

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

**ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА імені О. М. БЕКЕТОВА**

Г. І. Благодарна

САНІТАРНО-ТЕХНОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ ОЧИСНИХ СПОРУД

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ

(для здобувачів вищої освіти другого (магістерського) рівня всіх форм навчання спеціальності 194 – Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології)

**Харків
ХНУМГ ім. О. М. Бекетова
2022**

УДК 628.1/3 : 658.562

Благодарна Г. І. Санітарно-технологічний контроль очисних споруд : конспект лекцій для здобувачів вищої освіти другого (магістерського) рівня всіх форм навчання спеціальності 194 – Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології / Г. І. Благодарна ; Харків. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Харків : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2022. – 133 с.

Автор

канд. техн. наук, доц. Г. І. Благодарна

Рецензенти:

С. С. Душкін, доктор технічних наук, професор кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод Харківського національного університету міського господарства імені О. М. Бекетова;

І. М. Чуб, кандидат технічних наук, доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод Харківського національного університету міського господарства імені О. М. Бекетова

Рекомендовано кафедрою водопостачання, водовідведення та очищення вод, протокол № 1 від 27.08.2021.

© Г. І. Благодарна, 2022
© ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2022

ЗМІСТ

| | |
|--|----|
| ВСТУП..... | 6 |
| ТЕМА 1 ОЦІНКА ЯКОСТІ ПРИРОДНИХ І ТЕХНІЧНИХ ВОД..... | 7 |
| 1.1 Домішки й оцінка якості природних вод..... | 7 |
| 1.2 Вимоги, що ставляться до джерел водопостачання. Нормування якості питної води..... | 11 |
| ТЕМА 2 ЛАБОРАТОРНО-ВИРОБНИЧИЙ КОНТРОЛЬ ЯКОСТІ ВОДИ В СИСТЕМАХ ГОСПОДАРЧО-ПИТНОГО ТА ВИРОБНИЧОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ..... | 15 |
| 2.1 Лабораторно-виробничий контроль якості води в системах господарчо-питного та виробничого водопостачання..... | 15 |
| 2.2 Метрологічне забезпечення вимірювань..... | 22 |
| 2.3 Внутрішній лабораторний контроль якості вимірювань: фізико-хімічні дослідження, мікробіологічні дослідження..... | 28 |
| 2.3.1 Фізико-хімічні дослідження..... | 28 |
| 2.3.2 Мікробіологічні дослідження..... | 33 |
| 2.4 Регуляторні обмеження небезпечних факторів діяльності лабораторій: прекурсори, патогенні мікроорганізми..... | 34 |
| 2.4.1 Прекурсори..... | 35 |
| 2.4.2 Патогенні мікроорганізми..... | 39 |
| 2.5 Кадрове забезпечення лабораторій..... | 40 |
| ТЕМА 3 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ПРИРОДНИХ ВОД..... | 46 |
| 3.1 Організація контролю якості води..... | 46 |
| 3.2 Контроль процесів попередньої обробки води..... | 46 |
| 3.3 Контроль процесів коагулювання води..... | 51 |
| 3.4 Контроль процесу відстоювання води..... | 54 |
| 3.5 Контроль процесу фільтрування води..... | 56 |
| ТЕМА 4 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ..... | 58 |
| ТЕМА 5 КОНТРОЛЬ ОСОБЛИВИХ МЕТОДІВ ОБРОБКИ ВОДИ..... | 62 |
| 5.1 Контроль процесів пом'якшення води..... | 62 |
| 5.2 Контроль процесів очищення води від сполук заліза й марганцю..... | 67 |
| 5.3 Контроль процесів очищення води від сірководню..... | 69 |

| | | |
|---|--|------------|
| 5.4 | Контроль процесів коригування змісту фтору у воді..... | 69 |
| 5.5 | Контроль процесів опріснення та знесолення води..... | 71 |
| 5.6 | Контроль процесу знекремнювання води..... | 74 |
| 5.7 | Контроль процесу стабілізаційної обробки води..... | 75 |
| ТЕМА 6 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ | | |
| | РОБОТИ ЗВОРОТНИХ СИСТЕМ ОХОЛОДЖУВАННЯ..... | 76 |
| 6.1 | Контроль процесів гідрохімічного режиму роботи зворотних систем охолодження..... | 76 |
| 6.2 | Контроль процесу охолодження води..... | 81 |
| ТЕМА 7 СКЛАД СТІЧНИХ ВОД..... | | |
| 7.1 | Класифікація стічних вод..... | 83 |
| 7.2 | Види забруднення стічних вод..... | 84 |
| 7.3 | Поняття про санітарно-хімічний аналіз..... | 85 |
| 7.4 | Основні показники санітарно-хімічного аналізу та їх технологічна оцінка..... | 86 |
| 7.5 | Відбір, консервація та зберігання проб стічних вод..... | 90 |
| 7.6 | Норми забруднень. Нерівномірність складу стічних вод..... | 91 |
| ТЕМА 8 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ МЕХАНІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ | | |
| | СТІЧНИХ ВОД..... | 94 |
| 8.1 | Контроль роботи решіток, дробарок, решіток-дробарок..... | 94 |
| 8.2 | Контроль роботи піскоуловлювачів..... | 96 |
| 8.3 | Контроль роботи первинних відстійників..... | 97 |
| ТЕМА 9 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ | | |
| | СТІЧНИХ ВОД В АЕРОБНИХ УМОВАХ..... | 99 |
| 9.1 | Процеси біологічного очищення та їх технологічна оцінка..... | 99 |
| 9.2 | Контроль роботи аеротенків..... | 100 |
| 9.3 | Контроль роботи біофільтрів..... | 104 |
| 9.4 | Контроль роботи вторинних відстійників та мулоущільнювачів. Контроль процесів преаерації та біокоагуляції..... | 106 |
| 9.5 | Контроль роботи споруди для аеробної мінералізації мулу..... | 108 |
| 9.6 | Поля зрошення та поля фільтрації..... | 110 |
| 9.7 | Біологічні ставки..... | 111 |
| ТЕМА 10 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ДООЧИЩЕННЯ ТА | | |
| | ЗНЕЗАРАЖЕННЯ СТІЧНИХ ВОД..... | 112 |
| 10.1 | Контроль процесів доочищення стічних вод..... | 112 |

| | |
|--|-----|
| 10.2 Видалення завислих речовин і зниження БСК..... | 112 |
| 10.3 Видалення біогенних елементів..... | 114 |
| 10.4 Контроль процесів знезараження стічних вод..... | 115 |
| ТЕМА 11 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ОСАДІВ..... | 116 |
| 11.1 Призначення споруд для обробки осадів..... | 116 |
| 11.2 Процеси метанового бродіння та їх технологічна оцінка..... | 118 |
| 11.3 Контроль процесів сушіння та зневоднення осадів..... | 121 |
| ТЕМА 12 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ВИРОБНИЧИХ СТІЧНИХ ВОД..... | 125 |
| 12.1 Методи обробки виробничих стічних вод..... | 125 |
| 12.2 Підготовча обробка стічних вод і контроль процесів..... | 126 |
| 12.3 Методи витягання забруднень зі стічних вод і контроль процесів..... | 127 |
| 12.4 Деструктивні методи очищення стічних вод..... | 129 |
| СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ..... | 132 |

ВСТУП

В умовах усе більшого впровадження у водне господарство прогресивних технічних рішень у області водопідготовки й очищення стічних вод науково обґрунтований контроль якості води є одним із найважливіших чинників санітарно-епідеміологічного благополуччя населених пунктів, а також запобігання техногенних та екологічних катастроф. Найчастіше склад води визначає набір споруд, що оброблюють воду й величину питомої витрати води для різних абонентів водопроводу та систем водовідведення.

Серйозними завданнями, яким належить вирішувати в області очищення природних і стічних вод є розробка ефективних нових і глибоке освоєння традиційних методів обробки води з метою підвищення якості та зниження вартості її очищення. Вирішення цих завдань значною мірою залежить від наявності підготовлених фахівців – технологів вищої та середньої кваліфікації.

Конспект лекцій написано відповідно до програми дисципліни «Санітарно–технологічний контроль очисних споруд» і навчального плану для здобувачів вищої освіти другого (магістерського) рівня спеціальності 194 – Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології.

У конспекті викладено основні принципи контролю процесів очищення та оброблення природних та стічних вод за стадіями й даються конкретні відомості з технологічного контролю роботи кожної споруди, також визначення ефективності роботи водоочисних і водопідготовчих споруд, а також установок для оброблення осаду. Розглянуто методи та технології лабораторно-виробничого контролю за якістю природних, водопровідних і стічних вод.

Конспект лекцій призначений для студентів вищих навчальних закладів, що готують спеціалістів у галузі водопостачання, каналізації, гідротехнічного будівництва, раціонального використання та охорони водних ресурсів.

ТЕМА 1 ОЦІНКА ЯКОСТІ ПРИРОДНИХ І ТЕХНІЧНИХ ВОД

1.1 Домішки й оцінка якості природних вод

Під якістю природної води розуміють сукупність її властивостей, обумовлених характером і концентрацією домішок, що містяться у воді [1]. Домішки природних вод підрозділяються на неорганічні й органічні. Відповідно до класифікації домішок на основі їхньої фазово-дисперсної характеристики розробленої під керівництвом академіка Л. А. Кульського, за ступенем дисперсності можуть бути поділені на чотири групи.

Під час проведення оцінки якості природної води з точки зору можливості її оброблення тими чи іншими способами має значення не тільки походження домішок, але і їхній фізико-хімічний стан. Класифікація домішок на основі їхньої фазово-дисперсної характеристики розроблена під керівництвом акад. Л. А. Кульського. Відповідно до цієї класифікації, домішки природних вод за їхнім фізико-хімічним станом, який значною мірою визначається дисперсністю речовин, можуть бути розподілені на чотири групи.

До першої групи домішок належать зважені речовини – суспензії і емульсії, середній розмір часток яких становить $10^{-3} - 10^{-5}$ см. Склад домішок цієї групи дуже різноманітний: це частинки глини та піску, малорозчинні гідроксиди металів, частинки мулу, емульсії мінеральних масел, нафтопродукти, планктон (зокрема й бактеріальний).

У сукупності ці домішки обумовлюють каламутність води. Повніше уявлення про склад домішок першої групи можна отримати на основі хімічного, гідробіологічного та бактеріологічного аналізів. Для цього зазвичай визначають завислі речовини та їхню зольність, якісний і кількісний склад гідробіонтів, мікробне число та число бактерій групи кишкової палички [1].

До другої групи належать колоїдно-розчинені домішки й високомолекулярні органічні сполуки зі ступенем дисперсності $10^{-5} - 10^{-6}$ см. Високомолекулярні сполуки можуть утворювати не тільки колоїдні, але і справжні розчини. Проте вони належать до другої групи домішок, оскільки розмір їхніх часток відповідає колоїдному ступеню дисперсності та за низкою властивостей розчини цих речовин схожі з колоїдними системами.

До домішок цієї групи належать мінеральні та органо-мінеральні частинки ґрунтів, колоїдні сполуки заліза та гумус, що утворюється внаслідок хімічного й біохімічного розкладання рослинних залишків безпосередньо у водоймі та потрапляє в нього з атмосферними і талими водами з ґрунту.

У складі гумусових речовин цієї групи розрізняють колоїдні сполуки гумінових кислот і фульвокислот, які надають воді кольоровість. Наявність колоїдних домішок збільшує і каламутність води, хоча на показник завислих речовин не впливає, оскільки частинки колоїдної ступеня дисперсності не затримуються фільтром.

Третю групу домішок становлять молекулярно-розчинені речовини з розміром частинок 10^{-6} – 10^{-7} см. Розчинені гази, насамперед чином кисень і вуглекислий газ, практично завжди містяться в природній воді. У деяких підземних водах у забруднених поверхневих джерелах може бути присутнім сірководень.

До розчинених органічних сполук належать продукти життєдіяльності та розкладання бактерій, актиноміцетів, цвілі, водоростей, макрофітів та інших водних організмів, а також феноли й істинно розчинені фульвокислоти. Вміст органічних речовин може збільшуватися при спуску у водойму недостатньо очищених побутових і виробничих стічних вод,

У зв'язку з неможливістю індивідуального аналітичного визначення всіх присутніх у воді органічних сполук вдаються до сумарної оцінки їхнього змісту за величиною окиснюваності, інтенсивності запаху та присмаку тощо.

Отже, домішки третьої групи істотно впливають на якість води, змінюючи її органолептичні показники та збільшуючи окиснюваність. Деякі пофарбовані молекулярно-розчинені органічні сполуки обумовлюють кольоровість води.

Четверта група домішок представлена речовинами, що дисоціюють у воді на іони, зі ступенем дисперсності менше 10^{-7} см. Це насамперед солі, концентрація яких визначає ступінь мінералізації води. Загальний вміст солей у воді приблизно оцінюють за величиною щільного залишку, під яким мається на увазі сума всіх домішок води, який визначається шляхом випарювання й подальшого висушування попередньо профільтрованої проби.

У практиці водопідготовки щільний залишок зазвичай називають сухим залишком, хоча останній визначається з не фільтрованої проби, і в такий спосіб у його склад входять усі домішки, зокрема й нерозчинені. Таке змішання загальноприйнятих понять невірно, але виправдовується тим, що в малокаломутних, а тим більше в питних водах результати обох визначень дуже близькі, оскільки вміст завислих речовин у цих водах невелика, а обсяг щільного залишку значний.

Повніше уявлення про склад домішок четвертої групи дає вивчення іонного складу води. Для переважної більшості природних вод загальний

солевміст досить точна визначається катіонами Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ і аніонами HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- . Інші іони зазвичай присутні в дуже незначних кількостях, але можуть істотно впливати на властивості та якість води.

Вода електронейтральна, тому суми концентрацій катіонів та аніонів, виражені в мг-екв./дм³, однакові. З огляду на переважання в природних водах перелічених семи іонів, можна записати:



Співвідношення вмісту окремих іонів в природній воді залежить від загального солевмісту. Маломінералізовані води річок і прісні артезіанські води містять переважно катіони кальцію та аніони HCO_3^- . У міру підвищення мінералізації змісту Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- у воді збільшується. Сумарна концентрація катіонів кальцію та магнію, виражена в мг-екв./дм³, визначає загальну жорсткість води.

Іонний склад води обумовлює один з найважливіших показників її якості – лужність. Загальна лужність визначається сумою аніонів слабких кислот, здатних реагувати з соляною або сірчаною кислотою. Загальна лужність залежно від іонного складу води включає бікарбонатну, карбонатну, гідратну складники. Оскільки з перелічених аніонів у більшості природних вод переважає аніон HCO_3^- , їх лужність визначається концентрацією бікарбонатів. Однак це справедливо за умови, що значення рН не перевищує 8,4. При більш високих значеннях рН (від 8,4 до 12) бікарбонатна лужність поступово зменшується в разі одночасного збільшення карбонатної лужності. При значеннях рН > 12 бікарбонатна лужність дорівнює нулю, оскільки в цих умовах вуглекислота в розчині присутня тільки у вигляді карбонат іонів. У водах зі значеннями рН > 9 потрібно враховувати й гідратний складник загальної лужності.

Дані аналізів іонного складу води зручно зображувати графічно. Для цього в певному масштабі на двох паралельних дотичних смугах у порядку, зазначеному на рисунку 1.1, відкладають концентрації катіонів та аніонів у мг · екв./дм³. Графічне зображення результатів аналізу дозволяє представити гіпотетичний склад солей у воді. Наприклад, у воді, за результатами аналізу якої складена діаграма, наведена на рисунку 1.1, в, гіпотетично присутні $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$, NaHCO_3 , Na_2SO_4 , NaCl , KCl . При відомих концентраціях катіонів та аніонів можна обчислити й концентрації цих солей.

Аніони на діаграмі розташовуються в порядку збільшення їхніх кислотних властивостей. Розташування катіонів обумовлено тим порядком, у якому вони будуть утворювати малорозчинні сполуки при поступовому

збільшенні значення рН. Саме такий прийом обробки, то б то збільшення лужності середовища, лежить в основі процесів реагентного пом'якшення та знезалізнення води аерацією або вапнуванням.

| | | | | | | | |
|------------------|--|----------------------------|------------------|----------------------------|------------------|--------------------|---------------|
| а) | <table border="1" style="border-collapse: collapse; width: 100%;"> <tr> <td style="text-align: center; padding: 5px;">Ca^{2+}</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">Mg^{2+}</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">$\text{Na}^+ + \text{H}^+$</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center; padding: 5px;">HCO_3^-</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">SO_4^{2-}</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">Cl^-</td> </tr> </table> | Ca^{2+} | Mg^{2+} | $\text{Na}^+ + \text{H}^+$ | HCO_3^- | SO_4^{2-} | Cl^- |
| Ca^{2+} | Mg^{2+} | $\text{Na}^+ + \text{H}^+$ | | | | | |
| HCO_3^- | SO_4^{2-} | Cl^- | | | | | |

| | | | | | | | |
|------------------|---|------------------|------------------|---------------|------------------|--------------------|---------------|
| б) | <table border="1" style="border-collapse: collapse; width: 100%;"> <tr> <td style="text-align: center; padding: 5px;">Ca^{2+}</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">Mg^{2+}</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">Na^+</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center; padding: 5px;">HCO_3^-</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">SO_4^{2-}</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">Cl^-</td> </tr> </table> | Ca^{2+} | Mg^{2+} | Na^+ | HCO_3^- | SO_4^{2-} | Cl^- |
| Ca^{2+} | Mg^{2+} | Na^+ | | | | | |
| HCO_3^- | SO_4^{2-} | Cl^- | | | | | |

| | | | | | | | | | |
|------------------|--|--------------------|------------------|---------------|--------------|------------------|--|--------------------|---------------|
| в) | <table border="1" style="border-collapse: collapse; width: 100%;"> <tr> <td style="text-align: center; padding: 5px;">Ca^{2+}</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">Mg^{2+}</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">Na^+</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">K^+</td> </tr> <tr> <td colspan="2" style="text-align: center; padding: 5px;">HCO_3^-</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">SO_4^{2-}</td> <td style="text-align: center; padding: 5px;">Cl^-</td> </tr> </table> | Ca^{2+} | Mg^{2+} | Na^+ | K^+ | HCO_3^- | | SO_4^{2-} | Cl^- |
| Ca^{2+} | Mg^{2+} | Na^+ | K^+ | | | | | | |
| HCO_3^- | | SO_4^{2-} | Cl^- | | | | | | |

Рисунок 1.1 – Діаграма гіпотетичного складу солей у воді

На якість і властивості води значно впливають сполуки вуглекислоти. Разом з іонами кальцію вони утворюють карбонатно-кальцієву систему рівноваги, найскладнішу в природних водах. З рисунка 1.2 видно, що з карбонатно-кальцієвою системою безпосередньо пов'язані іони водню, і, отже, кількісні співвідношення між окремими компонентами системи залежать від величини рН.

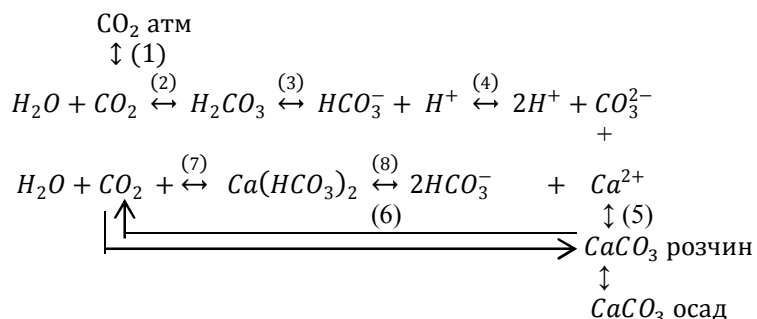


Рисунок 1.2 – Карбонатно-кальцієва система рівноваги у природних водах

В умовах рівноваги певної концентрації бікарбонатів відповідає певна кількість вільної вуглекислоти, званої рівноважною. Вода при цьому стабільна, оскільки не відбувається ні випадання карбонатів, ні їх додаткового розчинення.

Якщо кількість розчиненої вуглекислоти перевищує її рівноважну концентрацію, рівновага реакції (7) на рисунку 1.2 зрушиться вправо, що призведе до розчинення CaCO_3 . Надлишок CO_2 понад рівноважної концентрації називається агресивною вуглекислотою. Контакт агресивної води з бетонними спорудами призводить до вимивання з них карбонату кальцію.

При нестачі CO₂ порівняно з рівноважною концентрацією реакція (7) перебігає справа наліво, що призводить до додаткового утворення їх випадання в осад малорозчинного карбонату кальцію.

Стабільність води може бути оцінена експериментально або шляхом обчислення індексу насичення води карбонатом кальцію за результатами визначення у воді температури, загального солемісту, концентрації іонів кальцію н загальної лужності. Основним і точнішим методом є експериментальний. Суть його полягає у визначенні загальної лужності або величини рН у вихідній пробі й після струшування її з карбонатом кальцію протягом 1–2 год.

Отже, якість природних вод оцінюється комплексом різних хімічних, фізико-хімічних, санітарно-бактеріологічних і гідробіологічних показників, визначених відповідним аналізом.

1.2 Вимоги, що ставляться до джерел водопостачання.

Нормування якості питної води

Придатність того чи іншого джерела для цілей водопостачання визначається на підставі даних його санітарного обстеження відповідно до результатів гідрогеологічних, гідрологічних і топографічних вишукувань. Вода джерел водопостачання не повинна містити небажаних домішок, які не можуть бути видалені сучасними методами обробки, а концентрація забруднень, що піддаються усуненню, повинна відповідати ефективності застосовуваних методів обробки.

Згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10 у воді джерел водопостачання нормується вміст хлоридів (не більше 350 мг/дм³) і сульфатів (не більше 500 мг/дм³) при загальному солквмісту не більше 1 000 мг/дм³ за щільним залишком. За погодженням з органами санітарно-епідеміологічної служби у виняткових випадках допускається використання води джерел із солемістом до 1 500 мг/дм³. Крім того, у воді джерел водопостачання нормується вміст речовин, токсичних для людини.

Допустимий колі-індекс води джерел водопостачання залежить від способу її очищення. Якщо намічається тільки хлорування, то колі-індекс повинен бути не більше 1 000, а при повному очищенні води – не більше 10 000.

У разі невідповідності якості води вимогам ДСанПіН по тим чи іншим показникам, а також при вмісту кишкових паличок понад 10 000 в 1 л повинна бути забезпечена додаткова обробка води, що гарантує необхідну якість питної води.

Якість питної води регламентується ДСанПіН 2.2.4-171-10. Нормування концентрації тих чи інших речовин обумовлено необхідністю забезпечення сприятливих органолептичних властивостей питної води, нешкідливості її хімічного складу та безпеки води в санітарному плаї. Невідповідність хоча б одного з цих нормативів вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 дає підстави для визнання непридатності води для питних цілей.

Для всіх нормованих речовин визначено лімітуючий показник шкідливості – органолептичний або санітарно-токсикологічний. Наприклад, залізо навіть у великих концентраціях не виявляє токсичної дії на організм людини, але надає воді жовто-бурого забарвлення та неприємного болотистого смаку, якщо його концентрація перевищує 0,2 мг/дм³. Лімітуючим показником шкідливості для сполук заліза є органолептичний. Те саме можна сказати про хлориди, сульфати, марганець. Навпаки, такі хімічні речовини, як сполуки стронцію, нітрати, не змінюючи органолептичних властивостей води, виявляються токсичними для людини. Наприклад, стронцій в концентраціях понад 7 мг/дм³ пригнічує активність багатьох ферментів. Водночас гірків'язучий присмак у воді з'являється тільки при концентрації стронцію 12 мг/дм³. Для таких з'єднань лімітуючим показником шкідливості є санітарно-токсикологічний.

До органолептичних показників якості води належать запах, присмак, каламутність, кольоровість. Останні два показники належать до органолептичних, хоча визначаються фізичними методами, оскільки вони, так само як запах і присмак, набувають значення при оцінці якості води лише в міру сприйняття органами почуттів людини. Органолептичні властивості води нормуються: 1) за інтенсивністю допустимої зміни органолептичних показників (табл. 1.1) [2]; 2) за вмістом хімічних речовин, шкідливість яких визначається їхньою здатністю в мінімальних концентраціях погіршувати органолептичні показники води (табл. 1.2).

Таблиця 1.1 – Норматив органолептичних властивостей води

| Показник | Норматив |
|--|------------|
| Запах при 20 °С та при нагріванні до 60 °С, бали (не більше) | 2 |
| Смак і присмак при 20 °С, бали (не більше) | 2 |
| Забарвленість, град (не більше) | 20 |
| Каламутність, мг/дм ³ | 1,5 |
| нефелометричних одиниць каламутності (НОК) (поверхнева вода) | <1 (3,5) |
| НОК (підземна вода) | <2,6 (3,5) |

Згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10, інтенсивність специфічних присмаків й запахів, що з'являються після хлорування або будь-якого іншого реагенту обробки води, повинна бути не більше 1 бала, то б то запах і присмак може бути виявлений тільки досвідченим аналітиком.

Таблиця 1.2 – Хімічних речовин, шкідливість яких визначається їх здатністю в мінімальних концентраціях погіршувати органолептичні показники води

| Показник | Норматив |
|--|-----------|
| Водневий показник рН | 6,5 – 8,5 |
| Сухий залишок, мг/дм ³ | ≤1 000 |
| Загальна жорсткість, ммоль/дм ³ | ≤7 |
| Хімічні речовини, мг/дм ³ | |
| 1) неорганічних: | |
| – залізо; | ≤0,2 |
| – марганець; | ≤0,05 |
| – мідь; | ≤1,0 |
| – цинк; | ≤1,0 |
| – сульфати; | ≤250 |
| – хлориди; | ≤250 |
| – поліфосфати залишкові (в перерахунку на PO ₄ ²⁻); | ≤3,5 |
| – хлор залишковий вільний; | ≤0,5 |
| 2) органічних: | |
| хлор залишковий зв'язаний | ≤1,2 |

Нешкідливість хімічного складу питної води (санітарно-токсикологічний показник) забезпечується нормуванням речовин: а) що зустрічаються в природних водах, таких, як з'єднання берилію, молібдену, арсену, стронцію та інше; б) додаються до води в процесі її обробки реагентами, наприклад, поліакриламідом (далі ПАА); в) з'являються в результаті промислового і сільськогосподарського забруднення водних джерел нафтопродуктами, пестицидами та іншими речовинами. Гранично допустимі концентрації (далі ГДК) для речовин, зазначених в пунктах «а» і «б», наведені в таблиці 1.3. Речовини, названі у пункті «в», нормуються «Правилами охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами».

Таблиця 1.3 – Санітарно-токсикологічні показники

| Показник | Одиниці виміру | Норматив |
|--|--------------------|----------|
| а) неорганічні компоненти | | |
| алюміній** | мг/дм ³ | ≤0,2 |
| амоній | мг/дм ³ | ≤0,5 |
| кадмій** | мг/дм ³ | ≤0,001 |
| молібден** | мг/дм ³ | ≤0,07 |
| арсен** | мг/дм ³ | ≤0,01 |
| діоксид хлору | мг/дм ³ | ≤0,1 |
| кремній** | мг/дм ³ | ≤10 |
| натрій** | мг/дм ³ | ≤200 |
| нітрати (за NO ₃) | мг/дм ³ | ≤50,0 |
| нітрити** | мг/дм ³ | ≤0,5 |
| озон залишковий | мг/дм ³ | 0,1–0,3 |
| ртуть* | мг/дм ³ | ≤0,000 5 |
| свинець** | мг/дм ³ | ≤ 0,010 |
| хлорити** | мг/дм ³ | ≤0,2 |
| фториди** для кліматичних зон: | | |
| IV | мг/дм ³ | ≤0,7 |
| III | мг/дм ³ | ≤1,2 |
| II | мг/дм ³ | ≤1,5 |
| селен | мг/дм ³ | ≤0,01 |
| берилій* | мг/дм ³ | ≤0,000 2 |
| стронцій** | мг/дм ³ | ≤7,0 |
| бор** | мг/дм ³ | ≤0,5 |
| сурма** | мг/дм ³ | ≤0,005 |
| ціаніди** | мг/дм ³ | ≤0,050 |
| б) органічні компоненти | | |
| поліакриламід (ПАА)** залишковий | мг/дм ³ | ≤2,0 |
| формальдегід** | мг/дм ³ | ≤0,05 |
| хлороформ** | мг/дм ³ | ≤60 |
| бензол** | мг/дм ³ | ≤0,001 |
| 1,2-дихлоретан** | мг/дм ³ | ≤3 |
| тетрахлорвуглець ** | мг/дм ³ | ≤2 |
| трихлоретилен** і тетрахлоретилен** (сума) | мг/дм ³ | ≤10 |
| в) інтегральний показник | | |
| перманганатна окислюваність | мг/дм ³ | ≤5,0 |
| загальний органічний вуглець | мг/дм ³ | ≤8,0*** |
| * Речовини I класу небезпеки. | | |
| ** Речовини II класу небезпеки. | | |
| *** Не визначається на підприємствах питного водопостачання з обсягом виробництва питної води менше 10 000 м ³ на добу. | | |

Якщо у воді одночасно виявляється кілька речовин, нормованих за органолептичним або санітарно-токсикологічним показниками, то сумарна концентрація їх, виражена в частках ГДК кожної речовини, не повинна перевищувати одиниці, отже

$$\frac{c_1}{C_1} + \frac{c_2}{C_2} + \dots + \frac{c_n}{C_n} \leq 1, \quad (1.1)$$

де c – виявлені концентрації речовин, мг/дм³;

C – ГДК для тих самих речовин, мг/дм³;

Безпека води в санітарно-епідеміологічному плані гарантується за умови дотримання вимог ДСанПіН 2.2.4-171-10 за мікробіологічними показниками. Загальна кількість мікроорганізмів в 1 см³ питної води не повинна перевищувати 100. Кількість бактерій групи кишкової палички в 1 л питної води (колі-індекс) не повинна бути більше трьох. У питній воді повинні бути відсутніми організми, що розрізняються неозброєним оком.

У разі забруднення питної води невідомими токсичними сполуками та хімічними речовинами, для визначення яких відсутні методи дослідження, рекомендується застосовувати допоміжний інтегральний (експресний) показник якості питної води – індекс токсичності питної води, розрахований за результатами біологічних тестів (біотестування) [2]:

$$T = \frac{I_k - I_0}{I_k} \cdot 100 \%, \quad (1.2)$$

де T – індекс токсичності проби досліджуваної води;

I_k – величина тест-реакції у контрольній пробі;

I_0 – величина тест-реакції у досліджуваній пробі.

Індекс токсичності питної води, яка не містить неідентифікованих компонентів, не повинен перевищувати 50 % незалежно від використовуваних тест-об'єктів, якими можуть бути дафнії, інфузорії тощо.

ТЕМА 2 ЛАБОРАТОРНО-ВИРОБНИЧИЙ КОНТРОЛЬ ЯКОСТІ ВОДИ В СИСТЕМАХ ГОСПОДАРЧО-ПИТНОГО ТА ВИРОБНИЧОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

2.1 Лабораторно-виробничий контроль якості води в системах господарчо-питного та виробничого водопостачання

Якість питної води оцінюється комплексом різних показників, визначених санітарно-хімічним і гідробіологічним аналізами [4].

Повний санітарно-хімічний аналіз води включає кілька десятків визначень: температури, запаху, забарвленості, каламутності, завислих речовин і їхньої зольності (для вихідної води); жорсткості загальної, карбонатної та некарбонатної; лужності; вмісту сульфатів, хлоридів, нітритів, нітратів, фосфатів, силікатів, аміаку сольового й альбуміноїдного; іонів Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} (залишковий), Cu^{2+} , Zn^{2+} , F^- ; щільного залишку; вуглекислоти вільної та зв'язаної; розчиненого кисню; окислюваності, БСК₅ (для вихідної води), рН, загального числа бактерій; числа бактерій групи кишкової палички.

Крім перелічених визначень, вихідна вода не рідше одного разу на рік аналізується на вміст радіоактивних речовин, сполук селену, стронцію, іонів Mo^{2+} , Be^{2+} , Pb^{2+} , As^{3+} , As^{5+} , і в випадку їх постійного виявлення ці визначення включаються в повний аналіз.

Повсякденний контроль якості води забезпечується значно меншою кількістю аналізів. Характер і кількість показників, за якими здійснюється повсякденний контроль, можуть значно змінюватися залежно від виду водопостачання, методів обробки води та вимог, що ставляться до води споживачем.

Вимоги до якості води, що використовується для потреб промислових і сільськогосподарських підприємств або іншими споживачами, в кожному конкретному випадку обґрунтовуються фахівцями, що відповідають за якість виробленої продукції або послуг, що надаються.

Для кожної централізованої системи питного водопостачання експлуатаційною організацією розробляється спеціальна програма, в якій обґрунтовується перелік контрольованих показників і регламент проведення контролю. Програма узгоджується з органами Держсанепідемнагляду.

Необхідність і частота визначення того чи іншого показника залежать від мети, з якою виконується аналіз. Основні показники, що швидко змінюються в процесі очищення, наприклад мутність і кольоровість, за якими нормується якість води, визначаються часто. Для їх визначення на великих станціях застосовують автоматичні реєструвальні прилади. Якщо на очисній станції передбачено кондиціонування іонного складу води, постійно контролюється показник, за яким здійснюється кондиціонування. Часто визначаються і показники, що характеризують санітарний стан води.

Частину технологічних показників визначають з метою контролю за умовами перебігу процесу обробки води. До них належать, наприклад, температура, рН, лужність. Функцією температури є в'язкість води, а отже, і сили опору частинок у процесі їх осадження. Від температури залежить

розчинність у воді газів і швидкість окислювальних процесів. Температура істотно впливає на швидкість і глибину процесу пом'якшення. Різкі коливання температури навіть на 1–2 °С ускладнюють роботу освітлювачів водопом'якшувальних установок.

Активна реакція середовища є технологічним параметром при процесах коагуляції, пом'якшення, знезалізнення. Значенням рН визначається стан хімічної рівноваги в воді, розчинність гідроксидів алюмінію та заліза. Величина рН – найважливіший показник при оцінці корозійних властивостей води та її стабільності.

Визначення лужності є одним із варіантів технологічного контролю деяких процесів. Від величини лужності вихідної води залежать дози реагентів.

Під час обробки води її якість залежить і від залишкових концентрацій реагентів. Концентрації алюмінію, поліакриламід, заліза та інших з'єднань строго нормуються в питній воді. Визначення залишкових концентрацій хлору й озону проводиться безперервно автоматичними реєструвальними приладами, а в разі неможливості такого контролю – один раз на годину. Настільки часто виконання цих аналізів диктується необхідністю підтримки певної залишкової концентрації окислювача для досягнення необхідного бактерицидного ефекту. Крім того, за цими показниками контролюється доза окислювача.

Однак для вихідної води дані повного санітарно-хімічного аналізу ще не можуть дати повного уявлення про властивості води.

У зв'язку з цим у практиці водопідготовки широко застосовують технологічні аналізи води, що дозволяють оцінити її якість з точки зору можливості обробки води тим чи іншим методом і вибрати оптимальні дози реагентів. Серед таких аналізів виокремлюють пробне коагулювання, вуглевання, хлорування, знезалізнення, стабілізація води та інше.

Як правило, якість води контролюють на всіх етапах її обробки, тому перед кожною спорудою та після неї необхідно передбачити пристрої для відбору проб. Якість води контролюють не тільки на очисній станції, але й у розподільній мережі. При цьому місця відбору проб вибирають так, щоб можна було оцінити якість води у всіх основних магістральних водопровідних лініях і в найбільш віднесених і тупикових ділянках вуличної розподільчої мережі.

Загальна кількість аналізованих проб повинно бути при чисельності населення, що обслуговується: до 10 тис. осіб – не менше 2; до 20 тис. осіб – не менше 10; до 50 тис. осіб – не менше 30; до 100 тис. осіб – не менше 100 і при більшій чисельності населення – не менше 200 аналізів на місяць. У всіх відібраних пробах визначається загальне мікробне число, кількість загальних і

термотолерантних коліформних бактерій, зміст коліфагів, каламутність, забарвленість, запах і присмак води.

Контроль водопідготовки та водного режиму в промисловості може бути:

– поточним, що здійснюється зазвичай цілодобово по приладам або спрощеними методами ручного аналізу змінним персоналом лабораторій, апаратниками водоочисних установок, операторами котелень і теплових пунктів;

– поглибленим періодичним, що включає повні аналізи разових або середніх проб, зокрема приладові й іонітові методи контролю, аналіз реагентів, відкладень (накипу, продуктів корозії та ін.);

– спеціальним, що передбачає внутрішні огляди устаткування (баків, фільтрів, освітлювачів, деаераторів тощо), контролю при очистках і системи очистки від відкладень: парогенераторів, турбін, теплообмінників (водних, лужних і кислотних) і установки спеціальних індикаторів (рис. 1.3).

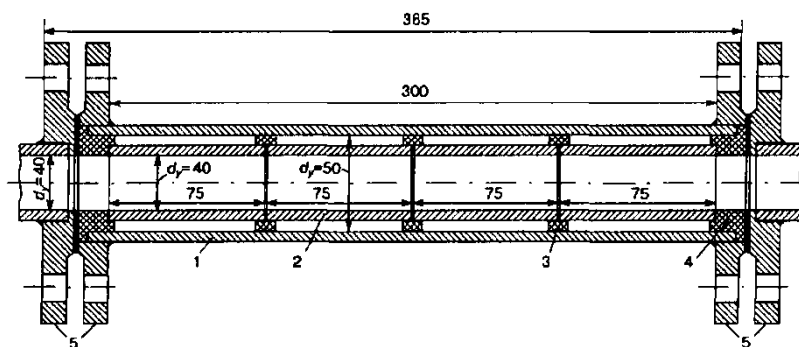


Рисунок 1.3 – Трубчастий індикатор корозії та накипоутворення:

- 1 – корпус-патрон; 2 – індикатор; 3 – гумові прокладки між індикаторами;
4 – те саме між кінцями індикаторів і патроном; 5 – фланці

Трубчасті індикатори встановлюють на байпасі до обстежуваного трубопроводу для періодичного контролю стану його внутрішньої поверхні з можливістю їх вилучення, огляду й вимірювання без відключення трубопроводу від мережі.

Виробничий контроль може бути місцевим і централізованим. Він повинен забезпечувати нормальний перебіг технологічного процесу та своєчасно сповіщати про зміни якості вихідної та оброблюваної води. Контроль здійснюють цілодобово і його поділяють: на гідравлічний, хіміко-бактеріологічний і гідробіологічний, що виконується лабораторією водопідготовчої станції (за проведення аналізів відповідає завідувач

лабораторією станції); технологічний, вироблений черговим персоналом по станції під наглядом головного інженера або начальника станції та включає контроль за своєчасною заготівлею розчинів реагентів, їх концентрацією і подачею в споруди станції, а також за роботою всіх споруд, зокрема хлораторних і амонізаторних.

Для цього на водопідготовчих станціях будь-якого призначення необхідно передбачати установку приладів з метою контролю:

- витрати води, що надходить на станцію; чистої, яка подається в резервуари; що надходить на кожне водоочисну споруду та на промивання фільтрів; подається в мережу водоспоживачів і на власні потреби станції;
- рівня води у відстійниках, фільтрах, а також резервуарах, промивних і реагентних баках; втрат напору у фільтрах і окремих ділянках трубопроводів;
- тисків на всмоктувальних і напірних лініях трубопроводів;
- автоматичного дозування реагентів, що вводяться у воду;
- якості води, що надходить на станцію, обробленої після споруд і подається споживачам.

Контрольні заміри, обходи та спостереження за роботою споруд здійснюють у певні терміни, що встановлюються експлуатаційними інструкціями. Про періодичність хімічного контролю можна судити на наведеному нижче прикладі виробничого регламенту взяття проб води в схемі її іонітним знесоленням (табл. 1.4 цифри вказують інтервал у годинах між взяттям проб води на аналіз).

Таблиця 1.4 – Виробничий регламент взяття проб води в схемі її іонітним знесоленням

| Показник якості води | Вихідна природна вода | Хімічно оброблена вода |
|-----------------------------|-----------------------|------------------------|
| Солевміст | 24–168 | 1–8 |
| Жорсткість | 24–168 | 4–8 |
| Лужність | 24–168 | 4–8 |
| Прозорість | 24–168 | 24–168 |
| Окислюваність перманганатна | 24–168 | 24–168 |
| Кремній | 168–720 | 8 |
| Залізо | 168 | 24–168 |
| Хлориди | 168 | 4–8 |

У воді протікають процеси окиснення та відновлення; біохімічні процеси з участю бактерій та інших об'єктів, що у ній живуть; а також фізичні та фізико-хімічні процеси сорбції, седиментації та ін. У водних розчинах, наприклад, нітрати в присутності органіки можуть відновлюватися до нітритів або навіть до іонів амонію (без органіки ці процеси можуть йти у зворотний бік через наявність у воді розчиненого кисню), а сульфати – до сульфідів. Розчинений кисень може витрачатися на окиснення органічних речовин. Можуть змінюватись і органолептичні властивості води – запах, колір, каламутність, смак.

Деякі елементи та їхні сполуки здатні досить легко адсорбуватися на стінках судин (Fe, Al, Си, Cd, Mn, Cr, Zn, РС>4 ~ та інших.). Зі скла (особливо темного) або бутлів із пластмаси, навпаки, ряд мікроелементів та сліди речовин можуть вилугуватися (В, Si, Na, К). Зазначені процеси іноді досить значно позначаються на достовірності та точності аналізу, тому дуже важливо дотримуватися запропонованих технологічних процедур зберігання та стабілізації проб.

Для звичайних, найчастіше забруднюючих воду речовин, застосовують досить прості та перевірені способи консервації та зберігання проб. Однак при додаванні до водних проб стабілізаторів завжди необхідно всебічно враховувати ті ускладнення, які можуть виникнути при аналізі через їх застосування.

Універсального консервуючого засобу немає, тому проби для аналізу відбирають у кілька бутлів. У кожен з них дома відбору пробу консервують, додаючи різні реагенти.

Підготовка води безпосередньо перед аналізом полягає в наступному:

- консервовані проби за необхідності нейтралізують, а охолоджені нагрівають до кімнатної температури;
- якщо визначенню заважають каламутність і кольоровість, проводять спеціальну підготовку: проби фільтрують, відстоюють або коагулюють.

Для отримання представницьких результатів під час проведення аналізу необхідно, щоб властивості води у відібраної пробі не змінювалися в проміжку часу від моменту взяття пробі до її надходження на аналіз. У таблиці 1.5 подані деякі прийоми консервації проб води.

Для консервації проб застосовують:

- кислоти;
- лужні розчини;
- органічні розчинники;

- біоциди;
- спеціальні реактиви для визначення деяких показників (наприклад, кисню, ціанідів, сульфідів).

Таблиця 1.5 – Способи консервації проб води до виробництва її аналізів на утримання домішок, що найчастіше зустрічаються

| Аналізований показник | Використовуваний спосіб або реактив-консервант | Максимальний час збереження стабільних властивостей |
|-------------------------|---|---|
| Кислотність і лужність | Охолодження до 4 °С | 24 год |
| БСК | Те саме | 6 год |
| Кальцій | Без рекомендацій | 24 год |
| ХСК | 2 мл/дм ³ H ₂ SO ₄ із щільністю 1,84 г/м ³ | 7 діб |
| Хлориди | Без рекомендацій | 7 діб |
| Забарвленість | Охолодження до 4 °С | 24 год |
| Ціаніди | NaOH до рН = 10 | 24 год |
| Розчинений кисень | Потрібно визначати на місці | – |
| Фториди | Без рекомендацій | 24 год |
| Жорсткість | Те саме | 24 год |
| Загальний вміст металів | 5 мг/дм ³ HNO ₃ із щільністю 1,33 г/м ³ , | Декілька неділів |
| Амонійний азот | 40 см HgCl ₂ на 1 дм ³ або охолодження до 4 °С | 7 діб |
| Нафтопродукти й масла | 2 мл/дм ³ H ₂ SO ₄ або охолодження до 4 °С | 24 год |
| Органічний вуглець | 2 см ³ /дм ³ H ₂ SO ₄ рН = 2 | 7 діб |

Не допускається застосовувати для консервації хлорид ртуті та фенілацетат ртуті, консерванти, що містять речовини (іони, елементи), що підлягають визначенню у відібраній пробі.

2.2 Метрологічне забезпечення вимірювань

В умовах глобалізації світового ринку проблема якості продукції, зокрема стратегічної, стає все актуальнішою, оскільки лише високоякісна продукція може бути конкурентоспроможною [7]. Питна вода – це теж стратегічна продукція, оскільки від її якості залежить рівень комфорту та безпеки життя населення, а від стабільності функціонування систем питного водопостачання залежить існування міст, особливо мегаполісів.

Відповідно до ДСТУ 2925-94 [8] якість продукції – це сукупність характеристик продукції, що стосуються її здатності задовольняти встановлені й передбачені потреби. Для практичного оцінювання якості продукції користуються показниками якості, які є кількісними оцінками однієї чи декількох властивостей продукції, що характеризують її якість.

Для питної води показники якості встановлюються санітарними правилами та державними стандартами.

Відповідно до ДСТУ 2925-94 [8] рівень якості продукції – це відносна характеристика якості продукції, що ґрунтується на порівнянні значень оцінюваних показників якості продукції з базовими значеннями відповідних показників. Безпосереднє оцінювання рівня якості продукції у кваліметрії, зазвичай, здійснюють комплексним методом за одним із двох узагальнених показників якості – комплексним показником якості або профілем якості [9].

Стосовно питної води базовими значеннями можуть бути показники якості питної води вищої якості, але оцінювання ведеться не за окремими показниками, а за їхньою сукупністю.

Очевидно, що достовірність будь-яких вимірювань залежить від рівня їхнього метрологічного забезпечення, яке передбачає введення метрологічних норм і правил, а також розроблення, виробництво та впровадження засобів вимірювальної техніки (далі – ЗВТ), необхідних для досягнення єдності й потрібної точності вимірювань.

Забезпечення єдності вимірювань – досить складне й відповідальне завдання, яке й визначає головний зміст метрології та метрологічного забезпечення.

Під єдністю вимірювань розуміють такий їхній стан, за якого результати виражаються в узаконених одиницях, а похибки вимірювань відомі та із заданою ймовірністю не виходять за встановлені границі.

Правові основи забезпечення єдності вимірювань визначає Закон України «Про метрологію та метрологічну діяльність».

Метрологічне забезпечення складається з наукової, законодавчої, нормативної, технічної та організаційної основ:

- науковою основою метрологічного забезпечення є метрологія – наука про вимірювання;
- законодавчою основою метрологічного забезпечення є закони України та постанови Кабінету Міністрів України, спрямовані на забезпечення єдності вимірювань;
- нормативною основою метрологічного забезпечення є державні стандарти та інші документи державної системи забезпечення єдності вимірювань;
- технічною основою метрологічного забезпечення є система державних еталонів одиниць фізичних величин, система робочих еталонів і зразкових ЗВТ, система стандартних зразків складу і властивостей речовин та матеріалів;
- організаційною основою метрологічного забезпечення є метрологічна служба України, що складається з державної та відомчих служб.

Виконання основних завдань метрологічного забезпечення у сфері відомчого контролю якості води здійснює метрологічна служба Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України.

Вимірювальні лабораторії контролю якості води підприємств ВКГ працюють у сфері державного метрологічного нагляду, оскільки вони виконують роботи, пов'язані із забезпечення захисту життя та здоров'я громадян та контролем стану навколишнього природного середовища.

Для роботи у сфері державного метрологічного нагляду (ст. 20 Закону України «Про метрологію та метрологічну діяльність») вимірювальні лабораторії водоканалів повинні пройти атестацію згідно з «Правилами уповноваження та атестації у державній метрологічній системі», що затверджені наказом Держспоживстандарту України № 71 від 29.03.2005.

Основні критерії атестації лабораторії – це її незалежність і технічна компетентність.

Критерій атестації на незалежність лабораторії означає, що її правовий статус, організаційна структура, підпорядкованість, фінансовий стан та система оплати праці працівників повинні забезпечувати впевненість органу з атестації в тому, що лабораторію може бути визнано об'єктивною та незалежною від замовників конкретних метрологічних робіт, на проведення яких проводиться атестація.

На незалежність може претендувати заявник, який є юридичною особою та власником приміщень, засобів вимірювальної техніки, обладнання тощо, необхідних для здійснення конкретних метрологічних робіт відповідно до заявленої галузі атестації, або має довгостроковий договір на оренду зазначених приміщень, засобів вимірювальної техніки та обладнання.

На незалежність може претендувати також заявник, який не є юридичною особою, а входить до складу підприємства, що практично завжди є у випадку лабораторій водоканалів. У цьому разі лабораторія повинна бути окремим структурним підрозділом підприємства, а її діяльність не повинна бути пов'язана з використанням результатів здійснюваних вимірювань якості води.

Критерію незалежності під час атестації лабораторій приділяють увагу суто формально, оскільки цей критерій досить складний у застосуванні й на практиці його оцінювання проводиться виключно за наявності необхідної документації.

Важливіше інше, а саме розуміння керівником лабораторії водоканалу ступеня його відповідальності, зокрема й кримінальної, за достовірність результатів контролю якості питної води й розуміння того, що лабораторія є лише аналітичним центром, тобто отримує й аналізує інформацію про якість води.

Рішення щодо застосування інформації про якість води приймає керівництво підприємства.

Зрозуміло, що адекватність прийнятого рішення залежатиме не лише від точності вимірювання, але й від обґрунтованості аналізу щодо безпеки та якості питної води.

У визначенні критерію незалежності є ключова вказівка про те, що діяльність лабораторії не повинно бути пов'язано з використанням результатів вимірювань якості води, які вона здійснює. Це означає, що керівник та працівники лабораторії в жодному разі не повинні відповідати за визначення неналежної якості питної води, і це повинно бути прописано в документах лабораторії, що подаються органу з атестації.

У практиці Харківського водопроводу для виключення можливості затримання в лабораторії інформації з якості питної води була реалізована схема щоденного документального інформування керівництва підприємства про всі виявлені так звані «нестандартні» проби питної води.

Згідно з наказом щодо підприємства інформація із лабораторії двічі на день передавалася у вигляді телефонограм у центральну диспетчерську службу підприємства, де вона заносилася в журнал, а диспетчер в установлені терміни

інформував керівництво про якість питної води.

Крім того, інформація про всі «нестандартні» проби направлялася у формі санітарного припису керівникам підрозділів, які обслуговують точки водомережі, в яких виявлено воду неналежної якості. На підставі цих приписів проводилися необхідні заходи для усунення причин погіршення питної води, після завершення яких проводився повторний відбір проб води для дослідження.

Але під час атестації лабораторії незалежність повинно бути встановлено не лише від підприємства водопровідно-каналізаційного господарства (далі ВКГ), але й також:

- від розробників, виробників і користувачів засобів вимірювальної техніки (далі ЗВТ);

- розробників і користувачів методик виконання вимірювань (далі МВВ).

Залежність пересічної лабораторії водоканалу від розробників і виробників ЗВТ та МВВ уявити досить важко, оскільки в лабораторіях використовують лише дозволені у встановленому порядку ЗВТ та МВВ.

Оскільки лабораторії водоканалів у цьому порядку не фігурують, то вони не мають здатності, навіть при бажанні, вплинути на дозвільний процес.

Тому вплив розробників і виробників ЗВТ та МВВ на лабораторії водоканалів є малоімовірним.

А от залежність від користувачів ЗВТ та МВВ на практиці досить поширена.

Це відбувається в тому разі, коли контрольні органи намагаються безапеляційно вказати керівнику лабораторії водоканалу, які саме ЗВТ та МВВ повинні аналітики використовувати в своїй роботі, мотивуючи це, зокрема, тим, що саме ці ЗВТ та МВВ використовуються в лабораторіях цих контрольних органів.

Нічого, нібито, поганого немає в тому, що методики збігатимуться, але оскільки контрольних органів декілька, то й методик може бути декілька.

При цьому контрольні органи часто користуються суто відомчими методиками, затвердженими наказами відповідних міністерств, нерідко ще за часів СРСР.

Зрозуміло, що такі методики передбачають використання застарілих приладів, а тому такий підхід гальмує розвиток лабораторій і не сприяє впровадженню ефективніших сучасних методів контролю.

Критерій атестації на технічну компетентність лабораторії означає, що її організаційна структура, фактичний склад її працівників та їхній

кваліфікаційний рівень повинні забезпечувати виконання метрологічних робіт у заявленій галузі атестації на належному рівні.

Приміщення лабораторії, у яких проводяться вимірювання, за своїм оснащенням і станом повинні відповідати вимогам методик виконання вимірювань та/або вимогам експлуатаційних документів на ЗВТ, що використовуються під час вимірювань, стосовно умов проведення вимірювань (кліматичні умови, освітлення, звуко- й віброізоляція, параметри мереж живлення, наявність водопостачання та каналізації, оснащеність заземленням тощо), вимогам безпеки праці та охорони довкілля.

Робочі місця, на яких проводяться вимірювання, повинно бути атестовано або паспортизовано в порядку, установленому заявником.

Лабораторія відповідно до заявленої галузі атестації повинна мати (п. 4.7 «Правил уповноваження...»):

- атестовані методики виконання вимірювань. Якщо вимірювання проводяться виключно за експлуатаційною документацією на засоби вимірювальної техніки, то наявність методик не є обов'язковою. Для вимірювань поза сферою поширення державного метрологічного нагляду можуть використовуватися методики, що не атестовані, але щодо яких проведено в порядку, установленому заявником, оцінювання придатності їх до використання;

- засоби вимірювальної техніки, необхідні для проведення вимірювань, повірені чи піддані державній метрологічній атестації (під час атестації на проведення вимірювань у сфері поширення державного метрологічного нагляду) та/або калібровані чи піддано метрологічній атестації (під час атестації на проведення вимірювань поза сферою поширення державного метрологічного нагляду);

- випробувальне обладнання, необхідне для проведення вимірювань, атестоване в установленому порядку;

- допоміжне обладнання, необхідне для проведення вимірювань, атестоване відповідно до порядку, установленого заявником;

- засоби градування та контролю працездатності засобів вимірювальної техніки, що застосовуються під час вимірювань та в процесі експлуатації (газові суміші, стандартні зразки тощо);

- погоджені переліки засобів вимірювальної техніки, що перебувають в експлуатації та підлягають перевірці, а також систему контролю своєчасності оновлення переліків;

- систему контролю своєчасності проведення періодичної перевірки

та/або калібрування засобів вимірювальної техніки, що використовуються під час вимірювань, а також атестації випробувального та допоміжного обладнання;

– систему контролю правильності оформлення робочих журналів, до яких заносяться результати вимірювань, а також протоколів за результатами вимірювань.

Атестація вимірювальних лабораторій на проведення вимірювань у сфері поширення державного метрологічного нагляду, яку проводять головні та базові організації та метрологічні служби центральних органів виконавчої влади, здійснюється за обов'язкової участі територіальних органів.

Із зазначеного вище відзначимо два ключових моменти.

Перше – це те, що ЗВТ, необхідні для проведення вимірювань, повинно бути повірені чи піддані державній метрологічній атестації.

Повірці підлягають усі ЗВТ, періодичність повірки вказується в сертифікаті, який видається під час внесення ЗВТ до державного реєстру за результатами державних випробувань.

Якщо ЗВТ не внесено до реєстру, він повинен пройти державну метрологічну атестацію.

Зазвичай, не вносяться в реєстр прилади, що випускаються чи імпортуються в обмеженій кількості. Такий порядок дозволяє упроваджувати новітнє обладнання, яке швидко оновлюється, і проводити тривалі державні випробування, необхідні для внесення до державного реєстру, нерационально.

Друге – порядок використання методик виконання вимірювань. Зазвичай, їх атестують в установленому порядку. Але на сьогодні все більше в практику лабораторного контролю впроваджується аналітичне обладнання, яке дозволяє отримувати результат вимірювання виключно за його експлуатаційною документацією. У цьому разі наявність атестованих методик не є обов'язковою.

До таких приладів належать практично всі потенціометри – рН-метри, солеміри, киснеміри тощо.

Також за експлуатаційною документацією проводяться вимірювання на атомно-абсорбційних спектрометрах.

У зв'язку з цим відзначимо фотометри останнього покоління, що працюють із готовим комплектом реактивів (їх було розглянуто в розділі 3.6). Застосування їх регламентується ДСТУ ISO 17381:2007 «Якість води. Вибір і застосування методів аналізу води з готовим комплектом для випробувань (ISO 17381:2003)».

2.3 Внутрішній лабораторний контроль якості вимірювань: фізико-хімічні дослідження, мікробіологічні дослідження

Внутрішній лабораторний контроль є одним з інструментів удосконалення діяльності системи менеджменту якості лабораторії, оскільки дозволяє проаналізувати проходження процесів, виявити невідповідності, встановити їхні причини, а також визначати способи для зменшення ризиків отримання недостовірних результатів проведених вимірювань у подальшому.

Внутрішній лабораторний контроль організує та здійснює керівник лабораторії.

Якість результатів вимірювань, що виконуються в лабораторії, визначається комплексом зовнішніх і внутрішніх факторів, які охоплюють всі аспекти діяльності лабораторії.

Зовнішні фактори:

- методики проведення вимірювань;
- засоби вимірювальної техніки, допоміжне обладнання та хімічний посуд;
- хімічні реактиви, стандартні зразки, поживні середовища.

Внутрішні фактори:

- відбір проб та пробопідготовка;
- людський фактор – кваліфікація та досвід персоналу;
- лабораторні приміщення.

2.3.1 Фізико-хімічні дослідження

Метою внутрішнього контролю якості результатів хімічного аналізу є забезпечення необхідної точності результатів вимірювання та експериментальне підтвердження лабораторією своєї технічної компетентності [3].

Згідно з галузевим нормативним документом РНД 34–05–2007 [3] обсяг робіт із внутрішнього контролю результатів рекомендується встановлювати у розмірі 1–3 % від обсягу вимірювань, які виконує лабораторія.

Необхідним етапом забезпечення якості результатів аналізу є контроль у лабораторії наявності умов для проведення аналізу. До факторів контролю належать:

- терміни повірки ЗВТ;
- терміни атестації випробувального обладнання;
- умови зберігання та строки придатності стандартних зразків;

- умови й терміни зберігання реактивів, матеріалів, розчинів, проб;
- відповідність експериментальних даних, отриманих у процесі побудови градуовальної характеристики, обраному виду залежності;
- стабільність градуовальної характеристики;
- якість реактивів із вказаним терміном зберігання;
- умови та правила відбору проб та їх доставлення;
- якість дистильованої води тощо.

Елементи системи внутрішнього контролю:

- оперативний контроль процедури аналізу;
- контроль стабільності результатів аналізу.

Оперативний контроль здійснює безпосередньо виконавець аналізу на основі оцінювання похибки результатів вимірювання та порівняння отриманого результату зі встановленим нормативом контролю. Його проводять у таких випадках:

- упровадження методики вимірювання;
- при використанні нової партії реактивів;
- після ремонту засобів вимірювання;
- для серій робочих проб із використанням стандартних зразків.

Контроль стабільності результатів аналізу проводять із метою підтвердження лабораторією компетентності у забезпеченні якості результатів аналізу та може здійснюватися в таких формах:

- із використанням контрольних карт, наприклад карт Шухарта;
- оцінювання характеристик лабораторної прецизійності, систематичної похибки лабораторії, похибки результатів аналізу та співставлення їх з установленими критеріями;

– вибіркового статистичного контролю лабораторної прецизійності, похибки результатів аналізу, виконаних за визначений проміжок часу.

При фотометричних вимірюваннях невідкладним є контроль *стабільності градуованих характеристик* (далі – ГХ). Його проводять для кожної встановленої градуованої залежності для методик, що застосовуються в лабораторії.

Періодичність контролю встановлюється відповідно до методики або на підставі досвіду роботи лабораторії.

Стабільність ГХ контролюють:

- із застосуванням одного СЗ, якщо відомо, що градуовальна залежність лінійна в широкому діапазоні концентрацій;

– із використанням двох СЗ, що дозволяють контролювати точки градування поблизу її початку і закінчення.

Контроль стабільності ГХ проводять перед серією проб, що надійшли до лабораторії, використовуючи СЗ. За результатами вимірювань розраховують відхилення виміряного значення величини від відомого її значення в СЗ. У міру набору статистичних даних із контролю стабільності ГХ розраховують оцінку стандартного відхилення проміжної прецизійності для результату вимірювання СЗ при контролі стабільності ГХ.

Система контролю якості вимірювань є сукупністю засобів контролю, об'єктів контролю та виконавців.

Засоби контролю:

- атестовані методики виконання вимірювань;
- контрольні проби (стандартні зразки, атестовані розчини та робочі проби вод);
- робочі проби з відомим додаванням потрібного компонента;
- робочі проби, розбавлені за заданим відношенням;
- робочі проби, розбавлені за заданим відношенням з відомим додаванням потрібного компонента.

Об'єктами контролю є результати вимірювання.

Упровадження в лабораторії внутрішнього контролю, який забезпечує стабільність результатів аналізу, дозволяє в протоколах аналізу, що видає лабораторія, використовувати таку форму подання результатів аналізу:

$$x \pm \Delta x_{\text{л}} \quad (2.1)$$

де x – результат аналізу;

$\pm \Delta x_{\text{л}}$ – характеристика похибки результатів аналізу, встановленої у процесі реалізації методики в лабораторії.

Згідно із ДСТУ 2681-94 [3], *вимірювання* – це відображення вимірюваних величин їхніми значеннями шляхом експерименту та обчислень за допомогою спеціальних технічних засобів.

Знайдену за допомогою вимірювання числову оцінку розміру вимірюваної величини X називають *результатом вимірювання* x , а різницю між ними – *абсолютною похибкою* Δx , тобто $\Delta x = x - X$.

Отже, на практиці між результатом вимірювання x та істинним значенням вимірюваної величини X завжди існує різниця, яку намагаються мінімізувати.

У процесі вимірювання вимірювану величину X порівнюють зі зразковою величиною x_N , що відтворюється багатозначною мірою або вимірювальним приладом.

Змінюючи зразкову величину x_N , домагаються того, щоб різниця Δx_N між x_N та X дорівнювала нулю, тобто виконання умови $X = x_N$.

Тоді за результат вимірювання приймають значення x_N , відтворене мірою.

Залежно від характеру прояву в процесі вимірювання похибки ділять на систематичні та випадкові.

Систематична похибка завжди зрушує результати в один і той самий бік, тоді як, *випадкова* похибка змінюється за значенням і залежить від багатьох випадкових змін (наприклад зовнішніх умов).

Відстежити *випадкову* помилку набагато складніше, ніж систематичну, так само як і виявити причину її виникнення. Випадкові помилки є неусувними, і тільки ретельно налагоджена стандартизація всіх етапів аналізу, суворе дотримання умов дослідження та врахування численних факторів, що впливають на аналіз, дозволяють звести випадкову помилку вимірювання до мінімуму.

Систематична похибка завжди залишається постійною або закономірно змінюється при повторних вимірах однієї і тієї самої величини. Причини її виникнення дуже різноманітні – неправильне калібрування приладу або неправильне розведення стандартного розчину, зміна температури інкубації, стан вимірювальної кювети тощо.

Досвідчений аналітик завжди зверне увагу на відхилення серії результатів один і той самий бік. Як тільки систематична похибка виявлена, її можна або виключити, усунувши причину, або ввести відповідні поправки в результат вимірювання.

Необхідно зазначити, що з 1997 р. Об'єднаним Комітетом із настанов у метрології, створеного сімома міжнародними організаціями, втілюється нова концепція оцінки точності вимірювань – введення невизначеності результату вимірювання.

В основі *концепції невизначеності* лежить об'єктивно неповне знання значення вимірюваної величини, яка представлена оператору у вигляді низки величин, отриманих у наслідок вимірювального експерименту та які в якийсь спосіб характеризують вимірювану величину [3].

Під час проведення оцінки результатів вимірювання не використовуються поняття істинного значення величини, дійсного значення величини й похибки вимірювання.

Уводиться поняття *невизначеності вимірювання*, яке трактується як параметр, пов'язаний з результатом вимірювань і характеризує розсіювання значень, яке обґрунтовано може бути приписано вимірюваній величині.

Поняття невизначеності вимірювання (похибка вимірювання), яке й раніше використовувалося у вимірювальній практиці, і визначення якого наводиться вже в 1993 році в Міжнародному словнику основних і загальних термінів у метрології (VIM-93), стало найвдалішим для характеристики розсіювання результатів вимірювань [3].

У концепції невизначеності замість поняття «фізична величина» використовується поняття «величина».

Також як і для класичної теорії вимірювання, характеристикою невизначеності вважається середньоквадратичне відхилення (далі – СКВ) і довірчий інтервал, які в новій концепції називаються *стандартна невизначеність і розширена невизначеність*.

Варто підкреслити, що фізичний зміст невизначеності вимірювань не відповідає поняттю похибки вимірювань.

Похибка одноразових вимірювань – це різниця між результатом вимірювання X , і дійсним значенням фізичної величини x , тобто $\Delta x = x - X$.

«Невизначеність одноразового вимірювання» можна подати як різницю між результатом вимірювань X і середнім арифметичним значенням L , отриманими в результаті n вимірювань, тобто $u_x = X - L$.

У разі збільшення кількості вимірювань середнє арифметичне L прагне до істинного значення X , зазвичай, якщо усунені всі систематичні похибки. При цьому різниця між Δx і u_x буде прагнути до нуля і, отже, математичні закономірності поведінки сукупностей Δx і u_x будуть подібні.

Основна відмінність у концепціях невизначеності й похибки полягає в тому, до якої величини належить дисперсія (СКВ): до дійсного значення вимірюваної величини чи до результату вимірювання.

Як відомо, в Україні розробка й застосування процедури оцінювання невизначеності вимірювання прописана в стандарті ДСТУ ISO/IEC 17025-2001 «Вимоги до компетентності випробувальних та калібрувальних лабораторій» [10].

Лабораторії повинні самостійно оцінювати точність результатів вимірювань, які вони проводять. Але на практиці лабораторії стикаються зі значними труднощами як під час при розробки самих процедур, так і в процесі їх реалізації, тобто безпосередньо при оцінюванні невизначеності результатів вимірювань, які вони отримують.

Причини цього, на думку авторів роботи [10], такі:

1. У лабораторіях відсутній досвід оцінювання не тільки невизначеності вимірювання, а й похибки, оскільки досі такі вимоги до них не висувалися.
2. У штаті більшості лабораторій відсутні метрологи відповідної кваліфікації.

3. Відсутність перекладів міжнародних методичних документів українською (або російською) мовою з розглянутого питання.

4. Здебільшого лабораторії вважають оцінювання невизначеності вимірювання марною тратою часу, оскільки за винятком деяких випадків не бачать у цьому необхідності. Замовників робіт в Україні зазвичай, цілком влаштовує похибка.

5. Значні витрати часу, а часто й матеріальних ресурсів на оцінювання.

2.3.2 Мікробіологічні дослідження

Особливість санітарно-мікробіологічних досліджень води порівняно з фізико-хімічними дослідженнями полягає в тому, що кількісна оцінка отриманого результату теж має значення, але, враховуючи, що більшість патогенних мікроорганізмів повинні бути відсутніми у питній воді, пріоритетним є гарантоване встановлення факту наявності в заданому об'ємі проби води мікроорганізму, який визначається.

На сьогодні в Україні відсутній нормативний документ, який би регулював процедуру внутрішнього контролю в лабораторіях мікробіологічного профілю. Тому в практичній роботі можливо користуватися положеннями російських методичних рекомендацій МУ 2.1.4.1057-01 з урахуванням вимог вітчизняного ДСП 9.9.5-080-02 [3].

Внутрішній лабораторний контроль якості мікробіологічних досліджень води – це комплекс заходів і процедур, що здійснюються в лабораторії, спрямованих на забезпечення й контролювання стабільності необхідних умов розвитку заданого мікроорганізму, а також запобігання несприятливій дії факторів, що виникають у процесі підготовки, виконання й оцінювання результатів аналізу, здатних вплинути на достовірність результату [3].

Специфіка об'єкта мікробіологічних досліджень, живого мікроорганізму, наділеного індивідуальними (родовими, видовими, штамовими) властивостями й особливостями життєдіяльності в умовах водного середовища, створює незалежні від дослідника проблеми в оцінюванні точності кількісного результату й зумовлює похибку мікробіологічних методів, що досягає сотень відсотків.

Найвагомішими є такі об'єктивні фактори, що впливають на результат аналізу:

– нерівномірність розподілу мікроорганізмів, що зумовлює розкид даних під час аналізу двох однакових об'ємів однієї проби води;

– здатність адсорбуватися на завислих речовинах з утворенням важкороздільних у процесі переобтування комплексів, які при посівах можуть рееструватися як один мікроорганізм;

– вплив супутніх мікробів-антагоністів, що гальмують розвиток шуканих мікроорганізмів за наявності їх у пробі води, що аналізується.

– можлива присутність у воді, що досліджується, сторонніх хімічних речовин або утворення їх сполук із компонентами поживного середовища, що можуть пригнічувати/стимулювати ріст мікроорганізмів, що досліджуються, а також впливати на зміну видових біохімічних ідентифікаційних ознак;

– перебування мікроорганізму в «стресовому» стані під дією несприятливих умов водного середовища, унаслідок чого затримується його здатність до розвитку.

Відповідно до цього основним завданням мікробіологічних досліджень є створення оптимальних умов для розвитку мікроорганізму, що виділяється, з метою отримання надійних, порівнянних кількісних результатів.

Організація внутрішнього контролю якості на всіх етапах виконання мікробіологічного аналізу води є основою отримання якісного результату.

Основні напрями організації внутрішнього контролю якості:

1. Контроль над дотриманням вимог до умов проведення аналізу (лабораторні приміщення, температурні режими інкубації та зберігання, режими дезінфекції та стерилізації тощо).

2. Виконання регламентних процедур ведення тестових культур.

3. Контроль якості поживних середовищ.

4. Контроль якості мембранних фільтрів.

5. Контроль якості дистильованої води.

6. Оцінювання достовірності якісного результату шляхом використання заздалегідь позитивного та негативного контролю.

7. Оцінка довірчих меж отриманого кількісного результату.

8. Систематичний аналіз результатів контрольних процедур із метою вдосконалення настанови з якості.

2.4 Регуляторні обмеження небезпечних факторів діяльності лабораторій: прекурсори, патогенні мікроорганізми

Основними небезпечними факторами діяльності лабораторій водоканалів є патогенні мікроорганізми, токсини та радіоактивні речовини, які становлять реальну загрозу як для людей, так і для навколишнього середовища. У зв'язку з

цим робота з ними підлягає жорсткому регулюванню та контролю з боку держави.

Персонал хімічних і бактеріологічних лабораторій обов'язково в процесі спеціалізованого навчання вивчає правила безпечної лабораторної роботи, в установленому порядку інструктується та періодично атестується на їхні знання.

Нехтування цими правилами призводить до створення реальних загроз для здоров'я та життя працівників лабораторій, а при виході небезпечних речовин за межі лабораторії – для населення та об'єктів навколишнього середовища.

Крім того, державою встановлюються правила поведінки в лабораторіях із прекурсорами, які створюють певну соціальну загрозу через можливість застосування їх у виготовленні наркотичних засобів.

Зауважимо, що на практиці встановлені обмеження на роботу з прекурсорами не завжди виправдані, оскільки їх виконання створює значне навантаження на документообіг лабораторії, яке не співставне з невеликими об'ємами використаних прекурсорів. Але серйозність можливих покарань для працюючих з прекурсорами потребує серйозного підходу до цієї проблеми.

2.4.1 Прекурсори

Одним із ключових регуляторних актів, що суттєво обмежують та ускладнюють діяльність лабораторій контролю якості води водоканалів, є постанова Кабінету Міністрів України № 770 від 06.05.2000 «Про затвердження переліку наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів» [11], а конкретніше – перелік прекурсорів, стосовно яких встановлюються заходи контролю, вказані в таблиці 2.1.

Цю постанову було прийнято відповідно до ст. 1 Закону України «Про обіг в Україні наркотичних засобів, психотропних речовин, їх аналогів і прекурсорів», який з 22.12.2006 отримав назву «Про наркотичні засоби, психотропні речовини і прекурсори» [3].

Необхідно відзначити, що зі списку № 2 таблиці IV (див. табл. 2.1) постановою Кабінету Міністрів України від 05.01.2011 №4 було виключено ангідрид оцтової кислоти й фенілоцтову кислоту, які перенесені в список № 1 таблиці IV, але це ніяк не вплинуло на практику лабораторій водоканалів, у яких поки що відсутні методики виконання вимірювань із їх застосуванням [3].

Таблиця 2.1 – Прекурсори, стосовно яких встановлюються заходи контролю

| Міжнародна незареєстрована назва | Хімічна назва |
|--|--|
| Антранілова кислота | 2-амінобензойна кислота |
| Ацетон | 2-пропанон |
| Етиловий ефір | диетилловий ефір |
| Калію перманганат | калій марганцевокислий |
| Метилетилкетон | 2-бутанон |
| Піперидин | гексагідропіридин; пентаметиленімін |
| Сірчана кислота | сульфатна кислота |
| Соляна кислота | хлористоводнева кислота |
| Толуол | метилбензол |
| <p>Примітка 1. До цього списку також включаються солі всіх перелічених у ньому речовин у разі коли утворення таких солей можливе, за винятком солей сірчаної та соляної кислот.</p> <p>Примітка 2. Речовини, що містять не менше як 50 % таких прекурсорів, як ацетон, етиловий ефір, толуол, та 80 % таких прекурсорів, як метилетилкетон, підлягають тим самим заходам контролю, що й прекурсори.</p> <p>Примітка 3. Речовини, що містять не менше ніж 45 % таких прекурсорів, як сірчана кислота, та 15 % таких прекурсорів, як соляна кислота, підлягають тим самим заходам контролю, що й прекурсори.</p> <p>Примітка 4. Суміші, що містять кілька перелічених у цьому списку речовин, підлягають контролю, якщо їхня сумарна концентрація дорівнює або перевищує концентрацію, встановлену для однієї з речовин (відповідно до положень першого та другого абзаців цієї примітки).</p> <p>Примітка 5. Концентрація речовин, перелічених у цьому списку, визначається виходячи з масової частки речовини в складі суміші (розчину).</p> | |

Прекурсори, згідно з термінологією [3] – це речовини, що використовуються для виробництва, виготовлення наркотичних засобів, психотропних речовин, що включені до Переліку наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів.

Для лабораторій водоканалів серйозною проблемою стало те, що під визначення прекурсорів потрапили, зокрема, *калію перманганат, сірчана та соляна кислоти*.

Господарська діяльність з обігу наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів підлягає ліцензуванню відповідно до ст. 9 Закону України «Про ліцензування певних видів господарської діяльності» [3] з огляду

на особливості, визначені законом України «Про наркотичні засоби, психотропні речовини і прекурсори».

При цьому конкретно для лабораторій під обігом наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів встановлено [3] діяльність з їх зберігання, перевезення, придбання, використання та знищення.

Переважає більшість методик, які використовуються в лабораторіях для контролю якості води, передбачають використання сірчаної та соляної кислот.

Здебільшого їх використовують як консерванти проб води та розчинники під час приготування розчинів. Крім того, соляна кислота – це основний реагент для регулювання кислотності проби води, що досліджується, а сірчана кислота, використовується, здебільшого, як сильний окисник.

Такі показники, як вміст у воді заліза, алюмінію, нітратів, нітритів, амонію, сульфатів, фосфатів, фторидів, хлору залишкового, жорсткості загальної тощо, контроль яких проводиться постійно, визначаються із застосуванням вказаних кислот.

І хоча кількість кислот на одне визначення не перевищує 1–2 мл, а загальний об'єм кислот, що використовуються переважною більшістю лабораторій, не перевищує 1 л на місяць, необхідно отримати ліцензію та дотримувати ліцензійних умов.

Хоча ст. 2 Закону «Про наркотичні засоби, психотропні речовини і прекурсори» вказує, що стосовно препаратів, які містять малі кількості прекурсорів, і тому ризику зловживання ними немає або він незначний, і з яких зазначені засоби чи речовини не можна вилучити легкодоступними способами в кількості, за якої можливе зловживання, можуть вилучатися зі сфери дії деяких заходів контролю, які встановлюються постановою Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку провадження діяльності, пов'язаної з обігом наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів, та контролю за їх обігом» від 03.06.2009 № 589.

Але на сьогодні ця стаття, яка б могла суттєво спростити діяльність більшості лабораторій водоканалів, не працює, оскільки Кабінетом Міністрів України за поданням центрального органу виконавчої влади, що забезпечує формування державної політики у сфері обігу наркотичних засобів, психотропних речовин, їхніх аналогів і прекурсорів, протидії їхньому незаконному обігу, не встановлені малі кількості для прекурсорів.

Ліцензію згідно з постановою Кабінету Міністрів України від 03.06.2009 № 589 видає Державна служба України з контролю за наркотиками.

Порядок отримання ліцензії регулюється Порядком ліцензування

діяльності, пов'язаної з обігом наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів, затвердженим постановою від 05.12.2007 № 1387.

Робота з прекурсорами без ліцензії для начальника лабораторії загрожує кримінальною відповідальністю.

У ст. 320 Кримінального Кодексу України, наведено, що за порушення правил виробництва, виготовлення, зберігання, обліку, відпуску, розподілу, торгівлі, перевезення, пересилання чи використання ... прекурсорів ..., – караються штрафом до п'ятдесяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян або обмеженням волі на строк до чотирьох років, або позбавленням волі на строк до трьох років, з позбавленням права обіймати певні посади чи займатися певною діяльністю на строк до трьох років.

Ті самі дії, вчинені повторно, або якщо вони спричинили нестачу ... прекурсорів у великих розмірах..., – караються штрафом до сімдесяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян або позбавленням волі на строк від трьох до п'яти років, з позбавленням права обіймати певні посади чи займатися певною діяльністю на строк до трьох років.».

Великі та особливо великі розміри прекурсорів визначаються згідно з даними Міжнародного комітету з контролю за наркотиками ООН у кількостях, які використовуються для виготовлення середніх доз наркотичного засобу, що нелегально реалізується у роздріб, і вказані в таблиці 2.2.

Таблиця 2.2 – Великі та особливо великі розміри прекурсорів, що перебувають у незаконному обігу

| Назва прекурсорю | Великі розміри | Особливо великі розміри |
|--|-----------------------|-------------------------|
| Антранілова кислота | від 2,5 кг до 25,0 кг | 25,0 кг і більше |
| Ацетон | від 50,0 л до 200,0 л | 200,0 л і більше |
| Етиловий ефір | від 20,0 л до 200,0 л | 200,0 л і більше |
| Калію перманганат | від 1,0 кг до 3,0 кг | 3,0 кг і більше |
| Метилетилкетон | від 20,0 л до 200,0 л | 200,0 л і більше |
| Піперидин | від 0,02 кг до 0,2 кг | 0,2 кг і більше |
| Сірчана кислота | від 20,0 л до 100,0 л | 100,0 л і більше |
| Соляна кислота | від 20,0 л до 100,0 л | 100,0 л і більше |
| Толуол | від 20,0 л до 200,0 л | 200,0 л і більше |
| Розчинники, що містять не менше, ніж 10 % ацетону, етилового ефіру, метилетилкетону та толуолу | від 50,0 л до 200,0 л | 200,0 л і більше |

Наведені в таблиці розміри сірчаної кислоти розраховані стосовно концентрованих розчинів із питомою вагою 1,835 г/см³. Менш концентрована сірчана кислота буде мати пропорційно більші кількісні значення великих і особливо великих розмірів.

Наведені в таблиці розміри соляної кислоти розраховані стосовно концентрованих розчинів із питомою вагою 1,198 г/см³. Менш концентрована соляна кислота буде мати пропорційно більше кількісне значення великих і особливо великих розмірів [3].

2.4.2 Патогенні мікроорганізми

Ключовим терміном дозвільної системи в сфері мікробіологічного контролю є термін БПА – *біологічний патогенний агент* [3].

Згідно з ДСП 9.9.5-080-02 «БПА – це патогенні для людини мікроорганізми (бактерії, віруси, хламідії, рикетсії, простіші, гриби, мікоплазми), генно-інженерно-модифіковані мікроорганізми, отрути біологічного походження (токсини), гельмінти, які можуть викликати захворювання, інтоксикацію, або загибель людини або тварині, а також матеріал (враховуючи кров, інші біологічні рідини та екскрети організму), підозрілий на вміст перелічених агентів».

Формальне включення до цього терміна, крім власне БПА, ще й матеріалу, підозрілого на вміст БПА, на практиці призводить до того, що будь-який об'єкт навколишнього середовища, направлений в мікробіологічну лабораторію, повинен уважатися БПА, оскільки завжди можна підозрювати вміст у ньому мікроорганізмів, гельмінтів або токсинів.

Саме на цій підставі виробничі лабораторії водоканалів, які досліджують питну воду, зобов'язують працювати з питною водою як з БПА, тобто мати дозвіл на роботу з БПА.

Як не абсурдно це звучить, але *питна вода трактується як біологічний патогенний агент*.

Мікробіологічні лабораторії водоканалу повинна мати дозвіл на проведення робіт з небезпечними мікроорганізмами, для отримання якого потребується особливий набір приміщень, відповідна підготовка фахівців із виконання режиму безпеки, спеціальне сучасне обладнання.

Ці дозволи видаються режимними комісіями з біологічної безпеки, які функціонують при обласних, міських, районних санітарно-епідеміологічних станціях із метою попередження можливого виносу мікроорганізмів за межі

лабораторій, створення загрози виникнення заражень співробітників лабораторій та населення, а також попередження проявів можливих актів біологічного тероризму.

Очолює ці комісії Центральна режимна комісія МОЗ України.

На сьогодні існує система надання дозволів та контролю за патогенними мікроорганізмами, яка відповідає міжнародним вимогам, зокрема вимогам ВООЗ.

Порядок надання дозволів визначено наказом МОЗ України від 14.12.92 № 183 та ДСП 9.9.5-064-2000 «Порядок видачі дозволів на роботу із мікроорганізмами I-IV груп патогенності та рекомбінантними молекулами ДНК», що затверджені постановою Головного державного санітарного лікаря України № 64 від 20.12.2000.

Зазначена система спрямована на безпеку населення України від впливу патогенних небезпечних та особливо небезпечних інфекційних захворювань людини.

Порушення правил поведження з біологічними агентами й токсинами може призвести до важких наслідків, а особи, винні у виникненні таких порушень, будуть притягнуті до кримінальної відповідальності.

Так, згідно зі ст. 326 Кримінального Кодексу України:

«1. Порушення правил зберігання, використання, обліку, перевезення мікробіологічних або інших біологічних агентів чи токсинів, інших правил поведження з ними, якщо воно створило загрозу загибелі людей чи настання інших тяжких наслідків або заподіяло шкоду здоров'ю потерпілого, – караються штрафом до п'ятдесяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян або виправними роботами на строк до двох років, або обмеженням волі на строк до трьох років, з позбавленням права обіймати певні посади чи займатися певною діяльністю на строк до трьох років або без такого.

2. Те саме діяння, якщо воно спричинило загибель людей чи інші тяжкі наслідки, – карається обмеженням волі на строк до п'яти років або позбавленням волі на той самий строк, з позбавленням права обіймати певні посади чи займатися певною діяльністю на строк до трьох років».

2.5 Кадрове забезпечення лабораторій

У зв'язку з підвищенням вимог до якості вод, як питних, так і стічних, а також зі збільшенням кількості контрольованих показників, виконання повного лабораторного контролю за якістю цих вод вимагає застосування сучасних

методів аналізу, використання складних дорогих приладів та устаткування, специфічних хімічних реактивів та обслуговування висококваліфікованими фахівцями. Однак багато підприємств ВКГ не мають своїх лабораторій, здатних виконувати контроль якості вод у повному обсязі.

Організація добре оснащених та укомплектованих кваліфікованими кадрами лабораторій у кожному населеному пункті та на кожному водоочисному об'єкті, а також переоснащення лабораторій, що існують, потребує великих капіталовкладень і значних експлуатаційних витрат.

Найбільш економічним і доцільним шляхом вирішення цієї проблеми є централізація лабораторного контролю, а саме створення в регіонах на базі водоканалів регіональних (базових) лабораторій для аналізу вод вододжерел, питних та стічних вод.

Така базова лабораторія [3], оснащена всім необхідним обладнанням, приладами, хімічними реактивами та посудом, а також укомплектована кваліфікованими фахівцями, буде здатна обслуговувати всі підпорядковані відомчі об'єктові лабораторії регіону при аналізі складних параметрів, а також вести повний контроль якості вод для підприємств, що поки що не мають власних лабораторій.

Система регіональних лабораторій здатна вирішити питання кадрового забезпечення системи відомчого лабораторного контролю якості води.

За наявного рівня нескладної технічної бази та простого в освоєнні методичного забезпечення в штатному розписі відомчих лабораторій інженерна ланка становить не більше 25 % за кількістю працівників, основний робочий персонал – це лаборанти хімічного чи хіміко-бактеріологічного аналізу.

Але з переходом до складних аналітичних методів кадрові пропорції повинні зміщуватися в бік фахівців високої кваліфікації, з базовою вищою фаховою освітою за напрямом роботи в лабораторії та спеціальною практичною підготовкою для роботи на приладах нового покоління.

Кількість штатних працівників у будь-якому разі розраховується на підставі затвердженого на підприємстві графіка контролю якості води та чинних норм витрат часу на проведення досліджень за кожним із показників.

Досвід лабораторії Харківського водопроводу показав, що надійна безперебійна експлуатація та кваліфіковане своєчасне й належне обслуговування хроматографічного, спектрофотометричного та спектрометричного обладнання на стадії його упровадження та освоєння можливі лише при закріпленні за кожним складним аналізатором провідного інженера за підтримки інженера чи досвідченого лаборанта, які виконують підготовчі роботи. І лише в разі

напрацювання методик вимірювання й вивчення особливостей аналітичної техніки можливе її передання в обслуговування найбільш підготовленим лаборантам.

Очевидно, що за такої схеми з часом у лабораторії утворюється певний кадровий надлишок висококваліфікованих інженерів. Для великих регіональних лабораторій ця проблема вирішується тим, що на їх базі в міру освоєння нового обладнання можлива організація навчального процесу з перепідготовки персоналу відомчих лабораторій регіону.

За такого підходу лабораторії районних та селищних водоканалів отримують можливість освоєння нової техніки без суттєвого збільшення штату і, відповідно, витрат на оплату праці.

Необхідно зауважити, що при масштабному впровадженні нової техніки та освоєнні нових методик вимірювання виникнуть серйозні проблеми, пов'язані з відставанням нормативно-правової бази з питань кадрового забезпечення лабораторного контролю на підприємствах водопровідно-каналізаційного господарства.

На сьогодні чисельність працівників лабораторій водоканалів розраховується на підставі «Норм обслуговування та нормативів чисельності працівників...» [3]. У цьому документі 1997 року вказані робочі норми для працівників лабораторій (табл. 2.3).

До цієї таблиці є кілька серйозних зауважень.

По-перше, у «Нормах...» [3] відсутнє чітке визначення терміна «аналіз», який, як видно, є базовим для розрахунку чисельності працівників, тому вказані в таблиці 2.3 норми обслуговування (річна кількість аналізів) неможливо однозначно трактувати.

У практиці лабораторного контролю один аналіз може означати як аналіз однієї проби води, так і аналіз (визначення) одного показника якості води. Оскільки очевидно, що аналіз проби води не може братися за основу розрахунку, то в таблиці 2.3 термін «аналіз» правильніше було б замінити на термін «показник якості води».

Але показники можуть суттєво розрізнятися за часом їх визначення, тому брати за основу тільки кількість показників не буде правильно.

Таблиця 2.3 – Річна кількість аналізів на одного працівника лабораторії

| Найменування робіт | Найменування професій | Норма обслуговування (кількість аналізів на одного лаборанта (інженера) на рік) |
|---|---|---|
| Виконання аналізів: | | |
| – хіміко-бактеріологічного | Лаборант-мікробіолог Лаборант хіміко-бактеріологічного аналізу (інженер) | 3 700 |
| – гідрологічного | Лаборант (інженер) | 1 660 |
| – радіологічного | Лаборант-радіометрист (інженер) | 2 350 |
| Відбирання проб | Пробовідбірник | 5 300 |
| Обслуговування складу | Комірник | 1 на лабораторію |
| Ремонт і обслуговування приладів та апаратури | Слюсар із контрольно-вимірювальних приладів та автоматики (електромеханіка) | 0,5 на лабораторію |

Тому уваги заслуговує підхід, викладений в «Методиці ...» [3], коли аналіз показників розбито на групи складності:

1. При хімічному аналізі:

– *перша група* складності – дослідження однієї проби води з використанням органолептичних, титрометричних, фотометричних і потенціометричних методів досліджень;

– *друга група* складності – дослідження однієї проби води з використанням методів першої групи й додатково гравіметричних, флуометричних методів досліджень, капілярного електрофорезу, атомно-абсорбційної спектрометрії, газової та високоефективної рідинної хроматографії;

– *третья група* складності – розширені дослідження однієї проби води з використанням методів другої групи й додатково хромато-мас-спектрометрії, спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою;

– *четверта група* складності – розширені дослідження однієї проби води з використанням методів третьої групи й додатково високоефективної рідинної хромато-мас-спектрометрії, ізотопної мас-спектрометрії, мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою.

2. При мікробіологічному аналізі:

– *перша група* складності – дослідження мінеральної води; води нецентралізованого водопостачання;

– *друга група* складності – дослідження питної води, розфасованої в ємності; питної води централізованого водопостачання; води стічної та води поверхневих водойм;

– *третья група* складності – дослідження води плавальних басейнів.

3. При радіологічному аналізі:

– *перша група* складності – індивідуальний дозиметричний контроль, одна доза;

– *друга група* складності – гамма-спектрометрія з додатковою пробопідготовкою матеріалів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів;

– *третья група* складності – гамма-, бета-спектрометрія продукції;

– *четверта група* складності – вимірювання суми активності альфа-, бета-радіонуклідів у воді з пробопідготовкою.

По-друге, з таблиці 2.3 не зрозуміло, як визначати чисельність пробовідбірників, які не стосуються відношення до аналізів. Встановлена величина 5 300 повинна означати кількість проб води. При цьому під пробою варто було би розуміти кожний відбір води за встановленими правилами в окремий посуд для аналізу за конкретними показниками або за групою показників.

Наприклад, у випадку, коли в точці водомережі міста йде відбір питної води для аналізу за планом повного виробничого контролю згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10, то кількість проб буде не одна, як іноді вважають, а дванадцять, а саме: для бактеріологічного аналізу, для визначення коліфагів, для вірусного контролю, для паразитології, для органолептичного й фізико-хімічного аналізу, для визначення важких металів, для хлорорганічних сполук, для нафтопродуктів, для АПАР, для пестицидів, для фенолів, для радіологічних досліджень.

Пробовідбірник повинен для кожного з вказаних аналізів мати відповідний посуд і при відборі чітко виконувати специфічні вимоги, характерні для кожного з видів аналізу.

Зрозуміло, що витрати часу на такий відбір будуть суттєво відрізнятися від традиційного відбору, який проводили за ГОСТ 2874-82 для бактеріологічного та хімічного аналізів.

По-третє, перелік професій відображає вже не чинні вимоги ГОСТ 2874-82, що зрозуміло з урахуванням давності документу [3].

Але в 2011 році, коли вже вступили в дію ДСанПіН 2.2.4-171-10, на замовлення Мінрегіону України були розроблені нормативи обслуговування та типових норм чисельності працівників і службовців водоканалів [3], де ситуація з професіями працівників лабораторій не змінилася.

Регламентована чисельність фахівців за функцією «Організація хіміко-бактеріологічного контролю систем водопостачання та водовідведення», наведена в таблиці 2.4, очевидно не розрахована на майже трикратне збільшення кількості показників якості питної води, джерел водопостачання та посилення вимог до визначення складу стічних вод.

Таблиця 2.4 – Нормативи чисельності працівників лабораторій

| Середньодобова подача води в мережу, середньодобовий пропуск стічних вод, тис. м ³ /добу | Норматив чисельності, осіб | |
|---|----------------------------|----------------|
| | водопостачання | водовідведення |
| 2,1–5 | 1 | 0,5 |
| 6–10 | 2 | 1 |
| 11–20 | 3 | 2 |
| 21–60 | 4 | 3 |
| 61–120 | 5 | 4 |
| 121–200 | 6 | 5 |
| 201–300 | 7 | 6 |
| 301–400 | 8 | 7 |
| 401–500 | 9 | 8 |
| 501–600 | 10 | 9 |
| 601–700 | 11 | 10 |
| 701–800 | 12 | 11 |
| 801–900 | 13 | 12 |
| понад 900 | 14 | 13 |

Наприклад, для системи питного водопостачання м. Харків (подача води 601–700 тис. м³/добу) регламентується 11 працівників лабораторії. Хоча, як вказано вище, при повному виробничому контролі питної води необхідно виконувати 12 видів аналізу, для кожного з яких необхідно мати кілька інженерів та лаборантів.

Отже, необхідно констатувати, що для розвитку виробничого лабораторного контролю необхідно узгодити нормативну базу щодо кадрового забезпечення лабораторій з вимогами ДСанПіН 2.2.4-171-10 [3].

ТЕМА 3 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ПРИРОДНИХ ВОД

3.1 Організація контролю якості води

Основними технологічними прийомами, що забезпечують сприятливі органолептичні властивості води та її безпеку в санітарно-епідеміологічному плані, є освітлення, знебарвлення та знезаражування води. В окремих випадках комплекс споруд з освітлення, знебарвлення та знезараження доповнюється установками з кондиціонування іонного складу води (знефторування, фторування, знезалізнення, пом'якшення), якщо якість води джерела за окремими показниками не відповідає вимогам стандартів [1].

Необхідна якість води очищеної води в значною мірою залежить від правильної організації та оперативності технологічного контролю за роботою очисних споруд. Технологічний контроль передбачає технічні заходи, що забезпечують роботу споруд у певному режимі й постійне спостереження за якістю вихідної та обробленої води.

Якість води оцінюється комплексом різних показників, визначених санітарно-хімічними й гідробіологічними аналізами (більше про це дивись у підрозділі 2.1 цього конспекту).

3.2 Контроль процесів попередньої обробки води

Попередня обробка води проводиться з метою підвищення ефективності процесів освітлення та знебарвлення й зниження дози коагулянту, ліквідації специфічних домішок, які не будуть видалені з води в основному технологічному циклі, а також для поліпшення санітарного стану споруд. Залежно від характеру й концентрації домішок у воді джерела при попередній обробці вирішуються всі перелічені завдання або деякі з них.

До методів попередньої обробки води належать окислення, вуглевання, підлужування або підкислення, якщо це необхідно для подальшого процесу обробки.

Як окиснювачі використовують хлор, озон, перманганат калію. Найпоширенішим є попереднє хлорування. У результаті обробки води хлором окислюється частина речовин, які обумовлюють забарвленість води, і

руйнуються органічні захисні колоїди, що перешкоджають процесу коагуляції. Залежно від складу гумусових речовин шляхом попередньої обробки води хлором вдається знизити забарвленість води на 25–60 %, що відчутно позначається на витраті коагулянту. Одночасно зі зниженням забарвленості відбувається знезараження води, що значно поліпшує санітарний стан споруд.

Швидкість процесу окислення органічних речовин і знезараження води залежить від якості оброблюваної води, дози хлору, часу контакту води з окислювачем, температури. При зниженні температури сповільнюються окислювальні реакції, тому процес знебарвлення в зимовий період протікає менш ефективно. Частково компенсувати зниження швидкості процесу можна шляхом збільшення часу контакту хлору та води.

Для одночасного врахування всіх перелічених факторів оптимальну дозу хлору визначають пробним хлоруванням, а контроль процесу здійснюють за наявністю залишкового хлору. Частота проведення пробного хлорування залежить від стабільності якості оброблюваної води.

Місце відбору проби на залишковий хлор вибирають так, щоб забезпечити 30-хвилинний контакт хлору та води. Контроль ведуть за допомогою автоматичних приладів з перевіркою в лабораторії через кожні 4 год, а за відсутності приладів проби води беруть для аналізу не рідше одного разу на годину.

Доза хлору для попереднього хлорування в середньому становить 3–6 мг/дм³, але на практиці в окремі періоди може досягати 12–15 мг/дм³. Обов'язковою умовою є забезпечення в оброблюваній воді концентрації залишкового вільного хлору 0,5 мг/дм³. Дозу хлору одночасно контролюють за його витратою.

Застосування великих доз хлору зазвичай призводить до необхідності дехлорування води. Видалення надлишку хлору досягається завдяки обробці води сірчистим газом. Контроль процесу здійснюється за залишковим хлором.

Одним із найважливіших завдань попереднього хлорування є зниження чисельності живих організмів – фіто- й зоопланктону. У періоди цвітіння водойм ускладнюється робота очисних споруд: збільшується витрата коагулянту, зростає кількість промивань фільтрів, вода набуває неприємні запахи та присмак. У цих умовах зростає значення попередньої обробки, яку необхідно проводити з максимальною ефективністю, щоб перешкодити накопиченню планктонних організмів у завантаженому фільтрі.

Встановлено, що попереднє хлорування є головним альгіцидним фактором при очищенні води та дозволяє знизити кількість клітин

фітопланктону в середньому на 80–85 %.

За наявності у воді сольового аміаку ефективність хлорування знижується, оскільки в цьому випадку хлор зв'язується аміаком і хлорамінами, що володіють значно меншою альгіцидною дією. Для забезпечення необхідно ефекту доводиться значно підвищувати дозу хлору.

Не менш важливо забезпечити загибель організмів зоопланктону, оскільки мертві організми добре видаляються з води в процесі коагуляції, тоді як у живому стані багато представників зоопланктону (зокрема нижчі ракоподібні), володіючи великою рухливістю, легко вибираються із пластівця скоагульованих завислих речовин.

При попередній обробці виконується завдання зниження чисельності живих організмів планктону, тому контроль процесу повинен бути доповнений гідробіологічними тестами. На основі видового гідробіологічного аналізу коригують режим хлорування, оскільки різні представники планктону володіють різною стійкістю до дії хлору. Наприклад, встановлено, що для повної загибелі діатомових водоростей необхідна доза хлору 4–5 мг/дм³ при півторагодинному контакті та 3 мг/дм³ при двогодинному контакті хлору й води. Водночас повна загибель зелених водоростей досягається тільки при дозі хлору 9 мг/дм³ і двогодинному контакті.

Найбільший ефект попереднього хлорування досягається при проведенні його в ковші. Хлор вводиться в початок ковша, унаслідок чого забезпечується тривалий контакт його з водою. Одночасно відбувається виділення частини завислих речовин. Ефективність роботи ковша оцінюється на основі санітарно-хімічного й гідробіологічного аналізів вихідної та обробленої води.

Попередня обробка передбачається також у разі необхідності видалення з води запахів і присмаків, обумовлених метаболітами водних організмів або продуктами їхнього розпаду. У деяких випадках необхідного ступеня зниження запаху вдається домогтися одним хлоруванням. Дуже важливо при цьому правильно вибрати дозу хлору, оскільки неоліт окислювача може призвести не до зниження, а до збільшення запаху води. Це пояснюється тим, що хлор, спричиняючи лізіс (розпад) клітин мікроорганізмів, звільняє з них речовини, що обумовлюють запах. У контрольних пробах, крім залишкового хлору, обов'язково визначається показник «запах».

У тому випадку, коли не вдається видалити запах води хлоруванням, вдаються до комбінованої обробки. Хлорування може бути доповнено обробкою води KMnO₄ – одним із найефективніших реагентів для зниження запаху та присмаку води. Окислюючи органічні речовини, KMnO₄

відновлюється з утворенням тонкодисперсного пластівчастого осаду $Mn(OH)_4$ володіє розвиненою поверхнею, яка здатна сорбувати деякі органічні домішки. Швидкість процесу окислення зростає з підвищенням величини рН. Одночасно зі зниженням запаху MnO_4 діє як хороший бактерицид і альгецид.

Реагент вводиться у воду у вигляді 1–2 %-вого розчину. Доза встановлюється дослідним шляхом і залежно від окислюваності води становить 1–10 мг/дм³. Для зниження дози перманганату калію у воду спочатку вводять хлор. Час між введенням хлору та $KMnO_4$ має бути не менше 10 хвилин.

Якщо під час хлорування утворюються хлорфенольні запахи, то перманганат калію вводиться до хлорування з тим самим розривом у часі.

Іншим варіантом комбінованої попередньої обробки є хлорування з поєднанням із вуглеванням, що застосовується переважно для зниження запаху та видалення з води органічних речовин неприродного походження. Для обробки застосовуються порошкоподібне тонкодисперсне активоване вугілля, яке добре сорбує органічні речовини, що обумовлюють запах води. Вуглевання дозволяє видаляти з води також нафту й нафтопродукти, канцерогенні вуглеводні, пестициди, які залишаються при інших видах обробки води.

Вугілля у вигляді 2,5–5 %-вої суспензії вводиться у воду після попереднього хлорування з інтервалом 10–15 хвилин. Доза вугілля визначається пробним вуглеванням залежно від інтенсивності запаху коливається від 60–80 мг/дм³. Іноді вугільну пульпу вводять перед фільтрами, тоді доза вугілля не повинна перевищувати 5 мг/дм³, щоб уникнути зменшення тривалості фільтроциклу. Цей метод менш раціональний, ніж введення вугілля в змішувач, оскільки в останньому випадку вугілля покращує процес коагуляції осаду у відстійнику.

Технологічний контроль комбінованих методів обробки зводиться до підтримки оптимальних доз і спостереження порядку введення реагентів, забезпечення необхідного часу контакту їх із водою, періодичному контролю якості води за такими показниками, як запах і залишковий хлор.

Незалежно від прийнятого методу попередньої обробки вихідна й оброблена вода один раз на добу аналізується за схемою короткого санітарно-хімічного аналізу, що включає зазвичай такі показники: температуру, запах, рН, каламутність, забарвленість, лужність, окислюваність, вміст заліза та хлоридів, залишкового хлору.

При концентрації планктону у воді понад 1 000 клітин в 1 мл доцільно як попередній ступень очищення застосовувати мікрофільтри. Ефективність затримання фітопланктону на мікрофільтрах становить 60–95 % залежно від

переважального типу водоростей.

Застосування мікрофільтрів дозволяє знизити дозу коагулянту, скоротити кількість промивань і витрату промивної води для фільтрів, збільшити тривалість фільтроциклу. При контролі роботи мікрофільтрів заміряють втрати напору (до 5 КПа) і витрата води на промивання (1,5 % від витрати оброблюваної води). Часткове відмивання сітчастих полотен здійснюють за допомогою зворотного струму води, а повне очищення сіток виробляють уручну з витяганням сітки з корпусу фільтра. Гідробіологічний аналіз води до й після мікрофільтрів дозволяє оцінити ефективність їхньої роботи.

Найпоширенішими схемами передочищення при хімічній обробці води для живлення парових котлів такі: коагуляція в освітлювачах + фільтрування; безсатураторне вапнування в освітлювачах + фільтрування; безсатураторне вапнування (іноді з коагуляцією) + відстоювання в освітлювачах, що зашламлені + фільтрування [5]. Дози реагентів визначають розрахунком [6] і уточнюють експериментально спрощеними методами. У разі вапнування залишкова жорсткість ($J_{\text{залиш}}$, мг-екв./дм³) відстоюваної та профільтрованої води визначається за формулою:

$$J_{\text{зал}} = J_{\text{н.к.}} + D_{\text{к}} + (0,8 - 1,5) \quad (3.1)$$

де $J_{\text{н.к.}}$ – некарбонатна жорсткість, мг-екв./дм³;

$D_{\text{к}}$ – витрата коагулянту, мг-екв./дм³.

Під час вапнування мінералізованих вод $J_{\text{зал}}$ повинна перебувати в межах 0,3–0,6 мг-екв./дм³, а високомінералізованих – 1,0–2,0 мг-екв./дм³.

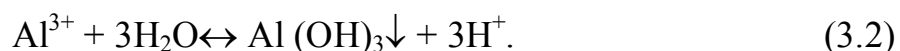
Оскільки гідроліз коагулянту призводить до зниження рН, то в разі нестачі природної лужності у воду додають вапно або соду, розраховуючи їхні дози відповідно до рекомендацій [6].

Незважаючи на те, що коагуляція вже давно й широко застосовується для обробки води з різними цілями, ще не знайдений параметр, який міг би повністю характеризувати процес коагуляції. При введенні у воду коагулянтів зміні піддається низка якісних показників: змінюється сольовий склад води і, зокрема, вміст сульфатів і хлоридів, електропровідність, збільшується каламутність та ін. Однак ці фізико-хімічні показники окремо зазвичай випадків не можуть слугувати критеріями для визначення оптимальної дози коагулянту, крім того, не кожен із них може бути вимірний. Через складність вимірювання не використовується найоб'єктивніший показник коагуляції – ξ -потенціал, яким володіють заряджені частинки суспензії та колоїдів.

3.3 Контроль процесів коагулювання води

Обробку води коагулянтами застосовують для інтенсифікації та підвищення ефективності процесів освітлення та знебарвлення. Як коагулянт використовують сірчаноокислі солі алюмінію та заліза. Найпоширенішим є сірчаноокислий глинозем.

У водному розчині ця сіль дисоціює з утворенням іонів Al^{3+} , які частково адсорбуються колоїдами та завислими речовинами природної води, частково гідролізуються:



У результаті реакції утворюється колоїд малорозчинного гідроксиду алюмінію. Отже, при введенні коагулянту у воду, що містить колоїдні гумусові речовини й мінеральні зважені частинки, утворюється складна система, що складається з різних за характером колоїдних речовин і суспензій. Коагуляція такої системи може бути викликана внаслідок обмінної адсорбції катіонів, взаємною нейтралізацією різнойменно заряджених колоїдних частинок, порушенням стійкості будь-якого одного компонента системи. Наприклад, домогтися коагуляції всієї системи можна, забезпечивши оптимальні умови для коагуляції гідроксиду алюмінію. При цьому завдяки надзвичайно розвиненій поверхні пластівці гідроксиду сорбують речовини, що забруднюють воду, і сприяють флокуляції дрібних завислих речовин.

Велике значення для процесу коагуляції має розчинність гідроксиду, що утворюється. Розчинність $Al(OH)_3$ зменшується з підвищенням температури й виявляється мінімальною при $pH = 5,5-7,5$. Величина pH значно впливає і на швидкість коагуляції золю гідроксиду.

Оптимальне значення pH для процесу коагулювання залежить не тільки від умов коагуляції гідроксиду алюмінію, але значною мірою від складу й характеру домішок природної води. Освітлення та знебарвлення м'яких вод із кольоровістю понад 50 град доцільно здійснювати при значеннях $pH = 5-6$. Колоїдні гумусові речовини сорбуються на поверхні $Al(OH)_3$ передаючи йому свої властивості. Стійкість гумінових колоїдів знижується при зниженні значення pH , тому й коагулювання таких вод успішніше перебігає в кислому середовищі.

Коагулювання мало забарвлених жорстких вод ефективніше перебігає в нейтральній чи слаболужному середовищі при $pH < 7,5$, тобто в умовах, оптимальних для утворення пластівців гідроксиду алюмінію. Осідаючи, пластівці $Al(OH)_3$ захоплюють із собою нерозчинені частинки мулу й завислих

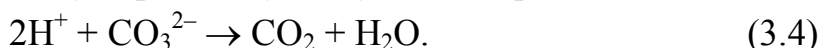
речовин, клітини планктону.

Варто мати на увазі, що гідроліз коагулянту призводить до зниження рН води за рахунок іонів водню, що виділяються (реакція (3.3)). Іони H^+ перешкоджають гідролізу глинозему й у такий спосіб погіршують умови коагуляції $Al(OH)_3$.

Оскільки природні води завжди мають запас лужності, іони HCO_3^- пов'язують іони H^+ за реакцією:



Якщо запасу природного лужності води не вистачає для нейтралізації H^+ , то до води додають вапно або соду. При цьому відбуваються реакції:



Реагент для підлужування потрібно вибирати відповідно до допустимого зниження значення рН. З рівнянь реакції (3.3, 3.4 і 3.5) видно, що найнижчим значенням рН виявиться в разі нейтралізації водню завдяки природній лужності води. Найвище високе значення рН забезпечується при додаванні вапна, оскільки в цьому випадку не виділяється CO_2 .

З усього сказаного випливає, що підтримка рН на певному рівні дуже важливо для швидкої та ефективної коагуляції. Оптимальне значення рН визначається з умов забезпечення мінімальної розчинності гідроксиду алюмінію та швидкої коагуляції золю з обов'язковим урахуванням якості вихідної води.

У процесі коагулювання вирішальну роль відіграє вибір і підтримання оптимальної дози коагулянту, тобто тої мінімальної її кількості, при додаванні якої досягається необхідний ступінь освітлення та знебарвлення води. Доза реагенту залежить не тільки від величини каламутності та забарвленості, але й від ступеня дисперсності завислих речовин і характеру речовин, які обумовлюють забарвленість. При одній і тій самій каламутності води може знадобитися різна доза реагенту, якщо в одному випадку у воді переважають грубодисперсні домішки, а в іншому – дрібні завислі частинки, що важко осідають.

Складність одночасної оцінки та врахування численних факторів, що впливають на процес коагуляції, призводить до необхідності експериментального визначення дози коагулянту.

Пробне коагулювання проводять із шістьма–десятьма різними дозами, які охоплюють діапазон передбачуваної оптимальної дози, підрахованої за формулами й таблицями ДБН В.2.5-74:2013. Одночасно уточнюється доза вапна або соди.

Для інтенсифікації процесів коагуляції та освітлення застосовують флокулянти. Найпоширенішим є поліакриламід і активована кремнієва кислота. При використанні флокулянтів пробне коагулювання доповнюється визначенням оптимальної дози флокулянта.

Якість очищеної води залежить і від якості реагентів, що застосовуються під час обробки води. Перед використанням будь-якого реагенту обов'язково виконують докладний хімічний аналіз його для встановлення частки активної частини реагенту й наявності небажаних домішок. Аналіз виконують із середньої проби, взятої з кожної партії надійшов на станцію реагенту.

Для нормального перебігу процесу коагулювання повинна бути передбачена можливість послідовного введення реагентів з дотриманням необхідного інтервалу часу між їх подачею та забезпечено ефективно змішання реагентів з водою.

Поліакриламід вводять у воду через 1–1,5 хвилин після подачі коагулянту. Якщо процесу коагулювання передуює обробка води окислювачами, то коагулянт вводять з інтервалом 2–3 хвилини. При вуглеванні води розрив між подачею вугільної пульпи й коагулянту повинен становити не менше 10-15 хвилин.

Ефективність коагулювання, а, отже, і якість води залежить від усіх розглянутих факторів, які й визначають основні напрями технологічного контролю цього процесу.

Санітарно-хімічний аналіз вихідної води виконується не рідше одного разу на добу. Обов'язковою є визначення температури, запаху, рН, каламутності, забарвленості, лужності, хлоридів, окислюваності й бактеріологічних показників. Залежно від специфічних умов перелік показників, короткого аналізу може бути розширено. Наприклад, якщо у воді джерела міститься залізо в концентраціях, що перевищують норму для питної води, то визначення загального заліза включається до обов'язкових характеристик води. Повний санітарно-хімічний аналіз вихідної води виконується один раз на місяць.

Частота експериментального визначення дози коагулянту залежить від сталості якості води в джерелі. Для поверхневих водойм склад і властивості води змінюються за сезонами року. Відповідно до цього проводиться і пробне коагулювання. Додаткові визначення оптимальної дози коагулянту призначають у випадках непередбаченого зміни якості води й при переході до використання нової партії коагулянту.

У процесі експлуатації оптимальну дозу коагулянту, визначену пробним коагулюванням, іноді доводиться коригувати з урахуванням даних гідробіологічного аналізу. Зміна видового складу фітопланктону й поява деяких

представників зоопланктону призводить до необхідності збільшення дози коагулянту. Встановлено, що переривчасте коагулювання, яке широко використовується на очисних станціях, не застосовується при значному розвитку фіто- й зоопланктону.

На великих станціях передбачається автоматичне дозування коагулянту з безперервною реєстрацією дози на самописних приладах. У цьому випадку контрольні визначення дози виконуються один раз на добу або в зміну. Розрахунок істинної дози коагулянту виробляють на підставі даних аналізу вихідної та обробленої води по показника «лужність».

У деяких випадках контроль за лужністю виявляється недостатнім, оскільки потрібно підлужування або підкислення води для підтримки оптимального для коагуляції значення рН. У цих випадках контроль здійснюється за величиною рН. Частота відбору проб встановлюється в кожному конкретному випадку, але не рідше одного разу за зміну.

Технологічний контроль повинен поєднуватися з правильною технічною експлуатацією споруд, призначених для коагулювання води: забезпеченням оптимальних гідравлічних умов роботи змішувача і камер утворення пластівців, безперебійною подачею реагентів, своєчасним очищенням змішувачів і камер утворення пластівців тощо.

3.4 Контроль процесу відстоювання води

Виділення з води пластівців гідроксиду алюмінію разом з основною масою забруднень здійснюється в відстійниках різних типів і в освітлювачах зі зваженим шаром осаду.

Технологічний контроль за роботою цих споруд включає спостереження за рівномірністю розподілу води між спорудами та швидкістю руху води в відстійнику, оцінку якості води, що надходить і освітленої, визначення кількості та якості затриманого осаду. При експлуатації освітлювачів зі зваженим шаром, висота якого підтримується в межах 2–2,5 м, ведуть систематичні спостереження за рівномірністю розподілу та збору води, за станом відвідних лотків і механізмів, що регулюють перепуск зваженого шару в осадоуцільнювачі. Нормальна робота освітлювачів забезпечується правильним розподілом води між зонами освітлення й ущільнення осаду та підтриманням певної швидкості висхідного потоку води в зоні її освітлення. Оптимальна швидкість висхідного потоку залежить від концентрації завислих речовин у вихідній воді та змінюється від 0,8 мм/с до 1,1–1,2 мм/с при зростанні

концентрації завислих речовин від 100 мг/дм³ до 1 000–1500 мг/дм³.

Середній час перебування води у відстійнику залишає зазвичай 3–4 год, що за дотриманням необхідних гідравлічних умов у спорудженні забезпечує зниження каламутності до 8–12 мг/дм³. Контроль часу перебування води в спорудженні здійснюють по хлоридам.

Для оцінки ефективності роботи відстійників і освітлювачів виконують санітарно-хімічний і гідробіологічний аналізи води. Скорочений аналіз освітленої води проводять один раз на добу. Частіше, 1–2 рази на зміну, виконують аналіз на мутність і забарвленість. На підставі результатів аналізу визначають ефективність процесів коагуляції та освітлення.

При розрахунку ефективності відстоювання води вихідну концентрацію завислих речовин $C_{\text{вих.}}$ доводиться визначати розрахунковим шляхом, оскільки вона залежить не тільки від каламутності K і забарвленості Z вихідної води, але й від дози коагулянту D_k і кількості нерозчинених речовин, що вводяться у воду з вапном у процесі підлужування B . Розрахунок концентрації завислих речовин $C_{\text{вих.}}$ ведуть за формулою:

$$C_{\text{вих.}} = K + k D_k + 0,253 + B, \quad (3.6)$$

де k – коефіцієнт переведення маси коагулянту в масу сухого осаду, що утворюється при коагулюванні, для очищеного сірчаноокислого алюмінію $K = 0,55$, для неочищеного – 1, для хлорного заліза – 0,8.

Якість осаду контролюють за показником «запах». Осад не повинен мати гнильних відтінків запаху, які з'являються у нього при занадто тривалому накопиченні у відстійнику внаслідок біохімічного гниття органічних речовин. Особливо швидко біохімічні процеси починаються при обробці води, що містить значну кількість планктонних організмів. Продукти розкладання органічних речовин погіршують якість освітленої води.

Накопичення осаду у відстійнику контролюється періодичними вимірами висоти шару осаду по довжині відстійника. Висота шару не повинна перевищувати 2–2,5 м. Залежно від каламутності та забарвленості вихідної води й конструкції відстійника період накопичення осаду може становити 6–24 год 2–3 тижні або 2–3 місяці.

Надмірне накопичення осаду або порушення гідравлічного режиму роботи відстійника може призвести до вторинного виносу завислих речовин через взмучування шару осаду, що випав.

Дані санітарно-хімічного аналізу дозволяють підрахувати кількість осаду, що утворюється при освітленні води. Для підрахунку необхідно крім концентрації завислих речовин у вихідній і освітленій воді знати час між скиданням осаду,

пропускну здатність станції за цей період і вологість осаду. Крім того, враховується розведення осаду водою під час його розвантаження. При обробці води коагулянтами вологість осаду залежно від вихідної концентрації завислих речовин і часу ущільнення осаду коливається в межах 94–99,4 %.

Зневоднення та сушіння осаду проводиться на майданчиках, для скорочення площі яких іноді передбачається ущільнення осаду в резервуарах із повільним перемішуванням. Вода, що утворюється внаслідок ущільнення осаду, після хлорування скидається у водойму. Періодично якість цієї води контролюється за бактеріологічними показниками.

Не рідше одного разу на рік проводять чистку відстійника. Дно та стінки його миють водою та обробляють 5 %-ним розчином залізного купоросу, після чого дезінфікують хлорною водою з концентрацією хлору 25 мг/дм³.

Прогресивнішим методом сушіння осаду є механічне зневоднення його на вакуум-фільтрах, контроль за роботою яких викладено в темі 12.

3.5 Контроль процесу фільтрування води

Процес освітлення та знебарвлення води завершується на фільтрах. Фільтрування через шар зернистого завантаження дозволяє майже повністю звільнити воду від завислих речовин і здебільшого мікроорганізмів. Фільтрована вода повинна задовольняти вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 за показниками «каламутність» і «забарвленість» [1].

Отримання води необхідної якості забезпечується правильною технічною експлуатацією споруд і оперативним технологічним контролем, що передбачають контроль за розподілом води за фільтрами, швидкістю фільтрування, своєчасним відключенням фільтра на промивання, санітарним станом фільтра та станом фільтровального завантаження, а також за якістю фільтрованої води й ефективністю роботи фільтрів.

Швидкість фільтрування є одним із важливих технологічних параметрів, що характеризують роботу фільтрів. Для швидких фільтрів залежно від їхньої конструкції швидкість фільтрування приймається рівною 5,5–12 м/год і зазвичай підтримується постійної протягом фільтроциклу. Спостереження за швидкістю фільтрування, втрати напору, тривалістю фільтроциклу, тривалістю та інтенсивністю промивання входить в обов'язок чергового оператора. Усі дані про роботу фільтра обов'язково реєструються в журнал.

Однією з основних операцій з обслуговування фільтрів є промивання фільтруючого матеріалу. Ця операція повинна забезпечити достатньо швидко й

ефективне промивання всіх шарів завантаження. Не можна допускати перемішування шарів, утворення воронки на фільтрувальній поверхні, виносу матеріалу завантаження з промивної водою. Дуже важливо при промиванні домогтися повноти видалення з фільтрувального завантаження детриту, бактеріальних і гідробіологічних забруднень. У разі недостатньо ефективного промивання забруднення, що залишилися в завантаженні фільтра, можуть бути причиною вторинного росту бактерій і деяких гідробіонтів, для яких детрит слугує джерелом харчування. Зокрема, вторинні зростання в погано відмитому завантаженні можуть давати деякі нижчі ракоподібні, яйця яких затримуються у фільтрі при фільтруванні води. Попереднє хлорування, будучи найефективнішим заходом для запобігання забрудненню фільтра гідробіонтами, не знищує повністю яйця гідробіонтів навіть при значних дозах хлору, оскільки вони мають щільну непроникну для окислювачів оболонку.

Контроль за станом фільтрувального завантаження полягає в перевірці висоти шару піску на фільтрах, визначення залишкових забруднень і періодичної перевірки горизонтальності гравійних підтримувальних шарів.

Висота шару піску з часом може зменшуватися внаслідок поступового його стирання й виносу легких піщинок при промиванні фільтра. Перевірку висоти шару роблять два рази на рік. Зменшення піску заповнюється довантаженням фільтра свіжим піском, якість якого має задовольняти вимогам до фільтрувального матеріалу за гранулометричним складом, фізичної та хімічної його стійкості до зовнішніх впливів.

Одночасно з висотою шару піску перевіряють горизонтальність гравійних шарів, порушення якої різко знижує здатність фільтра затримувати забруднення. Перевірка проводиться за допомогою спеціального щупа під час промивання фільтра. При очевидному зсуві цих шарів фільтр відключається для ремонту.

Фільтрувальні завантаження перевіряють на залишкові забруднення один раз на рік. Для цього в декількох точках кожного фільтра на різній глибині відбирають певну кількість завантажувального матеріалу. Відмиванням відібраної проби й подальшим аналізом визначають кількість залишкових забруднень і їхній характер. На підставі результатів аналізу вирішується питання про необхідність обробки фільтрувального матеріалу. Якщо в складі залишкових забруднень переважають сполуки алюмінію, то проводять обробку піску каустичною содою або хлором; при забрудненні піску сполуками заліза або марганцю його обробляють сірчистим газом.

При великому вмісті в складі залишкових забруднень бактерій, клітин

гідробіонтів і органічних речовин роблять санітарну обробку фільтра хлором. При цьому споруда працює як зазвичай, але фільтрат спускають у стік, а у воду що надходить подають хлор у кількості 50–100 мг/дм³. Обробку ведуть протягом двох годин, після припинення подачі хлору фільтрат спускають у стік ще протягом 0,5 год. Потім фільтр промивають водою та пускають у роботу.

До основних завдань технологічного контролю за роботою фільтрів входить цілодобова підтримка якості фільтрату (очищеної води). Проби відбираються від кожного фільтра окремо й зі збірного каналу, що відводить фільтрат у резервуар чистої води.

У фільтраті визначають мутність, забарвленість, рН. Аналіз виконують кожні дві години, якщо вода обробляється коагулянтами, і через чотири години при відсутності реагентної обробки. На великих станціях всі ці показники реєструються автоматичними приладами безперервної дії та перевіряються в лабораторії один-два рази на зміну. Один раз у зміну у відібраних приладах визначаються присмак і запах. Якщо на станції передбачено попереднє хлорування води, у фільтраті обов'язково визначають наявність залишкового хлору через кожні чотири години.

Проби на аналіз за бактеріологічними показниками відбираються з кожного фільтра один раз у 10 днів. Бактеріологічний аналіз загального фільтрату виконується один раз на добу. За таким же графіком виконується гідробіологічний аналіз. Для відбору проб на цей аналіз на трубі, що відводить фільтрат, встановлюється спеціальний кран, на який надівається планктонна сітка. Вода фільтрується через сітку протягом певного часу. За цей період заміряють витрату води, а вміст планктонної сітки мікроскопують. Окремо враховують клітини фіто-, зоопланктону й організми, видимі неозброєним оком. Результати аналізу виражають кількістю клітин в 1 м³ фільтрату.

Ефективність процесу фільтрування оцінюється порівнянням якості води та фільтрату.

ТЕМА 4 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ

Однією з основних завдань очисних споруд водопроводу є запобігання можливого поширення через воду кишкової палички. Освітлення і знебарвлення води з коагулюванням і подальшим відстоюванням і фільтруванням навіть за умови попереднього хлорування не забезпечує повного видалення з води бактеріальної мікрофлори. Приблизно 1–10 % бактерій, серед яких можуть виявитися і патогенні, зберігають свою життєздатність.

У зв'язку з цим завершальним етапом обробки води є її знезараження. Існує безліч способів знезараження води, але для комунальних водопроводів застосовують знезараження сильними окислювачами (хлор, озон) і бактерицидними променями.

Відповідно до головних завдань знезараження – забезпечення санітарно-епідеміологічної безпеки води – основний технологічний контроль за якістю води на цьому етапі очищення полягає у періодичному визначенні в знезараженій воді бактеріологічних показників. Бактеріологічний контроль доповнюється технологічними аналізами, гідробіологічними спостереженнями та іншими контрольними визначеннями залежно від прийнятого способу знезараження.

Бактеріологічний аналіз включає два визначення: загального числа в 1 мл води (мікробне число) і числа бактерій групи кишкової палички в 1 л води.

Необхідність гідробіологічного контролю якості води викликана тим, що у питній воді повинні бути відсутніми організми, видимі неозброєним оком, клітини фіто- та зоопланктону. Водночас можливе проскакування цих організмів через фільтри, особливо в період підвищеного вмісту планктону у воді. Особливу увагу гідробіологічним спостереженнями повинна приділятися в разі наявності у воді стійких до хлору організмів, наприклад протикокових і вольвоксових водоростей.

Хлорування. На комунальних водопроводах для знезараження води зазвичай застосовується хлорування. При введенні хлору у воду відбувається його гідроліз з утворенням хлорноватистої кислоти, що дисоціює на іони:



Оскільки найбільшу бактерицидну дію мають молекули недисоційованої хлорноватистої кислоти, очевидно, що знезараження буде ефективнішим в умовах, за яких дисоціація HOCl пригнічена. Такі умови забезпечуються в нейтральному або слабкокислому середовищі.

Механізм бактерицидної дії HOCl пояснюється дифузією молекул хлорноватистої кислоти всередину клітини й окисненням ферментів. Процеси дифузії та окислювання не перебігають миттєво, тому необхідною умовою ефективного знезараження є інтенсивне й повне змішування та тривалий контакт знезаражувального агента з водою.

Різні води мають різну хлоропоглинальність, що залежить від кількості й характеру домішок води, здатних окислюватися хлором. Для забезпечення необхідного бактерицидного ефекту потрібно вводити у воду деякий надлишок хлору порівняно з хлоропоглинальністю води, так щоб у воді залишався

вільний хлор.

Відповідно до вимог ДСанПіН 2.2.4-171-10 у питній воді через 30 хвилин після ведення хлору концентрація залишкового вільного хлору повинна бути не менше $0,3 \text{ мг/дм}^3$, але не більше $0,5 \text{ мг/дм}^3$.

Необхідну дозу хлору приймають на підставі пробного хлорування, за результатами якого будують графік хлоропоглинальності води. Переймаючись необхідної концентрацією залишкового вільного хлору, за цим графіком визначають бактерицидну дозу хлору. Для знезараження обробленої води поверхневих джерел зазвичай потрібна доза хлору становить $2\text{--}3 \text{ мг/дм}^3$.

Варіант знезараження хлоруванням з амонізацією застосовують у двох випадках: для зниження запаху води та для консервації залишкової концентрації хлору на триваліший період. Амонізацію проводять до введення хлору, якщо вода містить феноли або інші органічні сполуки, хлоропохідні яких погіршують органолептичні властивості води. Хлор енергійніше реагує з аміаком, а не з фенолами, але запобігає появі неприємних хлорфенольних запахів. Для зниження хлорних запахів і консервації залишкового хлору аміак вводять після хлорування. Такий порядок введення реагентів пояснюється прагненням використовувати більшу порівняно зі зв'язаним бактерицидність вільного хлору, і тільки потім зв'язати його в хлораміни.

Процес хлорування з амонізацією потрібно вести при $\text{pH} > 7$, оскільки при низьких значеннях pH утворення хлорамінів йде повільно. Дози хлору та аміаку визначають пробною хлорамонізацією, при цьому залежно від поставленої мети співвідношення доз аміаку та хлору (по масі) змінюється від 1:3 до 1:10. Якщо потрібно продовжити знезаражувальну дію хлору, приймається менше співвідношення, за низьких температур води і необхідності глибшого знезараження – більше.

Контроль дози реагентів проводиться по витраті хлору та аміаку та за залишковим хлором (вільному або зв'язаному залежно від режиму хлорування). Кожну зміну роблять зважування бочки або балона з реагентом і в такий спосіб визначають його витрату за зміну. Дози розраховують за витратою реагенту та кількістю обробленої води.

Залишковий хлор у воді, що подається з резервуара чистої води, визначається щогодини. У разі безперервного контролю залишкового хлору за допомогою автоматичних приладів лабораторія виконує аналіз один раз у зміну.

Проби з резервуару чистої води аналізуються за показниками «каламутність», «зabarвленість» і pH кожні чотири години або безперервно автоматичними приладами. Короткий аналіз виконується один раз на добу або в

зміну залежно від стабільності роботи станції, повний аналіз проводять один раз на місяць. У резервуарах чистої води повинна бути забезпечена постійна циркуляція, повний обмін води повинен відбуватися не більше ніж за п'ять діб при температурі ≥ 18 °C і не більше ніж за десять діб при більш низьких температурах.

Гідробіологічний аналіз знезараженої води проводять зазвичай один раз на добу. Бактеріологічні показники в очищеній воді визначають не рідше двох разів на добу.

Контроль за процесом знезаражування не обмежується виконанням перелічених аналізів. Особливого контролю вимагають реагенти та обладнання, що застосовуються при знезараженні. Балони з хлором та аміаком перед їх підключенням до дозувальних пристроїв піддають якісній індикації. Обережно відкриваючи вентиль балона, вносять у струмінь газу індикаторний папірець. Для індикації хлору застосовують калійбромфлюоресцентний папірець, який при контакті з хлором стає рожевим. Для індикації аміаку використовують білий папір, просочену азотнокислим закисом ртуті, чорніє внаслідок реакції з аміаком.

При використанні на невеликих станціях для знезараження води хлорного вапна контроль доповнюється визначенням змісту активного хлору в розчині хлорного вапна. Визначення проводяться не рідше одного разу за зміну.

Озонування. Знезараження води озоном має значні переваги перед хлоруванням. Озон – сильніший окислювач, ніж хлор, і його застосування виявляється ефективнішим для окислення детергентів, гербіцидів, пестицидів та інших хімічних сполук, що важко окисляються. Озон енергійно окисляє феноли, тому знезараження води, що містить феноли, бажано проводити озоном.

Застосування озону для попередньої обробки води дозволяє повністю відмовитися від вуглевання як методу усунення запаху води й значно знизити дозу коагулянту.

Бактерицидний і віруліцидний ефект дії озону набагато вище, ніж у хлору. Необхідні дози озону набагато вище, ніж у хлору. Необхідні дози озону для знезараження підземних вод не перевищують $0,75\text{--}1$ мг/дм³, а для фільтрованої води $1\text{--}3$ мг/дм³. Концентрація залишкового хлору після камер змішування повинна бути $0,1\text{--}0,3$ мг/дм³. Тривалість контакту озону з водою залежить від низки факторів: якості води, температури, концентрації озону в озono-повітряній суміші, конструкції змішувача, але в середньому становить $5\text{--}20$ хвилин.

Контроль за процесом озонування загалом не відрізняється від контролю за знезараженням води хлором і включає систему аналізів і операцій, що забезпечують ефективну роботу озонаторів і змішувачів. Відбір та аналіз проб проводиться в тому самому обсязі, проте замість залишкового хлору визначається залишковий озон.

Бактерицидне опромінення. Бактерицидні установки застосовують для знезараження підземних вод, якщо за органолептичним і санітарно-токсикологічним показникам шкідливості води задовольняє вимоги ДСанПіН 2.2.4-171-10. Колі-індекс оброблюваної води не повинен перевищувати 1 000.

До переваг знезараження води бактерицидними променями належать відсутність реагентів, а також змін у складі та якості води, зокрема виключення можливості появи присмаку й запаху, швидкість і можливість повної автоматизації процесу.

Знезаражена води періодично контролюється за бактеріологічними показниками. Аналізи виконуються при чисельності населення, що обслуговується водопроводом, до 20 тис. чоловік – один раз на тиждень, до 50 тис. чоловік – три рази на тиждень, при більшій чисельності населення щодоби. У цих самих пробах визначається каламутність, забарвленість, запах, присмак. Повний аналіз води виконується один раз на рік.

Профілактичний огляд установки повинен проводитися не рідше одного разу на місяць.

ТЕМА 5 КОНТРОЛЬ ОСОБЛИВИХ МЕТОДІВ ОБРОБКИ ВОДИ

5.1 Контроль процесів пом'якшення води

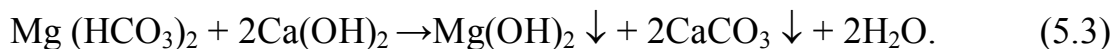
Під пом'якшення води розуміють повне або часткове видалення з води катіонів Ca^{2+} і Mg^{2+} , які обумовлюють її жорсткість. Залежно від якості вихідної води й необхідного ефекту зниження жорсткості застосовують реагентний, термохімічний, іонітовий методи пом'якшення або різні комбінації їх.

Реагентне пом'якшення. Реагентні методи засновані на здатності катіонів Ca^{2+} і Mg^{2+} утворювати нерозчинні та малорозчинні сполуки при обробці води реагентами. Як реагенти зазвичай використовується вапно та сода.

У процесі вапнування води усувається тільки карбонатні жорсткість і одночасно знижується лужність води. Додається у воду вапно частково витрачається на зв'язування розчиненої у воді вуглекислоти:

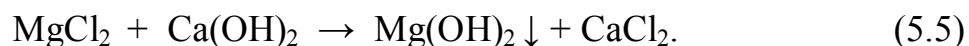
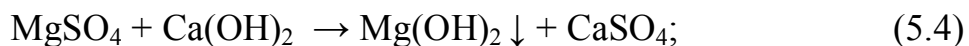


Зниження карбонатної жорсткості води відбувається внаслідок таких реакцій:



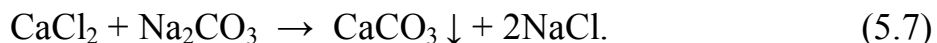
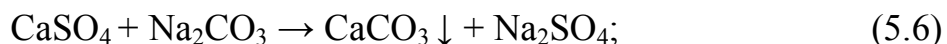
Одночасно відбувається еквівалентне зниження лужності.

Магнієві солі некарбонатної жорсткості переводяться в кальцієві:



Жорсткість при цьому не знижується, а тільки переходить з магнієвої в кальцієву.

Для усунення некарбонатних жорсткості у воду після вапнування додають соду, унаслідок чого обмінні реакції призводять до випадання в осад солей кальцію:



Глибина пом'якшення та швидкість процесу залежать від багатьох факторів і насамперед від складу вихідної води, температури, дози реагенту, значення рН, забезпеченості повного контакту оброблюваної води з осадом, що раніше утворився. Перелічені фактори визначають основні напрями в технологічному контролі за процесом пом'якшення.

Підвищення температури забезпечує більш швидкий перебіг хімічних реакцій і повніше осадження CaCO_3 і $\text{Mg}(\text{OH})_2$, оскільки при підвищенні температури до 35–40 °С значно зменшується розчинність сполук, що утворюються.

Якість пом'якшеної води залежить від правильності розрахунку доз реагентів. Теоретично оптимальні дози реагентів можна розрахувати за реакціями (5.1, 5.2, 5.3, 5.4 і 5.5), знаючи концентрацію у вихідній воді іонів Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- і вільної вуглекислоти. Для забезпечення повноти осадження сполук кальцію та магнію необхідний деякий надлишок реагентів. Встановлено, що для осадження іонів кальцію потрібно збільшити дозу вапна на 0,5 мг·екв./дм³ порівняно з розрахунковою, іонів Mg^{2+} – на 1 мг·екв./дм³. При більшому надлишку вапна підвищуються залишкова жорсткість і гідратна лужність обробленої води.

Контроль правильності дозування реагентів здійснюється за величиною рН. Оптимальне для процесу пом'якшення значення рН можна визначити розрахунком за формулою:

$$pH_{\text{онт}} = pH_s + \Delta pH, \quad (5.8)$$

де pH_s – значення pH , при якому досягається рівноважний стан між осадом $CaCO_3$ або $Mg(OH)_2$ і розчином;

ΔpH – надмірне значення pH , необхідне для повноти осадження катіонів Ca^{2+} і Mg^{2+} і прискорює процес пом'якшення.

Величина ΔpH забезпечується тим надлишком реагенту, який вводиться в оброблювану воду. Зі свого боку, величина pH_s залежить від вмісту солі, температури, допустимої залишкової концентрації Ca^{2+} або Mg^{2+} лужності води та визначається за номограмами.

Спостереження за величиною pH та підтримання її на заданому рівні є одним із методів оперативного технологічного контролю за процесом пом'якшення.

Контроль за процесом реагентного пом'якшення можна здійснити й за величиною гідратної лужності, оскільки в процесі обробки лужність вихідної води зменшується та змінюється співвідношенням між окремими її компонентами.

Лужність природної води при $pH < 8,4$ обумовлена переважно бікарбонатами, але після обробки вапном, згідно з реакціями (5.2) і (5.3), бікарбонати переходять у карбонати та випадають в осад, що призводить до зниження бікарбонатної лужності води. Одночасно зростає величина гідратної лужності, переважно внаслідок надлишку додається вапна. Оскільки для осадження обох катіонів жорсткості потрібен більший надлишок вапна, ніж для осадження одного Ca^{2+} , то й гідратна лужність у цьому випадку буде вищою.

При контролі за процесом пом'якшення за величиною гідратної лужності рекомендується цей показник підтримувати в межах 0,1–0,2 мг·екв./дм³ для осадження Ca^{2+} і 0,3–0,5 мг·екв./дм³ для осадження Ca^{2+} і Mg^{2+} .

Процес осадження $CaCO_3$ і $Mg(OH)_2$, що утворилися під час пом'якшення води інтенсифікують додаванням коагулянту. Оскільки під час пом'якшенні води значення pH підтримують у межах 9,5–10,9, солі алюмінію незастосовні та як коагулянти використовують $FeSO_4$ і $FeCl_3$. Дози коагулянтів, так само як і дози вапна й соди, розраховують відповідно до рекомендацій ДБН В.2.5-74:2013.

Контроль за процесами коагуляції та відстоювання здійснюється за аналогією з контролем за цими процесами на станціях освітлення та знебарвлення води.

Важливим експлуатаційним показником правильності підбору доз і закінчення процесу пом'якшення слугує стабільність пом'якшеної води.

Нестабільність води проявляється у відкладенні CaCO_3 під час проходження зм'якшеної води після відстоювання по трубопроводах і через фільтри. Цей процес супроводжується відповідним зменшенням лужності. Для розрахунку показника нестабільності $\Delta\text{Щ}$ визначають лужність води після відстоювання Щ_1 і фільтрування Щ_2 . Тоді $\Delta\text{Щ}$ визначиться як різниця цих величин, тобто

$$\Delta\text{Щ} = \text{Щ}_1 - \text{Щ}_2 \quad (5.9)$$

Допустиме в експлуатації значення показника нестабільності залежить від температури та приймається при температурі води, °С, не більше:

| | |
|------------|------|
| 10..... | 0,25 |
| 10–20..... | 0,15 |
| 30–40..... | 0,1 |

Для всіх випадків застосування процесів реагентного пом'якшення води скласти єдиний графік проведення аналізів не є можливим, оскільки частота відбору проб і набір контрольованих показників залежить від сталості якості вихідної води, допустимих відхилень у складі обробленої води як за вмістом катіонів жорсткості, так і за іншими показниками.

Із цих причин нижче наводяться лише ті показники, визначення яких у вихідній і зм'якшеної води обов'язково. Вихідна вода аналізується один раз на зміну або на добу на вміст вільної вуглекислоти, загальної лужності, іонів Ca_2 і Mg_2 ; крім того, визначаються рН і загальна жорсткість води. Періодично визначаються сульфати, хлориди, щільний залишок. У пом'якшеній воді обов'язково визначаються загальна жорсткість, лужність за фенолфталеїном і метилоранжем, величина рН. Останні три показники дають можливість розраховувати компоненти загальної лужності. Пом'якшена вода контролюється також за щільним залишком, вмістом сульфатів та хлоридів.

Застосування реагентних методів теоретично дозволяє знизити жорсткість води до меж, визначуваних розчинністю CaCO_3 і $\text{Mg}(\text{OH})_2$. На практиці через необхідність вводити певний надлишок вапна й легкості утворення пересичених розчинів сполук, що утворилися вдається отримати воду з залишковою жорсткістю 0,5–1 мг·екв/дм³.

Зм'якшування води катіонами. Пом'якшення води методом іонного обміну може здійснено Na -катіонуванням, паралельними або послідовним H-Na -катіонуванням.

Сутність процесів катіонування полягає в обміні катіонів жорсткості на катіони Na або H під час фільтрування води через шар катіоніту.

Na -катіонування застосовують для пом'якшення води до значення залишкової жорсткості 0,03–0,05 мг·екв./дм³ при одноступеневій обробці й до

0,01 мг·екв./дм³ при двоступеневій обробці. У воді після Na-катіонування дещо збільшується щільний залишок, лужність залишається незмінною.

Якщо одночасно з пом'якшення потрібно знизити лужність води, застосовують H-Na-катіонування. Цей метод дозволяє знизити жорсткість до 0,01 мг·екв./дм³ при одночасному зниженні лужності до 0,4–0,7 мг·екв./дм³.

Головним завданням технологічного контролю за роботою іонообмінних установок є забезпечення необхідної якості води. На якість зм'якшеної води впливають попередня підготовка іонообмінного матеріалу, якість регенерації іонітових фільтрів, якість вихідної води.

Швидкість фільтрування залежить від жорсткості вихідної води та при зміні жорсткості від 5 мг·екв./дм³ до 15 мг·екв./дм³ знижується з 25 м/год до 10 м/год.

Регенераційний розчин не повинен містити катіонів Ca²⁺ і Mg²⁺, оскільки ефективність регенерації в їхній присутності знижується. Неприпустимо присутність у регенераційному розчині нерозчинних домішок, оскільки частинки малого розміру, фільтруючись через іонообмінний матеріал, утворюють у ньому канали, що знижує ефективність процесу.

Одним з основних напрямів у технологічному контролі іонітових фільтрів є контроль за допустимою тривалістю роботи фільтра між двома регенераціями. Для Na-катіонітових фільтрів за умови сталості витрати та складу води регенерацію призначають через строго певні проміжки часу. При досить постійному складі вихідної води, але витраті, що змінюється перед кінцем робочого періоду кожні 10–15 хвилин визначають жорсткість води. Процес фільтрування припиняють, коли жорсткість досягне допустимої величини.

Для H-катіонітових фільтрів контроль можна здійснювати за кислотністю зм'якшеної води, оскільки при виснаженні H-катіоніту кислотність фільтрату падає. Такий контроль можливий за умови сталості у вихідній воді концентрації аніонів сильних кислот. Якщо їхня концентрація змінюється, аналіз виконують для вихідної води та фільтрату.

Велике значення надається якості вихідної води. Оскільки значний вміст завислих речовин негативно позначається на роботі фільтрів, цей показник у вихідній воді не повинен перевищувати 5–8 мг/дм³. Погіршують роботу фільтрів і органічні з'єднання, тому верхня межа забарвленості оброблюваної води обмежена 30 град.

Об'єм аналізу, що виконується для зм'якшеної води, залежить від прийнятої схеми пом'якшення та вимог споживача до якості води. Основними показниками, постійно контрольованими у процесі очищення, є жорсткість та лужність.

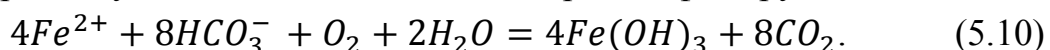
5.2 Контроль процесів очищення води від сполук заліза й марганцю

У поверхневих водах залізо знаходиться переважно у вигляді комплексних органічних сполук і гідроксиду. Марганець також утворює органічні комплекси. Усі ці сполуки добре видаляються в процесі коагуляції за умови попереднього руйнування органічних комплексів окислювачами. Отже, чином, вилучення з поверхневих вод сполук заліза та марганцю здійснюється одночасно з освітленням та знебарвлення води. Контроль у цьому випадку доповнюється визначенням заліза й марганцю на всіх стадіях обробки води, у всіх пробах, що відбираються для короткого аналізу.

Зазвичай часто знезалізнення застосовують при водопостачанні з підземних джерел. У підземних водах залізо присутнє в розчиненому стані, переважно у вигляді бікарбонату двовалентного заліза. Залізо у вигляді органічних комплексів з'являється в підземних водах, якщо водоносний пласт має гідравлічний зв'язок із поверхневими водоймами.

Залізо з підземних вод видаляють фільтруванням у поєднанні з попередньою обробкою, в завдання якої входить перетворення Fe^{2+} у форму Fe^{3+} . Процес окислення може бути здійснено киснем повітря, хлором, перманганатом калію. Вибір методу попередньої обробки залежить від концентрації та форми, в якій залізо присутнє у воді, наявності супутніх домішок, необхідної ефективності очищення та проводиться на підставі результатів пробного знезалізнення.

Унаслідок окислення тривалентне залізо, що утворилося гідролізується з утворенням гідроксиду, що видаляється з води в процесі фільтрування:



Швидкість процесу залежить від наявності достатньої кількості O_2 і зростає при збільшенні значення рН.

Технологічний контроль за процесом має бути спрямований на підтримання оптимальних умов для окислення заліза. Контролюють витрату повітря та концентрацію кисню у воді або дозу окислювача, а також якість води до й після обробки.

Якщо концентрація заліза у воді не перевищує 10 мг/дм^3 , $pH \geq 6,8$, лужність $L \geq (1 + Fe^{2+}/28)$ і вміст сірководню не більше 2 мг/дм^3 , то знезалізнення здійснюється методом спрощеної аерації з фільтруванням. Вода збагачується киснем при зливів з трубопроводу, що подає з висоти $0,5\text{--}0,6 \text{ м}$ у розподільну камеру фільтрів. При фільтруванні води через зернистий шар завантаження на поверхні зерен утворюється каталітична плівка, що

складається переважно з гідроксиду заліза. Ця плівка інтенсифікує процес окиснення та виділення заліза з води. Для утворення каталітичної плівки необхідно присутність у воді розчиненого O_2 в кількості 0,6–0,9 на 1 мг Fe^{2+} .

Особливу увагу при експлуатації установки звертають на своєчасність промивання фільтрувального завантаження, оскільки накопичення осаду на її поверхні погіршує режим роботи. Фільтри промивають очищеною водою протягом 6–7 хвилин при інтенсивності подачі води 14–18 л/с на 1 м² поверхні й не рідше 1–2 разів на добу.

Промивні води з вмістом заліза 100–120 мг/дм³ відстоюють протягом 3 год повторно використовують, додаючи їх до вихідної води в кількості 10 %. Контроль за процесом відстоювання здійснюють аналогічно контролю за процесом, що відбуваються у відстійниках на очисних станціях: замірюють шар накопиченого осаду, визначають його вологість, забезпечують своєчасне вивантаження осаду на майданчики для підсушування. Вологість вивантаженого осаду зазвичай становить 92–94 %.

У процесі експлуатації знезалізнюючих установок відбирають проби вихідної та очищеної води. Повний санітарно-хімічний аналіз виконується один раз на місяць. Щодоби контролюється якість вихідної води і відібраної з поверхні фільтра на утримання спільного й окисненого заліза, розчиненого O_2 і вільної вуглекислоти. Загальне залізо в очищеній воді визначається кожні 4 год, вміст його в очищеній воді не повинен перевищувати 0,3 мг/дм³.

Необхідність знезараження води після видалення з неї заліза визначається залежно від місцевих умов і узгоджується з органами санітарно-епідеміологічної служби.

Контроль знезараження здійснюється за загальноприйнятими методиками, викладеними в темі 4.

У підземних водах марганець знаходиться у вигляді добре розчинних солей двовалентного марганцю. Перетворення їх у малорозчинний стан здійснюється окисненням Mn^{2+} у Mn^{3+} і Mn^{4+} , гідроліз яких призводить до утворення $Mn(OH)_3$ і $Mn(OH)_4$, що випадають в осад. $Mn(OH)_4$, що осідають на зернистому завантаженні фільтра, каталізує процес окислення Mn^{2+} розчиненим O_2 . Для ефективного окислення необхідно підтримувати значення рН на рівні 8,5, тому часто потрібно підлогування води.

Контроль за цим процесом здійснюється аналогічно контролю за процесом знезалізнення. У вихідній і очищеній воді обов'язково визначають концентрацію Mn^{2+} [1].

5.3 Контроль процесів очистки води від сірководню

Сірководень додає воді неприємні присмак і запах і передає їй корозійні властивості. При утриманні H_2S не більше $2-3 \text{ мг/дм}^3$ і $pH < 7,2$ сірководень видаляють аерацією води з подальшим окисненням залишкового сірководню хлором. Хлоруванням досягається окиснення сірководню до сірки (якщо доза хлору становить $2,1 \text{ мг}$ на 1 мг сполук сірководню) або до сульфатів (при дозі хлору $8,4 \text{ мг}$ на 1 мг сполук сірководню). У першому випадку процес закінчується коагулюванням колоїдної сірки, що утворюється і фільтруванням води.

При високому вмісті H_2S доцільно проводити процес аерації при $pH < 5,5$, коли велика частина з'єднань сірководню знаходиться у воді у вигляді молекулярно-розчиненого H_2S . Підкислення здійснюється соляною або сірчаною кислотою. Залишковий сірководень віддаляється хлоруванням, до того ж доза хлору приймається рівною $4-5 \text{ мг/дм}^3$. Колоїдна сірка видаляється в процесі коагулювання та фільтрування води. Контроль за процесами полягає в підтримці оптимального навантаження на дегазатор і регулювання витрати повітря. Контролюється також доза хлору й величина pH . На всіх етапах очистки у воді визначається вміст сполук сірководню. Процеси очищення води від утвореної в процесі окиснення сірководню колоїдної сірки контролюються аналогічно процесам, описаним у темі 3.

5.4 Контроль процесів коригування змісту фтору у воді

Зміст фтор-іонів у природних водах коливається від $0,01 \text{ мг/дм}^3$ до 12 мг/дм^3 . Підземні води зазвичай багаті фтором. Оптимальна концентрація фтору в питній воді встановлена ДСанПіН 2.2.4-171-10 на рівні $0,7-1,5 \text{ мг/дм}^3$, у зв'язку з чим у деяких випадках виникає необхідність фторування води або видалення надлишку фтору.

Фторування води здійснюється кремнефтористими солями $Na^+ HF_4^-$ або фтористим натрієм, що подається в оброблювану воду у вигляді розчинів певної концентрації.

За процесом фторування потрібен постійний суворий контроль. Насамперед контролюється якість фторовмісних реагентів. З кожної партії реагенту відбирається середня проба, в якій визначають зміст чистого продукту, вологість, вільну кислоту, нерозчинні домішки.

Місце введення реагенту залежить від якості води та прийнятої схеми

очищення. Натрієві фторовмісні реагенти можна вводити у воду до або після знезараження. Якщо на станції передбачена преамонізацією, то кремнефтористий амоній вводять до хлорування. У всіх інших випадках його подають після знезараження, оскільки при додаванні іона F^- у кількості $0,8-1,2 \text{ мг/дм}^3$ вміст у воді амонійного азоту збільшується на $0,3-0,45 \text{ мг/дм}^3$ і хлораміни, що утворюються, знижують ефективність знезараження.

Унаслідок токсичності іона фтору та низького значення рН розчини фторсодержащих реагентів мають бактерицидні властивості, що й робить можливим подачу їх після знезараження. Але для того щоб бактерицидна дія фтору проявилася повністю, розчини реагентів перед використанням витримують протягом певного часу.

Одним із найважливіших напрямів у технологічному контролі за процесом фторування є контроль за точністю дозування реагенту з метою запобігання надходження в питну воду надлишку фтору. Контроль здійснюється за концентрацією та витраті реагентів, що містять фтор, і за концентрацією фтору в обробленій воді.

Установки для фторування повинні бути обладнані водомірами, а дозатор реагенту повинен легко регулюватися й контролюватися з тим, щоб відхилення фактичної дози реагенту від розрахункової не перевищували $\pm 5 \%$. Продуктивність дозувальних пристроїв і витрату оброблюваної води контролюють щогодини, результати вимірів заносять у журнал. Реєструється також час початку та кінця використання розчину в робочому баку. Одночасно відбираються проби робочого розчину, в яких можна визначити концентрацію фтору.

В обробленій воді через кожні дві години визначають зміст фтор-іона. Разові відхилення концентрації фтору від заданого значення не повинні перевищувати $\pm 0,1 \text{ мг/дм}^3$ при середньомісячному допустимому відхиленні $0,05 \text{ мг/дм}^3$. До контрольних визначень входить аналіз вихідної води на вміст фтору. Аналіз виконується один раз у зміну та призначається зазвичай при коливаннях концентрації фтору.

Вода з розподільній мережі піддається аналізу 2–4 рази на добу. Проби відбираються в різних місцях, у різний час доби. Обов'язковою умовою є зміна точок відбору та аналіз хоча б однієї проби, відібраної в ранковій години.

Поточний санітарний нагляд за фторуванням, крім перелічених заходів, включає строгий контроль за зберіганням і витрачанням реагентів, містять фтор, контроль за здійсненням заходів з охорони праці осіб, що стикаються з цими речовинами.

Знефторювання води проводиться при утриманні іона $[F^-] > 1,5 \text{ мг/дм}^3$, якщо неможлива заміна джерела водопостачання.

Знефторювання води здійснюється методом іонного обміну або сорбцією фтор-іона свіжоосажденного гідроксидами алюмінію або магнію. Для знефторювання води за першим методом застосовують активований оксид алюмінію (далі – АОА), заряджений іонами SO_4^{2-} і здатний вибірково поглинати з води іони фтору.

У процесі експлуатації установки контролюється якість АОА, якість вихідної та обробленої води, швидкість фільтрування. АОА не повинен містити домішок, що погіршують якість води. Каламутність вихідної води повинна бути менше 8 мг/дм^3 , оскільки при більшій кількості завислих речовин скорочується час фільтроциклу.

Воду після обробки обов'язково аналізують на вміст фтору. Якщо внаслідок знефторювання концентрація фтору у воді виявиться нижче оптимальної, то її підвищують шляхом додавання відповідної кількості необробленої води.

Частоту відбору проб і набір показників, за якими здійснюється контроль якості води, встановлює санітарний лікар з урахуванням місцевих умов.

Швидкість фільтрування підтримують на рівні 6 м/год , при цьому виключення фільтра на регенерацію (виробляють тоді, коли концентрація фтору у фільтраті досягає $1,5 \text{ мг/дм}^3$).

Для знефторювання води поверхневих джерел застосовують метод сорбції іона фтору гідроксидом алюмінію. Процес здійснюється одночасно з висвітленням і знебарвленням води. Однак процес знефторювання вимагає значно більших доз коагулянту, а повнота осадження фтору досягається лише при $\text{pH} = 5-5,5$, унаслідок чого виникає необхідність підкислення води.

Контроль за роботою очисних споруд у цьому випадку здійснюється звичайним шляхом, але у всіх пробах, що відбираються для аналізу на мутність і забарвленість, обов'язково визначають концентрацію фтору [1].

5.5 Контроль процесів опріснення та знесолення води

Для видалення з води солей застосовують виморожування, дистиляцію, іонний обмін, електродіаліз, гіперфільтрацію. Методи опріснення та знесолення вибираються залежно від загального солемісту води й вимог, що ставляться до її якості споживачем [1].

Опріснення та знесолення води методом іонного обміну застосовується

при вмісті солей у вихідній воді до 200 мг/дм³. Для опріснення води до залишкового вмісту солі 20 мг/дм³ застосовують одноступеневу схему з послідовним фільтруванням води через Н-катіоніт і ОН-аніоніт.

Знесолення води досягається застосуванням дво- та триступневих іонообмінних установок, що дозволяють отримати воду з вмістом солей відповідно <0,5 і <0,1 мг/дм³.

Експлуатаційний контроль за роботою установок здійснюється відповідно до загальних правил контролю іонітових фільтрів. Частота контрольних визначень якості вихідної води залежить від того, наскільки постійний склад оброблюваної води. Набір показників, за якими контролюється якість опріснення води, визначається в кожному конкретному випадку залежно від вимог, що ставляться до води споживачем.

Опріснення води методом електродіаліз може бути застосовано для вод з вихідним солевмістом 1 500–7 000 мг/дм³ для отримання води з вмістом солей не нижче 500 мг/дм³.

Суть методу полягає в тому, що при пропуску постійного струму через воду на шляху направлено руху іонів ставлять іонітові мембрани, що володіють селективною здатністю пропускати іони з певним знаком заряду. Внаслідок цього в одній частині осередків, утворених мембранами, відбувається опріснення води, а в іншій – концентрування солей.

Для успішної роботи електродіалізних установок необхідно, щоб вміст завислих речовин у вихідній воді не перевищував 1,5 мг/дм³, забарвленість становила не вище 20 град, окислюваність – не більше 5 мг/дм³. Крім того, лімітується вміст заліза, марганцю, боратів. Тому для опріснення води методом електродіаліз потрібна попередня підготовка води, якщо її якість не відповідає зазначеним нормам, і постійний контроль вихідної води за переліченими показниками.

Особливого контролю вимагають іонітові мембрани. Деякі мембрани здатні виділяти у воду токсичні речовини, тому під час опріснення води для питних цілей допускається застосування мембран, які пройшли гігієнічну апробацію.

У воді після електродіалізних установок можливе погіршення органолептичних властивостей, тому оброблена вода постійно контролюється за показниками «присмак» і «запах». Для поліпшення органолептичних показників опріснену воду фільтрують через активоване вугілля.

Для вод із солевмістом понад 10 000 мг/дм³ опріснення здійснюється методом дистиляції. Цей метод заснований на випаровуванні води з подальшою

конденсацією. При конденсації пари виходить вода з низькою мінералізацією. Оскільки ДСанПіН 2.2.4-171-10 не регламентує нижню межу вмісту солі, то формально вода може вважатися хорошою. Однак встановлено, що тривале вживання дистилляту призводить до порушення сольового обміну. Вода після дистиляції, як правило, володіє поганими органолептичними властивостями внаслідок зміни іонного й газового складу та в зв'язку з попаданням у неї летких органічних речовин, що звільняються при термічній обробці.

Недолік іонів Ca^{+2} і HCO_3^- і наявність органічних домішок надають воді неприємного присмаку. Домогтися оптимального співвідношення між окремими іонами шляхом зменшення кратності випарювання практично неможливо, оскільки в процесі дистиляції концентрація більшості іонів зменшується пропорційно зниженню загального солемісту.

Усе сказане говорить про необхідність додаткової обробки опріснення води з метою поліпшення органолептичних властивостей і коригування іонного складу.

Коригувати склад опрісненої води можна фільтруванням її через шар карбонатвмісних зернових матеріалів із попереднім насиченням води вуглекислотою. Органічні речовини видаляють фільтрацією води через активоване вугілля. Процес контролюється за вмістом у вихідній воді CO_2 , яке підтримується на рівні 25 мг/дм³. Крім того, контролюється якість завантаження фільтрів і якість обробленої води, в якій визначаються органолептичні показники, щільний залишок, CO^{2+} , HCO_3^- .

Кондиціонування іонного складу можливо змішанням опріснених вод з артезіанськими мінералізованими водами. Простим змішанням важко домогтися оптимального співвідношення іонів, тому зазвичай вдаються до роздільної підготовки кожної води з подальшим змішуванням потоків. Дистиллят хлорують, пропускають через активоване вугілля, збагачують CO^{2+} , HCO_3^- - фільтруванням через мармурову крихту. Суміш двох вод фторують і знезаражують. Контроль кожного з етапів очищення здійснюється аналогічно контролю відповідних методів.

Для забезпечення сприятливих органолептичних властивостей води необхідна присутність у ній таких концентрацій, мг/дм³, іонів: $[\text{Ca}^{2+}] - 55$, $[\text{Mg}^{2+}] - 8$, $[\text{Na}^+] - 90$, $[\text{HCO}_3^-] - 146$, $[\text{Cl}^-] - 100$, $[\text{SO}_4^{2-}] - 100$, $[\text{Fe}^-] - 0,75$.

Воду, що подається в розподільну мережу, контролюють за органолептичними та бактеріологічними показниками, при цьому до обов'язкових входить визначення присмаку й запаху, щільного залишку, Ca^{2+} , HCO_3^- , рН, Cl^- , SO_4^{2-} , F, загального числа бактерій і колі-індексу. Порядок і

частота відбору проб встановлюються місцевими органами санітарно-епідеміологічної служби.

5.6 Контроль процесу знекремнювання води

Вибір методу знекремнювання визначається вимогами, які висуває до якості води споживач.

Для зменшення вмісту SiO_3^{2-} до 3–5 мг/дм³ застосовують метод сорбції силікатної кислоти гідроксидами алюмінію та заліза. Доза коагулянту приймається з розрахунку 15 мг на 1 мг SiO_3^{2-} , що видаляється. Процеси коагуляції та сорбції SiO_3^{2-} найінтенсивніше перебігають при рН = 7,8–8,3, тому воду підлужують вапном. Технологічний контроль знекремнювання не відрізняється від контролю процесу коагуляції.

Обробка води каустичним магнезитом при підігріві до 35 °С застосовується для зниження вмісту SiO_3^{2-} до 1–1,5 мг/дм³. Якщо одночасно потрібно пом'якшення, у воду додають вапно.

Виділення з води гідроксидів із сорбувальною SiO_3^{2-} здійснюють в освітлювачах зі зваженим шаром осаду. У разі осадження силікатної кислоти гідроксидами Al^{3+} , Fe^{3+} швидкість висхідного потоку в зоні освітлення підтримують рівної 0,9–1 мм/дм³. При обробці води каустичним магнетизмом швидкість повинна бути 0,7–0,8 мм/дм³. Строго контролюється температура води, оскільки різкі її зміни призводять до виникнення конвективних струмів і винесенню осаду з освітлювача.

Глибше знекремнювання води до залишкового вмісту SiO_3^{2-} , рівного 0,1–0,3 мг/дм³, досягається фільтруванням її через шар магнезіального сорбенту [1]. Висока пористість сорбенту збільшує його кремнеємкість.

Швидкість фільтрування становить рівної 10 м/год. При подачі води на фільтри контролюється її якість. Вода не повинна містити вільної та зв'язаної вуглекислоти, оскільки в її присутності сорбент поступово розчиняється, збагачуючи воду солями жорсткості. У процесі постійно контролюють температуру води, яка не повинна бути нижче 40 °С на виході з фільтра. Технологічний контроль процесу полягає в підтримці всіх перелічених параметрів на належному рівні та систематичній перевірці якості обробленої води. До обов'язкових показників, які повинні визначатися у фільтраті, входять SiO_3^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , рН.

Метод іонного обміну для знекремнювання застосовують за необхідності одночасного глибокого знесолення води. Застосування дво- та триступеневого

очищення дозволяє знизити вміст силікатної кислоти відповідно до 0,2 і 0,05. Видалити силікатні кислоти вдається тільки за допомогою сильно основного аніоніта за умови, що попередньо видалені всі катіони, всі аніони сильних кислот та CO_2 .

Контроль роботи іонітових фільтрів підпорядковується загальним правилам експлуатації іонообмінних установок.

Порядок контролю та набір показників, за якими контролюється процес знекремнювання, залежить від застосовуваного методу й вимог, що ставляться до води споживачем, і тому в кожному випадку вирішується відповідно до місцевих умов. Загальним контрольним показником для всіх методів є визначення SiO_3^{2-} у вихідній і обробленій воді. Цей аналіз дозволяє оцінити ефективність процесу [1].

5.7 Контроль процесу стабілізаційної обробки води

Сутність стабілізаційної обробки полягає в тому, щоб привести різні форми вуглекислоти до такого співвідношення, при якому не відбувається ні розчинення карбонатів, ні їх випадіння в осад, унаслідок чого вода не кородує на трубопроводі й не викликає їх заростання карбонатом кальцію [1].

У початковий період експлуатації водопровідних систем по трубопроводах транспортують воду, пересичений карбонатом кальцію. У результаті відкладення CaCO_3 на внутрішній поверхні труб утворюється захисна плівка, що перешкоджає безпосередньому контакту води з металом. Для збереження сформованого захисного шару вода, що транспортується по трубах, повинна бути стабільна.

Оцінку стабільності води проводять не менше чотирьох разів на рік (по одному разу в сезон). Вода може виявитися нестабільною після обробки її мінеральними коагулянтами в процесі знезалізнення та пом'якшення. При позитивному індексі насичення воду обробляють кислотою, гексаметафосфатом або триполіфосфатом натрію. При індексі насичення +0,5 обробку проводять протягом 8–10 міс. на рік. При негативному індексі насичення виробляють підлуження води вапном. Обробку роблять протягом 8 міс на рік.

Технологічний контроль за процесом стабілізації полягає в забезпеченні правильності дозування реагентів, періодичної перевірки стабільності води й у визначенні в обробленій воді залишкових концентрацій реагентів, якщо обробка проводилася гексаметафосфатом або триполіфосфатом натрію [1].

ТЕМА 6 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ РОБОТИ ЗВОРОТНИХ СИСТЕМ ОХОЛОДЖУВАННЯ

6.1 Контроль процесів гідрохімічного режиму роботи зворотних систем охолодження

На рисунку 6.1 схематично зображена система зворотного водопостачання промислового підприємства з градирнею як охолоджувача води [4].

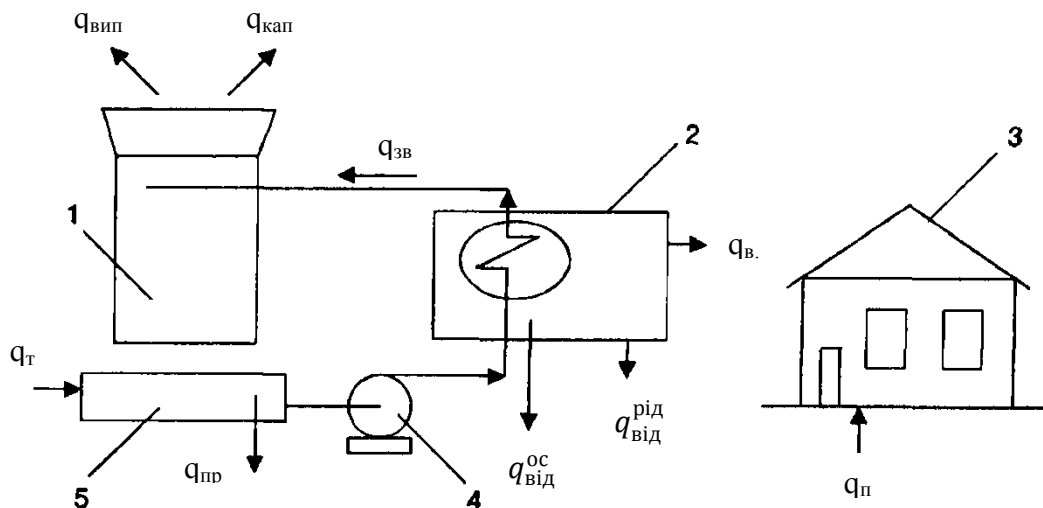


Рисунок 6.1 – Схема охолоджувальної системи зворотного водопостачання промислового підприємства:

- 1 – градирня; 2 – теплообмінна апаратура промислового підприємства;
3 – споживачі питної води на промисловому майданчику; 4 – циркуляційний насос; 5 – водозбірний басейн градирні

При гідрохімічному контролі зворотної системи водопостачання спочатку перевіряється дотримання таких водних балансів:

$$q_{св} = q_{ст} + q_{бв} = q_{т} + q_{п} \quad (6.1)$$

$$q_{бв} = q_{вип} + q_{кап} + q_{в.п} \quad (6.2)$$

$$q_{ст} = q_{пр} + q_{від}; \quad (6.3)$$

$$q_{від} = q_{від}^{рід} + q_{від}^{ос}; \quad (6.4)$$

де $q_{пр}$, $q_{вип}$, $q_{кап}$ і $q_{в.п}$ – витрати води на відповідно продування системи, випаровування, крапельний винос і втрати води у виробничих процесах;

$q_{від}$ – витрата відпрацьованої води;

$q_{від}^{рід}$ – сумарна витрата вод, що із заводської каналізованої території;

$q_{\text{вїд}}^{\text{ос}}$ – витрата води, що скидається з опадами;

$q_{\text{т}}$, $q_{\text{п}}$, $q_{\text{ст}}$, $q_{\text{св}}$, $q_{\text{зв}}$ і $q_{\text{бв}}$ – витрати відповідно до технічної (подпіточної), питної, стічної, свіжої, зворотної та води, що повторно використовувалась, а також безповоротне водоспоживання.

З формул (6.1) і (6.2) випливає:

$$q_{\text{ст}} = q_{\text{т}} + q_{\text{п}} - q_{\text{вип}} - q_{\text{кап}} - q_{\text{в.п.}} \quad (6.5)$$

Коефіцієнт упарювання води в системі зворотного водопостачання, що характеризує технічну досконалість її роботи, визначається за формулою:

$$K_{\text{у}} = \frac{q_{\text{вип}} + q_{\text{кап}} + q_{\text{вп}}}{q_{\text{кап}} + q_{\text{вп}}} = \frac{C_{\text{ц}}}{C_{\text{п}}} \quad (6.6)$$

де $C_{\text{ц}}$ і $C_{\text{п}}$ – концентрація консервативних іонів (наприклад, хлориду або магнію) відповідно в циркуляційній і підживлюваній воді.

Чим вище $K_{\text{у}}$, тим менше $q_{\text{св}}$, але більше капіталовкладення на підготовку циркуляційної води. Середнє значення $K_{\text{у}}$ на підприємствах – 1,2. У більшості промислово розвинених країнах світу $K_{\text{у}}$ на порядок і більше вище.

Контроль якості циркуляційної води зводиться до таких чотирьох вимог: вода не повинна спричиняти сольових відкладень, інтенсивних корозійних руйнувань конструкційних матеріалів, біологічних обростань і відкладень механічних домішок.

Із чотирьох можливих у системах оборотного водопостачання сольових відкладень: карбонатних, сульфатних, фосфатних і силікатних – є надійна технологія запобігання перших трьох відкладень, яка називається пом'якшення води. Розроблено кілька способів пом'якшення води: фізичне (за допомогою нагрівання води, ультразвуковий, електричної та магнітної обробки її), хімічне (вапняне й вапняно-содове) і катіонітового (при регенерації катіонітів кислотами, кухонною сіллю та аміаком). Найбільш споживані через їх надійність останні два способи. У разі домінування у відкладеннях карбонатів кальцію ефективна кислотна обробка води.

Про експлуатаційно-небезпечне утворення карбонатних відкладень в охолоджувальних системах зворотного водопостачання судять [6] за величиною добутку лужності додаткової води в мг-екв/дм³ на коефіцієнт упарювання води. Якщо цей добуток перевищує 3,0, то рекомендуються заходи щодо запобігання утворенню карбонатних відкладень.

Для систем гарячого водопостачання та опалення контроль карбонатних відкладень здійснюють за допомогою карбонатного індексу, що становить граничне значення добутку лужності на концентрацію кальцію у воді (в мг-екв./дм³ кожна), вище якої інтенсивність карбонатних відкладень

перевищує $0,1 \text{ г}/(\text{м}^2 \cdot \text{ч})$. У таблиці 6.1 наведені норми граничного значення карбонатного індексу для деяких поширених систем гарячого водопостачання та опалення.

Таблиця 6.1 – Нормативні значення карбонатного індексу для підживлення теплових мереж

| Тип обладнання | Температура нагрівання мережевої води, °С | Карбонатний індекс, (мг-екв./дм ³) для системи теплопостачання | |
|---|---|--|----------|
| | | відкритої | закритої |
| Водогрійні котли, що встановлені на електростанціях і в опалювальних котельнях* | 70–100 | 3,2 | 3,0 |
| | 101–120 | 2,0 | 1,8 |
| | 121–130 | 1,5 | 1,2 |
| | 131–140 | 1,2 | 1,0 |
| | 141–150 | 0,8 | 0,5 |
| Мережеві підігрівачі | 70–100 | 4,0 | 3,5 |
| | 101–120 | 3,0 | 2,5 |
| | 121–140 | 2,5 | 2,0 |
| | 141–150 | 2,0 | 2,0 |
| | 151–200 | 1,0 | 0,5 |

*Якість підживлювальної та мережної води водофейних котлів, встановлених у промислових котельнях, відповідає чинному стандарту.

Антикорозійний захист передбачає виготовлення відповідного обладнання систем зворотного водопостачання (теплообмінних апаратів) з корозійностійких металів (латуні, титану та ін.) і обробку води інгібіторами корозії (фосфатами, силікатами, хроматами тощо). У таблиці 6.2 містяться рекомендації щодо вибору способу обробки води для централізованого гарячого водопостачання в закритих системах теплопостачання.

Боротьба з біообростанням за [5] зводиться переважно до біоцидної обробки їх хлором. Накопичено також позитивний досвід по механічним методам видалення біообростань з теплообмінних трубок конденсаторів, наприклад метод «шомполосування» або абразивного впливу зернистої присадки.

Очищення циркуляційної води від механічних домішок здійснюється на байпасі до основного контуру оборотного водопостачання, де встановлюють

освітлювальні споруди, практично аналогічні тим, які застосовують у комунальному водопостачанні.

Таблиця 6.2 – Вибір способу обробки води для централізованого гарячого водопостачання в закритих системах теплопостачання

| Показники якості вихідної води, середні за рік | | | Спосіб протикорозійного та протинакипної обробки залежно від виду труб | | |
|--|--|---|--|------------------|--|
| Індекс насичення при 60 °С | Cl ⁻ + SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³ | Перманганатна окиснюваність, мг/дм ³ | Сталеві труби без покриття або сумісно з оцинкованими | Оцинковані труби | Сталеві труби з внутрішнім неметалевим покриттям або термостійкі пластмасові труби |
| < -1,5 | ≤50 | 0–6 | ВД | ВД | – |
| < -1,5 | >50 | 0–6 | ВД + С | ВД + С | – |
| <1,5÷-0,5 | ≤50 | 0–6 | С | С | – |
| -0,5–0 | ≤50 | 0–6 | С | – | – |
| 0–0,5 | ≤50 | >3 | С | – | – |
| 0–0,5 | ≤50 | ≤3 | С + М | М | М |
| >0,5 | ≤50 | 0–6 | М | М | М |
| -1,5–0 | 51–75 | 0–6 | С | С | – |
| -1,5–0 | 76–150 | 0–6 | ВД | С | – |
| -1,5–0 | >150 | 0–6 | ВД + С | ВД | – |
| 0–0,5 | 51–200 | >3 | С | С | – |
| 0–0,5 | 51–200 | ≤3 | С + М | С + М | М |
| 0–0,5 | >200 | ≤3 | ВД | ВД | – |
| 0–0,5 | >200 | ≤3 | ВД + М | ВД + Д | М |
| >0,5 | 51–200 | 0–6 | С + М | С + М | М |
| >0,5 | 201–350 | 0–6 | ВД + М | С + М | М |
| >0,5 | >350 | 0–6 | ВД + М | ВД + М | М |

Примітка 1. У таблиці 6.2 ВД – вакуумна деаерація; С – силікатна обробка; М – магнітна обробка.
 Примітка 2. За наявності на тепловому пункті пара замість вакуумної деаерації потрібно передбачити атмосферну деаерацію з охолоджувачами деаерованої води.
 Примітка 3. Якщо у вихідній воді концентрація CO₂ > 10 мг/дм³, то після вакуумної деаерації потрібно передбачити підлужування її до рН 8,3–8,5.
 Примітка 4. Магнітна обробка застосовується при загальній жорсткості води не більше 10 мг-екв/дм³ і при карбонатній жорсткості більше 4 мг-екв./дм³. Напруга магнітного поля в робочому зазорі магнітного апарата ≤159·10³ А/м.
 Примітка 5. При вмісті у воді Fe > 0,3 мг/дм³ передбачається знезалізнення води незалежно від наявності інших способів обробки води.

Водночас в оборотних системах водопостачання, схильних до біологічних обростань, при найчастіше застосовуваних швидкостях руху води в трубках теплообмінних апаратів (1 м/с) зважені речовини погіршують роботу теплообмінного обладнання тільки в тих випадках, коли їх концентрація досягає великих значень (приблизно 2 000 мг/дм³ у розрахунку на підживлювальну воду). При концентрації 450–700 мг/дм³ зважені речовини сприяють деякому підвищенню коефіцієнтів теплопередачі. При концентраціях 150–200 мг/дм³ ці коефіцієнти підвищуються ще більше й теплопередача значно поліпшується порівняно з теплопередачею контрольного апарата, який працює на воді, практично не містить завислих речовин, при тій самій інтенсивності розвитку біологічних обростань. Це пояснюється переважанням процесу абразивного зношування біообростання водою, що містить зважені речовини в зазначених концентраціях, над процесом упродовження цих домішок у масу біообростання.

У разі зниження швидкості руху води в трубках теплообмінників абразивна дія завислих речовин значно зменшується.

На рисунку 6.2 наведена допустима концентрація завислих речовин в оборотній воді залежно від швидкості руху її в трубках.

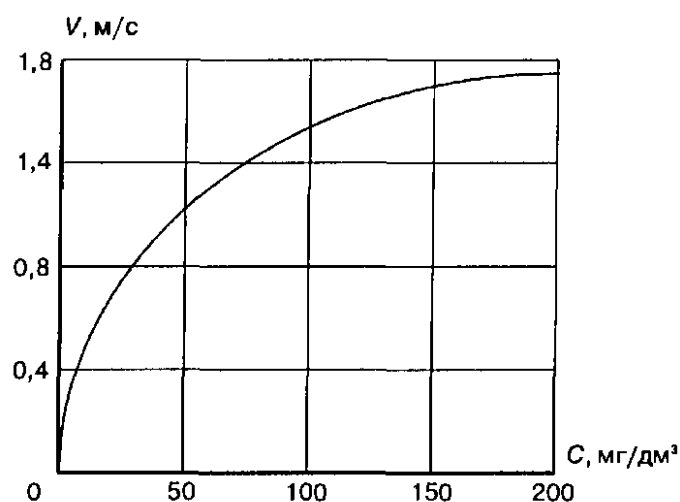


Рисунок 6.2 – Залежність допустимої швидкості руху оборотної води у трубках теплообмінних апаратів (V) від концентрації завислих речовин в ній (C)

Характерний графік проведення аналізів циркуляційної води в оборотних системах охолоджувального водопостачання наведено в таблиці 6.3. З таблиці 6.3 видно, що часте проведення аналізів води необхідно не завжди, оскільки при нормальних умовах експлуатації складу води в оборотній системі охолоджуючого водопостачання змінюється дуже повільно [4].

Таблиця 6.3 – Графік проведення аналізів циркуляційної охолоджувальної води

| Показник | Коли потребує | Періодичність проведення |
|------------------------|--|--------------------------|
| Значення рН | У тих випадках, коли для контролю за величиною рН або лужністю (або того й іншого разом) до води додається кислота або луг | один раз у зміну |
| Лужність | Те саме | Те саме |
| Кальцієва жорсткість | Майже завжди | один раз на тиждень |
| Магнієва жорсткість | Те саме | Те саме |
| Вміст завислих речовин | Іноді | Те саме |
| Вміст хлоридів | Майже завжди | Те саме |
| Вміст фосфатів | У разі застосування фосфатування | Те саме |

6.2 Контроль процесу охолодження води

На рисунку 6.3 подані схеми найпоширеніших у промисловості охолоджувачів оборотної води.

Унаслідок випарного охолодження води в шести з семи наведених на рисунку 6.3 водоохолоджувачів (крім радіаторних градирень (4), званих також апаратами повітряного охолодження) вдається знизити температуру охолоджувальної води нижче температури навколишнього повітря.

Серед переваг апаратів повітряного охолодження – відсутність забруднення охолоджувальної води повітряними домішками та гідравлічного розриву її струменя.

При орієнтовних розрахунках необхідна активна площа охолоджувача (в м²) для охолодження 1 м³/год води для середніх умов охолодження в перелічених нижче спорудах може прийматися:

| Вид охолоджувача | Його активна площа, м ² |
|--------------------------|------------------------------------|
| Ставки-охолоджувачі..... | 30,0–40,0 |
| Басейни бризкальні..... | 0,8–1,3 |
| Градири відкриті: | |
| бризкальні..... | 0,35–0,6 |

| | |
|------------------------|-----------|
| краплинні..... | 0,25–0,5 |
| Градирні баштові: | |
| бризкальні..... | 0,3 |
| краплинні..... | 0,25 |
| плівкові..... | 0,15 |
| Градирні вентиляторні: | |
| бризкальні..... | 0,16–0,20 |
| краплинні..... | 0,12–0,15 |
| плівкові..... | 0,10–0,12 |

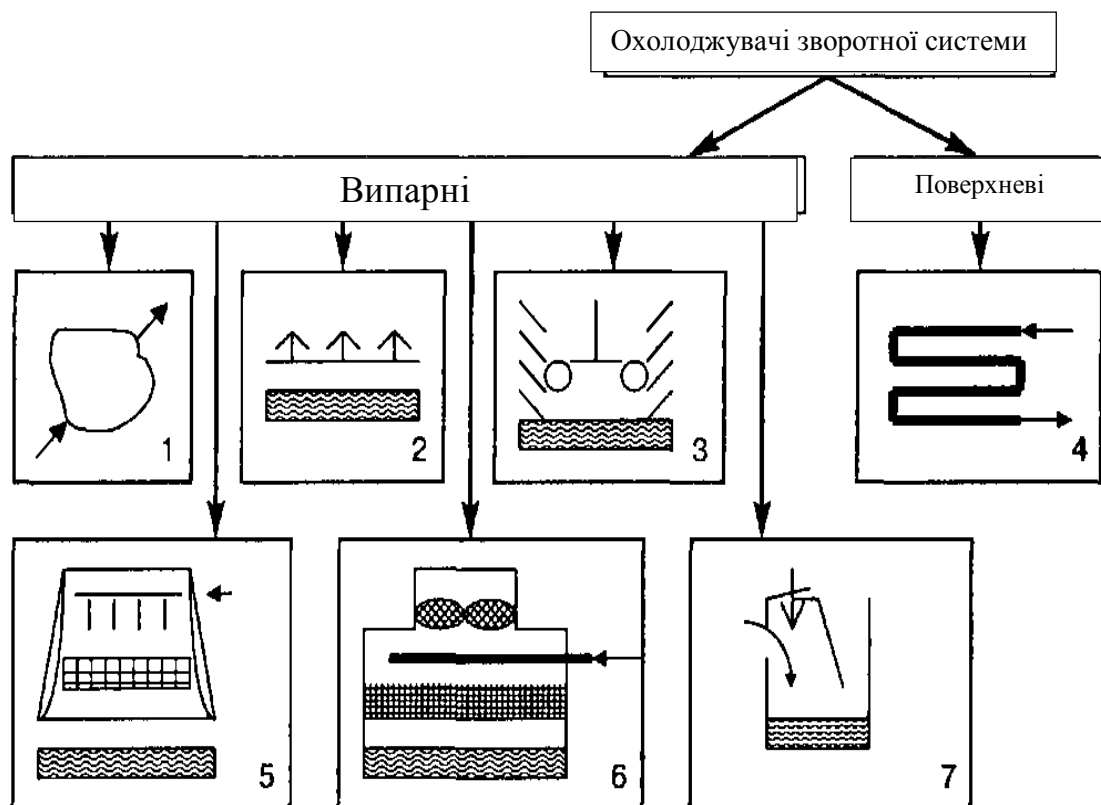


Рисунок 6.3 – Класифікація охолоджувачів оборотної води:
 1 – водосховище (ставок-охолоджувач); 2 – бризкальних басейнів; 3 – відкриті градирні; 4 – радіаторні градирні; 5 – баштові градирні; 6 – вентиляторні градирні; 7 – ежекційні градирні

Із цих даних видно, що за ефективністю охолодження води (на одиницю площі охолоджувача) переважають за інших однакових умов вентиляторні градирні (6) (рис. 6.3) – до $0,1 \text{ м}^3$. У них також мінімальні втрати води з краплинним винесенням вологи.

Глибина ставків рекомендується до 3,0 м, бризкальних басейнів – 1,5–1,8 м. Площі зрошувача баштових градирень приймаються в межах 10–2 400 м² при загальній висоті градирень від 18 м до 50 м.

Технологічний контроль за роботою градирень передбачає збирання та аналіз таких видів інформації: вимір і реєстрація в журналі температур нагрітої та охолодженої води, параметрів атмосферного повітря, витрати води на градирню, даних про забруднення оборотної води та їх концентрації; відомості про ефективність роботи окремих елементів: зрошувача, водорозбризувальних пристроїв, водоуловлювача, системи запобігання обмерзанню та ін., вентиляційної установки та ін. Температура зовнішнього повітря по сухому та змоченому термометрам вимірюється за допомогою психрометра на відстані до 50 м від градирні. Температуру води вимірюють ртутними скляними термометрами або електротермометрами при безпосередньому контакті з водою.

Оцінку роботи пристрою градирень виробляють шляхом зіставлення розрахункових температур охолодженої води з температурами, отриманими при випробуваннях, а також за коефіцієнтами масовіддачі.

ТЕМА 7 СКЛАД СТІЧНИХ ВОД

7.1 Класифікація стічних вод

Стічною водою, або стічною рідиною, називається вода, використана на побутові або виробничі потреби й отримала при цьому забруднення, які змінюють її початковий хімічний склад або фізичні властивості. До стічних вод належать також забруднення води атмосферних опадів, воду від поливання вулиць і миття машин автотранспорту [1].

У високорозвинених в індустріальному плані країнах кількість виробничих стічних вод значно більше, ніж побутових. Якщо суму водоспоживання на побутові та виробничі потреби прийняти за 100 %, то на частку водоспоживання в промисловості припадає понад 85 %. Однак далеко не вся вода виробничих підприємств потрапляє в системи міських каналізацій. Так звана умовно чиста вода (від охолодження апаратури, а також мало забруднених у процесі виробництва) часто віддаляється самостійною мережею безпосередньо у водойму або повертається для повторного використання. Тому в загальній кількості стічних вод, що потрапляють на очисні споруди, виробничі води становлять вже значно менший відсоток. Зокрема, в Харкові,

виробничі стоки становлять не більше 30–50 % загальної кількості стічних вод.

Склад побутових стічних вод досить однотипний і стійкий внаслідок відносного одноманітності господарської діяльності людини. Водночас склад виробничих стічних вод дуже різноманітний і залежить не тільки від виду виробництва, але й від прийнятого технологічного процесу. Що стосується атмосферних опадів, то їм властиві епізодичність утворення (і надходження в каналізаційну мережу) і різка нерівномірність за витратою та якістю води. Найзабрудненішими виявляються перші порції дощових вод.

У систему дощової каналізації потрапляє велика кількість води від миття машин автотранспорту. Ці води сильно забруднені, вони містять домішки горючих і мастильних речовин, із великими труднощами піддаються біохімічному окисленню у водоймі. Спуск таких вод без попереднього їх очищення різко погіршує стан водойми.

У спеціальній літературі [12] часто використовується термін «міські стічні води». Так зазвичай називають суміш побутових, виробничих і атмосферних вод при загальносплавній системі каналізації або тільки побутових і виробничих вод при роздільній системі.

На сьогодні побутові води в чистому вигляді практично не зустрічаються, за винятком випадків каналізування невеликих об'єктів – санаторіїв, будинків відпочинку, таборів тощо. Уже за каналізування сільських населених місць загальною системою відводяться води як від житлових будинків, так і від підприємств комунальної та місцевої промисловості (лазень, молочних і консервних заводів, тваринницьких комплексів тощо) [1].

7.2 Види забруднення стічних вод

Стічні води становлять складні гетерогенні системи, забруднені речовинами, які можуть перебувати у всіх станах – розчиненому, колоїдному та нерозчинному [1]. Колоїдні та нерозчинені речовини утворюють грубо й тонкодисперсні суспензії, емульсії, піну. У стічних водах завжди присутні як органічні, так і неорганічні компоненти забруднень. Органічні речовини в побутових стоках знаходяться у вигляді білків, вуглеводів, жирів, продуктів фізіологічної переробки. Крім того, побутові стічні води містять великі домішки – ганчір'я, папір, відходи рослинного походження, а також синтетичні поверхнево-активні речовини (далі – СПАР). З неорганічних компонентів у цій категорії стічних вод завжди присутні у вигляді іонів калій, натрій, кальцій, магній, хлор, карбонати, сульфати. Отже, побутовим стокам властива наявність

у них всіх основних біогенних речовин: С, N, P, S, К.

Побутові стічні води, крім того, обов'язково мають у своєму складі біологічні забруднення, які представлені бактеріями, переважно виділеними з кишечника людини, яйцями гельмінтів, дріжджовими та пліснявими грибами, дрібними водоростями, вірусами, у зв'язку з чим ці стоки становлять істотну епідеміологічну небезпеку для людини, тваринного й рослинного світів.

Склад стічних вод промислових підприємств дуже різноманітний і індивідуальний, проте здебільшого у цих водах відсутні деякі з органічних елементів (P, N) і зазвичай вони не забруднені патогенною мікрофлорою [1].

7.3 Поняття про санітарно-хімічний аналіз

Як і при визначенні якості природних вод, для характеристики складу стічних вод потрібна велика кількість різнотипних аналізів – хімічних, фізико-хімічних, санітарно-бактеріологічних [1].

Для характеристики побутових і міських стічних вод виконуються повний і скорочений санітарно-бактеріологічних аналізів.

Для характеристики побутових і міських стічних вод виконується повний і скорочений санітарно-хімічні аналізи. Назва «повний» санітарно-хімічний аналіз умовно, оскільки набір навіть кількох десятків визначень не може дати вичерпного уявлення про всі численні компоненти стічної води. Зауважимо, що абсолютної повноти характеристики складу отримати практично неможливо та прагнути до цього не доцільно. Обов'язковими можна вважати такі характеристики, які несуть «технологічну інформацію», тобто дають можливість проектувати очисні споруди, контролювати процеси очищення та керувати ними, судити про санітарно-епідеміологічний стан води.

На діючих очисних станціях прийнято виконувати повний санітарно-хімічний аналіз один раз в декаду для води, що надійшла на очищення, і за стадіями очищення – для води, що пройшла групи споруд механічного та біологічного очищення, глибокого доочищення та дезінфекції. За результатами декадних визначень підраховують потім середні дані за місяць, а за 12 останніх – середні за рік. Достовірне судження про роботу споруд очисної станції можна дати тільки шляхом аналізу й оцінки звітних даних за ряд років експлуатації. Один раз у квартал (рідше – один раз на місяць) повний санітарно-хімічний аналіз приносять для проби річкової води, взятої нижче місця випуску стоків очисної станції.

Скорочений аналіз, що дає часткову характеристику стічних вод,

виконують у проміжках між повними аналізами. Необхідність у них виникає або в період налагодження та запуску новозбудованих споруд, або при надходженні незвичайних забруднень. В останньому випадку в разі виявлення серйозних відхилень у складі стічних вод вдається завчасно вжити можливих заходів для захисту споруд.

Для характеристики виробничих стічних вод, крім перелічених вище аналізів, визначають специфічні види домішок. Наприклад, у стічних водах нафтохімічних виробництв визначають зміст нафтопродуктів; у стоках виробництв із застосуванням процесів електролізу й гальванізації – вміст металів, ціанідів тощо.

Крім показників загального вмісту органічних речовин, таких, як, ХСК, БСК, нафтопродукти, для оцінки складу виробничих стічних вод часто виникає необхідність визначити концентрацію індивідуальних домішок, якщо ці домішки негативно впливають на процес очищення. Завдання це дуже складне. Труднощі визначення індивідуальних речовин обумовлені непостійністю складу стоків, малими концентраціями компонентів, одночасною присутністю багатьох різнохарактерних речовин, що взаємно впливають і ускладнюють виборче визначення. Для виконання цього складного завдання широко використовуються сучасні фізико-хімічні методи дослідження – фотоколориметрія, газорідка хроматографія, осцилополярографія, люмінесцентний аналіз у поєднанні з екстракцією, відганянням та хроматографічним поділом у тонкому шарі.

При характеристиці складу виробничих стічних вод місце відбору проб призначають лише після детального ознайомлення з технологічним циклом виробництва, системою споживання й відведення води для кожної окремої операції. Принципи контролю якості води в процесі її очищення на локальних спорудах багато в чому подібні до принципів контролю аналогічних процесів на міських очисних станціях [1].

7.4 Основні показники санітарно-хімічного аналізу та їх технологічна оцінка

Для характеристики роботи та для розрахунку під час проектуванні споруд механічного очищення і, зокрема первинних відстійників, найбільше значення мають два показники – вміст завислих і осідаючих речовин [1]. Кількість завислих речовин визначає наявність у воді забруднень у нерозчинному вигляді. Кількість осідаючих речовин становить частину

завислих речовин, які виділяються в осад за 2 год відстоювання в стані спокою в лабораторному циліндрі. Отже, кількість осідаючих речовин, виражена у відсотках від кількості завислих речовин, становить теоретично можливу межу ефективності відстоювання нерозчинених домішок в умовах спокою.

Тривалість відстоювання, рівна 2 год, визначена на підставі експериментальних спостережень, які показали, що подальше збільшення тривалості процесу практично не змінює результату, досягнутого за цей час.

Умови осадження завислих речовин у відстійниках у рухомому потоці відрізняються від умов осадження в стані спокою. Щоб максимально моделювати натурні умови в лабораторних дослідженнях, заввишки визначення осідаючих речовин і вивчення кінетики випадіння завислих речовин виконувати за спеціально розробленою методикою технологічного моделювання процесу відстоювання. Зокрема, цією методикою передбачається проводити визначення не в циліндрах Лисенко, а в судинах заввишки не менше 500 мм діаметром не менше 100 мм.

За кількістю завислих речовин, що виділяються у відстійниках, визначають обсяг сирого осаду, а за загальною кількістю завислих речовин, збільшеному в 1,25–1,35 рази – обсяг усіх опадів, які будуть отримані в процесі очищення води. Підвищувальний коефіцієнт враховує важку фракцію завислих речовин, що пересувається в потоці в донних шарах і не враховується за звичайних умов взяття проб, а також частина біомаси, яка утворюється у процесі переробки розчинених домішок.

На процес осадження впливає температура стічної води: чим вище температура, тим менше в'язкість води й тим більше швидкість осадження завислих речовин. На відстоювання завислих речовин несприятливо впливає присутність у воді СПАР при їхній концентрації понад 50 мг/л, що, однак, в умовах роботи міських очисних станцій зустрічається досить рідко.

Для оцінки роботи та проектування споруд біологічного очищення основне значення мають показники вмісту органічних домішок і їхньої якості, наявності біогенних елементів і можливих інгібіторів процесу, реакції середовища, температури. Комплексний вміст органічних речовин у воді оцінюється за допомогою величин ХСК, БСК та перманганатної окиснюваності.

Зазначені три показники є кисневими еквівалентами вмісту органічних речовин. Вони також висловлюють кількість органічної речовини, а кількість кисню, яка споживається на окислення цих речовин: хімічним шляхом у жорстких умовах (перманганатна окиснюваність) і біологічним шляхом (БСК). Під час проведення оцінки складу стічних вод, зазвичай, нехтують вмістом

окиснюваних неорганічних речовин, що здебільшого є дуже малим.

Під жорсткими умовами окислення мають на увазі проведення реакції протягом декількох годин у сильно кислому киплячому середовищі з використанням сильних окислювачів $K_2Cr_2O_7$ або KIO_3 . У цих умовах окислюються дуже багато органічних речовин із переходом вуглецю С в CO_2 , водню Н в H_2O , азоту N в NH_3 , фосфору Р в P_2O_5 , сірки S в SO_2 , металів – в їх оксиди. Однак і в таких жорстких умовах окислюються не всі органічні речовини або ж окислення проходить не до кінця, тобто не до утворення зазначених вище продуктів повного окислення.

М'якими умовами окислення передбачається використання слабого окиснювача, яким є $KMnO_4$, при цьому дія окиснювача триває 10–20 хв за умов слабого нагрівання. У м'яких умовах окислюються лише легко хімічно окислювальні речовини, і як правило, окислення проходить не до кінця.

У процесі біохімічного окислення роль окиснювача виконують бактерії, які використовують органічні речовини стічних вод як джерело живлення. Органічні речовини переробляються бактеріями в процесах обміну (тобто окислюються ними з використанням кисню або мінералізуються), до того ж частина речовин окислюється до кінця (використовувана на енергетичні потреби клітини), а частина – не до кінця (використовувана на приріст біомаси). Зі сказаного випливає, що для більшості індивідуальних органічних речовин ХСК більше БСК (за будь-який термін інкубації) і більше (дуже рідко дорівнює) окиснюваності перманганатній. Співвідношення між БСК і перманганатною окиснюваністю можуть бути різними.

Для стічних вод ці співвідношення зберігаються, однак від характеру домішок залежить, наскільки $ХСК > БСК$. Уважається, що при $БСК/ХСК \geq 0,5$, стічні води доцільно очищаються біологічним шляхом. Якщо ж $БСК/ХСК < 0,5$, то ефективніше застосовувати фізико-хімічну обробку. Однак у будь-якому разі остаточне рішення приймається на підставі техніко–економічного порівняння можливих варіантів очищення стоків. Для стічних вод, із яких більше важкоокислювальних речовин видалена (наприклад відстоюванням виділені зважені речовини); співвідношення $БСК/ХСК$ чисельно збільшується. У процесі біологічного очищення співвідношення $БСК/ХСК$ помітно змінюється: воно зменшується тим значніше, ніж «глибше» очищена вода.

Якщо відомий хімічний склад домішок, то ХСК можна підрахувати, написавши для цього стехіометричні рівняння окислення. Розрахункова ХСК може виявитися більше, що визначається експериментом у зв'язку з неповним окисленням домішок в умовах проведення реакції. Значення БСК і

перманганатної окиснюваності, строго кажучи, розрахунком встановити не можна, оскільки заздалегідь невідомо, який взаємний вплив нададуть присутні домішки одна на іншу, невідомі також склад продуктів окислення та кількість речовини, що використовуються на конструктивний і енергетичний обмін, тощо. Для біологічного окислення необхідна присутність біогенних елементів, з яких особлива увага приділяється азоту амонійних солей і фосфору у вигляді фосфатів. Згідно з рекомендаціями [5], вміст азоту й фосфору повинен задовольняти співвідношенню:

$$\text{БСК} : \text{N} : \text{P} = 100 : 5 : 1. \quad (7.1)$$

Якщо азоту й фосфору менше, ніж зазначено в рекомендаціях, то їх додають у вигляді хлористого амонію та фосфатів.

Для біологічних процесів необхідна підтримка реакції середовища в межах 6–8,5, у зв'язку з чим у воді обов'язково контролюють величину рН. Температура води – також один з важливих параметрів процесу, оскільки вона впливає на розчинність кисню у воді, а також на швидкість біохімічних реакцій (аналогічно впливу температури на швидкість хімічних реакцій).

На життєдіяльність мікроорганізмів помітно негативно впливають деякі елементи й речовини, які в зв'язку з цим належать до групи токсичних речовин. Контроль вмісту цих речовин ведеться з метою визначити, чи не виявиться їхня концентрація вище величини гранично допустимої концентрації (далі – ГДК). До групи токсичних речовин належать ртуть, свинець, кадмій, мідь, сульфід, ціанід, низка барвників, багато СПАР і низка інших речовин.

Під час оцінка якості стічної води виконується аналіз на вміст окислених форм азоту – нітритів і нітратів. Варто зазначити, що в міських стічних водах до їх очищення можна знайти лише дві форми азоту – білковий і амонійний. Азот в окислених формах у вигляді нітритів і нітратів зазвичай відсутній; окислені форми відсутні навіть у тому разі, якщо будь-які виробничі стоки під час скидання їх у загальну каналізацію мали в своєму складі нітрити та нітрати. Зникнення нітритів і нітратів пояснюється тим, що група факультативних анаеробів-денітрифікатори використовує пов'язаний кисень цих сполук на енергетичні потреби. Процес розкладання нітритів і нітратів перебігає досить енергетично, і тому в умовах анаеробіозу окислення форми азоту швидко зникають, а внаслідок розкладання або виділяється молекулярний азот, або з'являються амонійні солі. Нітрити та нітрати можуть з'являтися в міських стічних водах лише після очищення цих вод у біоокислювачах-біофільтрах або аеротенках. Наявність окислених форм азоту є свідченням глибокого минулого процесу, оскільки нітрифікація амонійного азоту починається після окислення

вуглевісних з'єднань, тобто після практично повного зниження БСК.

При характеристиці стічних вод такі показники, як прозорість, забарвлення, запах, визначаються для швидкого отримання загальної оцінки стоку, що надходить. При різкому підвищенні цих показників (порівняно з тим, що зазвичай спостерігаються) необхідно вживати заходів щодо захисту споруд, оскільки найчастіше такі відхилення свідчать про залпові скиди виробничих стічних вод.

Показники «сухий і щільний залишок» безпосереднього технологічного призначення при обробці міських стічних вод не мають. Вони дають можливість оцінити загальну кількість домішок відповідно в натуральних і відфільтрованих пробах.

Вміст сульфатів і хлоридів – показник, що не змінюється в процесах механічної та біологічної обробки води. Їхня сталість може слугувати своєрідним контролем ступеня точності виконаних аналізів. У процесі анаеробної обробки осадів сульфати відновлюються до сульфідів. Хлориди при концентрації їх понад 200 мг/дм³ враховуються при аналізі води на ХСК.

При характеристиці очищених стічних вод, крім з таких показників, як БСК, ХСК, кількість завислих речовин, реєструється концентрація розчиненого кисню. Спуск стічних вод не повинен порушувати кисневий режим у водоймі, і тому контроль наявності кисню в необхідній концентрації надається дуже велике значення (див. «Правила охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами»).

Визначення біологічних забруднень дозволяє дати оцінку санітарного стану стічної води. Воду характеризують присутністю в ній бактерій – сапротрофів, бактерій кишкової палички та яєць гельмінтів.

Як вже говорилося вище, перелічений набір визначень достатній лише для характеристики якості міських стічних вод. Під час аналізу виробничих стічних вод, крім зазначених визначень виконують низку специфічних визначень, що відображають характер кожного окремого виробництва [1].

7.5 Відбір, консервація та зберігання проб стічних вод

Для характеристики стічних вод і їх осадів велике значення має правильність відбору проб, і цьому питанню приділяється особлива увага.

У зв'язку з великою нерівномірністю складу й витратами міських стічних вод протягом доби загальноприйнятим для їх характеристики є метод відбору середньодобових проб. Для цього протягом доби відбирають 24 разових проби

(через кожну годину) в окремі склянки. За наявності будь-яких помітних відхилень у разових пробах від звичайного вигляду виду стічної води про це роблять спеціальний запис у журналі. У такий спосіб відзначають особливе забарвлення та її інтенсивність, наявність запаху, великої кількості осаду або плаваючих домішок тощо. Середньодобову пробу отримують змішуванням або рівних, або пропорційних витраті води обсягів відібраних разових проб. За наявності автоматичних пробовідбірників середньодобову пробу отримують шляхом безперервного протягом доби відбору разових проб дуже невеликого обсягу.

Час зберігання стічної води, як правило, не повинен перевищувати однієї доби. Зберігають воду при температурі не вище 3–5 °С у холодильнику, щоб усунути можливість перебігу окислювальних процесів.

Допускається консервування проб. Зазвичай консервацію виконують шляхом додавання в 1 дм³ стічної води 2 мл 25 %-вої сірчаної кислоти. З консервованої в такий спосіб проби можна визначити ХСК і перманганатну окиснюваність, вміст загального та амонійного азоту. Варто зазначити, що універсальної консервуювальної речовини не існує, у зв'язку з чим консервацію для різних цілей виконують різними речовинами.

Визначення БСК роблять тільки з консервованих проб. Для визначення завислих речовин, нітритів і нітратів для консервації можна застосовувати хлороформ (2 мл на 1 дм³ стічної води).

7.6 Норми забруднень. Нерівномірність складу стічних вод

У каналізаційній техніці широко користуються поняттям добової норми забруднень на жителя, введеним проф. С. Н. Строгановим (1923 р). Їм було встановлено, що кількість амонійного азоту в стічних водах у розрахунку на одного жителя коливається в дуже вузьких межах – від 6 г до 8 г; це відповідає нормальній добовій нормі засвоєння білка. С. Н. Строганов вказував, що «ні клімат, ні побутові умови, ні культурність населення не впливають на цю стійку норму». Встановлено також, що нормальне споживання кухонної солі дає в стічних водах вміст хлоридів від 8 г до 9 г на одну людину. Для фосфатів отримана норма 1,5–1,8 г/добу на одну людину. Усі ці результати дали можливість рекомендувати норми для розрахунку складу забруднень побутових стічних вод на одного жителя на добу. У таблиці 7.1 показані норми забруднень, введені в ДБН В.2.5-75:2013, а також певні раніше С. Н. Строгановим [1].

Таблиця 7.1 – Норми забруднень на жителя на добу

| Інгредієнт | Маса забруднень, г | |
|---|--------------------|---------------------|
| | за нормами | За С. Н.Строгановим |
| Зважені речовини | 65 | 35–60 |
| БСК ₅ рідини: | | |
| неосвітленої | 54 | – |
| освітленої | 35 | 35 |
| БСК _{повн} рідини: | | |
| неосвітленої | 75 | – |
| освітленої | 40 | 40-50 |
| Азот амонійних солей (у перерахунку на N) | 8 | 7–8 |
| Фосфати (в перерахунку на P ₂ O ₃) | 3,3 | 1,5–1,8 |
| зокрема від миючих засобів | 1,6 | – |
| Калій (в перерахунку на K ₂ O) | – | 3 |
| Хлориди | 9 | 8,5–9 |
| Перманганатна окиснюваність | – | 5–7 |
| СПАР | 2,5 | – |

Порівняння норм, запропонованих понад 50 років тому в використовуваних у сучасній практиці проектування, показує, що за низкою показників, що відображають забруднення води фізіологічними виділеннями людини, їх чисельні значення змін не зазнали. До таких показників належать: азот амонійних солей, хлориди харчові, фосфати (за вирахуванням фосфатів синтетичних миючих засобів) з'явилися нові види забруднень, зокрема СПАР, яких ще не було в 20-х роках нашого століття. Істотно змінені норми завислих речовин і БСК, що відображають різке підвищення добробуту й санітарної культури людини.

За нормами на жителя розраховують концентрацію забруднень C , мг/дм³, в стічній воді за окремими показниками:

$$C = \frac{a \cdot 1000}{q}, \quad (7.2)$$

де a – норма забруднень на одну людину на добу, г;

1 000 – число міліграмів у 1 г;

q – норма водовідведення на одного жителя на добу, л.

Розраховані за формулою (7.2) концентрації характеризують середньодобову пробу побутових стічних вод. У зв'язку з певним життєвим укладом (циклом) людини концентрація забруднень у побутових водах змінюється протягом доби. Зміни по сезонах і навіть по містах відображають

вплив клімату й пов'язаних із ним норм водоспоживання, культурних навичок, характеру харчування тощо. Ці зміни складу побутових компонентів стоку чітко відображаються в характері загального стоку міської каналізації. Для прикладу на рисунку 7.1 показані дані складу стічної води станції аерації за годинами доби. Як бачимо, коливання витрат води й концентрації, а отже, і за загальною кількістю забруднень припадає на 10–16 год, мінімум – на 2–6 год. Перезавантаження та недовантаження за кількістю забруднень стосовно середніх значень досить істотні й обов'язково повинні бути прийняті до уваги як при проєктуванні споруд, так і при оцінці результатів їхньої роботи. Дані, що ілюструють сказане, наведені в таблиці 7.2.

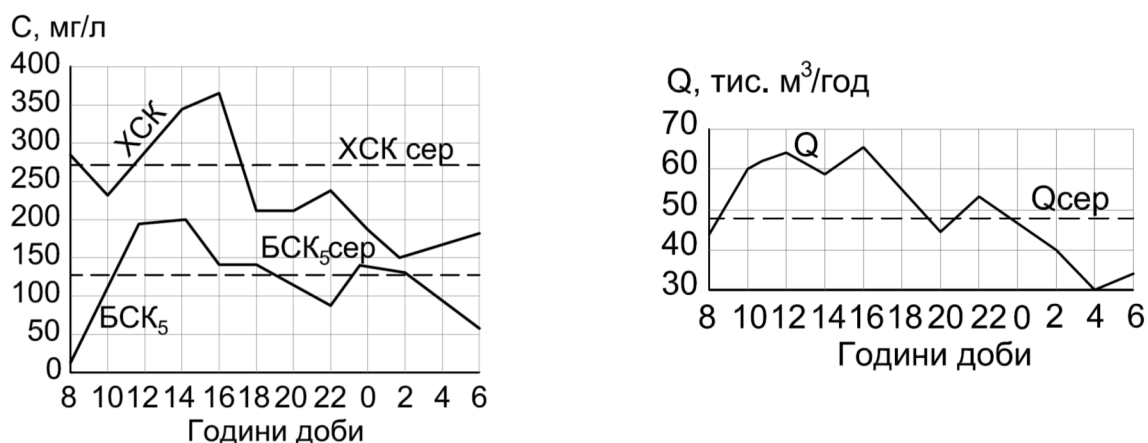


Рисунок 7.1 – Характеристика зміни кількості та якості стічних вод за годинами доби

Таблиця 7.2 – Перезавантаження та недовантаження за кількістю забруднень стосовно середніх значень

| Показник | Значення показника | | | Значення коефіцієнта часової нерівномірності К | | | |
|--|--------------------|-------------|------------|--|------------|----------------------|------------|
| | середнє добове | максимальне | мінімальне | Компонента | | Кількості забруднень | |
| | | | | максимальне | мінімальне | максимальне | мінімальне |
| Приплив води, тыс. м ³ /год | 48,5 | 64,1 | 31,8 | 1,32 | 0,66 | – | – |
| Завислі речовини, мг/дм ³ | 139 | 209 | 68 | 1,5 | 0,49 | 1,98 | 0,32 |
| БСК ₅ , мг/дм ³ | 134 | 219 | 58 | 1,63 | 0,43 | 2,15 | 0,29 |
| ХСК, мг/дм ³ | 263 | 385 | 161 | 1,46 | 0,61 | 1,92 | 0,4 |
| Примітка. Коефіцієнти нерівномірності кількості забруднень підраховуються шляхом множення коефіцієнта нерівномірності припливу та компонента. Наприклад, для завислих речовин $K_{\max} = 1,32 \cdot 1,5 = 1,98$ і $K_{\min} = 0,66 \cdot 0,49 = 0,32$ | | | | | | | |

З таблиці 7.2 бачимо, що максимальне навантаження на споруди практично в два рази перевищує середньодобову, а мінімальна становить від неї 30–40 %. Очевидно, що і якість очищення води в умовах навантажень, які настільки різко змінюються, не може бути постійним. В очищеній воді також чітко простежуються коливання концентрації залишкових забруднень, до того ж відповідні піки зрушені за часом (відносно води, що надходить) [1].

ТЕМА 8 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ МЕХАНІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД

8.1 Контроль роботи решіток, дробарок, решіток-дробарок

Решітки. Технологічна характеристика роботи решіток дається на основні оцінки кількості та якості затриманого сміття. Визначення кількості сміття з решіток та аналіз їх якісного складу на стабільно працюючих станціях виконуються один раз у квартал (рідше один раз на місяць) [1].

Кількість знятих забруднень враховується шляхом збору їх у контейнер певного обсягу. Одночасно фіксується кількість стічних вод, що пройшли через решітки. У звітних даних показують кількість забруднень у літрах на 1 000 м³ стічної води.

На дуже великих станціях (пропускною спроможністю 500 тис. м³ і більше) кількість забруднень, які знімають із решіток, зазвичай знаходиться в межах 10–16 л на 1 000 м³ стічних вод.

У характеристиці знятих із решіток забруднень вказується вологість маси, що видаляється (70–80 %), зольність (5–7 %) і зміст ганчір'я та паперу. Аналіз забруднень виконують шляхом їх ручного сортування, висушування виділених фракцій забруднень на водяній бані та зважування на технічних вагах. Кількість ганчір'я та паперу становить зазвичай близько 80% загальної маси знімаються з решіток. Щільність забруднень змінюється залежно від складу в незначних межах і для розрахунків застосовується рівною 750 кг/м³. Кількість і склад відходів із решіток і осаду з піскоуловлювачів певною мірою характеризують культурний рівень населення, що користується каналізацією, технічний рівень системи та якість її експлуатації.

Відзначимо, що після проходження решіток санітарно-хімічні характеристики стічних вод не змінюються.

Дробарки встановлюють на станціях, якщо кількість забруднень, що знімаються з решіток, перевищує 0,1 м³/добу. Зазвичай використовують

дробарки молоткового типу, в яких подрібнення відбувається з додаванням води. Витрату води на дробарку визначають із розрахунку 40 м³ на 1 т забруднень. На сучасних станціях як робочу рідину для дробарки іноді використовують надлишковий активний мул з подальшою передачею роздробленої маси в систему видалення й обробки осаду.

Молоткові дробарки забезпечують ефективне подрібнення відходів до фракцій найбільшою крупністю 7–8 мм. Крупність подрібнення відходів визначається за допомогою каліброваних сит. Визначають усього дві фракції – розміром менше 1 мм і 1 мм і більше. Для задовільно працюючих дробарок кількість великих і дрібних фракцій приблизно однакова, але зі значними коливаннями в окремих пробах – від 30 % до 70 %. При різкому зростанні питомої частки великої фракції дробарку зупиняють на ремонт.

Решітки-дробарки, що встановлюються в потоці стічної води, подрібнюють забруднення, яких затримують на решітці барабана, за принципом різання без вилучення їх із води. Домішки, що не піддаються подрібненню, накопичуються в напрямку перед решітками (барабаном), звідки періодично видаляються.

Якогось спеціального лабораторного контролю якості роботи решіток-дробарок проводити не потрібно. У процесі експлуатації цих механізмів фіксують перепад рівнів води до та після решіток-дробарки. Надмірне підвищення перепаду сигналізує про засмічення барабана решітки.

Можна відзначити, що технологічний контроль роботи решіток, дробарок і решіток-дробарок здійснюється відносно просто. Експлуатація цих самих пристроїв, що працюють у важких умовах, навпаки, дуже складна, оскільки пов'язана з необхідністю частого ремонту механізмів і практично постійного спостереження за їхньою роботою [1].

Шнекові решітки з прозором 5 мм і фільтруючим екраном призначені для затримки великих забруднень і дрібних включень від 1-6 мм, що надходять зі стічними водами. Решітки встановлюються в каналі. Стержні решітки затримують великі забруднення, які періодично видаляються і скидаються в контейнер. Заповнені контейнери за допомогою крана, що встановлюються на візок і вивозяться автотранспортом на звалища або полігони твердих побутових відходів (далі – ТПВ). Робота решітки автоматизована залежно від рівня стоків у каналі, а також від заданого режиму.

8.2 Контроль роботи піскоуловлювачів

Призначення піскоуловлювачів – виділити зі стічної води пісок та інші важкі мінеральні домішки, які можуть ускладнити перекачування осадів і обробку їх у призначених для цього спорудах. Піскоуловлювачі влаштовуються практично на всіх станціях в обов'язковому порядку при кількості стічних вод понад 100 м³/добу [1].

Крупність фракції піску, що знаходиться в стічних водах, переважно коливається в межах 0,05–0,5 мм. Однак встановлено, що не обов'язково виділяти весь пісок, для гарантованої та безпечної роботи наступних споруд досить виділити лише пісок розміром 0,2–0,25 мм і більше. Пісок дрібніших фракцій не заважає роботі систем із перекачування осадів і вловлюється тільки в первинних відстійниках.

Технологічний контроль за роботою піскоуловлювачів зводиться до визначення кількості та якості затриманого піску. Необхідні заміри та аналізи виконуються один раз на місяць.

Кількість піску зазвичай визначається об'ємним способом, для чого пісок гідроелеватором перекачують у вимірювальний лоток; результат вимірювання виражають у літрах піску, виділеного з 1 000 м³ стічної води. На великих очисних станціях піскоуловлювачами вловлюється від 10 дм³ до 30 дм³ піску з 1 000 м³ стічної води, до того ж це значення коливається переважно залежно від норми водовідведення, стану й рівня експлуатації міських каналізаційних мереж і споруд. На середніх і малих станціях при менших нормах водовідведення на одного жителя кількість піску, що затримується, піскоуловлювачами досягає 30–50 дм³ із 1 000 м³ стічної води.

Щільність піску при розрахунках із ДБН В.2.5-75:2013 приймають рівною 1,5 т/м³. Фактично, за результатами експериментальних вимірювань, щільність затриманого піску коливається від 1,3 т/м³ до 2 т/м³, що близько до значень, прийнятим у нормах проектування.

Якість піску оцінюють значеннями зольності, вмісту «чистого» піску та фракційним складом. Усі якісні показники визначають із середньої проби піску, що відбирається з вимірювального лотка. Для визначення зольності висушують пробу при температурі 600–700 °С. Зміст чистого піску визначають шляхом багаторазового відмивання водою досліджуваної проби. Відмитий пісок осідає на дно посудини, а вода із забрудненнями в ній зливається. Потім чистий пісок, що залишився висушують і зважують. Маса висушеного чистого піску, віднесена до маси спочатку взятої проби, виражена у відсотках, і визначає зміст піску [1].

Два показника – зольність і вміст піску – зазвичай дуже близькі й відрізняються не більше ніж на 5–7 %. Завжди вище значення зольності, оскільки, крім змісту піску, цим показником враховується мінеральна частина великих домішок. Чим ближче значення зольності та змісту піску, тим краще якість піску; велика різниця між значеннями зольності та змісту піску показує, що піскоуловлювач затримує великі забруднення. Якщо пісок із піскоуловлювачів дуже засмічений сторонніми включеннями, то потрібно вирішувати питання про відмивання піску від органічних домішок (зміною режиму роботи пісколовки, включенням у схему спеціальних пристроїв з відмивання).

У задовільно працюючих спорудах зольність піску досягає 85–95 %.

Фракційний склад піску визначається розсіюванням проби, висушена і прожарена через калібровані сита з діаметром отворів 0,5 мм; 0,25 мм; 0,2 мм; 0,15 мм і 0,1 мм. В осаді з піскоуловлювачів переважає пісок фракцією 0,25 мм і більше (75–95 %), оскільки ці споруди розраховані на затримання піску фракцією не менше 0,2 мм. Винос крупного піску з піскоуловлювачів зазвичай незначний.

Практика експлуатації показує, що загальна ефективність піскоуловлювачів із затримання піску не перевищує 60–70 % загальної його кількості, що міститься й надходить на станцію воді.

Після проходження стічної води через піскоуловлювачів, де вона знаходиться в перебігу 1–5 хв, її хімічні показники не змінюються. Однак у санітарному плані якість води дещо покращується, оскільки з частинками піску й інших завислих речовин видаляється до 10–25 % кількості яєць гельмінтів. Оскільки видаляється пісок, який в санітарному плані небезпечний, подальше використання його можливо тільки після знезараження, яке відбувається під дією сонячних променів протягом певного періоду [1].

8.3 Контроль роботи первинних відстійників

Комплекс споруд механічного очищення закінчується первинними відстійниками, призначення яких видаляти з води забруднення, що знаходиться в підвішеному стані. Процес очищення заснований на седиментації завислих речовин. Тривалість перебування води в первинних відстійниках може коливатися в широких межах – від 0,5 год до 2,5 год, але зазвичай становить 1,5–2 год.

Технологічний контроль роботи первинних відстійників має на меті оцінити зміни в складі води, що відбуваються внаслідок осадження, а також визначити кількість і якість утвореного осаду.

У відстійниках виділяються з води найважчі та найбільші частинки завислих речовин. Разом зі завислими речовинами в осад потрапляють винесений з пісковловлювачів пісок, роздроблені забруднення, великі домішки, які були невловимі решітками.

Осад, який видаляється з відстійників, має напівгусту консистенцію, зазвичай темно-сірий колір і містить велику кількість сторонніх включень – ганчір'я, палиць, волосся, кухонних відходів. Осад рясно заражений яйцями глистів і патогенною мікрофлорою. Вологість осаду коливається в межах 91,5–96 %, зольністю – 25–35 %, вміст піску в осаді зазвичай становить не більше 5–8 %.

Контроль якості осаду щодо вологості залежно від умов роботи станції може виконуватися за різними графіками – щодня (з разових або середніх проб), 1–2 рази на тиждень або в 10 днів. Необхідне дотримання лише одної вимоги – кількість аналізів повинно бути достатнім для об'єктивного судження про якість видаляемого осаду (про вміст в ньому сухої речовини). У цьому випадку повністю виправдано правило: чим стабільніше працюють споруди, тим рідше можна їх контролювати.

Зольність осаду визначають не рідше одного разу на місяць (максимум – один раз у декаду) з середніх проб висушеного осаду.

Одночасно визначають зміст піску в осаді. Це визначення робиться за аналогією з аналізом осаду з піскоуловлювачів шляхом багаторазового (тривалої) відмивання піску, що затримується у відстійниках.

Ефективність затримання завислих речовин первинними відстійниками змінюється залежно від низки факторів – часу відстоювання, вихідних концентрацій завислих речовин, температури стічних вод і конструктивних особливостей споруди. У середньому відстійниками затримується 40–50 % завислих речовин (або 55–75 % осідаючих речовин). Отже, за розрахунковий час у відстійниках не випадає до 45–25 % початкового змісту осідаючих речовин (тобто речовин, що виділяються за той самий час при відстоюванні в стані спокою в циліндрах).

Дані щодо ефективності відстоювання завислих речовин отримують з результатів загального санітарно-хімічного аналізу води, що виконується, як вказувалось вище, один раз у декаду.

У процесі відстоювання стічної води внаслідок сорбції та осадження відбувається зниження ще і БСК та ХСК приблизно на 10–25 %, фосфатів – на 20–30 %, азоту загального – на 20–30 %, біологічних забруднень – до 50 % (див. також тема 9).

ТЕМА 9 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД В АЕРОБНИХ УМОВАХ

9.1 Процеси біологічного очищення та їх технологічна оцінка

Спорудам біологічного очищення відводиться головна роль у загальному комплексі споруд каналізаційної очисної станції [1]. У результаті процесів біологічного очищення стічна вода може бути очищена від багатьох органічних і деяких неорганічних домішок. Процес очищення здійснює складне співтовариство мікроорганізмів – бактерій, найпростіших, ряду вищих організмів – в умовах аеробіозу, тобто наявності в очищеній воді розчиненого кисню. Забруднення стічних вод є для багатьох мікроорганізмів джерелом харчування, використовуючи яке, вони отримують все необхідне для їхнього життя – енергію та матеріал для конструктивного обміну (відновлення речовин клітини, що розпадаються, приросту біомаси). Вилучаючи з води поживні речовини (забруднення), мікроорганізми очищають від них стічну воду, але одночасно вони вносять в неї нові речовини – продукти обміну, що виводяться в зовнішнє середовище.

Для міських стічних вод у нашій країні й за кордоном найпоширенішим є очищення в штучних умовах; при цьому для обробки великих кількостей води переважно мають аеротенки, а для обробки води середніх і малих кількостей – аеротенки, біофільтри та інші біоокислювачі.

Технологічний контроль за процесами біологічного очищення полягає в оцінці змін у складі води після очищення, а так само кількісних і якісних змін активного мулу або біоплівки. Зіставлення результатів зазначених визначень і вимірів та їх комплексна оцінка дозволяють здійснювати управління процесом очищення шляхом регулювання кількості повітря, що подається, співвідношення кількості води та мулу, ступеня розбавлення вихідної стічної води очищеної (або мулом) тощо.

Під час проведення дослідницьких робіт залежно від вирішуваних питань контроль процесів помітно ускладнюється. Так, повніше, часто із застосуванням сучасних інструментальних методів, досліджується хімічний склад вихідних забруднень, розшифровується склад метаболітів, проводяться складні визначення біохімічної активності різних ферментних систем клітини, простежується шлях перетворення речовин у процесі окислення тощо.

У комплексі споруд для біологічного очищення знаходяться вторинні відстійники, в яких очищена вода відділяється від мулу (або біоплівки).

Контроль і оцінка роботи цих споруд здійснюється в нерозривному зв'язку з контролем роботи основної біооклювальної споруди [1].

9.2 Контроль роботи аеротенків

При проектуванні аераційних споруд можна передбачити різний ступінь очищення стічних вод: неповний з БСК_{повн} обробленої води понад 20 мг/дм³, повний з БСК_{повн} менше 20 мг/дм³ і повний з нітрифікацією амонійного азоту [1].

Домогтися того чи іншого необхідного рівня очищення води та мінералізації мулу можна шляхом зміни співвідношення кількостей поданих забруднень і працюючого у системі мулу. Кількісно зазначене співвідношення описується величиною навантаження на мул маси подаються за добу забруднень, які визначаються значенням БСК, на 1 г сухої або беззольної речовини мулу.

Дослідженнями встановлено, що залежно від навантаження на мул, або то так званого трофічного рівня (рівня харчування), в активному мулі можна спостерігати поступову зміну мікрофлори й мікрофауни та зміну характеру відносин між мікроорганізмами мулу. Коли на одиницю маси мікроорганізмів доводиться велика кількість забруднень – понад 300 мг БСК_{повн} на 1 г беззольної речовини на добу, що становить перший трофічний рівень, то в мулі конкурують гетеротрофні бактерії і сапрозойні найпростіші, які встановлюють лише розчинені домішки. Вільно плаваючих війкових дуже мало. Різноманітних видів найпростіших мало, і при цьому спостерігається кількісне переважання якого-небудь одного з них. При меншій кількості харчування або другому трофічному рівні (100–300 мг БСК_{повн} на 1 г беззольної речовини на добу) відносини між мікроорганізмами мають характер «хижак – жертва». «Хижакими» в цьому співтоваристві є голозойні війчасті найпростіші, а «жертвою» – гетеротрофні бактерії. У такому мулі відзначається велика різноманітність видів найпростіших без переважання якого-небудь одного виду; мул добре флокулює та осідає. При третьому трофічному рівні – з найменшою кількістю харчування (менше 100 мг БСК_{повн} на 1 г беззольної речовини на добу) – спостерігаються відносини метабіозу між гетеротрофними й нітрифікувальними бактеріями. Наприклад, нітрифікувальні бактерії окисляють азот аміаку, який з'являється у великих кількостях унаслідок амоніфікації білкових зв'язків, що проводяться гетеротрофними бактеріями. З найпростіших у такому мулі максимальний розвиток отримують «хижаки» і прикріплені інфузорії, коловертки, хробаки, які використовують як харчування бактерії,

голозойні інфузорії, мулові частинки.

Очевидно, що зміна навантаження на мул у широких межах у працюючому спорудженні неможлива. Кількість забруднень у стічній воді – величина некерована та змінена бути не може. Можна міняти лише концентрацію мулу (звану інакше дозою мулу) у порівняно невеликих межах. Чисельні значення допустимих концентрацій мулу переважно залежать від типу аераційної споруди, однак для кожного типу аеротенка оптимум лежить у вузьких межах.

Оперативний контроль за роботою аеротенків ведуть шляхом систематично виконуваних визначень концентрації розчиненого кисню, мінімальна кількість якого в будь-якому місці аераційної системи не повинна бути нижче $1\text{--}2 \text{ мг/дм}^3$, дози мулу та його гідробіологічного складу. Визначення виконуються для кожної працюючої споруди (окремо для аеротенка й регенератора) $1\text{--}3$ рази на тиждень. Зольність мулу визначають один раз у декаду із середньої проби висушеного мулу, а всі підрахунки зазвичай ведуть відносно 1 г беззольної речовини. Зольність мулу зазвичай лежить в межах $25\text{--}35 \%$ при власній зольності клітинної речовини мулу близько $5\text{--}7 \%$. Очевидно, що в мулі присутня велика кількість сторонніх мінеральних домішок, а тому органічна (беззольна) частина точніше характеризує кількість біомаси. Однак зазначимо, що при однаковій біомасі активний мул може мати різко різні кількості бактеріальних клітин і найпростіших і їхню біохімічну активність.

Кількість бактерій в мулі коливається від 10^8 до 10^{13} на 1 мг беззольної речовини, більшість із яких належить родам *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Bacterium* та ін. Лабораторні мікробіологічні дослідження мулу з кількісною та якісною бактеріальною оцінкою виконуються рідко. Аналізи ці трудомісткі, вимагають застосування складної техніки пересівань, багатьох різноманітних поживних середовищ і можуть бути виконані лише в сучасних добре оснащених дослідних лабораторіях.

Мікроскопічні дослідження мулу є в будь-якій лабораторії. Мікроскопічна оцінка мулу виконується за тим самим графіком, що й визначення дози мулу. Фіксують наявність і кількість зооглейних накопичень бактерій, різних видів найпростіших, вищих організмів, нитчастих бактерій, грибів, сторонніх включень. Результати виражають у тисячах особин на 1 мл суміші. Орієнтовно можна вважати, що при задовільному розвитку виду кількість його особин коливається в межах $10\text{--}100 \text{ тис.}$ в 1 мл ; якщо кількість особин менше 10 тис. , то говорять про недостатній розвиток виду, а при

кількості особин більше 100 тис. – про переважання цього виду.

Седиментаційні властивості мулу оцінюють величиною, названої індексом мулу. Індекс мулу – це обсяг у мілілітрах. Обсяг повинен бути віднесений до 1 г сухої речовини мулу. Цей індекс змінюється залежно від концентрації мулу в суміші, тому визначення прийнято вести при дозі мулу 3 г/л. Якщо визначають індекс мулу, взятого з власне аеротенка, де доза мулу менш 3 г/л, то його попередньо згущують до потрібної концентрації відстоюванням. Якщо аналізується мул із регенератора, то його розбавляють до потрібної межі водопровідною (або очищеною) водою. Індекс мулу *визначається* не рідше одного разу на декаду.

Мул з індексом 80–100 мл/дм³ добре осідає та не утворює дрібної каламуті у відстояній воді. При індексі мулу понад 150 мл/дм³ говорять про «спухання» мулу. Мул, що спух, володіючи розвиненою поверхнею, добре очищає воду, але з великими труднощами відділяється від неї, що викликає ускладнення в роботі вторинних відстійників. Підвищений винос мулу погіршує загальну якість вихідної води у водойму й призводить до втрати мулу. Причини спухання мулу може бути багато різких змін умов роботи в аеротенках.

Мул в аеротенках при тривалій аерації може мати індекс менше 80 мл/дм³, оскільки через мінералізацію клітинної речовини підвищується частка зольних, більш важчих елементів.

Повний санітарно-хімічний аналіз води проводять один раз у 10 днів до й після її обробки. Запис замірів кількостей води, що поступає, і повітря, що подається на очищення проводиться безперервно за допомогою автоматичних лічильників витрат.

До технологічних параметрів, що характеризують роботу в аеротенках, крім уже згаданих, належать окислювальна потужність аеротенка та мулу, вік мулу, витрата повітря на 1 м³ очищеної води й на 1 кг знятої БСК₅, приріст мулу, витрати електроенергії.

Якщо величина навантаження N характеризує кількість поданих забруднень, то окисної потужністю ОП оцінюється кількість знятих перероблених забруднень:

$$ОП = N \cdot E_{БСК}, \quad (9.1)$$

де $E_{БСК}$ – ефективність очищення води за БСК у частках одиниці; одиниці вимірювань у цих двох величин однакові; мг БСК на 1 г беззольної речовини на добу або г БСК/(м³·добу).

Окислювальна потужність, віднесена до 1 год, є середня швидкість

окислення р забруднень активним мулом. Ця величина – основна розрахункова характеристика аеротенка. Вона залежить від виду оброблюваних стічних вод, концентрації забруднень у вихідній воді, необхідної якості очищеної води, температури, концентрації мулу та інших факторів.

Вік мулу – це середній час його перебування в системі аераційних споруд, який визначається як частка від ділення загальної маси мулу в аераційній системі (зокрема канали та вторинні відстійники) на добовий приріст мулу. Вік мулу вимірюється в добу. Оцінка за цим показником аналогічна оцінці за величиною навантаження або окислювальної потужності.

Приріст мулу Pr , мг/дм^3 – кількість знов утвореного мулу (завдяки вилученню та засвоєнню забруднень води), яка визначається при проектуванні систем за формулою:

$$Pr = 0,8V + 0,3L_a, \quad (9.2)$$

де V і L_a – концентрація забруднень у воді, що надходить в аеротенки, відповідно за завислими речовинами та БСК_{повн}.

У процесі експлуатації приріст мулу підраховується шляхом підсумовування маси мулу, що видаляється з системи виносом з очищеною водою та перекачуванням на мулоуцілювачі або в інші споруди. Іноді приріст мулу оцінюють не в мг/дм^3 , а в тонах на 100 тис. м^3 очищеної води.

Витрата повітря при пневматичній системі аерації підраховують відносно 1 м^3 очищеної води та 1 кг знятої БСК₅. Для міських стічних вод при дрібнопузирчастій системі аерації на 1 м^3 води витрата 5–10 м^3 повітря, або 40–60 м^3 на 1 кг знятої БСК₅. При механічній системі аерації подібних розрахунків по повітрю зробити неможливо. У цьому випадку оцінюється лише витрата електроенергії, як і при пневматичній системі, з розрахунку на 1 м^3 води або на 1 кг знятої БСК₅.

Для оцінки біохімічної активності мулу розроблено метод визначення його дегідрогеназу активності. Процес біохімічного окислення при очищенні стічних вод починається з дегідрування органічних речовин із передачею водню по дихальному ланцюгу ферментів, що включає дегідрогенази та цитохромну систему. Кількісне визначення дегідрогенази дозволяє судити про напруженість окисного процесу. Введення в практику технологічного контролю цього показника корисно особливо тому, що дає можливість отримати швидко, менше ніж за рік, характеристику стану мулу.

9.3 Контроль роботи біофільтрів

Контроль роботи біофільтрів має багато спільного з контролем роботи аеротенків, оскільки в обох типах споруд відбуваються принципово подібні процеси. Істотною відмінністю в контролі роботи цих двох видів біоокиснювачів є відсутність необхідності в частому аналізі кількості біоплівки. Біоплівка міцно прикріплена до матеріалу завантаження біофільтра, а очищеною водою змивається лише відмерла, відпрацьована її частина. Загальна маса приросту біоплівки за рік експлуатації біофільтра приблизно дорівнює масі завислих речовин, що надійшли за цей самий період на біофільтр. Змивання біоплівки відбувається нерівномірно. Періодично вона відмивається дуже інтенсивно, і в ці періоди зростає навантаження по завислих речовинах на вторинних відстійниках.

Мікроскопірування біоплівки роблять 1–2 рази на тиждень. Відзначено, що при очищенні однієї і тієї самої стічної води в аеротенках та біофільтрах мікронаселення мулом і плівками дуже схоже, але в складі плівки на відмінну від мулу в значній кількості присутня анаеробна мікрофлора.

Якість стічної води до й після біофільтра аналізується (як і для аеротенків) один раз у 10 днів; кількості води та повітря, що подається, фіксуються безперервно.

Якщо вихідна стічна вода занадто забруднена, про що свідчить часте замулення поверхні біофільтра, то застосовують прийом повернення частини вже очищеної води для розведення води, що знову надходить. Кількість і якість рециркуляційної води враховується так само, як і вихідної, а всі розрахункові величини, що характеризують роботу біофільтра, визначають як з урахуванням, так і без урахування рециркуляційної витрати та кількості внесених із ним забруднень. Якщо цей прийом усе ще не забезпечує належного ефекту, необхідно розпушування поверхні завантаження, промивання її під напором, хлорування.

Основними характеристиками роботи біофільтра є навантаження по воді й по забрудненням. Завантаження по воді – це кількість води, м^3 , що припадає на 1 м^3 завантажувального матеріалу або на 1 м^2 площі поверхні біофільтра за добу; навантаження по забрудненням – кількість забруднень (за БСК, завислими речовинами, ХСК, г), що подається за добу в розрахунку на 1 м^3 обсягу або 1 м^2 площі поверхні.

Будь-який біофільтр може забезпечити дуже високий ступінь очищення води за умови дотримання визначеного навантаження. Межі коливань

навантаження для біофільтрів різних типів, що забезпечують повну біологічну очистку води, показані в таблиці 9.1.

Таблиця 9.1 – Межі коливань навантаження для біофільтрів різних типів

| Біофільтр | Висота біофільтра, м | Навантаження | |
|------------------------------|----------------------|---|---|
| | | по воді, м ³ /(м ³ ·добу) | по БСК _{повн} г/(м ³ ·добу) |
| Краплинний | 2 | 1–3 | 100–300 |
| Високо завантажувальний | 4 | 10–30 | 500–1 500 |
| Баштовий | 8 | 30–50 | 800–1 400 |
| З пластмасовим завантаженням | 4 | 30–45 | 1600–2 200 |

Як випливає з таблиці 9.1, найпродуктивнішим із біофільтрів із насипним завантаженням є баштовий, крупність завантажувального матеріалу у якого найбільша (становить 60–100 мм). Нескладні розрахунки показують, що при кулястій формі матеріалу завантаження (незалежно від діаметра кулі) обсяг, яку він обіймає матеріалом, а отже, обсяг вільного простору постійний. На завантаження доводиться близько 60 % обсягу біофільтра, а на вільний простір, який може бути зайнято повітрям і водою – 40 %.

Із цього випливає, що всі насипні біофільтри могли б мати однакову окисну потужність. Однак практика показує, що окислювальна потужність чим вище, тим більше матеріал завантаження, отже, крім обсягу вільного простору велике значення має співвідношення лінійних розмірів між діаметром матеріалу завантаження та відстань між кулями. Зі зменшення діаметра куль відбувається пропорційне зменшення відстані між ними, а внаслідок цього різко погіршуються умови відведення води, змивання біоплівки й вентиляції біофільтра.

У процесі використання несортованого матеріалу для завантаження біофільтра упаковка стає найщільнішою, а робота біофільтра практично незадовільною. Тому вважається, що в матеріалі завантаження не повинно бути понад 5 % домішок меншого розміру. Із цих міркувань важливе значення в експлуатації біофільтрів надається не стільки хімічним складом матеріалу завантаження, скільки ретельному його сортуванню за розміром. За хімічним складом вимоги до матеріалу завантаження зводяться до того, щоб він був стійкий до періодичних перепадів температур (за сезонами року), що не

кородує від зіткнення зі стічною водою та киснем, був механічно стійкий. Під час випробування матеріал завантаження піддають тиску близько 0,1 МПа (1 кгс/см^2), кип'ятять у соляній кислоті, просочують кілька разів насиченим розчином Na_2SO_4 , проморожують. Якщо після всіх цих випробувань втрата маси не перевищує 10 %, матеріал визнається придатним як завантаження.

Пропускна здатність біофільтрів із площинним завантаженням вища, ніж біофільтрів із насипним матеріалом, тому вони можуть становити серйозну конкуренцію традиційним біофільтрам за умови, що пластмаси будуть широко доступні й дешеві. Цікаво ще відзначити, що останнім часом запропоновані нові види насипних завантажень, наприклад невеликі порожнисті циліндри. У такій конструкції як би поєднуються умови роботи біофільтра з об'ємним і площинним матеріалом завантаження.

9.4 Контроль роботи вторинних відстійників та мулоуцільнювачів. Контроль процесів преаерації та біокоагуляції

Призначення вторинних відстійників – відокремити активний мул або біоплівку від очищеної води.

Роботу вторинних відстійників контролюють переважно так само, як і роботу первинних відстійників. Зокрема, фіксується тривалість відстоювання суміші й винос мулу з очищеною водою, кількість та якість відкачуваного мулу (по концентрації сухої речовини). Однак у характері процесів відстоювання в первинних і вторинних відстійниках є відмінності, які обумовлені, по-перше, концентрацією завислих частинок у його відстоюванні суміші і, по-друге, хімічним складом цих частинок і їхньою різною здатністю до флокуляції та седиментації.

У первинних відстійниках при підвищеній концентрації завислих речовин у вихідній воді винос їх з освітленою водою збільшується. Концентрація завислих речовин у міських стічних водах зазвичай не перевищує $300\text{--}350 \text{ мг/дм}^3$; при цьому ефективність відстоювання становить максимально $50\text{--}55 \%$.

У вторинні відстійники надходить суміш із концентрацій мулу не менше $1\ 000 \text{ мг/дм}^3$; залежно від режиму роботи й типу біоокиснювача концентрація мулу може доходити до $2,5\text{--}5 \text{ г/дм}^3$. Якщо забезпечується повне біологічне очищення, то при достатній тривалості відстоювання (близько 2 год) винос мулу з очищеною водою становить усього $10\text{--}25 \text{ мг/дм}^3$ (у середньодобових пробах) незалежно від вихідної дози мулу. Ефективність відстоювання в цьому випадку становить $98\text{--}99 \%$.

Знайдений кореляційний зв'язок між ступенем очищення води за БСК і виносом мулу з очищеною водою. При заданій тривалості відстоювання чим глибше очищена стічна вода, тобто чим нижче БСК_{повн} очищеної води, тим менше винос мулу. Водночас при певній мірі очищення води за БСК винос мулу більше, чим менше тривалість перебування води у вторинних відстійниках.

Ступінь ущільнення завислих частинок, що осіли в первинних і вторинних відстійниках різна. Зважені речовини стічних вод більш важкі й менш гідрофільні, ніж активний мул або біоплівка, та обумовлена більш низька вологість осаду з первинних відстійників (91–94 %). Максимальна концентрація біоплівки після відокремлення її від води у вторинних відстійниках становить 40–60 г/дм³, що відповідає вологості 96–94 %. Активний мул відкачується з вторинних відстійників з концентрацією 4–8 г/дм³, тобто з вологістю 99,6–99,2 %. Максимально досяжна концентрація мулу після відстоювання становить близько 25–30 г/дм³ (як у мулоущільнювачах), проте в такому режимі відстійники ніколи не працюють. Тривале перебування мулу в умовах відсутності розчиненого кисню може спричинити глибокі й незворотні зміни біохімічної активності мулу. Крім того, в аераційних спорудах при пневматичній системі аерації неможливо забезпечити подачу та розчинення кисню зі швидкістю, яка дорівнює або перевищує швидкість споживання кисню мулом настільки високої концентрації.

Необхідність подальшої інтенсифікації процесів біологічного очищення привела до створення нової схеми споруд – аеротенків із механічними аераторами (забезпечують постачання киснем суміші високої концентрації – до 10–20 г/дм³) у сукупності з флотатором замість вторинних відстійників, де седиментація мулу відбувається в умовах повної забезпеченості киснем. Така схема споруд запропонована для обробки виробничих стічних вод і тільки як перший ступінь. Флотатори замість вторинних відстійників для остаточного очищення стічних вод не застосовуються через підвищений винос мулу.

При характеристиці роботи вторинних відстійників вказуються кількість і якість (за концентрацією сухої речовини) поворотного й надлишкового мулу. Вказується, крім того, в які споруди розподіляється надлишковий мул.

Мулоущільнювачі призначені для зменшення обсягу надлишкового активного мулу, що направляється на подальшу обробку. Оцінка роботи цих споруд аналогічна технологічній оцінці роботи вторинних відстійників. Фіксується кількість і якість мулу, що подається, ущільненого мулу та мулової води. На міських станціях часто використовують мулоущільнювачі радіального

типу, що забезпечують зниження обсягу мулу в 5–15 разів (або зміна за вологістю з 99,2–99,9 % до 96,5–98,5 %) за час перебування, рівне 9–15 год.

На мулоушільнювачі подають мул як із вторинних відстійників із концентрацією сухої речовини 4–8 г/дм³, так із аеротенків з концентрацією 1–2 г/дм³. Якість ущільненого мулу в обох випадках практично однакова, а час ущільнення для менш концентрованого мулу становить 5–7 год. Щоб отримати порівняльну оцінку, який варіант схеми ущільнення краще, необхідно порівняння величини навантаження по сухій речовині (1 г сухої речовини на 1 м³/добу). Із цією самою величиною можна порівнювати продуктивність різних видів ущільнювачів або ущільнювачі одного виду, але різних діаметрів.

Важливо враховувати якість мулової води (за завислими речовинами, БСК), оскільки передача цієї води на повторну очистку збільшує навантаження на очисні споруди. Зазвичай кількість завислих речовин і БСК₅ мулової води коливається від 20 мг/дм³ до 100 мг/дм³.

Частини надлишкового мулу іноді спрямовують в первинні відстійники з метою інтенсифікувати процеси відстоювання. Рекомендується передавати в первинні відстійники до 50 % приросту мулу. Витрата повітря на перемішування води й мулу становить близько 0,5 м³/м³, тривалість контакту в преаераторів – 10–20 хв і в біокоагуляторі – 20 хв. Додатковий ефект освітлення за завислими речовинами і БСК_{повн} в обох випадках становить 10–15 %. Якщо зазначені прийоми використані в процесі експлуатації відстійників, то при характеристиці їх роботи обов'язково береться до уваги зміна складу води після змішування її з надмірним мулом.

9.5 Контроль роботи споруди для аеробної мінералізації мулу

До цієї категорії споруд належать аеротенки тривалої аерації, аеробні мінералізатори (інакше звані аеробними стабілізаторами), циркуляційні окислювальні канали, деякі різновиди біологічних ставків, які працюють в умовах нижчих навантажень. Крім аеробних мінералізаторів, усі інші перелічені споруди виконують функції біологічного очищення стічної води та мінералізації мулу.

Мінералізація мулу, або біологічного його окислення – це процес окислення клітинної речовини, який відбувається в тій стадії розвитку популяції мікроорганізмів, коли початкові органічні забруднення в стічній воді вже відсутні й подальше існування співтовариства мікроорганізмів забезпечується окисленням внутрішнього запасу поживних речовин клітини,

внутрішньовидовою боротьбою за існування серед бактерій, розвитком автотрофних культур нітрифікаторів тощо (див. підрозділ 9.2).

Процеси повного очищення стічної води та глибокого окислення мулу відбуваються переважно послідовно й для випадку обробки міських стоків наближено можуть відбуватися за схемою, наведеною на рисунку 9.1.

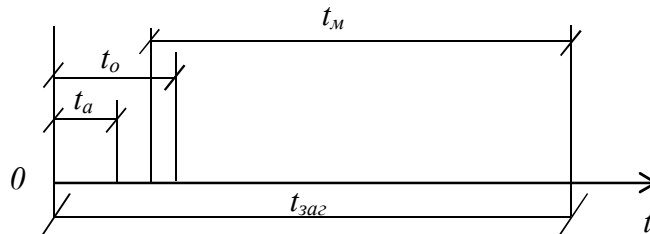


Рисунок 9.1 – Схема процесів біологічного очищення води й мінералізації мулу

У процесі змішування стічної води з активним мулом відбувається досить швидке вилучення з води, в якій знаходяться органічні забруднення за час t_a , що і є власне очищенням стічної води. Вилучення забруднень – комплексний процес. Сюди входять швидке засвоєння розчинених речовин, засвоєння після попереднього гідролітичного розщеплення складних з'єднань і загарбання поверхнею зооглей та мулових частинок нерозчинених домішок та ін. Процеси внутрішньоклітинної переробки отриманого харчування, інакше процеси регенерації клітини або окислення речовини, що починаються, природно, відразу після того, як тільки забруднення поглинені кліткою, тривають довше (час t_0), ніж вилучення забруднень з води. За час мінералізації мулу t_m умовно можна прийняти тривалий відрізок часу з початком десь у стадії внутрішньоклітинної переробки речовин. Процес цей триває протягом декількох діб і закінчується в тій стадії, коли країни, що розвиваються слідом за гетеротрофними бактеріями бактерії нітрифікатори також проходять пік свого максимального розвитку. Загальний час глибокого очищення води й мінералізації мулу $t_{заг}$, що становить кілька діб, укладає в собі всі зазначені стадії процесу.

При мінералізації мулу зменшується маса беззольної речовини, а отже, і маса сухої речовини, що обумовлює збільшення зольності мулу. Максимально, що можуть бути досягнутими величини зольності мулу коливаються в межах 45–55 %. Глибшого окислення мулу отримати не вдається, оскільки в його складі переважає біохімічно не засвоювана органічна матерія.

Аеробно-мінералізований мул не загниває на повітрі, оскільки все доступне окислення вже перероблено в умовах інтенсивного постачання киснем

повітря, легко віддає вологу, не володіє неприємними запахами. Такий мул після підсушування та додаткового знезараження може бути переданий для використання в сільському господарстві.

При контролі за роботою аеротенках тривалої аерації, а також циркуляційного окисного каналу особлива увага приділяється характеристиці складу очищеної стічної води. Ця вода відрізняється присутністю великої кількості нітратів і, як правило, незначної кількості нітритів, низькою концентрацією амонійного та загального азоту, величинами БСК і ХСК, що коливаються, присутністю достатньої кількості кисню. Мул такого аеротенка характеризується дуже низькою дегідрогеназною активністю, підвищеною зольністю та складом мікронаселення, відрізняються від складу мулу звичайного аеротенка.

Якщо процес проводиться в аеротенках – витіснювачах, то при ретельному виконанні аналізів можна замінити концентрації мулу за довжиною аеротенка – спочатку наростання дози мулу й після переходу через «розмитий» максимум – поступово спад.

Під час проведення процесу в окремому мінералізаторі фіксують спад сухої (і беззольної) речовини мулу, постійно контролюють наявність, розчиненого кисню в суміші, характеризують склад мулової води, що відділяється при відстоюванні суміші в спеціальному відстійнику після мінералізатора. Мулову воду, відокремлену від мінералізованого мулу, направляючи на повторне очищення в аеротенки. Тривалість відстоювання приймають рівною 1,5–2 г.

У мінералізаторі можна обробляти суміш мулу з осадам з первинних відстійників. У цьому випадку збільшуються: тривалість обробки – до 10–12 діб, витрата повітря – до 1,2–1,5 м³/(м³·год) замість 1 м³/(м³·год) для одного мулу. Ступінь окислення суміші осаду і мулу може досягати 30–40 %, (за беззольною речовиною), а одного мулу – 20–30 %.

9.6 Поля зрошення та поля фільтрації

Поля зрошення та поля фільтрації – споруди для очищення стічних вод у природних умовах, де основним агентом очищення є ґрунт.

Ґрунт заселений величезною кількістю мікроорганізмів, які в поверхневому шарі становлять від 1 млн до 115 млн. на 1 г. Чим глибше шар, тим менше в ньому мікронаселення. Процес мінералізації забруднень проходить найінтенсивніше в поверхневих шарах (за сприятливих умов – до нітрифікації),

менш напружено нітрифікація триває глибших шарах, а в самих глибинних проходять процеси біологічної денітрифікації та навіть десульфатації. Найактивнішим шаром ґрунту є верхній шар завтовшки 25–30 см.

Очищена ґрунтовим методом вода відрізняється високою прозорістю, безбарвністю, відсутністю запаху, низькою БСК, дуже малим вмістом бактеріальних забруднень, великою концентрацією нітратів і низькою – азоту амонійних солей. На полях зрошення зі стічної води рослинами засвоюється також частина калію. При будь-якому типі поливу у воді після фільтрації не залишається фосфатів.

Природно, що висока якість очищення забезпечується за умови дотримання оптимальних режимів експлуатації полів по навантаженню й обробці ґрунту, а також при своєчасному ремонті розподільних і відвідних систем тощо. Навантаження на поля визначаються залежно від виду ґрунту, рівня залягання ґрунтових вод, географічного розташування полів, та ін. і може змінюватися в межах 50–200 м³/(га·добу). Важливе значення мають кліматичні умови, які в окремі роки можуть різко відхилятися від тих середніх умов, на які розраховані.

Технологічний контроль за процесами природного очищення зводиться до контролю за роботою споруд попереднього механічного очищення та власних полів. Останні характеризуються якістю очищення води, для чого повний санітарно-хімічний аналіз води до й після очищення виконується зазвичай один раз в 10 днів.

9.7 Біологічні ставки

Очищення стічних вод у спеціально влаштованих ставках – чи не найранніший прийом інтенсифікації природних процесів самоочищення водойми. За тривалий час розвитку техніки очищення ставки використовувалися для очищення як вихідної стічної води, так і стічної води, попередньо освітленої. Ставки застосовувалися для очищення як в аеробних, так і в анаеробних умовах. Однак сьогодні рекомендується використовувати ставки лише для доочищення біологічно очищеної стічної води, при цьому може бути застосована штучна аерація (переважно за допомогою механічних аераторів).

Стічна вода в ставках проходить очищення протягом декількох днів, її тривалість змінюється в широких межах залежно від кліматичних умов. Якість очищення в ставках може бути високою за умови дотримання оптимальних

навантажень по масі вступних забруднень. Контроль якості очищеної води в ставках здійснюється так само, як і при інших типах очисних споруд. Періодично реєструється рівень концентрації у воді розчиненого кисню та контролюється склад гідробіонтів.

ТЕМА 10 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ДООЧИЩЕННЯ ТА ЗНЕЗАРАЖЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

10.1 Контроль процесів доочищення стічних вод

Термін «доочищення» застосовується для позначення найрізноманітніших методів додаткового (після біологічного) очищення стічної води з метою як підвищення її якості за основними показниками (БСК, завислих речовин), так і вилучення таких домішок, які повністю не видаляються біохімічним шляхом.

Методи доочищення води можуть бути фізико-хімічні, хімічними та біохімічними. Як приклади методів першої групи можна назвати фільтрування, коагуляція, сорбція; другої – озонування, хлорування; третьої – біохімічна денітрифікація.

Найприйнятніша класифікація методів доочищення, заснована на вказівці виду видалених забруднень. Нижче розглядаються питання технологічного контролю низки методів доочищення, найчастіше використаних у практиці обробки стічних вод.

10.2 Видалення завислих речовин і зниження БСК

Доочищення стічної води від остаточних завислих речовин у великому промисловому масштабі проводиться фільтруванням на фільтрах із двошаровим завантаженням з піску й антрациту (або іншим завантаженням). До фільтрів вода проходить систему барабанних сіток з осередками розміром 0,5 мм × 0,5 мм, де затримуються великі плаваючі домішки пуху, пір'я, листя, поліетиленові плівки тощо, а також частина завислих речовин, якщо їхня концентрація висока (понад 15–20 мг/дм³).

У процесі фільтрування на матеріалі завантаження затримується активний мул, винесений з очищеною водою з вторинних відстійників. Оскільки сам активний мул може окислюватися біохімічним шляхом, то він, як і інші органічні речовини, може бути характеризований величиною БСК. Інакше

кажучи, залишкова БСК очищеної води, взятої з вторинних відстійників, відображає не тільки наявність недоокислених забруднень, а й присутність в ній частинок мулу. Якщо цю воду повністю відфільтрувати від мулу (на паперовому фільтрі), то величина БСК фільтрату покаже наявність у воді залишкових розчинених домішок, а різниця величин БСК води з мулом і фільтратом – величину БСК, носієм якої є мул. За низкою експлуатаційних спостережень питома БСК 1 мг активного мулу коливається від 0,5 мг/мг до 0,9 мг/мг, до того ж це значення чим менше, тим глибше очищена стічна вода й мінералізований мул.

Отже, очевидно, що при видаленні шляхом фільтрування частинок активного мулу одночасно обов'язково знижується БСК води. Але, крім того, незначне додаткове зниження БСК можливе також завдяки процесам життєдіяльності мулу в завантаженні фільтра, про які свідчить неодмінне падіння концентрації розчиненого кисню у воді.

Якщо матеріал завантаження інтенсивно відмивати від мулу, посилюючи цей процес хлоруванням, що призводить до загибелі живих клітин, та якість фільтрату, природно стане гірший, але зросте швидкість фільтрування.

Технологічний контроль роботи фільтрів доочищення ґрунтований на тих же принципах, що й контроль роботи водопровідних фільтрів. Так, урахуваючи швидкість фільтрування та тривалість фільтроциклу, визначується після досягнення заданого значення втрати натиску, витрату води на промивання фільтра та її інтенсивність. Промивання фільтра роблять фільтрованою стічною водою.

Якість стічної води оцінюється до й після її обробки за звичайними санітарно-хімічними показниками, прийнятими для характеристики стічних вод. Проте немає сенсу двічі визначати ті показники, які не змінюються під час фільтрування, зокрема розчинені мінеральні домішки – хлориди, сульфати тощо.

Іноді, як вже згадувалося в підрозділі 9.5, для видалення завислих речовин і зниження БСК застосовують біологічні ставки.

У деяких випадках очищена вода, яка виходить з торічних відстійників і тим більше профільтрована додатково на фільтрах, містить розчиненого кисню менше, ніж потрібно санітарними нормами при спуску стічних вод у водойму. Для насичення води киснем передбачаються різноманітні прийоми аерації (аератори, на водозливи).

За наявності на очисних станціях пристроїв для насичення води киснем контролюється рівень концентрації кисню в стічній воді після її оброблення.

10.3 Видалення біогенних елементів

Біологічно очищена вода містить значну кількість амонійного азоту й фосфатів. Азот і фосфор сприяють посиленому розвитку водної рослинності, подальше відмирання якої призводить до вторинного забруднення водойми. Підраховано, що 1 мг азоту продукує 10 мг водної рослинності, а 1 мг фосфору – 115 мг.

Для видалення азоту можуть бути застосовані фізико-хімічні та біологічні методи. Один із фізико-хімічних методів полягає в підвищенні значення рН води до 10–11 шляхом вапнування, внаслідок чого утворюється NH_4OH , із подальшим віддуванням аміаку повітрям у градирнях. Солі амонію можна видалити і шляхом іонного обміну.

Видалення азоту біохімічним шляхом здійснюється в два ступені. На першому ступені в аеротенку тривалої аерації у відсутності вуглевісних забруднень (видалених у звичайному аеротенку) інтенсивно відбуваються процеси нітрифікації. На другій ступені застосовується денітрифікатор – споруда, ізольована від доступу повітря. В анаеробних умовах бактерії денітрифікатори використовують для своєї життєдіяльності хімічно пов'язаний кисень нітриту та нітратів і руйнують, у такий спосіб, ці з'єднання, внаслідок чого виділяється молекулярний азот. Бактерії-денітрифікатори на відміну від нітрифікаторів – гетеротрофи, а тому як джерело вуглецю вони потребують органічних речовин. Запропонована схема, в якій джерелом органічних речовин слугує початкова стічна вода. За цією схемою близько 2/3 загальної витрати води проходить усю систему споруд: звичайні аеротенки, аеротенки-нітрифікатори та денітрифікатори, а 1/3 витрати надходить відразу в денітрифікатор. Послідовне застосування нітрифікації та денітрифікації дозволяє видаляти з води понад 70 % азоту.

Контроль процесу біохімічної денітрифікації проводиться аналогічно контролю процесів біологічного очищення стічної води в аераційних спорудах, і при цьому особлива увага приділяється оцінці форм і концентрацій з'єднань азоту.

Фосфати віддаляються хімічним осадженням солями заліза, алюмінію, вапном. Реагенти подають у стічну воду перед первинними відстійниками, в очищений стік – перед вторинними відстійниками або в аеротенк. Найефективнішим є останній варіант. Оптимальна доза сульфату алюмінію визначається зі співвідношення кількості алюмінію та фосфору від 1:1 до 1,5:1. Ефект видалення фосфатів досягає 80 %. Після додавання реагентів зольність мулу підвищується до 45 %; при цьому мул набуває добрі седиментаційні

властивості. У межах необхідних доз реагенту солі алюмінію не впливають на перебіг біологічного процесу в аеротенках.

Для використання реагентного методу видалення фосфатів потрібне ретельне дозування сульфату алюмінію, для чого вимагається знати концентрацію фосфатів у воді. Тому визначення цього показника повинне виконуватися не лише за загальним графіком контролю за якістю стічної води, але й кілька разів у проміжках між цими аналізами.

Видалення важко окисних речовин, що фіксуються величиною ХСК біологічно очищених вод, принципово можливо методом сорбції (наприклад вугіллям) і хімічним окисленням (наприклад шляхом озонування). Ці методи для обробки міських стічних вод доки застосування не знайшли через їхню занадто високу вартість. Проте ці методи досить широко використовуються при обробці виробничих стічних вод. Про методи контролю цих процесів див. далі в підрозділі 12.4.

Зниження концентрації солей у стічній воді можливо методами знесолювання, вживаними в практиці водопостачання. Прийоми контролю цих методів аналогічні описаним раніше.

10.4 Контроль процесів знезараження стічних вод

Із-поміж відомих методів знезараження найбільше застосовуються оброблення міських стічних вод метод хлорування. Хлорування може бути здійснене хлором, гіпохлоритами, а також з'єднаннями хлору, що отримуються в результаті електролізу розчину солей хлору [1].

При знезараженні води будь-яким способом хлорування основна технологічна вимога зводиться до того, щоб в знезаражуваній воді залишалася хлору не менше ніж $1,5 \text{ мг/дм}^3$. При такій високій залишковій дозі санітарний ефект знезараження становить практично усього 100 %. Оцінку міри санітарної обробки стічної води роблять за колі-індексом. Крім того, в практиці очищення стічних вод прийнято визначати й загальну кількість бактерій сапрофітів.

Щоб в обробленій воді залишилося $1,5 \text{ мг/дм}^3$ невикористаного хлору, за ДБН В.2.5-75:2013 розрахункову дозу активного хлору рекомендується прийняти для стічної води: що пройшла тільки механічне очищення, – 10 мг/дм^3 , після неповного біологічного очищення – 3 г/дм^3 . Можна бачити, що розрахункова доза хлору тим вище, чим нижче якість води, що пов'язано з використанням частини реагенту, що вводиться, на окислення органічних домішок стічних вод. У практиці експлуатації дозу хлору встановлюють

експериментально, що й дозволяє найточніше врахувати присутність у воді домішок, що вступають в реакції з хлором. Зазвичай доза, що визначена експериментом, виявляється дещо нижче розрахункової.

Об'єктом технологічного контролю при хлоруванні є контактні резервуари або інші місткості, що їх замінюють. Встановлено, що час контакту для повноти дії введеного у воду хлору має бути не менше 30 хв. Тому реєструється час перебування води в контактному резервуарі та зміни її якості внаслідок дії хлору й додаткового видалення частинок активного мулу, що осідають. Кількість мулу, що випала в контактних резервуарах оцінюється для подальшого врахування його в тих спорудах, в які він передається на обробку.

Реагентне господарство на очисних станціях різниться залежно від виду хлорування, але у будь-якому разі контролюється процес приготування робочих розчинів для встановлення точної дози активного хлору.

Окрім хлорування, для знезараження стічних вод останніми роками усе частіше рекомендується метод озонування, проте його застосування у великих масштабах все ще лімітується високою вартістю отримання озону й малою продуктивністю озонаторів. У разі зниження витрат на отримання озону цей метод становитиме серйозну конкуренцію багатьом іншим методам доочищення, оскільки при дуже тривалому озонуванні теоретично можна отримати воду, в якій органічні речовини будуть окислені повністю, азот амонійних солей переведений в нітратну форму з санітарним ефектом за колі-індексом, дорівнює 100 %, і яка, крім того, до межі насичена розчинений киснем. На сьогодні метод озонування застосовується для обробки виробничих стічних вод.

ТЕМА 11 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ОСАДІВ

11.1 Призначення споруд для обробки осадів

При повному біологічному очищенні зі стічної води витягається до 90–95 % первинного змісту забруднень, що оцінюється кількістю завислих речовин і величиною БСК, а за наявності фільтрів доочищення – до 98–99 % [1]. Ці забруднення, частиною у своєму первинному виді (осад первинних відстійників), частиною перетворені в активний мул або біоплівку, акумулюються у вигляді осадів, загальний об'єм яких складає не більше 0,5–1,5 % об'єму обробленої води. Отже, вирішення проблеми обробки великої кількості води з порівняно низькою концентрацією забруднень спричиняє за

собою необхідність вирішення нової проблеми – обробки порівняно невеликої кількості концентрованих осадів.

Обробка осадів стічних вод має передусім санітарні цілі. Суха речовина осадів перебуває на 65–75 % з органічних речовин, здатних загнити з виділенням у край неприємних запахів. Якщо врахувати при цьому високу міру інвазійності (зараженості) осадів хвороботворними бактеріями та яйцями глистів, то стає очевидним, що знешкодження є обов'язковою стадією обробки осадів.

Розкладання органічних речовин осадів може бути здійснене біохімічним шляхом як в аеробних, так і в анаеробних умовах. Перший варіант окислення вже був розглянутий в темі 9. Другий варіант – анаеробне біохімічне окислення – широко застосовується в нашій країні при обробці осадів міських стічних вод. На станціях малої пропускної спроможності для цієї мети застосовуються двоярусні відстійники, освітлювачі – перегнивачі, а на станціях із великою пропускною здатністю – метантенки. При зброджуванні осадів ефект знезараження по бактеріальним забрудненням може бути дуже високим, особливо в умовах термофільних температур.

У осадках при високій концентрації в них сухої речовини все ще міститься 92–98 % води. Транспортування зайвої води, наприклад при використанні осадів як добрив, нерентабельне. Тому важливим завданням у загальній системі обробки осадів є видалення зайвої вологи. Сучасними технологічними властивостями можна добитися будь-якої міри зменшення вологості. Процеси зниження вологи до 70–80 % прийнято називати зневодненням, а з 70–80 % до 5–40 % – сушінням осадів. Різні назви двох ступенів видалення вологи мають умовний характер, але вони можуть бути до деякого ступеня виправдані тим, що кожна ступінь відповідає руйнуванню певного виду зв'язку води в осадку. Оскільки сушіння здійснюється в апаратах при високій температурі, то одночасно з інтенсивним випаром вологи відбувається повна дезінфекція осаду.

Окрім перелічених вище прийомів обробки осаду застосовується і спосіб знищення їх шляхом спалювання (у тих випадках, коли корисне використання осадів скрутне й не економічне).

Компонування системи повної обробки осадів може бути найрізноманітнішим, особливо на станціях малої та середньої пропускної спроможності. Так, стадії зброджування осаду може бути взагалі відсутнім. У цьому варіанті зневоднюється сирий осад, після чого він піддається дезінфекції (компостуванням, опроміненням, прогріванням тощо) або спалюється. На

станціях великої пропускнуї спроможності, як правило, влаштовуються метантенки з подальшим зневодненням і сушінням зброджуванного осаду в природних або штучних умовах [1].

11.2 Процеси метанового бродіння та їх технологічна оцінка

Для опису процесів розпаду органічних речовин під час зброджування осадів широко користуються схемою, запропонованою С. Б. Баркером [1]. За цією схемою процес бродіння складається з двох фаз – кислої та метанової, що послідовно змінюють одна іншу й що перебігають з однаковими швидкостями. Першу фазу бродіння називають кислою тому, що основним кінцевим продуктом розпаду органічних речовин є нижчі органічні кислоти ряду бокових вуглеводнів, що називаються нижчими жирними кислотами (далі – НЖК). До них належать кислоти: мурашина, оцтова, пропіонова, масляна та інші зі змістом до 5–6 атомів вуглецю.

Присутність кислот у середовищі обумовлює її кислу реакцію. Окрім НЖК, продуктами розпаду першої фази є нижчі жирні спирти, амінокислоти, деякі альдегіди й кетони, гліцерин, а також вуглекислота, водень, сірководень, аміак і деякі інші з'єднання. Здійснюють цю фазу процесу бактерії, що належать до факультативних анаеробів (молочнокислі бактерії, оцтовокислі, пропіоновокислі тощо) і до облігатних анаеробів (маслянокислі бактерії, целюлозні, ацетонобутилові та ін.).

Другу фазу процесу називають лужною, або метановою. Реакція середовища в цій фазі лужна ($\text{pH} = 7,6\text{--}8$). Продукти розпаду першої фази переробляються бактеріями другої фази бродіння з утворенням переважно вуглекислоти та метану. Бактерії цієї фази – облігатні анаероби. Виділено порівняно трохи чистих культур метаноутворювальних бактерій. Здебільшого вони належать до трьох родів – метанобактерій, метаносарцинів і метанококів.

Оскільки швидкості процесів в обох фазах однакові, то у масі, що зброджується, не відбувається накопичення продуктів першої фази й вони виявляються лише в невеликій кількості. Проте, якщо є які-небудь порушення технологічного режиму, то середовище стає кислим, оскільки передусім гинуть найчутливіші до будь-яких небажаних змін бактерії метанової фази процесу. Осад у цьому випадку придбаває у край неприємний запах, обумовлений наявністю кислот, спиртів, похідних сірководню та меркаптанів. Відбувається «закисання» метантенка.

Контроль процесів метанового бродіння включає систему вимірів і

аналізів твердої, рідкої та газоподібної фаз. Вимір кількості осадів, що надходять, і активного мулу за обсягом дозволяє розрахувати добову дозу завантаження метантенка за обсягом D , %. Загальний обсяг метантенка приймають за 100 %. Обсяг осадів, що поступають, за добу, виражений у відсотках від загального обсягу метантенка, і становить обсягову дозу завантаження споруди. Ця величина може бути виражена або у відсотках від повного обсягу метантенка, або в долях від одиниці його обсягу, то б то в м^3 осаду, що приходить на 1 м^3 обсягу за добу. Наприклад, якщо доза $D = 8 \%$, то другий варіант вираження цієї величини – $0,08 \text{ м}^3/(\text{м}^3 \cdot \text{добу})$.

Приймають, що в процесі зброджування об'єм осаду та загальну кількість води, що надійшла в метантенк, не змінюються. Отже, в обліку нехтують кількістю вологи, що надходить з перегрітою парою (використовувані для нагрівання зброджуваної маси), а також що втрачається з газами бродіння, що видаляються.

Не рідше 1–2 раз на тиждень для осадів, що надходять, і зброджених, виконують аналізи з визначенням їх вологості та зольності. Знаючи вологість і зольність початкових осадів, а також D , %, неважко підрахувати дозу завантаження метантенка по беззольній речовині $D_{\text{бз}}$. Ця величина, що вимірюється в кг беззольної речовини, що приходить на 1 м^3 об'єму споруди за добу, аналогічна завантаженню на одиницю об'єму, що визначають для аеротенків. Залежно від виду завантажених осадів і їхніх характеристик за вологістю та зольністю, величина $D_{\text{бз}}$ коливається в широких межах: для мезофільного режиму зброджування від 2 до 4 $\text{кг}/(\text{м}^3 \cdot \text{добу})$, а для термофільного – від 4 до 8 $\text{кг}/(\text{м}^3 \cdot \text{добу})$.

У процесі зброджування від 35 % до 55 % органічної речовини розпадається з виділенням продуктів у газ і мулову воду. За сучасними уявленнями, гази бродіння продукують тільки жиро-, білково- та вуглецюподібні з'єднання. У процесі розпаду інших органічних компонентів осадів продукту розпаду переходять у розчинену фазу, тобто в мулову воду. У результаті процесів бродіння збільшується вологість і зольність осадів.

Дослідниками встановлено, що найбільше газу утворюється під час зброджування жироподібних речовин, найменше – у процесі розпаду білковоподібних. Кількісна оцінка з виходу газу, що отримується з таких міркувань. При зброджуванні, наприклад, жироподібних з'єднань виділяється 1 250 мл газів з 1 г речовин, що розпалися. У складі газів міститься 68 % метану й 32 % вуглекислоти. Щільність газу вказаного складу становить $1,05 \text{ г}/\text{дм}^3$. Отже, при розпаді 1 г жироподібних речовин виділяється газів (по масі):

$1,25 \cdot 1,05 = 1,31$ г/г. Перевищення маси газів, що утворилися, над масою початкової речовини пояснюється участю води в реакціях бродіння. Далі було встановлено, що біохімічним шляхом жироподібні речовини не можуть бути збережені повністю (на 100 %). Існує своєрідна межа зброджування, після досягнення якої подальший розпад речовини, якщо він і відбувається, не супроводжується виходом газу. Для жироподібних з'єднань ця прибудова приймається рівною 70 %. Отже, при розпаді 1 г жироподібних речовин, що завантажуються в метантенк, максимально може утворюватися газів $1,37 \cdot 0,7 = 0,92$ г/г. Для вуглецюподібних речовин у знайдено, що з 1 г може бути отримано 790 мл газів. Склад газів: 50 % CH_4 і 50 % CO_2 із щільністю цієї суміші $1,25$ г/дм³. Знайдено, що межа зброджування вуглецюподібних речовин складає 62,5 %, а отже, при розпаді 1 г цих речовин може утворюватися 0,62 г газів. При зброджуванні білковоподібних речовин *б* вихід газів становить 704 мл/г. Склад газів: 71 % CH_4 і 29 % CO_2 із щільністю цієї суміші 1,01 г/л. Межа зброджування становить 48 %. З цих даних витікає, що з 1 г завантажених білковоподібних речовин може бути отримано 0,34 г газів.

Оскільки ніякі інші хімічні компоненти газів не утворюються, то, знаючи зміст газотвірних компонентів, неважко підрахувати теоретично очікуваний можливий вихід газу, або межу зброджування:

$$a = 0,92 ж + 0,62 у + 0,34 б, \quad (11.1)$$

де *ж*, *у* і *б* – дані в г на 1 г маси завантаженого осаду.

При експлуатації метантенків хімічний аналіз осадів на зміст газотвірних компонентів, а також фосфатів, СПАР, азоту загального виконують зазвичай один раз на квартал (рідше один раз на місяць). Аналіз роблять із середніх проб, що набирають за період дослідження. Використовують висушені осади, що залишаються після визначення вологості.

Облік кількості газів зброджування робиться безперервно з використанням приладів автоматичної реєстрації. Хімічний аналіз складу газу виконується один раз у декаду або в місяць. Визначають CH_4 , H_2 , CO_2 , N_2 , O_2 та ін. Якщо процес проходить стійко, то зміст H_2 – продукту першої фази бродіння – не повинно перевищувати 2 %, зміст CO_2 має бути не більше 30–35 %. При цьому кисень має бути відсутнім, оскільки вказаний процес строго анаеробний. Присутність кисню виявляється повністю внаслідок недотримань повної ізоляції від атмосферного повітря приладів, вживаних для аналізу. Кількість метану зазвичай становить 60–65 %, азоту – не більше 1–2 %. Якщо звичайні співвідношення в складі змінюються, то причини потрібно шукати в порушенні режиму бродіння.

Глиbokі та тривалі зміни у складі газів, що виражаються в зменшенні відсоткового вмісту метану та збільшенні вмісту вуглекислоти, можуть бути свідомством «закисання» метантенка, що обов'язково відібується й на хімічному складі мулової води. У ній у великій кількості з'являються продукти кислої фази, зокрема НЖК, при одночасному зниженні лужності мулової води, що визначають, окрім НЖК, зміст карбонатних і гідрокарбонатних з'єднань.

При стійкому режимі бродіння НЖК в муловій воді знаходиться на рівні 5–15 мг·екв/дм³, а лужність – 70–90 мг·екв/дм³. Сума усіх органічних кислот визначається через еквівалент оцтової кислоти, а лужність – через еквівалент гідрокарбонат-іона.

Хімічний склад мулової води визначається 1–3 рази на тиждень (за графіком визначення вологості осадів). У муловій воді, крім того, визначають вміст азоту амонійних солей, що з'являється внаслідок розпаду білкових компонентів. При нормальній роботі метантенка концентрація азоту амонійних солей в муловій воді становить від 500 мг/дм³ до 800 мг/дм³.

За даними аналізів і вимірів роблять ряд розрахунків, у результаті яких визначають D і $D_{бз}$, відсоток розпаду беззольної речовини осадів $P_{бз}$ (врахований за зміною вологості й зольності), а також по виходу газу P_T – вихід газу з 1 кг завантаженої сухої речовини та 1 кг збродженої беззольної речовини й витрата пари на 1 м³ осаду.

11.3 Контроль процесів сушіння та зневоднення осадів

Залежно від схеми та складу споруд очищення станції на зневоднення і сушку можуть бути подані осад з первинних відстійників і активний мул – окремо або в суміші, сирими або зброджуваними. Усі вказані різновиди осадів різко відрізняються один від одного за якістю – вмісту води, хімічному складу, фізичним властивостям.

У процесі зневоднення та сушіння видалення вологи відбувається внаслідок послідовного руйнування зв'язків води з твердою фазою з подальшим механічним розділенням двох фаз – твердої та рідкої. Усю вологу, що міститься в осіданнях, підрозділяють (за класифікацією П. А. Ребиндера) на такі категорії залежно від форм і енергії зв'язків двох фаз: надмірна, осмотична, вода макропор (питомий опір $r > 10^{-5}$ см), іммобілізована (захоплена) структурою, вода мікропор ($r \leq 10^{-5}$ см), адсорбційна.

При ущільненні в звичайних ущільнювачах (під дією сил гравітації) з осадів може бути видалена тільки надмірна волога. Кількість надмірної вологи,

наприклад в активному мулі, складає до 3 % і видалення цієї вологи відповідає зміні вологості від 99,5 % до 96,5 %. Шляхом вакуум-фільтрування, окрім надлишком, віддаляється осмотична вода й вода макропор. Після вакуум-фільтрування осади мають вологість від 75 % до 80 % і, отже, в осадах знаходиться води осмотичної та води макропор приблизно від 10 % до 20 %. Центрифугуванням за допомогою центрифуг із великою кількістю обертів можна видаляти додаткову воду, іммобілізовану структурою.

Води цього виду в осадах трохи (близько 1–2 %). Термічною сушкою в умовах високих температур може бути видалена практично уся інша волога.

Кількісне співвідношенні води різних форм зв'язку в осадах різних видів неоднаково, а тому і не однаковий той результат, який досягається застосуванням одного й того самого способу обробки для різних осадів. Характеристика кількісного розподілу води різних форм зв'язку може бути отримана шляхом спеціального дослідження при сушці зразка осаду в ізотермічному режимі.

Термографічне дослідження зразків доки ще не вийшло зі стадії наукового експерименту, але саме цей метод найперспективніший для характеристики гідродинамічних і фізико-хімічних властивостей осадів, що необхідно для подальшого розвитку теорії процесів зневоднення і сушки.

На сьогодні однією з основних характеристик здатності осадів віддавати вологу вважається питомий опір фільтрування. Ця величина становить гідродинамічний опір, який надає потоку фільтрату рівномірний шар осаду з масою, рівною одиниці, на площі фільтру, також рівній одиниці. Величина ця вимірюється в см/г. Фільтрування в цьому випадку повинне проходити під вакуумом строго заданої величини.

Чим вище питомий опір, тим важче осади віддають вологу й тим гірше зневоднюються як у природних умовах, так і в різних апаратах.

Фільтрованість осадів можна поліпшити шляхом промивання очищеною водою, реагентною та тепловою обробки або проморожування.

Сушка в природних умовах застосовується для осадів усіх видів і може бути здійснена на мулових майданчиках з природною основою, на майданчиках з поверхневим відведенням води та на майданчиках-ущільнювачах.

Перший варіант майданчиків приймається при добре фільтруючих ґрунтах і при глибокому заляганні ґрунтової води. Профільтрована через шар ґрунту мулова вода потрапляє в потік ґрунтових вод. Фільтрується вода надмірна, а якщо осад піддавався проморожуванню або тривалій дії сонячних променів, то віддаляється деяка частина міцніше пов'язаної води. Основна ж

частина вологи на таких майданчиках видалається з осаду шляхом випару.

Опади, висушені в природних умовах, можуть мати вологість 70–80 %. Тривалість сушки залежить від виду оброблюваного осаду, гідрогеологічних і кліматичних умов, виконання експлуатаційних вимог тощо й коливаються від 1 року до 5 років.

Контроль за процесом сушки проводять шляхом визначення вологості проб осадів, оброблених в декількох місцях майданчика та з різних глибин. Крім того, ведеться санітарно-бактеріологічний контроль із визначенням бактерій з визначенням бактерій кишкової палички та яєць гельмінтів. Осад вивозять на сільськогосподарські поля, тільки після отримання задовільного результату санітарного аналізу.

При використанні мулових майданчиків із поверхневим відведенням води окрім визначень, вказаних вище для твердої фази, періодично контролюють якість мулової води, що передається на повторну обробку. Якщо ця вода потрапляє в головні споруди очисних станцій, то вона аналізується точно також, як і вода, що надходить на станцію з об'єкта каналізування.

Контроль роботи майданчиків-ущільнювачів проводиться аналогічно контролю роботи мулових майданчиків з поверхневим відведенням води.

Зневоднення на вакуум-фільтрах включає, окрім основної операції, низку попередніх: промивання осадів очищеною водою (для зброджуваних осадів), ущільнення у відстійниках, змішення з реагентами. Контролюються як основна, так і усі додаткові операції.

Кількість промивної води, в якості якої використовують очищену воду з вторинних відстійників, призначають відповідно до значення питомого опору (за рекомендаціями ДБН В.2.5-75:2013). Якщо питомий опір не вимірюють, то співвідношення кількості промивної води і осаду приймають від 2:1 до 4:1. Після інтенсивного перемішування, внаслідок чого з осаду у воду переходять розчинені та колоїдні речовини, а також дрібні зважені речовини, суміш промивної води з осадом подається в ущільнювач. Відмитий осад після ущільнення протягом 12–18 год має вологість 94–96 %; зливна вода з концентрацією завислих речовин 1–1,5 г/дм³ і БСК_{повн}, що дорівнює 0,6–0,9 г/дм³, перекачується в систему споруд для очищення стічної води. Оцінка якості зливної води робиться за низкою показників і за графіком проведення аналізів, аналогічним вказаним вище для стічної води, що надходить на очисну станцію з об'єкта каналізування. Визначення вологості ущільненого осаду проводиться 1–3 рази на добу з метою точнішого дозування реагентів.

У системі реагентного господарства контролюють якість розчинів реагентів (хлорного заліза та вапна) за концентрацією в них активного агента. Ретельний контроль розчинів реагентів потрібний, оскільки їх надлишок не покращує фільтруючої здатності осадів, тоді як перевитрату дефіцитних речовин спричиняє необґрунтоване дорожчання вартості експлуатації.

Робота вакуум-фільтра оцінюється продуктивністю апарата – кількістю осаду по сухій речовині, знятою з 1 м² поверхні фільтру за 1 год, для чого періодично визначають вологість кека. Якість і кількість фільтрату враховують із метою повнішого аналізу роботи відстійника-ущільнювача, куди фільтрат передають для інтенсифікації процесів ущільнення зброджуваного осаду. Періодично й за необхідністю виконують санітарно-бактеріологічний аналіз зброджених осадів.

У технологічному звіті про роботу вакуум-фільтрів вказують також основні технічні дані щодо кожного фільтра: частоту обертання барабана, величину вакууму, вид і періодичність обробки тканини та ін.

Зневоднення осадів на центрифугах застосовується на станціях малої та середньої пропускної спроможності.

Характеристика роботи цього апарата включає оцінку його продуктивності за об'ємом переробленого осаду, віднесеному до одиниці часу (зазвичай 1 год), ефективності затримання сухої речовини, вологості кека та як фугата. При центрифугуванні так само, як при вакуум-фільтруванні, проводять санітарно-бактеріологічну оцінку осадів.

Окрім технологічних характеристик, у звіті про роботу центрифуг обов'язково вказують технічні дані апарата – частоту обертання, діаметр вхідного та зливного патрубків тощо.

Термічне сушіння осадів. Найбільш освоєною в експлуатації є сушарка барабанного типу, проте в перспективі, мабуть, більше поширення матимуть сушарки фонтанувального типу (із зустрічними струменями, зваженим шаром осаду тощо).

Продуктивність сушарок визначається за масою вологи, що випаровує в одиницю часу з розрахунку на одиницю об'єму апарату. Щоб розрахувати продуктивність, необхідно вимірювати вологість осадів до та після сушіння, що й виконується не менше одного разу на добу. При оцінці роботи сушарок підраховують також витрати тепла на випар вологи, фіксують температуру паливних газів на вході в сушарку та на виході з неї.

Сушарки фонтанувального типу часто працюють з так званим «ретуром» – використанням частини вже висушеного осаду, який підмішують до осаду, що

поступає на сушку. Цей прийом використовують для зменшення початкової вологості суміші та надання їй властивості сипучості. При підрахунку продуктивності сушарки кількість і якість ретура враховується обов'язково.

ТЕМА 12 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ВИРОБНИЧИХ СТІЧНИХ ВОД

12.1 Методи обробки виробничих стічних вод

У технічній літературі методи обробки виробничих стічних вод прийнято підрозділяти на механічні, хімічні, фізико-хімічні та біологічні. Вказаними методами стічну воду або кондиціонують для подальшого очищення, або очищають від домішок, при цьому очищення може бути здійснене як із виділенням домішок у газоподібну, тверду або рідку фазу, так і руйнуванням їх. Тому доцільно усе різноманіття прийомів і методів очищення виробничих стічних вод розглянути з точки зору з призначення та способу видалення забруднень і розділити їх на методи підготовчої обробки, витягання домішок і деструктивного очищення.

Завданням підготовчої обробки є кондиціонування стічних вод для забезпечення можливості їх транспортування та подальшого очищення. Сюди можна віднести такі методи, як нейтралізація кислих або лужних вод, видалення вибухонебезпечних газів, змішення цехових стоків із метою усереднювання складу і згладжування пікових концентрацій домішок, а також усереднювання витрати тощо.

До методів вилучення домішок належать: седиментація, флотація (як різновид седиментації), спонукальна седиментація під дією відцентрових сил або з використанням коагулянтів і флокулянтів, віддування газів, екстракція, евапорація, сорбція, фільтрування й низка інших. Окремим випадком методів вилучення є такі, при яких фаза сконцентрована у малому об'ємі домішок повертається у виробництво як цінний продукт. Ці методи витягання можуть бути названі регенеративними. З усіх методів очищення регенеративний метод найдоцільніший, оскільки призводить до зниження загальних витрат на вартість продукції та обробку стічних вод.

Деструктивним очищенням води називають такі способи, при яких відбувається руйнування первинних забруднень окисленням або відновленням із подальшим видаленням частини продуктів реакції у вигляді осадів і газів. Серед деструктивних методів можна виокремити: хлорування, озонування,

знебарвлення забарвлених розчином водня, окислення під тиском, біохімічне окислення в аеробних і анаеробних умовах.

Багато методів обробки виробничих стічних вод мають загальну основу з деякими методами очищення міських стоків. Очищення робиться в аналогічних за конструкцією спорудах. Технологічні процеси описуються тими ж закономірностями, що враховують, проте, специфіку стічних вод, що оброблюються. Контроль і управління процесами очищення здійснюються за одним й тими самими принципами. У зв'язку з цим у цій темі будуть розглянуті тільки такі методи, які, як правило, для обробки міських стічних вод не застосовуються.

12.2 Підготовча обробка стічних вод і контроль процесів

Усереднювання стічних вод – метод, що використовується для вирівнювання концентрацій забруднень і реакції середовища при спуску кислих і лужних стічних вод, а також для вирівнювання витрат стічних вод, що видаляються. Місткість усереднювачів зазвичай відповідає 4–12 год припливу. Для запобігання випадання осаду усереднювачі часто обладнають мішалками. Іноді для цієї мети подають повітря з інтенсивністю не менше $2\text{--}5 \text{ м}^3/(\text{ч}\cdot\text{м}^2)$.

Повсякденний контроль за роботою усереднювача забезпечується визначенням одного-двох показників, наприклад рН середовища, перманганатної окиснюваності, виду специфічного забруднення. Доцільно використання експрес-методів. Найнадійніше контроль досягається шляхом застосування автоматичних вимірників якості води.

По загальному графіку відбору середньодобових проб 1–2 рази в 10 днів робиться повний аналіз води на вході й виході з усереднювача, що дозволяє оцінити можливість і ефективність його роботи, а також роботи подальших споруд.

Як приклад стічних вод, перед очищенням яких потрібне усереднювання, можуть слугувати стічні води вовномийної фабрики. У цих стічних водах у течії доби концентрація завислих речовин коливається від 1 г/дм^3 до 10 г/дм^3 , ХСК – від 10 г/дм^3 до 50 г/дм^3 , БСК_{повн.} – від 3 г/дм^3 до 22 г/дм^3 , кількість вовняного жиру – від $1,5 \text{ г/дм}^3$ до 6 г/дм^3 . Вовномийні стічні води піддаються реагентній обробці, і очевидно, що точне дозування реагентів у технічному відношенні було б досить скрутним в умовах різкого коливання рівня забруднень.

Нейтралізація стічних вод здійснюється найчастіше вапняним молоком,

якщо води кислі, і розчином соляної кислоти, якщо води лужні. Як нейтралізувальні агенти можуть бути використані й багато інших хімічних речовин. Найвдалішими є рішення, що передбачають використання як реагентів відходів виробництва, а також взаємну нейтралізацію кислот і лужних стічних вод окремих цехів виробництва.

Процес нейтралізації контролюють шляхом реєстрації значення рН середовища на виході з нейтралізатора. Системи автоматики дозволяють зв'язати реєстрацію значень рН із роботою дозуючих пристроїв, чим забезпечується стабільність операції.

У нейтралізаторах не повинен випадати осад, тому споруди обладнуються мішалками або системою аерації. Проте кількість осадів, що утворюються внаслідок реакцій нейтралізації обов'язково повинно бути враховано, при цьому системою споруд має бути забезпечена подальша обробка цих осадів.

12.3 Методи витягання забруднень зі стічних вод і контроль процесів

Седиментація, седиментація з подальшою сорбцією. Видалення олій, нафтопродуктів і домішок, щільність яких менша, ніж у води, зазвичай здійснюється шляхом седиментації, а також седиментації з подальшою сорбцією. Легкі домішки седиментують вгору й видаляються зі споруд спеціальними збірними пристроями, наприклад рухливими жолобами.

Уловлювання нафти може бути віднесене до методів регенеративних, оскільки зібрана в нафтовловлювачах маса спрямовується в загальну збірник нафти. Контроль за роботою нафтовловлювача включає облік кількості обробленої води, кількості уловленої нафти, осаду, що утворюється, ефекту роботи споруди за результатами санітарно-хімічного аналізу води, витрати електроенергії.

Ефект роботи нафтоуловлювачів досить високий: за 2 год видаляється до 97–99 % нафтопродуктів.

Флотація – метод спонукальної седиментації, вживаний для видалення домішок із щільністю, меншою, ніж у води, переважно таких, які легко утворюють стійку піну з бульбашками повітря. Цей метод широко застосовується на підприємствах нафтохімічної, хімічної та легкої промисловості.

Особливо ефективним виявляється застосування методу флотації тоді, коли в оброблюваній воді вже є присутніми пінотворні СПАР. Наприклад, при використанні цього методу для очищення вогноміючих стічних вод, в яких

концентрація пінотворних жирних кислот мила доходить до 4 г/дм^3 , очищення по БСК, ХСК і зваженим речовинам відбувається на 30–35 %, і виділення шерстного жиру – 70–80 %. Контроль за процесами флотації аналогічний контролю за процесами седиментації, але включає визначення параметрів, специфічних для цього методу. Так, фіксується загальна й питома кількість повітря, що подається у флотатор; тиск, під яким повітря вводиться в споруду; об'єм піни, що утворюється, і її склад. Із хімічних характеристик найчастіше визначається змінюваний показник, наприклад концентрація СПАР, що видаляються. Загальний аналіз води проводиться 1–2 рази в 10 днів.

Сорбція багатьох домішок виробничих стоків ефективно проходить на активованому вугіллі. Окрім активованого вугілля, як сорбенти застосовують глини, торф, тирса, зола, іонообмінні смоли, оксигідрати заліза й алюмінію та ін.

Сорбцію здійснюють у статичних і динамічних умовах. У першому варіанті сорбент у вигляді крихти або порошку вводиться в очищену стічну воду; після певного часу контакту суміш відстоюється. Другий варіант передбачає фільтрування оброблюваної стічної води через шар сорбенту.

Основною технологічною характеристикою процесу сорбції є сорбційна здатність, визначувана кількістю забруднень, що знімаються 1 м^3 або 1 кг сорбенту. Ця величина обумовлює загальну витрату сорбенту, а отже одну з основних статей витрати на очищення стічних вод. Віднесена до часу процесу сорбційна здатність дозволяє визначити об'єм сорбційних колоній.

Найскладнішою частиною сорбційного процесу є регенерація сорбенту. Іноді витрати на регенерацію виявляються настільки високими, що унеможливають застосування сорбційного методу очищення. Сорбційними методами ефективно можуть бути видалені багато видів СПАР, складні органічні речовини, барвники, багато металів.

Реагентна обробка з подальшою седиментацією – один із ширше вживаних методів очищення. Цей метод можна розглядати як один з різновидів сорбційного очищення. Як реагенти найчастіше застосовують солі тривалентного заліза й алюмінію, вапно, полімерні флокулянти. Реагентну очищення використовують при обробці стічних вод виробництва абразивних матеріалів, підприємств текстильної промисловості, чорної та кольорової металургії тощо.

При контролі за процесом особливу увагу приділяється дотриманню оптимальних умов коагуляції та флотації, а також введенню мінімально можливих доз коагулянта з метою зниження вартості очищення стоків. У низці випадків найбільша ефективність реагентного очищення може бути забезпечена

лише в умовах досить вузького інтервалу значень рН. Тому на ряду з контролем подання основних реагентів реєструється і автоматично підтримується необхідна реакція середовища шляхом введення додаткового реагенту.

Седиментація під дією відцентрових сил – один із видів спонукальної седиментації. Очищення в цьому випадку здійснюється в гідроциклонах (відкритих або напірних) для виділення завислих речовин щільністю понад 1 г/см³.

Цей метод рекомендується для очищення стічних вод виробництва прокату, поліхлорвінілових смол, будівельних матеріалів.

Аерація – метод десорбції газів з рідини при продуванні її повітрям. При продуванні води відбувається виділення в газову фазу речовин з низьким парціальним тиском, а також хімічне окислення деяких домішок. Шляхом аерації з води можна видалити сірководень, сірковуглець, аміак, вуглекислоту, сірчистий газ, органічні легкокіплячі речовини.

Приклад ефективного застосування методу аерації є очищення стоків хімічних виробництв від сірководню та сірковуглецю. При інтенсивності подання повітря 120 м³/(год·м²) вже раз 10 хв концентрація сірковуглецю з 100 мг/дм³ знижується до 10 мг/дм³, а сірководню – з 20 мг/дм³ до 2 мг/дм³. Якщо тривалість продування збільшити до 30 хв, то залишкова концентрація сірковуглецю знизиться до 5 мг/дм³, а сірководню – до слідових кількостей.

При застосуванні цього методу потрібно мати на увазі, що забруднене витягнутими речовинами повітря вимагає очищення, тому проблема очищення води повинна розглядатися в комплексі з проблемою очищення використаного повітря.

Евапорація – метод десорбції газів і легколетучих речовин із стічної води й перехід їх у гостру пару, що вводиться у воду. Цій метод ефективний, зокрема, для витягання фенолів. Контроль методу переважно здійснюють за концентраціями залишкових забруднень.

12.4 Деструктивні методи очищення стічних вод

Біологічні методи очищення. З деструктивних методів перше місце належить біологічному методу очищення. За допомогою мікроорганізмів вдається мінералізувати величезну більшість органічних і зруйнувати низку неорганічних речовин.

Вважається встановленим той факт, що багато виробничих стічних вод обробляються набагато легше й ефективніше, якщо їх очищення здійснюється спільно з побутовими стічними водами. Завдяки цьому найчастіше

зустрічається схема очищення стічних вод, що включає локальне очищення виробничих стічних вод із подальшим доочищенням їх спільно з побутовими водами на загальноміських каналізаційних очисних спорудах. Проте не виключаються випадки повного біологічного очищення на локальних спорудах, якщо очищені стічні води використовуються повторно або скидаються у водойму.

Для стічних вод із високою концентрацією по БСК знайшли застосування двоступінчаті системи. Перший ступінь процесу – анаеробне зброджування в метантенках, а друга – аеробне окислення в аеротенках. Зокрема, таке рішення рекомендоване для очищення стічних вод виробництва антибіотиків і фабрик первинної обробки шерсті.

Із метою інтенсифікації процесів біохімічного окислення в аеротенках, що забезпечуються чистим киснем або повітрям збагачуваним киснем. За даними досліджень, процес у таких спорудах (окситенках) перебігає в 3–4 рази швидше, ніж в аеротенках.

Нині запропоновані конструкції, в яких можна підтримувати вищу концентрацію мулу, ніж у звичайних аеротенках, що і обумовлює збільшення їхньої продуктивності. До таких конструкцій можна віднести аеротенки-відстійники й фільтротенки. Розроблена система двоступінчатого очищення в аеротенках, де замість відстійника першого ступеня використаний флотатор. Цікавими різновидами споруджень біологічного очищення є біофільтри з зануреними дисками та низка нових конструкцій аеротенків.

Роботу біоокисників, встановлених на промислових підприємствах, контролюють так само, як і роботу аэронков міських станцій. Проте, якщо якість очищених вод лімітується за змістом у них будь-якої певної речовини (чи суми речовин), то, окрім загальних стандартних характеристик, періодично визначається і зміст саме цієї речовини.

Методи хімічного окислення. За наявності в стічних водах домішок, біохімічно неокислюваних або токсичних для мікроорганізмів, використовуються методи хімічного окислення, з яких найбільше визнання отримав процес озонування.

При використанні методів хімічного окислення серйозна увага при контролі за процесами приділяється складу кінцевих продуктів реакції. Не виключаються випадки, коли в процесі озонування кінцеві продукти реакції виявляються токсичними для мікроорганізмів водойм, чим початкові продукти. У такому разі цей спосіб, безумовно, непридатний.

Озонуванням вдається зруйнувати такі важко окислюванні речовини, як

нафтопродукти, феноли, барвники, деякі СПАР, хінони та ін.

Контроль за процесом аналогічний контролю за реагентними методами очищення стоків; особлива увага приділяється визначенню потрібної кількості озону, яка забезпечує задану міру очищення, а також обумовлює вартість процесу.

Хімічне відновлення воднем застосовується для знебарвлення забарвлених стічних вод підприємств текстильної промисловості.

Забарвлення багатьох барвників обумовлене наявністю в молекулі речовини подвійного зв'язку між атомами азоту. Якщо цей зв'язок руйнується, то речовина втрачає забарвлення. На цьому принципі і ґрунтований метод знебарвлення воднем, який при гідруванні приєднується за місцем подвійного зв'язку. Водень отримують унаслідок дії соляної кислоти на цинкову стружку та вводять його відразу ж зі отримання, коли ефективність водню найбільша.

Метод знебарвлення воднем не слід називати методом очищення води, оскільки загальна сума домішок у ній по суті не змінюється.

Окислення під тиском рекомендується проводити як при штучному введенні кисню, так і без нього. Оброблювану стічну воду (чи осад стічних вод) нагрівають до температури приблизно 150 °С під тиском 0,5–1 МПа. У цих умовах відбуваються реакції окислення та деструкції органічних речовин, що супроводжується виділенням газів і переходом частини продуктів реакції в рідину. Вода після подібної обробки повністю стерилізована. Метод вивчений, зокрема, стосовно стічних вод хіміко-фармацевтичної промисловості.

Переліченими методами не обмежується усе різноманіття можливих прийомів обробки стічних вод. Так, останніми роками велику кількість досліджень була присвячена вивченню методів електрохімічної обробки води, магнітної обробки, дезактивації радіоактивних стічних вод і деяких інших. Вимоги до технологічного контролю цих методів зазвичай досить високі й різноманітні, проте для будь-якого процесу основний принцип контролю обробки води полягає в реєстрації найбільш доступних, аналітично нескладних і ефективних індикаторів процесу. Ці індикатори служать основою оперативного поточного контролю. При повному контролі фіксуються й аналізуються параметри, які визначають ефективність і глибину процесу та його вартість. Параметри включають дані санітарно-хімічного аналізу якості води й осадів, витрата води, реагентів, пари, електроенергії тощо.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Карюхина Т. А. Контроль качества воды : учеб. для техникумов / Т. А. Карюхина, И. Н. Чубанова. – 2-е изд., перераб. и доп. – М. : Стройиздат, 1986. – 160 с.
1. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною : ДСанПіН 2.2.4-171-10 : Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12.05.2010 № 400. – Київ, 2010. – 25 с.
2. Корінько І. В. Контроль якості води : [монографія] / І. В. Корінько, В. Я. Кобилянський, Ю. О. Панасенко ; Харків. нац. акад. міськ. госп-ва. – Харків : ХНАМГ, 2013. – 288 с.
3. Алексеев Л. С. Контроль качества воды : учебник / Л. С. Алексеев. – 3-е изд., перераб. и доп. – М. : ИНФРА-М, 2004. – 154 с.
4. Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування ДБН В.2.5 - 74:2013 / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. – Київ, 2013. – 287 с.
5. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування ДБН В.2.5-75:2013 / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. – Київ, 2013. – 134 с.
6. Мотало В. Проблеми метрологічного забезпечення кваліметричних вимірювань / В. Мотало // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2008. – № 68. – С. 190–195.
7. ДСТУ 2925-94. Якість продукції. Оцінювання якості. Терміни та визначення. – Набр. чин. 01.01.1996. – Київ, 1996. – 34 с.
8. Ціделко В. Систематизація критеріїв, метрик і шкал для оцінки якості програмних засобів / В. Ціделко, Н. Яремчук, А. Шульгіна // Метрологія та вимірювальна техніка. – 2003. – Вип. 62. – С. 81–88.
9. ДСТУ ISO/IEC 17025-2006. Вимоги до компетентності випробувальних та калібрувальних лабораторій. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://www.certatom.kiev.ua/images/files/16.06.15_17025.pdf
10. Правила технічної експлуатації систем водопостачання та каналізації населених пунктів України / затв. наказом Держжитлокомунгоспу України від 05.07.95 № 30. – Верховна Рада України. [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0231-95#Text>

Навчальне видання

БЛАГОДАРНА Галина Іванівна

САНІТАРНО-ТЕХНОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ ОЧИСНИХ СПОРУД

КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ

(для здобувачів вищої освіти другого (магістерського) рівня всіх форм навчання спеціальності 194 – Гідротехнічне будівництво, водна інженерія та водні технології)

Відповідальний за випуск *Г. І. Благодарна*

Редактор *В. І. Шалда*

Комп'ютерне верстання *Г. І. Благодарна*

План 2021, поз. 183 Л

Підп. до друку 28.07.2021. Формат 60 × 84/16.

Електронний документ. Ум. друк. арк. 7,7.

Видавець і виготовлювач:

Харківський національний університет
міського господарства імені О. М. Бекетова,
вул. Маршала Бажанова, 17, Харків, 61002.

Електронна адреса: office@kname.edu.ua

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи:

ДК № 5328 від 11.04.2017.