

Міністерство освіти і науки України
Дніпродзержинський державний технічний університет

*М.Д. Волошин, О.Л. Щербак,
Я.М. Черненко, І.М. Корнієнко*

УДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД

Дніпродзержинськ
2009

ББК

УДК 628.218 (031)

М.Д. Волошин, О.Л. Щербак, Я.М. Черненко, І.М. Корнієнко.
Удосконалення технології біологічної очистки стічних вод. — Дніпро-
дзержинськ: Дніпродзержинський державний технічний університет,
2009. — 230 с.

*В книзі розглянуто сучасний стан технології біологічної очист-
ки стічних вод і шляхи її удосконалення. Розкриті теоретичні основи
біологічного процесу, а саме: підготовка стоків до біологічної очистки
шляхом відстоювання та усереднення, аеробного та анаеробного окис-
нення органічних домішок, вторинне відстоювання. Показано шляхи
удосконалення роботи аеротенків, первинних та вторинних відстійни-
ків, мулових майданчиків і біоставків.*

*Економічна ефективність роботи базується на економії енерге-
тичних витрат на очистку, можливості зменшення вмісту азоту і
фосфору в очищених стічних водах, які скидаються в річку Дніпро.*

*Матеріали книги можуть бути корисні для спеціалістів, що удос-
коналюють технологію глибокого біологічного очищення міських стічних
вод від азоту і фосфору з утилізацією осадів, а також для студентів.*

Рецензенти:

М.Д. Гомеля, доктор технічних наук, професор, завідувач кафед-
ри екології та рослинних полімерів національного технічного універси-
тету «Київський політехнічний інститут»;

С.М. Епоян, доктор технічних наук, професор, завідувач кафед-
ри водопостачання, каналізації і гідравліки Харківського державного
технічного університету будівництва та архітектури .

ISBN 978-966-8551-84-0

© М.Д. Волошин, О.Л. Щербак,
Я.М. Черненко, І.М. Корнієнко, 2009
© ДДТУ, 2009 р.

ЗМІСТ

ВСТУП	7
Розділ 1. ПРОБЛЕМИ ПІДВИЩЕННЯ СТУПЕНЮ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД	11
1.1. Сучасний стан технології біологічної очистки стічних вод	11
1.2. Аналіз впливу віку активного мулу на ступень очищення стічної води	32
1.3. Кількість стічних вод, які надходять до очис- них споруд каналізації на протязі доби	38
1.4. Стабілізація подачі стічних вод з первинних відстійників в аеротенки	40
1.5. Якість стічних вод, які надходять до очисних споруд каналізації	42
1.6. Стабілізація якості стічних вод в первинних відстійниках	53
1.6.1. Пристосування первинних відстійників для усереднення стічних вод	53
1.6.2. Вибір і обґрунтування засобів для усере- днення стічних вод	54
Перелік використаних джерел	59
Розділ 2. УДОСКОНАЛЕННЯ ГІДРАВЛІЧНОГО РЕЖИМУ РОБОТИ ГОРИЗОНТАЛЬНИХ І РАДІАЛЬНИХ ВІДСТІЙНИКІВ	64
2.1. Дослідження роботи горизонтальних відстій- ників	64
2.2. Дослідження гідравлічного режиму роботи радіальних відстійників. Визначення напрямків удосконалювання роботи відстійників	79
2.3. Сполучення процесів відстоювання й аерації в одному спорудженні. Ліквідація периферійних застійних зон у горизонтальних відстійниках....	83

2.4. Установка збірно-дренажних пристроїв у радіальних відстійниках	89
2.5. Використання біологічно очищених стічних вод для оборотного водопостачання підприємств хімічної промисловості	93
2.6. Відвернений економічний збиток від впровадження природоохоронних заходів	95
Перелік використаних джерел.....	98
Розділ 3. РОЗРОБКА ТЕХНОЛОГІЧНОЇ СХЕМИ ЕРЛІФТНОЇ ЦИРКУЛЯЦІЇ АКТИВНОГО МУЛУ І МУЛОВОЇ СУМІШІ	103
3.1. Технологічна схема ерліфтної циркуляції активного мулу і мулової суміші при послідовному включенні аеротенків і вторинних відстійників	103
3.2. Технологічна схема ерліфтної циркуляції активного мулу і мулової суміші при паралельному включенні аеротенків і первинних відстійників і послідовному включенні вторинних відстійників	109
3.3. Технологічна схема з паралельним включенням первинних відстійників та з послідовним включенням аеротенків і вторинних відстійників	111
3.4. Розрахунки ерліфтів для циркуляції активного мулу в системі “аеротенк — вторинний відстійник — регенератор”	120
3.5. Приклад розрахунку ерліфта для перепуску мулової суміші з аеротенку в регенератор	122
3.6. Обстеження системи “аеротенки — вторинні відстійники”	124
3.7. Оцінка загального стану очисних споруд	140
Перелік використаних джерел	142

Розділ 4. ОЦІНКА ВПЛИВУ ТЕХНОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ЗВОРОТНИМИ ВОДАМИ ТА СУЧАСНІ МЕТОДИ ЙОГО ВІДНОВЛЕННЯ	143
4.1. Антропогенна евтрофікація водних об'єктів та методи її попередження	143
4.2. Техногенний вплив важких металів на навколишнє середовище та заходи його відновлення	147
4.3. Основні напрямки збереження та відновлення водного середовища шляхом створення нових екологічно ефективних технологій очистки стічної води	149
4.4. Оцінка екологічного стану р. Дніпро	152
Перелік використаних джерел.....	163
Розділ 5. ДОСЛІДЖЕННЯ БІОЦЕНОЗУ ОЧИСНИХ СПОРУД м. ДНІПРОДЗЕРЖИНСЬКА	170
5.1. Оцінка якості очищення стічної води очисних споруд	170
5.2. Аналітичний контроль додержання нормативів шкідливих речовин стічної води	178
5.3. Методика визначення вмісту важких металів у гідробіонтів	179
5.4. Методика дослідження біоценозу очисних споруд	180
5.4.1. Методика встановлення оптимальної дози активного мулу	180
5.4.2. Методика дослідження видового складу біоценоза активного мула	182
5.4.3. Методика встановлення максимальної кількості утилізованих живильних речовин гідробіонтами <i>Herpobdella octoculata</i> та <i>Asellus aquaticus</i>	183

5.4.4. Методика дослідження ролі гідробіонтів <i>Herpobdella octoculata</i> і <i>Asellus aquaticus</i> у процесах нітрифікації та дефосфорації	185
5.5. Вивчення й обґрунтування впливу іммобілізації на видовий склад біоценозу	187
5.6. Морфологічна характеристика гідробіонтів <i>Herpobdella octoculata</i> та <i>Asellus aquaticus</i> вперше вилучених з очисних споруд	191
5.7. Вплив процесу іммобілізації біоценозу на ступінь екологічної безпеки стічної води	194
5.8. Визначення впливу біоценозу очисних споруд на процес акумуляції важких металів	199
5.9. Встановлення ролі гідробіонтів <i>Herpobdella octoculata</i> та <i>Asellus aquaticus</i> в процесах нітрифікації та дефосфорації	203
5.10. Підвищення рівня екологічної безпеки зворотних вод шляхом оптимізації дози активного мулу очисних споруд.....	208
5.11. Удосконалення технології біологічного очищення стічної води	211
5.12. Технічні рішення щодо стабілізації та поліпшення стану р. Дніпро в місці скидання зворотних вод	219
5.13. Обґрунтування пропозиції щодо збільшення дози активного в аеротенку	222
5.14. Розробка завантажень до вторинного відстійника	225
Перелік використаних джерел	228

ВСТУП

В останні роки спостерігається тенденція скорочення об'ємів стічних вод, які потрапляють на міські очисні споруди в містах України, та підвищення вмісту в цих стоках азоту та фосфору. Ця тенденція обумовлена тим, що населення міст впроваджує у власних оселях лічильників питної води, які дозволяють скоротити витрати питної води при одночасному підвищенню споживання миючих засобів. Крім того, створення приватних промислових фірм при одночасному закритті багатьох державних підприємств також сприяє економії питної води. Тому головною проблемою в питаннях забезпечення доброякісною питною водою населення та удосконалення діючих очисних споруд багатьох міст України залишається підвищення ступеню очищення міських стічних вод від азоту і фосфору. Та ж саме проблема існує і в Росії, інших багатьох країнах світу.

В останні роки часто публікуються дані стосовно питання зниження вмісту азоту і фосфору в стічних водах, які скидаються у відкриті водойми. В цих публікаціях головним чином рекламуються власні розробки приватних фірм, але до кінця невирішеними залишаються теоретичні основи і механізм біологічних процесів нітрифікації-денітрифікації та дефосфорації стічних вод. Поки що нема надійних та теоретично обґрунтованих методів технологічних розрахунків аеротенків, в яких здійснюються анаеробні та аеробні процеси глибокого очищення стічних вод від азоту і фосфору.

З літературних джерел витікає, що для поглиблення очистки стічних вод від азоту і фосфору в діючих очисних спорудах необхідно в першу чергу застосовувати біологічні засоби і прийоми, а не хімічні, які сильно погіршують експлуатаційні

витрати та ще можуть створити додаткові труднощі з утилізацією осадів стічних вод. Однак, в літературі деякі вчені вважають, що для очищення стічних вод від фосфатів до остаточного вмісту менш як 1 мг/дм^3 біологічних засобів недостатньо, потрібні хімічні способи, наприклад обробка очищених стоків хлорним залізом, поліакриламідом тощо.

Крім того, в аеротенках пропонується створювати анаеробні та аеробні зони для проведення спочатку процесів нітрифікації, а потім денітрифікації і дефосфорації. Справа в тому, що в процесі біологічної очистки азот зі стічних вод видаляється в атмосферу у вигляді молекул N_2 в той час як фосфор може переходити з водної фази тільки в склад мікроорганізмів. Для інтенсифікації процесів нітрифікації-денітрифікації в складі стічних вод потрібні органічні речовини, наприклад метанол, етанол, двооксид вуглецю, яких звичайно в стічних водах дуже мало або зовсім немає. Яким чином створювати гідні умови для найбільш повного поглинання мікроорганізмами фосфатів — про це мало кому відомо.

Також можна врахувати як безперечний факт те, що для підвищення ступеня очистки стічних вод від азоту і фосфору необхідно підвищувати коефіцієнт рециркуляції активного мулу в аеротенках до 0,5 і вище. За допомогою насосів підвищити рециркуляцію активного мулу до такого рівня не доцільно, або неможливо. Тому практикується заміна циркуляційних насосів на ерліфтну циркуляцію активного мулу. Тим паче, що заміна насосів на ерліфт в деяких випадках дає можливість скоротити витрати електричної енергії на циркуляцію активного мулу.

Особливістю є те, що фактична кількість стічних вод, яка подається на очистку, більш як в двічі менша за проектну потужність діючих очисних споруд на прикладі м. Дніпродзе-

ржинська. Друга особливість укладається в тім, що очисні споруди, як правило, не мають усереднювачів стоків як за кількістю, так і за якістю. Третя особливість укладається в тим, що на очисних спорудах практично відсутня система безперервного автоматичного заміру і регулювання потоків стічних вод, що потрапляють на очисні споруди та циркуляції активного мулу, відкачування осадів на мулові майданчики та повернення фільтрату з цих майданчиків на повторну біологічну очистку. На поставлені питання в даній роботі автори зробили спробу дати технічні рішення. Тобто пропонується встановити на головних водних потоках витратоміри та регулятори витрати, а саме: на потоці стічних вод, які надходять з первинних відстійників у аеротенки. Перетворити шляхом незначних втрат матеріалів первинні відстійники на усереднювачі стічних вод як за кількістю, так і за якістю. В аеротенках замінити або доповнити насосну систему циркуляції активного мулу ерліфтною. Крім того, в аеротенках запропоновано і обґрунтовано встановити ерліфти для внутрішньої циркуляції мулової суміші з метою підвищення ступеню очистки стічних вод від азоту і фосфору. З тією ж метою у вторинних відстійників організувати послідовне відстоювання очищених стічних вод замість діючої системи паралельного відстоювання, яке фактично не діє і один з відстійників також не знаходиться постійно в роботі. При послідовному включенні вторинних відстійників буде закладена можливість підвищити муловий індекс, підвищити коефіцієнт рециркуляції активного мулу і організувати в майбутньому при необхідності хімічне доочищення стічних вод від фосфорних сполук саме на другій ступені відстоювання очищених стічних вод.

Виконання усіх перелічених заходів дозволить налагодити стабільний режим роботи очисних споруд і забезпечити глибоке очищення стічних вод від азоту і фосфору, а також і деяких інших забруднювачів, дозволить проводити повторне очищення фільтрату з мулових майданчиків. Так як на Україні більш розповсюдженими заходами очистки стічних вод від забруднюючих речовин є біологічне очищення, тому задача підвищення ступеню біоочистки стоків є актуальна, вона дозволяє збільшити навантаження на існуючі очисні споруди, знизити капітальні вкладення на новітні, попередити забруднення водою біогенними елементами та важкими металами.

Розділи 1 і 3 написані авторами сумісно, розділ 2 написано Черненко Я.М., розділи 4 і 5 написані Корнієнко І.М.

Розділ 1

ПРОБЛЕМИ ПІДВИЩЕННЯ СТУПЕНЮ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

1.1. Сучасний стан технології біологічної очистки стічних вод

Розглянуті основні джерела та шляхи забруднення водних басейнів сполуками фосфору, негативні наслідки антропогенного впливу цих речовин на якість води поверхневих водойм, методи вилучення фосфоровмісних домішок із води [1]. Передбачається, що біотехнологія вилучення з'єднань фосфору із води є найбільш раціональною за економічними та екологічними критеріями і потребує більш інтенсивної наукової розробки.

Актуальність розробки і реалізації нових технічних рішень по очищенню стічних вод і зневоднюванню осідання обумовлене декількома причинами, серед яких найбільш значимими є наступні [2]:

- вкрай обмежене фінансування будівництва нових очисних споруджень і для підтримки технічного рівня існуючих об'єктів каналізації;
- зміна вимог до якості очищення, особливо в частині зменшення концентрації з'єднань біогенних елементів в очищених стічних водах;
- продиктована зростаючими цінами на енергоносії необхідність зниження енерговитрат на очищення стічних вод;
- високі (у порівнянні з показниками розвинутих країн) трудовитрати на експлуатацію споруджень по очищенню стічних вод;
- відставання в області зневоднювання й утилізації осадів стічних вод;

В останні роки компанія Екополімер, продовжуючи діяльність по наданню всього спектра продукції і послуг по очищенню стічних вод муніципальним і промисловим об'єктам, велику увагу приділяла розробці і реалізації нових технічних рішень для здійснення повного комплексу робіт (підготовка пропозицій, проектування, постачання устаткування, виконання функцій генпідрядника і здача об'єкта) було створене об'єднання — група компаній (ГК) Екополімер, у котре ввійшли інженерні і виробничі підприємства в Україні і Росії. Деякі з реалізованих великих проектів коментуються нижче.

У 2002—2004 р. ГК Екополімер виконана розробка технології і видане апаратурне оформлення процесу видалення азоту і фосфору в аеротенках.

Встановлено, що перспективною схемою для біологічного очищення стічних вод від біогенних елементів є "східчаста аерація" [2]. При реалізації цієї схеми стічна рідина подається в два чи більш реактори, кожний з яких має зону перемішування і зону аерації. Поворотний мул і частина стічної рідини подаються в зону перемішування першого реактора. Далі суміш мулу і стічної рідини надходить у зону аерації першого реактора.

У зону перемішування другого реактора подається мулова суміш із зони аерації першого реактора і друга частина стічної рідини. З цієї зони мулова суміш подається в зону аерації другого ректора. У залежності від сталого режиму зони перемішування можуть бути без кисневими (відсутність розчиненого кисню) чи анаеробними (відсутність розчиненого кисню й інших його джерел). Від ефективності підтримки режиму перемішування залежить ефективність видалення азоту і фосфору.

Ця система є особливо привабливою при реконструкції існуючих коридорних аеротенків, що встановлені на більшості станцій. Реконструкцію можна робити поступово, по одному аеротенку, без відключення всіх споруджень.

Перемішування активного мулу і стічної рідини можна здійснювати механічними мішалками чи повітрям. Пневматичне перемішування приводить до розчинення кисню і зниженню ефективності денітрифікації і добору бактерій, що акумулюють фосфор. При механічному перемішуванні у відповідні зони разом з водою й активним мулом також надходить кисень, проте процеси біологічного видалення азоту і фосфору протікають більш успішно. Розроблена і запатентована конструкція спеціального пристрою для пневматичного перемішування (АКВА–МИКС). По конструкції елементів кріплення ці пристрої не відрізняються від звичайних аераторів АКВА–ПЛАСТ, що поставляються ГК Екополімер. Відмінною рисою пристроїв АКВА–МИКС є низька ефективність переносу кисню (2,24 — 2,72 % на 1 м занурення). Протягом ряду років компанія застосовувала ці пристрої в сполученні з дрібно пористими аераторами при капітальному ремонті існуючих резервуарів аераторів. Показники очищення для аеротенків зі східчастою денітрифікацією і пневматичним перемішуванням, які отримані на чотирьох об'єктах, надано в табл. 1.1.

Як видно з табл. 1.1, запропоноване технічне рішення дозволяє досягти високої якості очистки по сполуках азоту. У більшості випадків вдається істотно підвищити якість очищення і по фосфорі. Однак розрахунки показали, що для ефективного видалення фосфору потрібно наступне:

- використання не вистояної стічної рідини;
- застосування механічного перемішування;
- переклад у розрахунковий режим не менш 70 % існуючих аеротенків;
- хімічне осадження фосфору з поворотних потоків після механічного зневоднювання.

Таблиця 1.1. Показники якості очищення стічних вод для аеротенків зі східчастою денітрифікацією і пневматичним перемішуванням [2]

Аераційні резервуари	NH ₄ -N, мг/дм ³		NO ₃ -N, мг/дм ³		PO ₄ -P, мг/дм ³	
	Вхід	Вихід	Вхід	Вихід	Вхід	Вихід
С.-Петербург	13,8	0,49		3,6	1,7	0,5*
Набережні Човни	20,6	0,18	—	7,77	1,8	1,38
Бузулук	21,6	0,19	—	8,53	1,9	0,80
Шостка	22,6	0,45	—	6,35	1,44	0,86

*одиничний вимір

До дійсного часу механічні мішалки в зонах перемішування встановлені в двох аеротенках (Заосторов'є, Саратоворгсинтез). На цих об'єктах отримані більш високі результати по видаленню з'єднань фосфору.

Зрослі вимоги до охорони навколишнього середовища і значне відставання водопровідно-каналізаційного господарства в рішенні задач зневоднювання осадів стічних вод спонукало групу компаній Екополімер приділяти підвищену увагу до цієї проблеми. Робота проводилася в двох напрямках, по першому з якої здійснювалося постачання, монтаж і введення в експлуатацію комплексів по механічному зневоднюванню осадів, а по другому — розробка і виробництво устаткування для зневоднювання. У рамках першого напрямку в останні два роки введено в експлуатацію чотири комплекси по механічному зневоднюванню осаду.

Для ОСК м. Городець Нижегородської області (продуктивність 17 000 м³/добу, 6 т/добу по сухій речовині осадів) виконане комплексне постачання технологічної лінії для зневоднювання осаду на базі стрічкового фільтрпреса (ЛФП) із шириною полотнин 2 м, виконаний монтаж устаткування і зроблена технологічна наладка процесу зневоднювання. На цьому

об'єкті застосоване устаткування, яке зроблене південнокорейським партнером — фірмою ASI KOREA INC.

Для цеху механічного зневоднювання міських очисних споруд каналізації (ОСК) м. Миколаєва (продуктивність 130 000 м³/добу, 24 т/добу по сухій речовині) також застосовано устаткування фірми ASI KOREA INC.

На цьому об'єкті виконаний весь комплекс робіт від вибору устаткування до здачі "під ключ". ЛФП із шириною полотнин 3 м на ОСК м. Миколаєва є самою великою машиною для обробки осадів міських стічних вод у СНД. У цеху механічного зневоднювання осаду Трипільського промвузла (м. Обухів Київської області) реалізовані дві лінії: лінія обробки осаду побутових стічних вод із застосуванням двох фільтрпресів виробництва компанії Hans Huber AG (Німеччина) і лінія обробки осаду промислових стічних вод із застосуванням чотирьох ЛФП виробництва ВАТ Бердичівський машинобудівний завод "Прогрес".

Другий напрямок робіт — організація виробництва ЛФП високої якості в Україні почато в зв'язку зі зростаючою потребою в такому устаткуванні. ЛФП є найбільше універсальною машиною для зневоднювання осадів, ефективність експлуатації який мало залежить від стану механічного очищення стічних вод на ґратах і піскоуловлювачах, що дуже істотно для існуючих ОСК. Разом з Бердичівським машинобудівним заводом "Прогрес" була розроблена конструкція ЛФП, що знаходиться на рівні кращих світових зразків.

Реалізація традиційних технологій очищення стічних вод найчастіше не дозволяє задовольнити сучасними нормами якість очищення. Ця обставина висунула в ряд актуальних задач розробки нових технологій очищення стічних вод. Як ілюстрацію розглянемо рішення цієї задачі на одному зі споруджень продуктивністю 15 000 м³/добу у Російській Федерації [2]. На цьому спорудженні необхідно очистити низько концен-

тровані міські стічні води при високих вимогах до якості їхнього очищення (скидання очищених стічних вод здійснюється в рибогосподарську водойму I категорії).

Після розробки й аналізу безлічі варіантів компонування й оснащення споруджень було прийнято наступні рішення.

Блок механічного очищення прийнятий з барабанних грат, зблокований з піскоуловлювачем виробництва компанії Hans Huber AG. Відмінною рисою такого компонування є високоефективне видалення механічних домішок і поділ грубих включень і піску.

Наступним спорудженням комплексу очищення є анаеробний басейн, основне призначення якого — селекція бактерій, що акумулюють фосфор. Крім того, у цьому басейні здійснюється денітрифікація стічної рідини. Для цих цілей були переустатковані первинні відстійники.

Аеротенки, оснащені системою аерації Екополімер, де відбувається окислювання органічних речовин, амонійного азоту й інтенсивне споживання мікроорганізмами фосфатів. Наприкінці аеротенка встановлений заглибний насос для перекачування мулової суміші в анаеробний басейн.

Вторинні відстійники обладнані мулососами і мулоскребачками з нержавіючих матеріалів.

Блок доочищення виконаний з завантаженням із синтетичних матеріалів з високою питомою поверхнею, що дає можливість забезпечити високий відсоток вилучення зважених речовин при компактних розмірах цього блоку.

Знезаражування очищених стічних вод перед скиданням у водяний об'єкт здійснюється за допомогою сучасних ультрафіолетових (УФ) установок. Обробка осаду стічних вод виробляється на стрічкових фільтрпресах з попереднім ущільненням. Для видалення зі стічних вод фосфору застосоване хімічне осадження з використанням хлорного заліза.

На закінчення відзначимо, що ГК Екополімер в останні два роки збільшила обсяги робіт з раніше початих напрямків, таким як санація і відновлення комунальних трубопроводів; впровадження енергозберігаючих технологій; розробка і реалізація методів очищення висококонцентрованих стічних вод. Також розширили партнерські зв'язки з виробниками сучасного високотехнологічного устаткування в Україні і за рубежом, зріс експортний потенціал компанії [2].

Автори [3] пропонують інтенсивну технологію за таким набором методів: проціджування та піскоуловлювання; змішування з реагентами, відстоювання; біохімічне очищення в аеротенках чи біореакторах; біофільтрування та знезараження стічних вод; ущільнення, зневоднення і знезараження осадів.

Комбіновані схеми очищення стічних вод з аеротенками [3] надані на рис. 1.1—1.4.

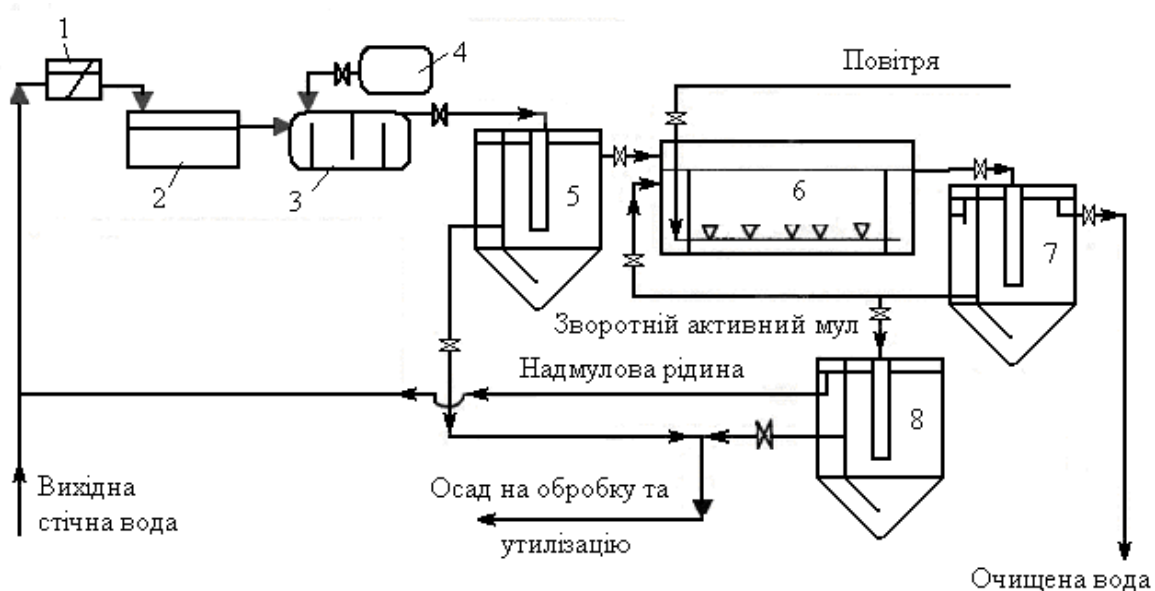


Рис. 1.1. Комбінована схема очищення стічних вод з аеротенками [3]: 1 — відділення решіток; 2 — піскоуловлювач; 3 — змішувач; 4 — блок приготування та дозування реагентів; 5 — первинний відстійник; 6 — аеротенк; 7 — вторинний відстійник; 8 — ущільнювач надлишкового мулу

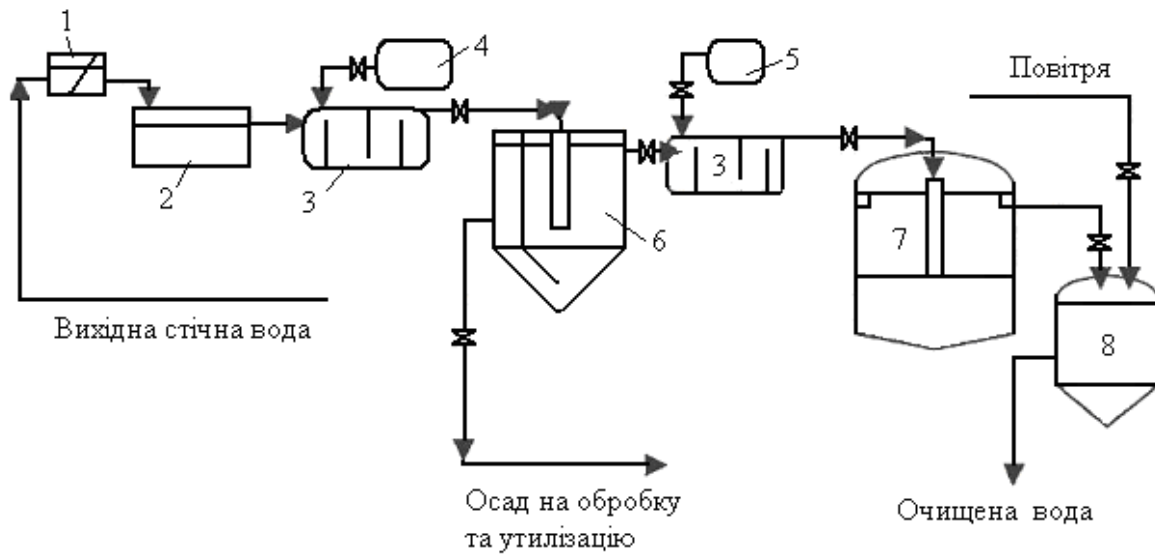


Рис. 1.2. Схема очищення сильно забруднених вод [3]: 1 — відділення решіток; 2 — піскоуловлювач; 3 — змішувач; 4 — блок приготування та дозування реагентів; 5 — бак суперфосфату; 6 — відстійник; 7 — біореактор першого ступеню (анаеробні умови); 8 — біореактор другого ступеню (аеробні умови)

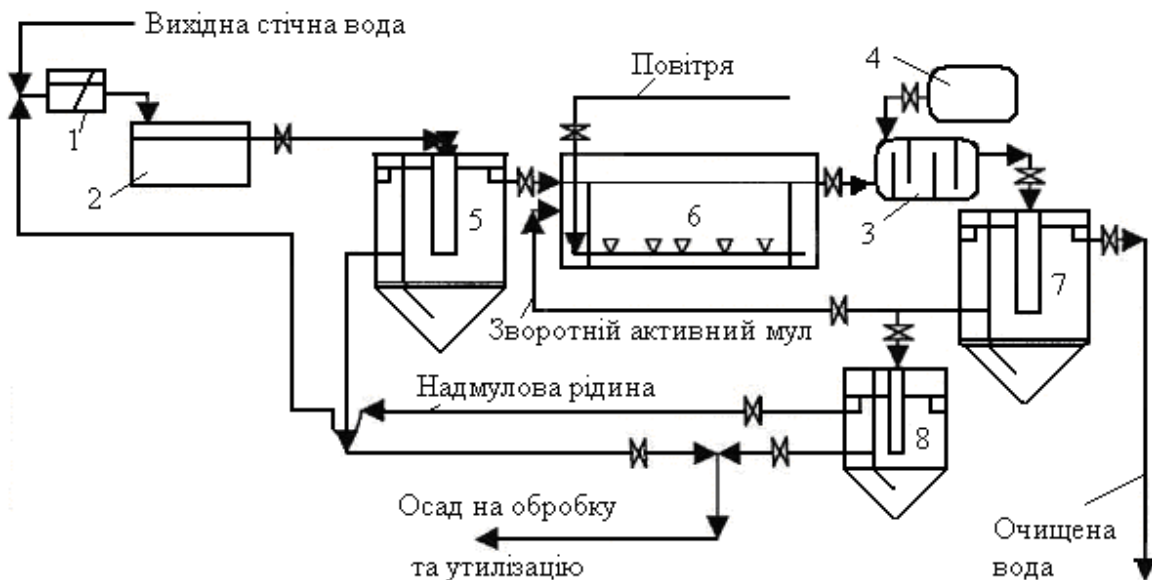


Рис. 1.3. Комбінована схема очищення стічних вод з аеротенками (коагулянт вводиться після аеротенків) [3]: 1 — відділення решіток; 2 — піскоуловлювач; 3 — змішувач; 4 — блок приготування та дозування реагентів; 5 — первинний відстійник; 6 — аеротенк; 7 — вторинний відстійник; 8 — ущільнювач надлишкового мулу

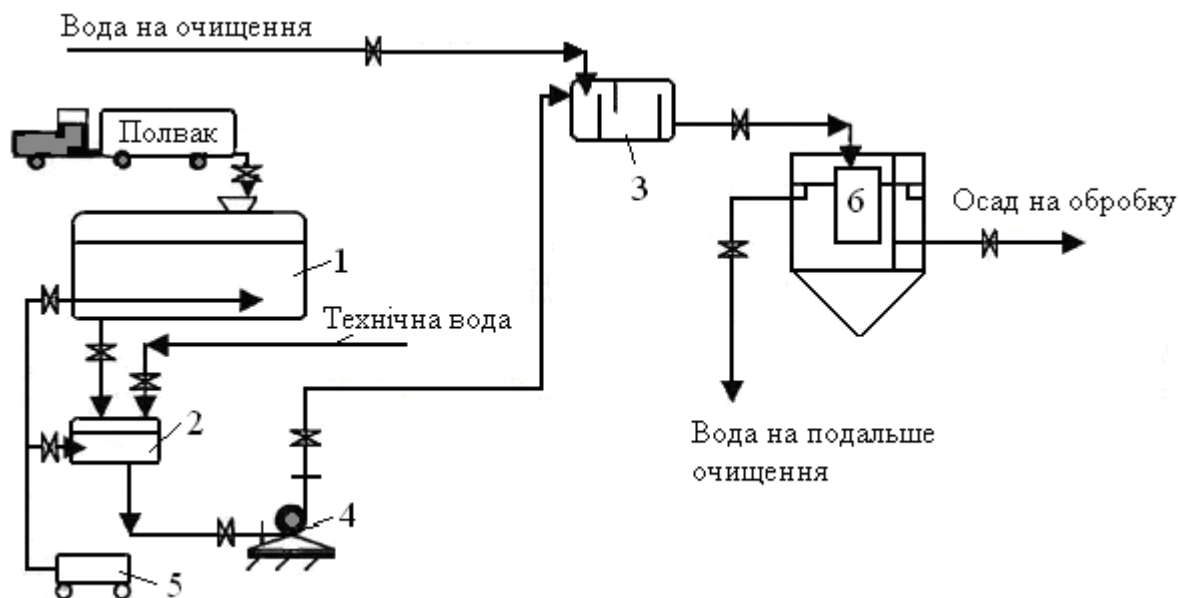


Рис. 1.4. Схема приготування та дозування розчину коагулянтів [3]: 1 — бак зберігання коагулянтів; 2 — бак приготування робочого розчину; 3 — змішувач; 4 — насос—дозатор; 5 — компресор; 6 — відстійник

У Чернігові проектна потужність КОС складає 94 тис. м³/добу, а фактична — 84 тис. м³/добу [4]. На КОС діють мулові ставки, з яких стоки потрапляють на преаератори, а потім на первинні відстійники. В 3—х коридорних аеротенках—змішувачах з регенерацією активного мулу підтримується коефіцієнт рециркуляції $\geq 0,7$. Доза мулу складає 0,1—0,4 г/л, а муловий індекс — 1500—3800 см³/г, відношення $\text{БПК}_{\text{повн}}/\text{ХПК} > 0,8$. Необхідні показники очистки не досягаються. Головна причина — розвиток нитчастих бактерій, які мають розвинену поверхню і відповідно велику окислювальну здатність. Нитчастий мул погано осідає, виноситься з аеротенків і тому остаточний вміст забруднюючих речовин в очищених стоках залишається високим. Крім того, якість стічних вод коливається і в них міститься багато специфічних отруйних для мікроорганізмів речовин. Вказується на те, що підвищити ступінь очищення стоків можливо

шляхом використання іммобілізованих на інертних носіях форм мікроорганізмів, рециркуляцією муловодної суміші, добавками коагулянтів і флокулянтів. Автори вважають доцільним відновити преаерацію і первинне відстоювання в режимі біофлокуляції. Регенератори забезпечують можливість підвищення концентрації активного мулу в аеротенках, підвищення концентрації нітрифікуючих бактерій і віку мулу, послаблення згубного впливу шоків навантажень на активний мул. Оптимальним значенням коефіцієнта рециркуляції мулу автори рахують 30—50 %.

Пропонується [4]:

– комбінація зваженого і прикріпленого (гранулят, кільця, плівки, волокна і т. ін.) біоценозів в аеротенках, які займають 5 — 20 % об'єму аеротенків;

– реагентна обробка мулової суміші перед вторинним відстоюванням (гідроксіхлориди алюмінію серії ПОЛВАК-68 в кількості 10 — 50 мг/дм³ товарного продукту).

Біологічне віддалення азоту традиційно досягається використанням комбінації аеробних та анаеробних процесів [5]. Стимулом для підвищення об'єму мулу є чергування без кисневих — аеробних умов разом з неповною денітрифікацією при переході форм без кисневої до аеробної [6]. Нітрифікацію ліпше проводити окремо від денітрифікації. Нітрифікацію в реакторі з закріпленою мікрофлорою потребує на 63 % менш вуглецю. Іншими словами, нітрифікацію можна проводити при низьких відношеннях ХСК/Н.

Викликає інтерес проведення нітрифікації-денітрифікації разом [6]. Це дає можливість скоротити на 10% капітальні втрати і на 50 % — експлуатаційні. Сповіщається, що три головних фактора, які впливають на ОНД (одночасна нітрифікація-

денітрифікація), є величина розчиненої ХПК, концентрація розчиненого кисню ($<0,8$ мг/дм³) і розмір флокул (> 80 μ m) [7].

Проведення процесів нітрифікації-денітрифікації в реакторах з псевдорозрідженим активним мулом потребує, щоб гідравлічний час перебування (ГЧП) складав 8—12 годин та ще 4—8 годин у вторинному відстійнику [6]. Запропоновано біореактор з псевдорозрідженим активним мулом (БРАМ), в якому нітрифікація-денітрифікація досягнута одночасно з розділенням мулу в одному реакторі з часом контакту менш за 5 годин.

На пілотній установці було досліджено вплив віку активного мулу при трьох його значеннях 15, 37 і 57 діб, а також вплив температури в діапазоні 12—28 °С. У випробуваннях не було досягнуто рівня ортофосфатів менш як 0,1 мг/дм³, який є типовим в очищених водах США. Ортофосфатів було лише 2,6—3,9 мг/дм³. Тому додавали FeCl₃ в кількості від 3,3 до 6,8 мг/дм³ і остаточний вміст ортофосфатів був більше як 1 мг/дм³. Для досягнення менш 1 мг/дм³ ортофосфатів було потрібне 72,5—80,9 мг/дм³ хлорного заліза. Слід відмітити, що в цих опитах було надмірно високим співвідношення циркулюючого активного мулу і стічних вод (від 1 до 8) [6].

Ця новітня технологія в аеротенку—освітлювачі забезпечує досягнення більше як на 98 % зниження БПК, на 80—90 % ХПК, повну нітрифікацію, на 90 % денітрифікацію і на 91 % ефективність віддалення загального азоту при дуже високих гідравлічних (час очистки 4,8 годин) і об'ємних навантаженнях. Приріст активного мулу в двічі менше, ніж в звичайних системах. При температурі нижче ніж 13 °С суттєво знижується швидкість нітрифікації [6].

Відмічається, що органічні речовини використовуються в аеробному процесі, а при денітрифікації потреби в органіці задовольняються розпадом біомаси [6].

Стверджується [8], що застосування реагентів для віддалення фосфору із стічних вод на біологічних очисних спорудах економічно не вигідно. На спеціальному полігоні потужністю 100 тис. м³/добу відпрацьована технологія очистки стічних вод, яка передбачає створення анаеробних і аеробних зон (зон дефосфатації) з обов'язковою денітрифікацією мулової суміші. Відмічається, що активний мул повинен мати визначений вік, якщо треба прискорити процес нітрифікації. Створення анаеробних і аеробних зон веде до зменшенню аеробного мулового віку. Тому потужність споруд знижується на 20—30 % від проектного номіналу. Однак, її можна зберегти за рахунок збільшення дози мулу. З метою інтенсифікації процесів біологічної очистки стічних вод розробляються методи застосування поличних модулів у вторинних відстійниках і аеротенках, плаваючого пластикового завантаження [8].

Сольовий амонійний азот викликає вторинне забруднення водойм. В біоставках з природною аерацією нітрифікація йде повільно [9]. Тому в біоставок спробували додавати 500 мг/дм³ тваринного стоку з метою прискорити фізико-хімічні та фотокаталітичні процеси окислення сольового амонійного азоту. Це дає зниження остаточного сольового амонійного азоту приблизно на 50 % за 1 добу.

Вартість обробки осадів складає 30—40 % від загальних витрат на очистку стічних вод [10]. На очисних спорудах м. Харкова створюється 1,6 млн. т/рік осадів. Мулові майданчики займають 160 га землі. Осади на мулових майданчиках забруднюють ґрунти, поверхневі і підземні води, атмосферу

(сірководень, сульфіди, меркаптани, двооксид вуглецю, продуктами гноєння білків) [10].

За 4,5 місяці фірмою “Полісток” змонтовано в аеротенках очисних споруд 10 км склопластикових аераторів [11]. Експлуатаційні витрати з ремонту 10 аеротенків завдяки склопластиковим аераторів знизились на 70 тис. грн/рік. Очікувана економія електроенергії складає 1 млн. кВт/год. Відмічаються переваги склопластиків перед поліетиленовими аераторами: простіше клеєне з’єднання труб ніж різьбове; менше в 1,7 рази кількість з’єднань і опор аераторів; простіше і надійніше конструкції опор і фундаментне кріплення; вартість монтажних робіт в 2 рази нижче; більше тривалість міжремонтного перебігу [11].

Сповіщається про випробування водовідбору на мулових майданчиках за допомогою вакуумного насосу та регенерацію дренажних фільтрів стиснутим повітрям [12]. Було досягнуто зниження вологості осадів до 82—84 %. Навантаження на муловий майданчик складає $6 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{рік})$.

Про застосування технології з закріпленої мікрофлорою для очищення стічних вод йдеться в роботі [13].

Пропонується доочистка стічних вод методом біофільтрування крізь затоплену насадку із прикріпленим біоценозом [14]. Досліди проводились на мобільній установці потужністю $4 \text{ м}^3/\text{добу}$. Біофільтрування можливо крізь повністю затоплений шар з використанням об’ємних пластмасових елементів або через плівкову фільтрацію в повітряно-крапельних умовах. Автори досліджували біоценоз плівкового активного мулу. Сповіщається, що в мулі найбільш густо зустрічались з простіший — безбарвні жгутикові, *Zooglea Ramigera*, *Pamphagus hyalinus*, з вільчастих інфузорій — *Lionotus lamella?* *Paramecium caudatum*, *Aspidisca costata*, *Vorticella microstoma*, *Vorticella convarsa*, *Vorticella*

campanula, Opercularia coarctata, з кололвраток — Philodina, з черв'яків — Nematoda, Diatoma, Synedra, Asterionella.

Полімерний завантажувальний матеріал ОПЕТ виготовлений по формі кілець Рашига, що доповнюються внутрішніми перегородками. Такий матеріал може служити більш 50 років. Після місячної експлуатації установки досягнуті такі результати з якості очищених стоків: завислі речовини до $2,1 \text{ мг/дм}^3$, БСК₅ — $2,7 \text{ мг/дм}^3$, ХСК — $55,6 \text{ мг/дм}^3$, фосфати — 5 мг/дм^3 , азот амонійний — $0,5 \text{ мг/дм}^3$ [14].

Експериментально показана можливість біологічного очищення стічних вод від нітратів у присутності водню, якщо початковий вміст їх в стоках складає $50\text{—}300 \text{ мг/дм}^3$ [15]. Коефіцієнт приросту біомаси склав $0,2\text{—}0,5 \text{ г}/(\text{дм}^3 \cdot \text{добу})$. Модельна вода була насичена двооксидом вуглецю і збагачувалась фосфором до відношення N:P = 75:1. Адаптацію водневих бактерій проводили в біореакторі з нерухомою керамзитовою насадкою на протязі 30 діб з виходом установки на стабільний режим впродовж 15 діб. Час перебування води в біо реакторі складав від 5 до 8 годин при температурі $17\text{—}23 \text{ }^\circ\text{C}$, рН $7,5\text{—}8,5$, окислювально-відновний потенціал середовища $150\text{—}180 \text{ мВ}$, співвідношення водню, двооксиду вуглецю і нітратів $4,20:1,76:1,00$. Концентрація водню в газовій фазі 60 %. Остаточний вміст нітратів в очищеній воді був на рівні $7\text{—}9 \text{ мг/дм}^3$.

Важливою проблемою, яка ще не вирішена, є підвищення рівня каналізування невеликих населених пунктів [16]. Про це свідчить те, що лише 56,8 % селищ міського типу мають централізоване водовідведення і лише 2,9 % сіл. До цього треба додати і той факт, що значна частина міського населення має садово-городні ділянки, на яких відсутні очисні споруди. На міських очисних спорудах спостерігається тенденція до зниження якості очистки стічних вод. Основними причинами зниження

якості очистки стічних вод є старіння водоочисного обладнання на станціях в умовах несвоєчасного проведення ремонтних та відновлювальних робіт. На рис. 1.5 показані залежність ефективності очищення стічних вод від строку експлуатації очисних споруд без капітального ремонту [16].

Більшість очисних споруд застосовують біологічний метод очистки в аеротенках, але конструктивно-технологічне оформлення цих споруд відрізняється різноманітністю та недосконалістю. Середній рівень завантаження очисних станцій складає 54—68 %, підвищився коефіцієнт нерівномірності подачі стічної води і має місто коливання її якості на протязі доби і в багатьох станціях існує загроза залпових викидів забруднювачів з боку промислових підприємств. Активний мул має найбільшу окислювальну швидкість при сталому режимі роботи аеротенків.

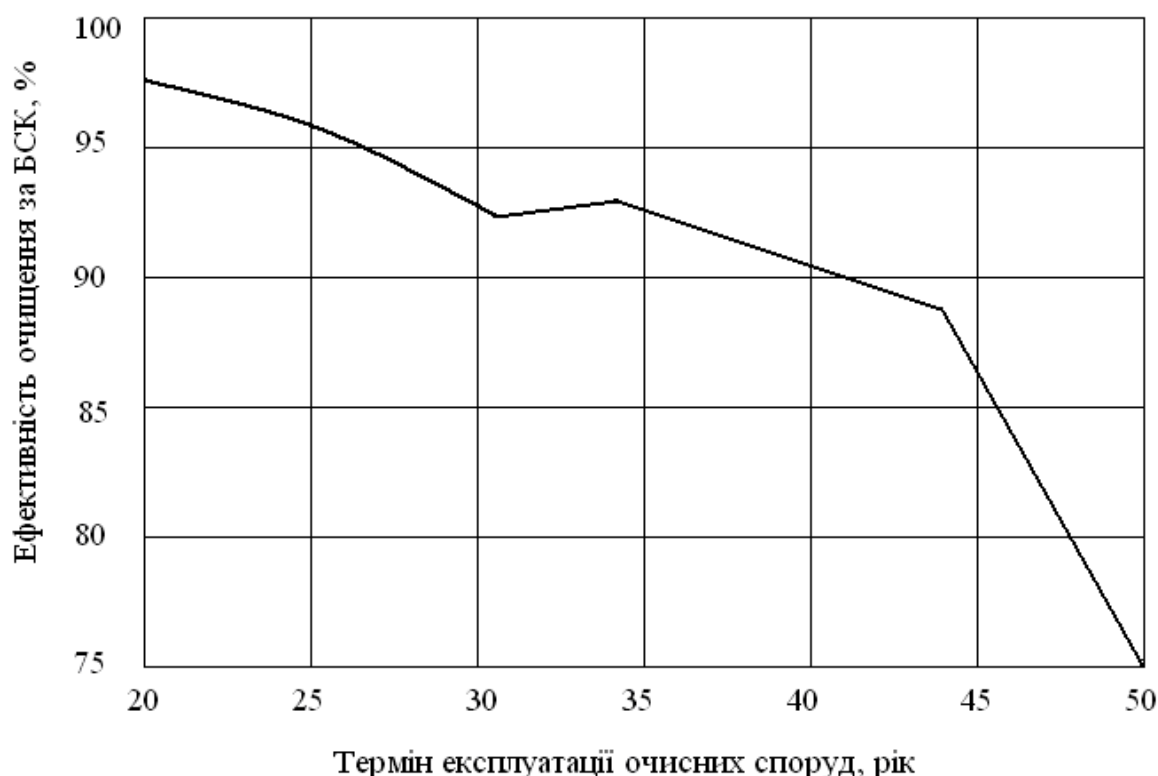


Рис. 1.5. Залежність ефективності очищення стічних вод за БСК від строку експлуатації очисних споруд (узагальнені дані 64 об'єктів Донецької області)

Погіршення якості вихідних побутових стічних вод пов'язується з застосуванням миючих засобів, серед яких зустрічаються бактерицидні.

Система подачі повітря на аерацію в аеротенках недосконала. Наслідком цього є прискорення зносу повітродувок, непродуктивні витрати електроенергії, зниження ступеню очищення стоків. Чим менш розміри повітряних бульбашок, тим більш можливість наситити воду киснем, однак, треба знати, що бульбашки руйнують пластівці, зменшують їх розмір і тому мул важко осідає у вторинних відстійниках.

Таким чином, підсумовуючи вище викладене, можна визначити наступні основні причини зниження ефективності біологічного очищення [16]:

1. Старіння (або знос) аераційного і насосного обладнання, а також технологічного обладнання на стадіях, що передують біологічному очищенню.

2. Неоптимальний режим роботи (значне недовантаження) насосного і аераційного обладнання, яке запроєктоване по застарілих методиках і без урахування реальних витрат стічної води.

3. Зростання нерівномірності подачі стічних вод в аеротенки як по годинах, так і протягом однієї години, а також коливання їх складу.

4. Зміна в останні роки складу побутових стічних вод, поява у них токсичних сполук і, зокрема, ПАР, бактерицидних речовин тощо, які навіть у невеликих концентраціях здатні негативно впливати на процес біологічного очищення.

Аналіз вказаних причин дозволяє сформулювати основні напрями удосконалення технології і підвищення ефективності очищення стічних вод, а саме:

- реконструкція та заміна застарілого і аварійного обладнання, а у разі необхідності — модернізація технології очищення та утилізації осадів;

– визначення дійсних (реальних) навантажень на станцію (по продуктивності і концентраціям забруднювачів), в тому числі, їх зміни по годинах та підбір на цій основі відповідного сучасного насосного обладнання;

– розробка і впровадження удосконалених методик підбору технологічного обладнання для станцій очищення стічних вод, зокрема, насосного і аераційного. Слід відзначити, що це питання широко розробляється у ряді країн світу, і на сьогодні вже створено кілька нових методик [17,18];

– впровадження нових методів і технологічних схем очищення або удосконалення вже існуючих з метою створення технології, яка б суттєво не залежала від коливання витрат і складу стічних вод [19];

– вивчення складу і властивостей ПАР (токсичних для мікроорганізмів активного мулу) та інших подібних речовин у стічних водах побутового та змішаного стоків, а також дослідження їх впливу на роботу споруд біологічного очищення. Розробка методів видалення зазначених речовин та підвищення стійкості активного мулу до них. Перспективними у цьому напрямку представляються технології, які включають фізико-хімічні методи очищення (наприклад, обробка коагулянтами), а також комплексні методи фізико-хімічного і біологічного очищення [19];

– вивчення можливості підвищення ефективності біологічного очищення шляхом удосконалення технології аерації та обладнання для її реалізації в промислових умовах;

– використання новітніх біоконвеєрних технологій очищення промислових і побутових стічних вод, а також зливових і природних вод, які передбачають іммобілізацію гідро біоценозів в очисних спорудах на носіях, формуваннях просторової сукцесії та трофічного ланцюга гідробіонтів, що очищають воду [19,20];

Для вилучення іонів важких металів з осадів стічних вод застосовано деякі високомолекулярні хелато створюючі речовини-

ни з молекулярною масою від 300 до 10^5 з нерегулярною структурою [21]. Вони можуть забезпечити видалення з осадів стічних вод до 50—60 % Al, Fe, Pb, Cu, Mn, Cr, Sr, Cd, Co, Ca, Mg.

Для підтримки стабільної нітрифікації не дозволяється коливання концентрації $N-NH_4^+$ в вихідних стічних водах більш як $\pm 5\%$ [22].

Очисні споруди м. Новочебоксарська займають 134 га землі і очищають 304 тис. m^3 /добу стічних вод [23]. Впровадження дрібно-пузирькових аераторів АКВА-ПРО дозволило підвищити ефективність біологічної очистки і знизити споживання електроенергії на 30 %.

На рисунку 1.6 дана принципова технологічна схема очисних споруд м. Новочебоксарська (проект), яка спрямована на підвищення ступеня очистки стічних вод від азоту і фосфатів.

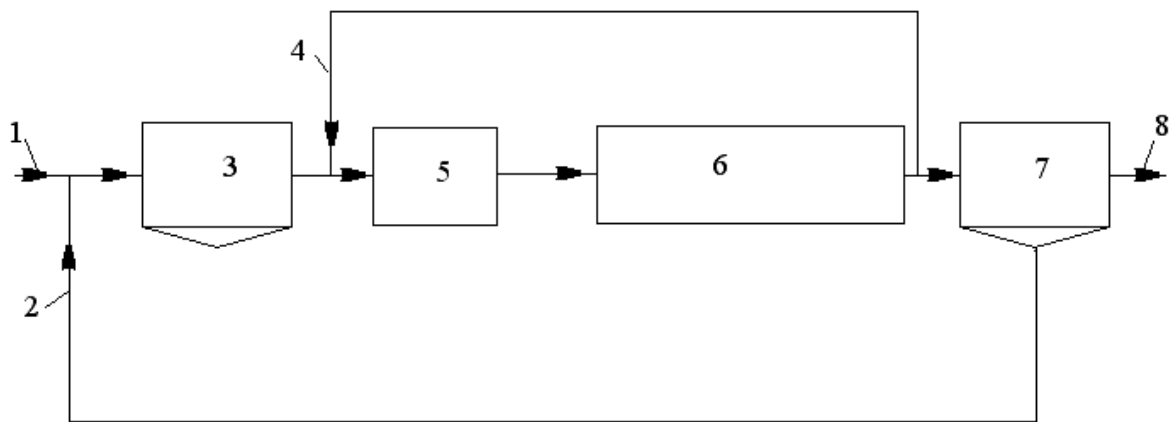


Рис. 1.6. Принципова технологічна схема очисних споруд м. Новочебоксарська [23]: 1 — вихідні стічні води першого і другого потоків; 2 — рециркулюючий активний мул; 3 — первинний відстійник; 4 — мулова суміш, що рециркулює; 5 — безкиснева зона аеротенку; 6 — аеробна зона аеротенку; 7 — вторинний відстійник; 8 — очищені стічні води

Згідно виконаних розрахунків, доцільно організувати анаеробну зону в первинних відстійниках, а безкисневу і аеробну зону — в діючих аеротенках. Заплановано в первинних від-

стійниках встановити механічні занурені мішалки. Крім того, додатково передбачено впровадження ультрафіолетового знезараження стоків, що дозволить скоротити скид хлору в р. Волга більш як на 0,6 т/добу. На решітках доцільно встановити другу ступінь очистки на решітках з меншими прозорами [23].

Якість очищених стічних вод представлена в табл. 1.2.

Таблиця 1.2. Якість очищених стічних вод м. Новочебоксарська до і після реконструкції (проектні дані) [23]

Параметри	До реконструкції		Після реконструкції
	1 потік	2 потік	
БСК ₅ , мг/дм ³	24,76	11,68	До 5,0
NH ₄ -N, мг/дм ³	1,77	2,87	0,26
NO ₂ -N + NO ₃ -N, мг/дм ³	6,73	4,74	4,92
Фосфор фосфатів, мг/дм ³	2,62	1,19	0,8

З табл. 1.2 видно про те, що автори реконструкції сподіваються на значне зменшення вмісту азоту і фосфору в очищених стічних водах. Однак, для очисних споруд лівого берега м. Дніпродзержинська така схема не враховує неоднорідність вихідних стічних вод за якістю і кількістю.

Характерним для всіх технологічних схем, які пропонуються для реконструкції біологічних очисних споруд, це чергування анаеробних і аеробних зон в аеротенках [24]. При цьому перевага віддається чотирьохступеневим схемам аеротенків. За розрахунками, найбільш привабливою є схема з чотири стадійним процесом зі ступінчастою аерацією, яка зображена на рис. 1.7.

Згідно цієї схеми циркулюючий мул проходить в аеротенку спочатку зону перемішування, потім зону аерації, далі знову зону перемішування і наприкінці зону аерації. Тому під час розробки заходів для реконструкції очисних споруд лівого берега м. Дніпродзержинська нами враховано цей факт. Вона

дозволяє при дозі активного мулу 3275—3818 мг/дм³ зменшити вміст азоту і фосфору до таких значень, мг/дм³: NH₄-N — 0,3; NO₃-N — 4,46; PO₄-P — 0,001—0,5.

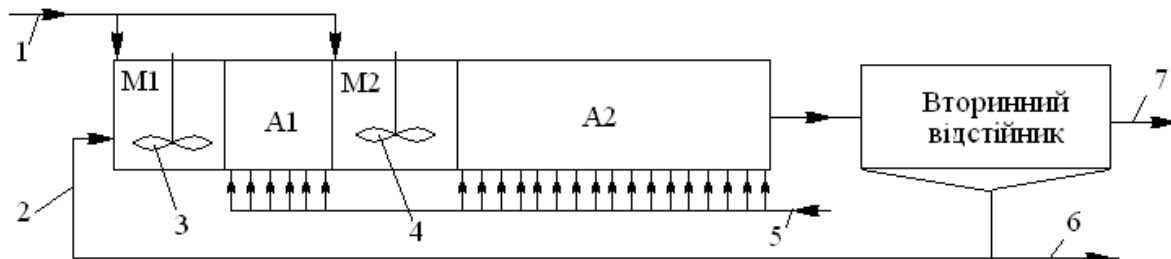


Рис. 1.7. Принципова технологічна схема біологічних очисних споруд, яка забезпечить найбільш високу ступінь очистки стічних вод від азоту і фосфору [24]: 1 — вихідні стічні води; 2 — циркулюючий активний мул; 3, 4 — мішалки; 5 — повітря; 6 — надлишковий активний мул; 7 — очищені стічні води; M1, M2 — зони перемішування; A1, A2 — зони аерації

Однак в цієї схемі, як і в інших схемах, що описані в роботі [24], передбачено хімічне доочищення стічних вод від фосфору. Це можна пояснити тим, що європейські вимоги до якості очищених стічних вод, мг/дм³, доволі жорсткі (NH₄-N < 0,4; NO₃-N < 9,1; PO₄-P < 0,2).

Відмічається, що на очисних спорудах малої пропускної здатності коефіцієнти нерівномірності притоку стічних вод сягають 1,8 — 2,9 [25]. Це вкрай негативно впливає на очистку з-за великого виносу активного мулу з вторинних відстійників в моменти пікового надходження стічних вод. Наслідком цього явища є малі дози активного мулу і низька окислювальна здатність його. В холодний час року при мінімальному притоку стічних вод в ночі температура стічних вод на очисних спорудах знижується нижче 10 °C і біологічні процеси практично повністю припиняються.

В деяких містах очисні споруди сильно перевантажені [26]. Технологічна схема включає піскоуловлювачі, первинні відстійники, аеротенки і вторинні відстійники. Осад після решіток вивозиться на звалище, а пісок віддаляється на піскові майданчики. Надлишковий активний мул подається в первинні відстійники. Суміш сирого осаду і активного мулу з первинних відстійників піддається дегельмінтації водяною парою при температурі 70 °С. Показники якості вихідних і очищених стічних вод надані в табл. 1.3.

Таблиця 1.3. Показники якості вихідних і очищених стічних вод на очисних спорудах в Ставрополі [26]

Показники	Вхід	Вихід	Норма на скид	
			ВВС	ПДС
БСК _{повн} , мг/дм ³	—	—	15	3
БСК ₅ , мг/дм ³	92,14	11,34	—	—
Завислі речовини, мг/дм ³	135,8	11,5	18	18
Азот амонійний, мг/дм ³	14,45	2,42	2,18	0,39
Азот нітритний, мг/дм ³	0,17	0,14	0,35	0,006
Азот нітратний, мг/дм ³	0,32	9,02	9,03	9,03
Фосфор фосфатів, мг/дм ³	1,56	1,69	1	0,2

В первинних відстійниках спостерігається зниження мінеральних форм азоту, ХПК і БПК₅. Намічено модернізацію очисних споруд, за якою буде в первинних відстійниках аеробна зона, а в аеротенках аноксидна та аеробна зони, включення в роботу метантенків, обробка активного мулу хлорним залізом і ущільнення.

Циркуляцію всього активного мулу передбачено через первинні відстійники, аеротенки і вторинні відстійники. Всі дренажні води з метантенків, мулоущільнювачів, піскових і мулових майданчиків передбачено прямувати в первинні від-

стійники. Обов'язковим є вузол обробки очищених стоків хлорним залізом з метою зниження в них фосфору.

Згідно проекту якість очищених стічних вод буде такою, як показано в табл. 1.4.

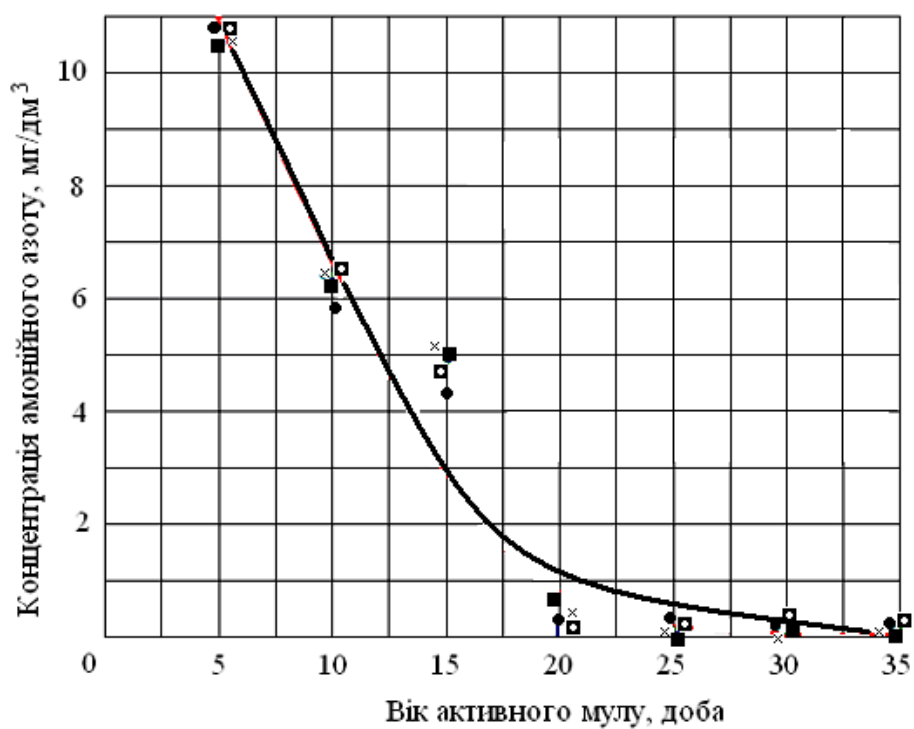
Таблиця 1.4. Проектні показники якості очищених стічних вод на очисних спорудах в Ставрополі [26]

Показники	Вхід	Вихід	ПДС
Азот амонійний, мг/дм ³	2,35	0,1	0,39
Азот нітритний і нітратний, мг/дм ³	9,3	8,3	9,04
Фосфор фосфатів, мг/дм ³	1,73	0,2	0,2

1.2. Аналіз впливу віку активного мулу на ступень очищення стічної води

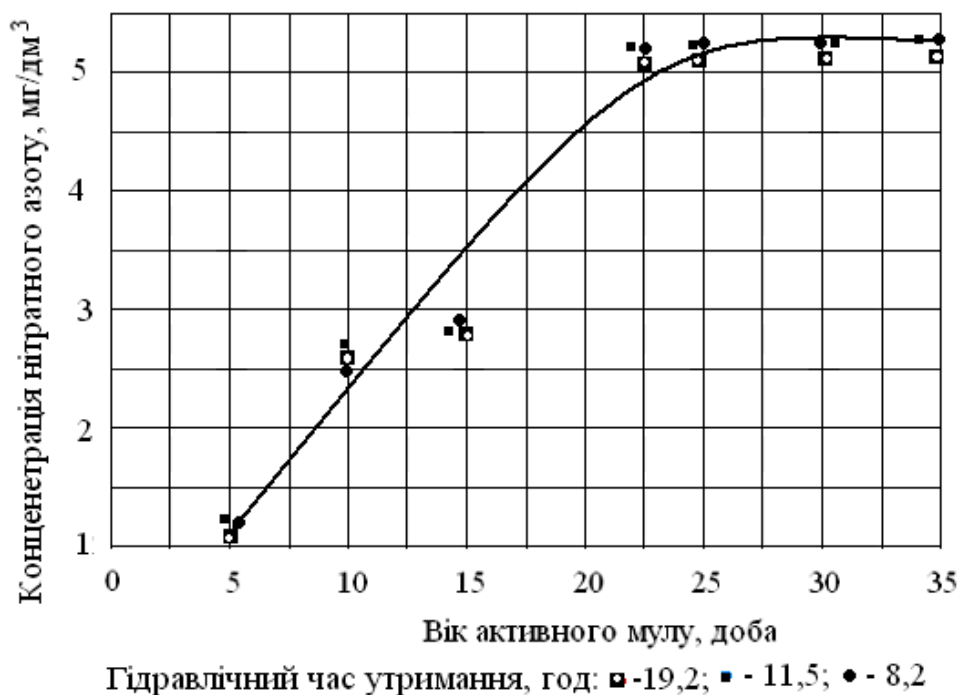
На рис. 1.8—1.13 нами побудовано графіки, які показують залежність концентрації амонійного азоту, нітратного азоту, розчиненого $\text{PO}_4\text{-P}$, приросту активного мулу, дози мулу та питомої витрати повітря від віку активного мулу при різних значеннях гідравлічного часу утримання на підставі табличних розрахункових даних роботи [27].

З цих рисунків можна побачити, що на концентрації амонійного азоту, нітратного азоту, розчиненого $\text{PO}_4\text{-P}$, приріст активного мулу, доза мулу та питомі витрати повітря практично не впливає гідравлічний час утримання активного мулу в межах 8,2—19,2 год. З рис. 1.8 видно, що концентрація амонійного азоту швидко знижується з зростанням віку активного мулу в межах від 5 до 20 діб, а далі при зростанні віку активного мулу до 35 діб це зниження не таке інтенсивне, але може забезпечити вимоги встановлених нормативів на остаточний вміст амонійного азоту в очищеній стічній воді на рівні 0,2—0,5 мг/дм³.



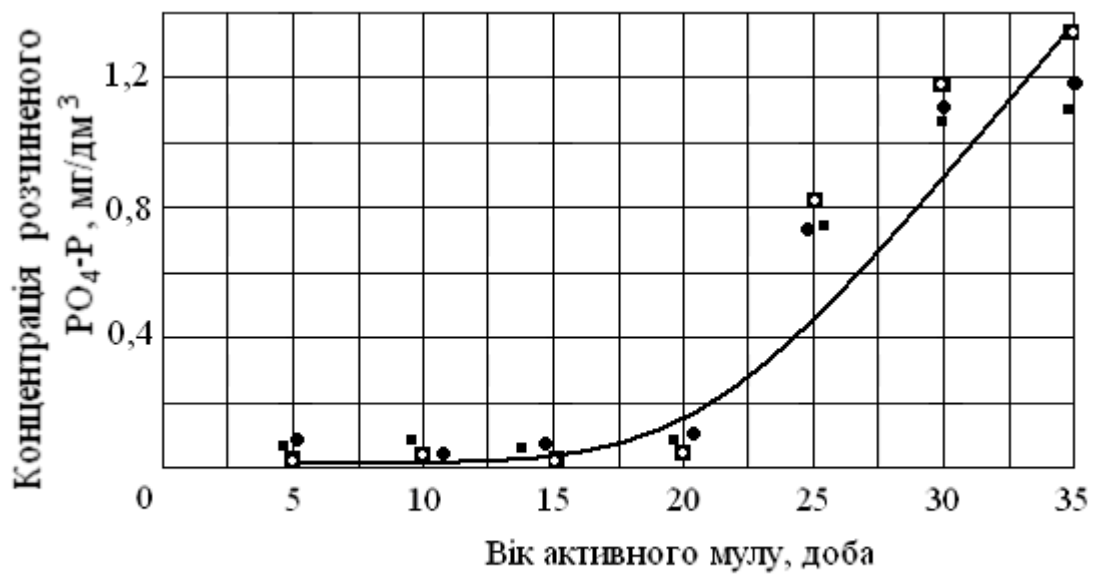
Гідравлічний час утримання, год: ● - 19,2; × - 11,5; ■ - 9,6; □ - 8,2

Рис. 1.8. Залежність концентрації амонійного азоту від віку активного мулу



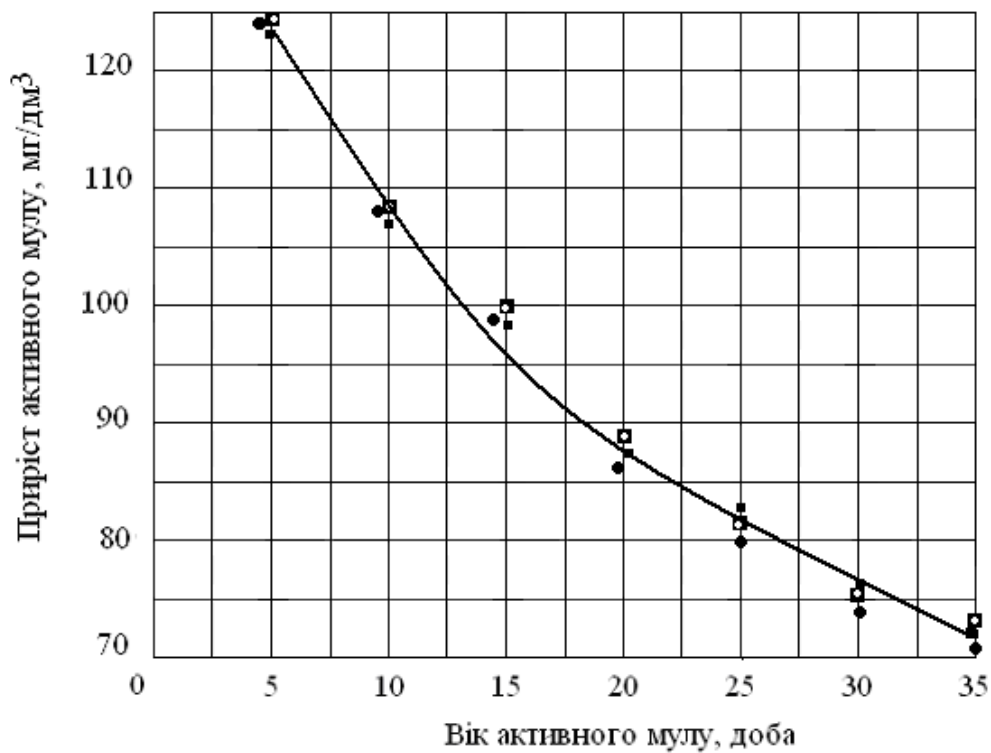
Гідравлічний час утримання, год: □ - 19,2; ■ - 11,5; ● - 8,2

Рис. 1.9. Залежність концентрації нітратного азоту від віку активного мулу



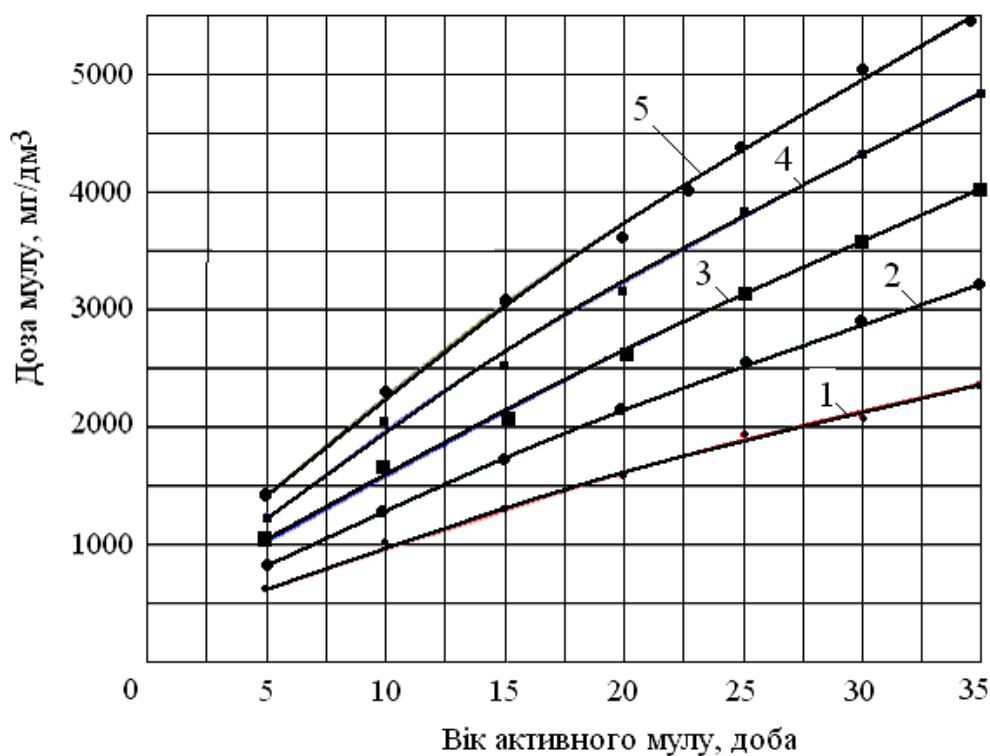
Гідравлічний час утримання, год: □ - 19,2; ■ - 11,5; ● - 8,2

Рис. 1.10. Залежність концентрації розчиненого PO_4-P від віку активного мулу



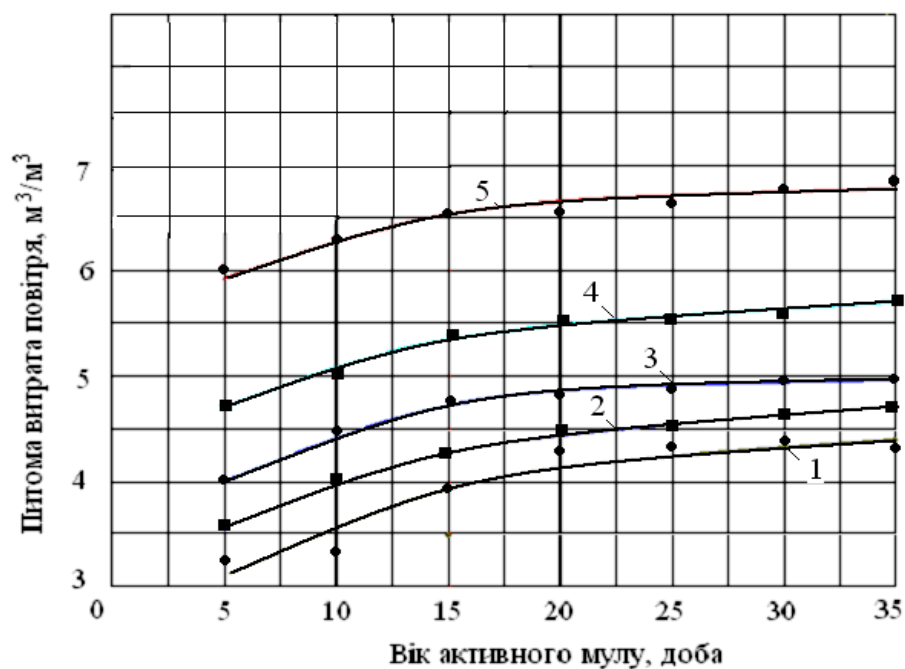
Гідравлічний час утримання, год: □ - 19,2; ■ - 11,5; ● - 8,2

Рис. 1.11. Залежність приросту активного мулу від його віку



Гідравлічний час утримання, год: 1 - 8,2; 2 - 9,6; 3 - 11,5; 4 - 14,4; 5 - 18,2

Рис. 1.12. Залежність дози активного мулу від його віку



Гідравлічний час утримання, год: 1 - 19,2; 2 - 14,4; 3 - 11,5; 4 - 9,6; 5 - 8,2

Рис. 1.13. Залежність питомої витрати повітря, як відношення витрати повітря до кількості надходження стічних вод в аеротенк, від віку активного мулу. Гідравлічний час утримання, год: 1 — 19,2; 2 — 14,4; 3 — 11,5; 4 — 9,6; 5 — 8,2

З цих рисунків можна побачити, що на концентрації амонійного азоту, нітратного азоту, розчиненого $\text{PO}_4\text{-P}$, приріст активного мулу, доза мулу та питомі витрати повітря практично не впливає гідравлічний час утримання активного мулу в межах 8,2—19,2 год. З рис. 1.8 видно, що концентрація амонійного азоту швидко знижується з зростанням віку активного мулу в межах від 5 до 20 діб, а далі при зростанні віку активного мулу до 35 діб це зниження не таке інтенсивне, але може забезпечити вимоги встановлених нормативів на остаточний вміст амонійного азоту в очищеній стічній воді на рівні 0,2—0,5 мг/дм³.

Видно, що остаточний вміст амонійного азоту 1 мг/дм³ може бути досягнутий, як що вік активного мулу буде приблизно дорівнювати 18 діб. Концентрації нітратного азоту і концентрація розчинених форм фосфатів на всьому діапазоні підвищення віку активного мулу зростають. Щоб мати невелику остаточну концентрацію розчинених форм фосфатів в очищеній стічній воді, вік активного мулу повинен бути не більш як 10—20 діб. Приріст активного мулу високий при малому віку активного мулу, а при підвищенні віку активного мулу приріст активного мулу зменшується. Видно, що при віці активного мулу більше як 35 діб приріст активного мулу може бути взагалі відсутнім. Питома витрата повітря закономірно зростає з ростом віку активного мулу.

Сповідчається [27] про аналіз різних технологічних схем аеротенків, що спрямовані на підвищення ступеня очистки стічних вод від азоту і фосфору.

Вивчено швидкість денітрифікації в ряді штамів роду *Halomonas*, які є помірно галофітами і алкалофілами [28]. Домінуючим газоподібним продуктом відновлення 2—5 % нітриру натрію в складі багатой харчової середовища був вільний азот, який містить незначні домішки N_2O . Встановлено, що нітрат

амонію гальмує ріст культури *Halomonas* sp. J1 при його вмісту в харчовому середовищі більш як 0,1 %.

Наведені дані про дослідження впливу часу відстоювання мулової суміші у вторинних відстійниках у межах до 6 годин на якість стічних вод і осаду, а саме: ХСК, БСК₅, вміст загального фосфору та P-PO₄, лужність стічних вод, вологість осаду, сухий залишок [29]. Автори роблять висновок про те, що вторинне відстоювання в процесах біологічного очищення стічних вод є ефективним методом вилучення фосфору зі стічних вод. Однак, їхні експериментальні дані носять супротивний характер. Наприклад, в різних опитах, що проводили автори цієї розробки, вміст загального фосфору в стічних водах змінювався від 0,98—1,93 до 0,49—1,76 мгР/дм³ при відстоюванні на протязі 1 години та до 0,98—1,83 мгР/дм³, якщо відстоювання тривало 6 годин.

Виконаний огляд технічної літератури свідчить про те, що проблема підвищення ступені очистки стічних вод на діючих очисних спорудах ще не вирішена до кінця. В багатьох країнах світу ставиться задача зменшити вміст амонійного азоту і фосфатів і очищених стічних водах до 1—2 мг/дм³ і менш. Запропоновані різні підходи до вирішення цієї задачі. Але можна стверджувати, що головним прийомом досягнення мети є створення в аеротенках чергування анаеробних і аеробних зон. Причому анаеробні зони пропонується створювати шляхом застосування в них механічних мішалок або зниженням подачі повітря на аерацію. Існує проблема визначення оптимальних розмірів і кількості анаеробно-аеробних зон в аеротенках тому, що немає надійних методів розрахунків таких апаратів. Важливу роль в цьому питанні відводять створенню оптимальних умов біологічного окислення стічних вод, особливо рекомендується підбирати вік активного мулу.

В деяких публікаціях стверджується про неможливість доведення вмісту азоту амонійного і фосфатів до 1 мг/дм^3 без застосування реагентних методів доочищення стічних вод на стадії розділення мулової суміші у вторинних відстійниках.

1.3. Кількість стічних вод, які надходять до очисних споруд каналізації на протязі доби

Було проведено вимірювання швидкості подачі стічних вод на лівобережні очисні споруди каналізації Лівого берега на двох колекторах: колектор № 1 слугує для перекачування промислових стоків від Орільської птахофабрики і інших промислових підприємств, що розташовані на лівому березі; колектор № 2 слугує для подачі побутових стічних вод з житлового масиву лівого берега. Заміри виконувались спеціалістами Дніпродзержинського водоканалу за допомогою ультразвукового витратоміру УВР-011; 11 — 12.10.2004, 14 — 15.10.2004 и 15.04.2005 р. На протязі доби через кожну годину. На підставі цих даних побудовані графіки, які представлено на рис. 1.14 і 1.15.

Кількість потрапляння стоків з обох колекторів складає

$$307,9 + 422 = 729,9 = 730 \text{ м}^3/\text{год.}$$

Як видно з рис. 1.14 і 1.15, подача стічних вод на очисні споруди на протязі однієї доби вкрай нерівномірна, як у колекторі № 1, так і № 2. Спостерігається низька швидкість в нічний час, приблизно від 23 до 5 годин. Пікова подача приходить на 8 і 20 годину доби. Відхилення від середнього значення в подачі стічних вод складає:

у бік збільшення	$930 - 730 = 200 \text{ м}^3/\text{год.}$
у бік зменшення	$730 - 470 = 260 \text{ м}^3/\text{год.}$

За нічний період, коли кількість стоків значно зменшується, кількість стоків що надходить, складає 4700 м^3 , кількість стоків, яку необхідно перепустить в аеротенки, складає 6205 м^3 . Різниця в 1505 м^3 повинна бути компенсована за рахунок зниження рівня рідини у первинних відстійниках на $1,1 \text{ м}$.

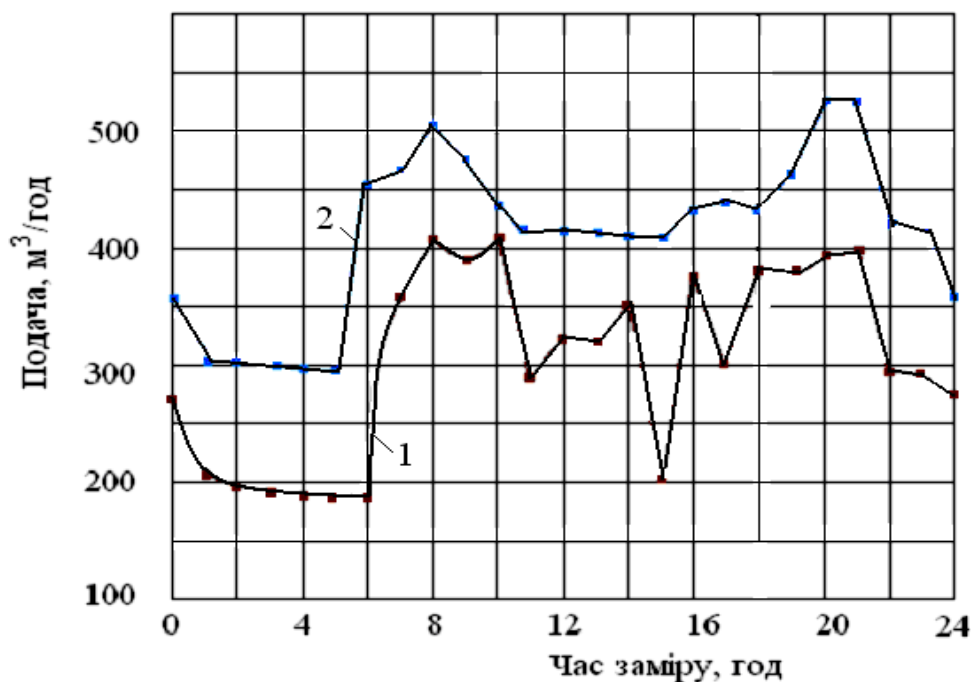


Рис. 1.14. Динаміка подачі стічних вод на очисні споруди лівого берега за колекторами 1 і 2

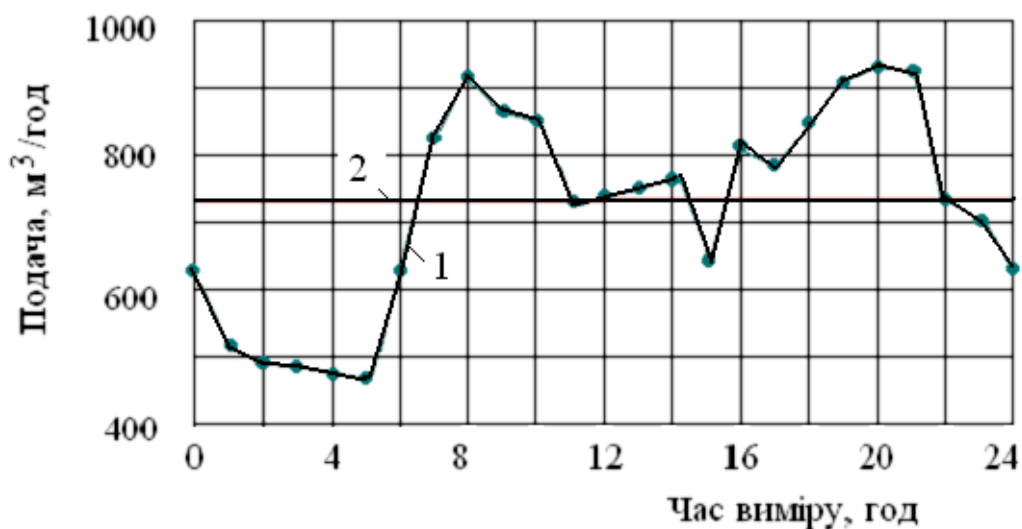


Рис. 1.15. Динаміка подачі стічних вод на очисні споруди лівого берега на протязі однієї доби : 1 — фактичні дані; 2 — усереднені дані

1.4. Стабілізація подачі стічних вод з первинних відстійників в аеротенки

Фактичний об'єм одного первинного відстійника складає

$$V = F \cdot H = \frac{\pi D^2}{4} H = \frac{3,14 \cdot 29,8^2}{4} \cdot 3,4 = 697,1 \cdot 3,4 = 2370 \text{ м}^3,$$

де F — площа водної поверхні відстійника, м^2 ; D — діаметр відстійника, м; H — висота відстійної зони, м.

Об'єм двох первинних відстійників складає

$$V_d = 2370 \cdot 2 = 4740 \text{ м}^3.$$

Необхідне зниження рівня стічних вод в нічний час у вторинних відстійниках складе

$$\Delta H = \frac{V_d}{2F} = \frac{1505}{2 \cdot 697,1} = 1,07 \text{ м.}$$

Таким чином, для забезпечення необхідної швидкості подачі стічних вод в аеротенки в нічний час, необхідно в денний час накопичити в первинних відстійниках надлишковий об'єм 1505 м^3 стоків. Однак, для того, щоб в денні часи проводити накопичення, необхідно або демонтувати вихідні лотки в первинних відстійниках, або забезпечити зниження рівня води за рахунок встановлення в первинних відстійниках сифонів спеціальної конструкції. Одночасно необхідно вирішити питання про забезпечення стабільності потоку стічних вод, які спрямуються в аеротенки.

Власно стабілізацію потоку стічних вод, що спрямуються в аеротенки, можливо здійснювати шляхом ручного регулювання ступені відкриття шандори, яка встановлена в проміжній камері, розташованій на водному потоку між первинними від-

стійниками і аеротенками. Також бажано встановити датчик швидкості руху стічних вод, який би допомагав апаратнику виконувати ручне регулювання швидкості руху стічних вод.

Інший спосіб вирішення цієї задачі складається в тому, щоб штурвал шандори поєднати з реверсивним двигуном, до якого приладити управляючий сигнал з датчика швидкості руху води в трубопроводі, по якому стоки потрапляють в аеротенк. На рис. 1.16 показано принципову схему автоматичного регулювання швидкості руху стічних вод, яка забезпечить постійну подачу стічних вод в аеротенк і тим самим буде підвищена стабільність роботи аеротенків.

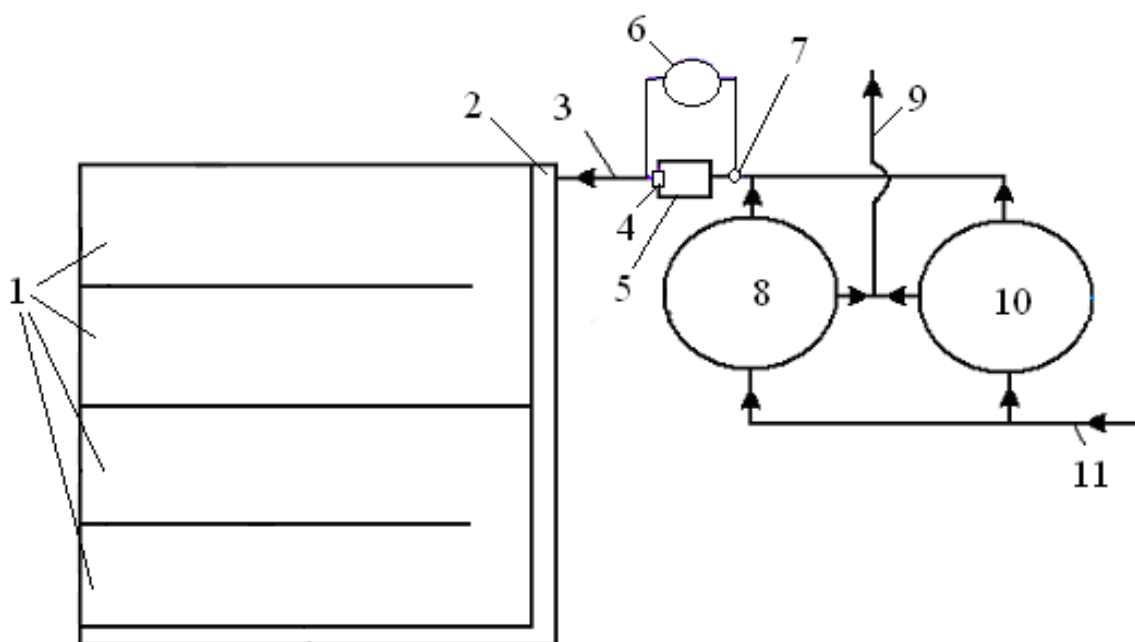


Рис. 1.16. Принципова схема регулювання швидкості подачі стічних вод в аеротенки: 1— аеротенки з регенераторами; 2 — вхідний лоток аеротенків; 3 — підземний трубопровід, по якому стічні води потрапляють у вхідний лоток аеротенків; 4 — шандора; 5 — розподільча камера; 6 — перетворювач сигналу від датчика до виконуючого механізму; 7 — датчик сигналу швидкості руху стічних вод; 8, 10 — первинні відстійники; 9 — сирий осад на мулові карті; 11 — стічні вод з пісковловлювачив

Рекомендовано в якості датчика швидкості руху стічних вод використати ультразвуковий витратомір з електроакустичним перетворювачем сигналів, який встановлюється на трубопроводі великих діаметрів [30]. Як пишуть автори цієї розробки Глова Ю.С. і ін., фахівцями АТ “Енергоучет” розроблена технологія для монтажу різних електроакустичних перетворювачів в стінки трубопроводів великого діаметра (методика, набір інструментів і приладів). Роботи можуть бути виконані як без зливу рідини з трубопроводів, так і зі зливом.

За даною технологією виконані роботи з установці електроакустичних перетворювачів у міськводоканалах Сімферополя та Севастополя [30].

1.5. Якість стічних вод, які надходять до очисних споруд каналізації

Для визначення коливань якості стічних вод, що надходять на очисні споруди лівого берега лабораторією КП було виконано відбір і аналіз проб стоків за період з 2.04.05 по 10.04.05. Результати аналізів представлено в табл. 1.5.

Слід зауважити, що допустимий вміст азоту амонійного в стічних водах складає 35 мг/дм^3 , а фосфатів — $10,5 \text{ мг/дм}^3$.

Видно, що якість стічних вод як на протязі доби, так і кожен день не залишається стабільною. Наприклад, коливання вмісту азоту амонійного на протязі доби, на протязі декількох годин може сягати 30 % і більш.

Таблиця 1.5. Дані про якість стічних вод, що потрапляли на очисні споруди лівого берега з 2.04.05 по 10.04.05 року

Дата	Час	Стоки птахофабрики		Побутові стоки		Змішаний стік	
		N	PO ₄	N	PO ₄	N	PO ₄
2.04.05	15.40	28,6	14,4	43,85	18,3	40,03	16,64
4.04.05	4.40	31,45	19,18	23,83	12,41	33,36	16,36
4.04.05	9.40	41,95	18,05	—	—	—	—
5.04.05	8.00	40,22	19,23	—	—	38,9	14,81
6.04.05	16.20	18,7	18,57	—	—	28,25	16,35
7.04.05	8.00	36,56	19,46	50,13	12,56	50,34	12,33
7.04.05	14.00	—	—	92,13	21,15	—	—
8.04.05	5,40	36,22	19,17	38,12	13,53	37,17	16,07
8.04.05.	23.50	—	16,78	—	—	33,36	13,40
9.04.05	11.30	41,0	14,10	—	—	—	—
9.04.05	14.00	—	—	38,12	13,8	—	—
9.04.05	16.30	39,2	14,6	—	—	—	—
10.04.05	14.00	43,46	17,05	53,85	17,77	48,03	18,75
10.04.05	16.30	47,27	19,40	—	—	50,13	18,95

В той же час, для нормальної роботи аеротенків, коливання за вмістом амонійного азоту не повинні перевищувати лише 5 %. Спостерігається значне перевищення допустимих значень за вмістом у стічних водах як азоту амонійного, так і фосфатів. З 11 замірів вмісту азоту амонійного в стічних водах птахофабрики 8 випадків перевищення нормативу, а з 12 замірів по вмісту фосфатів мало місто також 12 випадків перевищення нормативу. В побутових стоках вміст амонійного азоту перевищує норматив в 6 замірах із 7. Змішаний стік за якістю практично у всіх замірах не відповідає нормативам по фосфатам повністю і по амонійному азоту в 8 випадках із 9 замірів.

Таким чином, за даними табл. 2.1 можна вказати, що однією з головних причин нестабільної роботи очисних споруд є

значні коливання в якості вихідних стічних вод за головними показниками якості, тобто вмісту азоту амонійного і фосфатів, а також високі концентрації цих забруднювачів.

Було узагальнено лабораторні дані аналізів якості стічних вод, що потрапляють на очисні споруди лівого берега та очищених стічних вод за період з 01.01.2004 до 1.08.2005 років. Відповідні дані представлено в додатках А і Б. А нижче на рис. 1.17 — 1.32 показана динаміка зміни якості вихідних стічних вод за окремими показниками.

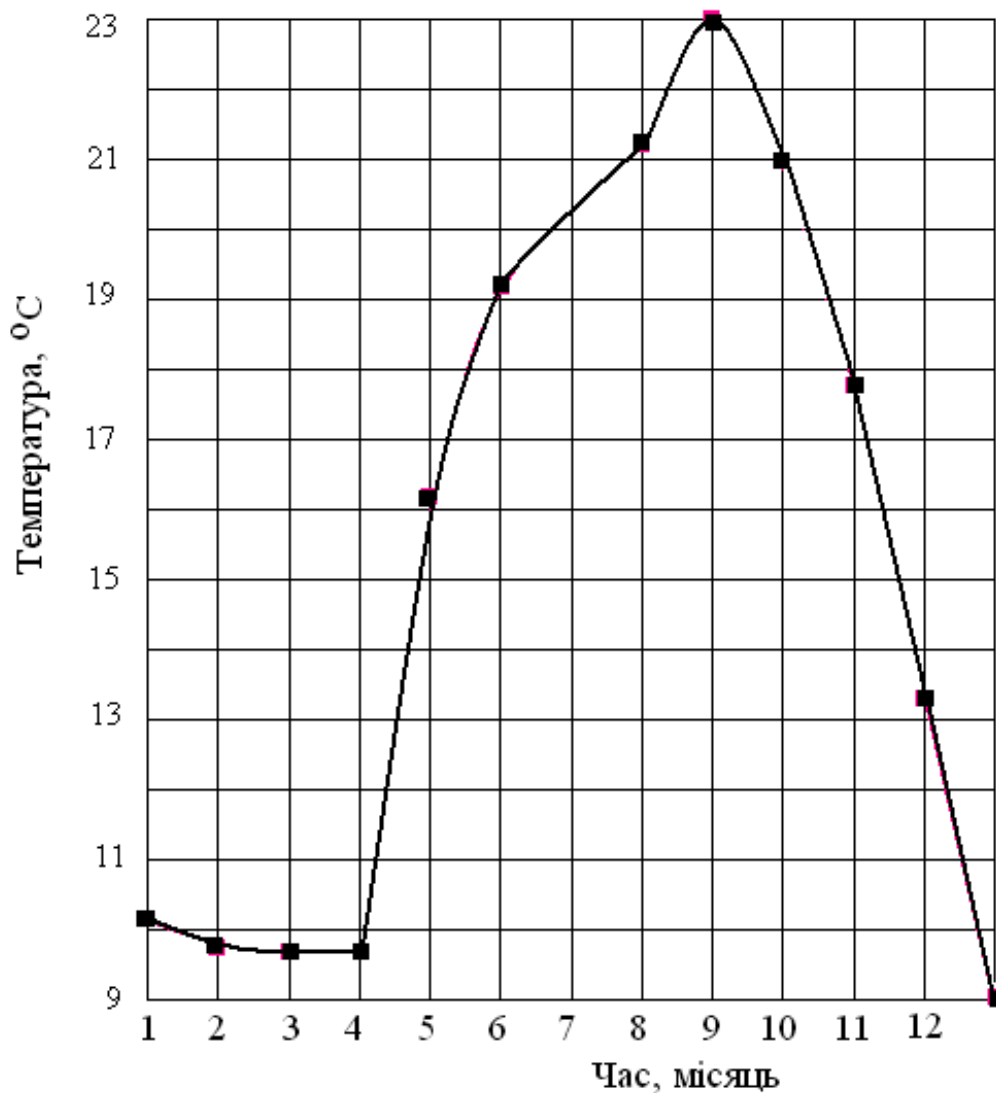


Рис. 1.17. Температура стічних вод на вході в очисні споруди в 2004 році

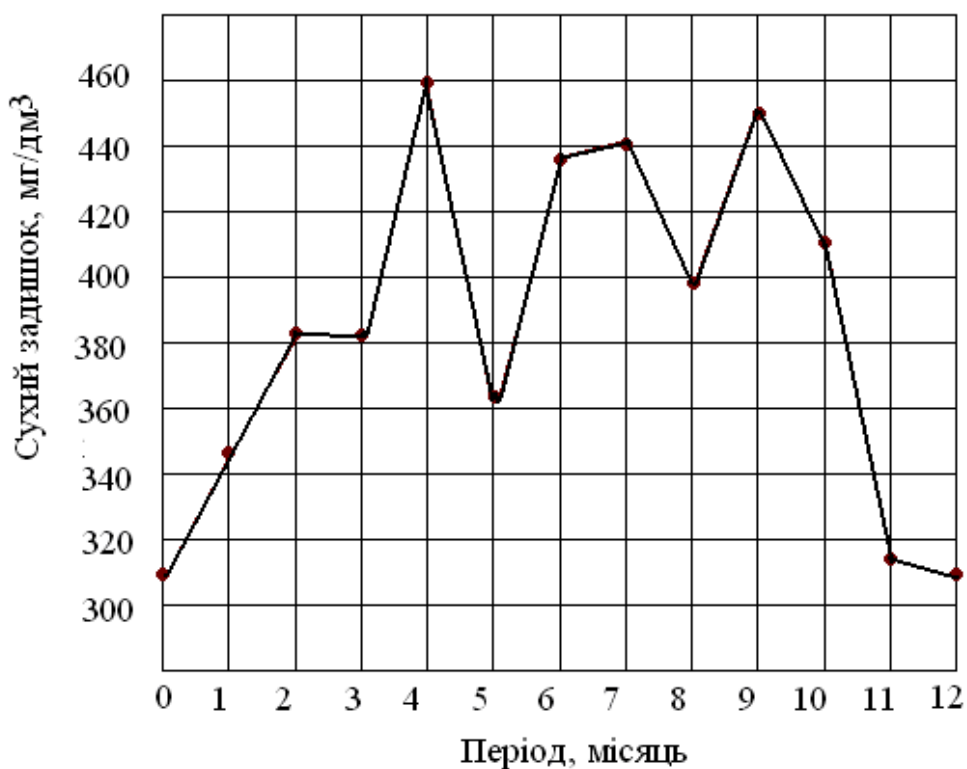


Рис. 1.18. Сухий залишок в стічних водах на вході в очисні споруди в 2004 році

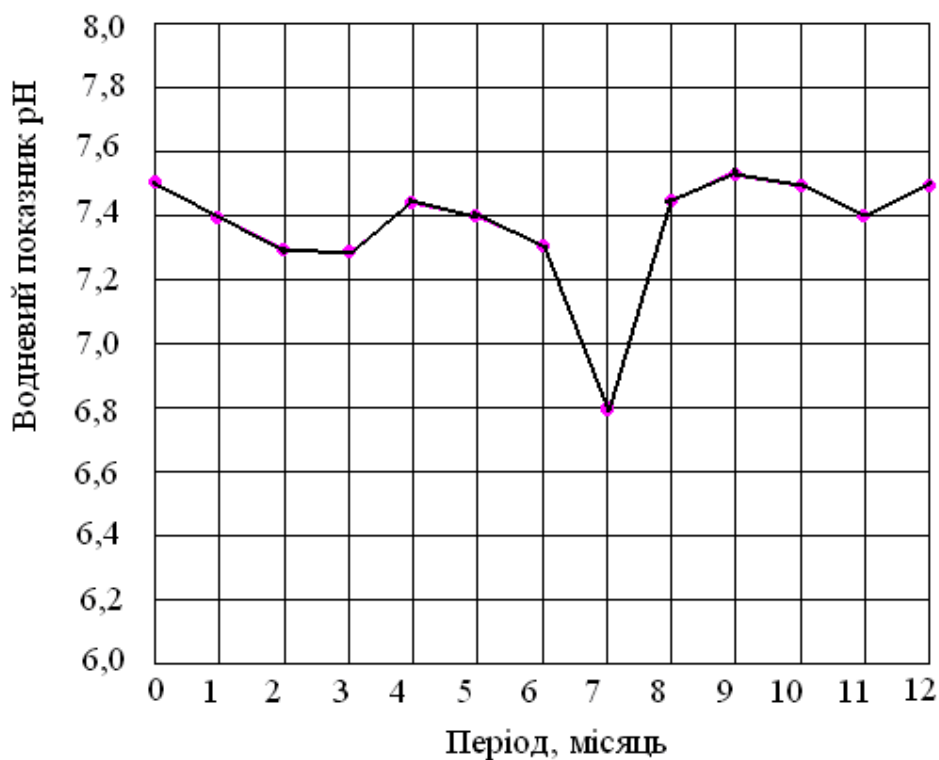


Рис. 1.19. Водневий показник стічних вод рН на вході в очисні споруди в 2004 році

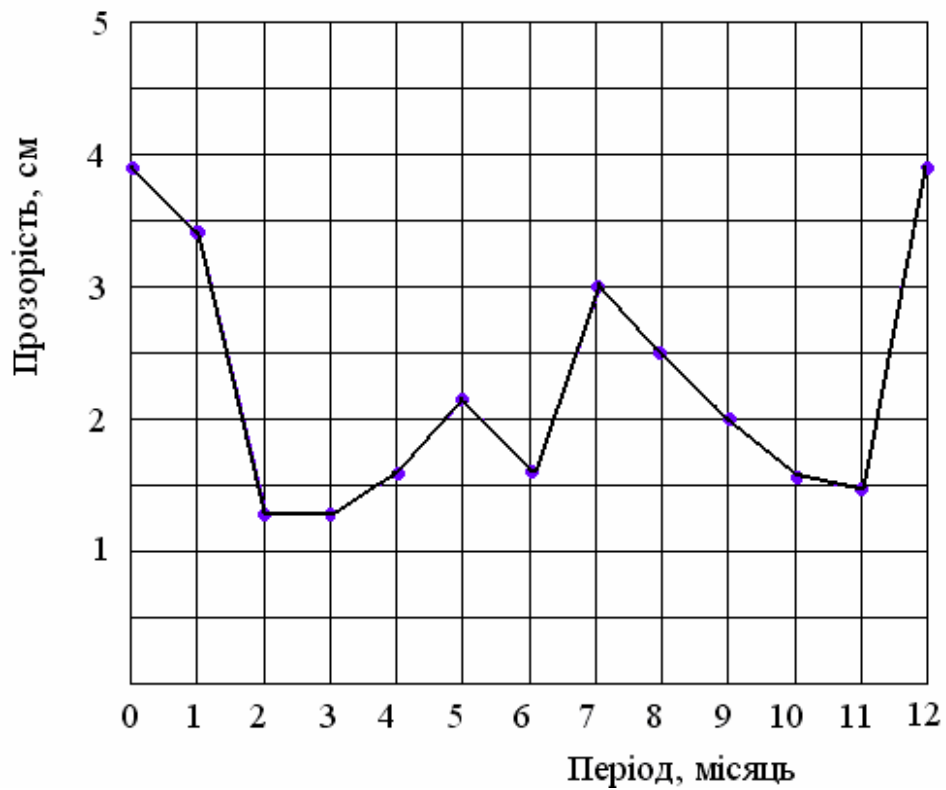


Рис. 1.20. Прозорість стічних вод, які надходять на очисні споруди

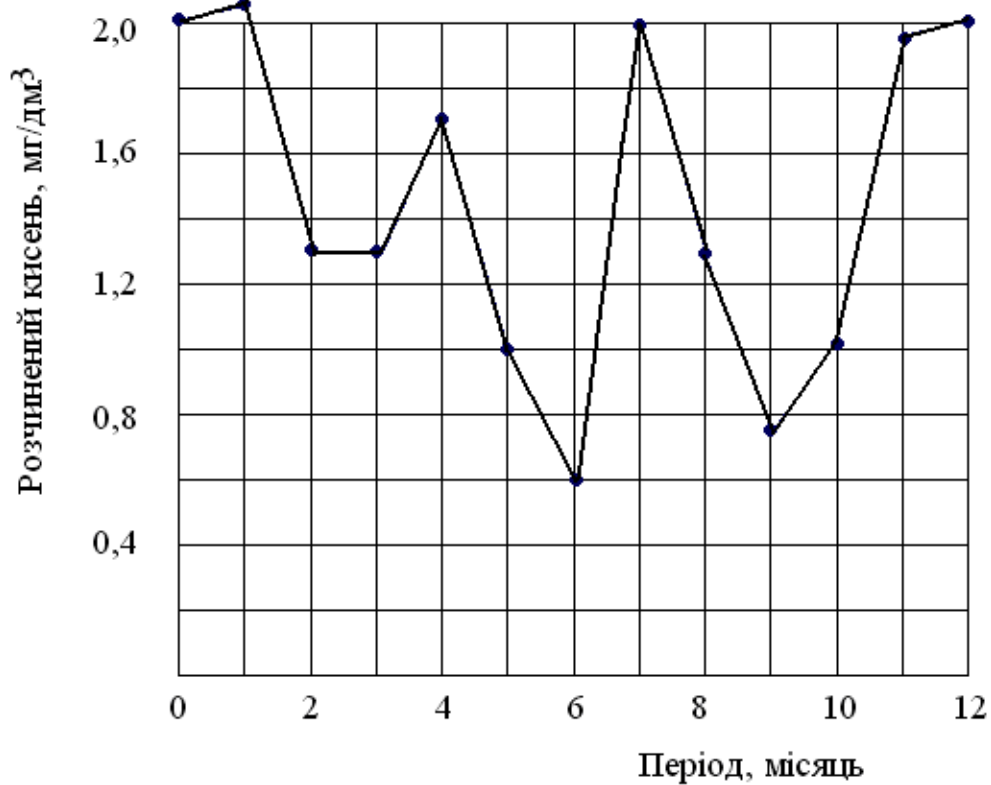


Рис. 1.21. Динаміка розчиненого кисню в стічних водах, які надходять до очисних споруд

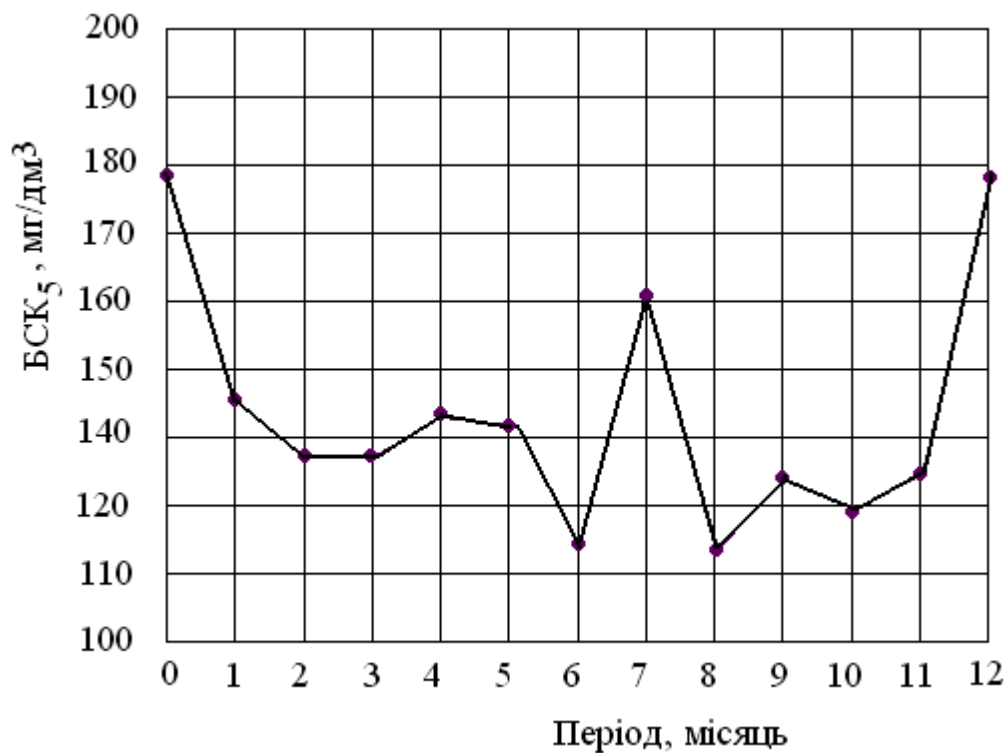


Рис. 1.22. Біологічна потреба кисню БСК₅ стічних вод, що надходять до очисних споруд

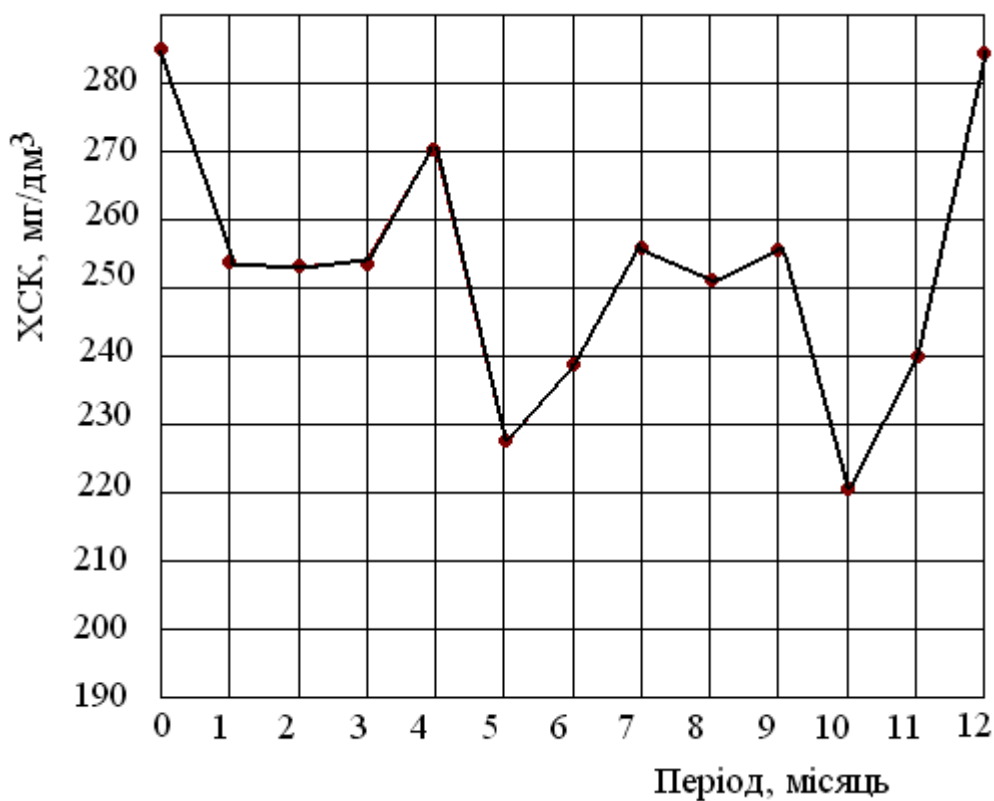


Рис. 1.23. Хімічна потреба кисню стічних вод, що надходять на очисні споруди

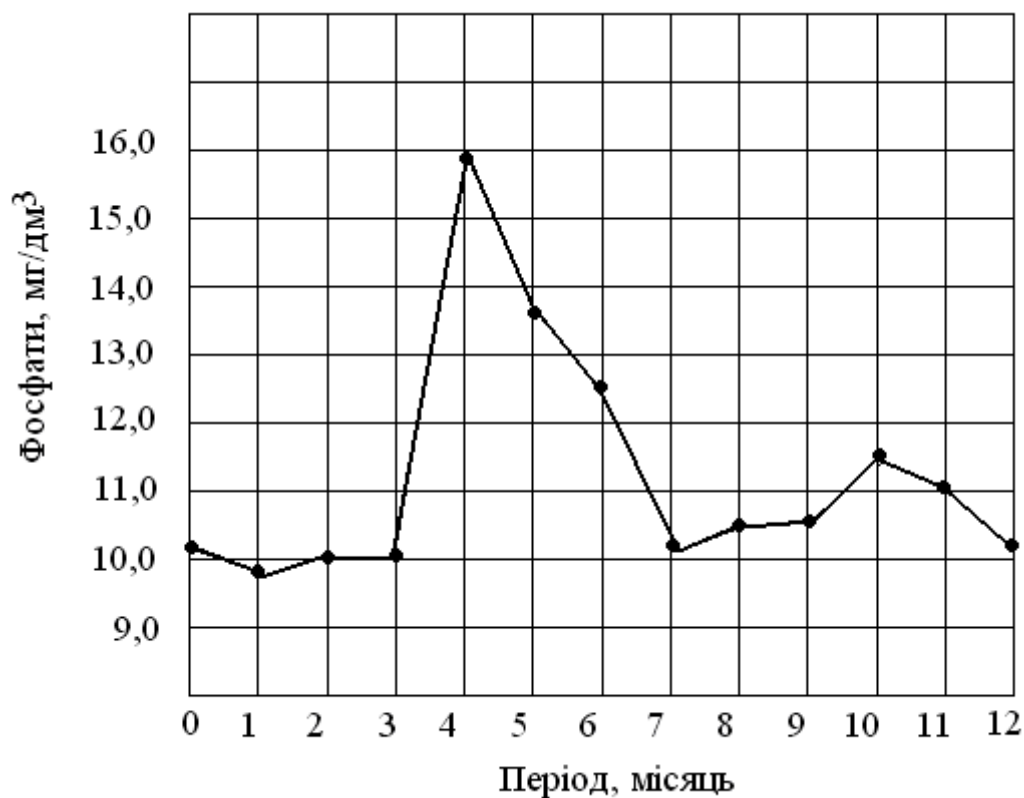


Рис. 1.24. Вміст розчинених фосфатів в стічних водах на вході в очисні споруди

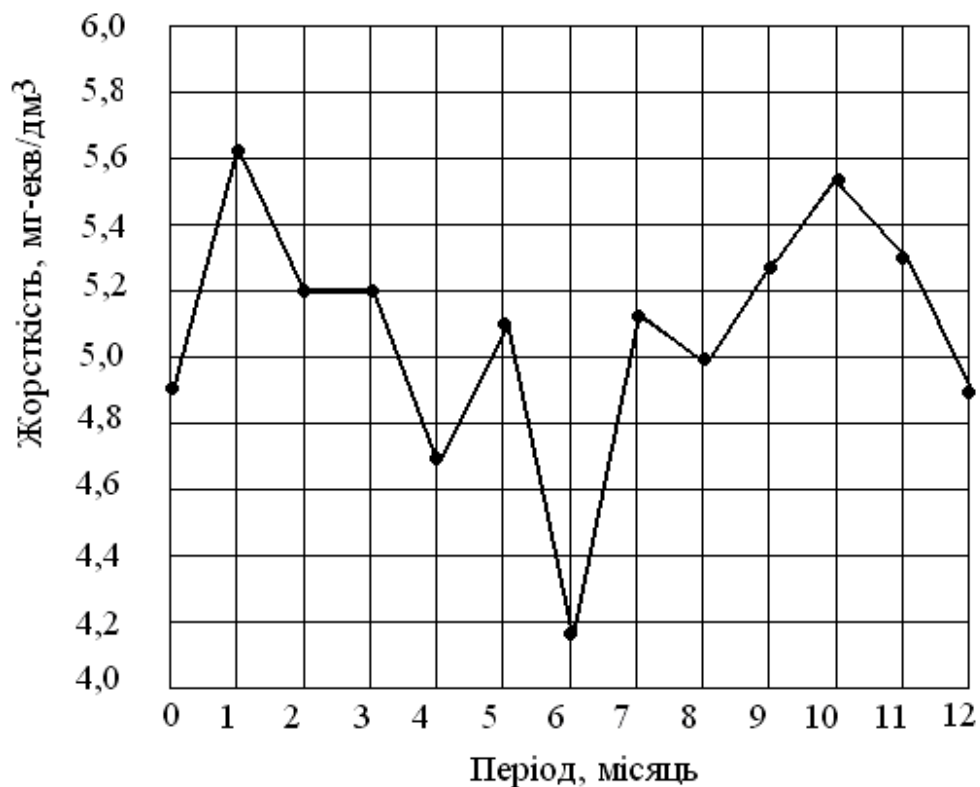


Рис. 1.25. Жорсткість стічних вод, що надходять на очисні споруди

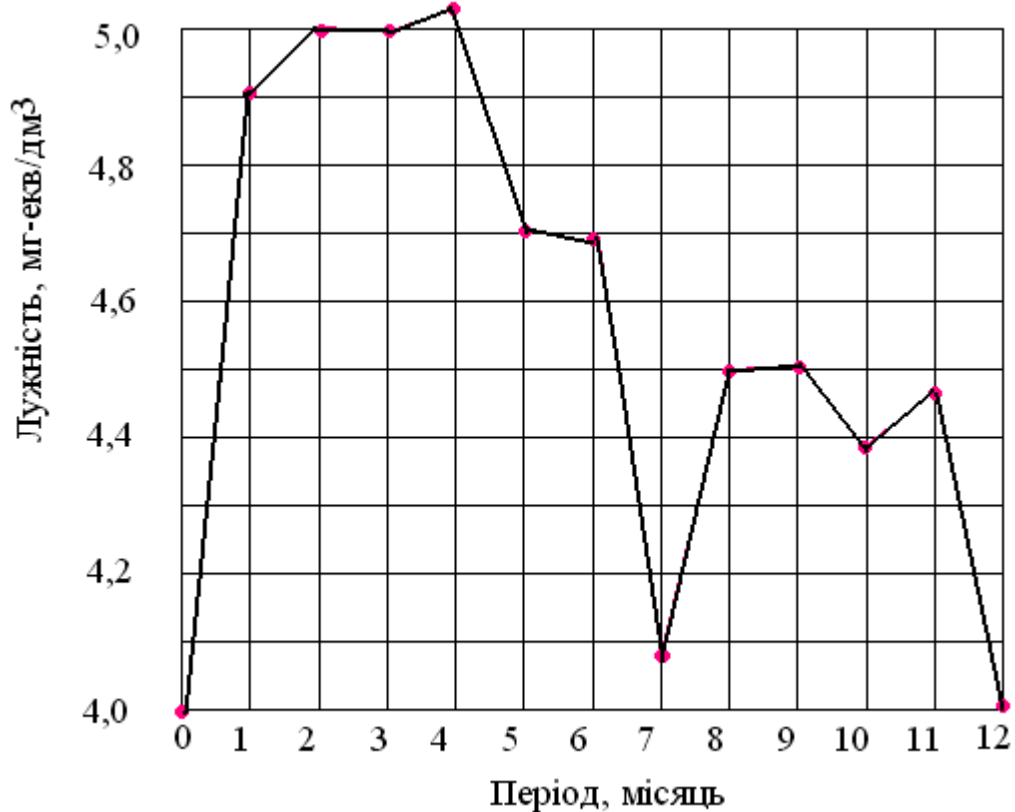


Рис. 1.26. Лужність стічних вод, що надходять на очисні споруди

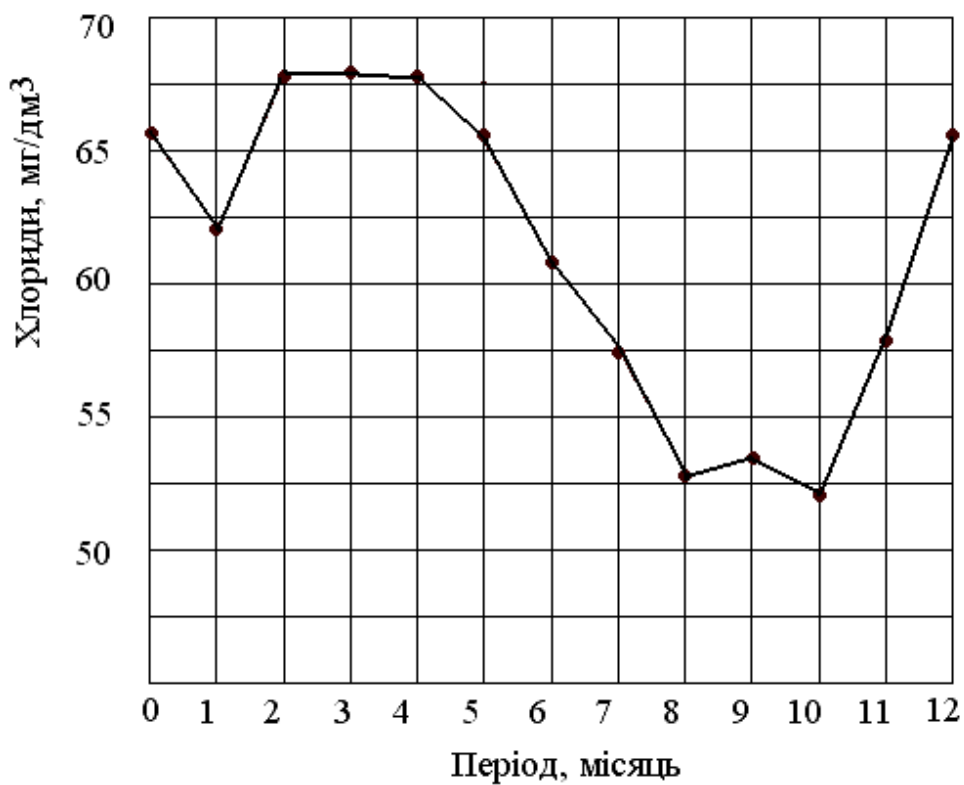


Рис. 1.27. Вміст хлоридів в стічних водах, які надходять на очисні споруди

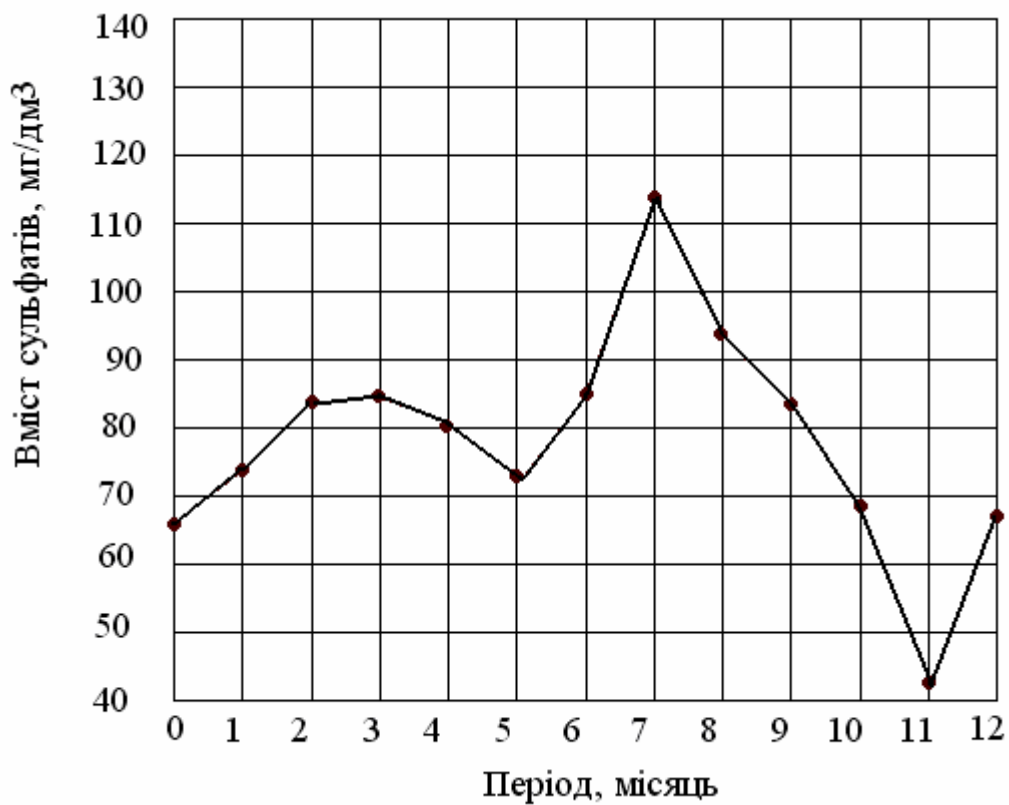


Рис. 1.28. Вміст сульфатів в стічних водах, які надходили на очисні споруди

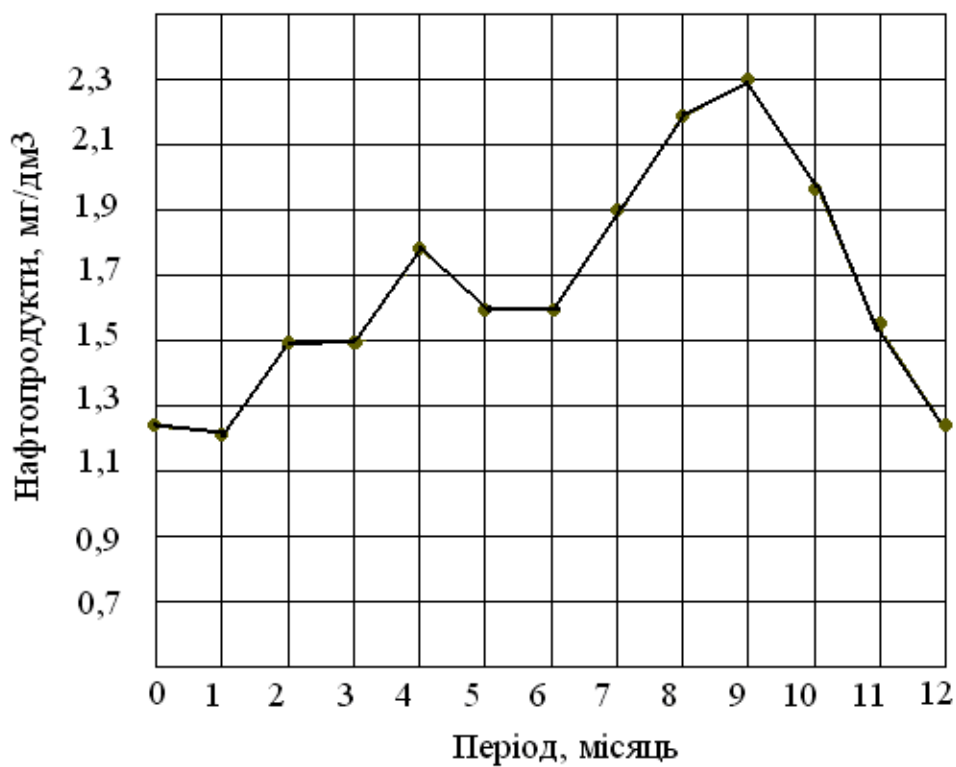


Рис. 1.29. Вміст нафтопродуктів в стічних водах, які надходили на очисні споруди

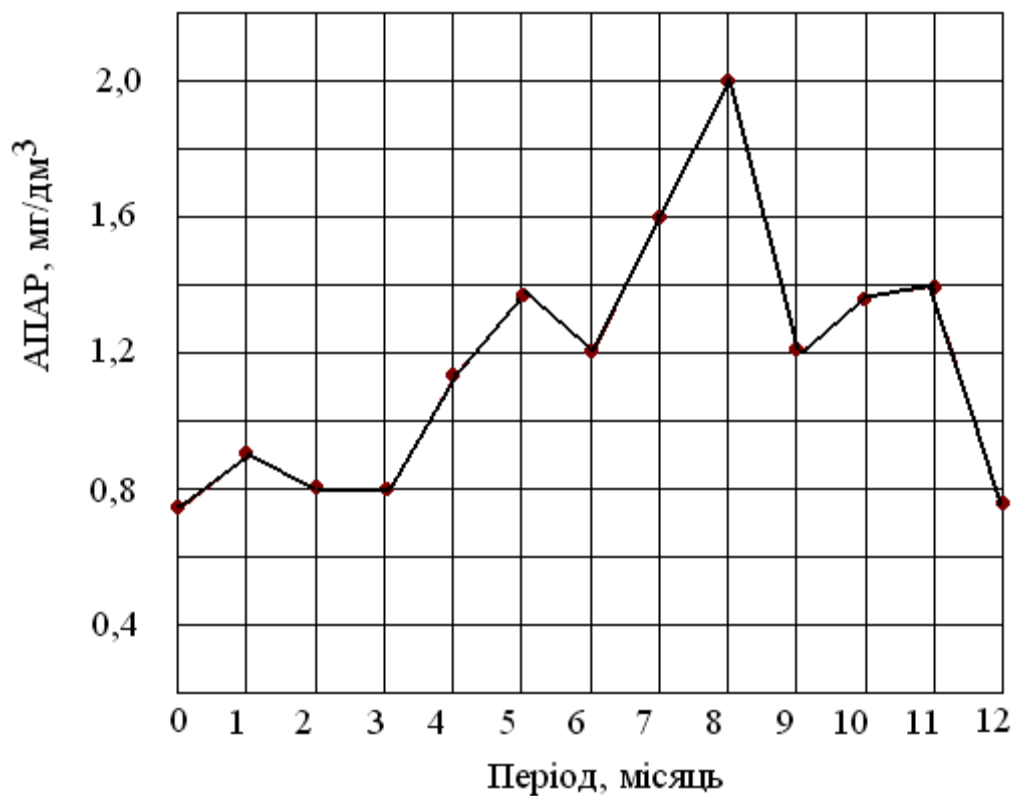


Рис. 1.30. Вміст поверхнево—активних речовин в стічних водах, які надходили на очисні споруди

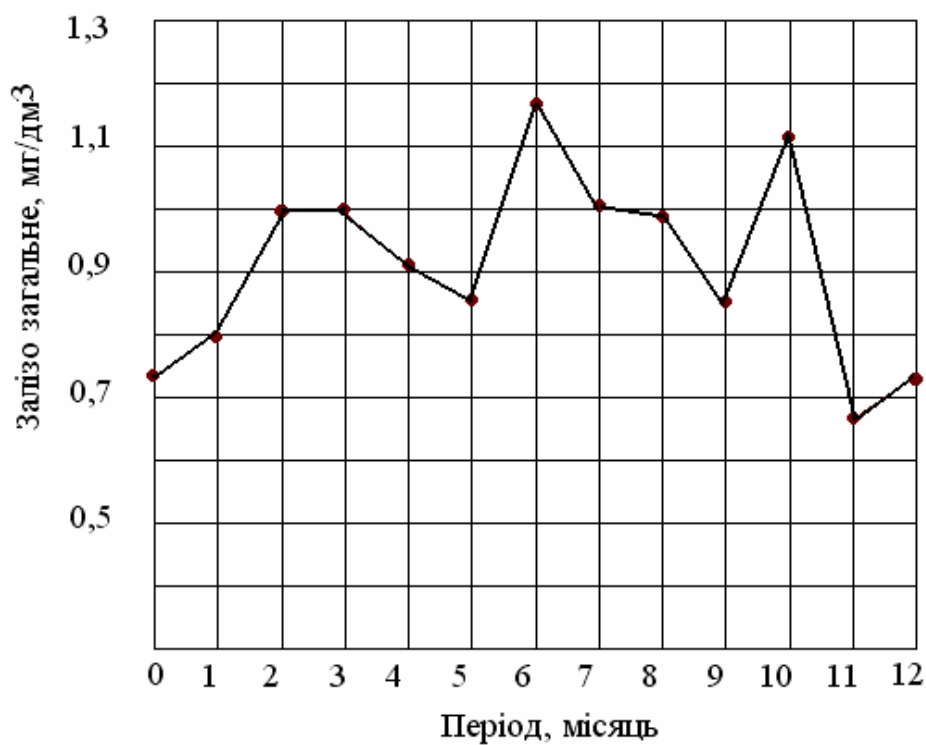


Рис. 1.31. Вміст заліза загального в стічних водах, які надходили на очисні споруди

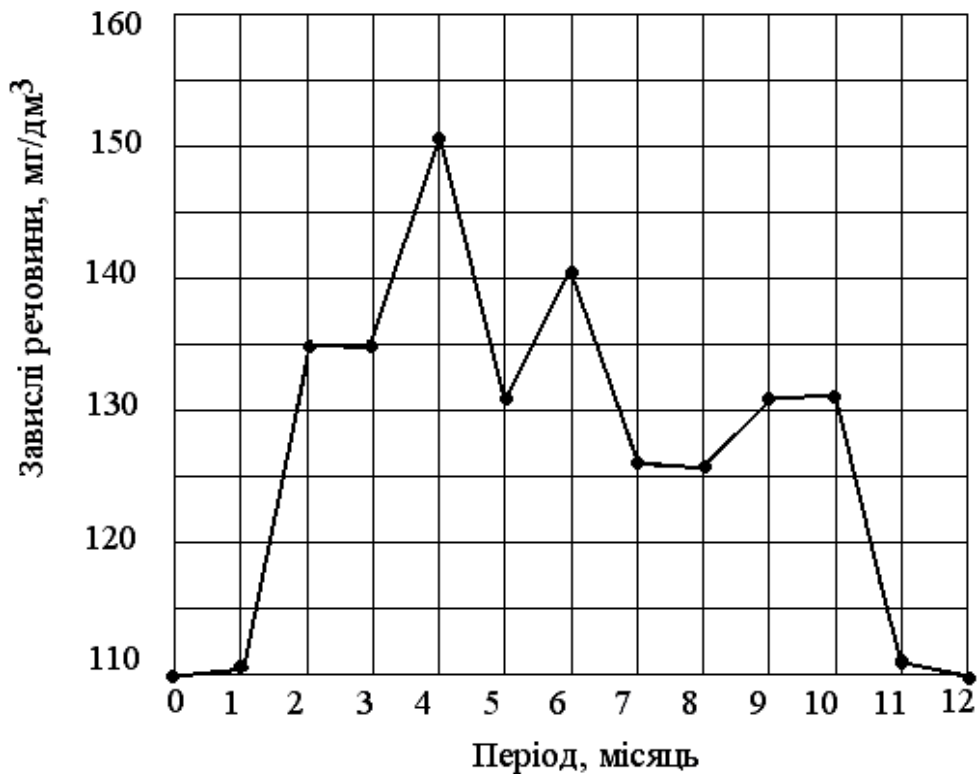


Рис. 1.32. Вміст завислих речовин в стічних водах, які надходили на очисні споруди

З цих рисунків чітко видно, що якість стічних вод як вихідних так і очищених на протязі 2004 року постійно змінювалась. Наприклад, температура неочищених стічних вод влітку наближалась до 20—23 °С, а взимку вона коливалась в межах 9—11 °С. При такої низької температурі швидкість біологічних процесів дуже повільна і тому важко очікувати високих показників якості стічних вод, які скидаються в р. Дніпро. Спостерігалась часта зміна як у бік підвищення, так і у бік зниження значень буквально усіх показників якості стічних вод, як на вході до очисних споруд, так і на виході.

З цих даних нами робиться такий висновок: при існуючій технології в умовах постійних коливань якості і кількості стічних вод неможливо досягти зниження остаточного вмісту розчинених фосфатів і азоту в стічних водах на очисних спорудах лівого берега.

1.6. Стабілізація якості стічних вод в первинних відстійниках

1.6.1. Пристосування первинних відстійників для усереднення стічних вод

На лівобережних очисних спорудах налічується два первинних радіальних відстійника діаметром 30 м. Випуск сирого осаду здійснюється один раз за добу насосом. Один з відстійників знаходиться в роботі.

Фактично загальний об'єм

$$V = n \cdot 3,14 \cdot d^2 / 4 \cdot h = 2 \cdot 3,14 \cdot 30^2 / 4 \cdot 3,14 = 4804$$

де n — кількість відстійників; в даному випадку $n = 2$; d — діаметр відстійника, м; $d = 30$ м; h — висота відстійника; $h = 3,4$ м.

Швидкість надходження стічних вод в первинні відстійники буде дорівнювати:

$$W = 730 \text{ м}^3/\text{год}, \text{ або за добу,}$$

$$W_{\text{д}} = 730 \cdot 24 = 17520 \text{ м}^3/\text{добу}.$$

При паралельному включенні обох первинних відстійників час перебування стоків в них буде дорівнювати

$$\tau = \frac{V_p}{w} = \frac{4804}{730} = 6,58 \text{ год.}$$

При роботі одного відстійника час перебування стічних вод буде дорівнювати

$$\tau = \frac{4804}{2 \cdot 730} = 3,29 \text{ год.}$$

За проектом швидкість надходження стічних вод у первинні відстійники складала

$$40000/24 = 1667 \text{ м}^3/\text{год.}$$

Проектний час перебування стоків в первинних відстійниках за проектними даними надходження стоків $40000 \text{ м}^3/\text{добу}$ складав

$$4804/1667 = 2,88 \text{ год.}$$

При роботі тільки одного відстійника час перебування стічних вод за проектом дорівнює

$$2,88/2 = 1,44 \text{ год.}$$

Кількість сирого осаду, який відкачується на мулові майданчики, складає за фактичними даними $109 \text{ м}^3/\text{добу}$.

Таким чином, в первинних відстійниках час перебування стічних вод фактично вдвічі більше, ніж за проектом. Виходячи з цього факту, можна перетворити первинні відстійники в відстійники — усереднювачі стоків за кількістю і якістю. Кількість стічних вод, що надходить з первинних відстійників до аеротенку, буде

$$17520 - 109 = 17411 \text{ м}^3/\text{добу} \text{ або } 725 \text{ м}^3/\text{год.}$$

1.6.2. Вибір і обґрунтування засобів для усереднення стічних вод

Вибір раціональної схеми усереднення і типу усереднювача, розрахунок його розмірів проводяться на основі інформації про характер коливань параметрів вхідного потоку (концентрацій і витрати) і вимоги на припустимі коливання параметрів стічних вод на виході з усереднювача.

За нормативними даними усереднювач-змішувач барботажного типу варто застосовувати для усереднення стоків незалежно від режиму їхнього надходження при зміні грубо диспергованих зважених речовин з концентрацією до $500 \text{ мг}/\text{дм}^3$, гідравлічної крупністю до $10 \text{ мм}/\text{с}$. Тобто в даному випадку можливо встановити в первинному відстійнику барботери. Крім того, треба використовувати кінгстони, які налічуються в випускних лотках первинних відстійників. Частина кінгстонів в нормальному режимі повинна бути відчиненою. Це встановлю-

ється за умови того, що коливання рівня стоків у первинному відстійнику в денні і нічні часи повинні бути в межах загороджувальної дошки. Пристрій для збору плаваючих речовин повинен діяти тільки в денний період часу, коли надходження стічних вод до первинного відстійнику максимальне. Подачу стічних вод треба здійснювати паралельно в кожний з двох первинних відстійників. Принципову схему двох первинних відстійників з властивостями усереднювачів показано на рис. 1.33.

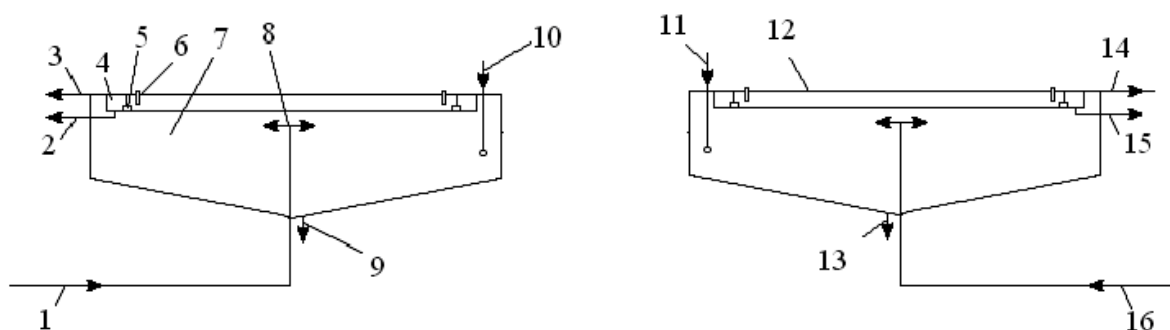


Рис. 1.33. Принципова схема усереднення стічних вод за допомогою первинних відстійників: 1, 16 — вихідні стічні води на усереднення і відстоювання; 2, 15 — відстояні стічні води; 3, 14 — плаваючі речовини; 4 — випускний лоток; 5 — кінгстон; 6 — загороджувальна дошка; 7 — зона усереднення і відстоювання первинного радіального відстійнику; 8 — вхід стічних вод в відстійник через випускний лоток; 9, 13 — сирий осад; 10, 11 — повітря; 12 — другий первинний радіальний відстійник

Періодичність видалення осаду визначається в період पु-сконалагоджувальних робіт.

Застосування даного типу усереднювача дозволить практично повністю знизити коливання в витратах стічних вод і показниках якості в наслідок циклічних коливань і значно згладити коливання від залпових скидів концентрованих стічних вод.

Розрахунок обсягу усереднювача ведеться в залежності від характеру надходження стічних вод на спорудження відповідно до СНІП 2.04.03-85.

Як барботер в усереднювачі рекомендується використовувати перфоровану трубу з отворами діаметром 3 мм (крок 8—16 см), розташовуваними в нижній частині труби в два ряди під кутом 45° до осі труби.

Барботерна труба укладається горизонтально уздовж резервуара відстійника на підставках висотою не менш 600 мм у стінки апарата. Припустиме відхилення від горизонтального укладання труби барботеру не повинне перевищувати $\pm 0,015$ м так, щоб зв'язана з цим нерівномірність подачі повітря по довжині барботера не перевищила однієї третини від прийнятої в розрахунку нерівномірності подачі повітря (20 % середньої витрати повітря). Протяжність барботеру в межах $1/4$ окружності відстійника.

Інтенсивність барботування для усереднення концентрації розчинених домішок при барботерах, які розташовуються у стінки апарату, приймається рівною $6 \text{ м}^3/\text{год}$ на 1 м.

Розрахункова глибина занурення барботера прийнята рівної 3,0 м. При середньому перепаді тиску на перфорованих отворах $\Delta H = 1$ кПа максимальні втрати в барботері не більш $\Delta H_M = 2$ кПа, а при $H = 4$ кПа — не більш $\Delta H_M = 7$ кПа.

Характеристика барботера

Зовнішній діаметр барботерної трубки	50 мм.
Внутрішній діаметр барботерної трубки	42,5 мм.
Діаметр отворів в барботерної трубі	6 мм.
Кількість рядів отворів	2.

Діаметр стояка:	
Зовнішній	50 мм.
Внутрішній	42,5 мм.
Інтенсивність подачі повітря	$J = 6 \text{ м}^3/(\text{год}\cdot\text{м})$.
Перепад тиску на отворах	1 кПа.
Шаг між сусідніми отворами	$t = 160 \text{ мм}$.
Довжина барботера	39,5 м.
Площа перерізу стояка	

$$F = \frac{\pi D^2}{4} = \frac{3,14 \cdot 42,5^2}{4} = 1418 \text{ мм}^2.$$

Сумарна площа отворів барботерної трубки визнається як

$$F_b = 0,8F .$$

Тому

$$F_b = 0,8 \cdot 1418 = 1134 \text{ мм}^2.$$

Площа перерізу одного отвору

$$f = \frac{\pi D^2}{4} = \frac{3,14 \cdot 6^2}{4} = 28,26 \text{ мм}^2.$$

Кількість отворів, яка потрібна для забезпечення процесу барботування і за рахунок цього усереднення стічних вод буде

$$N = \frac{1134}{28,26} = 40 \text{ шт.}$$

Довжина барботеру

$$L = 40 \cdot 160 = 6400 \text{ мм} = 6,4 \text{ м.}$$

Витрата повітря на барботер одного відстійника

$$Q = J \cdot L = 6 \cdot 6,4 = 38,4 \text{ м}^3/\text{год.}$$

Швидкість руху повітря в отворах барботеру

$$W = \frac{Q}{F_b} = \frac{38,4}{1134 \cdot 10^{-6} \cdot 3600} = 9,4 \text{ м/с.}$$

Витрата повітря на барботери двох відстійників

$$Q_d = 2Q = 2 \cdot 38,4 = 76,8 \text{ м}^3/\text{год.}$$

Прийmemo діаметр трубопроводу, який необхідно встановити між аеротенком і відстійниками протяжністю приблизно 70 м, рівним 50×2 мм. Тоді швидкість повітря в такому трубопроводі буде

$$V_v = \frac{4 \cdot Q_d}{\pi d^2 \cdot 3600} = \frac{4 \cdot 76,8}{3,14 \cdot 0,048^2 \cdot 3600} = 11,8 \text{ м/с.}$$

На вході в відстійники-усереднювачі необхідно встановлювати контрольнo-вимірyвальну апаратуру для визначення витрати води і повітря, що надходять на спорудження.

На всіх конструктивних вузлах первинних відстійників необхідно зберегти трубопроводи спорудження і передбачити малі засоби механізації (наприклад, баддя — таль — кішка, баддя — тельфер і ін.) для періодичної чистки системи.

Для стабілізації якості стічних вод в первинних відстійниках необхідно придати їм функцію усереднення стічних вод. Це можливо досягти за рахунок перетворення первинних відстійників в усереднювачі. Наприклад, додати збірно-розподільчий пристрій, який монтується на мулоскребачці. Нами запропоновано перемішування стічних вод в первинних відстійниках здійснювати за допомогою стиснутого повітря (рис. 1.34).

При виконанні обстеження роботи систем «первинні відстійники — аеротенки» та «аеротенки — вторинні відстійники» вставлено, що на очисні споруди подача стічних вод здійснюється нерівномірно як на протязі доби, так і в межах року. При цьому якість стічних вод на вході в очисні споруди залишається нестабільною. Основні показники якості — вміст амонійного азоту і фосфатів не тільки коливаються в широких межах, а й часто перевищують норми ГДК.

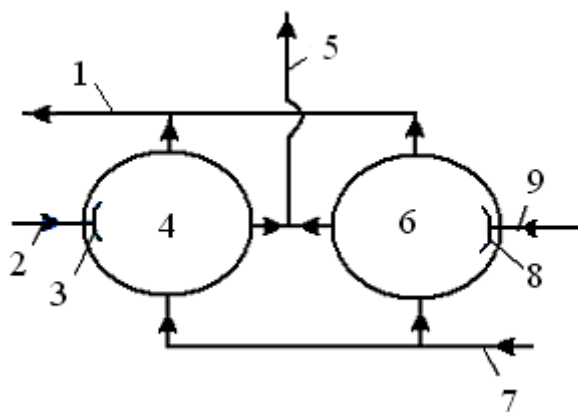


Рис. 1.34. Принципова схема усереднення стічних вод за якістю в первинних відстійниках: 1 — потік стічних вод, які спрямуються в аеротенки на біологічне очищення; 2, 9 — стиснуте повітря; 3, 8 — аератори; 4, 6 — первинні відстійники; 5 — сирий осад на мулові кати; 7 — стічні води з пісковловлювачів

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Н.И. Подорван, Л.И. Глоба, Н.И. Куликов, П.И. Гвоздик. Удаление соединений азота и фосфора из сточных вод. Химия и технология воды. Том 26, 6, 2004.— с.591— 610.

2. Мешенгиссер Ю.М. Внедрение новых решений на объектах очистки сточных вод. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. С. 383—387.

3. Лессік М.Д., Яременко Л.В. Інтенсивна технологія глибокого очищення стічних вод, що базується на комбінації фізико-хімічних та біологічних методів (загальні положення). Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. — С. 339—344.

4. Яременко Л.В., Лессик Н.Д., Осадчий В.Ф., Осадчий А.В. Современные приемы интенсификации работы канализационных очистных сооружений. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. — С. 323—329.

5. Esama. G.; and Wentzel, M.C. (1999b). Difficulties and Developments in Biological Nutrient Removal Technology and Modeling, *Water Sci. Tech.*, 39(6), 1.

6. Свердликов А.И., Щербина Г.П., Свердликов О.А., Накхла Г.Ф., Луговский А. Исследование процессов нитрификации-денитрификации и удаления фосфора в реакторах с псевдооживленным активным илом. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. — С. 314—323.

7. Pochana, K. And Keller, J.(1999) Study of Factors Affecting Simultaneous Nitrification and Denitrification (SND), *Water Sci. Tech.*, 39(6), 61.

8. Пахомов А.Н., Данилович Д.А., Козлов М.Н., Белов Н.А., Мойжес О.В. Разработка и внедрение новых технологий очистки сточных вод и обработки осадка. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Київ, Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. — С. 308—314.

9. Шаповалова Л.М., Ижицкая М.В., Бут Л.И. Биодegradация солевого аммонийного азота в сооружениях с естественной аэрацией — биопрудах. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005.— С. 330—331.

10. Коринько И.В., Пилиграмм С.С. Современное состояние и проблемы полной утилизации осадков сточных вод г. Харькова. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. — С. 30 —307.

11. Кравченко Л.А., Фоменко Л.А., Саламбаш И.В., Нуденко А.М. Реконструкция системы аэрации в аэротенках донецких очистных сооружений. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. — С. 334—338.

12. Болотских Н.С., Эпоян С.М., Сорокина В.Е., Иванов В.П., Клейн Е.Б., Булгаков В.В. Эффективная технология водотбора с иловых площадок очистных сооружений канализации. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. — С. 332—334.

13. Wang Ping. Применение технологий с прикрепленной микрофлорой для очистки сточных вод. Water and Wastewater. 2003, 34, № 2, с. 8—14.

14. Яременко Л.В., Лессик Н.Д. Нова технологія доочищення стічних вод. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-техно-логічний інститут міського господарства, 2005. — С. 345—348.

15. Хабиров Р.С., Бут Л.И., Микитина Л.В. Биологическая очистка сточных вод от нитратов. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Україна, м. Ялта, 24—27 травня 2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. С. 352 — 353.

16. Кравченко О.В., Скупченко В.Ф., Глоба Л.Л. Основні проблеми очищення стічних вод в сучасних умовах. Збірка

доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Україна, м. Ялта, 24—27 травня 2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. С. 354—359.

17. Журавлев В.Д. и др. Анализ работы существующих сооружений канализации при значительных колебаниях расходов и загрязнений в сточных водах. // Шестой международный конгресс Вода: экология и технология ЭКВАТЭК-2004. Материалы конгресса, ч.П. М.: СИБИКО, 2004.

18. Строительные нормы и правила. СНиП 2.04.03—85. Канализация. Наружные сети и сооружения. Госстрой СССР. — Москва, — 1986. — 72 с.

19. Гвоздяк П.У. За принципом біоконвеєра. Біотехнологія охорони довкілля.// Вісник НАН України. — 2003. — №3 — с. 39—46.

20. Національна доповідь щодо якості питної води та стану питного водопостачання в Україні у 2003 році. Київ, 2004. — 60 с.

21. Пантелят Г.С., Костюк Ф.А. Поиск методов удаления ионов тяжелых металлов из осадков городских сточных вод. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Україна, м. Ялта, 24—27 травня 2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. С. 349—351.

22. Проектирование сооружений для очистки сточных вод/Всесоюз. Комплекс. н.-и. и конструкторско-технолог. ин-т водоснабжения, канализации, гидротехн. сооружения и инж. гидрогеологии. Справ. пособие к СНиП. 2.04.03.85.— М.: Стройиздат, 1990.— 192 с.

23. Поличкин А.В. Особенности работы биологических очистных сооружений г. Новочебоксарска — достижения и перспективы. Збірка доповідей Міжнародного конгресу “ЕТЕВК-2003”. — с. 339 — 341.

24. Щетинин А.И. Сопоставительная оценка известных конфигураций аэротенков для удаления азота и фосфора. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Україна, м. Ялта, Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. — с. 332—335.

25. Щетинин А.И., Тырин Е.И., Агафонкин В.В. Реакторы последовательно-периодического действия для очистки малых количеств сточных вод. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК-2005. Україна, м. Ялта, 24—27 травня 2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. — с. 336—338.

26. Спиркин Д.Я. Интенсификация работы очистных сооружений канализации г. Ставрополя. Збірка доповідей Міжнародного конгресу “ЕТЕВК-2003”. — с. 344—347.

27. Щетинин А.И., Малбиев Б.Ю., Реготун А.А., Есин А.М. Возможности повышения эффективности удаления азота и фосфора в аэротенках комплекса биологической очистки (КБО) сточных вод «Диканевский» г. Харькова. Збірка доповідей Міжнародного конгресу “ЕТЕВК-2003”. С. 349 — 352.

28. Е.А. Гильванова, Н.Г. Усанов. Потенциал денитрификаторов рода *Halomonas* в биотехнологических процессах // Биотехнология, № 6, 2003. — с. 58 — 66.

29. Е.Клячинські, М. Коморовска, Г. Майхерек. Вторинне відстоювання в процесах біологічного очищення стічних вод. Теплотехніка, сантехніка, газопостачання. 2005*04(99). — с. 66—68.

30. Глова Ю.С., Григоревский А.В., Сорокопут В.Л., Стеценко А.А. Технологія установки електроакустических преобразователей ультразвуковых расходомеров в трубопроводы большого диаметра. Збірка доповідей Міжнародного конгресу ЕТЕВК—2005. Україна, м. Ялта, 24—27 травня 2005. Київ: Науково-дослідний та конструкторсько-технологічний інститут міського господарства, 2005. С. 285 — 288.

Розділ 2

УДОСКОНАЛЕННЯ ГІДРАВЛІЧНОГО РЕЖИМУ РОБОТИ ГОРИЗОНТАЛЬНИХ І РАДІАЛЬНИХ ВІДСТІЙНИКІВ

Захист водойм від забруднень у значній мірі визначається ефективністю роботи систем біологічного очищення стічних вод. Метод біологічного очищення є найбільш універсальним і широко застосовується при обробці стоків, що містять органічні домішки різного походження. Недоліком біологічних очисних споруджень є великий винос зважених речовин із вторинних відстійників і неповний ступінь очищення стічних вод. Це обумовлено недосконалістю технологічної схеми і апаратів. Як досліджуваний об'єкт узяті міські очисні спорудження м. Дніпродзержинська.

2.1. Дослідження роботи горизонтальних відстійників

Відстійники служать для затримки нерозчинених органічних забруднень, що перебувають у стічній воді. Ці забруднення випадають на дно відстійника або спливають на поверхню води внаслідок малої швидкості руху стічної води. Відстійники застосовуються як спорудження попереднього очищення стічних вод, а також для затримки біоценозу після апаратів біологічного очищення.

Горизонтальний відстійник являє собою прямокутний у плані резервуар довжиною 27 м, шириною 24 м і глибиною 2,2 м, що складається з 4-х секцій (ширина однієї секції 6 м), і обладнаний скребковими механізмами візкового типу, що зрушують осад, що випав, до мулових приямків. З мулових приям-

ків осад відділяється під гідростатичним напором на мулові площадки. Час перебування стічних вод у первинних відстійниках, згідно проекту, становить 1,5 год. Впуск води здійснюється по фронту відстійника через впускні вікна, обладнані щитовими затворами. Для відводу проясненої води в торці відстійника встановлені водозбірні лотки. Далі вода по каналу, що відводить, потрапляє у розподільний пристрій біофільтрів.

При обстеженні первинного горизонтального відстійника встановлено, що він досить задовільно виконує своє основне призначення — затримує зважені речовини. Але при цьому виявлений цілий ряд недоліків і не використуваних можливостей. Виявлено, що має місце нерівномірне надходження стоків у відстійник протягом доби. Спостерігається перевантаження відстійника в ранковий час. При цьому через підйом рівня води відбувається затоплення прилягаючих ділянок землі. Через недосконалість системи подачі й відводу води з відстійника спостерігається нерівномірний розподіл швидкостей потоку по перетину апарата: у нижніх шарах вода майже не рухається, в той час як верхні шари переміщуються зі швидкістю, значно вище середньої. Ця особливість приводить до того, що у відстійнику слабо протікають біологічні процеси, спрямовані на очищення води. Нижні шари мають вміст розчиненого кисню близько 2—3 мг/дм³, у той час як у верхніх шарах цей показник становить 3—4 мг/дм³. Гідродинамічний режим роботи відстійників залежить від режиму надходження стічних вод у спорудження, що визначається вхідною швидкістю потоку й впливає на процес седиментації зважених речовин, і режиму збору проясненої води, що визначається швидкістю водяного потоку біля зливної лотка, а також від висоти мулового шару [1, 2].

За допомогою найпростіших засобів — лінійки, секундоміра й поплавця на одній із секцій горизонтального відстійника були проведені виміри швидкості поверхневого бігу води. Були

зроблені виміри швидкостей на трьох ділянках відстійника: на вході водного потоку в спорудження (0,5 м від вхідного лотка), у середині відстійника й на виході стічної води зі спорудження (0,5 м від зливального лотка). У кожній частині виміри здійснювалися з інтервалом в 1 м по ширині секції. Результати вимірів показані в табл. 2.1.

Як видно з табл. 2.1, на вході водного потоку в спорудження швидкість поверхневого плину по центру максимальна й досягає 10,2 мм/с, а в міру наближення до бічних стінок вона зменшується до 1,9 мм/с, а безпосередньо біля стінок наближається до нуля. Аналогічна картина спостерігається й у середній за довжиною частині відстійника. Тут у стінок швидкість руху води становить 0,3—0,4 мм/с, а по центрі вона збільшується до 7,0 мм/с.

Таблиця 2.1. Швидкість поверхневого бігу води по ширині відстійника на різних ділянках його довжини

Точка виміру за шириною	Швидкість водного потоку, мм/с		
	На вході у відстійник	у середній частині відстійника	на виході з відстійника
1	1,9	0,3	19,2
2	4,2	3,5	28,4
3	10,2	7,0	35,0
4	4,3	3,6	28,8
5	1,9	0,4	19,5
Середнє значення	4,5	3,0	26,2

На виході із зони відстоювання швидкість поверхневого плину істотно вище, ніж у початковій і середній частинах, і становить у бокових стін 19,2 — 19,5 мм/с, а в центральній частині збільшується до 35,0 мм/с. Така істотна відмінність пояснюється особливістю конструкції зливального лотка й свідчить про

нерівномірний рух води по перетину й довжині всієї зони відстоювання.

На підставі експериментальних даних побудовані графічні розподіли лінійних швидкостей потоку води по ширині відстійника (рис. 2.1) [3]. Ці побудови наочно демонструють нерівномірність профілів швидкостей у горизонтальному відстійнику. Причому заміряні значення швидкостей потоку значно перевищують середню розрахункову швидкість потоку, обчислену за формулою:

$$W = \frac{Q}{3600 \cdot h \cdot b \cdot n}, \quad (2.1)$$

де Q — продуктивність відстійника, м³/год.; h — висота робочої частини відстійника; b — ширина секції; n — число секцій.

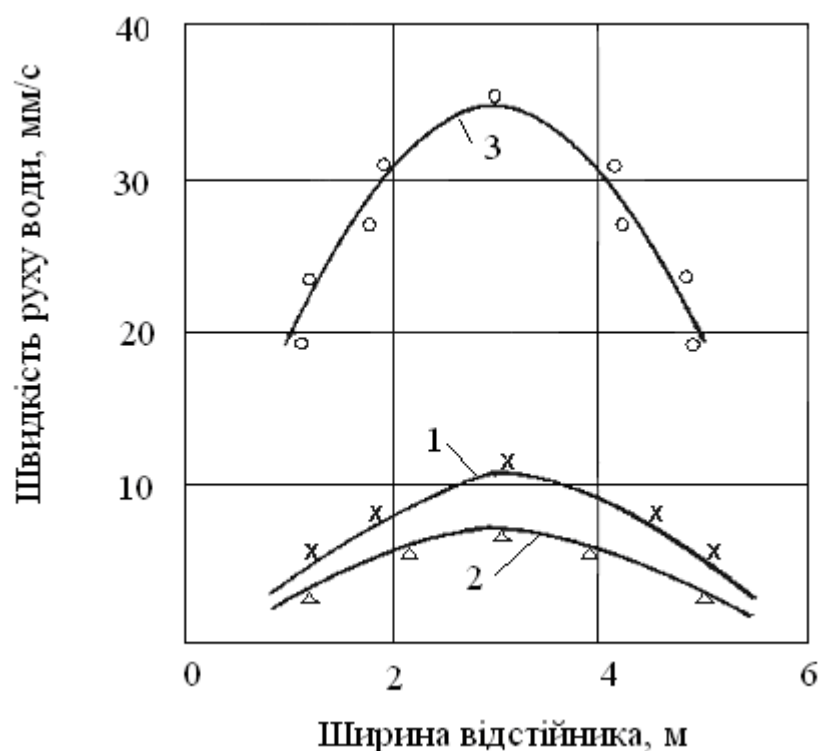


Рис. 2.1. Розподіл швидкостей потоку води по ширині відстійника:

1 — вхідна частина, 2 — середня частина; 3 — вихідна частина

Підставимо значення:

$$W = \frac{1000}{3600 \cdot 6 \cdot 2,2 \cdot 4} = 0,00525 \text{ м/с.}$$

Первинний відстійник призначений для затримки зважених часток розміром менш 0,2 мм, тому швидкість руху води не повинна перевищувати 0,01 м/с [4].

На рис. 2.2 показаний розподіл швидкості потоку води по довжині відстійника горизонтального типу на різній глибині, з якого видно, що швидкість потоку води на різних глибинах неоднакова й змінюється по довжині відстійника. Найвища швидкість спостерігається на дзеркальній поверхні відстійника. Зі збільшенням глибини лінійна швидкість потоку води зменшується [5]. Проведення вимірів швидкостей потоку води обмежується глибиною 1,5 м і тому не можна стверджувати, що швидкість потоку води в придонній границі буде наближатися до нульової відмітки. Тут на швидкість водного потоку буде впливати висока концентрація й щільність зважених речовин [6].

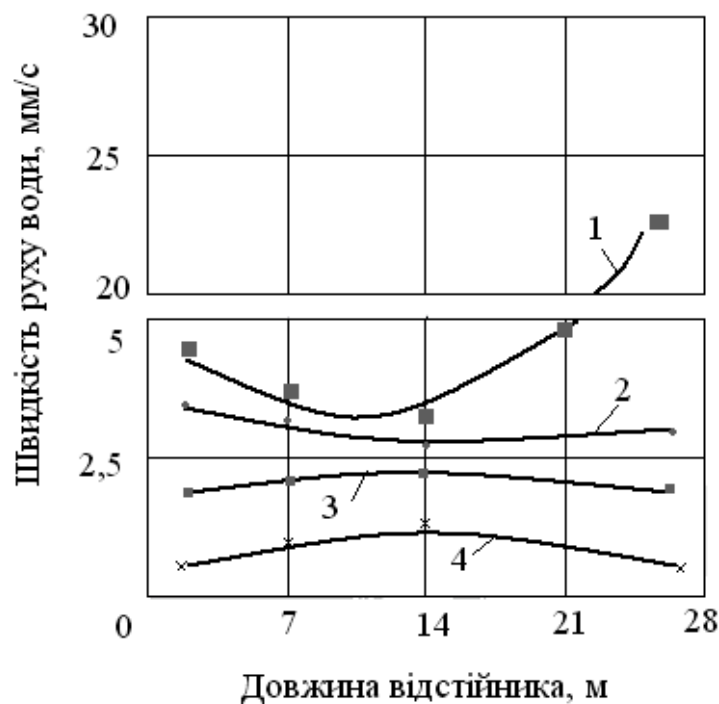


Рис. 2.2. Залежність лінійної швидкості потоку води в горизонтальному відстійнику від його довжини: 1 — на дзеркальній поверхні; 2 — на глибині 0,5 м; 3 — на глибині 1,0 м; 4 — на глибині 1,5 м

Значна різниця у швидкостях водного потоку має місце в передній, хвостовій і середній частинах горизонтального відстійника.

У вхідній зоні шари рухаються з набагато більшою швидкістю, ніж нижні. Аналогічний профіль швидкостей спостерігається в зоні виходу води з відстійника. Лінійна швидкість потоку води в центральній частині значно нижче, ніж у передній і хвостовій. Таким чином, нерівномірний профіль швидкостей за довжиною, шириною й глибиною відстійника свідчить про нераціональне використання робочого об'єму апарату.

Вміст часток суспензій зростає більш інтенсивно в нижніх шарах потоку, ніж у середніх і верхніх, причому середній розмір часток збільшується в середніх і нижніх шарах. Такий розподіл приводить до зменшення висоти падіння основної маси суспензій і часу, необхідного для випадання, а також до збільшення кута траєкторії її руху.

Рух води у відстійнику є нерівномірним, тому що швидкість потоку є функцією координат і часу $V = f(x, y, t)$. Особливістю руху води у відстійнику є те, що потік тут обмежений не з усіх боків, а має вільну поверхню, всі крапки якої є під впливом однакового зовнішнього тиску (атмосферного).

На положення рівня вільної поверхні впливають сили ваги й інерції. Зв'язок між швидкістю і її тиском описується рівнянням Бернуллі [7]:

$$Z + \frac{P}{\rho g} + \frac{V^2}{2g} + h_{\text{пот}} = H = \text{const}, \quad (2.2)$$

де Z — відстань від площини порівняння до центра ваги перетину; P — тиск у центрі ваги цього перетину; V — середня швидкість у будь-якому перетині потоку; $h_{\text{пот}}$ — питома енергія, витрачена на подолання опорів від початкового до розгля-

нутого перетину; H — повна питома енергія, що є постійної для даного потоку; g — прискорення сили ваги.

Проведений раніше експеримент показав, що швидкість руху в межах живого перетину неоднакова, тому рівняння буде мати такий вигляд [8]:

$$Z + \frac{P}{g} + \frac{\alpha v^2}{2g} + h_{\text{пот}} = H = \text{const}, \quad (2.3)$$

де α — коефіцієнт нерівномірності, рівний $1,05 \dots 1 \dots 1,1$.

Оскільки, крім атмосферного тиску ніякого надлишкового тиску рідина не випробовує, то рівняння Бернуллі можна записати в наступному виді:

$$Z + \frac{\alpha v^2}{2g} + h_{\text{пот}} = H = \text{const}, \quad (2.4)$$

Вхідний у рівняння Бернуллі коефіцієнт α , що враховує нерівномірність розподілу швидкостей за перетином, залежить від числа Рейнольдса Re або коефіцієнта гідравлічного тертя λ і може бути знайдений з вираження:

$$\alpha = 1 + 2,65 \lambda. \quad (2.5)$$

Зі зростанням числа Re коефіцієнт α зменшується й наближається до одиниці, тому при турбулентному русі звичайно його приймають рівним 1 [9, 10].

Глибина відстійника й ухил поверхні постійні, зміні піддаються тільки швидкості потоків. Напишемо рівняння Бернуллі, що зв'яже два перетини, розташовані в зоні нерівномірного руху на незначному друг від друга відстані. При цьому $\alpha = 1$; $P_1 / g = P_2 / g$. Позначимо величину втрати напору, обумовлену гідравлічним опором на шляху бігу води між двома перетинами, через $h_f = h'_{nim} - h''_{nim}$.

Після всіх перетворень одержимо рівняння в наступному виді:

$$Z_1 - Z_2 = 0,05 \left(v_2^2 - v_1^2 \right) + h_f. \quad (2.6)$$

При всіх допущеннях рух води у відстійнику носить турбулентний характер. У потоці з розвинутою турбулентністю сили опору визначаються турбулентним перемішуванням; при цьому характерно перемішування мас рідини, що обумовлюють розвиток у потоці поздовжних й вертикальних складових швидкості. Установлено, що вертикальна складова швидкості V_B за величиною дорівнює деякій частці середньої швидкості V :

$$V_B = (0,1 \dots 0,2) V. \quad (2.7)$$

Величини спадної й висхідної вертикальної складової швидкості рівні між собою. Потрапивши в зону турбулентного перемішування, частки надалі можуть переміщатися нагору під дією вертикальної складової швидкості потоку, якщо остання більше гідравлічного розміру часток осаду. Вертикальна складова різна для різних крапок потоку, змінюючись внаслідок пульсації швидкості на величину ΔV . У зв'язку із цим частки осаду то піднімаються нагору, то опускаються, перебуваючи в безперервному русі. Одночасно вони разом з масою рідини переміщуються в напрямку поступального руху потоку зі швидкістю, майже рівної швидкості потоку. Якщо при рівномірному русі вся позитивна енергія сил ваги витрачається на подолання роботи сил опору, то у двофазних потоках, що складаються з води й твердих зважених речовин, деяка частина цієї енергії, безсумнівно, витрачається на підтримку твердих часток у зваженому стані. Осад, що відклався, створює додаткові умови для нерівномірного розподілу швидкостей потоку. Нерівність осаду, що відклався, може додатково послужити причиною ство-

рення і гасіння віхору. У цілому всі ці явища викликають у потоці вторинні, поперечні або зворотні рухи мас рідини, що сприяє утворенню зон застою. У цих випадках разом з потоком переміщуються й зважені речовини, які рухаються з нижніх шарів у верхні. Інтенсивність віхороутворення й рухів потоку в різних напрямках, а також утворення застійних зон є функцією горизонтальної швидкості потоку [8]. Зразкова схема, що показує застійні явища в зонах первинного відстоювання, представлена на рис. 2.3.

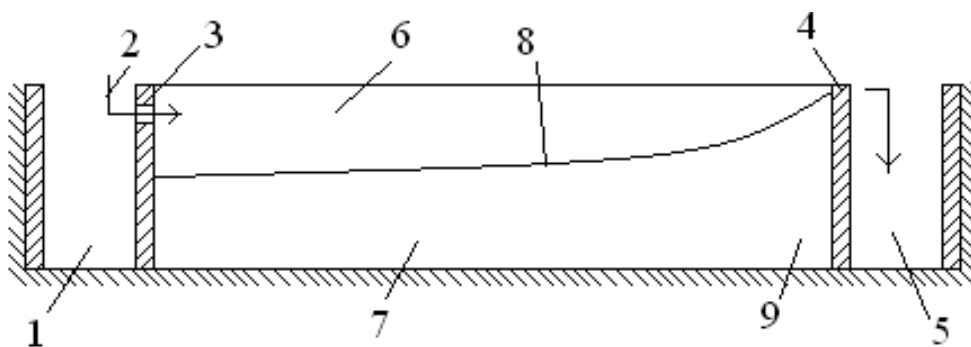


Рис. 2.3. Схема розосередження застійних зон у первинному горизонтальному відстійнику: 1 — вхідний лоток; 2 — надходження стічних вод на відстоювання; 3 — стінка вхідного лотка; 4 — стічні води на виході з відстійника; 5 — вихідний лоток; 6 — зона інтенсивного руху води; 7 — придонна застійна зона; 8 — умовна границя між зоною інтенсивного руху й застійними зонами; 9 — периферійна застійна зона

Очевидно, що через нестачу кисню в застійних зонах відбувається спухання мулу з наступним його виносом на біофільтри й засміченням реактивних зрошувачів. Загальний обсяг застійних зон у відстійниках горизонтального типу становить 60—70 % обсягу відстійника. У якості базових даних узяті результати аналізів якості стічних вод на біологічній станції першої черги (табл. 2.2).

Таблиця 2.2. Результати аналізів стічних вод біологічного очищення

Місце відбору	Показник якості, мг/дм ³					
	NH ₄	NO ₂	NO ₃	зважені речовини	БСК	ХСК
До очищення	15,7	1,01	—	111,6	110	150
Первинне очищення	11,6	0,92		72,0	98	
Б-1	4,95	1,54	13,7	49,0	18	—
Б-2	1,48	0,7	16,9	41,0	17,8	—
Б-3	1,67	0,68	18,8	52,0	19,2	—
Б-4	5,36	1,36	19,0	38,0	19,2	—
Б-5	5,36	1,37	12,5	43,0	21,4	—
Б-6	5,48	0,92	13,4	41,0	19,8	—
Б-7	5,56	0,89	13,1	40,0	21,2	—
Вторинне очищення	5,73	1,51	15,3	18,8	18,8	34,6

Як видно, при первинному відстоюванні досягається зниження вмісту амонійного азоту з 15,7 до 11,6 мг/дм³, зважених речовин з 111,6 до 72,0 мг/дм³, зменшення БСК із 110 до 98 мг/дм³. Крім того, трохи зменшується вміст нітритного азоту. Первинне відстоювання призначене для осадження зважених речовин у вихідній воді, що надходить на 7 паралельних біофільтрів. Ефективність роботи біофільтрів різна.

Відстійники, незважаючи на деяку перевантаженість у порівнянні із проектом, справляються зі своїм основним призначенням. Розрахунковий час перебування води у відстійнику становить 1,43 години. Однак, по даним [11] середній час перебування води в промислових відстійниках приймається в межах 2 годин. Отже, даний відстійник перевантажений по воді. Необхідно відзначити, що наявність застійних зон знижує щирий час перебування води у відстійнику в 1,5—2 рази.

Проведені експерименти й аналіз технічної літератури дозволили охарактеризувати механізм осадження зважених речовин у стічних водах, які пройшли біологічне окислювання. Осадження часток необхідно розглядати як гетерогенно-біологічний процес, у якому поряд з фізичним осадженням зважених часток має місце продовження біоокислювальних реакцій, що супроводжуються перебудовою гетерогенно-колоїдної структури. Процесам седиментації зважених речовин перешкоджає турбулентна складова потоку, що залежить від середньої швидкості потоку води, що освітлюється, й становить 5 % усередненої швидкості водного потоку в басейні відстійника [1].

Розглянута гетерогенна система включає воду з розчиненими в ній солями у вигляді катіонів і аніонів, колоїдні частки розміром 0,1...0,3 мкм і менш, живі мікроорганізми й бактерії. У такій системі повинні мати місце наступні явища.

На частку, що перебуває в стані спокою, діє гравітаційна сила, внаслідок чого частка починає хаотичний і безперервний рух долілиць. Осадженню перешкоджає сила опору, обумовлена в'язкістю води й силами інерції. При вивченні кінетики осадження зважених речовин необхідно враховувати змішання дрібних часток щодо великих за рахунок гравітаційних сил. При обтіканні твердої частки молекулами води інерція змушує перемішатися частки в тім же напрямку. Випадання часток в осад у потоці рідини можна охарактеризувати як стиснуте. При стиснутому падінні швидкість випадання часток зменшується й тем більше, чим вище зміст часток, а отже, щільність води [12, 13].

Результати експериментальних досліджень показали, що кінетика процесу осадження зважених речовин залежить від багатьох факторів, основними з яких є концентрація і якість зважених речовин, вміст розчиненого кисню, температура. Математично залежність вмісту зважених речовин від концентрації

розчиненого кисню й температури води у вторинних відстійниках може бути описана рівнянням:

$$Z = 14730,137 + 1521,485x + 270,151y - 38,914x^2 - 13,598xy - 4,563y^2 \quad (3.8)$$

Явище коагуляції в стічних водах має важливе значення. В основі процесу лежить злипання часток твердих речовин внаслідок дії адгезійних сил.

Немаловажним фактором кінетики осадження зважених речовин у стічних водах є їхня взаємодія з газовими пухирцями, що є присутніми у воді і є продуктами біологічного процесу. Цей так званий флотаційний ефект особливо помітний на виході стічних вод з активним мулом з аеротенку й на виході із вторинних відстійників [14].

Як об'єкт досліджень, як гетерогенна водна система застосовувалася суміш побутових і промислових стічних вод, що пройшли біологічне очищення в аеротенках і біофільтрах очисних споруджень. Якість вихідних проб води показано в табл. 2.3. Показники якості води визначали за стандартними методиками, застосовуваними на практиці. Як видно з табл. 2.3, стічні води після біологічного очищення й відділення активного мулу у вторинних відстійниках характеризуються високим вмістом зважених речовин (вище норми на 44 %), вміст нітритів перевищує норму в 11,75 разів, нітратів — в 3 рази.

Результати дослідження кінетики осадження зважених речовин у пробах води з різним початковим вмістом цих речовин представлені в табл. 2.4. Зразки стічних вод відразу ж після відбору із вторинних відстійників досліджували за стандартною методикою із установленням кінетики осадження зважених речовин.

Таблиця 2.3. Якість стічних вод після вторинних відстійників

Показники якості	Значення показників, мг/дм ³	
	фактичне	необхідне
Азот амонійний	1,82	не більше 2,0
Нітрити	0,94	не більше 0,08
Нітрати	27,2	не більше 9,1
Сульфати	60,9	не більше 500
Хлориду	96,5	не більше 350
Зважені речовини	28,8	не більше 20,0
ХПК	29,3	30 — 50
Фосфати	2,50	не більше 1,0
Залізо (загальне)	0,25	не більше 0,5

З табл. 2.4 видно, що за рахунок відстоювання можна домогтися зниження вмісту зважених речовин до прийнятного рівня — 10 мг/дм³ при додатковому часі перебування води у відстійниках приблизно 15 — 40 хвилин. Таке збільшення часу перебування води в промислових відстійниках може бути забезпечене шляхом повної або часткової ліквідації застійних зон [15].

Таблиця 2.4. Кінетика осадження зважених речовин у стічних водах після біологічного очищення

Час перебування води у відстійнику, хв	Початковий вміст зважених речовин, г/дм ³		
	100	50	35
5	68,2	40,1	28,1
10	55,2	34,3	23,2
30	29,1	21,2	14,8
60	9,6	9,4	9,3

На початковому етапі відстоювання розходження у швидкості руху зважених речовин залежить від їхньої концентрації у вихідній воді. Причому, чим більше початкова концентрація зважених речовин, тим вище швидкість осадження. Однак

у міру поствітління швидкості зближаються, і після 30—60 хвилин залишковий вміст зважених речовин у стічних водах стає практично однаковим і майже не мінливим.

Для повного подання про процеси, що відбуваються усередині відстійника, були проведені аналізи на вміст розчиненого кисню у воді по довжині горизонтального відстійника на різних глибинах (рис. 2.4).

Видно, що вміст розчиненого кисню по ходу руху води зменшується як у верхніх, так і в нижніх шарах. Іншою особливістю рис. 2.4 є те, що вміст розчиненого кисню у воді значно нижче гранично можливого в даних умовах — $9,3 \text{ мг/дм}^3$ [11]. Тим часом відомо, що швидкість біологічного окислювання в стічних водах прямопропорційна концентрації розчиненого кисню. Якщо підвищити вміст розчиненого кисню у воді до $5\text{—}7 \text{ мг/дм}^3$, то швидкість біологічного окислювання у відстійниках може зрости не менш, ніж в 2 рази.

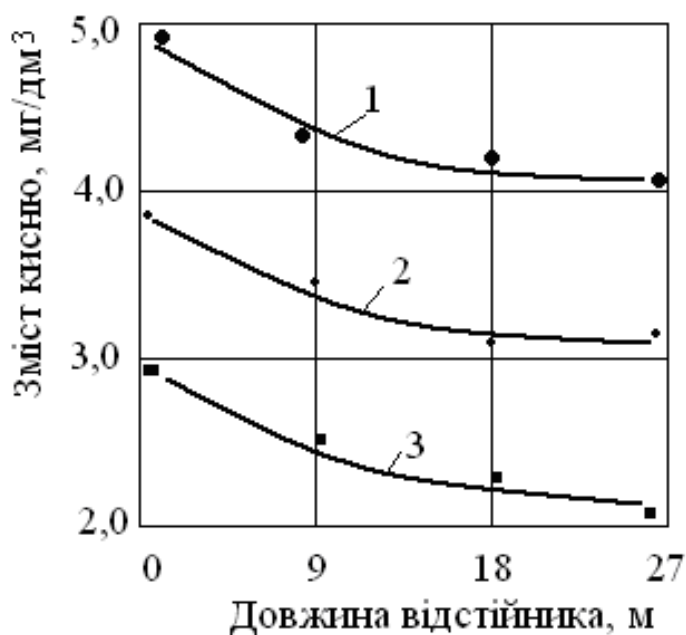


Рис. 2.4. Зміна вмісту розчиненого кисню у воді по довжині горизонтального відстійника на глибині, м: 1 — 0,1; 2 — 1,0; 3 — 1,5

Для повнішого з'ясування про процеси, що відбуваються усередині відстійника, були зроблені аналізи на вміст зважених речовин і розчиненого кисню на глибині 1,0 і й 2,0 м. Дані аналізу представлені в табл. 2.5.

Як видно з табл. 2.5, більша частина активного мулу перебуває у зваженому стані, що відповідно спричиняє підвищений винос зважених речовин із вторинного відстійника. Максимальний вміст зважених речовин спостерігається в центральній частині відстійника на глибині 1,0 м і становить 48,0 мг/дм³. Характер зміни вмісту зважених речовин по ширині відстійника аналогічний зміні швидкостей потоку по ширині відстійника на поверхні басейну.

Звідси можна зробити висновок, що швидкість потоку впливає на вміст зважених речовин: чим вище швидкість потоку наприкінці відстійника, тим вище винос зважених речовин з очищеними стоками. Тому необхідно максимально знизити швидкість у напрямку до виходу водного потоку зони відстоювання.

Таблиця 2.5. Вміст зважених речовин і розчиненого кисню на різній глибині біля зливального лотка по всій його ширині

Точка виміру по ширині, м	Глибина відстійника, м			
	1,0	2,0	1,0	2,0
	Вміст, мг/дм ³			
	зважених речовин		розчиненого кисню	
0	16,0	36,0	3,6	2,6
1	14,0	27,0	4,3	4,0
2	26,0	19,0	4,5	3,1
3	48,0	24,0	5,5	4,3
4	36,0	25,0	4,8	4,2
5	30,0	37,0	3,3	3,3
6	12,0	44,0	2,8	2,3

Середня концентрація розчиненого кисню в 2,5 рази менше максимально можливої, що негативно позначається на процесі седиментації зважених часток.

2.2. Дослідження гідравлічного режиму роботи радіальних відстійників. Визначення напрямків удосконалення роботи відстійників

Радіальні відстійники призначені для ефективної затримки активного мулу і є різновидом горизонтальних відстійників. Вони являють собою круглі в плані резервуари, обладнані що підводять і відводять трубопроводами, водорозподільними й водозбірними пристроями, а також обертовими фермами зі скребковим механізмом для видалення осаду.

Для дослідження був узятий радіальний відстійник із центральним впуском стічних вод. Ефективність роботи відстійників у значній мірі залежить від конструкції водорозподільних і водозбірних пристроїв. Збір проясненої води здійснюється за допомогою периферійного лотку з трикутними вирізами. Осадження активного мулу відбувається під дією сили ваги. Спочатку процес відстоювання протікає з максимальною ефективністю, а потім після осадження найбільш великих часток мулу процес уповільнюється (рис. 2.5).

Осадження мулу відбувається в умовах безперервного руху води від входу до виходу. Ефективність посвітління стічних вод визначається структурою пластівців активного мулу, його фізичним станом. Емпіричний математичний опис кінетики осадження активного мулу на виході з аеротенку представлено у вигляді рівняння [16]:

$$Y = \exp\left(3,88 - 0,64 \ln \frac{t}{14}\right) \pm 12,08, \quad (2.8)$$

де Y — обсяг активного мулу, мол; 3,88 і 0,64 — експериментальні коефіцієнти; t — час осадження активного мулу, хв; 14 — максимальний час осадження активного мулу в пробі, відібраної на виході з аеротенку, хв.; 12,08 — коефіцієнт нев'язання.

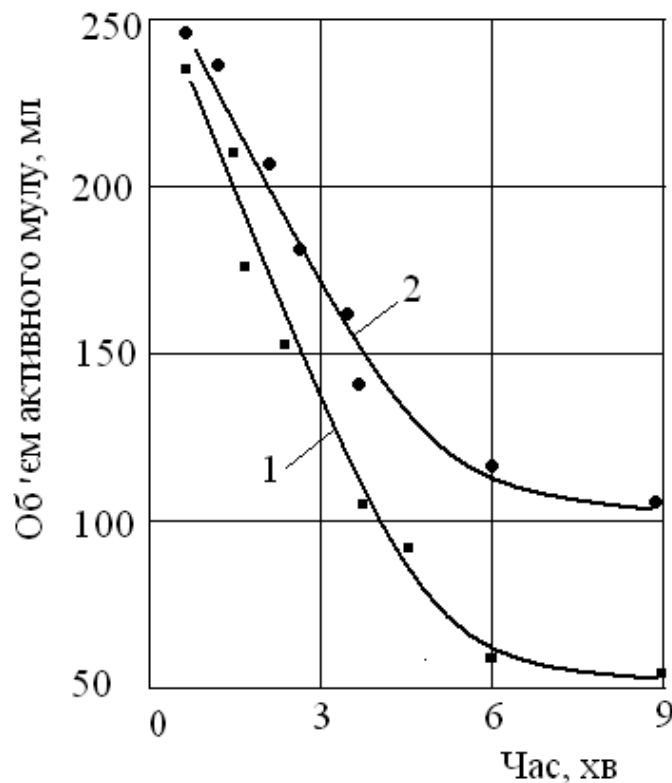


Рис. 2.5. Кінетика осадження активного мулу в пробах, відібраних на виході з аеротенка: 1 — після подачі кисню в первинний відстійник; 2 — до подачі кисню в первинний відстійник

Необхідно відзначити, що частки суспензії рухаються в турбулентному потоці разом з навколишньою їхньою рідиною, і на їхній рух щодо рідини під дією сили ваги накладаються безладні коливання в різних напрямках.

Седиментаційні властивості мулових сумішей на виході з аеротенка оцінюються по кривій кінетики зниження границі роздягнула фаз (кривій Кинша). Обробка експериментальних даних за допомогою отриманої математичної залежності показала її ідентичність кривій Кинша. З рис. 2.6 видно, що в перші три minuti осадження активного мулу йде з максимальною швидкістю, а через 9 хвилин шар мулу зменшується в 5 разів. Це свідчить про високу осідаючу здатність активного мулу. Такий режим випадання суспензії може бути віднесений до категорії змішаних завдань гідрокінетики й характеризується одночасним обтіканням часток при їхньому осадженні й витисненні рідини у зворотному напрямку з ущільнюючого шару, тобто фільтрацією. Таким чином, кінетика осадження мулу залежить від умов роботи аеротенку й вторинного відстійника.

Експериментальної й розрахункові дані кінетики осадження мулу на виході з аеротенку, наведені в табл. 2.6. Як видно, похибка експерименту в середньому становить 6—10 %. Однак необхідно відзначити, що на процес седиментації активного мулу на виході з аеротенку впливає концентрація розчиненого кисню, що рівнянням (2.8) не враховується.

Обсяг відстійної зони дорівнює 2190 м^3 , а розрахункова пропускна здатність при 1,5 годинному відстоюванні становить $1460 \text{ м}^3/\text{год}$. Середня лінійна швидкість руху води у відстійнику дорівнює $22 \text{ м}/\text{год}$. Вхід води у відстійник здійснюється по центральній трубі, проходить розподільний пристрій, виконаний у вигляді циліндричної дірчастої перегородки, і рухається в радіальному напрямку від центра до периферійної ринви, з якого приділяється по трубах. Фактично вхід і вихід стічних вод здійснюється зверху. Тому спостерігається наявність застійних зон у периферійній частині радіального відстійника, обсяг яких досягає 10—20 % загального обсягу відстійника.

Таблиця 2.6. Кінетика осадження активного мулу на виході з аеротенку

Час, хв	Експериментальний обсяг, мол	Розрахунковий обсяг, мол
1,5	210,00	208,63
1,8	190,00	187,77
2,0	170,00	176,69
3,0	110,00	118,39
4,0	90,00	98,49
5,0	70,00	67,79
15,0	50,00	46,72

Були зроблені відбори проб води по радіусі відстійника на різній глибині з наступним проведенням аналізів на вміст розчиненого кисню (рис. 2.6).

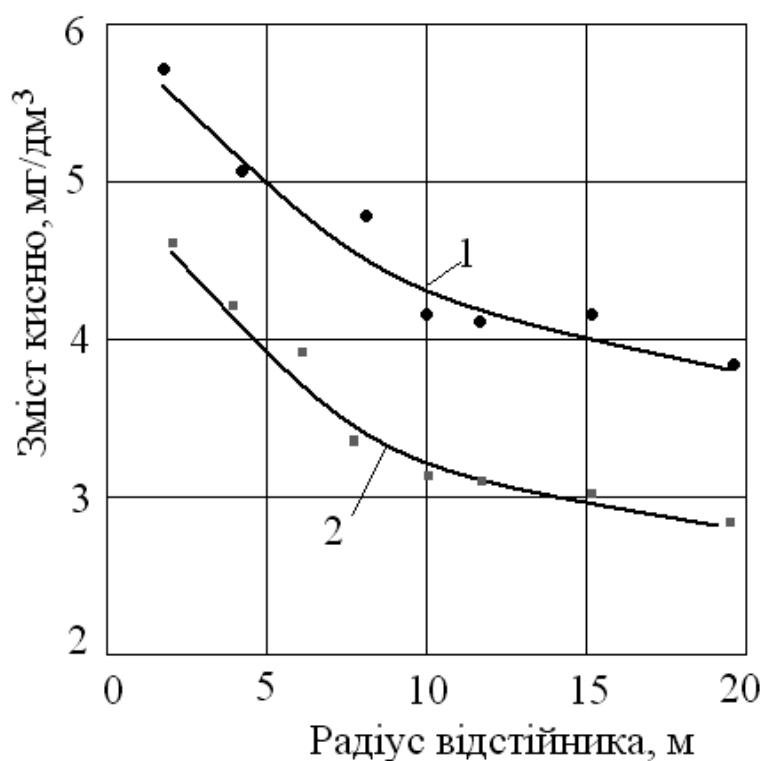


Рис. 2.6. Розподіл вмісту розчиненого кисню по радіусу відстійника на глибині, м: 1 — 1; 2 — 2

При порівнянні змісту розчиненого кисню в горизонтальних і радіальних відстійниках (рис. 2.4 і рис. 2.6) необхідно відзначити ідентичність характеру зниження концентрації розчиненого кисню. Недолік розчиненого кисню призводить до інтенсифікації анаеробних процесів, що спричиняє спухання активного мулу й підвищений винос зважених речовин із вторинних відстійників. Тому необхідно ліквідувати застійні зони в периферійній частині відстійника, у яких зміст розчиненого кисню становить 2,9 мг/дм³.

Для підвищення концентрації розчиненого кисню в стічній воді необхідно поліпшити гідравлічний режим спорудження. Це дозволить підвищити ефективність роботи радіальних вторинних відстійників.

2.3. Сполучення процесів відстоювання й аерації в одному спорудженні. Ліквідація периферійних застійних зон у горизонтальних відстійниках

При обстеженні горизонтальних відстійників виявлено, що через недосконалість системи подачі й відводу води з відстійника спостерігається нерівномірний розподіл швидкостей потоку води по перетині апарата. Різниця у швидкостях потоку води між поверхнею й глибиною 1,5 м становить 60 %. Нерівномірний профіль швидкостей потоку води за довжиною, шириною й глибиною відстійника свідчить про нераціональне використання робочого об'єму апарату. Коефіцієнт використання об'єму горизонтального відстійника становить 0,35—0,4. Настільки низьке значення цього коефіцієнта обумовлено наявністю застійних зон у придонній частині й у стінок відстійнику, загальний об'єм яких досягає 60—70 % об'єму спорудження.

Тому було запропоновано створити аеровідстійник на основі діючих промислових відстійників горизонтального типу. Для цього була забезпечена подача технологічного повітря безпосередньо в зону відстоювання. При цьому вода буде насичуватися киснем повітря, необхідним для підтримки життєдіяльності аеробних мікроорганізмів, що розкладають органічні речовини, і виключить спухання мулу й винос його з відстійників. За літературним даними подібна ідея обґрунтована й реалізована шляхом пристрою так званих преаераторів. Конструктивно преаератор виконується у вигляді ємності, розташованої перед входом води в зону відстоювання, де вода насичується повітрям за допомогою спеціально передбачених аераторів. Тривалість перебування води в преаераторі становить 10—30 хв при питомій витраті повітря $0,5 \text{ м}^3/\text{м}^3$. Однак у наших умовах застосувати преаератор досить важко, тому що для цієї мети буде потрібно побудувати ємність об'ємом 260 м^3 . Інакше кажучи, вхідний лоток, що існує, необхідно розширити до наступних розмірів: глибина — 2,2 м, ширина — 5 м, при незмінній довжині лотка на всю ширину відстійника, яка дорівнює 24 м. Це зажадає більших обсягів бетонних і земельних робіт. Тому було запропоновано сполучити процес аерації з одночасним відстоюванням води.

Практично сполучений процес відстоювання виглядає в такий спосіб. Уздовж бічних стін відстійника по обидва боки укладається по одній перфорованій трубі для подачі повітря. Труба укладається на глибину $3/4$ висоти шару води. Це зроблено для того, щоб потік повітря не каламутив шар осаду, що перебуває на дні. Виходячи з отворів труб повітря насичує киснем воду, одночасно захоплюючи наверх шар води, що знаходиться біля стінки. Завдяки цьому вода у відстійнику буде піддаватися слабкому перемішуванню в поперечному напрямку

водного потоку. При цьому, чим більше швидкість подачі повітря на аерацію, тим активніше піде біологічний процес і буде краще очищена вола. Однак, при надмірно великій швидкості подачі повітря на аерацію можливе погіршення процесу відстоювання. Тому були підібрані умови, засновані на теоретичних розрахунках, при яких досягалися гарні результати по біологічному очищенню й одночасному гравітаційному осадженню твердих часток, що втримуються в стоках. Загальна витрата повітря, що подається у відстійник, склала 673 м³/год. При подачі повітря в шар води над отвором аератора утвориться стовп газорідної суміші, завдяки чому виникає ерліфтний підйом рідини в цій зоні. Інтенсивність циркуляції визначається умовою рівноваги крутного моменту, що виникає в результаті різниці гідростатичного тиску води й газорідної суміші, і моменту сил гідравлічного опору [17].

Поділ мулової суміші й посвітління очищеної води у вторинних відстійниках відбувається в умовах турбулентного руху, що являє собою результат дії всіх факторів гідродинамічного режиму роботи відстійника (режим впуску й відводу стічних вод, режим видалення осілого осаду), які обумовлюють вихровий вплив на потік у цьому спорудженні. Інтенсифікація процесу гравітаційного мулорозділення досягається за рахунок слабого перемішування мулової суміші за допомогою аерації. Під впливом аерації поліпшується коагуляція пластівців активного мулу (біоплівки), ущільнюється їхня структура й, як наслідок, підвищується концентрація зворотного мулу при зниженні кінцевої концентрації зважених речовин на виході із вторинних відстійників, поліпшуються інші показники (табл. 2.7 і 2.8).

Таблиця 2.7. Якість стічних вод на виході з первинних відстійників до й після впровадження аераторів

Показники якості, мг/дм ³	До впровадження	Після впровадження
БПК _п	106,0	97,8
ХПК	116,5	68,5
Амонійний азот	11,2	9,0
Нітрити	0,28	0,32
Зважені речовини	74,0	71,0
Розчинений кисень	2,8	5,4

Як видно з табл. 2.7, впровадження аераторів у первинному відстійнику дозволило знизити БПК на 8,2 %, ХПК — на 41 %, вміст зважених речовин знизився на 4 %, зміст іонів амонію — на 19,6 %. Підвищення вмісту нітритів обумовлено поглибленням процесів нітрі-денітрифікації [18].

Таблиця 2.8. Якість стічних вод на виході із вторинних відстійників до й після впровадження аераторів

Показники якості, мг/м ³	До впровадження	Після впровадження
БПК _п	19,2	18,5
ХПК	28,0	38,0
Амонійний азот	5,4	2,2
Нітрити	1,56	0,45
Зважені речовини	21,0	14,0
Розчинений кисень	4,7	7,0

Як видно з табл. 2.8, впровадження аераторів дозволило поліпшити такі показники як амонійний азот — його вміст знизився в 2,45 рази, вміст нітритів зменшився в 3,5 рази, вміст зважених речовин знизився на 33,0 %, концентрація розчиненого кисню збільшилася на 48 %. Збільшення концентрації нітратів з 9,0 мг/дм³ до 14,8 мг/дм³ пояснюється поглибленням процесів

нітрі-денітріфікації. Збільшення ХПК не спричиняє серйозних наслідків, тому що воно перебуває в межах припустимої норми.

Для ліквідації застійної зони біля стін зливального лотка були встановлені вирівнювачі відстоюється води, що, виконані у вигляді П-подібних труб. Вирівнювачі потоку води, так звані переточні труби, установлені на зливальних порогах на відстані 1,0—1,5 м і опущені одним кінцем у басейн на глибину 0,4—0,6 глибини відстійника, а іншим — у вихідний лоток. Схема відстійника, обладнаного переточними трубами й системою аерації, представлена на рис. 2.7.

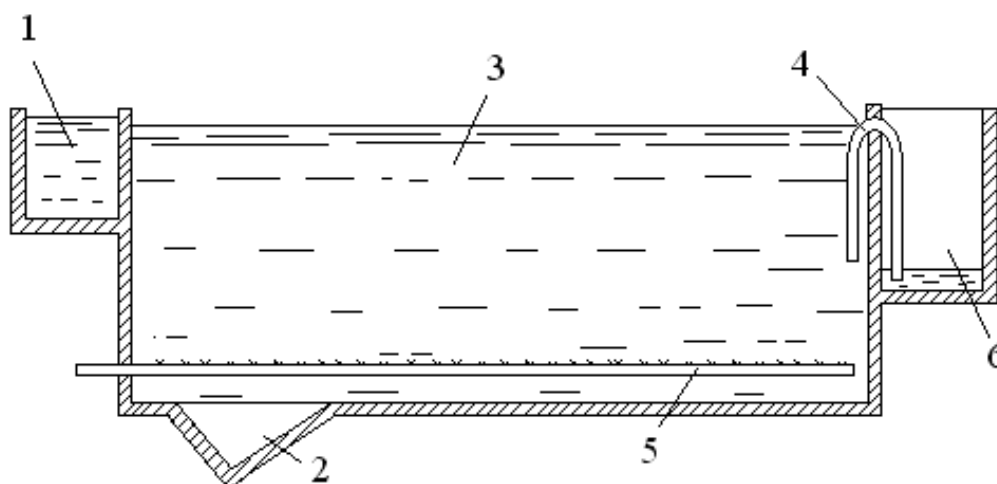


Рис. 2.7. Схема горизонтального відстійника, обладнаного переточними трубами й системою аерації: 1 — вхідний лоток; 2 — муловий прямок; 3 — басейн відстійника; 4 — переточні труби; 5 — аератори; 6 — вихідний лоток

Установка переточних труб, таким чином, дозволяє більш повно використовувати об'єм відстійника й ліквідувати застійні зони в периферійній нижній частині відстійника [19]. При відстані менш 1,0 м збільшуються капітальні витрати на установку переточних труб, а при відстані більше 1,5 м гарантувати вирівнювання потоку стає скрутним. Плаваючі зважені речовини затримуються в басейні відстійника порогом, що ви-

ступає вище рівня води у відстійнику. Відстань між кінцем переточної труби й днищем лотка становить 80 мм. Це виключає появу повітряного вакууму в зливальному лотку й не дозволяє переточним трубам вийти з робочого режиму. Основною умовою ефективної роботи переточних труб є необхідна витримка горизонтальності труб, тому що відхилення від обрію спричинять ненадходження стічних вод у переточні труби [20].

У кожній секції відстійника одна із труб установлена на середині зливального лотка, що одним кінцем опущена на 2/3 глибини відстійника, а іншим — у дренажну трубу зливального лотка. Це зроблено для того, щоб за допомогою центральної сурми спорожнити відстійник, якщо буде потреба, наприклад, для очищення від осаду, що нагромадився.

Для підтримки сталості рівня води у відстійнику був зроблений розрядний пристрій, обладнаний спеціальним фартухом, що охороняє переточні труби від потрапляння в них зважених речовин. Переточні труби можуть бути встановлені як самостійний пристрій, без впровадження аераторів у відстійниках. Устаткування первинного відстійника горизонтального типу системою аерації й переточних труб, переустаткування вторинного горизонтального відстійника в аеровідстійник і установка перетоків у контактному відстійнику дозволили значно поліпшити якість очищення води. Порівняльний аналіз роботи очисних споруджень до й після вдосконалень представлений у табл. 2.9.

З табл. 2.9 видно, що вміст зважених речовин зменшився в 2 рази, азоту амонійного — в 3 рази, концентрація нітритів знизилася на 5 %, БПК_п зменшилася на 40 %. Зміст нітратів збільшився на 10,3 %, що пояснюється поглибленням процесів нітрі-денітріфікації.

Таблиця 2.9. Аналіз роботи вдосконалених і типових очисних споруджень

Показники якості, мг/м ³	До вдосконалень	Після вдосконалень
Зважені речовини	20,0	10,0
Азот амоній	4,75	1,6
Нітрити	2,1	2,0
Нітрати	27,2	30,0
БПК _п	10,0	6,0

2.4. Установка збірно-дренажних пристроїв у радіальних відстійниках

Радіальні відстійники виконують ті ж самі функції, що і горизонтальні. Вони мають ті ж недоліки, що й горизонтальні: наявність великих застійних зон. Для ліквідації застійних зон у зливальній лотку радіального відстійника з периферійним випуском було запропоновано встановити аналогічні переструми (рис. 2.8).

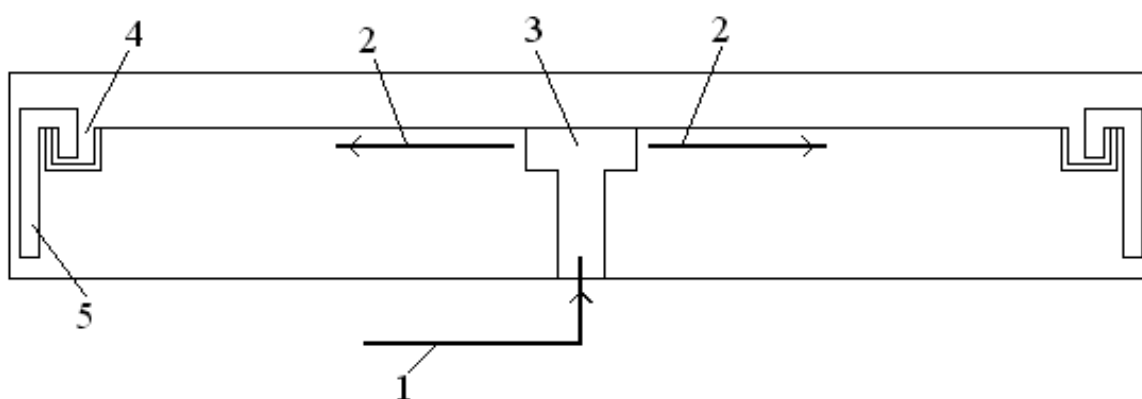


Рис. 2.8. Схема розташування переструмних труб на відстійниках радіального типу: 1 — надходження стічних вод; 2 — рух стічних вод; 3 — розподільна чаша; 4 — зливальний лоток; 5 — переточні труби

Порівняльний аналіз роботи очисних споруджень до й після установки перетікань на вторинних радіальних відстійниках представлений у табл. 2.10. Необхідно відзначити, що дані очисні спорудження, обладнані радіальними відстійниками з периферійним випуском стічних вод, призначені для очищення тільки господарсько-побутових стоків. Після очищення стічні води скидаються безпосередньо в ріку Дніпро. Цим і пояснюються такі низькі показники якості очищених стічних вод. З табл. 6.4 видно, що вміст зважених речовин знизився на 2,4 %, амонійного азоту — на 36 %, нітритів — на 3,2 %, нітратів — на 4 %, ВПК_п — на 7 %, а концентрація розчиненого кисню збільшилася на 22 %. Збільшення концентрації розчиненого кисню значною мірою сповільнює процес спухання мулу, що відповідно зменшує винос зважених речовин із очищеними стічними водами.

Таблиця 2.10. Аналіз роботи очисних споруджень до й після установки переструмів у вторинних відстійниках

Показник якості, мг/дм ³	До установки переструмів	Після установки переструмів
Зважені речовини	2,97	2,9
Азот амонійний	1,5	1,1
Нітрити	3,2	3,1
Нітрати	26,4	25,4
БПК _п	3,1	2,9
Розчинений кисень	8,3	10,1

Порівняльний аналіз роботи вторинного радіального відстійника, обладнаного переструмами, і вторинного радіального відстійника типового проекту показав, що винос зважених речовин з удосконаленого відстійника знизився на 15,8 %,

тобто з 11,7 до 10,1 мг/дм³. Установка переструмних труб у радіальних відстійниках з периферійним випуском стічних вод дозволила зменшити винос зважених речовин з відстійників на 23 т/год [20]. На конструкцію такого відстійника отримано патент України [21].

При використанні вторинних відстійників із центральним випуском стічних вод для зниження виносу зважених речовин з потоком проясненої води на фермі мулоскребачки встановлені рухливі водозбірні пристрої у вигляді труб-сифонів. На кожному відстійнику встановлено дві труби-сифона з однорядним розташуванням отворів.

Труби-сифони, переміщаючись по поверхні водного шару, збирають чисту воду й направляють її у водозбірний лоток. При цьому розвантажуються зливальні пороги збірного лотка, збільшується час перебування води в зоні відстоювання. Це сприяє зниженню виносу зважених речовин. Сумарна пропускна здатність установлених труб-сифонів доведена до 1040 м³/год.

Радіальний відстійник працює в такий спосіб: вихідна вода самопливом надходить у кільцевий розподільний пристрій відстійника, переміщаючись за допомогою шкребків, з'єднаних тягами з обертовою фермою, від периферії до центра відстійника й виводиться.

Прояснена вода самопливом досягає бортів збірного лотка й переливається в нього із двох сторін — зовні й усередині. Кількість води, що впливає через внутрішній борт зливального лотка, зменшено, що сприяє зниженню швидкості руху води, і відповідно, сприяє зниженню виносу зважених речовин з очищеними стоками. Це було досягнуто тим, що висота внутрішнього борта зливального лотка радіального відстійника збільшена таким чином, те тільки 1/8 частина всієї кількості води стала проходити через внутрішній борт лотка. Частина води

перепускається за допомогою труб-сифонів. Прояснена вода потрапляє в отвори на бічній поверхні труби-сифона й зливається в збірний лоток. Вода, що збирається в лотки, опускається по трубах і приділяється знизу відстійника. Один кінець труби-сифона частково заглушений, а другий — з'єднаний з коробом, постаченим гідрозатвором конічної форми, що сприяє зниженню гідравлічного опору сифонів. На коробі є штуцер, що служить для відсмоктування повітря з короба в момент запуску труби-сифона в роботу. Порівняльний аналіз якості стічних вод до й після установки труб-сифонів у вторинних радіальних відстійниках наведений у табл. 2.11.

Таблиця 2.11. Аналіз якості стічних вод, що пройшли вторинні відстійники до й після установки в них труб-сифонів

Конструкція відстійників	Середньорічні показники якості стоків, мг/дм ³		
	зважені речовини	азот амонійний	ХПК
Без труб-сифонів	61,2	2,2	99,7
Із трубами-сифонами	19,1	1,8	40,8

Як видно з табл. 2.11, установка труб-сифонів дозволила знизити винос зважених речовин із вторинних відстійників більш ніж в 3 рази, вміст амонійного азоту — на 22 %, ХПК — на 59 %.

Впровадження зазначених удосконалень у системі доочищення біологічно очищених стічних вод зробило позитивний вплив на якість очищення в цілому [22 — 25].

2.5. Використання біологічно очищених стічних вод для оборотного водопостачання підприємств хімічної промисловості

Максимальне використання біологічно очищених і знезаражених стічних вод для виробничого водокористування дозволяє в значній мірі скоротити споживання води із природних джерел і зменшити скидання стічних вод у водойми. Це дозволить значно знизити капітальні й експлуатаційні витрати на водогосподарчі потреби міста, дасть можливість поліпшити санітарний стан р. Дніпро.

Дана технологічна схема міських очисних споруджень передбачає подачу 50 тис. т/добу на підживлення водооборотних циклів ВАТ "ДніпроАзот". На очисні спорудження надходять стічні води ВАТ "Баглійкокс" у кількості 3683 м³/добу, з них 112 м³/добу — промислові стічні води після моноетаноламінового очищення (МЕАО). При цьому потреба підприємства у свіжій технічній воді, що надходить на МЕАО очищення, становить 5342 м³/добу. Відповідно до технологічного регламенту підприємства до якості свіжої технічної води й оборотного циклу водопостачання пред'являються певні вимоги. Усереднені якісні показники свіжої технічної води й води оборотного циклу водопостачання моноетаноламінового очищення наведені в табл. 2.12.

Для порівняння приведемо ті ж якісні показники біологічно очищених стічних вод на виході з контактних відстійників після впровадження системи аерації й установки перетікань у первинному горизонтальному відстійнику, переустаткування типowego горизонтального відстійника в аеровідстійник, установки труб-сифонів на радіальних відстійниках, установки перетікань у контактних відстійниках (табл. 2.13). При порівнянні

табл. 2.12 і 2.13 можна зробити висновок, що очищена стічна вода за якісними показниками відповідає воді оборотного циклу водопостачання моноетаноламінового очищення.

Таблиця 2.12. Якість свіжої технічної води й води оборотного циклу водопостачання

Показники якості	Водневий показник і вміст речовин	
	Оборотний цикл	свіжа технічна вода
Водневий показник рН	8,2	8,4
Зважені речовини, мг/дм ³	23,5	23,5
Хлорид, мг/дм ³	35,3	19,5
Сульфати, мг/дм ³	25,4	35,6
Сухий залишок, мг/дм ³	283	266,3
Твердість, мг-екв/дм ³	5,19	3,35
Лужність, мг-екв/дм ³	1,64	2,49
Окисленість, мг-екв/дм ³	9,5	13,5

Таблиця 2.13. Якість стічних вод після контактних відстійників

Показники якості	Значення показників
Водневий показник рН	7,2
Зважені речовини, мг/дм ³	10,0
Сульфати, мг/дм ³	25,0
Хлориди, мг/дм ³	21,0
Сухий залишок, мг/дм ³	283
Окисленість, мг-екв/дм ³	6,0
Твердість, мг-екв /дм ³	3,1
Лужність, мг-екв/дм ³	2,0

Виключення становлять окисленість і зміст зважених речовин, які наведені у табл. 2.12. Необхідно відзначити, що вміст солей кальцію й магнію (твердість) дорівнює $5,1 \text{ мг·екв/дм}^3$, відповідає середньому ступеню твердості води. Використання твердої води для виробничих цілей у системі оборотного водопостачання неприпустимо, тому що спостерігаються істотні відкладення на внутрішній поверхні труб.

При порівнянні табл. 2.12, 2.13 і 2.5 видно, що після проходження стічних вод через удосконалені очисні спорудження якість очищення відповідає вимогам, пропонованим до вод оборотного циклу. Таким чином, очищена вода може бути використана на водооборотних циклах ВАТ "Баглійкокс" [26].

2.6. Відвернений економічний збиток від впровадження природоохоронних заходів

Одним з важливих показників економіко-екологічних оцінок є економічний збиток, завданий народному господарству забрудненням навколишнього середовища, і, зокрема, забрудненням водних об'єктів. Найбільш прогресивним напрямком захисту водойм від забруднення визнане максимальне зниження концентрації шкідливих речовин шляхом удосконалення технологічних процесів очищення при мінімальних витратах і поліпшених показниках «землеємності». Це особливо актуально в сьогоденних умовах, тому що будівництво додаткових очисних споруджень проблематично через умови забудови й дефіциту площ, також через практично повну відсутність необхідного фінансування [27—32].

Аналіз вітчизняного [33] і закордонного [34] досвіду методичних розрахунків оцінки економічного збитку від забруд-

нення відкритих водойм показує, що у всіх методиках основними показниками для розрахунку економічного збитку приймається маса скидання забруднених речовин і відповідні питомі збитки. Виходячи з ідентичності методичних розрахунків визначення економічного збитку у вітчизняній і закордонній практиці, розрахунок зроблений за формулою:

$$B = \gamma_{\text{рег}} \cdot K_{\delta}, \quad (2.9)$$

де B — економічний збиток, грн; $\gamma_{\text{рег}}$ — регіональний показник питомого збитку, грн/умов. т; $M_{\text{пр}}$ — наведена маса забруднень, що попадають у водний об'єкт, умов.т/год; K_{δ} — басейновий поправочний коефіцієнт, що враховує забруднення окремих водогосподарчих об'єктів. У цьому випадку $K_{\delta} = 2,2$ [35 — 37].

Значення $\gamma_{\text{рег}}$ по областях України розраховані з використанням поправочного коефіцієнта й для Дніпропетровської області $\gamma_{\text{рег}} = 131,23$ у.д.е./умов.т, що становить 714 грн/умов.т.

Значення величини $M_{\text{пр}}$ визначається за формулою:

$$M_{\text{пр}} = \sum m_i A_i, \quad (2.10)$$

де m_i — загальна маса річного скидання i -й домішки, т; A_i — показник екологічної небезпеки i -го забруднювача, чисельно рівний ПДК конкретного забруднювача, за умови його влучення у водойму рибогосподарського значення, умов. т/т [36].

Таким чином, наведена маса забруднювачів, що попадають у водойму й здійснюють найбільш несприятливий вплив на якісний состав води, становить 46935 умов. т/год. Отриманий результат підставляємо у формулу (2.9) і одержуємо суму економічного збитку від забруднення водного об'єкта даними домішками, рівну 73372550 грн.

Впровадження комплексу водоохоронних заходів, що містить у собі аерацію стічних вод в умовах відстоювання, установку переточних труб у горизонтальних і радіальних відстійниках, а також монтаж додаткових збірно-дренажних пристроїв у радіальних відстійниках дозволили поліпшити якість очищення стічних вод за даними показниками.

Розрахунок наведеної маси річного скидання забруднюючих домішок до проведення комплексу водоохоронних заходів наданий у табл. 2.14.

Таблиця 2.14. Розрахунок наведеної маси річного скидання забруднюючих речовин до впровадження водоохоронних заходів

Назва речовини	Концентрація в стічних водах, г/м ³	Річний скид, т/рік	Значення А, т/т	Наведена маса річного скидання, т/рік
Зважені речовини	20,0	730,0	0,05	36,5
Амонійний азот	4,75	173,4	20,0	3468,0
Нітрити	2,1	76,7	12,5	959,0
Нітрати	27,2	993,0	0,11	109,0
БПК _п	10,0	365,0	0,33	121,0

Розрахунок економічного збитку від забруднення водного об'єкта після впровадження даного комплексу заходів наведений у табл. 2.15.

Наведена маса річного скидання забруднюючих речовин склала 2291,55 умов.т/рік, тобто впровадження даного комплексу водоохоронних заходів дозволило знизити суму економічного збитку до 3599567 грн. Таким чином, величина відверненого економічного збитку від забруднення навколишнього середовища склала 3772983 грн.

Таблиця 2.15. Розрахунок наведеної маси річного скидання забруднюючих речовин після впровадження водоохоронних заходів

Назва речовини	Концентрація в стічних водах, г/м ³	Річний скид, т/рік	Значення A_i , умов. т/т	Наведена маса річного скидання, умов. т/рік
Зважені речовини	100	365,0	0,05	18,25
Амонійний азот	1,6	58,4	20,0	1168,0
Нітрити	2,0	73,0	12,5	912,5
Нітрати	30,0	1095,0	0,11	120,5
БПК _п	6,0	219,0	0,33	72,3

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Яковлев С.В., Карелин Я.А., Ласков Ю.М. Водосотведение и очистка сточных вод. — М.: Стройиздат, 1996. — 591 с.
2. Яковлев С.В., Карелин Я.А., Ласков Ю.М., Воронов Ю.М. Очистка производственных сточных вод. — М.: Стройиздат, 1985. — 335 с.
3. Черненко Я.Н., Волошин Н.Д., Ктитаров А.С., Щербак А.Л. Совершенствование работы сооружений биологической очистки сточных вод // Химия и технология воды.— 1998.— т. 20.—№ 4.— С. 443 — 448.
4. Ласков Ю.М., Воронов Ю.В., Калицун В. И. Примеры расчета канализационных сооружений. — М.: Высшая школа, 1981.— 232 с.
5. Разработка и внедрение мероприятий по повышению качества очистки сточных вод в горизонтальных отстойниках: Отчет о НИР (заключительный)/ Днепродзержинский индустриальный институт № ГР 0196U002102; Инв. № РТО 0697U006224.— Днепродзержинск, 1993.— 26 с.

6. Юрков Е.В. Влияние промежуточных дырчатых перегородок на эффективность работы горизонтальных отстойников // Санитарная техника.— 1971.—№ 10.—С. 187 — 191.

7. Дейли Д., Харлеман Д. Механика жидкости: Пер. с англ.— М.: Энергия, 1971. — 480 с.

8. Богомолов А.И., Михайлов К.А. Гидравлика.— М.: Стройиздат, 1972. — 648 с.

9. Прозоров И.В., Николадзе Г.И., Минаев А.В. Гидравлика, водоснабжение и канализация.— М.: Высш. шк, 1990.— 448 с.

10. Кульский Л.А., Булава М.Н., Гороновский И.П., Смирнов П.И. Проектирование и расчет очистных сооружений водопроводов.— К.: Будівельник, 1972.— 424 с.

11. Канализация населенных мест и промышленных предприятий / Н.И. Лихачев, И. И. Ларин, С.А. Хаскин и др./ Под ред. В.Н. Самохина.— М.: Стройиздат, 1981.— 639 с.

12. Попов А.В., Бодров В. И., Перов В.Л. Моделирование процессов загрязнения водной среды за рубежом // Химическая промышленность за рубежом. — 1984.—№ 3.— С. 28—45.

13. Примак А.В., Катаров В.В., Качиашвили К.И. Системный анализ контроля и управления качеством воздуха и воды.— К.: Наукова думка, 1991.—360 с.

14. Черненко Я.Н., Волошин Н.Д., Ктитаров А.С. Новые закономерности механизма и кинетики осаждения взвешенных веществ из биологически очищенных сточных вод // Труды Всеукраинской научно-методической конференции "Екологія та інженерія. Стан, наслідки, шляхи створення екологічно чистих технологій.— Дніпродзержинськ: ДДТУ, Екологічний фонд Придніпров'я, 1996.— С. 108—110.

15. Черненко Я.Н., Волошин Н.Д. Интенсификация процессов биологической очистки сточных вод // Экология и промышленность России.— 1998.— С. 33—36.

16. Черненко Я.Н., Волошин Н.Д., Трикило А.И. Исследования кинетики осаждения активного ила в аэротенке // Вопросы химии и химической технологии.— 1998.— № 3.— С. 62—64.

17. Евилевич М.А., Брагинский Л.Н. Оптимизация биохимической очистки сточных вод.—Л.: Стройиздат, 1979.—160 с.

18. Волошин Н.Д., Черненко Я.Н., Баранова М.А. Совершенствование биологической очистки сточных вод с применением горизонтальных отстойников и биофильтров // Труды II Всеукраинской студенческой научной конференции,— Часть I.— Донецк: ДонГТУ, ДонГУ, ДонГАУ,— 1996.— С. 50—51.

19. Волошин Н.Д., Черненко Я.Н., Фефилова И.П. Пути снижения выноса взвешенных веществ из вторичных отстойников // Труды УП Всеукраинской студенческой научной конференции.— Том. 1.—Донецк: ДонГТУ, ДонГУ, ДбнГАУ.— 1997.— С. 73—74.

20. Разработка и внедрение мероприятий по улучшению степени очистки сточных вод на биологической станции первой очереди: Отчет о НИР (заключительный)/ Днепродзержинский государственный технический университет, х/д 355/94.— Днепродзержинск, 1994.— 34 с.

21. Пат. 23864А Украина, МКИ 3В 01 Д 21/00. Радиальный отстойник/ Волошин Н.Д., Черненко Я.Н., Тимуршина Е.Н. (Украина). — № 95094250; Заявл. 22.09.95; Опубл. 31.08.98, Бюл. № 4.

22. Волошин Н.Д., Черненко Я.Н. Снижение выноса взвешенных веществ из вторичных отстойников биологической очистки сточных вод // Труды У Всеукраинской студенческой научной конференции .—Часть I.— Донецк: ДонГТУ, ДонГУ, ДонГАУ. — 1995.

23. Волошин Н.Д., Черненко Я.Н., Щербак А.Л. Усовершенствование биологической очистки сточных вод // Труды Всеукраинской научно-методической конференции "Екологія та Інженерія. Стан, наслідки, шляхи утворення екологічно—чистих технологій".— Дніпродзержинськ: ДДТУ, Екологічний фонд Придніпров'я, 1996.— С.9.

24. Черненко Я.Н., Волошин М.Д., Щербак О. Л. Удосконалення біологічної очистки побутових стічних вод // Хімічна промисловість України.— 1998.— № 4.— С. 73—75.

25. Черненко Я.Н., Волошин Н.Д. Выравнивание скоростей движения потоков сточных вод в отстойниках // Науковий вісник будівництва.— Х.: ХГТУСА, ХОТ О АСУ. — 1999.— №7.— С. 147—152.

26. Черненко Я.Н., Волошин Н.Д. Использование биологически очищенной сточной воды в оборотных циклах предприятий химической промышленности. //Науковий вісник будівництва.— Х.: ХГТУСА, ХОТ О АСУ. — 2000.—№11.— с.225—228.

27. Пилипчук Н., Колмакова В. Роль экологических фондов в период перехода к рыночной экономике // Экономика Украины. — 1998. — № 2. — С.73 — 79.

28. Чернобаев И.П. Химия окружающей среды. — К.: Высшая школа, 1990. — 191 с.

29. Беккер А.А., Агаев Т. Б. Охрана и контроль загрязнения природной среды.— Л.: Гидрометеиздат, 1989.— 286 с.

30. Дажо Р. Основы экологии: Пер. с фран.— М.: Прогресс, 1975. — 425 с.

31. Демина Т.А. Учет и анализ затрат предприятий на природоохранную деятельность.— М.: Финансы и статистика, 1990.— 112 с.

32. Методика расчета размеров возмещения убытков, причиненных государству вследствие нарушения законодательства об охране и рациональном использовании водных ресурсов.— Минэкобезопасность Украины, приказ № 37 от 18.05.95; зарегистрирована в Министерстве юстиции Украины 01.06.95, № 162/698, газет "Бизнес", 1995, № 25.

33. Низ А. Экономика и окружающая среда: Сокр. пер. с англ. — М.: Экономика, 1994.— 192 с.

34. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей сред / Быстров А.С., Варанкин В.В., Вилинский М.А. и др. — М.: Экономика, 1986.— 96 с.

35. Оценка показателей удельных экономических ущербов от загрязнения воздушного и водного бассейнов Украины в расчете на единицу концентрации вредных веществ: Отчет о НИР / Сумской государственной университет, — Сумы: СОО УЭАН; № ГР 0195U003715. — 165 с.

36. Балацкий О. Оценка экономического ущерба, причиненного загрязнением водного бассейна Украины в условиях становления рыночных отношений // Вісник Сумського державного університету.— 1995.— № 3.— С. 113—119.

37. Постанова Кабінету Міністрів "Про затвердження порядку встановлення нормативів збору за забруднення навколишнього природного середовища і стягнення цього збору", № 303 від 1.03.99.

Розділ 3

РОЗРОБКА ТЕХНОЛОГІЧНОЇ СХЕМИ ЕРЛІФТНОЇ ЦИРКУЛЯЦІЇ АКТИВНОГО МУЛУ І МУЛОВОЇ СУМІШІ

На очисних спорудах лівого берегу за нашими розробками було встановлено ерліфт між аеротенком і регенератором діаметром 200 мм і пропускною здатністю 200 м³/год. Витрата повітря на роботу цього ерліфту складає 300 — 400 м³/год. Ерліфт працює надійно, без будь яких ускладнень.

3.1. Технологічна схема ерліфтною циркуляції активного мулу і мулової суміші при послідовному включенні аеротенків і вторинних відстійників

Технологічна схема ерліфтною циркуляції активного мулу і мулової суміші при послідовному включенні аеротенків та вторинних відстійників, яка може забезпечити підвищений ступінь очищення стічних вод від азоту та фосфору, показана на рис. 3.1.

Її особливість полягає в тому, що вихідні стічні води подаються в об'єднаний аеротенк в три точки. Розрахункове співвідношення потоків 18, 20 і 21 складає 1:5:4, але в залежності від конкретних обставин це співвідношення можливо змінювати і корегувати в процесі роботи. Потік стічних вод 21 разом з потоком активного мулу 11, який забирається з мулової камери ерліфтом 9 за допомогою стиснутого повітря 7, потрапляє в анаеробну зону АН аеротенка.

У цієї зони, яка має протяжність на половину довжини аеротенка, відбуваються біологічні процеси очищення стічних вод, в тому числі денітрифікація тому, що там спостерігається нестача розчиненого кисню, концентрація якого повинна бути близькою до 2—3 мг/дм³. На вході в анаеробну зону встановлено ерліфт 13, за допомогою якого відбувається розбавлення вихідних стічних вод, що має дуже важливе значення для запобігання можливості отруєння мікроорганізмів активного мулу під час залпових викидів чи погіршення якості вихідних стічних вод.

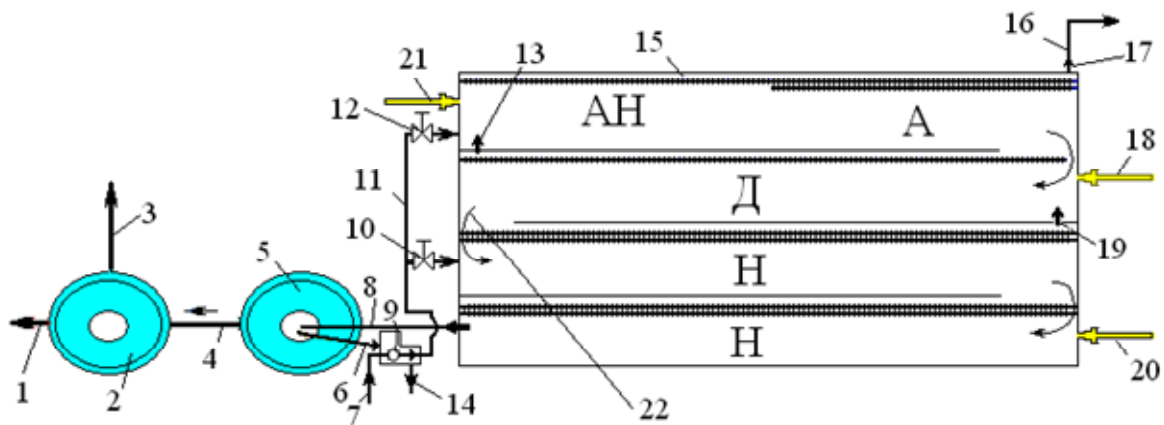


Рис. 3.1. Технологічна схема ерліфтної циркуляції активного мулу і мулової суміші при послідовному включенні аеротенків та вторинних відстійників: 1, 14 — активний мул на ущільнення; 2, 5 — вторинні відстійники; 3 — очищені стічні води на біоставки; 4 — лоток; 6, 11 — активний мул в аеротенки; 7 — повітря; 8 — мулова суміш; 9, 13, 17, 19, 21 — ерліфти; 10, 12 — засувки; 15 — аератори; 16 — мулова суміш до пісковловлювачів; 18, 20, 21 — стічні води з первинних відстійників; АН — анаеробна зона; А — аеробна зона; Д — денітрифікатор (аноксидна зона); Н — нітрифікатор (аеробна зона)

З анаеробної зони АН суміш стічних вод і активного мулу самопливом проходить анаеробну зону А, в якій концентрація розчиненого кисню досить висока і тому там переважають аеробні біологічні процеси очищення стоків від органічних і частково неорганічних речовин.

З аеробної зони А передбачено подачу частки мулової суміші 16 за допомогою ерліфта 17 в кінець пісковловлювачів, де вона змішується з вихідними стічними водами і далі потрапляє в первинний відстійник. Таким чином, вже в первинному відстійнику починається анаеробний процес нітрифікації.

В зоні денітрифікації Д аеротенка підтримується анаеробний режим, тобто туди подається мало повітря, якого достатньо лише для попередження осідання і злежування мулу на дні апарату. Для збалансованого живлення мікроорганізмів в зону Д передбачено подачу свіжої маси вихідних стічних вод 18, а також мулової суміші з зони нітрифікації Н за допомогою ерліфта 19.

Остаточна очистка стічних вод відбувається в зонах нітрифікації Н, в яких подача повітря повинна бути високою, але трохи менш, ніж в зоні А.

Для збалансованого живлення мікроорганізмів в зони Н передбачено подача свіжої води 20 і активного мулу 11, регулювання кількості якого можливо за допомогою засувки 10 і 12, а також за рахунок подачі повітря 7 на ерліфт 9. В схемі збережено відведення надлишкового мулу 14 у відділення ущільнення з наступною подачею його на муловій майданчики. Потік мулової суміші 8 самопливом потрапляє у вторинний відстійник 5, в якому проводиться відокремлення активного мулу від очищених стічних вод.

Потік відстояної води по лотку 4 самопливом перетікає в другий вторинний відстійник 2 для додаткового осадження активного мулу. Цей мул у вигляді потоку 1 скидається в діючу систему ущільнення мулу. Відстояні стічні води 3 перетікають самопливом на діючі біологічні ставки.

Як видно з приведеного вище опису схеми, два існуючі аеротенки з двома регенераторами і обидва вторинні відстійники включено на послідовне проходження стічних вод, перед-

бачено замінити циркуляцію активного мулу за допомогою насосу на передачу мулу з мулової камери вторинного відстійника до аеротенків ерліфтом.

Крім того, запропоновано створити внутрішню циркуляцію мулової суміші між аеротенками і регенераторами, а також ерліфтну подачу мулової суміші до пісковловлювачів. Ще передбачено виділити в аеротенках анаеробну і аеробну зони, а також зони денітрифікації та нітрифікації шляхом перерозподілу існуючих потоків повітря на аерацію стічних вод.

Реалізація запропонованої схеми дасть можливість суттєво збільшити ступінь очищення стічних вод від азоту і фосфору, зменшити витрати електричної енергії і повітря на аерацію, знизити кількість завислих речовин, що потрапляють на біоставки з вторинних відстійників, забезпечити можливість подачі фільтрату з мулових майданчиків на повторну біологічну очистку.

Запропонована схема розширює можливості для підбору оптимального режиму роботи системи біологічної очистки в залежності від кількості і якості стічних вод, що надходять на очисні споруди. Для реалізації даної схеми не потрібні значні кошти і вона може бути виконана без залучення спеціалізованого будівельного підприємства. В даній технологічній схемі враховано світові досягнення з питань підвищення ступеня очистки стічних вод від азоту і фосфору.

Однак, необхідно встановити ерліфти для циркуляції активного мулу, виконати підземний лоток між вторинними відстійниками, встановити два ерліфта в аеротенках для внутрішньої циркуляції мулової суміші. Крім того, необхідно організувати послідовне включення аеротенків. Для виконання цієї задачі, на наш погляд, найбільш привабливими є два варіанти:
1) встановити два ерліфта сумарної потужністю по $500 \text{ м}^3/\text{год}$

між першим аеротенком і діючим другим регенератором;
2) встановити шандору заміст ерліфтів.

У ході гідробіологічного контролю біоценозу аеротенка з класичною подачею активного мулу (аеротенк № 1) та з впровадженою ерліфтною системою (аеротенк № 2), зроблено висновок про переваги втіленої ерліфтної системи. Під час мікроскопічних досліджень встановлено 15 видів індикаторних мікроорганізмів в обох аеротенках.

Для аеротенка № 1 на відміну від аеротенку № 2 характерна присутність наступних негативних видів: *Paramecium*, *Nematoda*, *Vor. Microstoma*, *Amphyleptus* та велика кількість цист коловерток, котрі є індикаторами поганого стану мулу та відображають несприятливі умови їх існування.

Відомо, що *Paramecium* та *Amphyleptus* одна із форм найбільш невимогливих до недовліку кисню інфузорій, котрі зустрічаються при розкладенні мулу. *Nematoda* — круглий черв, котрий зустрічається в аеротенках з зонами застою та недостатньої аерації.

Microstoma розвивається в перевантажених мулах з недостатньою аерацією. Виходячи з цього можливо зробити висновок, що втілення ерліфтної системи забезпечує покращення циркуляції активного мулу запобігаючи утворенню зон застою та його гниття, забезпечує оптимальні умови існування та стабільний розвиток мікроорганізмів з відсутністю анабіозу, а саме утворенню цист коловерток. За результатами спостережень даного пристрою зроблено висновок про необхідність впровадження ерліфту на другий аеротенк.

Матеріальний баланс аеротенка, складений на підставі виконаних технологічних розрахунків, надано в табл. 3.1.

Таблиця 3.1. Матеріальний баланс аеротенка з послідовним включенням в роботу обох аеротенків

Назва потоків	%	м ³ /год	тис. м ³ /добу
<i>Прихід</i>			
Стічні води з первинних відстійників	56,9	792	17908
– в анаеробну зону АН	8,4	117	2810
– в денітрифікатор Д	45,5	633	15198
– в аеробну зону Н ₂	3,0	42	1000
Рецикл мулової суміші	14,4	200	4800
– в анаеробную зону	2,1	30	710
– в денітрифікатор	11,5	160	3840
– в аеробну зону Н ₂	0,8	10	250
Активний мул			
– в анаеробну зону АН	25,1	350	8400
– в аеробну зону Н ₁	3,6	50	1200
Всього	100,0	1392	33408
<i>Витрата</i>			
Мулова суміш з аеробної зони Н ₂ в вторинний відстійник, в тому числі	85,6	1192	28608
– активний мул	29,0	404	9700
– стічні води	56,6	788	18908
– рецикл мулової суміші	14,4	200	4800
Всього	100,0	1392	33408

Орієнтовний перелік необхідних матеріалів і обладнання для реалізації технологічної схеми ерліфтною циркуляції активного мулу і мулової суміші при послідовному включенні аеротенків та вторинних відстійників, виконаний нами при технологічних розрахунках, приведено в табл. 3.2.

Таблиця 3.2. Витратні матеріали для внесення зміни до технологічної схеми ерліфтної циркуляції активного мулу і мулової суміші при послідовному включенні аеротенків та вторинних відстійників

Найменування	Матеріал	Кількість	Розміри, мм	Маса, кг
Труба $D_y = 400$	Вуглецевиста	15 м	$D = 426 \times 5$	778,65
Труба $D_y = 300$	сталь звичайна	42 м	$D = 325 \times 9$	2946
Труба $D_y = 250$		10 м	$D = 273 \times 7$	459,2
Труба $D_y = 80$		40 м	$D = 89 \times 3,5$	295
Цемент		Марка 500	4 мішка	
Гравій		100 кг		100
Пісок		300 кг		300
Фарба	Олійна	5 банок		15
Засувка $D_y = 80$		3 шт		
Засувка $D_y = 300$		2 шт		
Шандора		1 шт	80×80	
Куточок № 6, 3	Ст 3	10 м	63×63	57,2
Швелер № 18а	Ст 3	20 м	180×74	348

3.2. Технологічна схема ерліфтної циркуляції активного мулу і мулової суміші при паралельному включенні аеротенків і первинних відстійників і послідовному включенні вторинних відстійників

Для реалізації технологічної схеми ерліфтної циркуляції активного мулу при послідовному включенні в роботу аеротенків необхідно робити отвір в капітальній стінці, яка роз'єднує регенератор і аеротенк, а також встановити в цьому отворі шан-дору або іншій пристрій для перепуску мулової суміші. Враховуючі складність даної роботи, нами розглянуто інші схеми ерліфтної циркуляції активного мулу в аеротенках. Наприклад, заслуговує

уваги технологічна схема з паралельним включенням двох первинних відстійників і двох аеротенків та послідовним включенням двох вторинних відстійників і з ерлітною циркуляцією активного мулу і мулової суміші, що показано на рис. 3.2.

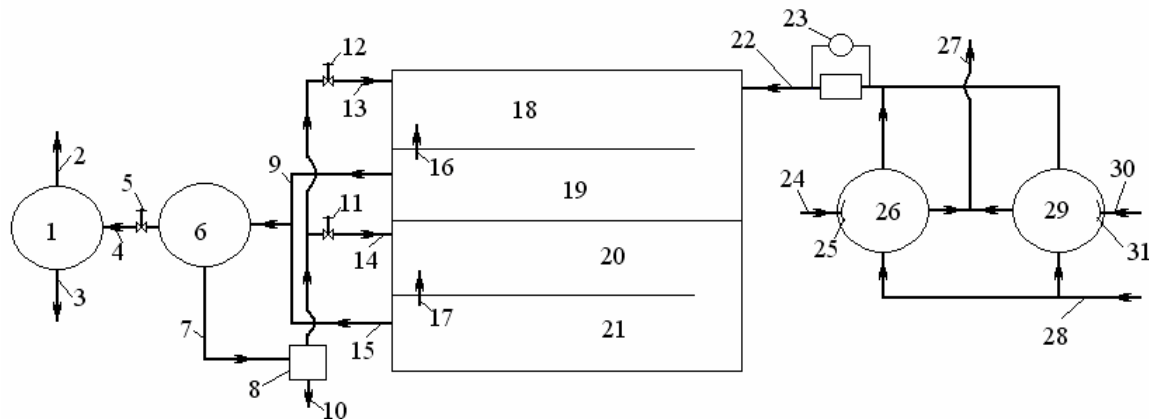


Рис. 3.2. Принципова технологічна схема з паралельним включенням двох первинних відстійників і двох аеротенків та послідовним включенням двох вторинних відстійників і з ерлітною циркуляцією активного мулу і мулової суміші: 1, 6 — вторинні відстійники; 2 — очищені стічні води на біоставки; 3, 10 — надлишковий активний мул на ущільнення; 5, 11, 12 — засувки; 7 — суміш циркулюючого та надлишкового активного мулу; 8 — ерліфт для циркулюючого мулу; 9, 15 — мулова суміш; 13, 14 — циркулюючий активний мул; 16, 17 — циркулююча мулова суміш; 18, 20 — регенератори; 19, 21 — аеротенки; 22 — відстояні стічні води; 23 — автоматична система регулювання подачі стічних вод в аеротенки; 24, 31 — повітря на усереднення стічних вод; 25, 30 — аератори; 27 — сирий осад; 28 — стічні вод з вловлювачів піску

Перевагами такої технологічної схеми є простота реконструкції очисних споруд. Необхідно встановити регулятор подачі стічних вод в аеротенки, основний ерліфт для циркуляції активного мулу та один допоміжний ерліфт для внутрішньої циркуляції мулової суміші додати до того, що уже існує. Та вторинні відстійники поєднати між собою перепускним лотком відкритого типу, розташованому на глибині 1 м. Однак, при та-

кої схемі залишається не вирішеним питання про надмірний час перебування активного мулу в регенераторі.

Підраховано, що час перебування активного мулу в регенераторах складає 15—18 годин. Якщо до цього часу додати час перебування активного мулу у вторинних відстійниках (2 години), та час його проходження через резервуар активного мулу, то з'ясується активний мул перебуває без харчування ледве не цілу добу.

3.3. Технологічна схема з паралельним включенням первинних відстійників та з послідовним включенням аеротенків і вторинних відстійників

Технологічна схема з паралельним включенням первинних відстійників та з послідовним включенням аеротенків і вторинних відстійників приведена на рис. 3.3.

Описання технологічної схеми. Технологічна схема з паралельним включенням первинних відстійників та з послідовним включенням аеротенків і вторинних відстійників розроблена як альтернатива технологічній схемі ерліфтної циркуляції активного мулу і мулової суміші при послідовному включенні аеротенків та вторинних відстійників. Її перевага полягає в тому, що вона дозволяє легко виключати з роботи один з аеротенків на випадок якоїсь аварії чи ремонту. Для технологічної схеми з послідовним включенням аеротенків перехід на роботу з одним аеротенком потребує встановлення спеціальних пристроїв для виведення мулової суміші з першого аеротенка у вторинний відстійник. Такими пристроями можуть бути ерліфти або сифони з гідро затворами.

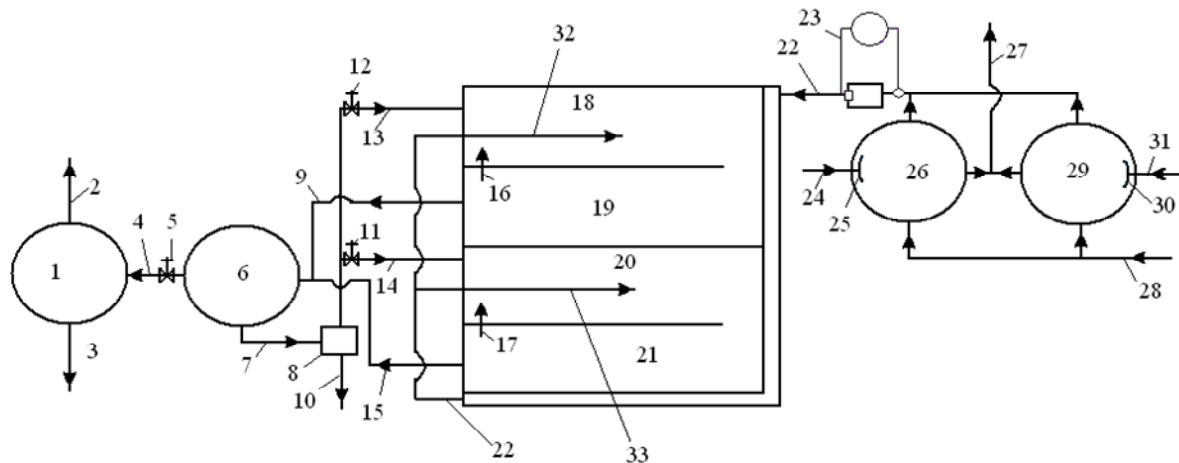


Рис. 3.3. Принципова технологічна схема з паралельним включенням двох первинних відстійників і двох аеротенків та послідовним включенням двох вторинних відстійників і з ерлітною циркуляцією активного мулу і мулової суміші: 1, 6 — вторинні відстійники; 2 — очищені стічні води на біоставки; 3, 10 — надлишковий активний мул на ущільнення; 5, 11, 12 — засувки; 7 — суміш циркулюючого та надлишкового активного мулу; 8 — ерліфт для циркулюючого мулу; 9, 15 — мулова суміш; 13, 14 — циркулюючий активний мул; 16, 17 — циркулююча мулова суміш; 18, 20 — регенератори; 19, 21 — аеротенки; 22, 32, 33 — відстояні стічні води; 23 — автоматична система регулювання подачі стічних вод в аеротенки; 24, 31 — повітря на усереднення стічних вод; 25, 30 — аератори; 27 — сирій осад; 28 — стічні вод з вловлювачів піску

Стічні води 28 з вловлювачів піску самотужки потрапляють паралельно в два первинні радіальні відстійники 26 і 29. В цих відстійниках відбувається осідання сирого осаду і усереднення стічних вод за допомогою повітряних аераторів 25 і 31, в яких передбачено подачу повітря 24 і 31. Одночасно аерація дозволяє збільшити вміст розчиненого аміаку в стічних водах.

У первинних відстійниках кінгстони повністю або частково відкриті в нормальному стані. Це дає можливість вести процес відстоювання і усереднення в режимі коливання рівня стічних вод в цих апаратах. Тому що на лінії перепуску стічних вод в аеротенки встановлено регулятор подачі стічних вод,

який працює в автоматичному режимі. Сирий осад 27 подається періодично на мулові майданчики за допомогою насосів (на схемі це не вказано). Збір плаваючих речовин здійснюється тільки в той час, коли рівень рідини сягає максимальної відмітки. На схемі вивід плаваючих речовин також не показано. Розподіл стічних вод по секціях аеротенків виконується за проектною схемою. Тобто стоки розподіляються таким чином: частина стоків подається в обидва регенератори 18 і 20 (приблизно 20 % від загального потоку), а основна маса входить в аеротенки 19 і 21 через вхідний лоток і розподіляється за допомогою шандорів. В регенераторах потоки відстояних стічних вод 32 і 33 необхідно подавати в середину цих апаратів. Це дає можливість зменшити регенераційну зону в регенераторах вдвічі. З обох аеротенків мулова суміш перетікає в вторинний відстійник 6, в якому здійснюється відстоювання очищених стоків. Освітлена вода 4 по підземному лотку з засувкою 5 перетікає у вторинний лоток 1, в якому додатково звільняється від осаду. Цей осад у вигляді потоку 3 разом з потоком 10 подається в резервуар і далі на ущільнення (схема вузлу ущільнення не показана). Освітлена вода 2 самопливом передається на біоставки (на схемі не показано).

Циркуляція активного мулу (потоки 13 і 14) здійснюється а допомогою ерліфта 8 (замість насосу). В кожному аеротенку передбачено внутрішню циркуляцію мулової суміші за допомогою ерліфтів (потоки 16 і 17). Ця циркуляція зменшує час перебування активного мулу в регенераторах і зменшує негативний вплив на мікроорганізми при коливаннях вмісту забруднених речовин в стічних водах на вході в аеротенки. В аеротенках збережена можливість вести процес в режимі “нітрифікація–денітрифікація”. Ця можливість досягається шляхом обмеження подачі повітря в першу половину регенераторів і першу полови-

ну аеротенків. Такий режим дозволить поглибити ступінь віддалення азоту амонійного і розчинених фосфатів зі стічних вод.

Розрахунок аеротенку. Вихідні дані: розрахункова вартова витрата стічних вод $q_w = 373 \text{ м}^3/\text{год}$, величина БПК_{повн} вихідної води $L_{en} = 150 \text{ мг/дм}^3$; необхідна величина БПК_{повн} очищених вод $L_{ex} = 10 \text{ мг/дм}^3$; припустимий винос мулу з вторинного відстійника першої ступені $a_t = 10 \text{ мг/дм}^3$.

Значення констант розрахункових рівнянь наведені в таблиці 40 СНиП 2.04.03-85[1].

$$\rho_{\max} = 59 \text{ мг БПК}_{\text{полн}}/(\text{г}\cdot\text{год}); K_1 = 30 \text{ мг/дм}^3;$$

$$K_0 = 1,06 \text{ мг/дм}^3; \varphi = 0,10 \text{ дм}^3/\text{г}; S = 0,3.$$

Приймаємо дозу мулу $a_{imidl} = 3,5 \text{ г/дм}^3$. і концентрацію розчиненого кисню $C_O = 2 \text{ мг/дм}^3$.

Об'єм регенератора дорівнює об'єму аеротенку, тобто ступінь регенерації дорівнює 0,5. Однак, в даному випадку має місце циркуляція $200 \text{ м}^3/\text{год}$ мулової суміші через регенератор, а також передбачена подача вихідних стічних вод в регенератор в кількості $117 \text{ м}^3/\text{год}$. Тому ступінь регенерації буде визначено таким чином:

$$R_r = \frac{200}{200 + 117 + 200} = 0,387.$$

Муловий індекс приймаємо за практичними даними $h = 100 \text{ см}^3/\text{г}$.

Матеріальний баланс одного аеротенка з паралельним включенням двох первинних відстійників і двох аеротенків та послідовним включенням двох вторинних відстійників і з ерліфтною циркуляцією активного мулу і мулової суміші наведено в табл. 3.3.

Таблиця 3.3. Матеріальний баланс одного аеротенка з паралельним включенням двох первинних відстійників і двох аеротенків та послідовним включенням двох вторинних відстійників і з ерлітною циркуляцією активного мулу і мулової суміші

Назва потоків	%	м ³ /год	м ³ /добу
Прихід			
Стічні води з первинних відстійників	65,1	373	8954
В тому числі:			
– в регенератор	20,4	117	2810
– в аеротенк	44,7	256,0	6144
Рецикл мулової суміші в регенератор	34,9	200	4800
Активний мул в регенератор	34,9	200	4800
Всього	100,0	573	13754
Витрата			
Мулова суміш	100,0	573	13754
в тому числі			
– активний мул	38,4	220	5280
– стічні води	61,6	353	8474
– рецикл мулової суміші	34,9	200	4800
Всього	100,0	573	13754

Визначаємо коефіцієнт рециркуляції активного мулу [2]

$$R_i = a_i / (1000 / J_i - a_i) = 3,5 / \left(\frac{1000}{100} - 3,5 \right) = 0,54.$$

За смыслом ступінь рециркуляції — це відношення кількості циркулюючого потоку активного мулу до кількості стічних вод, що потрапляють в аеротенк. Тому

$$R_i = 200 / 373 = 0,54.$$

Таким чином, для досягнення потрібної ступені очистки стічних вод циркулюючий активний мул повинен мати дозу мула $a_{imidl} = 3,5$ г/дм³.

Середня швидкість окислювання в системі аеротенка з регенератором при $\alpha_{imix} = 3,5$ г/дм³ визначається за формулою (49) СНиП 2.04.03-85[1], а значення констант вибираються з таблиці 40 СНиП 2.04.03-85[1].

$$\rho = \frac{10 \cdot 2}{10 \cdot 2 + 30 \cdot 2 + 1,06 \cdot 10} \frac{1}{1 + 0,1 \cdot 3,5} = 29,7 \text{ мг} \cdot \text{БПК}_{\text{повн}} / (\text{Г} \cdot \text{ГОД}).$$

Загальний період аерації в аеротенках, які працюють за принципом змішувачів, визначають так [3]:

$$t_{atm} = \frac{L_{en} - L_{ex}}{a_{imidl}(1-s)\rho} = \frac{150 - 10}{3,5(1 - 0,3)29,7} = 1,92 = 2 \text{ год.}$$

Навантаження на мул розраховуємо за формулою [3]

$$q = \frac{24(L_{en} - L_{ex})}{a(1-s)t_{at}} = \frac{24(150 - 10)}{3,5(1 - 0,3)2} = 4,9 \text{ мг} \cdot \text{БПК}_{\text{повн}} / (\text{Г} \cdot \text{ДОБА}).$$

Загальний об'єм аеротенка визначаємо так [3]:

$$W_{atm} = (W_{atm} - W_r) \left(1 + \frac{R_r}{1 - R_r} \right) = 2788 \left(1 + \frac{0,3}{1 - 0,3} \right) = 1952 \text{ м}^3.$$

Період окислення органічних забруднюючих речовин визначаємо за формулою [2, 3]

$$t_o = \frac{L_{en} - L_{ex}}{R_i a_i (1-s)\rho} = \frac{150 - 10}{0,54 \cdot 3,5(1 - 0,3) \cdot 29,7} = 3,66 \text{ год.}$$

Тут

$$a_r = a_i \left(\frac{1}{2R_i} + 1 \right) = 3,5 \left(\frac{1}{2 \cdot 0,54} + 1 \right) = 6,741 \text{ г/дм}^3.$$

Якщо $a_i = 1,8$ г/дм³, то

$$a_r = a_i \left(\frac{1}{2R_i} + 1 \right) = 1,8 \cdot \left(\frac{1}{2 \cdot 0,54} + 1 \right) = 3,47 \text{ г/дм}^3.$$

$$\rho = 59 \frac{10 \cdot 2}{10 \cdot 2 + 30 \cdot 2 + 1,06 \cdot 10} \frac{1}{1 + 0,1 \cdot 1,8} = 14,15 \text{ мг} \cdot \text{БПК}_{\text{повн}} / (\text{г} \cdot \text{год}).$$

$$R_i = a_i / (1000 / J_i - a_i) = 1,8 / \left(\frac{1000}{100} - 1,8 \right) = 0,22.$$

$$a_r = a_i \left(\frac{1}{2R_i} + 1 \right) = 1,8 \cdot \left(\frac{1}{2 \cdot 0,22} + 1 \right) = 5,89 \text{ г/дм}^3.$$

Період обробки води в аеротенку визначаємо за формулою

$$t_{at} = \frac{2,5}{\sqrt{3,47}} \lg \frac{150}{10} = 1,344 \cdot 1,176 = 1,58 \text{ год.}$$

$$t_{at} = \frac{2,5}{\sqrt{3,47}} \lg \frac{150}{20} = 1,344 \cdot 0,875 = 1,18 \text{ год.}$$

Період регенерації визначаємо за формулою

$$t_r = t_o - t_{at} = 3,66 - 1,58 = 2,08 \text{ год.}$$

Місткість аеротенку

$$W_{at} = t_{at} (1 + R_i) q_w = 1,18 (1 + 0,54) \cdot 373 = 1,87 \cdot 373 = 697,51 \text{ м}^3.$$

Місткість регенератора

$$W_r = t_r R_i q_w = 2,08 \cdot 0,54 \cdot 373 = 418,96 \text{ м}^3.$$

Приріст активного мулу в аеротенку

$$P_i = 0,8 C_{cdp} + K_g L_{en} = 0,8 \cdot 140 + 0,3 \cdot 150 = 112 + 45 = 157 \text{ г/дм}^3.$$

Фактичний об'єм:

– регенератору $V_r = 4,4 \cdot 9 \cdot 84 = 3326 \text{ м}^3$.

– аеротенку $V_a = 4,4 \cdot 9 \cdot 84 = 3326 \text{ м}^3$.

Таким чином, розрахунки за стандартною методикою вказують, що в діючих аеротенках мається великий запас робочого об'єму. Однак, аеротенки не забезпечують необхідну ступінь очищення стічних вод. Ця розбіжність може бути пояснена тим, що в аеротенки надходять стічні води з перемінною якістю. Тому активний мул не встигає пристосуватися до постійної і не передбаченої зміни умов біологічного окислення забруднень.

Розрахунок аеротенку при фактичних показниках.

Вихідні дані: розрахункова вартова витрата стічних вод $q_w = 373 \text{ м}^3/\text{год}$, величина БПК_{повн} вихідної води $L_{en} = 170 \text{ мг/дм}^3$; необхідна величина БПК_{повн} очищених вод $L_{ex} = 10 \text{ мг/дм}^3$; припустимий винос мулу з вторинного відстійника першої ступені $a_t = 10 \text{ мг/дм}^3$.

Значення констант рівняння (49) наведені в таблиці 40 СНиП 2.04.03.85.

$$\rho_{\max} = 33 \text{ мг БПК}_{\text{полн}}/(\text{Г} \cdot \text{ГОД}); K_1 = 3 \text{ мг/дм}^3;$$

$$K_0 = 1,81 \text{ мг/дм}^3; \varphi = 0,17 \text{ дм}^3/\text{Г}; S = 0,3.$$

Муловий індекс приймаємо як $h = 100 \text{ см}^3/\text{Г}$.

Дозу мулу приймаємо за практичними даними $a_i = 1,8 \text{ г/дм}^3$.

Визначаємо коефіцієнт рециркуляції активного мулу

$$R_i = a_i / (1000 / J_i - a_i) = 1,8 / \left(\frac{1000}{100} - 1,8 \right) = 0,22$$

Середня швидкість окислювання в системі аеротенка з регенератором при $\alpha_{imix} = 1,8 \text{ г/дм}^3$ визначається за формулою

(49) СНиП 2.04.03-85 [1], а значення констант вибираються з таблиці 40 СНиП 2.04.03-85 [1].

$$\rho = 33 \cdot \frac{10 \cdot 2}{10 \cdot 2 + 3,0 \cdot 2 + 1,81 \cdot 10} \cdot \frac{1}{1 + 0,17 \cdot 1,8} = 11,46 \text{ г} \cdot \text{БПК}_{\text{повн}} / (\text{г} \cdot \text{год}).$$

Загальний період аерації в аеротенках, які працюють за принципом змішувачів, визначають так:

$$t_{atm} = \frac{L_{en} - L_{ex}}{a_{imidl}(1-s)\rho} = \frac{170 - 10}{1,8(1 - 0,3)11,46} = 1,92 = 11,08 \text{ год.}$$

Навантаження на мул розраховуємо за формулою

$$q = \frac{24(L_{en} - L_{ex})}{a(1-s)t_{at}} = \frac{24(170 - 10)}{1,8(1 - 0,3)11,08} = 19,7 \text{ мг} \cdot \text{БПК}_{\text{повн}} / (\text{г} \cdot \text{доба}).$$

Термін окислення органічних речовин

$$t_0 = \frac{24(L_{en} - L_{ex})}{R_i a_r (1-s)\rho} = \frac{24(170 - 10)}{0,3 \cdot 1,8 \cdot (1 - 0,3) \cdot 11,46} = 2,33 \text{ год.}$$

Так як СНиП рекомендує R_i для вторинних відстійників з мулососами приймати не менш як 0,3, тому приймаємо $R_i = 0,3$.

Дозу мулу в регенераторі розраховуємо так

$$a_r = a_i \left(\frac{1}{2R_i} + 1 \right) = 1,8 \left(\frac{1}{2 \cdot 0,3} + 1 \right) = 4,08 \text{ г} / \text{дм}^3.$$

Період обробки води в аеротенку

$$t_{at} = \frac{2,5}{\sqrt{a_i}} \lg \frac{L_{en}}{L_{ex}} = \frac{2,5}{\sqrt{1,8}} \lg \frac{170}{10} = \frac{2,5}{1,34} 1,23 = 1,87 \cdot 1,23 = 2,29 \text{ год.}$$

Період регенерації

$$t_r = t_0 - t_{at} = 2,33 - 2,29 = 0,04 \text{ год.}$$

Тобто регенерація непотрібна для визначених умов біологічного очищення.

Місткість аеротенку

$$W_{at} = t_{at}(1 + R_i)q_w = 2,29(1+0,3)373 = 1119 \text{ м}^3.$$

Місткість регенератору

$$W_r = t_r R_i q_w = 0,04 \cdot 0,3 \cdot 373 = 4,476 \text{ м}^3.$$

Отриманий результат є незадовільним тому що об'єм регенератору за розрахунком значно менш за фактичний.

3.4. Розрахунки ерліфтів для циркуляції активного мулу в системі “аеротенк — вторинний відстійник — регенератор”

Для циркуляції активного мулу між аеротенками і вторинними відстійниками можна замість насосів використовувати повітряні підйомники — ерліфти. Їхні переваги — простота конструкції й надійність роботи, відсутність частин, що рухаються; недоліки — низький ККД, необхідність заглиблення приймалень камер ерліфтів. Ефективність роботи ерліфта залежить від величини відносного занурення [2]:

$$k = h / (H + h)k, \quad (3.1)$$

де h — глибина занурення ерліфта (від рівня в камері до місця підведення повітря) м, H — висота підйому рідини (від її рівня в камері до зливного отвору) м. Коефіцієнт k рекомендується приймати 0,5—0,6.

Питома витрата стисненого повітря на одиниці об'єму рідини, що підкачується, залежить від відношення L/H і визначається з наступної розрахункової залежності [3]:

$$\lg \frac{Q}{q} = \frac{2}{\sqrt{L/H}} - 1, \quad (3.2)$$

де $L = H + h$ — довжина ерліфта, м; Q — розхід повітря, м³/с, q — розхід рідини, м³/с.

Ця залежність спостерігається тільки при $H < 5$ м і відношенні $L / H > 2$.

Мінімальний тиск стисненого повітря, Па, що підводиться до ерліфту, може бути прийнятий за формулою

$$P_{\min} > h\gamma \cdot 10^4, \quad (3.3)$$

де h — глибина занурення ерліфта, м; γ — об'ємна маса рідини, що відкачується, т/м³.

Швидкість плинину рідини на вході у ерліфт звичайно дорівнює 1,2 — 2 м/с, а швидкість руху водоповітряної суміші у вихідного отвору не слід приймати більше 6 — 7 м/с. Швидкість руху стисненого повітря в трубопроводі, що підводить повітря, приймається 10 — 20 м/с залежно від тиску.

Діаметр і число отворів повітророзподільних пристроїв визначають, виходячи зі швидкості проходження повітря через отвори, рівної 2 — 3 м/с. Розрахункове число отворів з обліком можливого їхнього засмічення збільшують на 20 — 30 %.

КПД ерліфта визначається за формулою [2,3]

$$\eta = \frac{qH}{Q \cdot 2,3 \lg(p_1 / p_0)}, \quad (3.4)$$

де p_1 — тиск перед ерліфтом, Па; p_0 — атмосферний тиск, Па.

На подачу ерліфта впливає також конструкція його деталей. Так, наприклад, досвід показав, що доцільніше приймати трубопроводи зливу із плавним закругленням.

Недоліком цієї методики є незалежність витрати повітря від висоти підйому рідини. В довіднику рекомендується для невеликої висоти підйому рідини приймати питому витрату повітря від 1 до 2,5 м³/м³.

3.5. Приклад розрахунку ерліфта для перепуску мулової суміші з аеротенку в регенератор

Вихідні дані: кількість мулової суміші 500 м³/год. Висота підйому рідини $H = 300$ мм. Тиск повітря 5 м вод. ст. Прийmemo $K = 0,5$.

Тоді

$$0,5 = h / (H + h) \text{ або } 0,5 = h / (300 + h),$$

$$h = 0,5 / (300 + h),$$

$$h = 150 + 0,5h,$$

$$h = 150 / 0,5 = 300 \text{ мм.}$$

Якщо прийняти $L = 300 + 300 = 600$ мм.

Питома витрата повітря

$$\lg \frac{Q}{q} = \frac{2}{\sqrt{600/300}} - 1 = 2 / \sqrt{2} - 1 = 2 / 1,43 - 1 = 0,43.$$

$$\lg \frac{Q}{500} = 0,43.$$

$$Q / 500 = 10^{0,43} = 2,69.$$

$$Q = 2,69 \cdot 500 = 1345,0 \text{ м}^3/\text{год.}$$

$$q = 500 \text{ м}^3/\text{год}; h = 0,3 \text{ м.}$$

Результати розрахунку розмірів ерліфту для циркуляції активного мулу між аеротенками і вторинним відстійником представлені в табл. 3.4.

Таблиця 3.4. Результати розрахунку ерліфта при швидкості руху рідини на вході в ерліфт 2 м/с або 7200 м/год

H	L	K	L/H	$\sqrt{L/H}$	$2/\sqrt{L/H}$	$\lg \frac{Q}{q}$	$\frac{Q}{q}$	Q
0,1	0,4	0,75	4,0	2,00	1,00	0,00	1,0	500
0,2	0,5	0,6	2,5	1,58	1,27	0,27	1,86	930
0,3	0,6	0,5	2,0	1,41	1,42	0,42	2,00	1000
0,6	0,9	0,33	1,5	1,22	1,64	0,64	4,36	2180
0,9	1,2	0,25	1,33	1,15	1,74	0,74	5,50	2750
1,2	1,5	0,2	1,25	1,12	1,79	0,79	6,17	3085

В таблиці 3.5 надані розрахункові залежності подачі ерліфта від діаметра ствола ерліфта та швидкості руху рідини.

Таблиця 3.5. Вплив діаметра та швидкості руху рідини на подачу ерліфта

D	$\pi D^2 / 4$	Швидкість руху рідини, м/с		
		2	1,5	1,2
		Подача, м ³ /год		
500	0,19625	1413	1060 = 530	848 = 424
450	0,159	1145	859	687
400	0,1256	904	678	543
350	0,0960	691	518	415
300	0,07085	510	383	306

Продовження таблиці 3.5

D	$\pi D^2 / 4$	Швидкість руху повітряно-водяної суміші, м/с		
		6	4	3
		Подача суміші = повітря + рідина, м ³ /год при $Q/q=1$		
500	0,19625	4239=2120+2120	2826=1413+1413	1040=520+520
450	0,159	3434=1717+1717	2290=1145+1145	1717=858+858
400	0,1256	2713=1356+1356	1809=905+904	1356=678+678
350	0,0960	2074=1037+1037	1382 =691+691	1037=518+518
300	0,07085	1531=766+765	1020=510+510	765=382+383

Продовження табл. 3.5

D	$\pi D^2 / 4$	Швидкість руху повітряно-водяної суміші, м/с		
		6	4	3
		Подача суміші = повітря + рідина, м ³ /год при $Q/q=2$		
500	0,19625	4239=2826+1413	2826=1884+942	2120=1413+707
450	0,159	3434=2289+1145	2290=1527+763	1717=1144+572
400	0,1256	2713=1809+904	1809=1206+603	1356=904+452
350	0,0960	2074=1383+691	1382=921+461	1037=691+346
300	0,07085	1531=1020+510	1020=680+340	765=510+255

3.6. Обстеження системи “аеротенки-вторинні відстійники”

На момент виконання даної роботи аеротенки були включені в роботу при паралельному режиму.

На рис. 3.4 надано принципову схему системи “Аеротенки-вторинні відстійники”, за якою здійснюється очистка стічних вод.

Потік стічних вод 1 потрапляє в лоток 6 і через дві шандори 7 потрапляє самопливом в аеротенки 3 і 4, які працюють паралельно. Одна з шандор 7, яка встановлена на вході каналу для перепуску стічних вод в регенератори, постійно закрита. Стічні води змішуються з активним мулом на вході в аеротенки, а мулова суміш попадає тільки в один з двох радіальних відстійників. Для харчування мікроорганізмів в аеротенки і регенератори подається повітря від повітродувки потужністю 6 тис. м³/год. Питома витрата повітря складає

$$g = \frac{G}{A},$$

де G — кількість повітря, м³/год, A — кількість стічних вод, м³/год.

$$g = \frac{6000}{792} = 7,6 \text{ м}^3/\text{м}^3.$$

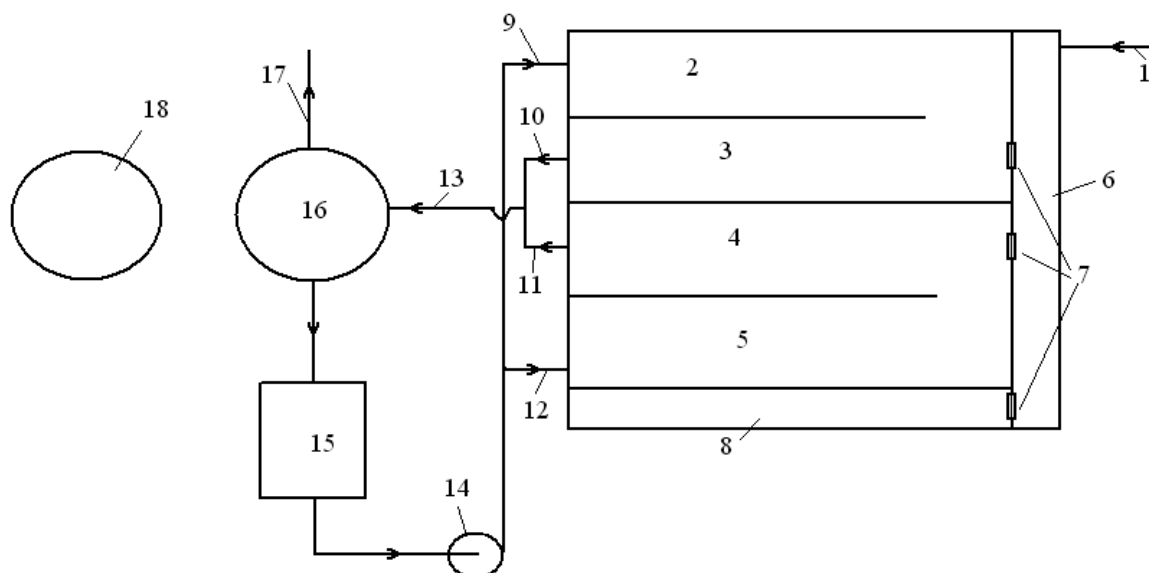


Рис. 3.4. Принципова схема системи “аеротенки-вторинні відстійники”, за якою здійснюється біологічна очистка стічних вод: 1 — стічні води з первинних відстійників; 2, 5 — регенератори активного мулу; 3, 4 — аеротенки; 6 — вхідний лоток аеротенків; 7 — шандори; 8 — канал для перепуску стічних вод в регенератори; 9, 12 — потік активного мулу в регенератори; 10, 11, 13 — мулова суміш; 14 — насос; 15 — резервуар активного мулу; 16, 18 — вторинні радіальні відстійники; 17 — очищені стічні води на біоставки

Якщо розрахувати лінійну швидкість повітря в аеротенках, то отримаємо такий результат, приймаючи площу аерації як $36 \times 84 = 3024 \text{ м}^2$.

$$\omega = \frac{G}{3024} = \frac{6000}{3024} = 2 \text{ м/год.}$$

Фактично аеротенки працюють при остаточному вмісті розчиненого кисню у воді не менш $2 - 4 \text{ мг/дм}^3$. І це відпові-

дає встановленим практикою нормативам. Тобто кисневе голодування активного мулу в аеротенках відсутнє.

Час перебування активного мулу в регенераторах складає

$$\tau = \frac{V}{W},$$

де V — об'єм регенераторів, м^3 ; W — кількість мулу, що циркулює через регенератори, $\text{м}^3/\text{год}$.

Об'єм регенераторів складає

$$V = 3024 \cdot 4,5 / 2 = 6804 \text{ м}^3.$$

На трубопроводах подачі активного мулу в регенератори відсутні витратоміри, тому за непрямыми спостереженнями можна прийняти W як 40 % від кількості стічних вод. Тобто

$$W = 0,54 \times 792 = 428 \text{ м}^3/\text{год}.$$

Таким чином, час перебування активного мулу в регенераторах сягає

$$\tau = \frac{6804}{428} = 15,9 \text{ год}.$$

За проектними даними час перебування активного мулу в регенераторі не повинен перевищувати 8 годин. Крім того, активний мул перебуває без харчування більш як 2 години у вторинному відстійнику, а ще декілька часу в накопичувальному резервуарі, з якого мул перекачується в регенератори. Такий довгий час знаходження активного мулу без харчування є головною причиною недостатньої глибини очищення стічних вод.

На рис. 3.5 представлено динаміку зміни вмісту фосфатів в очищених стічних водах на виході з першого аеротенку за результатами вимірювань, які було виконано за період з 9 до 20 березня 2004 року. Примітка: відбір проб на виході з аеротенку здійснювався кожен день у 8.00.

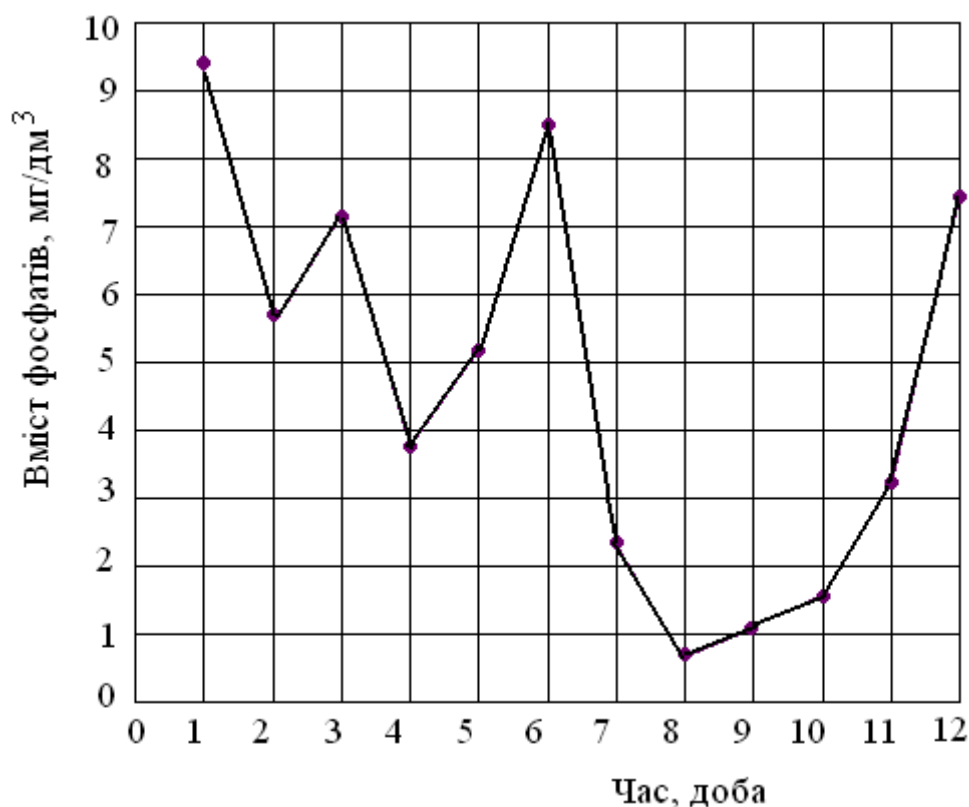


Рис. 3.5. Динаміка зміни вмісту фосфатів в аеротенку № 1 за часом впродовж 12 діб

Видно, вміст фосфатів в очищеній стічній воді змінюється суттєво кожен день. Цей факт свідчить про те, що на очисних спорудах необхідно впровадити вузол усереднення стічних вод перед подачею їх в аеротенки. До того ж усереднення стічної води, яка подається на очисні споруди, доцільно виконувати як за якістю цієї води, так і за її кількістю. За біологічною точкою зору, живі істоти, з яких складається активний мул, потребують сприятливих і головне незмінних умов для свого існування. В іншому випадку пристосування мікроорганізмів до нових умов існування буде відбуватися з запізненням і процес очищення води буде малоефективним.

Далі на рис. 3.6 — 3.25 надані дані про те, як змінюються фактичні показники якості очищених на очисних спорудах лівого берега стічних вод в 2004 році.

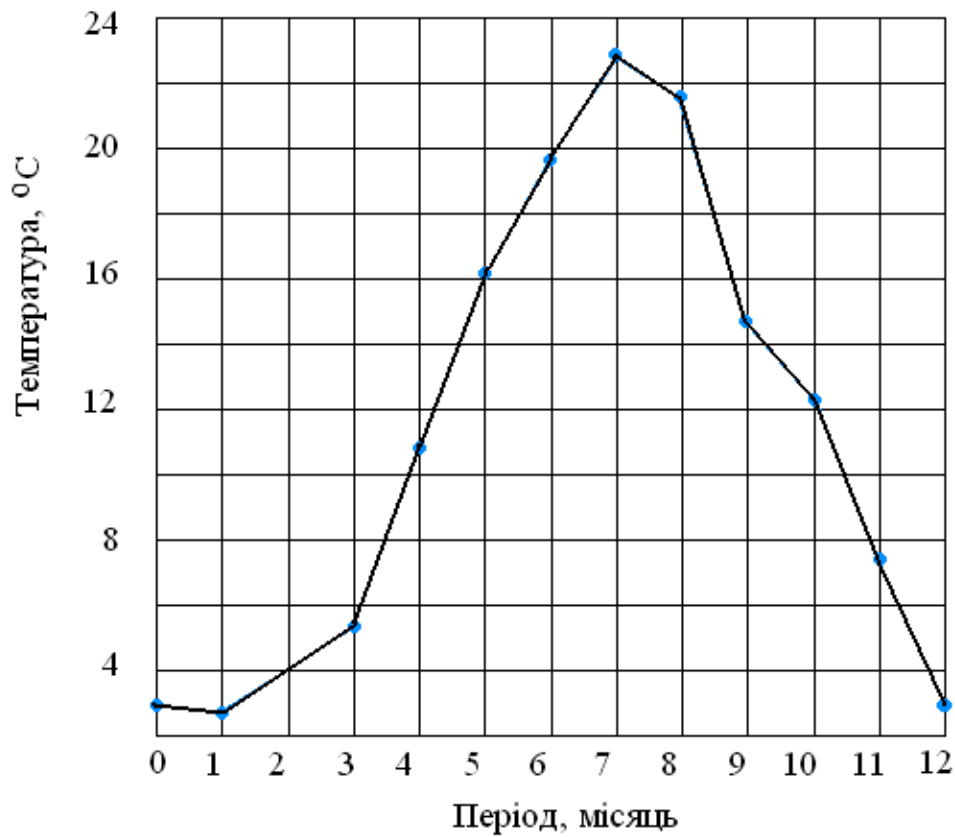


Рис. 3.6. Температура очищених стічних вод

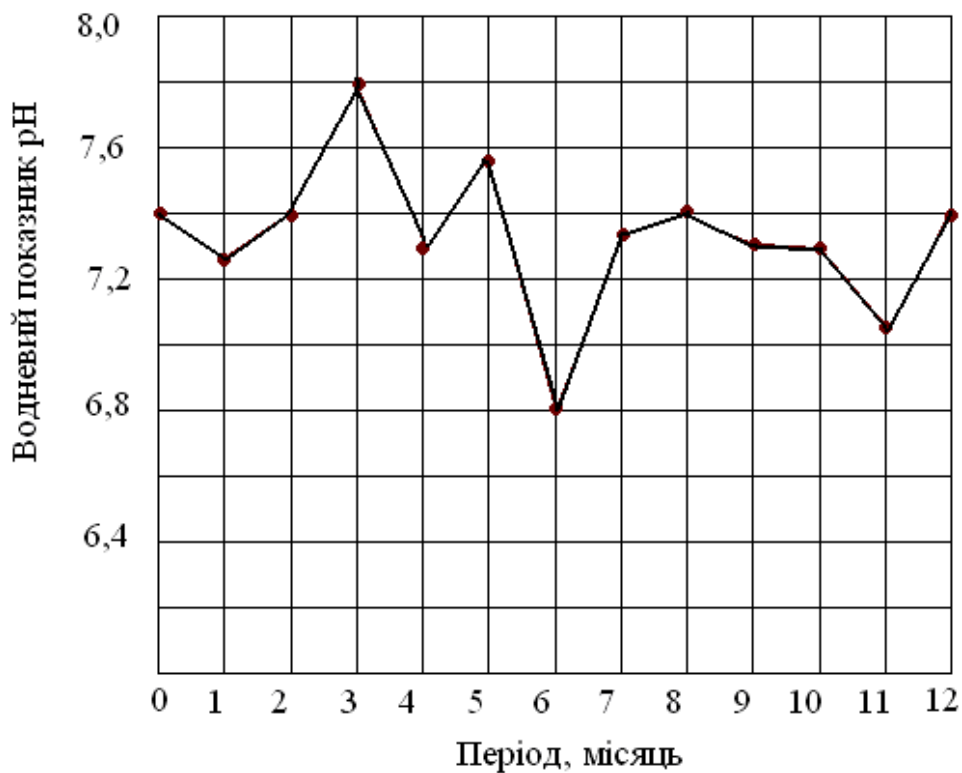


Рис. 3.7. Зміна водневого показнику очищених стічних вод

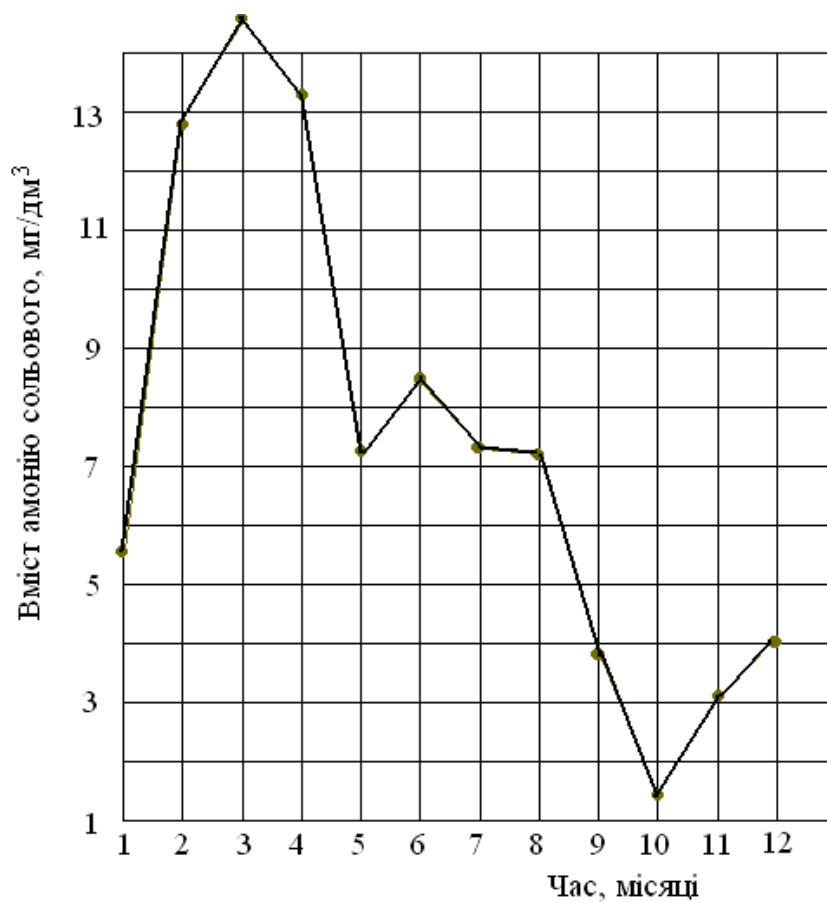


Рис. 3.8. Вміст амонію сольового в очищених стічних вод

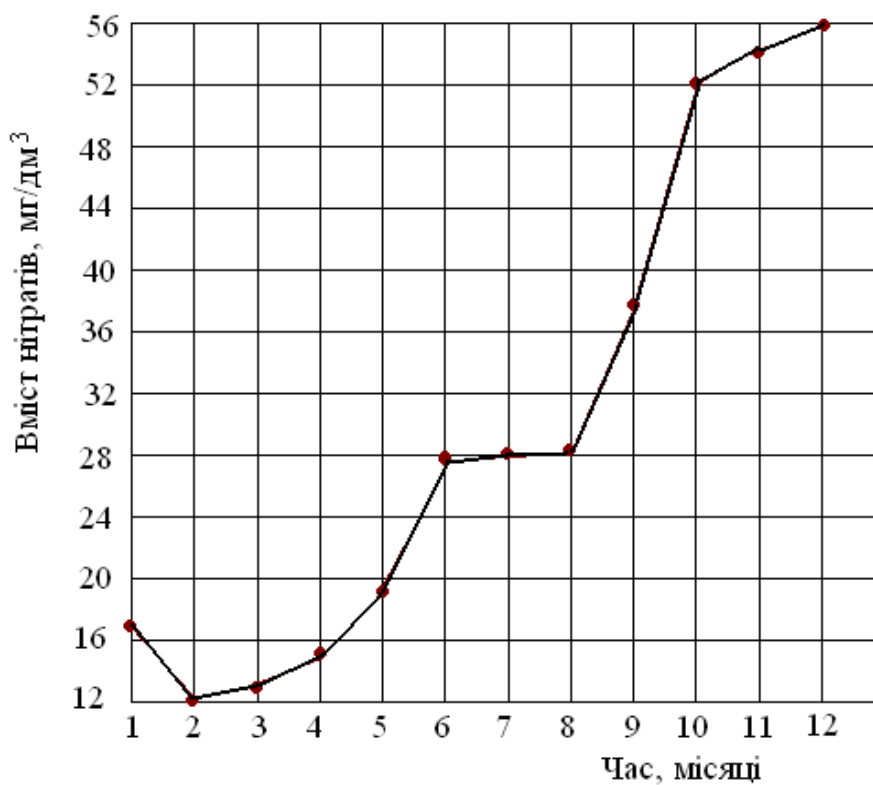


Рис. 3.9. Вміст нітратів в очищених стічних водах на очисних спорудах

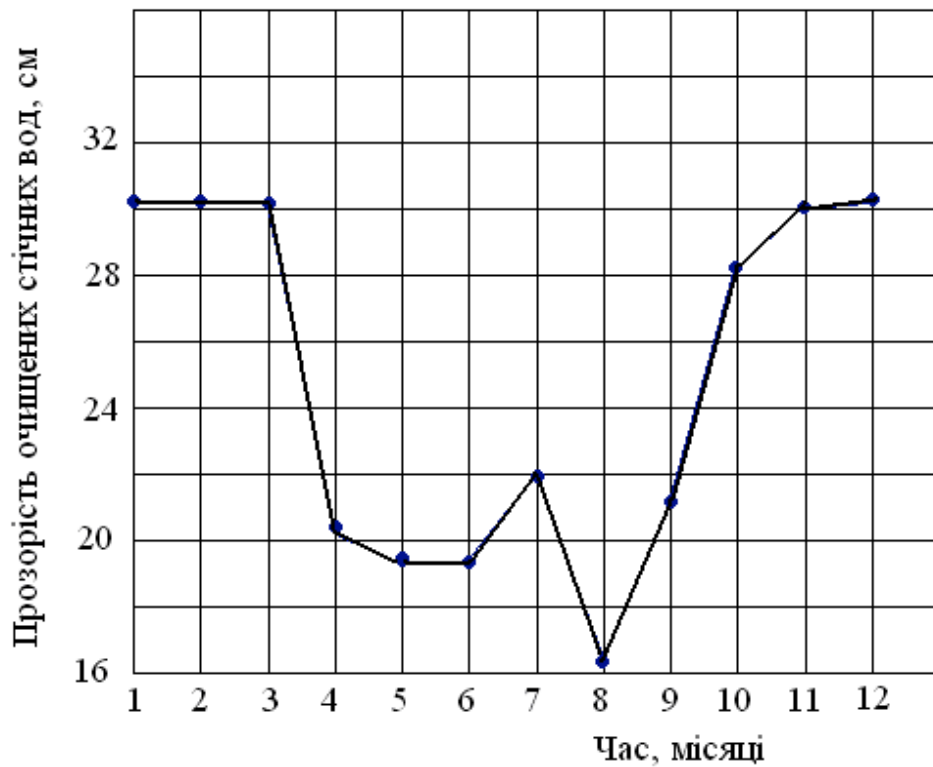


Рис. 3.10. Прозорість очищених стічних вод на очисних спорудах

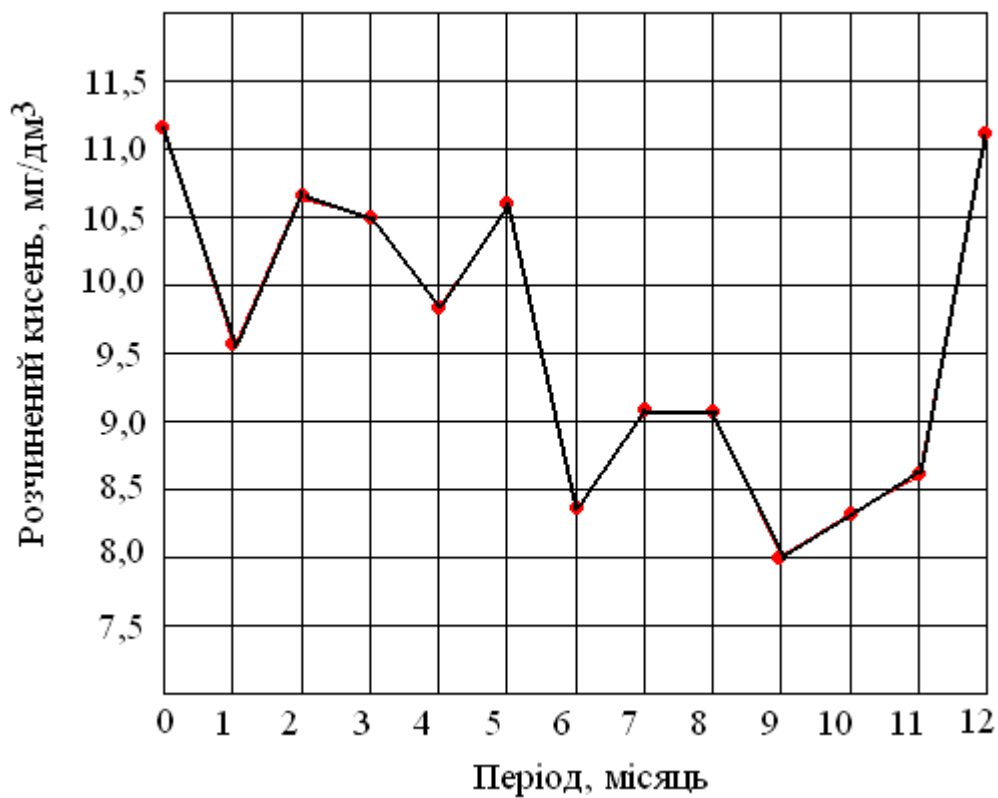


Рис. 3.11. Розчинений кисень в очищених стічних водах

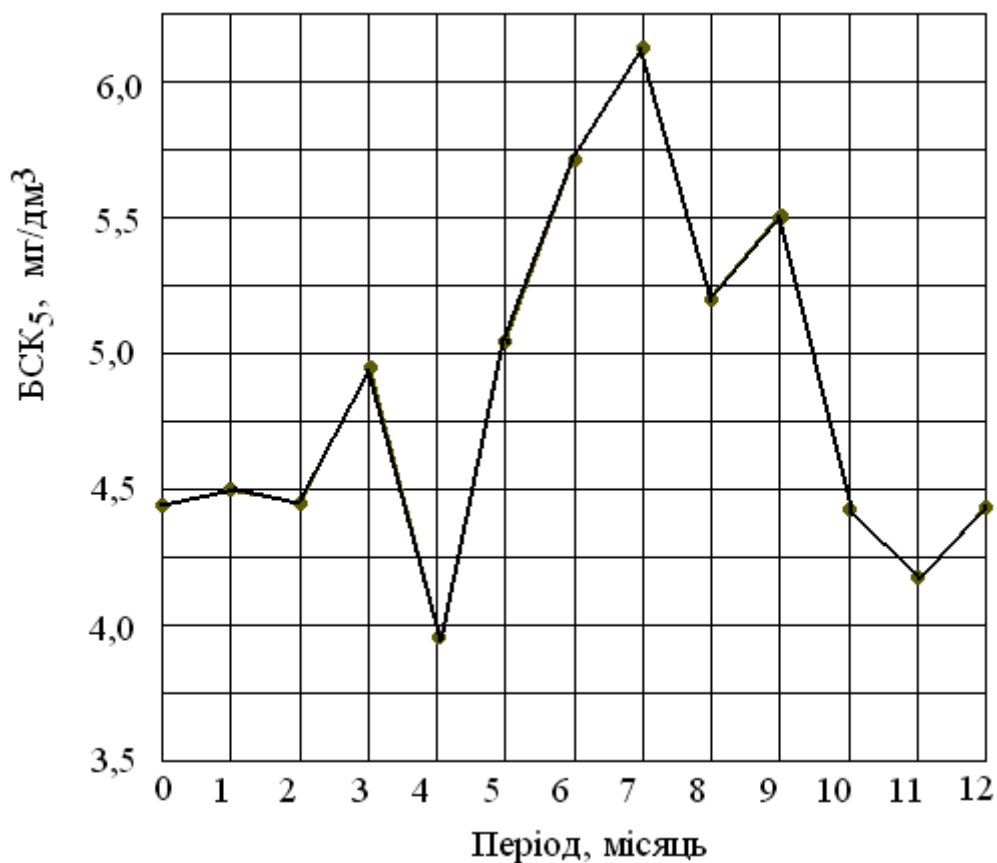


Рис. 3.12. Значення БСК₅ очищених стічних вод

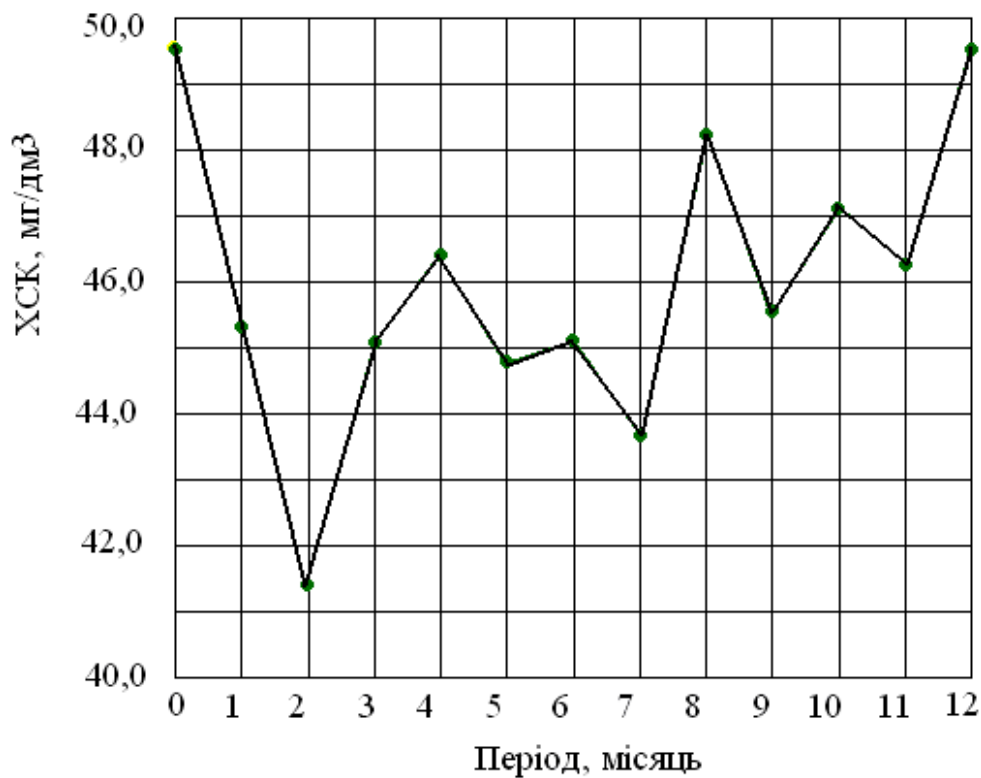


Рис. 3.13. Значення ХСК очищених стічних вод

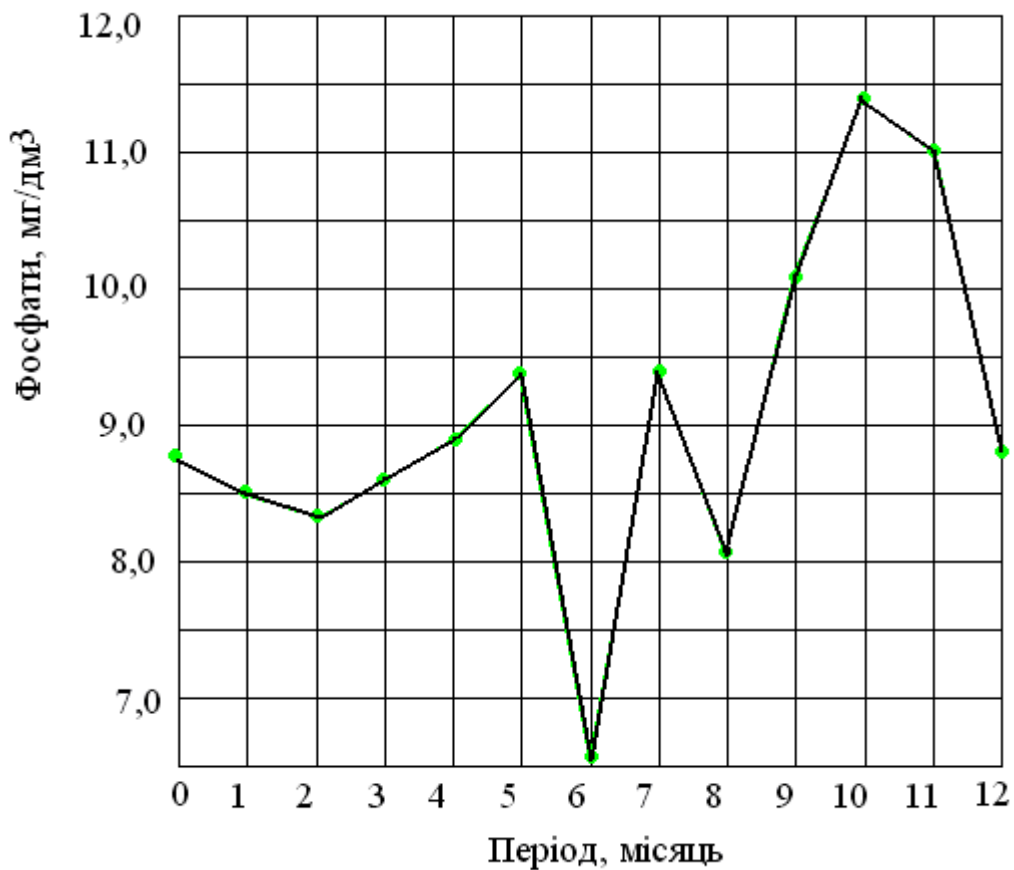


Рис. 3.14. Вміст фосфатів в очищених стічних водах

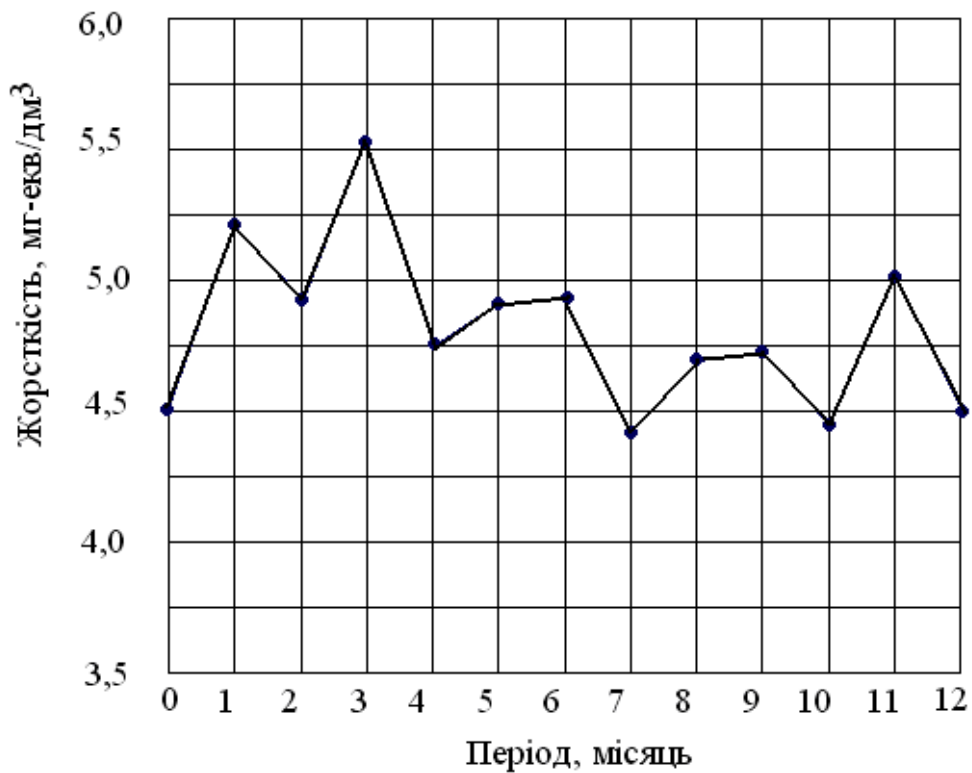


Рис. 3.15. Значення жорсткості очищених стічних вод

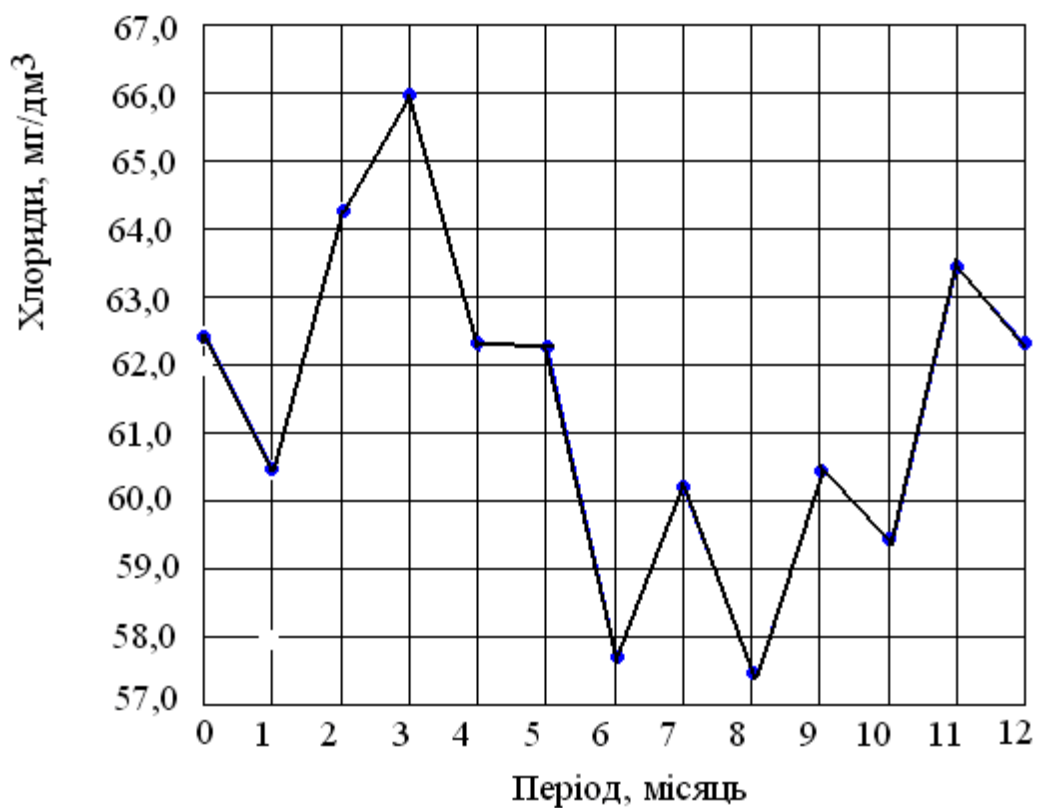


Рис. 3.16. Концентрація хлоридів очищених стічних вод

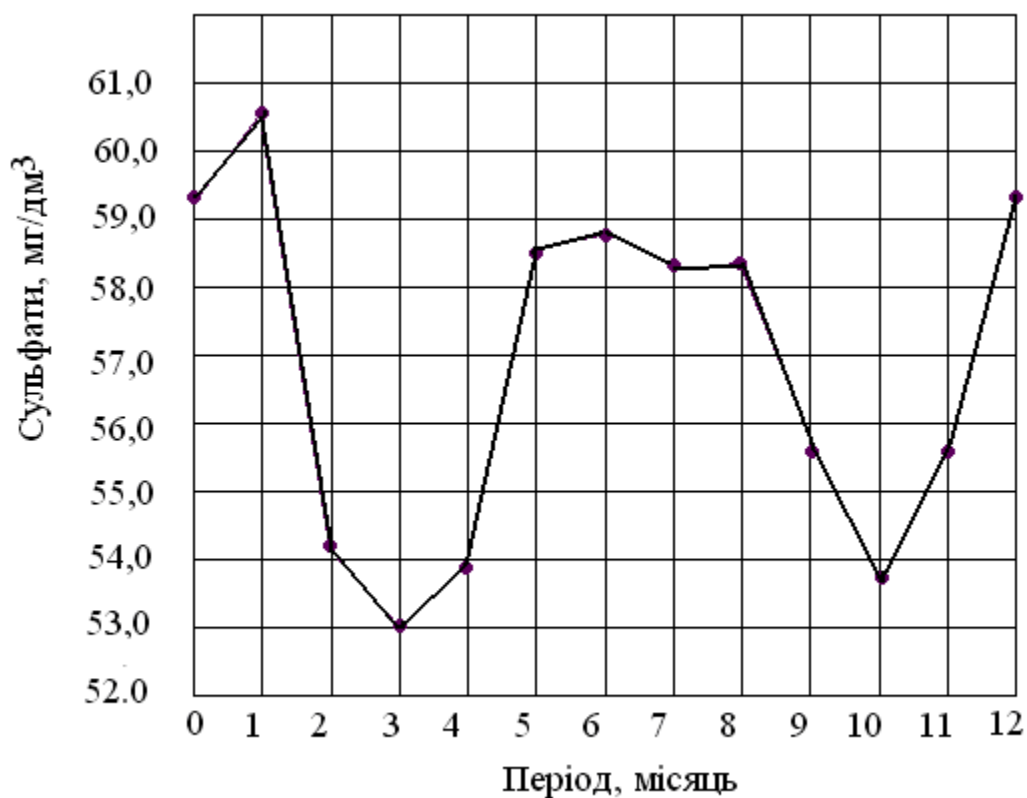


Рис. 3.17. Концентрація сульфатів в очищених стічних водах

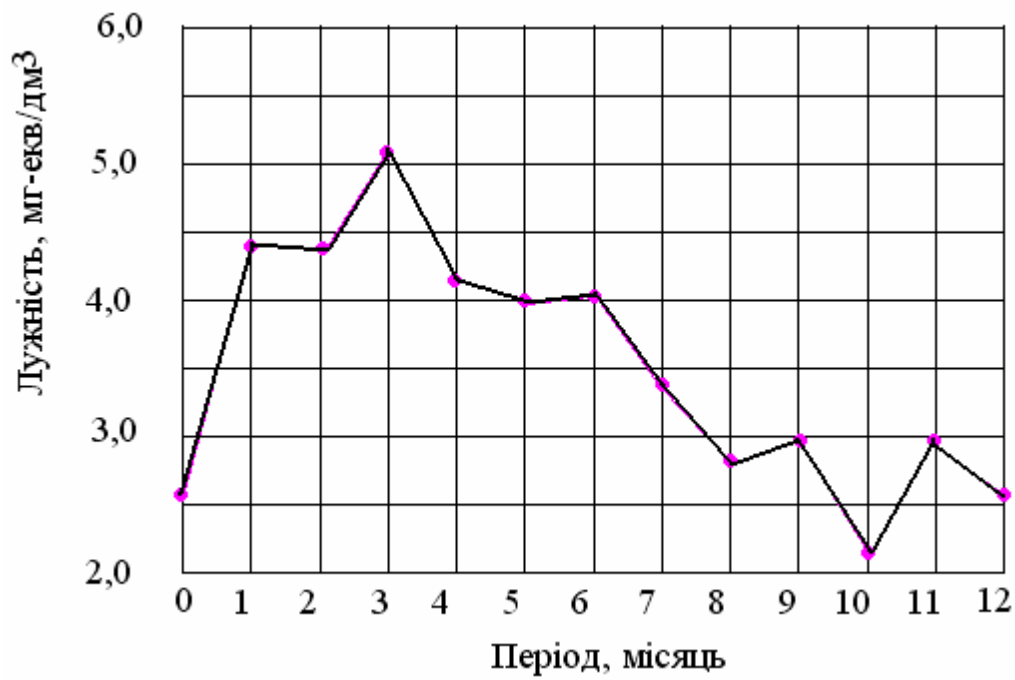


Рис. 3.18. Лужність очищених стічних вод

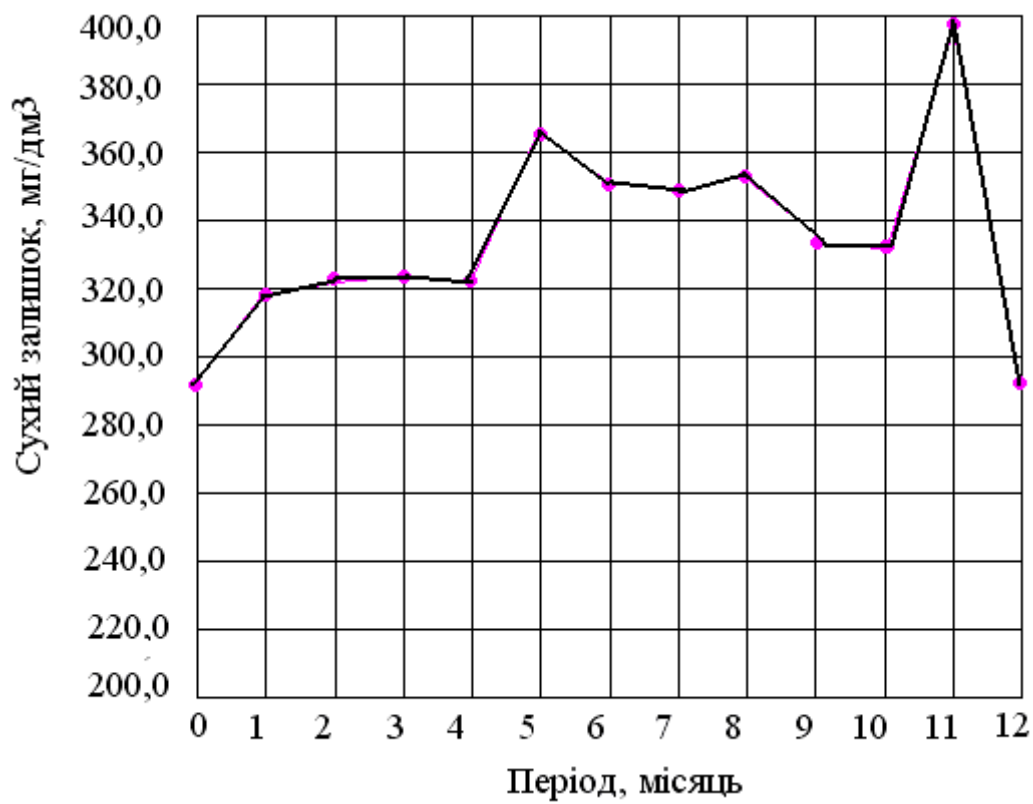


Рис. 3.19. Вміст сухого залишку в очищених стічних водах

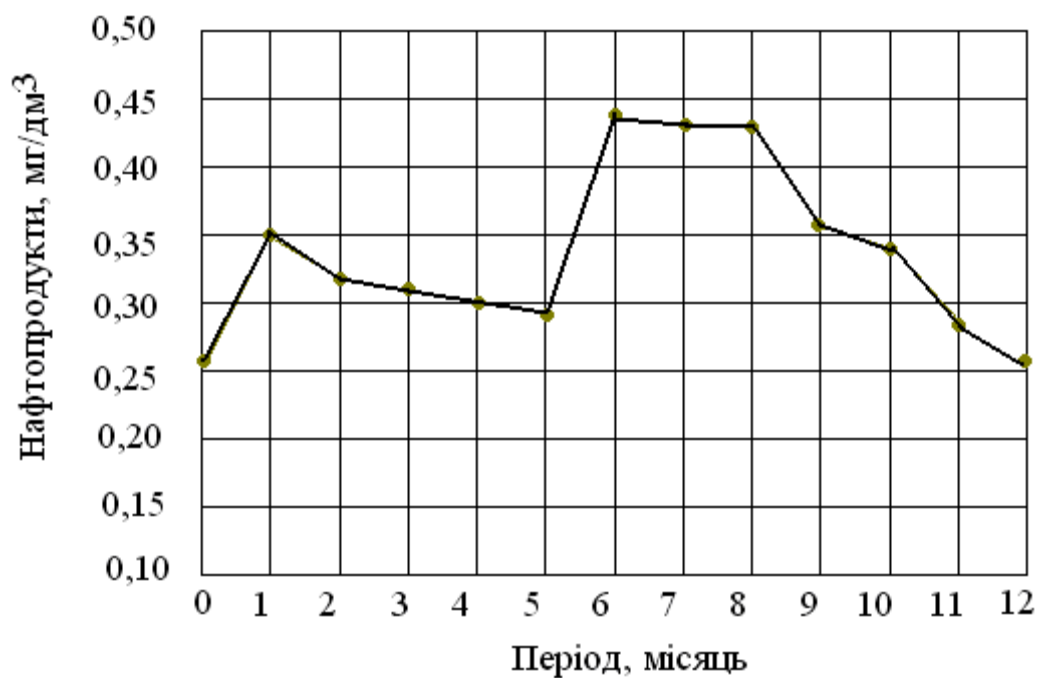


Рис. 3.20. Вміст нафтопродуктів в очищених стічних водах

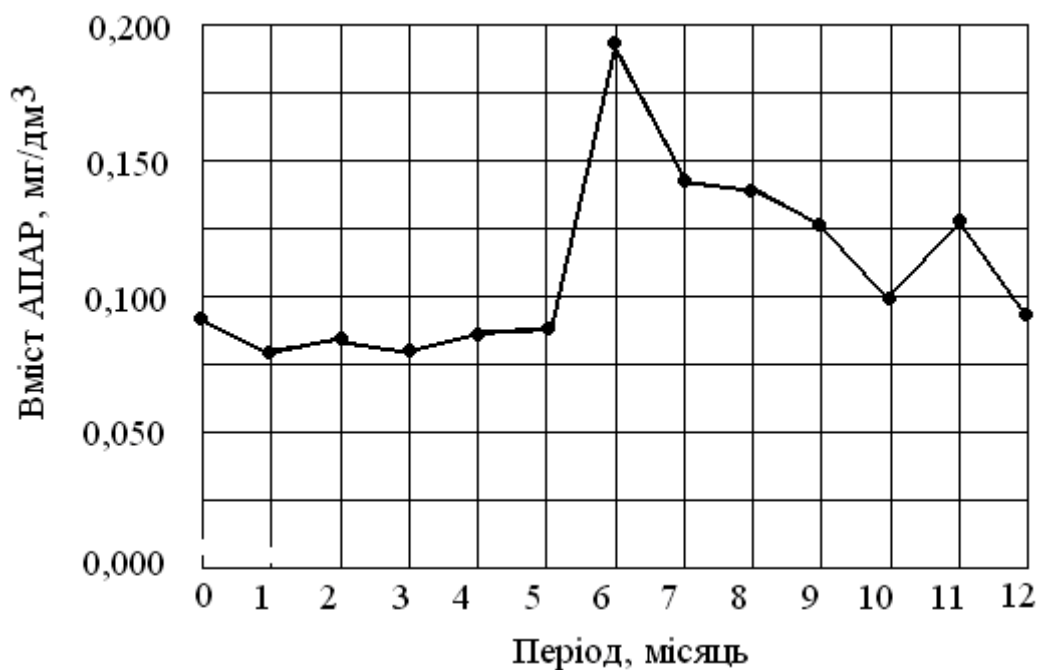


Рис. 3.21. Вміст поверхнево-активних речовин (ПАР) в очищених стічних водах

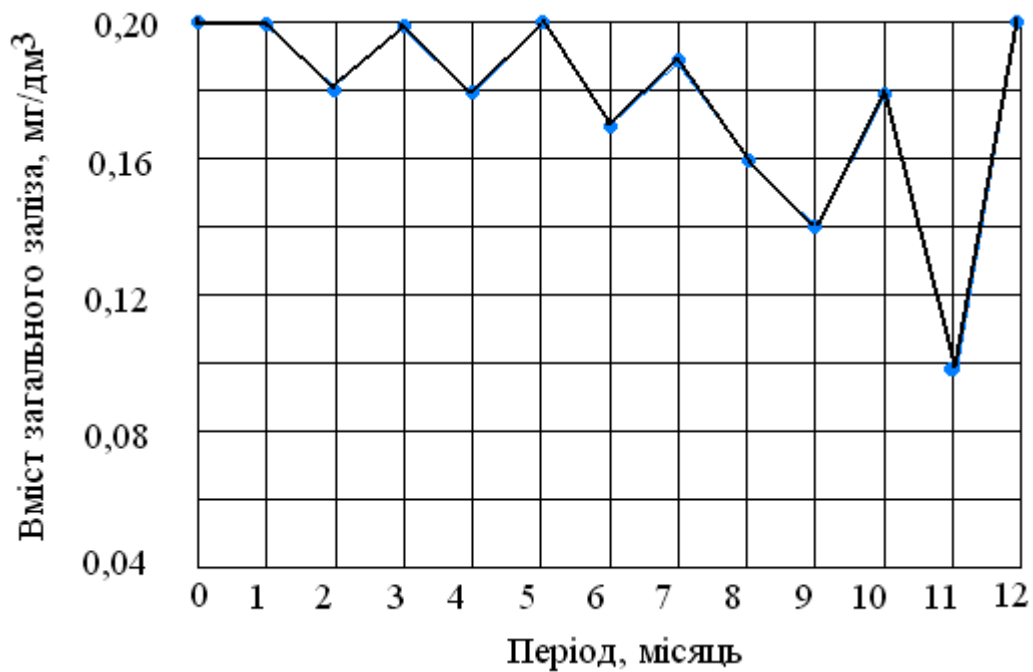


Рис. 3.22. Вміст загального заліза в очищених стічних водах

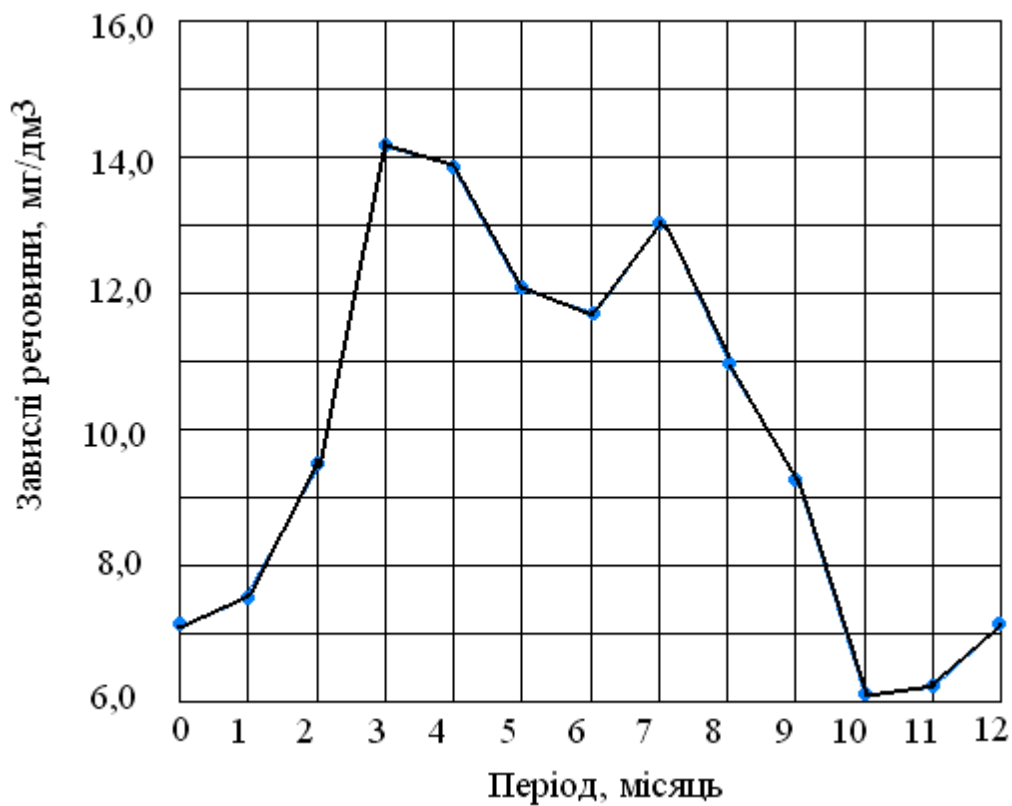


Рис. 3.23. Вміст завислих речовин в очищених стічних водах на скиді в р. Дніпро

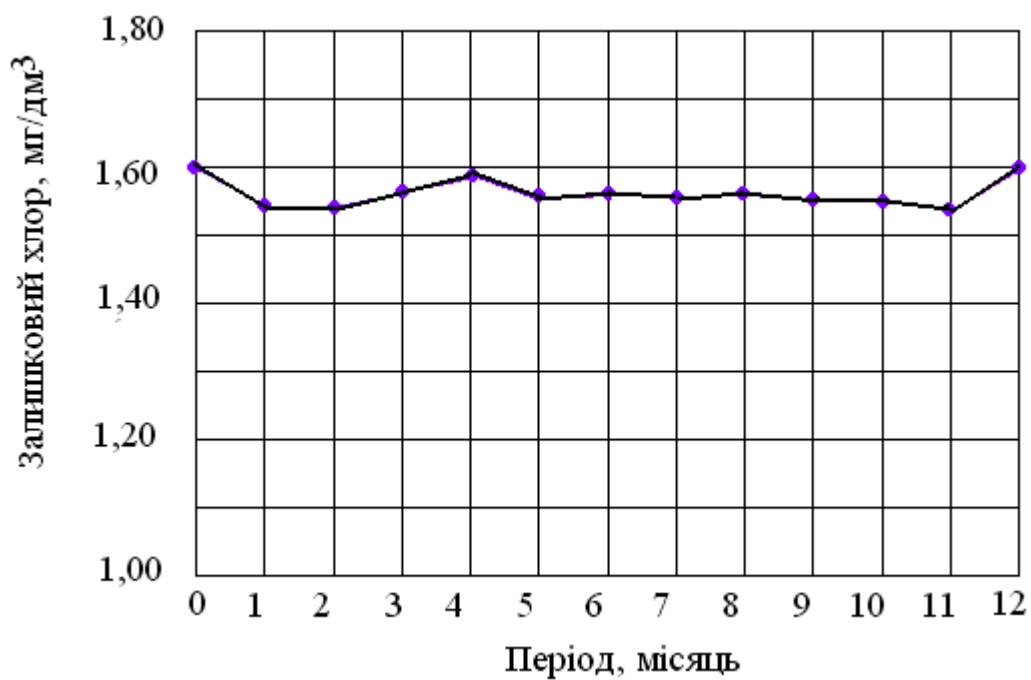


Рис. 3.24. Вміст залишкового хлору в очищених стічних водах на скиді в р. Дніпро

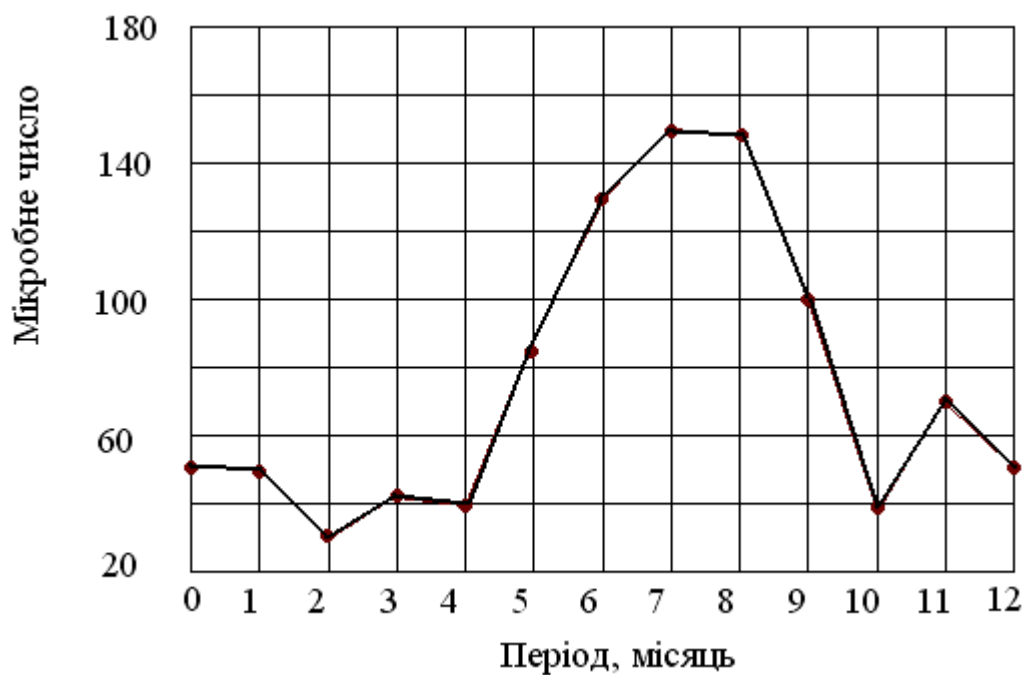


Рис. 3.25. Мікробне число в очищених стічних водах на скиді в р. Дніпро

Видно, що в літній період вміст АПАР і нафтопродуктів в очищених стоках значно вище, ніж взимку. Максимальний пік лужності стоків припадає на початок року, тобто місяці січень — березень. Вміст сульфатів мінімальний в березні та в жовтні.

Видно, що всі показники якості очищених стічних вод на протязі року значно коливаються. Ці коливання нами пов'язуються з коливаннями якості і кількості стічних вод, які надходять на очисні споруди.

Проводились спостереження за результатами роботи двох аеротенків в період з 09.03.2005 до 20.03.2005 р. Заміри якості очищених стічних вод здійснювались у 8.00 та у 15.00. Вміст хлоридів максимальний в березні та листопаду.

На рис. 3.26 показано порівняння змісту амонійного азоту в стічних водах першого та другого аеротенках при проведенні спостережень в період з 09.03.2005 до 20.03.2005 р.

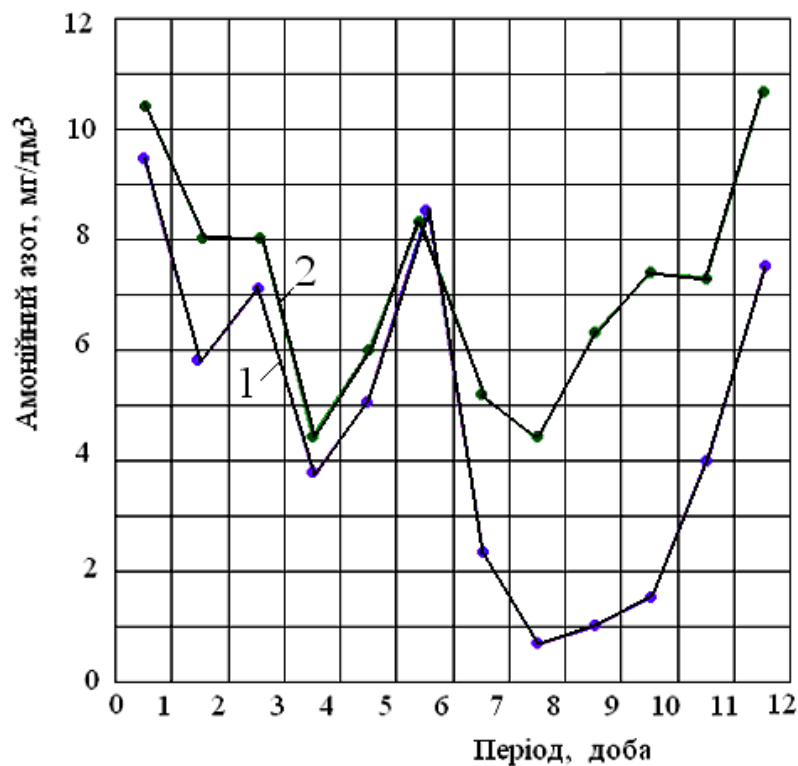


Рис. 3.26. Порівняння вмісту амонійного азоту в першому (1) та другому (2) аеротенках при проведенні спостережень в період з 09.03.2005 до 20.03.2005 рр.

Видно, що аеротенки мають неоднакову ефективність очистки стічних вод, яка знайдена на прикладі вмісту амонійного азоту в очищених стічних водах. Це можна пояснити тим, що в аеротенках відсутній автоматичний контроль і автоматичне керування технологічним процесом і технологічними потоками стічних вод і циркулюючого активного мулу.

Середнє значення вмісту амонійного азоту в очищених стічних водах за весь період спостережень у 8.00 складає, мг/дм³:

1-й аеротенк — 4,7;

2-й аеротенк — 7,3.

Середнє значення вмісту амонійного азоту в очищених стічних водах за весь період спостережень у 15.00 складає, мг/дм³:

1-й аеротенк — 6,0;

2-й аеротенк — 7,1.

Тобто різниця в результатах роботи двох аеротенків дуже велика. Вона може бути пояснена тим, що в аеротенках відсутні засоби заміру кількості стічних вод, мулової суміші і аераційного повітря, які надходять в окремі аеротенки і регенератори.

Обстеження роботи очисних споруд і аеротенків дозволило встановити, що існує нерівномірна подача стічних вод на очисні споруди впродовж доби і впродовж місяцю, року. Взимку температура стічних вод на вході в очисні споруди знижується до загрозливого значення +9 °С, а очищених стоків — до +2 °С. Це означає, що при такому температурному режимі швидкість біологічних процесів значно знижується і наближається до нуля. Такий висновок підтверджує, що зниження температури пояснюється відсутністю гарячої води в квартирах мешканців міста. Для того, щоб виключити негативний вплив низької температури можна пропонувати такі заходи: 1) підігрів повітря, яке надходить в аеротенки на аерацію стічних вод; 2) підігрів стічних вод. Однак, для підігріву стічних вод необ-

хідна велика кількість тепла. Наприклад, якщо стоки підігрівати електричним струмом то буде надмірно висока витрата електричної енергії, що підтверджено такими розрахунками.

Надходження стічних вод $W = 373 \text{ м}^3/\text{год}$;

Температура стічних вод, які надходять $t_{\text{н}} = 10 \text{ }^\circ\text{C}$;

Кінцева температура стічних вод $t_{\text{к}} = 20 \text{ }^\circ\text{C}$.

Кількість теплоти, яку необхідно підвести до стічних вод:

$$Q = W(t_{\text{к}} - t_{\text{н}})C_p = 373(20 - 10) \cdot 4290 = 1562870 \text{ кДж/год.}$$

Якщо підігрів електричний, то кількість електрики буде

$$1562870 \times 0,24 = 375088,8 \text{ кВт}\cdot\text{год.}$$

Якщо ціна 1 кВт·год коштуватиме 0,15 грн, то вартість підігріву становить

$$0,15 \times 375088,8 = 56263,32 \text{ грн/год.}$$

Всього за холодний період зими 3 місяці витрати на електричний підігрів будуть дорівнювати

$$56263,32 \times 3 \times 30 \times 24 = 121\,528\,771,2 \text{ грн.}$$

Оскільки таких коштів немає, то треба шукати інші джерела теплоти, наприклад вітрову енергію, теплоту спалювання біогазу, який створюється в наслідок анаеробного бродіння осадів стічних вод.

3.7. Оцінка загального стану очисних споруд

Встановлено, що фактична потужність очисних споруд вдвічі менше за проектною. З двох первинних відстійників тільки один знаходиться в роботі. Час перебування активного мулу в регенераторах складає 16 год, тобто у 2 рази більше но-

рми. Як що додати до цього час перебування активного мулу у вторинних відстійниках, в резервуарі, то набереться більше 18—20 годин без харчового стану активного мулу на добу. Тому безумовно необхідно значно зменшити час перебування активного мулу в регенераторах. З двох вторинних відстійників тільки один діє, а другий також не завантажений. При включенні в роботу двох вторинних відстійників має місце вторинне забруднення очищених стічних вод за вмістом амонійного азоту і фосфатів з-за зайвого часу перебування в них активного мулу — більш як 4 год.

Одна діюча газодувка потужністю 6 тис. м³/год стабільно забезпечує аеротенки і регенератори повітрям, яке розподіляється достатньо рівномірно за недавно встановленою новою системою з полімерних фільтросних труб.

З двох мулоущільнювачів тільки один працює, а другий не завантажений. Мулові майданчики, які розраховані на прийом осадів від 40 тис. м³/добу стічних вод, з-за відсутності дренажів не в змозі прийняти осадки від 19 тис. м³/добу стічних вод, які піддаються очищенню на цих спорудах. З-за великого часу перебування осадків на мулових майданчиках вони розкладаються, забруднюючі атмосферне повітря і воду, які в них містяться. Наприклад, у воді на мулових майданчиках з застарілим осадом вміст азоту амонійного і фосфатів сягає 150 мг/дм³ і більше.

Біологічні ставки теж задіяні в роботі тільки наполовину. При використанні ставок на повну площу спостерігається вторинне забруднення очищених стічних вод ряскою.

Якість очищених стічних вод за більшістю показників коливається в широких межах і корелюється з якістю стічних вод, які надходять на очисні споруди. Це також свідчить про необхідність усереднення вхідних стічних вод перед подачею їх на біологічне очищення.

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. СНиП 2.04.03—85.
2. Проектирование сооружений для очистки сточных вод/Всесоюз. комплекс. н.-и. и конструктор.-технолог. ин-т водоснабжения, канализации, гидротехн. сооружения и инж. гидрогеологии. Справ, пособие к СНиП. 2.04.03.85.— М.: Стройиздат, 1990.— 192 с.
3. Канализация населенных мест и промышленных предприятий / Н.И. Лихачев, И. И. Ларин, С.А. Хаскин и др./ Под ред. В.Н. Самохина.— М.: Стройиздат, 1981.— 639 с.

Розділ 4

ОЦІНКА ВПЛИВУ ТЕХНОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ЗВОРОТНИМИ ВОДАМИ ТА СУЧАСНІ ЕКОЛОГІЧНО ЕФЕКТИВНІ ТЕХНОЛОГІЇ ЙОГО ВІДНОВЛЕННЯ

4.1. Антропогенна евтрофікація водних об'єктів та методи її попередження

Проблема захисту водних об'єктів від антропогенного забруднення зворотними водами ставить завдання вдосконалювати технологію водоочистки від сполук азоту. На теперішній час найбільш ефективними процесами видалення азоту із стічних вод визнані біологічні процеси нітрифікації та денітрифікації [1].

Присутність у воді азоту викликає негативні наслідки, найбільш небезпечними серед яких вважаються:

- іонізація солей азоту, яка призведе до амонійного азоту, який є сильно токсичним для флори і фауни;
- нітриту, які утворюються з амонію, здатні підвищити концентрацію метгемоглобіну у крові, знизити активність дегідрогенази та порушити центральну нервову систему у риб;
- у результаті окислення амонійного азоту знижується концентрація розчиненого кисню у водоймах;
- збільшується хлоропоглинання водою та знижується ефективність знезараження води для побутово-питних потреб [2].

Азот амонійний та фосфати належать до біогенних елементів, які призводять до розвитку водоростей, підвищення ступеню цвітіння води з усіма негативними наслідками [3].

Організми обростань відносять до бентосу. Фітобентос — макрофіти (вища водяна рослинність) та мікроводорості (одноклітинні, нитчасті, колоніальні). В утворенні м'якого мулу беруть участь водяні рослини, які призводять до природного (повторного) забруднення водойм, спричиняють евтрофікацію та підвищення концентрації органічних речовин [4].

Визначено [5], що накопичення у водоймах азоту амонійного спричиняє інтенсивний розвиток *M. Aeruginosa* — представника синьо-зелених водоростей, який має низьку нітратредуктазну активність.

Автором [6] проведено дослідження комплексної програми, розробленої Інститутом гідробіології токсикологічного профілю під керівництвом А. В. Топоявського, для вирішення актуальних завдань — проблеми цвітіння водойм у водосховищах Дніпровського каскаду та винайдення методів його обмеження. Під час досліджень виявлено токсичні фактори синьо-зелених водоростей.

У роботі [7] досліджено вплив цвітіння води, спричинений масовим розмноженням синьо-зелених водоростей, на концентрацію і чисельність молоді риби. Проведені дослідження показали, що оптимальними умовами для підвищення кількості молоді риби Кременчуцького водосховища — ляща та судака — є концентрація водоростей 50 — 100 г/м³. На ділянках з перевищеною концентрацією водоростей 200 — 300 г/м³ чисельність молоді знижується.

У водосховищах м. Москви спостерігається інтенсивне цвітіння водойм з масовим розвитком мікроскопічних водоростей. Евтрофікування водосховищ, пов'язане з потраплянням

високих концентрацій біогенних елементів. З великої кількості відмерлого фітопланктону формується сірководнева плівка, яка спричиняє мор риби, неприємний запах та неприємний присмак питної води [8].

Встановлено [9, 10], що в період цвітіння води та інтенсивної вегетації клітин водоростей їх значна частина відмирає. Їх загибель супроводжується мінералізацією та потраплянням клітинного середовища в воду, що призведе до збагачення води органічними речовинами, азотом та фосфатам.

Встановлено [11], що 80 % органічних речовин синьо-зелених водоростей легко гідролізується. Основна маса клітин розкладається за один місяць контакту з водою. Розклад білків призведе до утворення різноманітних фізіологічно активних адорантів води та попередників канцерогенних N — з'єднань.

Науковцем [12] показано, що під час розкладення органічних речовин відмерлих клітин синьо-зелених водоростей (*M. Aeruginosa* та *Asp. Flos — aquae*) — збуджувачів цвітіння води, виділяються фенольні та індолові речовини. Кількість індольних речовин збільшується від 0,02 мг/дм³ до 17,4 мг/дм³. Спостерігається інтенсивність процесу розкладення при підвищенні температури від 20 — 25 °С.

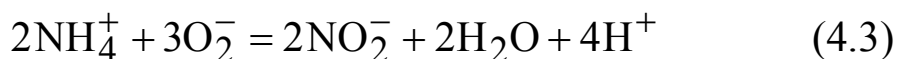
Встановлено взаємозалежності фотосинтезу та накопичення нітритів в культуральних середовищах водоростей. Проведені дослідження показали, що утримання нітратного азоту зеленими та синьо-зеленими водоростями змінюється в залежності від етапу розвитку культур. З початком росту спостерігається підвищення кількості нітритів у середовищі усіх досліджених фотосинтезуючих організмів. Найбільш високий показник нітритів досягає концентрації 3,75 мг/дм³ за 14 — 26 діб [13].

Автором [14] доведено, що при розкладенні водоростей виділяються у водне середовище азотні з'єднання. Найбільш

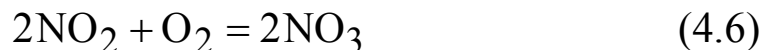
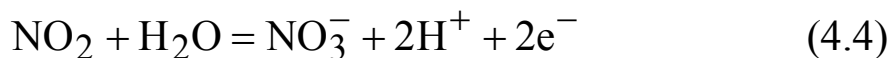
інтенсивне виділення відмічено за 1 місяць інкубації водоростей. Поряд з первинними та третинними амінами і гетероциклічними основами ідентифіковані також вторинні аміни, котрі становлять небезпеку утворення канцерогенних N — нітросоамінів. Відмічено підвищення нітритів та нітратів в розкладених утвореннях зелених та синьо-зелених водоростей.

Процеси біологічного окислення амонійного азоту до нітритів та нітратів здійснюються мікроорганізмами — нітрифікантами. В процесах денітрифікації (видалення нітритів та нітратів із стічних вод біологічним методом за допомогою денітрифікуючих бактерій) роль окислювача виконують нітрати. Виходячи з цих умов, розроблено схеми споруд з від'ємними процесами нітри-денітрифікації [15].

Реакція окислення амонійного азоту в нітрити (перша фаза нітрифікації) виражається наступним рівнянням [16]:



а нітритів в нітрати (друга фаза) —



Для зниження азотистих сполук у зворотних водах чергують процеси нітрифікації-денітрифікації. В багатьох випадках ці процеси рекомендується проводити у відокремлених спорудах, де спочатку протікає нітрифікація, а потім денітрифікація [17].

З метою інтенсифікації очищення стічної води від азоту запропоновано іммобілізувати біоценоз на скляних волокнах та лавсанових йоржах [18].

В роботі [19] показано використання волокнистих матеріалів з метою боротьби з біообростанням. Вивчено процеси адгезії зелених та синьо-зелених водоростей на капронових, поліпропіленових та поліефірних волокнах залежно від ступеню гідратації поверхонь водоростей та волокон.

4.2. Техногенний вплив важких металів на навколишнє середовище та заходи його відновлення

До 70 відсотків важких металів потрапляють до організму людини з водою. Низька якість питної води зумовлюється неякісним очищенням стічної води від важких металів, що призводить до погіршення стану здоров'я людини (табл. 4.1) [20].

Відомо, що велика кількість важких металів потрапляє до організму людини з різноманітними продуктами. Визначено [21], що риба є поставником кадмію (65 %), свинцю (44 %); ртуті — овочі (100 %); миш'яку — зернові (34 %). Виходячи з цього, найбільший внесок у ризик розвитку токсичних системних ефектів вносять продукти термінальних харчових ланцюгів. Для важких металів, які потрапляють до біосфери у разі людської діяльності, не існує природних механізмів розкладення, біодеградації та утилізації. Ці речовини накопичуються, циркулюють в середовищі, включаються до процесів і знову повертаються до людства.

Дослідження накопичених металів здійснюють атомно-абсорбційною спектрометрією, використовуючи стандартні методики [22]. Деякі автори визначали вміст важких металів за допомогою полярографії, флуоресценсії, атомно-емісійною спектрометрією [23].

Таблиця 4.1. Вплив антропогенних забруднювачів на здоров'я людини

Забруднювач	Основне джерело	Вплив на здоров'я людини
Залізо	Промисловість	Цироз печінки, захворювання судин
Кадмій	Виробництво кольорових металів, батарейок, мінеральних добрив	Протеїнурія, хвороба нирок та Ітай – Ітай, остеомаляція, рак підшлункової залози, підвищення кров'яного тиску, остеопороз, мутагенна дія, інтестинальні розлади, рак
Марганець	Виплавка металу, добрива	Прогресуюча виразка ЦНС, летаргія, пневмонія, синдром Паркінсона, рак шлунку, пухлини кісток
Мідь	Промисловість, спалювання вугілля, фарби, добрива	Пневмонія, професійні захворювання, гепатити
Кобальт	Металургійне виробництво, лаки, фарби	Рак легень, шкіри, порушення кровотворення, мутагенна дія,
Цинк	Кольорова металургія	Інтоксикація, пухлини, поразка шкіри, новоутворювання
Свинець	Виробництво металів, двигунів, придорожній пил, ґрунт навколо підприємств	Поразка ЦНС, печінки, нирок, статевих органів, ослаблення розумової діяльності у дітей, канцерогенна дія

Встановлено скупчення важких металів в донних відкладеннях водосховищ Дніпра — кадмію, свинцю. Їх кількість зростає у зв'язку з антропогенною дією людини. Мул — тип донних відкладень, який виступає у ролі суміші сорбентів і забезпечує акумуляцію важких металів: міді, цинку, марганцю. Що стосується розповсюдження кадмію в осадах кожного із водосховищ, які утворюють каскад, то його відносне утримання у складі рухомих з'єднань складало максимільну кіль-

кість у Київському, Запорізькому, Канівському, Кременчуцькому, Дніпродзержинському і менш — у Каховському водосховищах [24].

У разі седиментації та акумуляції живильних речовин (азоту та фосфору), органічних з'єднань і важких металів виникає замулювання, евтрофікація та забруднення водосховищ, що призведе до погіршення якості води із-за порушення кисневого режиму і інших цвяхів біотичного кругообігу. Повторне забруднення води Дніпровських водосховищ важкими металами в мулових розчинах у 8 разів більше, ніж у водному середовищі [25].

В роботі показано погіршення стану мікроорганізмів активного мулу, що спричиняло спухання в процесі накопичення важких металів — міді та цинку. Під час накопичення важких металів в активному мулі його стан поступово погіршувався. Досягнення критичної маси металів у мулі призвело до масового розвитку нитчастих бактерій, які є причиною його спухання [26].

Останнім часом широко використовується засіб очищення стічних вод від важких металів ферментними препаратами [27].

4.3. Основні напрямки збереження та відновлення водного середовища шляхом створення нових екологічно ефективних технологій очистки стічної води

На Україні більш розповсюдженими установками для проведення біологічного очищення стічних вод вважаються споруди, оснащені аеротенками [28].

Інтенсивність процесу окислення в аеротенках залежить від чинників: відповідності технологічних параметрів, температури, співвідношень концентрації розчиненого кисню та дози активного мулу до об'єму стічної води, балансу джерел біоген-

них елементів; адаптованості живих організмів, утворення специфічної мікрофлори під час очищення концентрованої стічної води та симбіотичного характеру життєдіяльності мікробних асоціацій [29].

Відомо [30], що існуючі технологічні схеми роботи аеротенків передбачають складність проведення біологічного очищення стічної води, а саме: нерівномірність надходження стічних вод, біообростання стінок споруд, порушення у подачі електроенергії, складність системи впуску та випуску стічної рідини, нерівномірна аерація мулової суміші стисненим повітрям, руйнування залізобетонних конструкцій.

У роботі [31] представлені різноманітні модифікації біофільтрів.

Біофільтри з обертовим навантаженням [32] поєднують в собі позитивні якості біофільтрів та аеротенків, в них працює прикріплений біоценоз, є можливість регулювання часу перебування стічних вод.

Досвід використання біотенків [33] свідчить про переваги даної споруди над усіма існуючими: у 5—6 разів знижуються енерговитрати та чутливість до навантажень під час біологічного очищення стічних вод.

Однією із сучасних установок можна вважати мембранний біологічний реактор, який дозволяє вирішити два взаємопов'язаних завдання — очищення стічної води в біореакторі та розподілення фаз у мембранному блоці [34].

Ефективними напрямками інтенсифікації процесу біологічного очищення в аераційних спорудах є підвищення працюючої концентрації та використання усієї біомаси біоценозу в процесі біоочищення.

З метою підвищення концентрації активного мулу розроблено пристрій [35, 36], який включає комплекс споруд: аеро-

тенк, вторинний відстійник та модуль фільтрування у контурі рециркуляції.

Розповсюджені на практиці біоочищення стічної води біореактори мембранного типу, в яких забезпечується підвищене утримання біомаси до 20 мг/дм^3 . Мембранний фільтр складається з 10 занурених волокнистих модулів [37].

За останні роки інтенсифікація мікробіологічних процесів здійснюється за допомогою іммобілізації клітин на носіях, які широко використовуються у біотехнології. За допомогою іммобілізації мікроорганізмів на носіях можна інтенсифікувати біологічне очищення стічної води від важких металів, урану та нафтопродуктів [38 — 40].

Автором [41] виявлено, що іммобілізація мікробіоценозів підвищує концентрацію хемолітотрофних бактерій у спорудах та швидкість окислення ними неорганічних сполук.

Вивчено процес біологічного очищення стічної води гідролізного виробництва за допомогою іммобілізованої на волокнистому носії мікрофлори в анаеробних умовах. Параметри реалізації процесу: температура $35 — 37 \text{ }^\circ\text{C}$; рН стічної води $6,0—6,5$; щільність навантаження біореактора $10—15 \text{ мг/дм}^3$. Глибина очищення відносно ХСК в анаеробних умовах 90% [42].

Досліджена [43] доцільність застосування біологічного методу очищення стічної води від урану (VI) активним мулом та перспективними для іммобілізації біомаси фітопатогенними бактеріями *Xanthomonas*. Показана висока ступінь очищення стічної води біологічним методом (95%) досягнута за допомогою волокнистих носіїв для активного мулу типу “Вія”.

Автором [44] показана очистка стічної води від азоту іммобілізованою мікрофлорою з розміром завантажень $0,2—0,7 \text{ мкм}$, при цьому ефективність зниження ХСК та азоту складала $92,6 \%$ та $99,7 \%$ відповідно.

В роботі [45] дослідниками відображено застосування пілотної установки — зоореактор з капроною насадкою “Вія”, як засіб доочистки стічних вод виробництва аніду. Показана якісна та кількісна зміна видів гідробіонтів відносно рівню поживних властивостей.

Запропоновано новітній засіб інтенсифікації біологічного очищення стічної води, оснований на новітніх методах біотехнології, що передбачає високу адаптованість мулу за рахунок обробки хімічно активними агентами та підвищення ферментативної активності мікроорганізмів [46].

4.4. Оцінка екологічного стану р. Дніпро

Господарчий комплекс басейну Дніпра протягом десятиріч розвивався без урахування економічних і екологічних наслідків для України. В результаті чого склалася вкрай деформована галузь і територіальна структура промисловості, в якій перебільшені базові галузі паливно-енергетичні, металургійні комплекси та важка промисловість. Це призвело до гіпертрофованого розвитку крупних промислових центрів Придніпров'я, великих міст та агломератів.

В басейні Дніпра сконцентрована основна група виробництв з перебільшенням “брудних” галузей промисловості (металургійна, хімічна та вугільна), великі енергетичні об'єкти та масиви зрощених земель. Внаслідок чого в економічних районах склалася кризова водогосподарча та гідроекологічна ситуація, при якій саме відтворення Дніпра та інших річок басейну не забезпечувала екологічну рівновагу.

Водні ресурси басейну Дніпра складають 80 % усіх водних ресурсів України. Дніпро забезпечує водою водоспожива-

чів не тільки в його межах, а і є головним та в деяких випадках єдиним джерелом водопостачання крупних промислових південних та південно-східних центрів України.

Сучасна інтенсивна промисловість та сільськогосподарська діяльність суспільства призводить до потрапляння у гідросферу великої кількості ксенобіотиків та отруйних речовин. Джерелом забруднення гідросфери на теперішній час є промислова та господарчо-побутова стічна вода.

З метою збереження та захисту водних об'єктів на рівні держави прийнято постанову Верховної Ради від 27.02.1997 року “Національна програма екологічного оздоровлення басейну Дніпра і покращення якості питної води”.

В цілому вздовж басейну Дніпра потужність очисних споруд перед скидом в водні об'єкти складає 3,5 км³/рік. Нормативне очищення стічної води складає 24 %.

Найбільшими забруднювачами водного басейну Дніпра є комунальне господарство, чорна та кольорова металургія, коксохімія, енергетичне, транспортне машинобудування та сільське господарство.

Найбільш великим промисловим об'єктом — забруднювачем є металургійний завод ім. Дзержинського (м. Дніпродзержинськ). Щорічно він скидає до Дніпра 98 млн. м³ неочищеної і слабо очищеної стічної води.

Зі стічною водою до водосховищ Дніпра потрапляє велика кількість біогенних елементів, важких металів, а також штучних неорганічних та органічних токсичних речовин. Крім того, значно впливають на якість води донні відкладення, які при деяких умовах стають джерелом вторинного забруднення водних мас біогенними елементами, важкими металами, органічними з'єднаннями та нафтопродуктами.

Перелічені фактори в сукупності призводять до деградації усієї водної екосистеми Дніпра та погіршення якості питної води. Аналіз даних показав, що найбільш розповсюдженими забруднюючими речовинами є азот амонійний, фосфати, нітри-ти, органічні речовини, важкі метали, нафтопродукти та феноли. За рівнем хімічного та бактеріального забруднення вода басейну Дніпра класифікується як забруднена.

Забруднення води в басейнах Дніпра призвело до порушення природних процесів самоочищення і значно ускладнило проблему отримання якісної питної води на водопровідних станціях. Аналіз динаміки стану басейну Дніпра є основою в розробці висновків, що екстенсивне водовикористання в усіх галузях господарства, зростання загальних об'ємів невиробничих витрат води, зниження потенціалу водних ресурсів внаслідок забруднення та виснаження водних джерел, створюють необхідність використання широкомасштабних екологічних та господарчих заходів по використанню води.

Сьогодні по запасам водних ресурсів Україна займає одне із останніх місць серед країн Європи, а по водовикористанню валового продукту опереджає їх. Одним із перспективних методів вирішення поставленої державної програми є зниження впливу забруднювачів на басейни Дніпра, припинення скиду недоочищеної комунальної стічної води шляхом забезпечення її очищення у співвідношенні з проектними параметрами очисних споруд, повне зупинення скидання в водні об'єкти неочищеної стічної води комунальних підприємств [47].

Відносно програми екологічного оздоровлення басейну Дніпра при підтримці UNDP-GEF вченими виявлено і проаналізовано джерела забруднень (гарячих точок) з метою підготовки стратегічного плану дій для зменшення трансграничного забруднення.

За даними [48, 49] переліку підприємств-лідерів по ефективній масі забруднюючих речовин на 2005 рік КП “Дніпродзержинськводоканал” займає 16 місце серед 100 підприємств, що є основою при виборі об’єкту досліджень. При виявленні груп лідерів підприємств комунального сектора здійснювався аналіз по масі скиду органічних речовин (БСК), азоту та важких металів. Значення завислих балів по категорії “Контроль забруднень” КП “Дніпродзержинськводоканал” займає 25 місце та має наступні бали: загальна характеристика — 0,714; властивості стічних вод — 0,094; навантаження — 0,886; завислий бал категорії — 0,617. Встановлено, що КП “Дніпродзержинськводоканал” скидає максимальну кількість забруднюючих речовин по п’яти бальній системі оцінювання, бали: БСК — 5, завислі речовини, азот та нафтопродукти — 4.

По об’єму скинутих вод КП “Дніпродзержинськводоканал” входить до десятки лідерів. Встановлено, що комунальне підприємство скидає 42,06 млн. м³/рік стічної води, з них 31,44 млн. м³/рік недостатньо очищена. За експертною оцінкою дії “гарячих точок” на екологічно чутливі зони, найсильніше впливають промислово розвинуті міста — Дніпропетровськ і Дніпродзержинськ.

Зворотні води очисних споруд м. Дніпродзержинська містять великі концентрації азоту, фосфатів та завислих речовин, які перевищують за встановлені норми ГДК у декілька разів.

Недостатньо очищена стічна вода спричиняє антропогенне забруднення р. Дніпро.

Щорічно у р. Дніпро зі зворотними водами потрапляє 51 тис. тон мінерального азоту та 10 тис. тон фосфатів [50]. Великий вміст азоту, фосфатів та завислих речовин у зворотних водах призводить до евтрофікування водойм та збільшення мулових донних відкладень. Перелічені фактори забруднення

спричиняють суттєві порушення природної рівноваги у біоценозах Дніпра [51].

Великий вміст біогенних елементів у зворотних водах призводить до інтенсивного цвітіння р. Дніпро внаслідок масового розростання водоростей, які під час розкладу виділяють у водне середовище альготоксини.

Такі явища призводять до масової загибелі риби, гідробіонтів та значного погіршення якості питної води.

В табл. 4.2 подано вплив альготоксинів на тварин [52—53].

Таблиця 4.2. Вплив альготоксинів на тварин

Визначення	Вплив альготоксинів на різних рівнях			
	Нервова система	Пригнічення ферментів	Кровотворення	Патоморфологічні та гістохімічні зміни
Теплокровні тварини	Парези, паралічі кінцівок,	Окислюваль-но-востановчих, холінес-теразу, вуглеводних та бі-	Зниження еритроцитів, гіпоксія	Перенхиматоз органів, зниження глікогену та субстанції Ниссля,
Холодно-кровні тварини	десинх-ронізація ритму ЦНС	лкових		нуклеїнових кислот

При скиданні недостатньо очищеної стічної води з очисних споруд м. Дніпродзержинська до водосховищ р. Дніпро, відмічається значне евтрофірування водного басейну [54], що підтверджується даними, наведеними в табл. 4.3 і 4.4.

Таблиця 4.3. Співвідношення домінантних видів та груп фітопланктону водосховища р. Дніпро

Станції		Дніпродзержинська ГЕС	Річка Коноплянка	Район Кайдаки – Каменка (правий берег)	Район Кайдаки – Каменка (лівий берег)
Біомаса, г/м ³	Синьо-зелені	0,854	1,859	1,333	3,479
	Діатомові	0,330	0,278	35,338	25,381
	Вольвоксові	—	—	0,183	0,720
	Хлорококові	—	—	0,526	1,488
Загальна біомаса, г/м ³		1,328	2,131	41,957	31,392
Біомаса, г/м ³		3,296	6,400	204,785	62,784
Домінантні види		Aphanizomenon flos - aquuae, Anabaena flos - aquuae	Oscillatoria limosa	Cyclotella meneghiniana, M. italicica	M. italicica, Cyclotella meneghiniana

Аналіз отриманих даних показав велику різницю між концентраціями компонентів р. Дніпро та складом зворотних вод в місці її скидання. Стічна вода очисних споруд має великий вміст азоту, фосфатів, завислих речовин, сухого залишку, хлоридів та перевищені бактеріологічні показники. Порівнюючи концентрації інгредієнтів в умовно чистій зоні та нижче скидання зворотних вод на 500 метрів видно, що вони мають велику розбіжність. Це пояснюється недостатністю самоочищення р. Дніпро і говорить про необхідність вдосконалення роботи очисних споруд для підвищення якості очищення стічної води від екологічно небезпечних компонентів. Внаслідок неякісного очищення стічної води від азоту, фосфатів та завислих речовин, представлених в основному відпрацьованим мулом,

відбувається неефективне знезараження хлором зворотних вод. Це пояснюється значним хлоропоглинанням, яке витрачається на окислення біогенних елементів.

Таблиця 4.4. Якість води в р. Дніпро в районі м. Дніпродзержинська в умовно чистій зоні та нижче скидання зворотних вод на 500 м при існуючій технології очистки стічної води

Місце відбору проби	Вище скиду	В місці скиду	Нижче скиду
Прозорість, см	20	39	31
Азот амонійний, мг/дм ³	0,20	5,6	0,8
Нітрити, мг/дм ³	0,04	2,0	0,28
Нітрати, мг/дм ³	2,0	25,6	3,8
Кисень, мг/дм ³	9,9	8,6	9,3
БСК, мг/дм ³	2,1	6,9	3,2
ХСК, мг/дм ³	13,2	62,9	18,0
Фосфати, мг/дм ³	0,8	10,5	3,5
Лужність, мг*екв/дм ³	3,0	2,6	2,9
Жорсткість, мг*екв/дм ³	4,5	5,6	4,7
Хлориди, мг/дм ³	16,9	98,2	19,4
Сульфати, мг/дм ³	24,8	69,9	27,1
Сухий залишок, мг/дм ³	221,5	526,2	240,1
Нафтопродукти, мг/дм ³	0,11	0,3	0,13
АПАР, мг/дм ³	0,01	0,14	0,02
Залізо, мг/дм ³	0,07	0,30	0,09
Завислі речовини мг/дм ³ ,	7,0	14,0	8,9
ЗМЧ, КОЄ/см ³	56	140	79
Колі-фаги, БОЄ/дм ³	0	300	0 — 50
Індекс ЛКП, КОЄ/дм ³	<500	500 — 2300	<500 — 500

При цьому індекс ЛКП — показник фекального забруднення, коліфаги — віруси кишкових паличок та загальне мікробне число бувають перевищені за встановлені нормативи скидання. Для з'ясування впливу зворотних вод на стан р. Дніпро, разом з науково-дослідним інститутом біології (м. Дніпропетровськ) проведено роботи з біологічної характеристики стану Дніпродзержинського водосховища відносно зообентосу. В комплексі досліджень і оцінки стану водної екосистеми — зообентосу відведене провідне місце. У місці скидання стічної води, вище і нижче скидання на 500 метрів чітко відображено ступінь забруднення за різноманітністю типів організмів. Бентос використовували для індикації умов середовища та ступеню його забруднення в зоні контакту води і донних відкладень [55—62].

Матеріали отримано в результаті збору проб на площині дна річки в 40 м² з залученням днищечерпатилем Ейкмана — Берджа. Для умовно чистої зони характерно велике різноманіття видового складу зообентосу. Серед них у переважній кількості зустрічаються види — моллюсків, личинки подьонок та рівчаків, які є показниками чистої води, а саме цю зону можна вважати відносно чистою. Моллюски дуже чутливі до якості води. В токсичному середовищі вони не живляться, знаходяться постійно в раковині, не реагують на корм (табл. 4.5 та 4.6).

При великій кількості токсинів моллюски не виживають, після них залишаються раковини пустими, що свідчить про їх загибель. Олігохети і личинки хірономід володіють значною стійкістю до токсикантів різноманітної хімічної природи. Аналіз експериментальних даних показав, що в місці скидання стічної води відбувається підвищення кількості цих організмів. Відмічено постійну присутність і навіть збільшення кількості екземплярів глоткової п'явки та водного ослика в місці відведення зворотних вод, які належать до альфаспробіонтів. Це явище пояснюється присутністю процесів гниття та відмиранням багатьох видів організмів, які вони використовують у якості живлення.

Таблиця 4.5. Біологічний стан р. Дніпро в районі м. Дніпро-дзержинська

Назва гідробіонтів	Кількість гідробіонтів, екз/м ²	Біомаса гідробіонтів, г/м ²
Вище скидання стічної води на 500 метрів		
1. Олігохети — малощетинкові черви: Tubifex tubifex, Limnodrilus froffmeisteri, Limnodrilus udekemianus, Lumbriculus terrestris, Stylaria lacustris.	440,0	2,80
2. Поліхети (Polychaeta) — багатощетинкові черви: Nupamia invalida Grube.	140,0	0,80
3. П'явки (Hirudinea): Herpobdella nigricollis, Herpobdella octoculata, Glossiphonia complanata, Piscicola geometra.	80,0	0,65
4. Молюски (Mollusca): Dreissena bugensis, Lithoglyphus naticoides, Viviparus viviparous, Bithynia tentaculata, Planorbis carinatus, radix ovata, Theodoxus fluviatilis, Coretus corneus.	3840,0	1020,00
5. Комахи (Insecta) — личинки хірономід: Chironomus plumosus, Procladius choreus, Limnochironomus nervosus, Tanytarsus manicus, Polypedilum nubeculosum, Endochironomus dispar.	380,0	2,10
6. Личинки подьонки (Ephemeroptera): Ordella horaria, Cloeon dipterum.	40,0	0,50
7. Личинки ривчаків (Trichoptera): Neureclipsis bimaculata, Cynurus flavicollis.	50,0	0,60
8. Личинки жуків (Coleoptera): Halipus ruficollis.	20,0	0,35
9. Вищі ракообразні (Crustacea): Asellus aquaticus.	110,0	1,20
10. Гамариди (Gammaridae): Pontogammarus crassus, Dikerogammarus villosus.	100,0	0,52

Таблиця 4.6. Біологічний стан р. Дніпро в районі м. Дніпрод-
ержинська

Назва гідробіонтів	Кількість гідробіонтів, екз/м ²	Біомаса гідробі- онтів, г/м ²
В місці скидання стічної води		
1. Олігохети — малоцетинкові черви: Tubifex tubifex, Limnodrilus froffmeisteri, Limnodrilus udekemianus.	9440,0	18,78
2. П'явки (Hirudinea): Herpobdella octoculata	200,0	1,20
3. Молюски (Mollusca): Dreissena bugensis, Lithoglyphus naticoides, Viviparus viviparous, Bithynia tentaculata, Theodoxus fluviatilis.	Пусті раковини	—
4. Комахи (Insecta) — личинки хірономід (мотиль): Procladius choreus, Chironomus plumosus.	1040,0	4,90
5. Вищі ракообразні (Crustacea): Asellus aquaticus.	220,0	2,60
Нижче скидання стічної води на 500 метрів		
1. Олігохети — малоцетинкові черви: Tubifex tubifex, Limnodrilus froffmeisteri, Limnodrilus udekemianus, Stylaria lacustris.	640,0	4,80
2. Поліхети (Polychaeta) — багатоцетинкові черви: Nereis acuminata Grube.	100,0	0,68
3. П'явки (Hirudinea): Herpobdella octoculata.	120,0	0,78
4. Молюски (Mollusca): Dreissena bugensis, Lithoglyphus naticoides, Viviparus viviparous, Bithynia tentaculata, Theodoxus fluviatilis.	600,0	74,00
5. Комахи (Insecta) — личинки хірономід (мотиль): Procladius choreus, Limnochironomus nervosus, Polypedilum nubeculosum, Limnochironomus dispar.	700,00	3,80
6. Вищі ракообразні (Crustacea): Asellus aquaticus.	160,0	1,70

В місці скидання зворотних вод відбувається повне відмирання молюсків внаслідок вмісту великих концентрацій забруднюючих речовин, які для них виступають у ролі токсикантів.

Для відродження відмерлих організмів в районі м. Дніпродзержинська необхідно підвищити якість очищення стічної води з метою запобігання її отруйної дії на живі організми. Нижче скидання стічної води на 500 метрів відбувається незначне відновлення видового складу гідробіонтів, це підтверджується наявністю лише одного представника молюсків.

Цвітіння негативно впливає на якість питної води внаслідок погіршення її очищення на водоочисних спорудах. Під час інтенсивного “цвітіння” Дніпрових водосховищ, ефективність видалення водоростей на очисних спорудах складає не більше 30 %, тому існує можливість попадання водоростей та їх метаболітів в системи водопостачання, які призводять до відхилення від нормативів органолептичних, бактеріологічних показників. Водорості, які проникають до очисних фільтрів, погіршують якість питної води, бо є субстратом для розвитку бактерій і актиноміцетів. Під час масового “цвітіння” відбувається зниженням знезаражуючої дії хлорування питної води. Після проходження усіх водопровідних споруд, в тому числі і обробка питної води хлором, продукти розкладу сприяють розвитку кишкових паличок. Зафіксовано, що мутність питної води зумовлена розкладом водної рослинності; барвність — розвитком синьо-зелених водоростей та бактеріального розкладу органічних речовин. Збільшення лужності води в місцях, де зустрічаються водорості, створюють сприятливі умови для розвитку збуджувачів кишкових хвороб, в тому числі холерного вібриону. Дніпропетровська область відноситься до категорії областей, які мають найбільшу питому вагу нестандартних проб за санітарно-хімічними показниками у 2001—2003 роках (17,8 %).

В період 1999—2003 роки зафіксовано 279 постраждалих осіб від спалаху кишкових інфекцій з водним передаванням збудника.

Отже, щоб зберегти необхідні санітарно-гігієнічні показники якості води, не можна допускати масове “цвітіння” води у водоймах, які інтенсивно використовуються людиною.

Оскільки якість питної води є одним з факторів чистоти навколишнього середовища, необхідно встановити доповнюючі критерії визначення її придатності в питному водопостачанні в літній період при наявності інтенсивного “цвітіння” водоростей. У зв’язку з можливістю акумуляції токсинів, не можна допускати попадання токсичних речовин водоростей в мережу водопостачання.

Для вирішення поставленої проблеми — захисту басейну Дніпра від недостатньо очищеної стічної води — запропоновано методи підвищення якості її очищення (на прикладі очисних споруд м. Дніпродзержинська).

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Материалы научно-технического совещания по изучению пуска и освоения установок очистки азотсодержащих стоков методом нитри-денитрификации. — М.: Союзазот, 1987. — 152 с.
2. Любченко О.А., Могилевич Н.Ф., Гвоздяк П.И. Микробная нитрификация и очистка воды // Химия и технология воды. — 1996. — № 1. — С. 98—107.
3. Stewart W.D., Liberation of extracellular nitrogen by two nitrogen – fixing algae // Natur. — 1963. — № 20. — P. 1020 — 1022.
4. Барашков Г.К. Сравнительная биохимия водорослей. — М.: Пищ. пром., 1972. — 335 с.
5. Сиренко Л.А., Кокыца П.Н. Суточная вертикальная

миграция *Microcystis Aeruginosa* Kutz. Emend. Elenk и ее влияние на содержание азотистых компонентов в клетках // Гидробиологический журнал. — 1981. — № 2. — С. 50—58.

6. Басс Я.И., Сипченко П.В. Поступление аллохтонных органических веществ и биогенных элементов в Днепровские водохранилища // Гидробиологический журнал. — 1990. — № 2. — С. 79 — 83.

7. Смирнова Н.Н. Роль водных растений в круговороте органических веществ в водоеме // Гидробиологический журнал. — 1981. — № 1. — С. 100 — 101.

8. Гончаров А.В., Калашникова Е.Г., Писарева М.И. Оценка Вазузского и Яузского водохранилищ по степени эвтрофирования // Водоснабжение и санитарная техника. — 2005. — № 1. — С. 21 — 24.

9. Гусев М.В. Биология сине-зеленых водорослей. — М.: МГУ, 1968. — 203 с.

10. Сиренко А.А. Физиологические основы размножения сине-зеленых водорослей в водохранилищах. — К.: Наук. думка, 1972. — 203 с.

11. Сакевич А.И. Экзометаболиты пресноводных водорослей. — К.: Наук. думка, 1985 — 199 с.

12. Арендачук В.В. Индольные вещества в продуктах разложения некоторых видов сине-зеленых водорослей // Гидробиологический журнал. — 1981. — № 1. — С. 61 — 63.

13. Ключенко П.Д. О взаимосвязи фотосинтеза и накопления нитритов в культуральных средах водорослей // Гидробиологический журнал. — 1991. — № 2. — С. 52 — 57.

14. Ключенко П.Д., Теренина М.Б., Журавлева И.Л., Головня Р.В. Образование летучих азотсодержащих оснований при разложении некоторых сине-зеленых водорослей // Гидробиологический журнал. — 1991. — № 2. — С. 42 — 49.

15. Заварзин Г.А. Литотрофные микроорганизмы. — М.: Наука, 1972. — 323 с.
16. Яковлев С.В., Карюхина Т.А. Биохимические процессы в очистке сточных вод. — М.: Стройиздат, 1980. — 200 с.
17. Косторович В.Е., Коновалова Ю.В., Харин В.И. Технология очистки сточных вод коксохимического производства с подготовкой для использования в оборотном цикле // Кокс и химия. — 2000. — № 1. — С. 34 — 36.
18. Юрченко В.А., Головки Г.П., Чернявская Т.И. Эффективность нитрифицирующих биоценозов // Биологическая очистка сточных вод. — М.: ВНИИ ВОДГЕО, 1990. — С. 90 — 94.
19. Загорная А.Г., Никовская Г.Н., Глоба Л.И. Адгезия водорослей на синтетических волокнах // Гидробиологический журнал. — 1991. — № 4. — С. 42—45.
20. Корабльова А.І., Чесанов Л.Г., Шапар А.Г. Вступ до екології, токсикології. — Дніпропетровськ: Поліграфіст, 2001. — 308 с.
21. Мочалова И.А., Беренгартер М.Г., Чурмасова Л.А., Батурин А.К. Поступление токсикантов с пищевыми продуктами: оценка риска здоровью // Экология и промышленность России. — 2002. — Февраль. — С. 26 — 29.
22. РД 52. 24. 28 — 86. Методические указания по атомно-абсорбционному определению тяжелых металлов в природных и очищенных сточных водах.
23. Васюков А.Е., Свердлов Б.С., Стешенко С.А. Использование переменного тока для изучения распределения тяжелых металлов в водных экосистемах // Журнал аналитической химии. — 1994. — № 9. — С. 997 — 1003.

24. Белоконь В.Н., Нахшина Е.П. Формы нахождения тяжелых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра // Гидробиологический журнал. — 1990. — № 2. — С. 83 — 90.

25. Линник П.Н. Донные отложения как потенциальный источник вторичного загрязнения водной среды соединениями тяжелых металлов // Гидробиологический журнал. — 1999. — № 2. — С. 97 — 108.

26. Шевченко В.С., Шевченко А.П. Опыт борьбы со вспучиванием активного ила // Водоснабжение и санитарная техника. — 2005. — № 2. — С. 24 — 29.

27. Стельмашук В.В. Особенности сорбции ионов тяжелых металлов микроводорослями *Chlorella Pyrenoidosa* из водных сред // Химия и технология воды. — 2002. — № 6. — С. 584 — 589.

28. Яковлев С.В., Ласков Ю.М., Карелин Я.П. Комунальное водоотведение и очистка сточных вод. — М.: Стройиздат, 1996. — 591 с.

29. Ковалева Н.Г., Ковалев В.Г. Биохимическая очистка сточных вод предприятий химической промышленности. — М.: Химия, 1987. — 160 с.

30. Таваркиладзе И.М., Гарасюк Т.П., Доценко М.И. Очистные сооружения. — К.: Будівельник, 1988. — 254 с.

31. Мирзаева О.А. Конструкции устройств биологической очистки сточных вод с вращающейся загрузкой // Химия и технология воды. — 1998. — № 5. — С. 546 — 549.

32. Воронов Ю.В., Соломеев К.П., Ивчатов А.Л., Жиров Е.Н., Трубников В.А. Реконструкция и интенсификация работы очистных сооружений. — М.: Стройиздат, 1990. — 222 с.

33. Герасимов Г.Н. Мембранный биологический реактор BRM // Водоснабжение и санитарная техника. — 2004. — № 4. — С. 43 — 47.

34. Заяв. 1156015 ЕПВ, МПК⁷ С 02 F 3/12. Verfahren and alage Zur filtrater Zuegung aus dem rucklaufschlamnunstroni / Schnull Dietmar (Германия); Va Tech Wabag Esmil. — № 00110342.3; Заяв. 15. 05. 2000; Опубл. 21. 11. 2001.

35. Демидов О.В., Непаридзе Р.Ш., Дементьев А.К. Очистка сточных вод птицефабрик в аэротенках — отстойниках // Развитие методов механической и биологической очистки сточных вод. — М.: ВНИИ ВОДГЕО, 1982. — С. 81 — 83.

36. Wagner Martiu, Krause Stefan, Cornel Peter. Saurstofffeintrang and a – werte in membran be lebungsanlagen // Ка – Wasserwirt, Abwasser, Abfall. — 2001. — № 11. — P. 1573 — 1579.

37. Дмитриева А.П. Интенсификация биологической очистки сточных вод // Кокс и химия. — 1987.— № 1. — С. 53 — 56.

38. Гвоздяк П.И., Дмитренко Г.Н., Куликов Н.И Очистка промышленных сточных вод прикрепленными микроорганизмами // Химия и технология воды. — 1985. — № 1. — С. 64 — 68.

39. Корнилович Б.Ю., Гвоздяк П.И. Очистка урансодержащих вод с использованием иммобилизованных микроорганизмов // Химия и технология воды. — 2001. — № 5. — С. 545 — 550.

40. Басова Т.А. Интенсификация биологической очистки сточных вод. — К.: Наук. Думка. — 1988. — 63 с.

41. Гребинчикова И.А., Ручай Н.С., Маркевич Р.Н., Гриц Н.В. Очистка сточных воды гидролизного производства в анаэробных биореакторах // Биотехнология. — 2002. — № 4. — С. 70—79.

42. Юрченко В.А. Влияние процессов иммобилизации микробиоценозов на хемосинтез в системах водоотведения // Химия и технология воды. — 2002. — № 2. — С. 191 — 196.

43. Liu Chu u fang. Shihua jishu yu yingyong // Petrochem. Technol. and appl. — 2003. — № 1. — P. 67 — 72.

44. Гвоздяк П.И. Никоненко В.У., Чеховская Т.П, Федорик С.М. Биологическая очистка сточных вод анида (найлона — 66) // Химия и технология воды. — 1990. — № 8. — С. 748 — 760.

45. Давніченко Л.О., Хусточкін В.М. Інтенсифікація біологічної очистки стічних вод // Ринок інсталяцій. — 2001. — № 12. — С. 28 — 29.

46. Постанова Верховної Ради України “Про національну програму екологічного оздоровлення басейну Дніпра та поліпшення якості питної води” від 27.02.1997.

47. Романенко В.Д., Афанасьев О.Г., Васенко А.Г., Осадчий В.И., Андрейченко Ю.И., Набиванец Ю.Б. Идентификация и оценка «горячих точек» в бассейне Днепра на территории Украины. — Киев: Полиграф Консалтинг, 2004. — 282 с.

48. Васенко А.Г. Методика идентификации, оценки и приоритизации «горячих точек» в бассейне Днепра. — К: Полиграф Консалтинг, 2004. — 118 с.

49. Петраков І.Ю. Дотримання вимог санітарного законодавства у забезпеченні населення держави доброякісною питною водою // Актуальні питання якості води в Україні: Наук.-практ. сем. — К: Державний комітет України з питань технічного регулювання та споживчої політики, 2004. — С. 4 — 22.

50. Биотестирование природных и сточных вод: Сб. науч. Тр. — М.: Легкая промышленность, 1981. — 104 с.

51. Биологическое самоочищение и формирование качества воды: Сб. науч. Тр. — М.: Наука, 1975. — 180 с.

52. Пресноводный планктон в токсической среде / Брагинский Л.П., Величко И.М., Щербань Э.П. — К.: Наукова думка, 1987. — 180 с.

53. Разработка теоретических основ и методов направленного формирования естественных и искусственных водоемов в степной зоне Украины с целью снижения вредного воз-

действия факторов среды (промышленные и бытовые стоки, «цветение» водоемов, биооброствание и биоповреждение) и повышение рыбопродуктивности. — Сб. науч тр, К.: Наукова думка, 1983. — 140 с.

54. Гидробиологический режим Днепра в условиях зарегулирования стока: Сб. науч тр. — К.: Наукова думка. — 1967. — 387 с.

55. Токсиканты синезеленых водорослей и организмы живого: Сб. науч. тр. — К.: Наукова думка, 1977. — 252 с.

56. Биргер Т. И. Метаболиты беспозвоночных. — К.: Наукова думка, 1979. — 192 с.

57. Туманов А.А., Постнов И.Е. Водные беспозвоночные как аналитические индикаторы (обзор) // Гидробиологический журнал. — 1983. — № 5. — С. 3 — 11.

58. Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод. — Л.: Зоологический институт, 1974. — 60 с.

59. Макрушин А.В. Библиографический указатель по теме «Биологический метод оценки качества вод» с приложениями списка микроорганизмов — индикаторов загрязнения. — Л.: Зоологический институт, 1974. — 53 с.

60. Днепродзержинское водохранилище: Сб. науч. тр.— Днепропетровск: научно-исследовательский институт гидробиологии и кафедра ихтиологии и гидробиологии, 1971. — 170 с.

61. Дворецкий А.И., Загубиженко Н.И., Рябов Ф.П. Запорожское водохранилище: Монография. — Под ред. Дворецкого А.И., Рябова Ф.П. — Днепропетровск: Днепропетровский университет, 2000. — 169 с.

62. Цветение воды: Сб. науч. тр. — К.: Наукова думка, 1968. — 387 с.

Розділ 5

ДОСЛІДЖЕННЯ БІОЦЕНОЗУ ОЧИСНИХ СПОРУД м. ДНІПРОДЗЕРЖИНСЬКА

5.1. Оцінка якості очищення стічної води очисних споруд

Міські очисні споруди призначені для очищення промислової та господарчо-побутової стічної води біохімічним методом, який оснований на властивостях мікроорганізмів у процесі життєдіяльності використовувати різноманітні розчинені у воді органічні та неорганічні сполуки.

Очищення стічної води складається з трьох стадій:

- механічне очищення стічної води;
- біохімічне очищення стічної води;
- знезараження очищеної стічної води.

Принципова схема очисних споруд зображена на рис. 5.1. Побутово-господарча стічна вода міста 1, промислова стічна вода 2 та дренажна стічна вода з мулового майданчика 3 по трубопроводах подається до камери гасіння 4, звідки потрапляє до будівлі ґрат 5, де встановлені три ґрати з механічними граблями. Стічна вода після ґрат залізобетонними каналами потрапляє до пісковловлювача 6, де пісок осідає на днище, звідки періодично згрібається цепним скребковим механізмом та перекачується насосом на піскові площадки 9. Стічна вода після пісковловлювача потрапляє до двох первинних відстійників радіального типу 7, в яких тверді речовини відстоюється 1—2 години, а легкі речовини затримуються у воді. Осад відкачуються насосом 8 до піскової площадки 9.

По завершенню механічного очищення стічна вода направляється на біологічне очищення до двох аеротенків —

змішувачів, які мають 2 секції. До регенераторів 10 і 12 подається активний мул з резервуару активного мулу 16, в яких здійснюється оновлення активного мулу, а до аеротенків 11 і 13 подається стічна вода після первинних відстійників 7, де здійснюється її біоочистка.

Скид у р. Дніпро

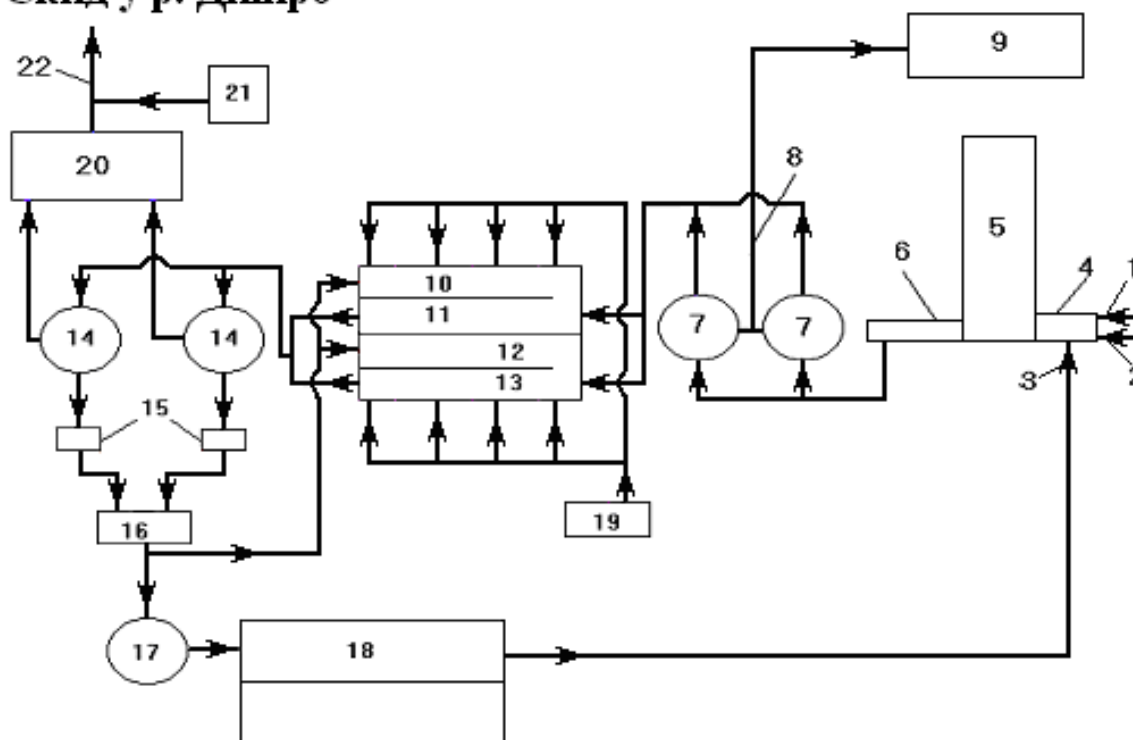


Рис. 5.1. Технологічна схема очищення стічної води (на прикладі м. Дніпродзержинська): 1 — господарчо-побутова стічна вода, 2 — промислова стічна вода, 3 — дренажна стічна вода, 4 — камера гасіння, 5 — будівля ґрат, 6 — пісковловлювач, 7 — первинні відстійники, 8 — насоси, 9 — піскова площадка, 10, 12 — регенератори, 11, 13 — аеротенки, 14 — вторинні відстійники, 15 — мулові камери, 16 — резервуар активного мулу, 17 — мулоущільнювач, 18 — муловий майданчик, 19 — компресорна, 20 — біоставоки, 21 — хлораторна, 22 — трубопровід хлорування

Для забезпечення нормальної життєдіяльності мікроорганізмів, утримання активного мулу у завислому стані в аеротенк подають повітря з компресорної 19. В аеротенках протікають процеси біохімічного окислення органічних речовин за допомогою активного мулу з великою кількістю мікроорганізмів, які беруть участь у мінералізації органічних речовин. По закінченню очищення, суміш очищеної стічної води та активного мулу випускається через нижній канал трубопроводів у вторинні відстійники 14. Далі очищена стічна вода відводиться по направляючому каналу до біоставка 20, в якому здійснюється доочищення її. Після очищення в біологічних ставках стічна вода підлягає знезараженню хлором, який подається з хлораторної 21 по трубопроводу 22. Знезараження триває 30 хвилин. Висвітлена та знезаражена вода подається до скиду у р. Дніпро. Скидання зворотних вод відбувається у черті міста Дніпродзержинська. Мул, який зібрався на днищі вторинних відстійників, безперервно згрібається за допомогою мулоскрибків в муловий приямок, а потім направляється по колектору до двох мулових камер 15, звідки подається до резервуару активного мулу 16. Активний мул з резервуару 16 насосом перекачується до регенераторів 10 і 12, а надлишковий мул насосом (на схемі не вказано) до мулоущільнювача 17. Ущільнений мул перекачується насосом (на схемі це не вказано) до мулового майданчика 18. Дренажна стічна вода, з мулового майданчика 18 подається до аеротенків.

Головними недоліками роботи очисних споруд м. Дніпродзержинська є відхилення від встановлених нормативів за азотом амонійним, фосфатами та завислими речовинами. Якість вихідної стічної води відображено у табл. 5.1.

Таблиця 5.1. Якість вихідної стічної води

Найменування досліджених показників, мг/дм ³	Змішаний стік	ГДК забруднюючих речовин, мг/дм ³
рН	7,95	6,50 — 9,00
Загальне залізо	5,60	3,20
Азот амонійний	35,50	28,70
Фосфати	18,2	10,20
Хлориди	125,6	150,00
ХСК	360,00	500,00
БСК	151,00	280,00
Розчинений кисень	0,75	—
Нафтопродукти	3,00	3,00
Сульфати	78,9	160,00
АПАР	2,20	3,00
Сухий залишок	437,00	480,00
Завислі речовини	145,60	167,00

Видно, що ця стічна вода характеризується аномально високим вмістом фосфатів, а також високим вмістом азоту амонійного. Якість зворотних вод надано в табл. 5.2.

Місто Дніпродзержинськ відноситься до промислової частини регіону. Цей фактор зумовлює інтеграцію великого спектру різноманітних токсикантів, які надходять до міських станцій біоочищення зі стічною водою підприємств: ОАО “ДніпроАзот”, УПП “Утог”, птахофабрика, коксохімічні та хімічні заводи. Очисні споруди збудовані у 1979 р і вони не розраховані на сучасні умови роботи та вимоги до якісних показників зворотних вод. Порівнюючи аналітичні показники якості очищення стічної води у м. Дніпродзержинську з нормами ГДК по азоту, фосфатам та завислим речовинам, які дорівнюють 2,0; 3,5 і 7,8 мг/дм³, вони перевищують за встановлені норми у 2,8;

3,0 та 1,8 рази відповідно. Обстеження режиму роботи очисних споруд дозволило зробити висновок, що фактична потужність очисних споруд менша за проектну. За проектом очисні споруди розраховані на 40 тис. м³/добу, а фактична кількість стоків складає 18 тис. м³/добу. Час перебування активного мулу в регенераторах у 2 рази більше норми.

Таблиця 5.2. Якість зворотних вод

Найменування досліджених показників	Фактичні концентрації інгредієнтів, мг/дм ³	ГДК культурно-побутового водокористування, мг/дм ³
рН	7,0	6,5 — 8,5
Азот амонійний	5,60	2,0
Нітрити	2,00	3,3
Нітрати	25,60	45,0
БСК	6,8	6,0
Завислі речовини	14,0	7,8
Нафтопродукти	0,3	0,3
Фосфати	10,50	3,5
Загальне залізо	0,30	0,3
АПАР	0,14	0,4
Сульфати	69,9	500
Розчинений кисень	6,0	н.м. 4,0
Сухий залишок	526,3	1000,0
ХСК	62,9	40,0
Хлориди	98,2	350,0

Під час обстеження роботи систем “первинні відстійники — аеротенки” та “аеротенки-вторинні відстійники” встановлено, що на очисні споруди подача стічної води здійснюється нерівномірно як протягом доби, так і в межах року. При цьому якість стічної води на вході в очисні споруди залишається не-

стабільною. Основні показники якості — азот і фосфати — не тільки коливаються в широких межах, а й часто перевищують норми ГДК. Якість зворотних вод за більшістю показників коливається в широких межах і корелюється з якістю стічної води, яка надходить на очисні споруди.

При існуючій технології, коли відбувається постійне коливання кількості стічної води, неможливо досягти зниження остаточного вмісту азоту амонійного, фосфатів та завислих речовин у зворотних водах на очисних спорудах м. Дніпродзержинська до встановлених норм внаслідок створення нестабільних умов роботи для біоценозу, який постійно перебуває в режимі залпових скидань забруднюючих речовин. Нерівномірність подачі стічної води до аеротенків призводить до утворення застійних зон через незначну циркуляцію активного мулу. Під час злежування мулу відбувається створення сприятливих умов для розмноження круглих червів *Nematoda*, які є небезпечні в епідеміологічному плані, бо є гельмінтами, які знаходяться в кишечнику людини та тварин, спричиняючи тяжкі захворювання печінки, жовчних шляхів та нервової системи. При скиді стічної води до р. Дніпро зростає екологічна небезпека інвазування населення при контакті з водою.

Важливою причиною погіршення умов роботи для біоценозу аеротенків є подача дренажної стічної води, отриманої внаслідок бродіння та відстоювання відпрацьованого мулу, з мулового майданчику до аеротенків. Дренажна стічна вода має великі концентрації азоту амонійного та фосфатів, а саме 150,0 та 75,0 мг/дм³ відповідно, що є небезпечним для біоценозу активного мулу. Подача дренажної води супроводжується значним погіршенням процесу біоочищення стічної води, яка характеризується підвищенням кількості нитчастих бактерій, котрі призводять до виносу біомаси, а саме збільшенню кількості за-

вислих речовин у зворотних водах. Нитчасті бактерії мають розвинену поверхню і відповідно велику окислювальну здатність. Нитчастий мул погано осідає, виноситься з аеротенків і тому остаточний вміст забруднюючих речовин в зворотних водах залишається високим. Концентрації інгредієнтів в стічній воді коливаються в широких межах. Крім того, в ній міститься багато специфічних речовин, отруйних для мікроорганізмів.

З метою вирішення проблеми перевищених концентрацій азоту амонійного та фосфатів в зворотних водах, було виконано аналіз якості очистки стічної води в системі аеротенк — вторинний відстійник — біоставок, результати якого відображені в табл. 5.3.

Таблиця 5.3. Порівняння вмісту азотних сполук і фосфатів у стічній воді, мг/дм³, в аеротенках, вторинному відстійнику і біоставку

Найменування	Назва визначених показників, мг/дм ³			
	Азот амонійний	Нітриди	Нітрати	Фосфати
Аеротенк 1	3,9	1,8	25,6	9,4
Аеротенк 2	4,2	2,1	23,0	10,2
Вторинний відстійник 1	6,3	2,3	19,1	13,6
Біоставок	5,6	2,0	22,3	10,5

Отримані результати свідчать про суттєві порушення процесу біологічного очищення, а саме збільшення азоту амонійного та фосфатів наприкінці біоочищення під час вторинного звільнення біогенних елементів при біорозкладенні мулу та водоростей. Внаслідок надто довгого перебування стічної води у вторинному відстійнику — в ньому виникають анаеробні умови і відбувається вторинне повернення біогенних елементів до очищеної стічної води. Під час денітрифікації у вторинному

відстійнику виділяється азот, спричиняючи флотацію активного мулу, яка призводить до його виносу та збільшенню кількості завислих речовин у зворотних водах. Потрапляння біогенних елементів до р. Дніпро зі зворотними водами призводить до евтрофікації водойми, порушення гідрохімічного та гідробіологічного режиму, процесів самоочищення та масового розвитку вищої рослинності. Розвиток водоростей у Дніпрі спричиняє погіршення умов існування інших водних організмів, а саме бактерій сапрофітів. При масовому відмиранні водоростей виділяються антибіотичні речовини, які токсичні для тварин та людини. Існує гостра потреба у вдосконаленні очистки стічної води на очисних спорудах м. Дніпродзержинська, так як скидання зворотних вод відбувається у черті міста.

Зазначені проблеми низької якості очищення стічної води притаманні багатьом типовим очисним спорудам, тому і потребують своєчасного вирішення.

Під час досліджень очисних споруд виявлено, що повторне забруднення очищеної стічної води відбувається внаслідок біообростання стінок споруд (рис. 5.2, 5.3).



Рис. 5.2. Біообростання сифону в аеротенку



Рис. 5.3. Біообростання стінок вторинного відстійника

5.2. Аналітичний контроль додержання нормативів вмісту шкідливих речовин у стічній воді

З метою попередження забруднення водних об'єктів зворотними водами, яке може призвести до розвитку інтоксикацій у населення при використанні води для господарчо-побутових потреб, а також попередження інфекційних та паразитних захворювань, які розповсюджуються водним шляхом, встановлено нормативи для вмісту шкідливих речовин. Відповідність якісних показників очищення стічної води до встановлених норм ГДК здійснюється за методиками, затвердженими в установленому порядку.

Аналітичний контроль показників якості стічної води здійснювали по встановленим методикам для акредитованих лабораторій з контролю якості очистки стічної води. Дані сформульовані та представлені в табл. 5.4.

Таблиця 5.4. Методики визначення якості стічних вод

Контрольний показник, мг/дм ³	МВВ (шифр) методики
Загальне залізо,	фотометричне визначення КНД 211. 1. 4. 034 — 95
Амоній сольовий,	фотометричне визначення з реактивом Неслера, КНД 211.1.4.030 – 95
Нітрити,	фотометричне визначення з реактивом Грісса, КНД 211.1.4 027 – 95
Нітрати,	фотометричне визначення саліциловою кислотою, КНД 211.1.4.023 – 95
Фосфати,	фотометричне визначення РНД 09 – 05 – 2002
Хлориди	меркуриметричне визначення КНД 211.1.4.037 – 95
Нафтопродукти	РНД 01 – 05 – 2002
Сульфати	РНД 15 – 05 – 2002
Завислі речовини	гравіметричного визначення КНД 211.1.4.040 – 95
ХСК	КНД 211.1.4.021 – 95
АПАР	КНД 211.1.4.017 – 95
Сухий залишок	гравіметричного визначення КНД 211.01.4.042 – 95
Розчинений кисень	вимірювання розчиненого кисню, РНД 13 – 05 – 2002
БСК	КНД 211.1.4.024 – 95

5.3. Методика визначення вмісту важких металів у гідробіонтів

Для захисту водного басейну р. Дніпро від небезпечних компонентів — важких металів — проведено дослідження біоаккумуляційних властивостей вилучених гідробіонтів *Nerob-della octoculata*, *Asellus aquaticus* та активного мулу з метою подальшого використання їх біомаси у якості акумуляторів важких металів.

Методика проведення експерименту складалася із декількох етапів: відбір проб досліджуваного матеріалу, підготовка матеріалу для аналізу, мінералізація проб згідно з ГОСТом 26657-85, екстракція важких металів атомно-абсорбційним методом на спектрометрі С-115 М 1. Атомно-абсорбційний аналіз зоснований на здатності вільних атомів певних елементів, які утворюються у полум'ї при введенні в нього аналізуємих розчинів, селективно поглинати резонансні випромінювання, які визначені для кожного елемента довжиною хвилі. Ступінь атомізації різноманітних елементів залежить від їх летучості, здатності утворювати в полум'ї дисоційовані сполуки, температури полум'я, хімічного складу проб, концентрації аерозолу у полум'ї та розміру його часток.

Визначення вмісту важких металів: цинку, кобальту, заліза, міді, марганцю, кадмію та свинцю здійснювали за документом “Методика измерений массовой концентрации тяжелых металлов в природных, сточных водах и биологических объектах спектрометром С – 115 М 1”.

5.4. Методика дослідження біоценозу очисних споруд

5.4.1. Методика встановлення оптимальної дози активного мулу

З метою забезпечення екологічно безпечного відведення зворотних вод м. Дніпродзержинська, були здійснені дослідження, які спрямовані на збільшення ферментативної активності мулу шляхом збільшення його дози від 1 до 4 г/дм³ [1]. Указаний підхід можна впровадити в умовах усіх діючих очисних спорудах. Для проведення експериментів у лабораторних

умовах була розроблена і застосована пілотна установка, яка імітує аеротенк — вторинний відстійник (рис. 5.4).

Сутність методу полягає у визначенні оптимальної дози активного мулу, при якій вміст азоту амонійного та фосфатів доведено до встановлених норм ГДК.

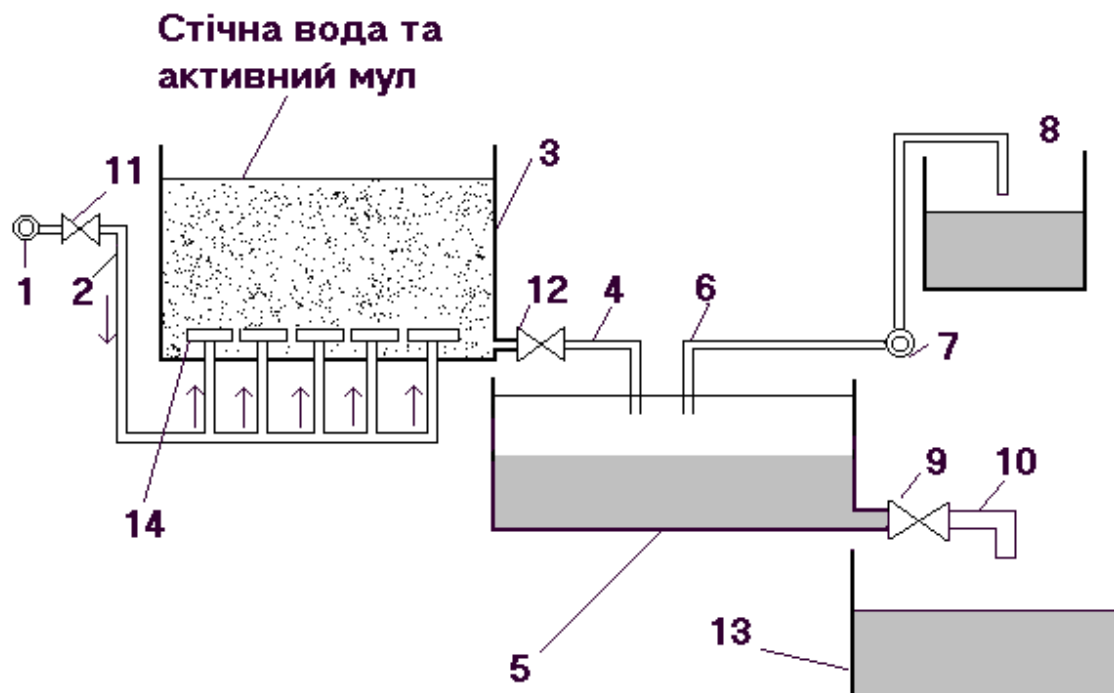


Рис. 5.4. Пілотна установка біологічної очистки стічних вод аеротенк — вторинний відстійник: 1 — компресор, 2, 4, 6, 10 — трубопроводи, 3 — аеротенк, 5 — відстійник, 7 — водний насос, 8 — резервуар чистої води, 9, 12 — запірний вентиль, 11 — оборотний клапан, 13 — резервуар активного мулу, 14 — барбатажні пластини

Під час експерименту аеротенк 3 довжиною 1 м, шириною 0,4 м, глибиною 0,4 м, об'ємом 160 дм^3 заповнювали стічною водою. Для дослідження вносили дозу активного мулу $1 - 4 \text{ г/дм}^3$ у перерахунку відносно об'єму стічної води. Для підтримування кисневого режиму використовувували компресор 1, завдяки якому підтримувався вміст розчиненого кисню з концентрацією 5 мг/дм^3 . Повітря нагніталось компресором 1, пере-

давалося трубопроводом 2, який забезпечений оборотним клапаном 11 для попередження потрапляння утриманої суміші з аеротенку до компресора. Розпилювання повітря здійснювалося за допомогою барботажних пластин 14 довжиною 15 см, шириною 10 см. Кількість барботажних пластин дорівнює 5. Така кількість підібрана для здійснення рівномірної аерації активного мулу. Кожна пластина має по 54 отвори діаметром 0,7 см. Процес біологічного очищення стічної води на пілотній установці тривав 8 годин, після чого утримувана суміш з аеротенка направлялася по трубопроводу 4, який забезпечений запірним вентиляем 12, до відстійника 5. У відстійнику 5 здійснювався процес відстоювання мулової суміші. По закінченню процесу очищена стічна вода відкачувалася водяним насосом 7 крізь трубопровід 6 до резервуара чистої води 8. Мулову суміш випускали, відчиняючи запірний вентиль 10, яка направлялася трубопроводом 9 до резервуара активного мулу 13. Діаметри трубопроводів 3, 6, 10, 13 дорівнюють 24 мм.

5.4.2. Методика дослідження видового складу біоценозу активного мулу

Сучасний стан проблеми охорони водного середовища та збільшення вимог природоохоронних органів до якості очищення промислової та господарчо-побутової стічної води визначив напрямки дослідження на досягнення екологічно безпечного скидання стічної води. Одним із перспективних шляхів відтворення екологічної безпеки водного середовища є підвищення якості очищення стічної води за рахунок видового складу біоценозу очисних споруд.

Внаслідок цього, проведено дослідження іммобілізованого біоценозу аеротенка та вторинного відстійника на водоочисних спорудах [2, 3].

Методика проведення експерименту полягала в іммобілізації живих організмів на експериментальній насадці з їхньою подальшою ідентифікацією. Насадку виготовили з полімерного матеріалу у формі циліндра радіусом 0,05 м, висотою 0,20 м, на якому було зроблено шість отворів діаметром 0,015 м для поліпшення процесу циркуляції мулової суміші. Внутрішню частину насадки обшили полотнищем із синтетичної тканини типу флізілін з метою поліпшення процесу іммобілізації живих організмів.

Експериментальну насадку занурили у діючі промислові аеротенк і вторинний відстійник на глибину 2 м. Спостереження проводили при температурі стічної води 11 °С (зима) та 22 °С (літо) протягом 12 діб. В процесі спостережень виконано мікроскопічний контроль біоценозів на насадці та аеротенку.

5.4.3. Методика встановлення максимальної кількості утилізованих живильних речовин гідробіонтами *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus*

Для захисту водного басейну р. Дніпро від евтрофікації, проведено експериментальні дослідження живильних властивостей живих організмів *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus*, які у якості живлення використовують застарілі форми дрібних безхребетних, що населяють активний мул, та відмерлі водорості. Для проведення експерименту використано резервуари об'ємом 3,5 дм³, які заповнювалися стічною водою з аеротенку. Мета експерименту полягала у встановленні максимальної кількості живильних речовин для вилучених гідробіонтів

Herpobdella octoculata та *Asellus aquaticus* на 1 добу, при якій концентрації азоту амонійного та фосфатів знижувалися. Дослідження поживних властивостей *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* проводили окремо: в кожному резервуарі утримувався 1 вид гідробіонтів. Стічна вода в резервуарах не аерирувалася. Вміст резервуарів для *Herpobdella octoculata* (Р — 1, 2, 3, 4, 5, 6), *Asellus aquaticus* (Р — 7, 8, 9, 10, 11, 12) та контроль стічної води Р — 13:

Р — 1 — очищена стічна вода, 50 особин, відпрацьований мул у кількості 5 % — 0,06 г;

Р — 2 — очищена стічна вода, 50 особин, відпрацьований мул у кількості 15 % — 0,18 г;

Р — 3 — очищена стічна вода, 50 особин, відпрацьований мул у кількості 30 % — 0,36 г;

Р — 4 — очищена стічна вода, 50 особин, відпрацьований мул у кількості 40 % — 0,48 г;

Р — 5 — очищена стічна вода, 50 особин, відпрацьований мул у кількості 50 % — 0,6 г;

Р — 6 — очищена стічна вода, 50 особин, відпрацьований мул у кількості 60 % — 0,72 г.

Р — 7 — очищена стічна вода, 50 особин, водорості у кількості 5 % від загальної біомаси — 0,068 г;

Р — 8 — очищена стічна вода, 50 особин, водорості у кількості 15 % від загальної біомаси — 0,204 г;

Р — 9 — очищена стічна вода, 50 особин, водорості у кількості 30 % — 0,408 г;

Р — 10 — очищена стічна вода, 50 особин, водорості у кількості 40 % — 0,544 г;

Р — 11 — очищена стічна вода, 50 особин, водорості у кількості 50 % — 0,70 г;

P – 12 — очищена стічна вода, 50 особин, водорості у кількості 60 % — 0,82 г;

P – 13 — очищена стічна вода.

Протягом однієї доби проводили аналітичний контроль показників амонію сольового та фосфатів кожні 4 години. Імітовано процеси, які протікають у вторинному відстійнику при відділенні мулу від очищеної стічної води без аерації.

5.4.4. Методика дослідження ролі гідробіонтів *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* у процесах нітрифікації та дефосфотації

Для захисту водних об'єктів від недостатньо очищеної стічної води, яка містить перевищені за норми концентрації біогенних елементів, необхідно вдосконалити систему очищення стічної води за рахунок формування складу біоценозу. Для вирішення поставленого завдання запропоновано використання харчових властивостей гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* направлених на зниження вмісту біогенних елементів у стічній воді.

Методика проведення експерименту полягала у визначенні впливу *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* на процеси очищення стічної води від продуктів біорозкладення, а саме азоту амонійного та фосфітів [4]. Для проведення експерименту використовували п'ять резервуарів відкритого типу об'ємом 3,5 дм³, пристосованих для дослідження процесів вторинного забруднення, які протікають під час біорозкладення мулу та водоростей. Резервуари заповнювали стічною водою, яку брали з промислового аеротенка і яка аерирувалася. Для проведення експерименту використовували живі організми *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* у кількості 50 особин кожного виду, вилучених із про-

мислових очисних споруд. У якості живильних речовин використовували водорості загальною масою 12 грамів та відпрацьований мул об'ємом 6 см³ (7,7 г). Масу водоростей та об'єм мулу встановлено для експерименту тривалістю 16 діб. При проведенні досліджень користувалися визначеною максимальною кількістю речовин у вигляді мулу та водоростей, вміст яких для *Herpobdella octoculata* складає 40 %, для *Asellus aquaticus* 50 % від біомаси. Встановлену масу відпрацьованого мулу та водоростей подавали до резервуарів одноразово на першу добу.

Вміст п'яти резервуарів, імітуючих процеси, які характерні для аеротенку (Р — 1, 2, 3, 4, 5):

Р – 1 — очищена стічна вода на виході з аеротенка, гідробіонти у кількості 50 особин кожного виду, відпрацьований мул 7,7 г; водорості — 12,0 г;

Р – 2 — суміш очищеної стічної води на виході з аеротенку та відпрацьованого мулу 7,7 г;

Р – 3 — суміш очищеної стічної води на виході з аеротенку та водоростей масою 12,0 г;

Р – 4 — суміш очищеної стічної води на виході з аеротенку, відпрацьований мул 7,7 г; водоростей масою 12,0 г;

Р – 5 — очищена стічна вода на виході з аеротенка.

Усі резервуари аерирувалися протягом експерименту.

У резервуарі № 1 імітували процес, характерний для аеротенку. Для проведення експерименту кількість поживних речовини подано одноразово з метою дослідження процесів нітрифікації та дефосфотації під час аерації зі збільшенням навантаження на живі організми. У резервуарі № 2, 3 та 4 відображено процеси, які протікають в аеротенку з відсутністю гідробіонтів *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus*, або коли їх кількість незначна.

Під час експериментальної роботи контролювали вміст амонію сольового, нітритів, нітратів та фосфатів за акредитованими методиками для контролю якості очищення стічної води.

5.5. Вивчення й обґрунтування впливу іммобілізації на видовий склад біоценозу

У процесі експерименту на циліндричній насадці зареєстровано іммобілізацію біоценозу активного мулу у складі двох гідробіонтів, до того часу не встановлених лабораторією з контролю якості очищення стічної води “Дніпродзежинськводоканал”. Ідентифікація іммобілізованих гідробіонтів показала, що вперше вилученими видами є глоткова п’явка *Herpobdella octoculata* і рівноногий рак *Asellus aquaticus*.

Для проведення подальших розрахунків необхідно визначити загальну площину насадки за формулою:

$$S_{\text{нас}} = 2\pi \cdot R \cdot H + 2\pi \cdot R^2, \quad (5.1)$$

де $\pi = 3,14$; R — радіус насадки, м; H — висота насадки, м.

$$S_{\text{нас}} = 2 \cdot 3,14 \cdot 0,05 \cdot 0,2 + 2 \cdot 3,14 \cdot 0,05^2 = 0,0785 \text{ м}^2$$

Під час проведення експерименту встановлені кількісні співвідношення рівноногих раків і глоткових п’явок на насадці, зануреній до аеротенку та вторинного відстійника.

На базі отриманих результатів дослідів побудовано залежності кількості досліджуваних живих організмів *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* на 1 м^2 насадки від часу експерименту при температурах $22 \text{ }^\circ\text{C}$ (літо) і $11 \text{ }^\circ\text{C}$ (зима), зображених на рис. 5.5, 5.6 та 5.7, 5.8.

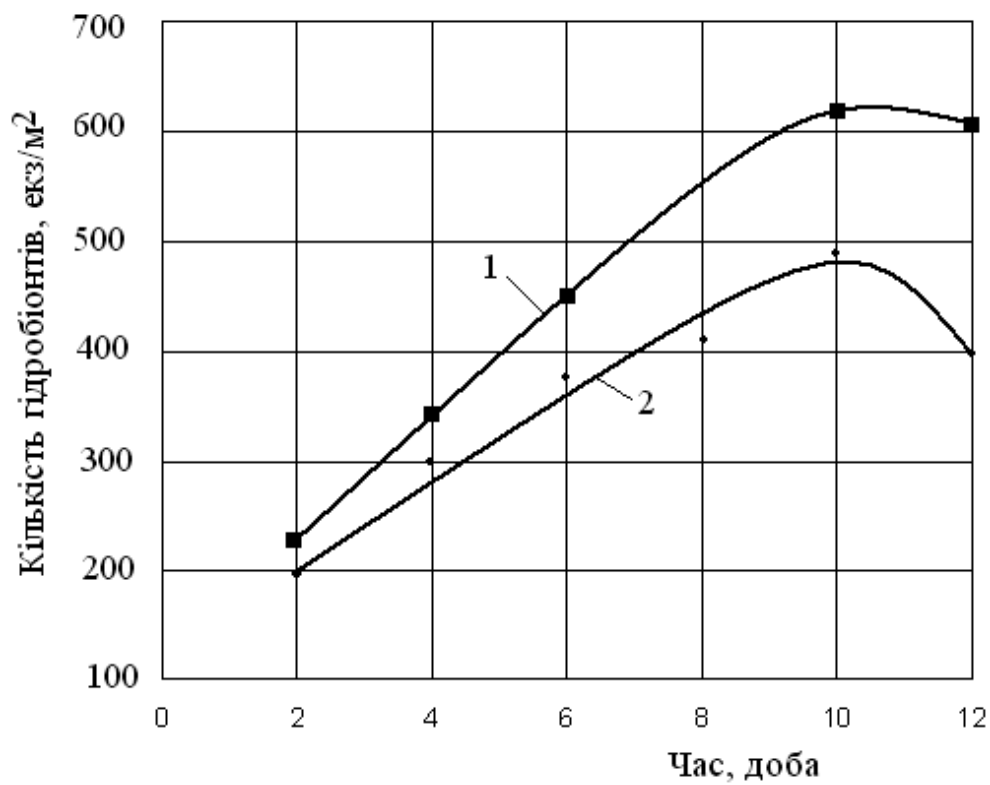


Рис. 5.5. Кількість риб (1) і черв'яків (п'явок) (2) на одиниці поверхні насадки в аеротенку при температурі 22 °С, екз/м²

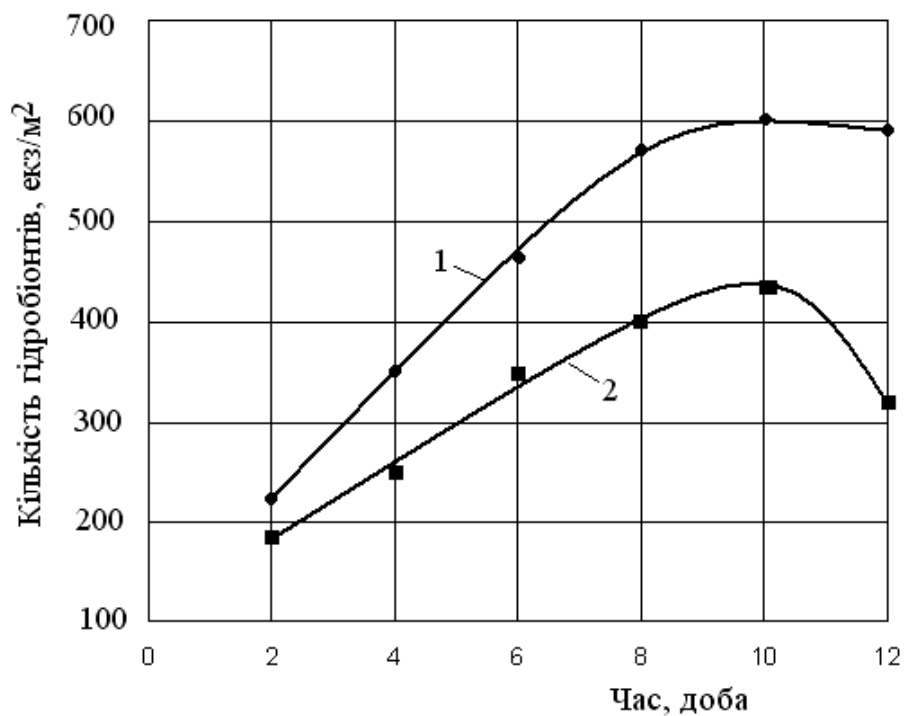


Рис. 5.6. Кількість риб (1) і черв'яків (п'явок) (2) на одиниці поверхні насадки в аеротенку при температурі 11 °С, екз/м²

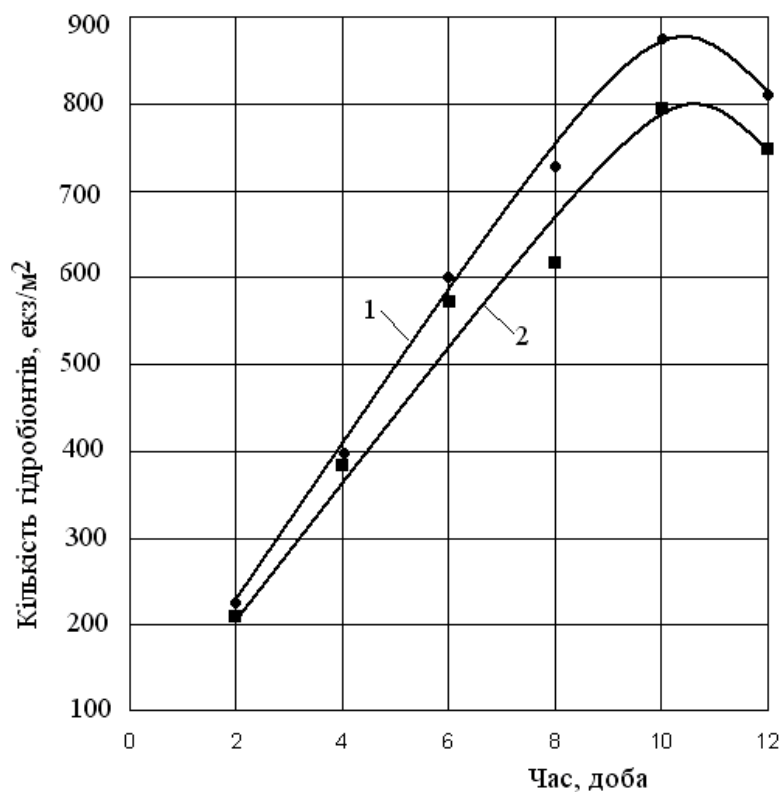


Рис. 5.7. Кількість раків (1) і червів (п'явок) (2) на одиниці поверхні насадки у вторинному відстійнику при температурі 22 °C, екз/м²

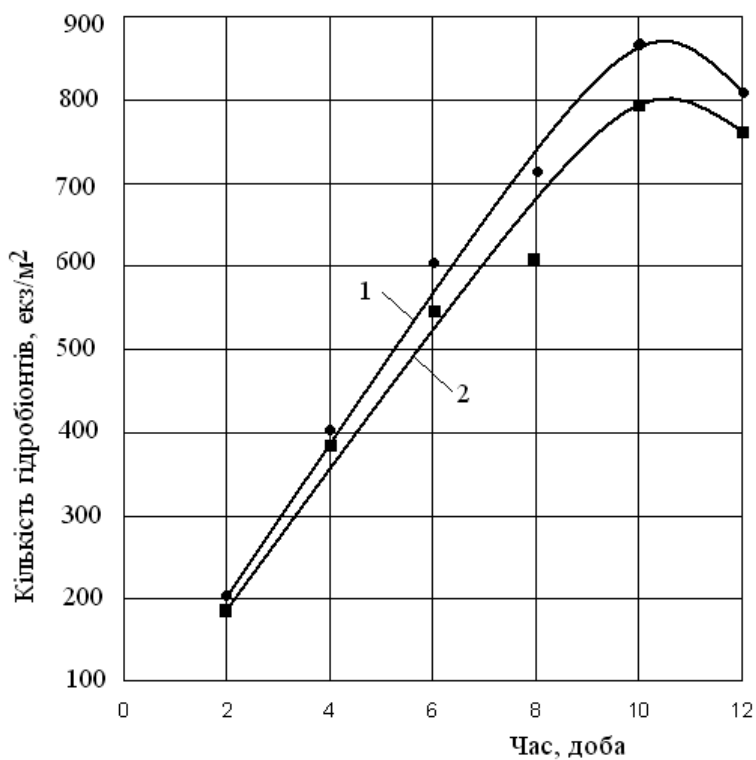


Рис. 5.8. Кількість раків (1) і червів (п'явок) (2) на одиниці поверхні насадки у вторинному відстійнику при температурі 11 °C, екз/м²

Видно, що в усіх випадках кількість раків залишається більшою ніж червів.

Також видно, що кількість обох організмів в залежності від часу збільшується і на десятій добі досягає максимуму, а в подальшому зменшується. Температура позитивно впливає на кількість раків і червів як в аеротенку, так і в вторинному відстійнику. Як що порівняти аеротенк і вторинний відстійник, то можна побачити, що у вторинному відстійнику кількість раків і червів більша у відстійнику.

Під час експериментів встановлено, що максимальна кількість іммобілізованих живих організмів зафіксована на 10 добі. Незначне зниження кількості досліджуваних видів спостерігається наприкінці експерименту, що пояснюється інтеграцією живих організмів у пошуках живильних речовин. Порівнюючи кількісні співвідношення живих організмів *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus*, видно, що їх переважна кількість зустрічається у вторинному відстійнику, що зумовлюється наявністю сприятливих умов існування, а саме відсутність механічного перемішування мулової суміші та наявністю більшої кількості живильних речовин. Для подальших розрахунків використовували середнє максимальне значення кількості гідробіонтів між температурами 22 °С та 11°С. Для *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* кількість особин для аеротенку складає 459 та 624 екз/м², для вторинного відстійнику 746 та 828 екз/м² відповідно. Встановлено, що без використання експериментальної насадки, на 1 м² промислових споруд було нараховано п'явок та раків в аеротенку у кількості 52 та 68 екземплярів, у вторинному відстійнику 70 та 75 екземплярів відповідно.

Показано, що застосування експериментальної насадки дозволяє збільшити кількість *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* на носієві — флізіліні, створюючи оптимальні умови

для їх розвитку та життєдіяльності. При використанні насадки в промислових умовах можна збільшити активну поверхню для іммобілізації *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* і активного мулу з метою збільшення їх кількості в аеротенку та вторинному відстійнику у 8,8; 9,2 та 10,7; 11,0 разів відповідно.

5.6. Морфологічна характеристика гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* вперше вилучених з очисних споруд

Відомо, що *Herpobdella octoculata* (L.) входить до складу кільчатих червів (Annelides), відноситься до класу п'явок Hirudinea сімейства Herpobdellidae, роду *Herpobdella*. Розміри статевозрілих екземплярів сильно варіюють, довжина у межах 30 — 70 мм при ширині 5—10 мм. Форма тіла в поперечному розрізі округла, задня — більш плоска. Поверхня тіла кільчаста, яка розподілена на сегменти. На кожному кільці проходить ряд дрібних сосочків. Типовим забарвленням спинної сторони вважається на темному фоні ряди світлих плямок, по одному на кожному кільці. Колір плямок жовтий, колір фону коричневий, різних відтінків. Тіло п'явок вкрито одним шаром епідермісу, який складається із циліндричних клітин. Має дуже розвинену м'язову, транспортну, видільну, статеву системи. Цей організм має центральну нервову систему, яка складається з головних вузлів (гангліїв), окологлоткових тяжій, підглоткової вузлової маси, вільних вузлів нервового ланцюга та задньої вузлової маси. Очі розміщені на передньому кінці тіла. Вони часто редукуються, а в деяких випадках з'являються додаткові, їх кількість складається з чотирьох пар. *Herpobdella octoculata* не вибаглива до коливання концентрацій розчиненого кисню, тоб-

то може розвиватися в забруднених водоймах, де спостерігається різкий недолік кисню (до $0,5 \text{ мг/дм}^3$), оскільки в цих умовах масово розвиваються організми, які виступають як джерела споживання, а саме: малощетинкові черви та личинки хірономід, які розмножуються у забруднених водоймах. П'явки мають велику еврионність по відношенню до активної реакції середовища, рН коливається у межах $4,5\text{—}10,1$. Вони належать до евритермних організмів і добре переносять коливання температур у межах $0\text{—}30 \text{ }^\circ\text{C}$. Період життя триває 2 роки. Розмножуються статевим шляхом. Період розмноження достатньо великий, він залежить від температурного фактора. Запліднені яйця відкладаються у кокони, розміри яких залежать від багатьох факторів, вони мають вигляд безформних тонкостінних округлих мішечків довжиною 5 мм. Для п'явок період статевої зрілості настає наприкінці 1 року життя. Статевозріла п'явка розмножується протягом усього року при температурі у межах $10\text{—}20 \text{ }^\circ\text{C}$, період розвитку червів у коконах триває $26\text{—}47$ днів. Відомо, що 1 пара дає $2\text{—}4$ кокони по $7\text{—}15$ яєць в кожному. Ця п'явка — хижак — має систему травлення, харчується дрібними безхребетними.

Методом мічених атомів встановлено, що через шкіру п'явок проходять розчинені амінокислоти. В природі рослини є субстратом для прикріплення п'явок. Серед рослин вони знаходять собі поживу та відкладають свої кокони у період розмноження [5]. Цей організм зображений на рис. 5.9.



Рис. 5.9. Загальний вигляд п'явки *Hirpobdella octoculata*

Водяні ослики *Asellus aquaticus* (L.) (сім. Asellidae) належать до підряду рівноногих раків (Isopoda), а саме до Asellota. Це невеликі рачки завдовжки 15 мм. Колір бурий, сіруватий, часто з візерунком із більш світлих плям, він залежить від присутності зернят меланіну, який зосереджений у пігментних клітинах епідермісу. Тіло сплюснене у дорзовентальному напрямленні, більш висунуто вздовж, покрито хітином [6—9].

Тіло складається з трьох відділів: голови, грудей та брюшка. На передній частині голови розміщені 2 пари антен, які виконують хеморецепторні функції та функції чуттєвих органів, також є ротова порожнина. За головою ідуть груди, які складаються з 7 однакових сегментів. Кожен сегмент має пару перейподів, котрі являють собою кінцівки. Останній відділ — брюшко — складається із 6 сегментів. Період життя водяного ослика триває 2 роки.

Температура води має найменше значення в житті водяного ослика, бо цей вид нормально переносить її коливання. Верхньою температурною межею можна вважати 28 °С. А при температурі нижче 4 °С він перестає живитися рослинними залишками. Для розвитку яєць необхідна температура не менше 9 — 10 °С. Нижня межа рН середовища для нормальної життєдіяльності складає 6,0, а верхня 8,0.

Водяні ослики (рис. 5.10) споживають рослинну їжу. Їх улюбленою їжею є великі діатомові обростання, а через їх відсутність — відмерлі макрофіти та листя дерев. Живих макрофітів рачки не їдять.

Розмноження здійснюється спарюванням жіночої та чоловічої статі, у разі чого у виводковій сумці відкладається ікра, яка через 4 цикли розвитку перетворюється у раків. Число яєць у кладці близько 150 шт. Відомо, що 1 пара раків дає 98 — 180 шт. потомків за 1 кладку, за 1 рік потомство 1 пари складає 3300 екземплярів.

Виношування потомства здійснюється у виводковій сумці протягом 14—22 діб. Розмноження здійснюється постійно при температурі 10—20 °С. Повторне запліднення здійснюється через 5—6 діб після виходу молоді із марзупіума. Статевозрілість особин досягається через 50—55 діб. Враховуючи дані відносно плодючості та швидкості росту, можна вважати, що на 1 м² прісноводних водойм нараховується 3200 екземплярів.



Рис. 5.10. Загальний вигляд водяного ослика *Asellus aquaticus*

5.7. Вплив процесу іммобілізації біоценозу на ступінь екологічної безпеки стічної води

Під час експериментальних досліджень наведено гідробіологічну оцінку біоценозу насадки та аеротенку.

За результатами гідробіологічного аналізу можна оцінити режим роботи очисних споруд, навантаження по забруднюючим речовинам та фазу розвитку бактеріальної мікрофлори активного мулу. В процесі аналізу отриманих результатів гідробіологічного контролю встановлено суттєву різницю видового складу між іммобілізованим біоценозом та не іммобілізованим.

Іммобілізація біоценозу активного мулу з підвищеною кількістю гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* супроводжується покращенням його стану, а саме спостерігається:

- значне зниження кількості нитчастих бактерій *Clodotrix* та повна відсутність *Thiothrix*, *Beggiotoae*, що свідчить про попередження процесів спухання активного мулу, яке призводить до підвищення мулового індексу та виносу біомаси;
- знижена кількість прикріплених інфузорій *Vorticella microstoma*, *Opercularia curvicola*, які розвиваються у перевантажених мулах з недостатньою аерацією та характеризують зрілий вік активного мулу;
- зафіксовано повну відсутність плаваючих інфузорій *Amphileptus*, *Peranema*, які характерні для поганого стану активного мулу, зустрічаються при його розкладенні та залежуванні;
- відсутність червів *Nematoda*, які є небезпечними у епідеміологічному плані, оскільки є гельмінтами кишечника людини;
- повна відсутність синьо-зелених та діатомових водоростей, які є індикаторами забруднення стічної води азотом та фосфатами.

Індекс сапробності розраховували по методу Пантле і Бука [10] за формулою:

$$I_s = (SH)/(H), \quad (5.2)$$

де S — кількісне значення сапробності; H — частота зустрічання індикаторних організмів.

Для аеротенку без насадки індекс сапробності складає:

$$I_s = 164 / 52 = 3,15.$$

Оскільки, індекс сапробності лежить у межах 2,6—3,5, він відповідає альфа — мезосапробній зоні; якісний стан зворотних вод є значно забрудненим.

Для аеротенку з використанням насадки індекс сапробності складає:

$$I_s = 90 / 45 = 2,00$$

Оскільки індекс сапробності лежить у межах 1,6—2,5, він відповідає бета — мезосапробній зоні; якісний стан зворотних вод є помірно забрудненим, а зворотні води можна віднести до поверхневих вод.

Порівняльна характеристика активного мулу аеротенків та іммобілізованого біоценозу на насадці відображена у вигляді сапробності в табл. 5.5.

Таблиця 5.5. Сапробність індикаторних організмів аеротенку

Індикаторні організми без іммобілізації	Доля одного виду	Сапробність, <i>S</i>	Частота зустрічання, <i>H</i>	<i>SH</i>
Clodothrix	12	P – 4	5	20
Thiothrix	3	P – 4	2	8
Beggiotoae	2	P – 4	2	8
Flagellatae	16	I – 5	5	25
Vorticella microstoma	10	P – 4	5	20
Spirilla	1	M – 5	1	5
Vorticella alba	2	P – 4	2	8
Opercularia curvicola	3	P – 4	2	8
Amphileptus	3	A – 3	2	6
Paramecium	1	P – 4	1	4
Nematoda	5	P – 4	3	12
Calidina	3	O – 1	2	2
Monostyla	5	O – 1	3	3
Notomata	2	O – 1	2	2
Phylodina	2	X – 0	1	0
Zooglea	2	P – 4	2	2
Carchesium	2	A – 3	2	6
Мікрководорості	5	B – 2	3	6
Epistilis	1	O – 1	1	1
Цисти	4	I – 5	3	15
Diffflugia	4	O – 1	3	3

Таблиця 5.6. Сапробність іммобілізованого біоценозу на насадці

Індикаторні іммобілізовані організми	Доля одного виду	Сапробність, S	Частота зустрічання, H	SH
Clodothrix	2	P – 4	2	8
Flagellatae	2	I – 5	2	10
Vorticella microstoma	2	P – 4	2	8
Spirilla	1	M – 5	1	5
Opercularia curvicola	1	P – 4	1	4
Arcella	4	B – 2	3	6
Aspidisca turida	5	B – 2	3	6
Aspidisca costata	1	A – 3	1	3
Calidina	4	O – 1	3	3
Monostyla	5	O – 1	3	3
Notomata	6	O – 1	5	5
Phylodina	2	X – 0	2	0
Elosa woral	2	X – 0	2	0
Carchesium	3	A – 3	2	6
Epistilis	2	O – 1	2	2
Diffugia	2	O – 1	2	2
Stenor	2	A – 3	2	6
Hybsibius	2	O – 1	2	2
Zooglea	3	P – 4	2	8
Catipna luna	4	O – 1	3	3

Для бета — мезасапробної зони характерна відсутність процесів гниття та переваги окремих видів організмів. Вона відзначається значним різноманіттям живих організмів, які потребують велику кількість розчиненого кисню. Для альфа — мезасапробної зони характерні полуанаеробні умови з гниттям

в системі з дуже вираженою перевагою окремих видів — червів, нитчастих бактерій та водоростей.

В табл. 5.6 надана характеристика зон сапробності [10].

Встановлено, що значне зниження нитчастих бактерій та водоростей пов'язано з іммобілізацією *Asellus aquaticus*, а знешкодження прикріплених та плаваючих інфузорій, червів визначено живильними потребами п'явки *Herpobdella octoculata*.

При іммобілізації гідробіонтів *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* та активного мулу вдається підвищити його якісний склад з присутністю переважно позитивних індикаторних організмів, внаслідок чого буде відтворено екологічно безпечний стан зворотних вод.

Таблиця 5.7. Характеристика зон сапробності

Показники сапробності	Зони сапробності	
	Альфа – мезосапробна	Бета – мезосапробна
Кисневі умови	полуанаеробні	аеробні
Сірководень	багато	майже відсутній
Процес гниття	відбувається загнивання	немає гниття
Перевага окремих видів	дуже значна	відсутня
Різноманітність видів	незначна	значна
Зміна угруповань	катастрофічна	помірна

Під час зниження кількості нитчастих бактерій вдається вирішити проблему виносу мулу, яка призводить до перевищення встановлених норм ГДК відносно завислих речовин у зворотних водах.

Порівнюючи сапробність аеротенку без іммобілізації біоценозу з іммобілізацією його на насадці, видно, що іммобілізація активного мулу у складі двох гідробіонтів підвищує якість очищення стічної води з доведенням до бета — мезосапробної зони.

Експериментами встановлено, що іммобілізація сприяє збільшенню біомаси біоценозу та попереджає винос його з очисних споруд. При зануренні експериментальної насадки в аеротенк, висота шару іммобілізованого мулу дорівнює 2 см, концентрація мулу складає $0,2 \text{ г/см}^3$.

5.8. Визначення впливу біоценозу очисних споруд на процес акумуляції важких металів

Сучасний антропогенний натиск на водні екосистеми призводить до їх значного забруднення токсикантами різноманітної хімічної природи. Особливе місце серед негативних факторів займають важкі метали. Серед визначених важких металів, які шкідливі для навколишнього природного середовища, виділяють: кадмій, мідь свинець та цинк.

Встановлений перелік металів визначений робочою групою Європейської екологічної комісії ООН, діяльність якої ухвалена Конвенцією про трансграничне забруднення.

В процесі атомно-абсорбційного аналізу встановлено вміст важких металів у гідробіонтах та мулі: кадмію, марганцю, міді, кобальту, цинку, свинцю та заліза, які подані у вигляді колоутворюючих діаграм на рис. 5.11, 5.12 та 5.13.

Результати отриманих концентрацій важких металів, наведених у вигляді колоутворюючих діаграм, свідчать, що найбільш акумульованим металом серед визначених є залізо, саме воно утримується організмами *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* та активним мулом у кількості 6335, 8487 та 2590 мг/кг відповідно. Це пояснюється стійкістю живих організмів до цього металу у процесі їх адаптації.

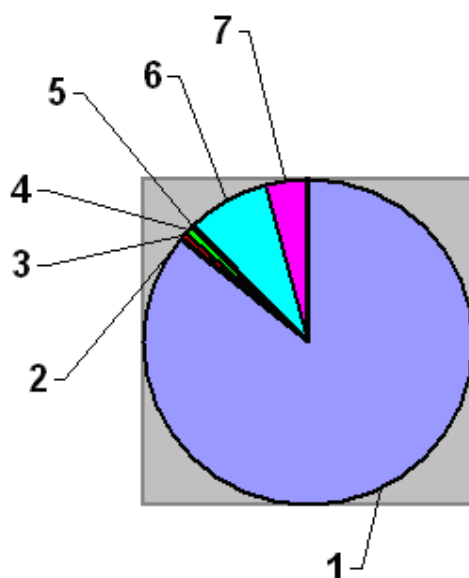


Рис. 5.11. Розподіл біоаккумуляованих важких металів в тілі гідробіонта *Nerobdella octoculata*, мг/кг: 1 — залізо, 2 — кадмій, 3 — марганець, 4 — мідь, 5 — кобальт, 6 — цинк, 7 — свинець у кількості 6335; 1,1; 58; 47; 19; 609; 300 відповідно

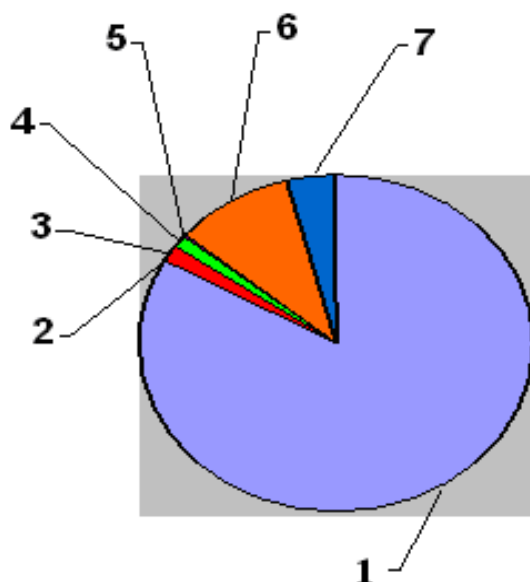


Рис. 5.12. Розподіл біоаккумуляованих важких металів в тілі гідробіонта *Asellus aquaticus*, мг/кг: 1 — залізо, 2 — кадмій, 3 — марганець, 4 — мідь, 5 — кобальт, 6 — цинк, 7 — свинець у кількості 8487; 3,2; 162; 119; 43; 1012; 400 відповідно

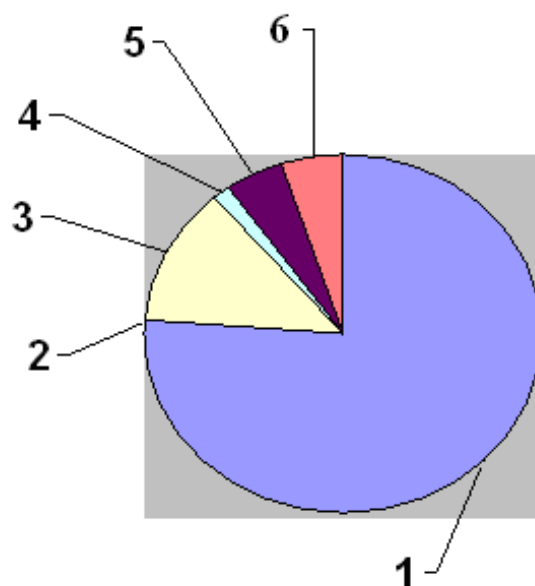


Рис. 5.13. Розподіл біоаккумуляованих важких металів активним мулом де: 1 — залізо, 2 — кадмій, 3 — марганець, 4 — мідь, 5 — кобальт, 6 — цинк у кількості 2590; 0,7; 440; 48; 160; 170 мг/кг відповідно

Порівнюючи накопичувальні властивості двох гідробіонтів та активного мулу, видно, що *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* володіють більш високим потенціалом акумуляції важких металів, ніж активний мул, за винятком марганцю, який мул накопичує у кількості 440 мг/кг, а саме в 2,7 разів більше, ніж раки, і в 7,5 разів більше, ніж п'явки. Суттєвою різницею між гідробіонтами та активним мулом є здатність *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* акумулювати зі стічної води свинець у концентраціях 300 та 400 мг/кг відповідно. Такі процеси можна пояснити тим, що гідробіонти утримують іони та комплекси важких металів компонентами живої біомаси.

Процеси біологічного очищення стічної води від важких металів гідробіонтами можливі завдяки біоаккумуляційним властивостям, а саме стійкості *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* до важких металів. Стійкість гідробіонтів до важких металів зумовлюється бар'єрними властивостями клітинної

оболонки, завдяки чому запобігається проникнення металів усередину клітини та їх дії на чутливі клітинні системи.

Порівнюючи накопичувальні властивості важких металів двох організмів, встановили, що *Asellus aquaticus* володіє більш високим потенціалом акумуляції вказаних токсикантів, ніж *Herpobdella octoculata*, що пояснюється особливостями даного виду.

Для захисту водних об'єктів від важких металів досліджено біоаккумуляційні властивості гідробіонтів та активного мулу [11—13].

Визначення вмісту важких металів у гідробіонтах *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus*, є підставою для рекомендації підприємствам міста вдосконалити локальні системи очищення стічної води від важких металів з метою попередження їх потрапляння до очисних споруд м. Дніпродзержинська. Вдосконалення локальних систем очистки стічної води від важких металів дозволить скидати небезпечні зворотні води у р. Дніпро за вказаними компонентами.

Визначення концентрацій важких металів, біоакмульованих гідробіонтами *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* та активним мулом вимагають уточнення результатів за допомогою статистичних методів, що пов'язані з різноманітними видами помилок. Існують похибки при відборі проб досліджуваного матеріалу, підготовці матеріалу для аналізу, мінералізації проб згідно з ГОСТ 26657-085. Тому отримані експериментальні дані необхідно перевірити, щоб визначити відтворюваність результатів та оцінити помилки.

Обробка результатів експерименту була проведена статистичними методами обчислення похибок середніх арифметичних вимірів значень. Визначено допустиму розбіжність результатів та абсолютну похибку. Під час експериментальних визна-

чень розподілу спектру важких металів у гідробіонтах *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* і активному мулі найменший показник точності відзначається при виявленні мінімальних концентрацій — кадмію та свинцю, визначенню яких перешкоджає великий вміст заліза.

Згідно з'ясування точності розподілу важких металів в тілі гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* довели, що найточнішими були проведені випробування загального заліза. В усіх випадках виявлена розбіжність результатів менша, ніж допустима, що підтверджує вірогідність проведених визначень. Загальний показник точності виміру середнього значення параметрів лежить в межах 10 %, що певною мірою є достатнім при здійсненні подібних досліджень.

5.9. Встановлення ролі гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* в процесах нітрифікації та дефосфотації

Для визначення ролі *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* у процесі доочищення стічної води від біогенних елементів, які виділяються під час розкладення відпрацьованого мулу та відмерлих водоростей, в лабораторних умовах проведено дослідження з живими організмами в умовах збільшеної маси живильних речовин під час аерації. Експерименти проводилися у резервуарах, імітуючи умови аеротенка. Масу забруднюючих речовин представлених відмерлими водоростями і відпрацьованим мулом розраховано, виходячи з встановлених залежностей для гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus*. Біомаса 50 живих п'явок та рівноногих раків визначається за формулою:

$$M_{п/р} = B_{п/р} \cdot N_{п/р}, \quad (5.3)$$

де $B_{п/р}$ — біомаса п'явок та раків, г; $N_{п/р}$ — кількість п'явок та раків, екз.

$$M_{п} = 0,0240 \cdot 50 = 1,2,$$

$$M_{р} = 0,0272 \cdot 50 = 1,36 \text{ г.}$$

Максимальна кількість живильних речовин на 1 добу для п'явок та раків складає за формулою:

$$G_{п/р} = M_{п/р} \cdot 40 \cdot (50)\% / 100\% \quad (5.4)$$

$$G_{п/р} = 1,20 \cdot 40\% / 100\% = 0,48 \text{ г/доб.};$$

$$G_{р} = 1,36 \cdot 50\% / 100\% = 0,70 \text{ г/доб.}$$

На 16 діб маса відпрацьованого мулу та відмерлих водоростей складала близько 7,7 та 12 г відповідно. Указану масу живильних речовин було завантажено до резервуарів на першу добу. На базі експериментальних даних побудовано графічні залежності концентрацій амонію сольового, нітритів, нітратів та фосфатів від тривалості експерименту рис. 5.14 — 5.17.

Аналіз експериментальних даних показав, що в резервуарі № 1 простежується не лише знешкодження негативної дії представлених живильних речовин — відпрацьованого мулу та відмерлих водоростей, а і доочищення стічної води від продуктів біоорганічного розкладу — азоту амонійного та фосфатів. Незважаючи на збільшення маси відпрацьованого мулу та водоростей, під час аерації відбувається поступове зниження концентрацій азоту та фосфатів. Остаточна концентрація амонію сольового в присутності гідробіонтів складає 1,9 мг/дм³ (азот амонійний — 1,48 мг/дм³), на відміну від резервуарів № 2, 3 та 4, в яких під час біоорганічного розкладу цей показник зростав у 1,3; 2,3 та 2,6 рази відповідно у порівнянні з контрольним резервуаром.

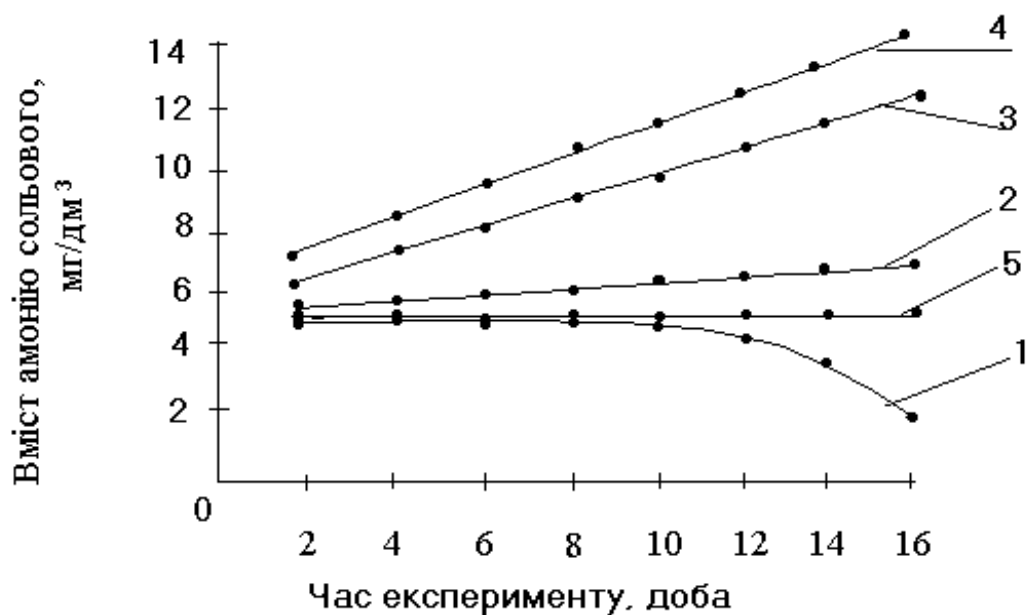


Рис. 5.14. Кінетика окислення амонію сольового у стічній воді, мг/дм³: 1 — з гідробіонтами *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus*; 2 — з мулом; 3 — з водоростями; 4 — суміш водоростей та мулу; 5 — контрольний резервуар стічної води

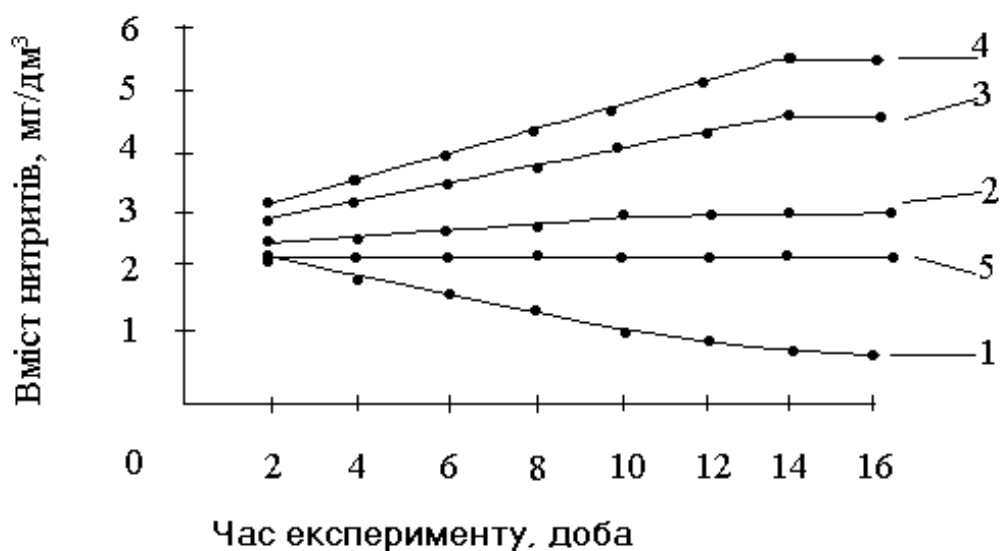


Рис. 5.15. Кінетика окислення нітритів у стічній воді, мг/дм³: 1 — з гідробіонтами *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus*; 2 — з мулом; 3 — з водоростями; 4 — суміш водоростей та мулу; 5 — контрольний резервуар стічної води

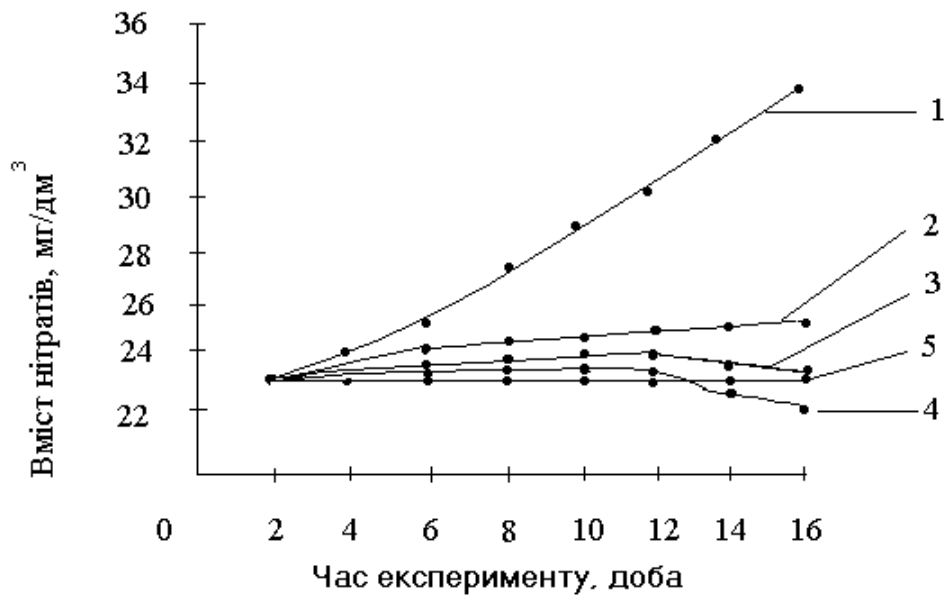


Рис. 5.16. Кінетика окислення нітратів у стічній воді, мг/дм³: 1 — з гідробіонтами *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus*; 2 — з мулом; 3 — з водоростями; 4 — суміш водоростей та мулу; 5 — контрольний резервуар стічної води

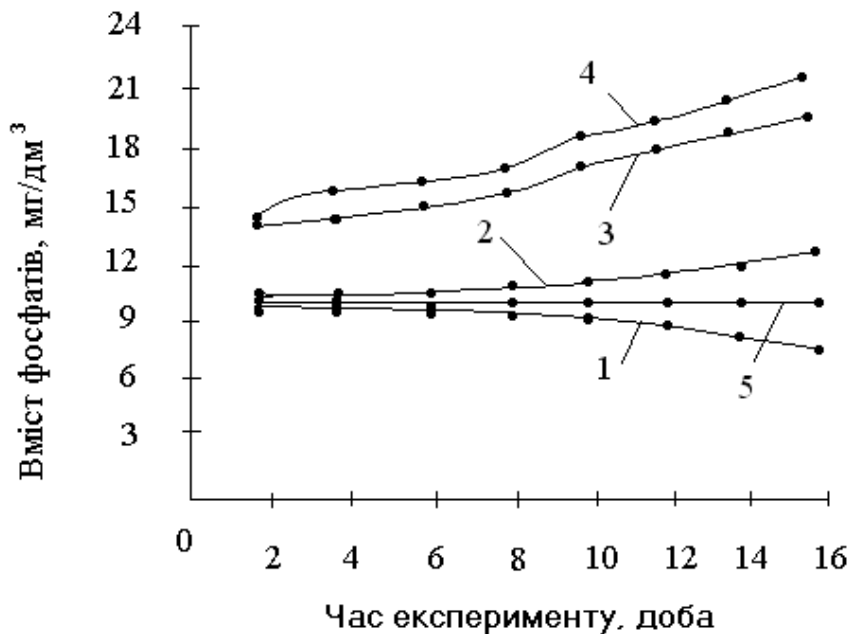


Рис. 5.17. Кінетика дефосфатації у стічній воді, мг/дм³: 1 — з гідробіонтами *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus*; 2 — з мулом; 3 — з водоростями; 4 — суміш водоростей та мулу; 5 — контрольний резервуар стічної води

Суттєве зниження концентрацій аналітичних показників спостерігається на 14 добі. Це пояснюється тим, що наприкінці експерименту маса живильних речовин (відпрацьований мул та відмерлі водорості) зведено до мінімуму, а саме складає 40 та 50 % від біомаси гідробіонтів.

Незважаючи на збільшення навантаження по живильним речовинам, не відбувається збільшення концентрацій азоту амонійного та фосфатів у стічній воді, що свідчить про стабільність процесу в умовах аерації. Для резервуарів № 2, 3, та 4 характерно порушення процесу нітрифікації, а саме протікання лише першої фази окислення, яка супроводжується підвищенням концентрації нітритів з 2,1 до 2,8; 4,4 та 5,4 мг/дм³ та пригніченням другої фази нітрифікації — утворення нітратів. У резервуарах 2, 3 та 4 друга фаза окислення не завершується.

Для резервуара № 1 характерна інтенсивність процесу нітрифікації (двох фаз), по закінченню якої накопичується кінцевий продукт процесу — нітрати з концентрацією 34,3 мг/дм³.

Для резервуара з гідробіонтами характерно зниження фосфатів у 1,3 рази відносно до контрольного зразка, що є неможливим для резервуарів № 2, 3 та 4, в яких здійснюється підвищення вмісту цього показника у 1,2, 1,8 та 2,3 рази відповідно. Остаточна концентрація фосфатів для резервуара № 1 складає 7,7 мг/дм³.

Таким чином, можна зробити висновок, що завдяки використанню живильних властивостей *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus*, в умовах аерації, відбувається зниження вмісту азоту та фосфатів наприкінці експерименту навіть при збільшеній масі відпрацьованого мулу та водоростей.

Застосування живильних властивостей гідробіонтів, дозволить постійно відновлювати стан активного мулу та утилізувати обростання. Гідробіонти *Herpobdella octoculata* та *Asel-*

lus aquaticus відносяться до альфа — сапробіонтів, тому невибагливі до значних концентрацій забруднювачів стічної води і можуть розвиватися на інших типових очисних спорудах, приймаючи активну участь у очищенні стічної води від азоту амонійного, фосфатів шляхом відновлення активного мулу та утилізацією відмерлих макрофітів.

5.10. Підвищення рівня екологічної безпеки зворотних вод шляхом оптимізації дози активного мулу очисних споруд

На очисних спорудах м. Дніпродзержинська (скид 1) виявлено значний розвиток нитчастих, який призводить до інтенсивного виносу біомаси активного мулу, внаслідок чого відбувається недостатньо повне мікробіологічне очищення стічної води. Для вирішення поставленої проблеми проведені дослідження спрямовані на встановлення оптимальної дози активного мулу, при якій вміст азоту і фосфатів на зворотних водах буде доведено до встановлених норм ГДК.

Для того, щоб якість очищення стічної води (скид 1) відповідала встановленим нормам ГДК здійснено випробування на пілотній установці аеротенк — відстійник при дозі активного мулу 1—4 г/дм³.

Дозу активного мулу збільшено до 4 г/дм³ внаслідок специфічності негативних факторів, а саме: подача дренажної стічної води з мулових майданчиків до аеротенку, яка містить токсичні речовини та кислі гази; скид стічної води з птахофабрики. Початкові значення ХСК, амонію сольового і фосфатів склали 365,0; 34 та 20 мг/дм³ відповідно. Визначення ефективності очищення стічної води здійснювали кожну годину протягом 8 годин. Отримані експериментальні дані зображені на рис. 5.18 — 5.20.

$$\text{ХСК} = 440,8096 - 59,7596 \cdot x - 53,0685 \cdot y + 2,3216 \cdot x^2 + 2,2156 \cdot x \cdot y + 3,5111 \cdot y^2$$

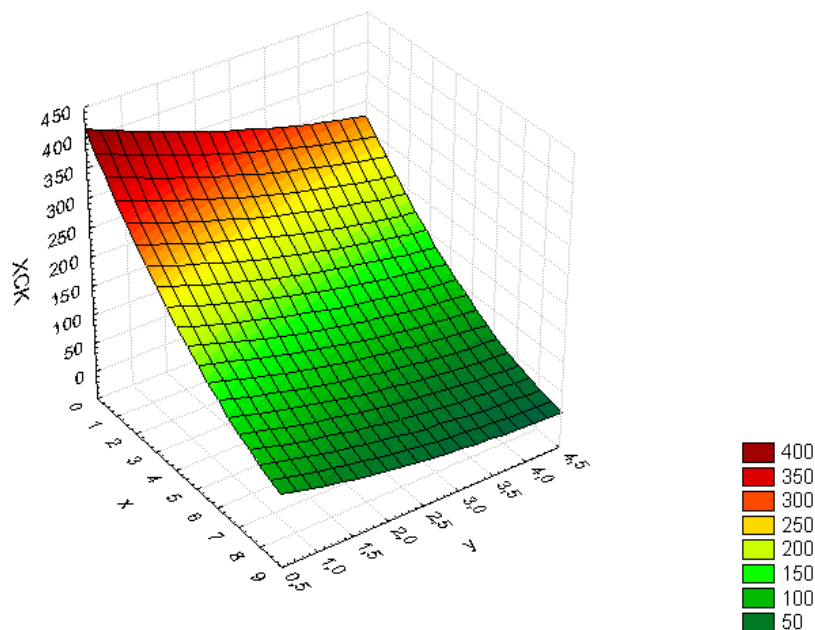


Рис. 5.18. Тримірна поверхня залежності показника ХСК від тривалості експерименту та дози мулу: ХСК — значення ХСК, мг/дм³; Х — час експерименту, год.; У — доза активного мулу, г/дм³

$$A = 37,8725 - 5,3983 \cdot x - 7,435 \cdot y + 0,1871 \cdot x^2 + 0,6534 \cdot x \cdot y + 0,145 \cdot y^2$$

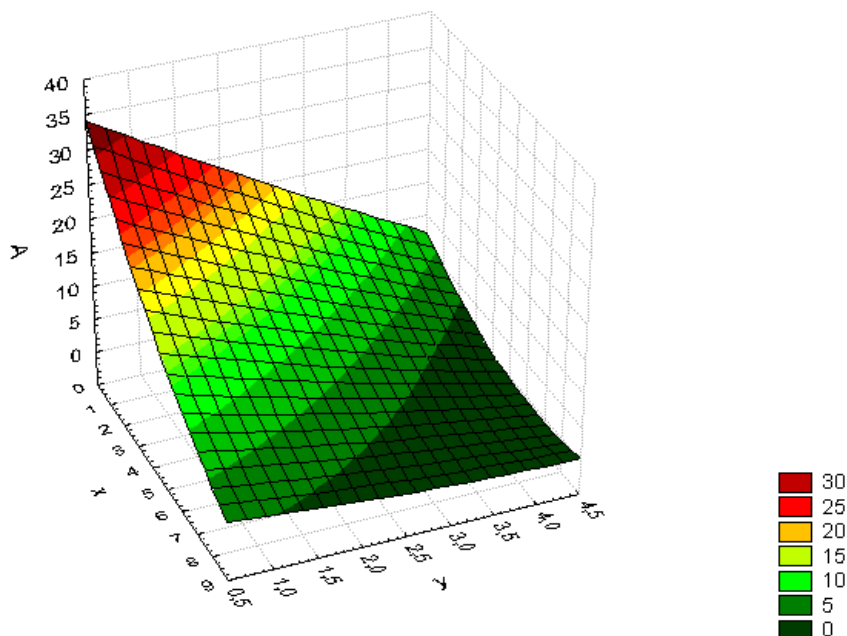


Рис. 5.19. Тримірна поверхня залежності концентрації амонію сольового від тривалості експерименту та дози мулу: А — концентрація амонію сольового, мг/дм³; Х — час експерименту, год.; У — доза активного мулу, г/дм³

$$\Phi = 21,6591 - 1,6617 * x - 4,1647 * y + 0,0389 * x * x + 0,0557 * x * y + 0,2759 * y * y$$

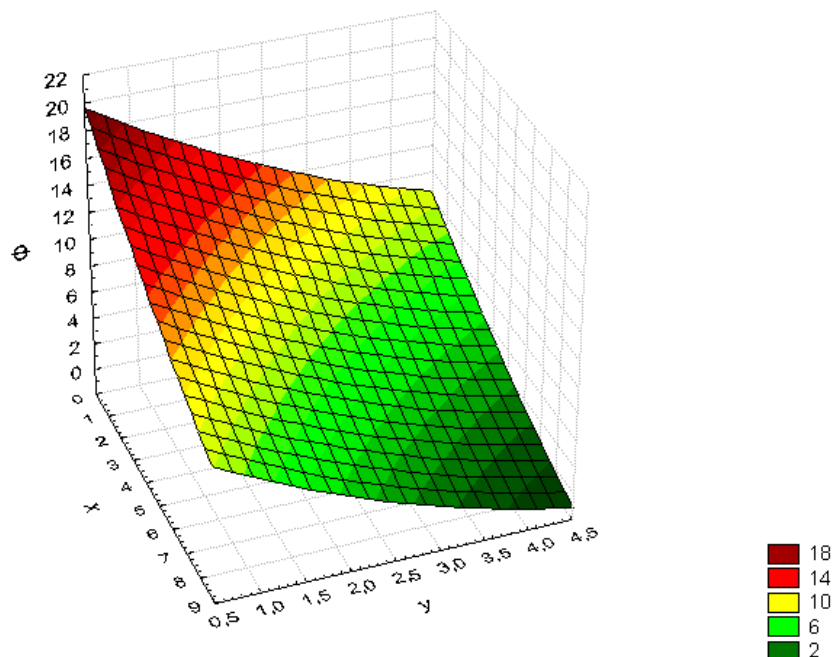


Рис. 5.20. Тримірна поверхня залежності концентрації фосфатів від тривалості експерименту та дози мулу: Φ — концентрація фосфатів, мг/дм³; X — час експерименту, год.; Y — доза активного мулу, г/дм³

Експериментальні дані свідчать про прямо пропорційну залежність значень ХСК, амонію сольового, фосфатів від дози активного мулу та тривалості експерименту. Встановлено, що під час збільшення дози активного мулу до 3 г/дм³, показник ХСК знижується до 37,5 мг/дм³. Порівняно з робочою дозою активного мулу, яка на очисних спорудах складала близько 1 г/дм³, значення ХСК знижено у 2 рази. Аналіз результатів дослідів показав позитивний вплив збільшення ферментативної активності мулу з доведенням дози до 3 г/дм³, при якій зафіксовано зниження концентрацій амонію сольового та фосфатів у 4 рази відносно до встановленої дози активного мулу на очисних спорудах м. Дніпродзержинська. Експериментами показано, що підвищення дози активного мулу до 3 г/дм³, дозволить довести вміст показників азоту, фосфатів та ХСК нижче за

встановлені норми ГДК. Підвищення дози активного мулу до 4 г/дм^3 є не доцільним, оскільки підвищується навантаження на мулові карти та ускладнюється процес регенерації активного мулу. Експерименти довели, що при залпових скидах, показники вмісту азоту, фосфатів та ХСК при дозі активного мулу 3 г/дм^3 будуть відповідати встановленим нормам ГДК. У перерахунку амонію сольового на азот амонійний його концентрація складатиме $0,9 \text{ мг/дм}^3$.

5.11. Удосконалення технології біологічного очищення стічної води

Для захисту водного басейну р. Дніпро від небезпечних компонентів — азоту амонійного, фосфатів, важких металів та завислих речовин — необхідним є створення вдосконаленої системи очищення стічної води шляхом створення стабільних умов існування для живих організмів, що утворюють біоценоз аеротенків. Поставлене завдання вирішується вдосконаленням технології очищення стічної води шляхом перетворення первинних відстійників в усереднювачі, урівноваження добової подачі стічної води, встановлення завантажень в аеротенках та вторинних відстійниках зі збільшенням біомаси гідробіонтів *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* та активного мулу, з'єднання вторинних відстійників послідовно.

Для забезпечення необхідної швидкості подачі стічної води в аеротенки вночі, необхідно вдень накопичити в первинних відстійниках надлишковий об'єм стічної води завдяки удосконаленню дренажних труб, на яких виконані переливні вікна обладнані заслінкою [14].

Для підвищення ступеню очищення стічної води від азоту амонійного та фосфатів, необхідно збільшити коефіцієнт рециркуляції активного мулу та його дозу в аеротенках. За допомогою насосів підвищення рециркуляції та дози активного мулу до такого рівня є не доцільним, оскільки значно збільшуються енерговитрати. Тому запропоновано замінити циркуляційні насоси на ерліфтну циркуляцію активного мулу, яка дає можливість знизити витрати електричної енергії. Для економії матеріальних коштів, циркуляцію мулу можна здійснювати з мулоушільнювача. Таким чином буде знижено навантаження на мулові майданчики.

Для підвищення ступеню очищення стічної води від азоту, фосфатів, важких металів та завислих речовин необхідно збільшити біомасу *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* та активного мулу на носіях циліндричної форми з рециркуляцією муловодної суміші.

Встановлено, що час перебування активного мулу в регенераторах складає 15—18 годин, тобто активний мулу знаходиться без харчування у 2 рази більше ніж регламентовано, втрачаючи свою активність та темпи оновлення. Для вирішення поставленої проблеми запропоновано першу секцію аеротенку використовувати у якості регенератора лише на 1/2 частини, що дозволить збільшити загальну площу аеротенка, призначеного для очищення стічної води.

Послідовне включення вторинних відстійників дозволить попередити повторне забруднення очищеної стічної води, яке супроводжується виділенням азоту амонійного, фосфатів під час злежування мулу, зменшити час його перебування в неаераційному стані та підвищить якість очищення стічної води від завислих речовин. Для цього вторинні відстійники необхідно поєднати між собою перепускним лотком відкритого типу, роз-

ташованому на глибині 1 м. При необхідності у другому вторинному відстійнику можна проводити реагентне доочищення стічної води від біогенних елементів.

Для захисту стінок залізобетонних споруд вторинних відстійників від обростань необхідно впровадити завантаження у вигляді екранів, на яких буде іммобілізуватися обростання разом зі специфічними гідробіонтами *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus*, які під час життєдіяльності використовують у якості живильних речовин застарілу біоплівку та відмерлі макрофіти.

Розроблена технологія є альтернативою класичної технології очищення стічної води, яка існує на очисних спорудах м. Дніпродзержинська. Технологічна схема на діючих очисних спорудах допрацьована з урахуванням властивостей біоценозу і вдосконалений її варіант представлено на рис. 5.21. В існуючій технологічній схемі очищення стічної води (на прикладі очисних споруд м. Дніпродзержинська) запропоновано внести вдосконалення: первинних відстійників, в яких передбачено подачу повітря для усереднення стічної води; урівноваження добової подачі стічної води удосконаленням дренажних труб первинних відстійників, на яких виконані переливні вікна, обладнані заслінкою або встановленням на лінії перепуску стічної води в аеротенки автоматичної системи регулювання; зменшення секції регенератора на половину для скорочення часу перебування активного мулу без живильних речовин; циркуляцію мулу з мулоушільнювача (впроваджено) або ерліфтом; внутрішню циркуляцію мулової суміші між секціями регенератор — аеротенк (впроваджено); збільшення біомаси гідробіонтів *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus*, активного мулу в аеротенках та вторинних відстійниках застосуванням завантажень; послідовне включення вторинних відстійників; використання вакуумної

фільтрації дренажних стічних вод з мулових майданчиків для зниження вмісту в них біогенних елементів та кислих газів.

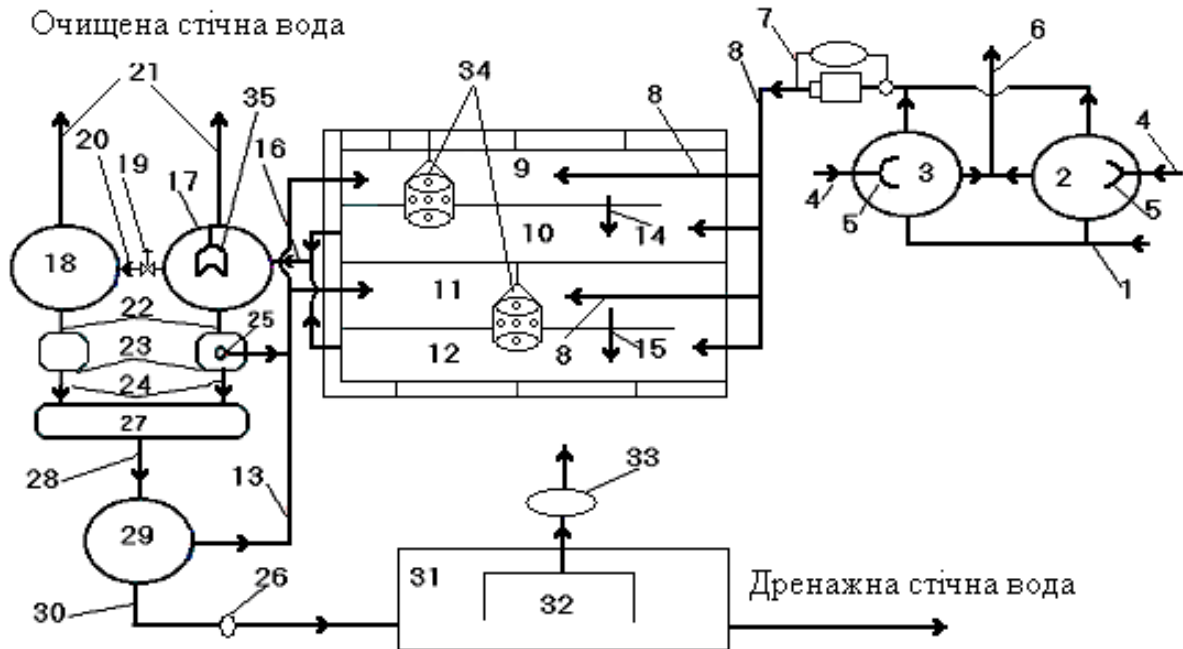


Рис. 5.21. Удосконалена технологічна схема очищення стічної води з паралельним включенням двох первинних відстійників і аеротенків та послідовним включенням двох вторинних відстійників зі збільшеною біомасою гідробіонтів *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus*, активного мулу: 1 — стічна вода після пісковловлювача; 2, 3 — первинні відстійники; 4 — повітря на усереднення стічної води; 5 — аератори; 6 — сирий осад; 7 — автоматична система регулювання подачі стічної води в аеротенки; 8 — стічна вода; 9, 11 — регенератори; 10, 12 — аеротенки; 13 — активний мул, поданий ерліфтом або з мулоущільнювача; 14, 15 — внутрішня циркуляція мулової суміші ерліфтами; 16 — суміш очищеної стічної води та мулу; 17, 18 — вторинні відстійники; 19 — засувка; 20 — очищена стічна вода; 21 — очищена стічна вода на біоставки; 22 — мул після вторинних відстійників; 23 — мулові камери; 24 — надлишковий мул; 25 — ерліфт; 26 — насос; 27 — резервуар активного мулу; 28 — відпрацьований мул; 29 — мулоущільнювач; 30 — ущільнений мул; 31 — муловий майданчик; 32 — для рідини; 33 — вакуумний насос; 34 — циліндричне завантаження для аеротенку; 35 — завантаження у вигляді екрану для вторинного відстійника

Стічна вода 1 з вловлювачів піску самотужки потрапляють паралельно в два первинні радіальні відстійники 2, 3. В цих відстійниках відбувається осідання сирого осаду і усереднення концентрацій забруднюючих речовин стічної води за допомогою повітряних аераторів 5, в яких передбачено подачу повітря 4.

Одночасно аерація дозволяє зменшити вміст розчиненого аміаку в стічній воді. У первинних відстійниках кінгстони повністю або частково відкриті в нормальному стані. Це дає можливість вести процес відстоювання і усереднення в режимі коливання рівня стічної води в цих апаратах. Сирий осад 6 подається періодично на піскові майданчики за допомогою насосів (на схемі це не вказано). Збір плаваючих речовин здійснюється тільки в той час, коли рівень рідини сягає максимальної відмітки. На схемі вивід плаваючих речовин також не показано. Урівноваження добової подачі стічної води до аеротенків можна здійснювати двома засобами: удосконаленням у первинних відстійниках дренажних труб, на яких виконані переливні вікна, обладнані заслінкою або встановленням на лінії перепуску в аеротенки автоматичного регулятора подачі стічної води 7. Стічна вода за новою схемою розподіляється таким чином: основна частина стоків подається в перші секції аеротенків 9, 11, а залишкова входить у другі секції аеротенків 10, 12. В перших коридорах потоки відстояної стічної води 8 необхідно подавати в середину цих апаратів. Це дає можливість зменшити розміри зони регенерації активного мулу, для яких характерно його злежування та старіння. Циркуляція активного мулу — потік 13 — здійснюється з мулоущільнювача 29 або за допомогою ерліфта 25 — замість насосу. В кожному аеротенку передбачено внутрішню циркуляцію мулової суміші за допомогою ерліфтів (потоки 14 і 15). Ця циркуляція зменшує

час перебування активного мулу в регенераторах і зменшує негативний вплив коливання концентрацій забруднюючих речовин в стічній воді на мікроорганізми. Збільшення циркуляції активного мулу дозволяє уникнути застійних зон та злежування. Такий режим роботи дозволить поглибити ступінь видалення азоту амонійного та фосфатів зі стічної води, створити стабільні умови роботи для біоценозу активного мулу.

Для підвищення якості очищення стічної води від азоту амонійного, фосфатів, важких металів та завислих речовин в аеротенках розміщують циліндричні завантаження 34 для збільшення біомаси гідробіонтів *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* та активного мулу. Завдяки завантаженням підвищується біомаса гідробіонтів *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus*, які беруть участь у відновленні активного мулу та знешкодженні водоростей, гельмінтів, нитчастих бактерій. По завершенню біологічного очищення, з обох аеротенків мулова суміш 16 перетікає у вторинний відстійник 17, в якому здійснюється відділення очищеної стічної води від мулу. У відстійнику 17 розміщують завантаження 35 у вигляді екранів. Застосування завантажень сприяє іммобілізації гідробіонтів *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus*, які запобігають біообростанню стінок залізобетонних споруд шляхом утилізації обростань. За необхідністю освітлена вода 20 по підземному лотку з засувкою 19 перетікає у вторинний відстійник 18, в якому додатково звільняється від осаду. Освітлена очищена вода 21 самопливом передається на біоставки (на схемі не показано). Зібравшийся мул у вигляді потоків 22 подається в камери активного мулу 23. З однієї мулової камери активний мул 23 подається ерліфтом 25 до регенераторів 9, 11. Надлишковий мул 24 подається до резервуару активного мулу 27, звідки у вигляді потоку 28 подається до мулоущільнювача 29. Для економії

коштів, пов'язаних з впровадженням ерліфту та зниження навантаження на мулові майданчики, запропоновано подавати практично весь ущільнений мул з мулоущільнювача 29 до регенераторів 9, 10. Ущільнений надлишковий мул 30 або його незначна частина насосом 26 подається до мулового майданчика 31, в якому встановлено накопичувальну ємність 32, поєднану з дренажними трубами, каналізаційним колодязем (на схемі не показано) та вакуумним насосом 33. В накопичувальній ємності за допомогою вакуумного насоса накопичується фільтрат, з якого, за рахунок вакууму, в ємності відбувається випаровування частини аміаку та кислих газів (CO_2 , H_2S , HCN) на 20—30 %. Винахід відноситься до зневоднення осадів і може бути використаний при біологічній очистці міських і промислових стічних вод [15]. Дренажні води, звільнені від частини аміаку та газів, відправляють до камери гасіння (на схемі не показано).

На підставі рекомендацій, на очисних спорудах м. Дніпродзержинська в аеротенку впроваджено внутрішню циркуляцію активного мулу ерліфтною системою. Технічна характеристика ерліфтної установки: діаметр ерліфтного стволу трубопроводу — 300 мм., об'єм циркуляційного мулу — $300 \text{ м}^3/\text{год}$. Під час аналізу результатів гідробіологічного контролю встановлено, що впровадження внутрішньої циркуляції активного мулу призводить до покращення стану активного мулу та підвищенню ступеню біологічного очищення від азоту та фосфатів на 12 % шляхом покращення обмінних процесів в системі регенератор — аеротенк. Впроваджена система внутрішньої циркуляції активного мулу відображена на рис. 5.22.

Для доведення якості біологічного очищення стічної води до екологічно безпечного стану, впроваджено в дію нову систему циркуляції мулу, а саме: подавання ущільненого му-

лу (потік 13) з мулоушільнювача 29 до регенераторів 9, 11 замість класичної схеми подавання активного мулу — з резервуару активного мулу 27. Таким чином, відбувається чергування процесів нітрі-денітрифікації. Отримані результати дослідів свідчать, що впровадження подачі ущільненого мулу до аеротенків, призводить до покращення стану активного мулу та зниження азоту амонійного на очищеній стічній воді до концентрацій значно нижчих встановлених норм ГДК — $0,27 \text{ мг/дм}^3$. Зведено до мінімуму кількість нитчастих, завдяки чому, вміст завислих речовин доведено до норм ГДК — $3,5 \text{ мг/дм}^3$. Завдяки впровадженню вдається знизити навантаження на мулові карти, тим самим знизити об'єм дренажної стічної води, яка містить високі концентрації токсичних речовин.



Рис. 5.22. Загальний вигляд внутрішньої циркуляції активного мулу ерліфтом

5.12. Технічні рішення щодо стабілізації та поліпшення стану р. Дніпро в місці скидання зворотних вод

Розробка належить до біологічної очистки стічної води від важких металів та біогенних елементів і може використовуватися в аеротенках і біотенках для іммобілізації живих організмів *Neurobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* та активного мулу з метою збільшення їх біомаси [16].

В основу винаходу покладене завдання вдосконалення роботи аеротенку, в якому завдяки розташуванню циліндричних завантажень забезпечується активізація іммобілізованих властивостей живих організмів, створення сприятливих умов існування та розмноження специфічних гідробіонтів *Neurobdella octoculata* та *Asellus aquaticus*, які запобігають процесам вторинного звільнення азоту та фосфору до очищеної стічної води, внаслідок біоорганічного розкладу. Гідробіонти володіють потужними біоаккумуляційними властивостями по відношенню до важких металів. Впровадження завантаження дозволить без зайвих енерговитрат підвищити дозу активного мулу шляхом його іммобілізації.

Для реалізації встановлених параметрів якісної очистки стічної води шляхом дотримання дози активного мулу до 3 г/дм³ та збільшенням біомаси специфічних організмів *Neurobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* без зайвих енерговитрат, розроблено циліндричне завантаження, яке вирішить поставлені завдання.

Поставлена задача вирішується тим, що в аеротенк для біологічної очистки стічної води занурюється завантаження, виконане у формі циліндра з полімерного матеріалу 1 з перфорованою поверхнею 3, усередині якого співвісно установлена багатоярусна вставка 4, виконана у вигляді горизонтальних дисків з флізіліна 5, розташованих один над другим на одній осі, з

утворенням між ними і внутрішньою бічною поверхнею циліндра кільцевого зазору, крім того, флізіліном 2 покрита внутрішня циліндрична поверхня завантаження (рис. 5.23).

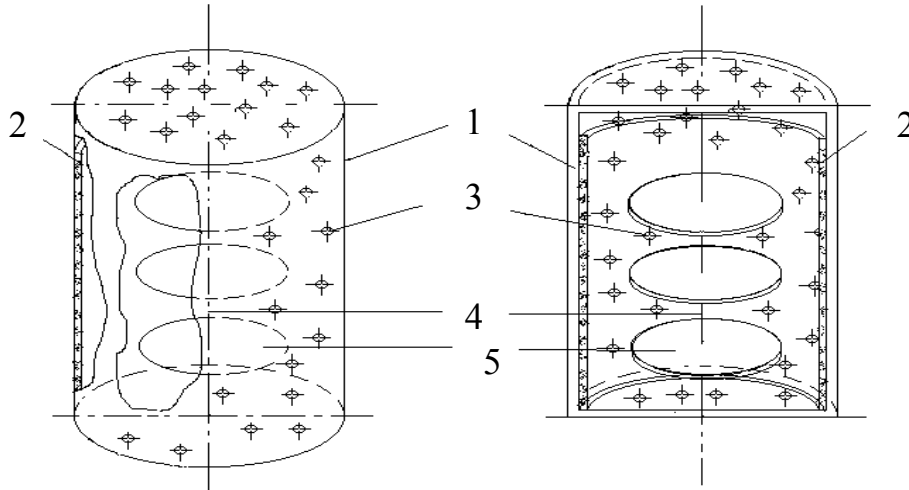


Рис. 5.23. Завантаження для аеротенка — вигляд в аксонометрії та вертикальному перерізі: 1 — полімерний циліндр; 2 — флізілін; 3 — отвори; 4 — вставка; 5 — диски

Виконання активної поверхні завантаження у вигляді перфорованого циліндру з багатоярусною вставкою в декілька разів збільшує її активну площу, забезпечує рівномірну циркуляцію, запобігаючи утворенню застійних зон, сприяє підвищенню іммобілізації живих організмів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* в умовах обмеженої гідродинамічної дії потоку, що призводить до підвищення якості біологічного очищення стічної води від важких металів та амонію сольового, фосфатів за рахунок збільшення біомаси живих організмів. Обробка внутрішньої частини завантаження синтетичною тканиною типу флізілін, яка має шпаристу розвитку поверхню, створює оптимальні умови життєдіяльності біоценозу. Конструктивною особливістю завантаження є багатоярусна вставка у вигляді синтетичних дисків, яка створює оптимальні умови розмноження гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* та виконує функції носія відкладених коконів.

Принцип роботи аеротенка з завантаженням відображено на рис. 5.24.

Стічна вода з активним мулом потрапляє по системах підводу 2 і 3 до аеротенку 1. У разі їх контакту з завантаженням 4, яке закріплюється гнучкою полімерною трубкою 5, підвішується на синтетичному волокні 6 до перекладини 7 на глибину 3 м, здійснюється іммобілізація специфічних гідробіонтів *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* та активного мулу. Їх іммобілізації та збільшенню біомаси сприяє покриття внутрішньої поверхні циліндра синтетичним матеріалом — флізіліном — який має розвитку шпаристу поверхню.

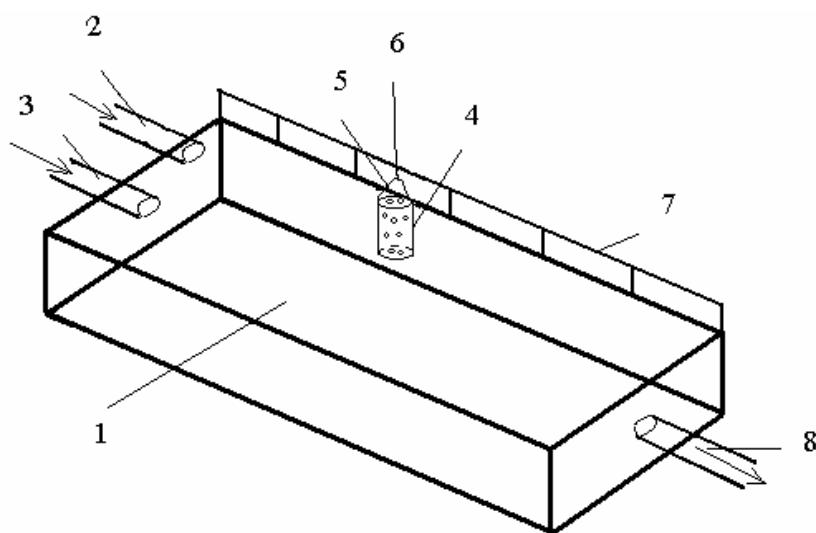


Рис. 5.24. Загальний вигляд аеротенка з завантаженням: 1 — аеротенк; 2 — підвід води; 3 — підвід мулу; 4 — завантаження; 5 — гнучка трубка; 6 — синтетичне волокно; 7 — перекладина; 8 — система виводу

Горизонтальні диски з флізіліну сприяють процесу розмноження живих організмів, а саме закріпленню коконів на поверхнях дисків, які значно збільшують загальну активну поверхню завантаження. Завдяки перфорованій поверхні циліндра забезпечується постійний масообмін суміші активного мулу і стічної води. У разі взаємодії суміші активного мулу, стічної

води та гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* відбувається біоаккумуляція важких металів — заліза, кадмію, марганцю, міді, кобальту, цинку та свинцю. Завдяки харчовим особливостям гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* здійснюється відновлення активного мулу та споживання застарілих форм біоценозу, водоростей. По закінченню біологічного процесу суміш очищеної стічної води та мулу відводяться по системі 8. Запропоноване завантаження легко виготовити в умовах комунальних підприємств при незначних капіталовкладеннях, воно не вимагає спеціальних навиків в обслуговуванні та може експлуатуватися довгий час. За потребою в регенерації, завантаження легко підіймається, промивається водою і знову занурюється до аеротенків без їх позпланової зупинки на промивку та очистку стінок залізобетонних споруд. Запропонована конструкція завантажень може бути застосована на інших очисних спорудах з метою збільшення біомаси активного мулу та попередженню обростання стінок споруд з урахуванням розмірів аеротенків або біотенків.

5.13. Обґрунтування пропозиції щодо збільшення дози активного в аеротенку

Для доведення якісних показників — азоту амонійного та фосфатів до встановлених норм ГДК необхідно підвищити дозу активного мулу за експериментальними даними до 3 г/дм^3 та збільшити біомасу гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus*, які відновлюють активний мул та споживають відмерлі водорості. Поставлене завдання вирішується без зайвих енерговитрат впровадженням завантажень до аеротенку. Сутність методу полягає в іммобілізації біоценозу на завантаженні,

завдяки чому збільшується активна поверхня в умовах діючих очисних споруд. Процес іммобілізації сприяє збільшенню біомаси біоценозу та попереджає винос його з очисних споруд, завдяки прикріпленню біоценозу до активної поверхні. Експериментами встановлено, що внаслідок збільшення біомаси *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* та активного мулу під час іммобілізації на носієві, покращується видовий склад активного мулу з доведенням до мінімуму кількості нитчастих. Таким чином, вміст завислих речовин на зворотних водах буде доведено до норм ГДК.

Збільшити дозу активного мулу до 3 г/дм³ без зайвих енерговитрат можна лише збільшив активну поверхню в аеротенку у 3 рази. Загальна площа аеротенку визначається за формулою:

$$S_A = H_a \cdot L_a, \quad (5.5)$$

де H_a — ширина аеротенка, 6 м; L_a — довжина аеротенка, 84 м.

$$S_A = 84 \cdot 6 = 504 \text{ м}^2.$$

Виходячи з розмірів аеротенку максимально можливою площиною є 1276,8 м². Визначено, що оптимальна поверхня 1 завантаження дорівнює 7,6 м². Внаслідок цього, встановимо необхідну кількість завантажень для 1 аеротенку за формулою:

$$N_{\text{зав}} = S_{\text{заг}} / S_{\text{зав}}, \quad (5.6)$$

де $S_{\text{заг}}$ — загальна площа завантажень до 1 аеротенку, яка дорівнює 1276,8 м²; $S_{\text{зав}}$ — площа одного завантаження, $S_{\text{зав}} = 7,6 \text{ м}^2$.

$$N_{\text{зав}} = 1276,8 / 7,6 = 168 \text{ штук.}$$

Експерименти показують, що при зануренні завантажень в аеротенк, під час іммобілізації висота шару активного мулу

складає 2 см. Виходячи з цього, знайдемо об'єм іммобілізованого мулу на загальній поверхні завантажень за формулою:

$$V_{\text{мулу}} = S_{\text{заг}} \cdot H_{\text{шару}}, \quad (5.7)$$

де $S_{\text{заг}}$ — загальна площа завантажень, 12768000 см²;
 $H_{\text{шару}}$ — висота шару іммобілізованого активного мулу, 2 см.

$$V_{\text{мулу}} = 12768000 \cdot 2 = 25536000 \text{ см}^3.$$

За експериментальними даними встановлено, що концентрація мулу на завантаженні складає 0,2 г/см³. Визначимо загальну вагу активного мулу об'ємом 25536000 см³:

$$M_{\text{мулу}} = V_{\text{мулу}} \cdot C_{\text{мулу}}, \quad (5.8)$$

де $V_{\text{мулу}}$ — об'єм іммобілізованого мулу на загальній поверхні завантажень, см³; $C_{\text{мулу}}$ — концентрація мулу, 0,2 г/см³.

$$M_{\text{мулу(зав)}} = 25536000 \cdot 0,2 = 5107200 \text{ г.}$$

Ефективну дозу мулу можна дотримувати в аеротенках завдяки завантаженням. На очисних спорудах робоча доза активного мулу складає 1 г/дм³. Визначимо загальну масу мулу в аеротенку об'ємом 2520000 дм³ за формулою:

$$M_{\text{мулу(аер)}} = V_{\text{(аер)}} \cdot D_{\text{мулу}}, \quad (5.9)$$

де $V_{\text{(аер)}}$ — 2520000 дм³; $D_{\text{мулу}}$ — 1 г/дм³.

$$M_{\text{мулу(аер)}} = 2520000 \cdot 1 = 2520000 \text{ г.}$$

Визначимо ефективну дозу активного мулу в аеротенку, отриману завдяки завантаженням за формулою:

$$DM = M_{\text{мулу(зав)}} + M_{\text{мулу(аер)}} / V_{\text{(аер)}} \quad (5.10)$$

де $M_{\text{мулу(зав)}}$ — маса мулу на завантаженнях, г; $M_{\text{мулу(аер)}}$ — масу мулу в аеротенку, г; $V_{\text{(аер)}}$ — об'єм аеротенку, дм^3 .

$$\text{ДМ} = 5107200 + 2520000 / 2520000 = 3,03 \text{ г/дм}^3.$$

Розрахунками визначено, що впровадження завантажень до аеротенку дозволить отримати дозу активного мулу 3 г/дм^3 .

Експериментами встановлено, що впровадження завантажень до аеротенку дозволить знизити показники вмісту азоту амонійного, фосфатів та ХСК до концентрацій значно нижчих за норми ГДК.

5.14. Розробка завантажень до вторинного відстійника

Розробка належить до біологічного очищення стічної води від продуктів біоорганічного розкладу і може використовуватися у вторинних відстійниках для іммобілізації гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus*, біоплівки та макрофітів з метою запобігання процесів повторного забруднення стічної води амонієм сольовим та фосфатами під час біообростання стінок залізобетонних споруд.

Конструктивні особливості завантаження вирішують проблему біообростання вторинних відстійників при розміщенні їх впродовж стінок споруд, оскільки процес іммобілізації макрофітів здійснюється на завантаженні, яке приймає радіальну форму конструкції з подальшою утилізацією біоплівки та макрофітів іммобілізованими гідробіонтами *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus* [17].

Завантажений матеріал (рис. 5.25) у вигляді екранів отримують шляхом закріплення полотнищ синтетичного флізіліну 2 у полімерну пластичну рамку 1 за допомогою полімерних кріп-

лень 3. Отвір 5 призначений для закріплення завантаження до гачка, розміщеного на стінках вторинного відстійника. Синтетичне волокно 4 необхідне для підйому завантаження з глибини споруд. Розміри екрану: ширина 1,0 м, довжина 3,5 м.

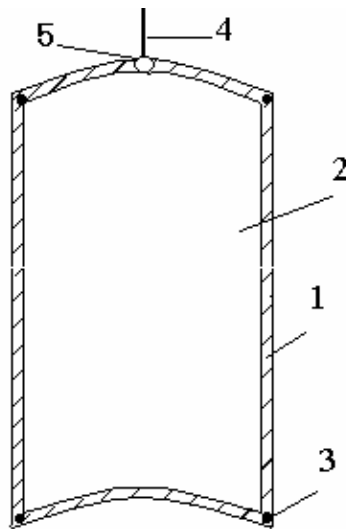


Рис. 5.25. Загальний вигляд завантаження для вторинного відстійника: 1 — полімерна рамка; 2 — флізілін; 3 — полімерне кріплення; 4 — синтетичне волокно; 5 — отвір

Принцип дії завантаження у вторинному відстійнику показано на рис. 5.26.

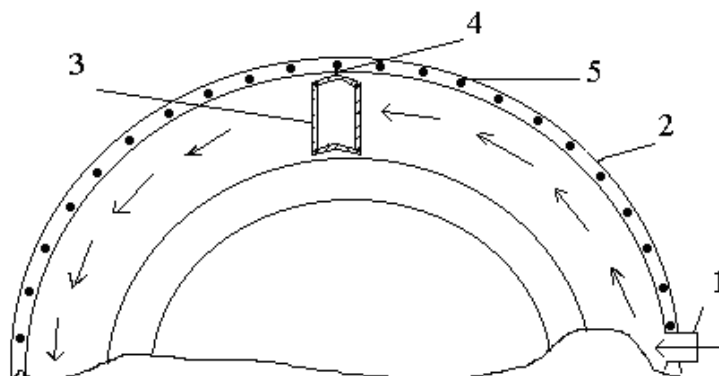


Рис. 5.26. Розміщення завантаження у вторинному відстійнику: 1 — система підводу; 2 — вторинний відстійник; 3 — екран; 4 — синтетичне волокно; 5 — вузли

Обробна суміш очищеної стічної води та відпрацьованого мулу потрапляє по системі підводу 1 до вторинного відстійника 2, в якому здійснюється відділення відпрацьованого мулу від очищеної стічної води. Екран 3 за допомогою передбаченого на ньому отвору та гачку, закріпленого у залізобетонну стінку, встановлюється в об'ємі вторинного відстійника приймаючи його форму (на рисунку не зазначено). За допомогою синтетичного волокна 4, яке додатково закріплює екран до металевого вузлу 5, надається можливість підіймати екран для очищення з глибини вторинного відстійника при забрудненні його бентосом. У разі контакту мулової суміші з завантаженням 3, яке приймає форму відстійника, здійснюється процес іммобілізації водоростей та біоценозу за рахунок високорозвиненої поверхні, при цьому стінки залізобетонних споруд залишаються вільними від біоплівки та макрофітів. Застосування такого типу завантаження запобігатиме обростанню та замулюванню поверхонь відстійників, виключаючи повторне забруднення очищеної стічної води амонієм сольовим та фосфатами. За допомогою розробленої конструкції забезпечується безперервна дія вторинних відстійників без додаткового виключення їх з робочого стану на промивку та очищення.

Запропоноване завантаження легко виготовити в умовах комунальних господарств з незначними капіталовкладеннями, з виключенням витрат на транспортування, монтаж елементів; завантаження не вимагає спеціальних режимів виготовлення та навиків в обслуговуванні і може експлуатуватися довгий час. За потребою в регенерації, завантаження промивається водою і знову занурюється. Такий режим роботи вторинних відстійників дозволить працювати без надмірних зупинок на промивку та очищення. Представлений тип завантаження може бути застосований на

інших очисних спорудах для захисту стінок споруд від обростань з урахуванням розмірів радіального вторинного відстійника.

Розроблені технічні рішення направлені на захист р. Дніпро від забруднення недостатньо очищеною стічною водою. Впровадження розробок сприятиме попередженню евтрофікації басейну Дніпра шляхом доведення вмісту азоту амонійного, фосфатів та завислих речовин до норм ГДК. Доцільність даних розробок полягає у повному використанні існуючих очисних споруд шляхом вдосконалення їх роботи з урахуванням недоліків. Запропоновані рекомендації можливо впровадити в типових очисних спорудах з урахуванням їх параметрів.

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Корнієнко І.М., Волошин М.Д. Інтенсифікація біологічного очищення стічних вод збільшенням дози активного мулу // Вопросы химии и химической технологии. — 2004. — № 4. — С. 216 — 219.

2. Корнієнко І.М., Волошин М.Д., Шаломов В.А. Дослідження видового складу біоценозу активного мулу на очисних спорудах міста Дніпродзержинська // Новини науки Придніпров'я. — 2004. — № 1. — С. 65 — 67.

3. Корнієнко І.М., Волошин М.Д. Дослідження ідентифікованих видів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus*, вилучених з очисних споруд м. Дніпродзержинська // Вісник НТУ “ХПІ”. — Харків: НТУ “ХПІ”, 2004. — № 37. — С. 70.

4. Корнієнко І.М. Інтенсифікація біологічної очистки стічних вод від перевищених концентрацій амонію сольового та фосфатів, використовуючи властивості *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* // Зб. тез доповідей VII Між нар. конф. “Екологія. Людина. Суспільство”. — К: НТУ України, 2004. — С. 127.

5. Бродський В.А. Фауна України: В 40 т. — Киев: Наукова думка . — Т. 26: Черви, 1981. — 210 с.
6. Заренков Н.А. Большой практикум по зоологии беспозвоночных. Членистоногие, ракообразные. — М: Московский университет, 1982. — 192 с.
7. Фауна СССР: В 40 т. — М.: Академия наук СССР. — Т. 7: Ракообразные. Пресноводные ослики, 1951. — 142 с.
8. Иванов А.В. Молчадский А.С., Полянский Ю.М. Большой практикум по зоологии беспозвоночных. — М: Высшая школа, 1983. — 543 с.
9. Жизнь животных: В 7 т. — М.: Просвещение. — Т. 3: Членистоногие, 1987. — 510 с.
10. Методика технологического контроля работы очистных сооружений городской канализации.. — М.: Стройиздат, 1977. — 299 с.
11. Корнієнко І.М., Волошин М.Д., Полянчиков О.І. Визначення важких металів у гідробіонтів *Herpobdella octoculata* та *Asellus aquaticus*, вилучених з очисних споруд міста Дніпродзержинська // Екологія і природокористування: Зб. наук. пр. / Інститут проблем природокористування та екології НАН України. — Дніпропетровськ: Моноліт, 2004. — Вип. 7. — С. 187 — 191.
12. Корнієнко І.М., Волошин М.Д., Полянчиков О.І. Порівняльна характеристика процесів біосорбції та біоаккумуляції важких металів у гідробіонтів *Herpobdella octoculata*, *Asellus aquaticus* та активного мулу, вилучених з очисних споруд м. Дніпродзержинська // Вісн. ДНУ залізничного транспорту ім. ак. В. Лазаряна. — Дніпропетровськ: ДНУ залізничного транспорту, 2005. — Вип. 6. — С. 28 — 32.

13. Корнієнко І.М., Волошин М.Д., Полянчиков О.І. Використання біосорбційних властивостей *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* у вирішенні проблем забруднення водою від важких металів // Матер. другої Міжнар. конф. “Довкілля — XXI. Перехід до сталого розвитку”. — Дніпропетровськ: Інститут проблем природокористування та екології НАН України, 2004. — С. 72 — 74.

14. Пат. 043126 UA, МКИ В 01 D 21/00. Радіальний відстійник для відстоювання міських стічних вод: Пат. 043126 UA, МКИ В 01 D 21/00 / О. М. Плахотнік (UA), А. С. Ктітаров (UA), О. Л. Щербак (UA), М. Д. Волошин (UA), Я. М. Черненко (UA), І. М. Корнієнко (UA). — № 64229; Заявл. 08.04.2003; Опубл. 16.02.2004, Бюл. № 2.— 6 с.

15. Пат. 1110025 UA, МКИ С 02 F 11/12. Муловий майданчик: Пат. 1110025 UA, МКИ С 02 F 11/12 / М. Д. Волошин (UA), О. М. Плахотнік (UA), А. С. Ктітаров (UA), Г. А. Михайленко (UA), М. І. Панченко (UA), І. М. Корнієнко (UA). — № 73657; Заявл. 06.11.2003; Опубл. 15. 08. 2005, Бюл. № 8. — 4 с.

16. Пат. 06135 UA, МКИ С 02 F 3/00. Установка для біологічної очистки стічних вод: Пат. 06135 UA, МКИ С 02 F 3/00 / І. М. Корнієнко (UA), М. Д. Волошин (UA), О. М. Плахотнік (UA). — № 10778; Заявл. 21.06.2005; Опубл. 15. 11. 2005, Бюл. № 11. — 4 с.

17. Корнієнко І.М., Волошин М.Д. Використання полісинтетичного матеріалу, як носія для покращення іммобілізації живих організмів *Herpobdella octoculata* і *Asellus aquaticus* // Тези доповідей II Міжнар. конф. “Хімія і сучасні технології”. — Дніпропетровськ: Український державний хіміко-технологічний університет, 2005. — С. 296.

Наукове видання

*М.Д. Волошин, О.Л. Щербак,
Я.М. Черненко, І.М. Корнієнко*

**УДОСКОНАЛЕННЯ
ТЕХНОЛОГІЇ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ
СТІЧНИХ ВОД**

Монографія

Підписано до друку .09 Формат 60×84 1/16
Папір друк. Друк – різнограф. Ум.-друк. арк. 13,36.
Тираж – 300. Зам. № 73/09

Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до
державного реєстру видавництв серія ДК № 1944

Друкарня
51918, Дніпродзержинськ
ДДТУ, вул. Дніпробудівська, 2