

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ МІСЬКОГО
ГОСПОДАРСТВА імені О. М. БЕКЕТОВА**

Т. С. АЙРАПЕТЯН

**КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ
З ДИСЦИПЛІНИ
«СПЕЦКУРС З ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД»**

(для студентів 5 курсу денної форми навчання та
слухачів другої вищої освіти спеціальностей

7.092601, 7.06010108, 8.06010108 – «Водопостачання та водовідведення»,
8.06010302 – «Раціональне використання і охорона водних ресурсів»)

**Харків
ХНУМГ
2014**

Айрапетян Т. С. Конспект лекцій з дисципліни «Спецкурс з очистки стічних вод» (для студентів 5 курсу денної форми навчання та слухачів другої вищої освіти спеціальностей 7.092601, 7.06010108, 8.06010108 – «Водопостачання та водовідведення», 8.06010302 – «Раціональне використання і охорона водних ресурсів») / Т. С. Айрапетян; Харк. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Х.: ХНУМГ, 2014. – 90 с.

Автор: к.т.н., доц. Т.С. Айрапетян

Рецензент: д.т.н., проф. С.С. Душкін

Рекомендовано кафедрою водопостачання,
водовідведення та очистки вод,
протокол № 10 от 28.03.13 р.

ВСТУП

На даний час через недостатню глибину очищення стічних вод відбувається погіршення якості води в поверхневих джерелах, головним чином унаслідок постійного забруднення речовинами антропогенного походження (нафтопродуктами, поверхнево-активними речовинами, органічними речовинами і біогенними елементами). Останніми роками значно збільшилася концентрація розчинених фосфатів у побутових стоках за рахунок інтенсивного розвитку нових технологій у промисловості і повсюдного вживання фосфорвміщуючих миючих засобів. Міські очисні споруди, побудовані за традиційною схемою (повне біологічне очищення, в деяких випадках з доочисткою) в той час, коли забруднення води біогенними елементами ще не було таким інтенсивним, у даний час не справляються із завданням очищення стічних вод від цих речовин і не забезпечують нормативну якість води.

Дослідження з розробки методів реконструкції і модернізації аеротенків, створення нових споруд і біореакторів зі зниження біогенних елементів у міських і виробничих стічних водах проводяться різними організаціями, як у нашій країні, так і за кордоном.

Найчастіше повне біологічне очищення доповнюється спорудами фільтрації очищених стічних вод, глибоким біологічним очищенням від біогенних елементів у біологічних окислювачах і біоставках, фізико-хімічними методами доочистки або комбінацією цих методів. У особливих випадках необхідна міра глибокого очищення досягається лише при використанні сорбції на активованому вугіллі.

Крім того, процес очищення стічних вод, пов'язаний з виділенням осадів, унаслідок чого на очисних спорудах щодня утворюються сотні кубічних метрів осадів, що представляють потенційну небезпеку для навколишнього середовища. Тому вирішення проблеми обробки, розміщення і утилізації осадів, що утворюються в процесі очищення стічних вод є також одним з основних завдань, які вирішують багато компаній при проектуванні і розробці станцій очищення стічних вод, реконструкції і розширенні очисних споруд.

ЗМ 1.1. ОЧИСТКА МІСЬКИХ СТІЧНИХ ВОД ВІД БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ

ТЕМА 1. ЕВТРОФІКАЦІЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ І ОСНОВИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПОЛУК ФОСФОРУ Й АЗОТУ

1. Причини, які зумовлюють необхідність очищення стічних вод від біогенних речовин сполук азоту й фосфору
2. Форми сполук азоту й фосфору, присутні в стічних водах. Нормування вмісту сполук фосфору й азоту в міських стічних водах.
3. Сутність процесів біологічного видалення азоту й фосфору зі стічних вод.

1. Причини, які зумовлюють необхідність очищення стічних вод від біогенних речовин сполук азоту й фосфору

На даний час однією з головних проблем у області очищення стічних вод є видалення біогенних елементів – сполук азоту й фосфору, що викликають евтрофікацію водних об'єктів. Цей процес характеризується активним зростанням водоростей і вищої водної рослинності.

Евтрофікація – процес зростання біологічної рослинності водоймищ, який відбувається внаслідок перевищення балансу поживних речовин. При цьому підвищується температура води, з'являються присмак і запах, погіршується колір води, надмірно розвиваються водорості, переважають небажані види планктону і порушується життєдіяльність риб. Продукти метаболізму водоростей дають воді неприємний запах, можуть викликати шкірні алергічні реакції і шлунково-кишкові захворювання у людей і тварин.

Розчинний фосфор є основним лімітуючим елементом, що більшою мірою впливає на процес евтрофікації. Відомо, що евтрофікація водоймища не спостерігається при концентраціях фосфору в перерахунку на Р менше за 0,2 мг/л. Вважається, що для попередження евтрофікації водоймища простіше й економічно доцільніше видаляти сполуки фосфору, ніж азоту.

Фосфор – один з найважливіших елементів з числа необхідних живим організмам. Сам по собі він не токсичний. Проблеми виникають у тих випадках, коли в природні водоймища скидають надлишкову кількість фосфору й інших макроелементів, наприклад азоту. Це призводить до евтрофікації - прискореному зростанню водоростей і, в результаті до порушення рівноваги в екологічній системі водоймища. Наслідком може бути, наприклад, погіршення умов життя для риби через значне зменшення кисню. В результаті помутніння води і неприємного запаху, знижується цінність водоймищ, використовуваних як місця відпочинку людей. Якщо ж водоймище служить джерелом питної води, то знову ж таки через неприємний запах й смак, викликаних присутністю органічних речовин і життєдіяльністю водоростей, дуже ускладнюються технічна й комерційна сторони очищення води.

Встановлено, що масовий розвиток водоростей у першу чергу відбувається за наявності вуглецю, азоту й фосфору. Оскільки CO₂ поглинається водою з повітря, обмежити концентрацію вуглецю у воді важко. Найдоцільніше боротися з евтрофікацією шляхом зведення до мінімуму концентрації азоту й фосфору в стічних

водах, що скидають до водоймищ. 1 мг азоту продукує 21-25 мг водоростей, 1 мг фосфору - 40-50 мг водоростей.

Фосфати можуть потрапляти у водоймища самими різними шляхами, зокрема, з побутовими й промисловими стоками, і звичайно ж, вимиватися з сільськогосподарських угідь. Аналіз вмісту фосфатів – важлива складова комплексного контролю складу природних і питних вод.

Одним з постійних джерел надходження біогенних забруднюючих речовин у водні об'єкти є міські стічні води, з яких при загальноприйнятих технологіях біологічного очищення не забезпечується видалення азоту і фосфору до необхідних нормативів. Більшість споруд очищення міських стоків, що діють, заснована на вживанні традиційної біотехнології, що дають низьку ступінь вилучення фосфатів (до 20-30%), що не забезпечує ефективного видалення нітратів, утворившихся в ході нітрифікації. В результаті на багатьох об'єктах нормативи скидання азоту й фосфору не виконуються. Найгостріше стоїть проблема забезпечення нормативів зі скидання фосфору.

Фосфор входить до складу фосфатів, які інтенсивно використовують у складі миючих засобів і пральних порошків. Фосфати знаходять широке застосування в харчовій промисловості, в процесах водопідготовки. До складу сільськогосподарських добрив входять фосфатні мінерали; фосфати також є наслідком розкладання залишків рослин і тварин.

Фосфати широко застосовують для обробки води бойлерів і казанів. Фосфати додають до води, що виконує роль теплоносія, для зменшення відкладень на поверхнях теплообміну. Ось чому важливою частиною водопідготовки котельної води є безперервний контроль концентрації фосфатів, що забезпечує дотримання технологічних норм експлуатації.

Істотним джерелом надходження біогенних речовин у поверхневі водоймища можуть бути тваринницькі комплекси. Значна кількість фосфору поступає в ґрунт з гноєм, а остання частина його вимивається поверхневим стоком з водозбору у водоймище.

Потужним джерелом надходження фосфору в поверхневі водоймища є також підприємства сільськогосподарського виробництва. Встановлено, що найбільша кількість фосфору (80-90%) виноситься стічними водами з оброблюваного ґрунту сільгоспугідь, особливо восени з розораних полів [8].

Необхідність у вирішенні проблеми максимального зниження скидання до водних об'єктів біогенних речовин (сполук азоту й фосфору) пов'язана не лише з природоохоронними і рибогосподарськими цілями, але і з подоланням великих труднощів, що виникають при водопідготовці для питного і промислового водопостачання з евтрофних водоймищ. У зв'язку з цим в багатьох країнах світу, в тому числі і в нашій країні, ведуться розробки методів очищення міських стічних вод від сполук азоту й фосфору.

Видалення біогенних елементів потрібне також при створенні оборотних і замкнених систем водопостачання промислових підприємств, що використовують біологічно очищені міські стічні води як джерело технічного водопостачання. Наявність сполук фосфору й азоту викликає біологічне обростання трубопроводів, колекторів і іншого каналізаційного устаткування, а присутність амонійного азоту, нітритів і нітратів призводить до розвитку корозійних процесів.

2. Форми сполук азоту й фосфору, присутні в стічних водах. Нормування вмісту сполук фосфору і азоту в міських стічних водах

Азот міститься в стічних водах у вигляді органічних і неорганічних сполук. У міських стічних водах головну частину органічних азотних сполук складають речовини білкової природи – фекалії і харчові відходи. Неорганічні сполуки азоту представлені відновленими NH_4^+ і NH_3^+ , і окисленими NO_2^- і NO_3^- формами. Велика частина амонійного азоту утворюється при гідролізі сечі, яка є кінцевим продуктом азотного обміну людини. У вигляді аміаку або сечовини в побутових стічних водах присутні 80-90% усіх азотвміщуючих речовин. Таким чином, азот у основному представлений в органічних і амонійних формах. Утворення сполук амонію відбувається також у процесі амоніфікації білкових сполук. У неочищених міських стічних водах концентрація амонійного азоту становить 8,8-70 мг/дм³, нітритів 0,08-0,6 мг/дм³ і нітратів 0,6-3 мг/дм³.

Екологічна небезпека неорганічних сполук азоту надзвичайно відрізняється: найбільш токсичними є нітрити, найбільш безпечним – нітрати, середнє положення займає амоній, що відображає гранично допустимі концентрації (ГДК) для скидання цих азотвміщуючих сполук у природні водоймища. Концентрація різних форм азоту в стічних водах не постійна, вона змінюється як у мережах водовідведення, так і на різних етапах очищення. Трансформація азотвміщуючих сполук починається вже в процесі транспортування стічних вод на міські очисні споруди.

Таблиця 1.1 – Концентрація різних форм азоту в промислових стічних водах

Стічні води	Концентрація азоту, мг/дм ³			
	$N_{орг}$	NH_4^+	NH_2^-	NH_3^-
Металообробні підприємства	9,0-12,0	2,3-9,8	0-0,14	0-0,5
Молочні підприємства	56,0-121,0	10,6-22,0	0-0,28	0-0,4
Стічні води, що надходять на очисні споруди	35,0	26,3	0,1	0,4
Очищені стічні води	7,5	1,9	1,0	10,5

З табл. 1.1 можна зробити висновки:

Концентрація азоту органічного $N_{орг}$ в стічних водах, що надходять на очисні споруди, становить біля 44% від загального азоту. Найбільш високий вміст $N_{орг}$ встановлений у стічних водах молочних підприємств. Загальне навантаження на біологічні споруди, за азотом (сума NH_4^+ і $N_{орг}$), у 3-6 разів перевищує гранично-допустиме для даних споруд, розраховане за азотом амонійним. Тому залишкова концентрація $N_{орг}$ (у окремих пробах азоту амонійного) в очищених стічних водах досить висока.

Стічні води рибоконсервних заводів мають наступну характеристику за біогенними елементами: азот загальний – 30-40 мг/дм³; азот амонійний – 30-35мг/дм³; фосфор (у перерахунку на P_2O_5) – 8-10 мг/дм³.

У стічних водах м'ясокомбінатів загального азоту може бути від 80 до 160 мг/дм³, а амонійного – 50-80 мг/дм³.

У даний час нормативними документами, за якістю поверхневих і стічних вод в Україні контролюють 3 форми азоту: азот амонійний, нітрити й нітрати. А в країнах ЄС контролюють четверту форму азоту – або азот органічний, або азот загальний (сума $N-NH_4$, $N-NO_2$, $N-NO_3$, $N_{орг}$).

У всіх створах Дніпра відмічається перевищення нормативів ГДК для водоймищ рибогосподарського водокористування в 1,5-6,9 разів фосфатів (до $0,58 \text{ мг/дм}^3$). Необхідно відзначити, що неорганічні сполуки фосфору складають не більше 10% від загальної кількості фосфору, що міститься у воді поверхневих водоймищ, а основна частина його запасів знаходиться в органічній формі і осідає на дно.

Основним джерелом фосфору у виробничих стічних водах є синтетичні поверхнево-активні речовини. Концентрація фосфору в таких стічних водах може бути різною. Значна частина фосфору знаходиться в стічній воді в розчиненому стані.

Фосфор у воді знаходиться у вигляді неорганічних, органічних, і органо-мінеральних сполук, а також входить до складу клітин гідробіонтів. Його сполуки в класифікації домішок води за фазовим станом і дисперсністю, розробленій у інституті колоїдної хімії і хімії води ім. А. В. Думанського НАН України академіком Л. А. Кульським, можуть бути в кожній з 4-х груп. Зокрема, *до першої групи* (суспензії, що містять фосфор) можна віднести гідробіонти або фрагменти їх деструкції мікроскопічного розміру, присутні в стічних і природних водах. *До другої групи* (домішки колоїдної дисперсності) відносяться нерозчинні у воді фосфати, а також високомолекулярні речовини, що обумовлюють кольоровість води. *До третьої групи* відносяться молекулярно-розчинні фосфати, що містяться, наприклад, у миючих засобах. *До четвертої групи* домішок належать – фосфорна кислота, її солі та інші розчинні сполуки фосфору, дісоціюючі у воді на іони.

У міських стічних водах фосфор знаходиться у вигляді фосфатів, ортофосфатів і поліфосфатів. Основним джерелом ортофосфатів у міських стічних водах є синтетичні миючі засоби. Значна кількість пральних порошків містить тринатрій фосфат Na_3PO_4 . Деякі поліфосфати (пірофосфат натрію – $Na_4P_2O_7$, трифосфат натрію $Na_5P_3O_{10}$; гексаметофосфат натрію – $Na_6P_6O_{12}$ та інші) застосовують у промисловості і побуті як пом'якшувачі, вони можуть бути присутніми в стічних водах. Поліфосфати зазнають ступінчастого гідролізу, переходячи в ортофосфати. На швидкість гідролізу сильний вплив надає рН, температура і сольовий склад води. Присутність бактерій прискорює процес гідролізу.

Вміст фосфору й азоту має особливе значення при біологічному очищенні стічних вод. При їх недостатніх кількостях очищення стічних вод може загальмовуватися, а за повної відсутності стає взагалі неможливим. Відповідно до СНІП 2.03.04-85 співвідношення $BPK_{повн.}:N:P$ має бути 100:5:1.

Нормування біогенних елементів. У Швеції, Фінляндії, Німеччині норми вмісту загального фосфору у водах, що скидаються у водоймища, складають $0,5-1 \text{ мг/дм}^3$ (за Р), у Польщі, Румунії, Угорщині ГДК вміст фосфатів у водоймищах дорівнює $0,05-1 \text{ мг/дм}^3$ залежно від категорії водоймища. В СНД концентрація фосфорвміщуючих сполук у стічних водах, при скиданні їх у водоймища, встановлюють за умови недопустимості евтрофікації і залежать від природи сполук фосфору, міри розбавлення стічних вод у водоймищі, фонові концентрації фосфору

в ньому, наявності інших джерел фосфатів і зазвичай приймають 0,01-0,1 мг/дм³. ГДК фосфатів для деяких типів вод наступні:

- вода питна - 3,5 мг/дм³;
- вода водопровідна - 0,4 мг/дм³;
- водоймища проточні - 0,1 мг/дм³;
- озера, ставки - 0,05 мг/дм³;
- вода в системі зворотного водопостачання – 0,03 мг/дм³;

Кількість фосфатів, що потрапляють у міські стічні води в результаті діяльності людини, постійно зростає, і очікується, що вона становитиме до 7 г·чол/добу. Зараз згідно зі СНІП 2.04.03-85 – фосфати – 3,3 г·чол/добу, у тому числі від миючих речовин – 1,6 г·чол/добу, поверхнево-активні речовини – 2,5 г·чол/добу.

У даний час органи охорони природи вимагають забезпечення встановлених ГДК амонію сольового, нітритів, нітратів, і фосфатів у очищених стічних водах, що скидають у водні об'єкти (табл. 1.2).

Таблиця 1.2 – ГДК біогенних елементів для скидання у водоймища різного призначення

Біогенні елементи	ГДК, мг/дм ³	
	Для водоймищ культурно-побутового водокористування	Для водоймищ рибогосподарського водокористування
Азот, аміак	2	0,05
Азот, амонійний (NH_4^+)	1	0,39
Азот нітритів	0,8	0,02
Азот нітратів (NO_3)	10,2	9,1
Фосфати (P)	1,2	0,2

3. Сутність процесів біологічного видалення сполук азоту й фосфору зі стічних вод

Сутність біологічного методу видалення азоту й фосфору полягає в тому, що на стадії біологічного очищення стічна рідина проходить послідовно три зони: анаеробну, безкисневу й аеробну.

Біологічний метод очищення стічних вод від сполук азоту заснований на процесах *нітрифікації* і *денітрифікації*. Біологічна нітриденітрифікація є універсальним методом глибокого видалення азоту у всіх трьох його формах (азот амонійний, нітрити й нітрати).

Нітрифікація - це складний багатоступінчастий процес, що є сукупністю реакцій біологічного окислення амонійного азоту до нітритів і далі до нітратів:

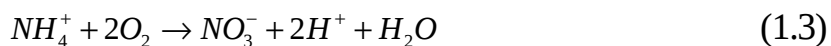
– окислення NH_4^+ до нітритів NO_2^- за реакцією:



– окислення NO_2^- до нітратів NO_3^- за реакцією:



Звідси загальна реакція окислення:



У ході денітрифікації відбувається окислення органічних речовин при відновленні азоту нітратів до вільного азоту, який виділяється в атмосферу.

Біохімічний процес нітрифікації був відкритий у 70-х роках XIX ст. Але лише в кінці XIX ст. російському мікробіологу С. Н. Віноградському вдалося виділити чисту культуру нітрифікуючих бактерій. Одна група цих бактерій окислює аміак до азотистої кислоти (нітритні бактерії), друга – азотисту кислоту до азотної (нітратні бактерії).

Нітрифікація має велике значення в очищенні стічних вод, оскільки таким чином накопичується запас кисню, який може бути використаний для окислення органічних безазотистих речовин, коли повністю вже витрачений для цього процесу весь вільний (розчинений) кисень. Зв'язаний кисень відщеплюється від нітритів і нітратів під дією мікроорганізмів (денітрифікуючих бактерій) і повторно витрачається для окислення органічної речовини. Процес цей називається денітрифікацією. Він супроводжується виділенням у атмосферу вільного азоту у формі газу.

Специфічні анаеробні умови, коли у воді відсутній розчинений кисень, але присутні нітрити й нітрати, називаються *аноксидними*. В цих умовах відбувається денітрифікація – відновлення нітритів і нітратів.

На споруді, призначеній для видалення азоту, реалізуються чотири процеси:

- амоніфікація – це бактерійне перетворення органічних сполук азоту на неорганічні форми, основними з яких є аміак (трансформація органічного азоту в амонійний);
- асиміляція: використання амонію для синтезу живої матерії, яка буде видалена разом з надлишковим мулом;
- нітрифікація: окислення амонійного азоту до нітриту, а потім до нітратів;
- денітрифікація: окислення нітратів до газоподібного азоту, що викидається в атмосферу.

Для процесів нітрифікації і денітрифікації можуть бути використані традиційні споруди біологічного очищення: аеротенки й біофільтри.

На процес нітрифікації, що протікає в аеробних умовах, впливають:

- Вік мула.

Для задовільної нітрифікації необхідні низькі навантаження на активний мул і великий вік мула (не менше ніж 4-5 діб.).

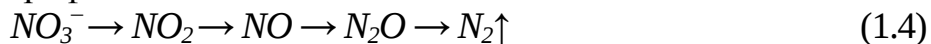
- Температура (ідеальна 30-35°C, зниження з 20 до 10°C гальмує процес на 30%).
- Концентрація розчиненого кисню (КРК).
- Лужність і рН.
- Присутність токсичних або інгібуючих домішок (важкі метали і органічні сполуки).

Процеси нітрифікації припиняються за концентрацій у воді розчиненого кисню менших за 1 мг/л. Тому при нітрифікації рекомендують підтримувати концентрації розчиненого кисню біля 2 мг/л. Оптимальні значення рН для бактерій роду *Nitrosomonas* становлять 7,9-8,2, а для бактерій роду *Nitrobacter* - 7,2-7,6.

Вирішальний вплив на ступінь нітрифікації має вік мулу, який визначається навантаженням на активний мул. Ефективність нітрифікації понад 90% можливо досягнути при достатньо високій температурі та вікові мулу більше 5 діб.

Денітрифікація – процес відновлення нітритів і нітратів до вільного азоту, який виділяється в атмосферу. Денітрифікація відбувається при дефіциті кисню у воді, тобто в умовах несприятливих для конкуруючих гетеротрофних аеробів. Денітрифікатори використовують як акцептор електронів – зв'язаний кисень, що входить до складу нітритів і нітратів, передаючи йому електрони окислюваної органіки (вуглеводів, амінокислот, органічних кислот і інших). При недостатці органіки у воду слід додавати вуглецевміщуючі домішки, наприклад, метиловий спирт.

Загальна схема денітрифікації має вигляд:



При денітрифікації забезпечується очищення стічних вод одночасно від біологічно окислюваних органічних сполук і від сполук азоту (NO_2 , NO_3). Найефективніше процес денітрифікації протікає при pH - 7-7,5; при pH < 7 або pH > 9 процес загальмовується.

Біологічна денітрифікація – це складова частина біологічного видалення азоту, що пов'язана з етапом нітрифікації і має метою дотримання норм вмісту загального азоту. В біологічних системах можуть здійснюватися два способи відновлення нітратів: за допомогою асиміляції або дисиміляції; остання може бути реалізована як автотрофними бактеріями, так і гетеротрофними. Найчастіше удаються до дисиміляції з використанням бактерій-гетеротрофів. Відновлення нітратів відбувається за різними реакціями, які можна схематично представити таким чином:



Процес денітрифікації реалізується в аноксидних умовах (за відсутності розчиненого кисню, але в присутності зв'язаного кисню оксидів азоту NO_3 , NO_2) і потребує джерела легкоокисних органічних речовин (ЛОР):



Фактори, що впливають на денітрифікацію:

- **Величина pH та лужність.** Оскільки в ході реакції денітрифікації утворюються луки, рівень pH залишається досить високим. Оптимальний рівень pH складає від 7 до 8,2.
- **Розчинений кисень.** Наявність розчиненого кисню інгібує процес денітрифікації. На практиці важко встановити граничну концентрацію O_2 , вище за яку денітрифікація виявляється інгібованою, оскільки її значення залежать від багатьох чинників. Проте, концентрації розчиненого кисню, більші за 3 мг/л, найчастіше вже є такими, що інгібують.
- **Джерело вуглецевого субстрату.** Вуглецевий субстрат, здатний сильно впливати на кінетику процесу денітрифікації; міра впливу залежить від його природи й концентрації.

Високі швидкості денітрифікації можуть бути досягнуті при використанні метанолу або летких жирних кислот (ЛЖК). Підвищення температури позитивно позначається на денітрифікації і навпаки, її зниження гальмує процес.

Найчастіше нітрифікацію-денітрифікацію здійснюють у спорудах типа аеротенків. Процес можна здійснювати в один чи в декілька ступенів з проведенням денітрифікації на початку, в середині чи в кінці технологічної схеми з улаштуванням рециркуляції мулу або стічних вод.

Біологічна дефосфотація. Біологічний метод очищення стічних вод набув великого поширення, оскільки передбачає видалення сполук фосфору паралельно з видаленням азотних і органічних сполук методами нітри-денітрифікації. Процес видалення фосфору здійснюється гетеротрофами – фосфат-акумулюючими організмами (ФАО). ФАО є гетеротрофами, які пристосувалися до чергування анаеробних і аеробних умов.

Сутність біологічного методу видалення азоту й фосфору полягає в тому, що на стадії біологічного очищення стічна рідина проходить послідовно три зони: анаеробну, безкисневу й аеробну.

Видалення азоту й фосфору взаємопов'язані. Глибоке видалення азоту, можливе при зниженні навантаження на мул, знижує приріст мула і сприяє витісненню фосфору з клітин. Тому, вибираючи режим роботи аеротенків, слід визначити найбільш пріоритетний вид забруднення, що видаляють, – азот або фосфор у очищеній воді в ув'язці зі ступенем очищення, що досягається.

Щодо спільного видалення N і P думки спеціалістів розбігаються. Одні вважають, що таке видалення за допомогою мулу не таке просте, оскільки при спільному видаленні, вимоги до віку мулу протилежні, а нітратні і нітритні сполуки, що утворюються в процесі видалення азоту інгібують видалення фосфору. Інші доводять, що спільне видалення біогенних елементів можливе при оптимальному значенні віку мулу, що відповідає максимальному видаленню азоту й фосфору і дорівнює 6-10 діб.

Контрольні питання:

1. Назвіть основні причини, що зумовлюють необхідність очищення стічних вод від біогенних речовин? Що таке евтрофікація водних об'єктів?
2. Основні джерела надходження фосфору у міські стічні води і поверхневі водоймища.
3. Яке значення має вміст фосфору й азоту при біологічному очищенні стічних вод?
4. Які основні процеси відбуваються при біологічному видаленні азоту зі стічних вод? У чому полягає сутність процесу нітрифікації?
5. Які споруди використовують для процесів нітрифікації і денітрифікації?
6. В яких умовах відбувається процес нітрифікації?
7. У чому полягає сутність процесу денітрифікації?
8. Які основні чинники впливають на процеси нітри-денітрифікації?
9. У чому полягає сутність біологічного методу видалення фосфору?

ТЕМА 2. МЕТОДИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД БІОГЕНИХ ЕЛЕМЕНТІВ (ФОСФОРВМІЩУЮЧИХ РЕЧОВИН)

1. Фізичні методи видалення біогенних елементів (магнітна сепарація, сорбція активованим вугіллям).
2. Фізико-хімічні методи видалення фосфору зі стічної рідини (хімічне осадження з застосуванням реагентів, іонний обмін).
3. Електрохімічні методи доочистки вод від сполук фосфору (електрокоагуляція).
4. Біологічне очищення від фосфору.
5. Комбіновані методи видалення фосфору (поєднання біологічного очищення з хімічним осадженням фосфатів).

1. Фізичні методи видалення біогенних елементів (магнітна сепарація, сорбція активованим вугіллям)

На сьогодні відомі фізичні, фізико-хімічні, біологічні й комбіновані методи видалення фосфору зі стічної рідини.

Видалення зі стічних вод сполук фосфору може бути здійснене великим спектром фізико-хімічних методів, таких, як: адсорбційний, очищення в магнітному полі, осадження з кристалізацією і реагентний. Проте з усього різноманіття відомих методів глибокого очищення (доочищення) біологічно очищених стічних вод найбільше практичне вживання мають біохімічні і реагентні методи, які дозволяють комплексно вирішувати завдання освітлення води, зниження БПК і видалення фосфору. В біохімічних і реагентних методах застосовують хімічні реагенти і відрізняються вони місцем введення реагентів у технологічну схему очищення.

Магнітна сепарація. Сутність даного методу – прискорення злипання часток у воді під дією магнітного поля. Процес виділення фосфору здійснюють при добавках у стічні води осаджувального агента (вапна) і коагулянтів – солей заліза (III) або солей алюмінію. Як магнітний матеріал використовують феромагнітний порошок (частки магнетиту).

При видаленні сполук фосфору в магнітному полі фосфати зв'язують реагентом у нерозчинні сполуки, після чого вводять магнітний матеріал і впливають магнітним полем, унаслідок чого виділяється фосфатвміщуючий осад.

Флокуляцію фосфатів здійснюють при подачі високомолекулярних аніон-активних сполук. У результаті утворюються нерозчинні флокули, які пропускають через електромагнітну систему, де агломерати, що утворилися, затримуються.

Метод магнітної сепарації дозволяє отримати залишковий вміст фосфору меншим за $0,5 \text{ мг/дм}^3$. Недоліком даного методу служить те, що при високій напруженості поля порошок магнетиту й фосфати реагують між собою.

Видалення розчинених речовин методом сорбції. Сорбція – процес, який полягає в тому, що забруднення із стічної рідини або поглинаються твердим тілом (абсорбція), осідають на його активно розвиненій поверхні (адсорбція), або вступають у хімічну взаємодію з ним (хемосорбція).

Для очищення виробничих стічних вод найчастіше використовують айсор-цію. Для цього до стічної рідини, що очищається, додають сорбент (тверде тіло) в роздрібненому вигляді і перемішують зі стічною водою. Потім сорбент, насичений забрудненнями, відокремлюють від води відстоюванням або фільтруванням. Частіше стічну воду, що очищається, пропускають безперервно через фільтр, завантажений сорбентом. Як сорбенти застосовують: активоване вугілля, коксовий дріб'язок, торф, тирсу, золу та ін. Для відновлення сорбційної ємкості активоване вугілля піддають регенерації їдким натром, парою або термообробці. Недоліком сорбційного методу очищення є її відносно висока вартість.

При адсорбційному методі очищення фосфор може поглинатися поверхнею сорбенту, який може бути приготований з гранульованого окислу алюмінію, активованим окислом алюмінію і сульфату алюмінію.

2. Фізико-хімічні методи видалення фосфору зі стічної рідини (хімічне осадження з застосуванням реагентів, іонний обмін)

До фізико-хімічних методів видалення фосфору відносяться: метод осадження з кристалізацією, хімічне осадження вживанням реагентів, іонний обмін.

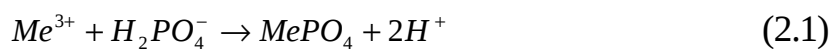
Метод кристалізації. Сутність даного методу полягає в тому, що фосфати переходять до складу відповідних кристалічних сполук. Метод кристалізації заснований на вирощуванні кристалів фосфатів у стічних водах на центрах кристалізації з подальшим їх видаленням з системи. Кристалізація здійснюється на фільтрах або в зваженому шарі. Як завантажувальний матеріал на фільтрах запропоновано використовувати мінерали, що містять фосфат кальцію, шлак доменних печей та ін.

Реагентний метод. Реагентний метод передбачає використання реагентів на різних стадіях очистки. Як реагенти застосовують традиційні мінеральні коагулянти: солі алюмінію і заліза – $Al_2(SO_4)_3$, $Fe_2(SO_4)_3$, $FeSO_4$, $FeCl_3$, вапно CaO . Можливе вживання високоефективних поліелектролітів при обробці стічної рідини.

Механізм хімічного осадження фосфатів полягає в утворенні нерозчинних сполук фосфору (металфосфатів), таких як фосфат заліза або фосфат алюмінію.

У процесі осадження іонами металів розчинні фосфати, перш за все ортофосфати, перетворюються на малорозчинні речовини (фосфор переводиться в нерозчинну форму і виводиться разом з осадом).

Основна реакція:



Наприклад: $Fe_2(SO_4)_3 + 2H_3PO_4 \rightarrow 2FePO_4 \downarrow + 2H^+$.

При введенні в стічну воду солей алюмінію і заліза в результаті реакції гідролізу утворюються малорозчинні у воді гідроксиди заліза й алюмінію, на розвиненій пластівчастій поверхні яких сорбують зважені, дрібнодисперсні і колоїдні речовини. Паралельно з коагуляцією спостерігається утворення нерозчинних фосфатів алюмінію і заліза, які також сорбують на поверхні гідроксидів і осідають.

Недоліки реагентного метода – це не лише підвищені витрати реагенту, але і значне підкислення середовища, а також вторинне забруднення очищених стоків металами, залежно від вживаних реагентів (іонами алюмінію, заліза, при використанні реагенту $Fe_2(SO_4)_3$), збільшення кількості осаду, що утворюється, і зниження його теплотворної здатності. Для нейтралізації кислоти, що утворюється при подачі реагенту, необхідно додавати луки (додаткові витрати).

Цей спосіб належить до неекологічних, оскільки, видаляючи зі стічної рідини сполуки фосфору, відбувається забруднення стоків іонами металу.

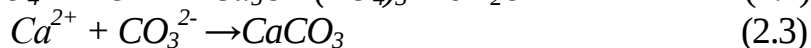
Разом з коагуляцією солями металів широко поширена обробка стічної води вапном. Дані різних авторів сильно розходяться щодо дози вапна, ефективності осадження і описанні механізму процесу. Це пояснюється складністю процесів і безліччю чинників, що впливають на ефективність видалення фосфатів.

У спрощеному вигляді рівняння реакцій можна записати наступним чином:

Основна реакція осадження (утворення гідроксиапатита $Ca_5OH(PO_4)_3$)



Побічна реакція



Осадження відбувається при рН 9,5-11,5, що потребує наступної нейтралізації. При обробці стічної води вапном утворюється й осаджується карбонат кальцію.

Застосовують також осадження фосфатів змішаними осаджувачами – сумішами солей заліза, алюмінію і вапна.

Перспективним є також комбінований метод видалення фосфору зі стічних вод, що передбачає комбінацію процесів біологічної очистки і хімічного осадження з введенням реагентів (наприклад CaO).

Обробка стічних вод коагулянтами-осаджувачами і флокулянтами в процесі біологічної очистки дозволяє знизити вміст фосфатів до концентрацій, рекомендованих санітарними нормами.

Іонний обмін. У практиці водопідготовки іонообмінні матеріали застосовують для зм'якшування і знесолювання води. При доочистці стічних вод цей метод може бути використаний для загальної демінералізації води і для видалення окремих іонів, зокрема, фосфат-іонів і іонів амонію.

Іонообмінний метод - процес обміну іонами, що знаходяться в розчині, і іонами, присутніми на поверхні твердої фази, – іоніту.

Практично іонообмінний процес не можна вважати процесом видалення лише одного фосфору, оскільки для його здійснення необхідна ретельна попередня обробка, завдяки якій запобігається забруднення смол органічними сполуками. Створення макропористих смол, які адсорбують велику кількість органічного матеріалу без засмічення, а також можливість отримання недорогих відновників залучають увагу до цього процесу. В ньому використовують аніонообмінник (амберліт), що знаходиться під тиском, який працює в бікарбонатному циклі і регенерується гідроксидом амонію і діоксидом вуглецю.

Достоїнствами іонного обміну є його висока ефективність видалення фосфатів, що складає 95-100 %. До недоліків відноситься необхідність регенерації смол із застосуванням кислот і те, що для повного очищення від сполук фосфору необхідне неодноразове проходження стічних вод через колонку.

Серед фізико-хімічних методів *видалення амонійного азоту* найбільший інтерес являє *іонний обмін на природних цеолітах* – кліноптилолітах, які завантажують у фільтри у вигляді зерен розміром 2-3 мм (товщина шару 1-2 м). Швидкість фільтрування стічних вод через завантаження становить 5-7 м/год, а обмінна ємкість кліноптилоліту - 300 мг-екв NH_4^+ на 1м^3 завантаження. Фільтри періодично виключають з роботи для регенерації 10 %-м розчином NaCl . Регенераційні розчини, що містять іони NH_4^+ і Cl^- , утилізують як рідке добриво. Недоліком методу є втрата механічної міцності зерен кліноптилоліту вже після декількох циклів фільтрування й регенерації, що потребує його заміни.

Для видалення біогенних елементів разом з реагентами можливе також використання флокулянтів, які дозволяють у певній мірі знизити витрату реагенту й покращити процес коагуляції забруднень.

Одним із способів інтенсифікації процесу очистки стічних вод за допомогою реагентів є магнітна активація розчину реагенту. При використанні активованого розчину реагенту при очищенні стічних вод зменшується витрата реагенту, відповідно зменшується площа реагентного господарства, зменшуються витрати, при цьому

якість очищених вод залишається такою ж, як при використанні звичайного коагулянту.

3. Електрохімічні методи доочистки вод від сполук фосфору (електрокоагуляція)

Останніми роками розроблений перспективний метод отримання коагулянтів у електролізерах з розчинними анодами, *електрокоагуляція*. Сутність його полягає в анодному розчиненні металів, переважно алюмінію і заліза, у водних середовищах під впливом електричного струму з подальшим утворенням гідроксидів, які служать активними коагулянтами для дисперсних домішок. На відміну від звичайної коагуляції солями заліза або алюмінію при електрокоагуляції вода не збагачується аніонами, що благотворно позначається на обробці води.

Електрохімічне розчинення металів здійснюють як під впливом зовнішнього струму – анодне розчинення металу, так і за рахунок хімічної реакції при взаємодії електродного металу з електролітом. Процес очищення методом електрокоагуляції доцільно здійснювати при високій щільності струму. Проте це збільшення викликає пасивацію електродів і сприяє зростанню поляризації електродів. Для зменшення поляризації можна міняти полярність струму, що веде до різкого зменшення виходу алюмінію по струму. Кількість розчиненого металу можна підвищити, збільшуючи швидкість води в електролізері і зменшуючи відстань між електродами. Режим електрокоагуляції, що рекомендується: щільність струму 10 А/дм^2 відстань між електродами – не більше 20 мм.

Електрокоагуляцію здійснюють у безнапірних пластинчастих електролізерах горизонтального або вертикального типу. Компактність установок, відсутність реагентного й складського господарства, простота обслуговування є безперечними достоїнствами методу електрокоагуляції. Недоліки – значні витрати електроенергії і металу, поляризація електродів і зменшення швидкості розчинення металів унаслідок утворення окисної плівки на їх поверхні, механічне забруднення електродів домішками стічних вод, а також нагрівання оброблюваної води.

Одним з перспективних методів доочистки води від фосфору може бути метод гальванокоагуляції. Його з успіхом використовують у багатьох галузях народного господарства – металургії, радіоелектроніці, приладобудуванні, легкій і харчовій промисловості.

Метод характеризується принципово новими технічними рішеннями, що забезпечують ефективність і простоту апаратного оформлення роботи в безперервному тривалому режимі. Цей спосіб заснований на використанні ефекту роботи короткозамкнених гальванічних пар Fe/C, Fe/Cu, Al/C, Al/Cu і ін. і на утворенні феромагнітних оксидних форм заліза, гідроксиду алюмінію. При цьому активніші метали (Al, Fe) є анодами і в процесі коагуляції розчиняються, переходячи в іонний стан і утворюючи потім кінцеві продукти окислення.

Метод має наступні переваги: просте апаратне оформлення; відсутність прямих енерговитрат на очищення; використання відходів виробництва – залізного, мідного й алюмінієвого скрапу, коксу, надійність і ефективність в роботі апарату в безперервному режимі й легкість його механізації; утворення феритних сполук, які

внаслідок явно вираженої кристалічної структури займають малий об'єм і швидко відстоюються; авторегуляція, тобто зі збільшенням вмісту домішок зростає швидкість реакції розчинення анодної маси; широкий діапазон температур і рН.

Для очищення стічних і оборотних вод з великим вмістом фосфатів (до 88 мг/л) пропонується використовувати суміш залізної і мідної тирси у співвідношенні 4:1 і перемішуванні протягом 10 хвил. Потім суспензію піддають фазовому розділенню в магнітному сепараторі. Ступінь очищення від фосфатів досягає 98,7-100 %.

4. Біологічне очищення від фосфору

Згадаємо, що біологічний метод очищення стічних вод від сполук азоту ґрунтується на процесах нітри-денітрифікації, що полягають у окислюванні нітрифікуючими бактеріями амонійного азоту до нітратів (нітрифікація) і наступного їх відновлення денітрифікуючими бактеріями до газоподібного азоту (денітрифікація). При цьому для життєдіяльності цих мікроорганізмів використовується зв'язаний кисень нітратів і нітритів, що призводить до зменшення питомої витрати повітря на аерацію стічних вод і, як наслідок, питомих енерговитрат.

Принцип біологічної очистки від фосфору (біологічної дефосфатизації) полягає у створенні умов для розвитку в складі активного мулу фосфор накопичувальних або «фосфорних» бактерій (Р-бактерій). Для цього в системі біологічної очистки виділяють анаеробні й аеробні зони, які по черзі проходить активний мул.

На відміну від азоту, який виводиться з системи в газоподібному стані при денітрифікації, фосфор розподіляється між мулом і водою. Біологічне, не пов'язане з застосуванням реагентів, видалення фосфору полягає лише у виведенні його у складі надлишкового активного мулу. Зі збільшенням маси надлишкового мулу зростає маса фосфору, що видаляється, але це входить в протиріччя з накопиченням у мулі нітрифікуючих бактерій у результаті виводу їх разом з приростом мула. Тому для збільшення виведення фосфору необхідно збільшити його вміст у клітинній речовині бактерій. Клітини звичайного мулу в аеротенку містять 1 - 2% фосфору (може доходити до 5%), отже, в 28 - 32 г надлишкового активного мулу міститься 0,4 - 0,6 г фосфору. Якщо кількість фосфору в мулі вдасться збільшити, знижуватиметься його концентрація в очищеній воді. Є певні групи бактерій, які в штучно створених екстремальних умовах виділяють з рідкої фази значно більше фосфору, ніж необхідно для створення клітинної структури (до 9-10% сухої речовини). Зв'язаний таким чином фосфор видаляється разом з мулом. Надлишкова кількість фосфору в клітині, більша, ніж потреба для розмноження бактерій, спостерігається при чергуванні анаеробних і аеробних (аноксидних) умов. Тому доля фосфат-акumuлюючих організмів (ФАО) у біомасі активного мулу є ключовим чинником, що визначає ступінь видалення фосфору.

Аеробне окислення – використання сполук фосфору мікроорганізмами активного мула і біоплівки як джерело живлення і енергії.

Анаеробне відновлення – використання сполук фосфору в процесі життєдіяльності анаеробного субстрату.

Біологічне очищення стічних вод сполук фосфору ґрунтується на здатності деяких груп бактерій (переважно роду *Acinetobacter*) в штучно створених

екстремальних умовах (досягаються при зміні зон, у яких перебувають бактерії з анаеробних на аеробні) вилучати з рідкої фази значно більшу кількість фосфору, ніж це необхідно для створення клітинної структури (так зване «жадібне поглинання»).

В анаеробних умовах у стічній воді відсутній як розчинений кисень, так і хімічно зв'язаний кисень нітритів і нітратів. Для забезпечення анаеробних умов циркулюючий активний мул повинен піддаватися попередній денітрифікації. Другою умовою здійснення процесу є наявність у анаеробній зоні біологічно окислюваних органічних сполук, які можуть накопичуватися бактеріальними клітинами.

Acinebacter зазвичай присутні в активному мулі, але в незначній кількості через низьку швидкість приросту. Для того, щоб цей мікроорганізм почав грати свою корисну роль, необхідно забезпечити його низькомолекулярними летючими жирними кислотами (ЛЖК), які служать субстратом для нього, й створити умови, за яких він здатен використовувати ЛЖК ефективніше за інші мікроорганізми, що знаходяться в біоценозі.

Для реалізації процесу дефосфатизації потребується забезпечити наступні умови:

- наявність анаеробної зони з легкоокислюваним субстратом у формі ЛЖК;
- розташування послідовно з анаеробною аеробною зоною або аноксидною зоною;
- рецикл збагачених фосфором ФАО в анаеробну зону.

Підвищення ефекту видалення фосфору в спорудах по типу аеротенків можна досягти при поєднанні біологічних процесів з хімічним осадженням.

При реконструкції аеротенків система ступінчастої денітрифікації дозволяє використовувати вже побудовані резервуари, здійснювати роботи на одному аеротенку без відключення всіх споруд. Ця система особливо приваблива для реконструкції коридорних аеротенків, які є на більшості станцій очищення стічних вод на території колишнього Радянського Союзу.

Ступінь видалення азоту й фосфору при такій схемі залежить від стабільності режиму перемішування. Перемішування активного мулу й стічної води здійснюють механічними мішалками або повітрям. Пневматичне перемішування призводить до розчинення кисню і зниження ефективності денітрифікації і відбору бактерій, що акумулюють фосфор. При механічному перемішуванні у відповідні зони разом з водою і активним мулом поступає кисень, проте, процеси біологічного видалення азоту й фосфору протікають успішно.

5. Комбіновані методи видалення фосфору (поєднання біологічного очищення з хімічним осадженням фосфатів)

У світовій практиці для глибокого видалення сполук фосфору застосовують хімічну обробку стічних вод у поєднанні з біологічним очищенням. Таке поєднання процесів дозволяє добитися вищої якості води, що очищається, ніж при вживанні одного з них.

Проте вдосконалення таких технологічних схем продовжують і в даний час. Основними напрямками виконуваних робіт є: дослідження способів підвищення ефективності вживання реагентів; випробування нових і дешевших реагентів, у тому

числі відходів промисловості; визначення впливу введення реагенту на біологічні процеси очищення стічних вод.

Серед різних методів біологічне очищення виробничих стічних вод в аеротенках є найбільш ефективним методом для зниження вмісту фосфору. Залишкова кількість фосфору після обробки в аеротенках і вторинних відстійниках може бути видалена на швидких фільтрах з обробкою стічних вод хімічними реагентами – солями алюмінію і заліза, поліелектролітами. Витрати реагентів визначають дослідним шляхом. Найменша витрата реагентів спостерігається при введенні їх у біологічно очищені стічні води перед швидкими фільтрами шляхом використання методу контактної коагуляції.

При забрудненнях, характерних для побутових стічних вод (вміст загального фосфору 15-20 мг/л у перерахунку на PO_4^{3-} , фосфатів 7-9 мг/л), введенням максимально допустимих доз коагулянту знижують вміст фосфору на 90 %; залишковий вміст фосфору в очищеній воді в цьому випадку становить 2-3 мг/л, а фосфатів - 0,2-0,4 мг/л. Одночасно з цим завдяки коагуляції досягається дуже висока ефективність глибокого очищення: вміст зважених речовин у фільтраті 3 мг/л, зниження БПК₅ до 60-80 % і ХПК до 40-60 %.

Кращим реагентом для хіміко-біологічного вилучення фосфору вважається сірчаноокислий алюміній. При використанні цього коагулянту, окрім видалення фосфору, досягається повніше видалення бактерій, ніж при вживанні інших коагулянтів. При цьому величина рН залишається в межах норми для біологічного очищення стічних вод.

У НДІ КВОВ розроблений модифікований біологічний метод глибокого очищення стічних вод, що містять фосфор, який полягає в чергуванні аеробних і анаеробних умов перебування активного мулу. При цьому в аеробних умовах активний мул інтенсивно споживає фосфати з очищеної стічної води, в анаеробних умовах зв'язаний мулом фосфор виділяється в рідку фазу, яка після відстоювання мулу зливається в окрему ємкість. Розчинні фосфати потім можуть переводитися в осад вапном. На ефективність вивільнення сполук фосфору з рециркулюючого активного мула впливають тривалість його перебування в анаеробних умовах, доза й вік мулу. За цією технологією досягаються залишкові концентрації фосфатів (у перерахунку на фосфор) 0,3-0,4 мг/л при їх вихідному вмісті 1,8-2,9 мг/л.

Дослідження на лабораторних установках схем біохімічного очищення міських стічних вод з уведенням реагенту в аеротенк (Zaletova, Razumovsky, 1990) показали, що ефективність вилучення фосфатів обумовлена дозою реагенту, що вводиться, і його видом.

Якість очищення стічних вод за загальним фосфором, окрім дози реагенту і його вигляду, залежить від вмісту зважених речовин у очищених стічних водах. Так, при введенні 25 мг/дм³ Fe₂O₃, після вторинних відстійників досягається видалення загального фосфору 75-80% при залишковому вмісті зважених речовин 10-15 мг/дм³. Вищі концентрації зважених речовин в очищеній воді (30-36 мг/дм³) обумовлюють зниження ефективності видалення сполук фосфору до 55-60% при тій же дозі реагенту.

Фільтрування стічної води через піщані фільтри після вторинних відстійників призводить до підвищення ефективності видалення загального фосфору в цілому на 90 %.

Такий вплив зважених речовин на ефективність видалення фосфатів з очищених стічних вод пов'язаний із значним вмістом фосфору в зважених речовинах (активному мулі).

Проте слід зазначити, що біохімічне очищення стічних вод, спільно з реагентною обробкою, дуже ефективне, але має ряд недоліків при практичному вживанні. Якщо упроваджувати такі технологічні схеми на очисних спорудженнях великої продуктивності, то для обробки такої кількості стічних вод буде потрібно великі витрати реагентів, відповідно великі витрати на будівництво реагентного господарства, додаткові енерговитрати.

Комбінований спосіб очищення побутових стічних вод, розроблений в НДІ КВОВ АКХ стосовно споруд невеликої пропускної здатності, включає дві стадії обробки стоків:

- 1 – коагуляція зважених і колоїдних забруднень шляхом введення в стічну воду реагентів (мінеральних коагулянтів і ПАА), утворення пластівців, освітлення;
- 2 – вилучення розчинених органічних забруднень у результаті біохімічного окислення їх при фільтруванні освітленої стічної води через пористе завантаження. Як пористе завантаження можуть бути використані керамзит, шлаки й інші пористі матеріали.

Вода, що поступає на фільтр, насичується киснем, необхідним для нормальній життєдіяльності аеробних бактерій, при її розбризкуванні над поверхнею фільтру, при аерації надзавантажуваного простору за допомогою подачі стислого повітря через перфоровані труби або при подачі повітря в завантаження (фільтри «Оксипор»). Зворотне промивання фільтру здійснюють 1 раз на добу. Промивні води прямують у голову споруд. Завдяки поверненню промивних вод у початок технологічного ланцюга відбувається попереднє збагачення води, що очищається, бактеріями. Ефективність очищення стічних вод за біогенними елементами становить: за загальним азотом – 22,5%, за фосфатами – 98%.

Комбінований метод (рис. 2.1) заснований на здатності мікроорганізмів активного мулу в анаеробних умовах виділяти в довкілля фосфор. За цією схемою стічна рідина проходить повне біологічне очищення, а велика частина суміші мулу, збагачена фосфат-іонами, прямує в споруду (найчастіше мулоущільнювач), де знаходиться в анаеробних умовах протягом 10-30 годин. Для інтенсифікації процесів мулоподілу в мулоущільнювачі передбачають перемішуючі пристрої. При згущуванні циркулюючого активного мулу в анаеробних умовах вода мулу збагачується фосфат іонами, а активний мул втрачає фосфор.

Ущільнений активний мул повертають у аеротенк, де він у присутності живильного субстрату, що надходить зі стічною рідиною і розчиненого кисню починає «жадібно» поглинати фосфор. Вода мулу з мулоущільнювача, збагачена фосфатами, прямує у відстійники фізико-хімічного очищення і обробляється вапном з метою осадження кристалів солей ортофосфорної кислоти. Взаємодіючи з Ca(OH)_2 , ортофосфат утворює важкорозчинні сполуки, причому, окрім $\text{Ca}_5\text{OH(PO}_4)_3$, утворюється також двоосновна сіль ортофосфат магнію-амонію ($\text{MgNH}_4(\text{PO}_4) \cdot 6\text{H}_2\text{O}$).

При цьому, якщо врахувати більш високу активність магнію, то утворення $(\text{MgNH}_4(\text{PO}_4) \cdot 6\text{H}_2\text{O})$ відбуватиметься в першу чергу.

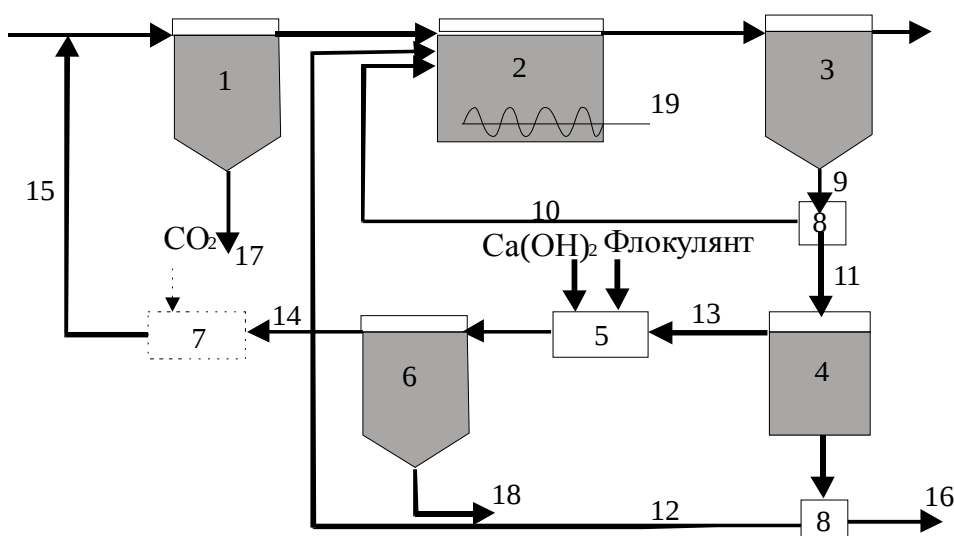


Рис. 2.1 – Комбінований метод видалення біогенних елементів

1 – первинний відстійник; 2 – аеротенк; 3 – вторинний відстійник; 4 – споруда для вивільнення фосфору (мулоуцільнювач); 5 – камера реакції і змішення; 6 – відстійник фізико-хімічної очистки; 7 – карбонізатор; 8 – насосна станція; 9 – циркулюючий і надлишковий активний мул; 10 – циркулюючий активний мул; 11 – неуцільнений циркулюючий і надлишковий активний мул; 12 – уцільнений активний мул, збіднений фосфором; 13 – мулова вода, збагачена фосфором; 14 – мулова вода, вивільнена від фосфору; 15 – мулова вода на повторну очистку; 16 – уцільнений надлишковий активний мул; 17 – осад з первинного відстійника; 18 – осад, що містить $\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$ й $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; 19 – повітря

Витрата вапна залежить від значень рН мулової води, що поступає з мулоуцільнювачів на фізико-хімічну обробку й необхідного ефекту видалення фосфору зі стічної рідини. Для підвищення ефективності затримання зародків кристалів гідроксилапатита й ортофосфатів магнію-амонію в змішувач вводять флокулянт.

Оскільки мулова вода після відстійників фізико-хімічного очищення має високе значення рН, то перед скиданням на повторне очищення її слід пропускати через карбонізатор, що продувається вуглекислим газом. Використання вуглекислого газу є дешевим і доступним методом, що легко реалізовується. В карбонізаторі рН знижується до значень, які забезпечують підтримання величини рН після змішення мулової води з вихідною стічною рідиною в межах 6,5-8,5. Така технологія дозволяє видалити фосфор приблизно на 90 %.

Достоїнства комбінованого методу:

- високий ефект очистки;
- можливість вживання на діючих станціях з додатковим будівництвом окремих вузлів, і станціях будь-якої продуктивності, що будуються;
- · кількість реагентів у порівнянні з фізико-хімічним методом значно менша, оскільки витрата мулової води скорочується в 3-4 рази;
- · у результаті очищення стічної води утворюється кальцій-фосфорвміщуючий осад, який може бути використаний як добриво.

Контрольні питання

1. Якими способами можуть бути видалені сполуки фосфору з міських стічних вод?
2. Які реагенти застосовують для видалення фосфору зі стічних вод?
3. Опишіть механізм видалення фосфору при реагентному очищенні стічних вод.
4. Яка ефективність реагентного видалення фосфору з міських стічних вод?
5. У чому полягає сутність електрохімічних методів видалення фосфору.
6. На яких процесах ґрунтується біологічне очищення стічних вод сполук фосфору?
7. У чому полягає принцип біологічної очистки від фосфору (біологічної дефосфатації)?
8. Які умови необхідні для реалізації процесу дефосфатації?
9. Комбіновані методи видалення фосфору. Достоїнства методу.

ТЕМА 3. СХЕМИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД З ВИДАЛЕННЯМ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ

1. Технологічні схеми обробки міських стічних вод із застосуванням фізико-хімічних методів очищення. Схеми на основі хімічного осадження реагентами. Споруди, вживані при використанні реагентної обробки стічних вод.
2. Схеми очищення стічних вод з використанням освітлювальних, адсорбційних і іонообмінних фільтрів.
3. Схеми біологічного очищення з денітрифікацією і дефосфотуванням.
4. Реконструкція існуючих очисних споруд із застосуванням технології нітри-денітрифікації.

1. Технологічні схеми обробки міських стічних вод із застосуванням фізико-хімічних методів очищення. Схеми на основі хімічного осадження реагентами. Споруди, вживані при використанні реагентної обробки стічних вод

Розглянемо деякі технологічні схеми обробки стічних вод із застосуванням фізико-хімічних методів очищення.

Після попереднього видалення крупнодисперсних домішок і піску передбачаються коагуляція і гравітаційне освітлення стічних вод. Стічні води в процесі освітлення звільняються не тільки від осідаючих завислих частинок, але й від колоїдних забруднень, а також від частини розчинених органічних забруднень. Метою цього етапу очищення є видалення залишкових завислих і розчинених забруднень. Це досягається шляхом поєднання фільтрації через зернисте завантаження (видалення завислих частинок) і адсорбції розчинених забруднень.

Фільтрація здійснюється на фільтрах з піщаним завантаженням, на каркасно-засипних фільтрах або безпосередньо в адсорбційних установках, завантажених зернистим сорбентом.

Адсорбція проводиться або до фільтрації, або після неї з використанням як сорбенту активованого вугілля або роздробленого керамзиту.

Окислення сорбованих забруднень передбачається біологічним шляхом або термічною деструкцією з виведенням сорбенту з процесу.

Останньою стадією очищення у всіх випадках є видалення амонійного азоту, яке відбувається двома різними шляхами: іонообмін на природному цеоліті або каталітичне окислення на активованому вугіллі з попереднім переведенням амонійних сполук в хлораміни за рахунок хлорування великими дозами.

Очищена вода знезаражується хлором в контактних резервуарах і може бути скинута у водоймище або повторно використана для промислових цілей.

У схемах фізико-хіміко-біологічного очищення подача реагенту можна здійснювати в різних точках: до первинних відстійників (попередочищення); в аеротенки (одночасне симультанне очищення); після аеротенків у вторинні відстійники (осадження поста), але в цьому випадку істотний вплив на процес надає залишковий вміст фосфору фосфатів у очищеній воді, оскільки низька концентрація фосфатів дозволяє гідроксиду OH^- вступати у взаємодію з Fe^{3+} і переміщати процес у область традиційної коагуляції води. Можна також подавати реагенти в систему обробки осадів.

Реагентний метод передбачає використання реагентів на різних стадіях очищення. Залежно від того, на якій стадії очищення проводиться хімічне осадження, процеси очищення підрозділяють на декілька типів:

- пряме осадження (без біологічного очищення),
- попередосадження (осадження до стадії біологічного очищення),
- одночасне осадження (осадження поєднане зі стадією біологічного очищення),
- постосадження (осадження після біологічного очищення).

Хімічна обробка на першому етапі (механічне очищення) може поєднуватися з подальшим біологічним очищенням (так зване попереднє осадження) або бути самостійним процесом очищення стічних вод. У цьому випадку процес часто називають прямим осадженням.

Основні технологічні схеми з використанням як реагентів сполук заліза й алюмінію на різних етапах очищення представлені на рис. 3.1.

Введення реагенту в аеротенк у науково-технічній літературі носить назву *симультанного осадження*, симультанний – одночасний.

Як реагенти застосовують вапно CaO , FeCl_3 , FeSO_4 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Реагент додають у відстійники, аеротенки або в споруди доочистки.

Кожна зі схем очищення із застосуванням залізо- або алюмінійвміщуючих реагентів володіє як рядом достоїнств, так і певними недоліками. Так, при введенні реагенту на стадії механічної очистки (рис. 3.1, схема 1) в процесі коагуляції і відстоювання зі стічної води видаляється основна частина завислих і колоїдних забруднень, а також і частина забруднень, що знаходяться в розчиненому стані, в тому числі й фосфатів. Нерозчинні сполуки фосфору, що при цьому утворюються, видаляються разом з осадом з первинних відстійників. Введення реагентів перед первинними відстійниками дозволяє підвищити ефект їх роботи зі зниження завислих речовин у середньому в 1,5 рази, за БПК – 2,5 рази, за фосфатами - в 3-4 рази. Внаслідок цього зменшується кількість забруднень, що надходять на споруди біологічного очищення (аеротенки), знижується навантаження на споруди біологічного очищення, що особливо вигідно при високих концентраціях вихідних забруднюючих речовин, які надходять на очисні споруди. Це дозволить скоротити тривалість аерації, знизити кількість повітря й електроенергії до 30%, зменшити

об'єм аеротенків і надлишкового мулу. Цей же ефект не викликає інтересу при очищенні малоконцентрованих стічних вод й абсолютно не вигідний при здійсненні технологій біологічного видалення азоту. Крім цього, при введенні реагенту на стадії механічної очистки підвищується потреба в реагенті. Як наслідок, збільшується кількість осаду, обробка якого викликає на станціях певні труднощі і призводить до збільшення витрат.

Відстояну в первинних відстійниках стічну воду залежно від прийнятої схеми очищення подають на біологічні споруди (аеротенки – хіміко-біологічне очищення) або на фільтри в разі прямого фізико-хімічного очищення.

Для інтенсифікації механічного очищення стічних вод можуть бути вико-
тані мінеральні коагулянти, промислові відходи, а також органічний флокулянт – поліакриламід (ПАА).

Інша технологічна схема з застосуванням реагентів, за якої відбувається зниження концентрації азоту й фосфору в очищених стічних водах – *симультанне осадження* (схема 2, рис. 3.1) шляхом поєднання реагентної обробки з біологічною (з використанням солей заліза). При біологічному очищенні з введенням коагулянтів видалення фосфору відбувається в результаті утворення нерозчинних сполук і мікробіальної *асиміляції* з подальшим їх соосадженням з активним мулом і видаленням разом з надлишковим мулом. До того ж присутність у стічних водах коагулянтів не впливає на біохімічні процеси, що протікають у аеротенку. Завдяки циркуляції з активним мулом підвищується ступінь використання реагенту. Якість очищеної води за загальним фосфором залежить від вмісту зважених речовин. Даний процес носить назву симультанного (одночасного) осадження. Він найбільш економічний, легко реалізується навіть в умовах діючих станцій і широко поширений.

Асиміляція – процес засвоєння організмом речовин з навколишнього середовища, в результаті якого ці речовини становляться складовою частиною біологічної структури.

Оскільки в аеротенках у достатній кількості є розчинений кисень, двовалентне залізо окислюється до тривалентного, яке гідролізується, утворюючи суспензію гідроксиду заліза у вигляді пластівців. У вторинних відстійниках завершується процес флокуляції гідроксиду заліза і він випадає в осад. Тривалентне залізо в аеротенках вступає в хімічну взаємодію зі сполуками фосфору, які потім з вторинних відстійників видаляються разом з активним мулом.

У результаті «симультанного» осадження з урахуванням повного біологічного очищення концентрація загального фосфору знижується на 90%, а загального азоту на 55%.

Введення реагенту перед аеротенками забезпечує глибоке видалення сполук фосфору і дозволяє досягти якості очищених стічних вод за вмістом органічних забруднень і завислих речовин на рівні повного біологічного очищення.

Схема з введенням реагенту перед аеротенками, доповнена фільтрувальними спорудами (доочисткою), забезпечить доочистку стічних вод від завислих речовин і загального фосфору. Подача 25 мг/л коагулянту перед аеротенком дозволяє видалити в цілому 98-99% суспензії, понизити БПК на 96-97%, ХПК – на 86%, вміст загального фосфору – на 90-94%. Безпосередньо на фільтрі затримується на 10-15% фосфору більше за рахунок підвищеного вмісту його в мулі.

Схема 1.



Схема 2.

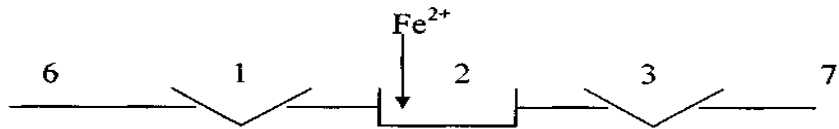


Схема 3.

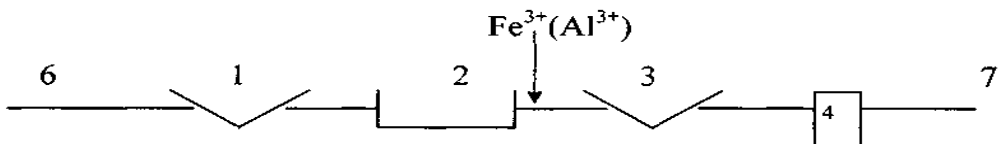


Схема 4.

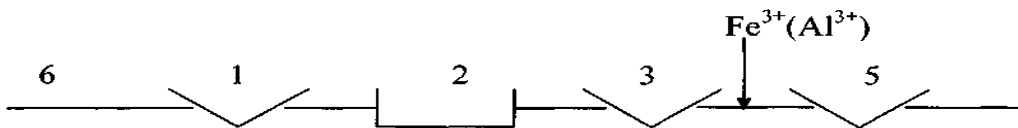


Схема 5.

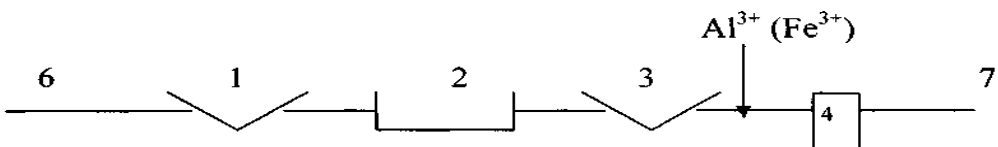


Схема 6.

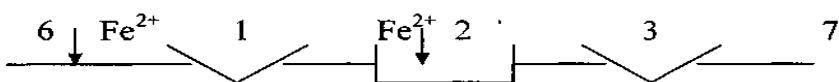


Схема 7.

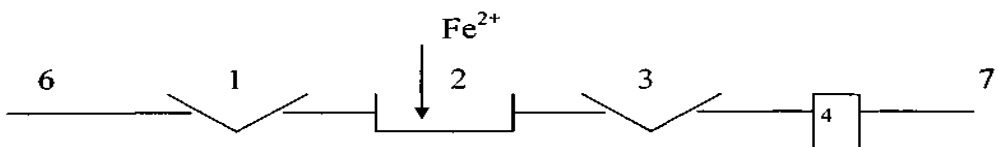


Рис. 3.1 – Технологічні схеми видалення фосфору із застосуванням реагентів:
1 – первинний відстійник; 2 – аеротенк; 3 – вторинний відстійник; 4 – фільтр;
5 – відстійник фізико-хімічної очистки; 6 – вихідна вода, 7 – очищена вода

Схему з введенням реагенту перед вторинними відстійниками (схема 3 рис. 3.1) використовують тільки в комплексі з фільтрувальними спорудами, причому з введенням солей тривалентного заліза або алюмінію.

При використанні реагенту перед вторинними відстійниками його потрібно приблизно на 30 % менше, ніж при введенні в аеротенк. Використання даної схеми дозволяє видаляти фосфор до 80 - 85 %. Проте при введенні реагенту перед вторинними відстійниками спостерігається підвищений вміст іонів заліза, що перевищує допустимі концентрації для скидання у водоймища.

При введенні реагенту перед вторинним відстійником у очищених стічних водах вміст завислих речовин – 2,0 мг/л, органічних сполук, що оцінюються за БПК – 2,5 мг/л, загального фосфору - 0,7 мг/л, ортофосфатів – 0,3 мг/л.

Дещо більший ефект очищення досягається при подачі коагулянту безпосередньо перед фільтром (схема 5- постосадження). Коагулянт вводиться у біологічно очищену воду, тому його витрата знижується, але одночасно необхідно майже в 2 рази (до 6-7 м/год) зменшити швидкість фільтрації; тривалість фільтроциклу складає 8 годин. У цьому випадку реагент можна дозувати безпосередньо в трубопровід, що подає воду на фільтр. Така схема дозволяє забезпечити високу якість стічних вод, що очищають, меншу кількість реагенту. Але дана схема вимагає значних витрат на пристрій вузла фільтрування і приготування регенераційних розчинів. Залишкові концентрації речовин БПК 1-1,5 мг/л, загального фосфору – 0,5 мг/л, ортофосфатів – 0,2-0,3 мг/л.

Третинна обробка біологічно очищених стічних вод реагентом дозволяє зменшити його витрату, оскільки в даному випадку скорочується використання реагенту на вилучення забруднюючих речовин зі стічних вод. Проте в такій схемі очищення з'являються нові споруди – третинні відстійники, а отже, підвищуються капітальні витрати.

Технологічна схема з застосуванням вапна в комбінації з флокулянтами для інтенсифікації процесу осадження дозволяє забезпечити достатньо високий ефект очистки за фосфором, кількість реагенту – менша в порівнянні з попередніми схемами. До недоліків даної схеми відноситься необхідність влаштування окремої стадії обробки.

Орієнтовно при фізико-хімічному очищенні міських стічних вод дози реагентів коливаються в межах: для сірчанокислового алюмінію – 30-60 г/м³ за Al₂O₃; для хлорного заліза - 70-100 г/м³ за Fe₂O₃; для залізного купоросу – 25-80 г/м³ за Fe₂O₃; для сірчанокислового заліза – 70-100 г/м³ за Fe₂O₃; для вапна – 100-200 г/м³ за CaO; для ПАА – 1-2 г/м³ активних полімерів.

2. Схеми очищення стічних вод з використанням освітлювальних, адсорбційних і іонообмінних фільтрів

Фізико-хімічний метод очищення стічних вод заснований на послідовному видаленні з води завислих, колоїдних і розчинених речовин. Очищену стічну воду знезаражують хлором і скидають у водоймище або, враховуючи високу якість очищення, вона може бути використана в промисловому водопостачанні.

У 1973 р. в США в м. Роузмаунт (штат Мінесота) була пущена в експлуатацію перша в світі станція фізико-хімічного очищення міських стічних вод (рис. 3.2). Пропускна здатність станції – 4500 м³/добу. На станції передбачені очищення стічних вод від плаваючих забруднень і піску, усереднювання стічних вод, обробка їх

вапном, хлорним залізом і аніонним флокулянт при рН=11,5, відділення від води основної маси зкоагульованих забруднень у прояснювачах при коректуванні рН до 9-8,5 шляхом додавання сірчаної кислоти, відділення забруднень, що не осіли в освітлювачах, при фільтруванні через антрацито-піщані фільтри, вилучення розчинених органічних забруднень при фільтруванні води через шар активованого вугілля, відділення залишкових зважених речовин шляхом фільтрування через антрацито-піщані фільтри, видалення сполук азоту в процесі фільтрування стічної води через іонообмінний матеріал – кліноптилоліт, знезараження води хлором.

Амонійний азот за даною схемою видаляється способом іонного обміну шляхом фільтрування стічної води через кліноптилоліт. Отриману після регенерації аміачну воду (1%-вий розчин) використовують як добриво.

Іонообмінний ступінь очистки вперше апробований у 1975 р. Встановлено, що він забезпечує зниження амонійного азоту лише на 60%. Ефективність роботи даної схеми за загальним фосфором становила 85 – 93 %, за амонійним азотом біля 94 – 97 %.

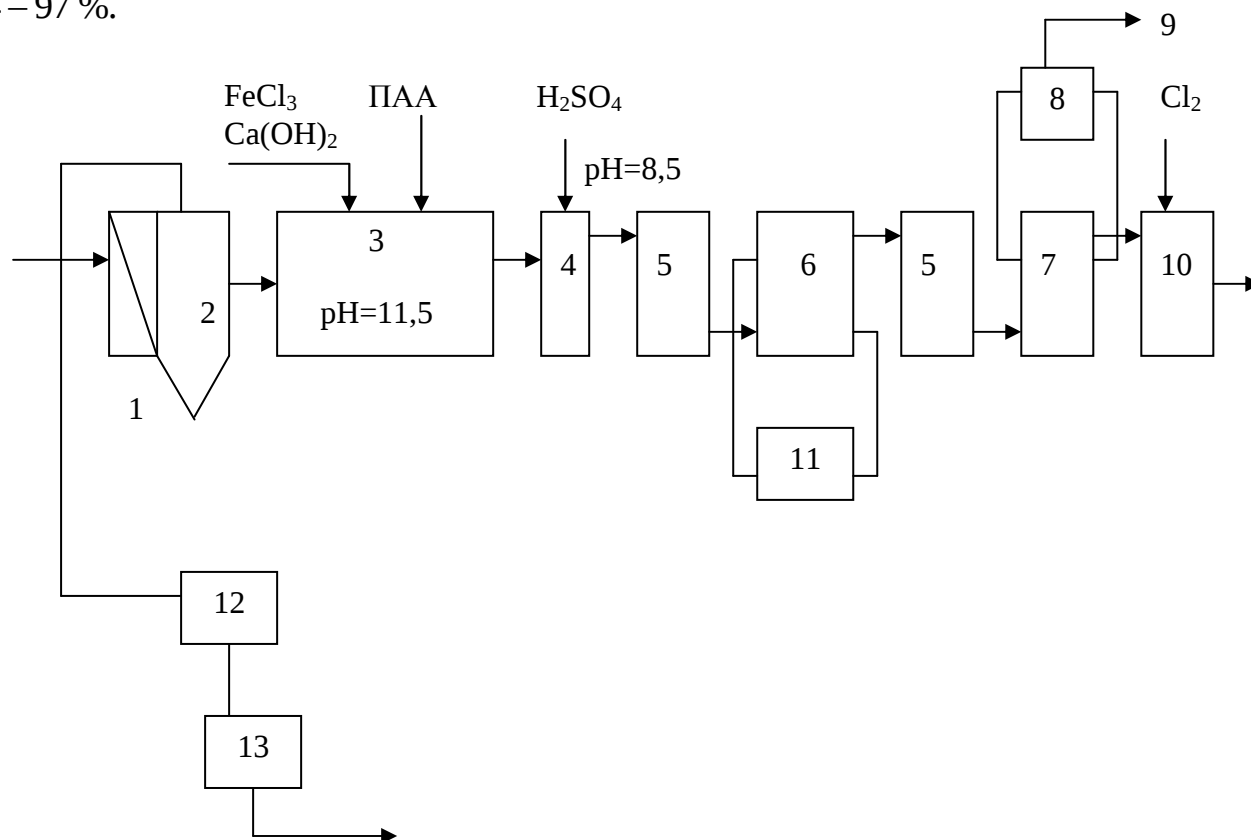


Рис. 3.2 – Технологічна схема фізико-хімічної очистки стічних вод м. Роузмаунт (США):

- 1 – решітка; 2 – піскоуловлювач; 3 – комбінований відстійник–освітлювач;
 4 – регулювання рН; 5– двошаровий фільтр; 6 – фільтр с активованим вугіллям;
 7 – фільтр, завантажений кліноптилолітом; 8 – блок регенерації кліноптилоліту;
 9 – аміачна вода (1%-вий розчин) ; 10 – контактний резервуар; 11– блок регенерації активованого вугілля; 12 – уцілювач осаду; 13 – цех зневоднення осаду

Розглянемо як приклад схему, за якою компонування очисних споруд було здійснено таким чином:

- хіміко-механічне очищення: грати-дробарки, піскоуловлювачі, усереднювач, освітлювачі й контактні резервуари;
- усі ступені фільтрів, споруди підготовки й регенерації вугілля, блок сушки осаду і зневоднення піску, адміністративно-побутові приміщення, лабораторія, майстерня, склад, диспетчерський пункт об'єднані в одній будівлі – виробничо-адміністративному корпусі.

Для створення оптимальних умов роботи комплексу фізико-хімічного очищення без гідравлічних перевантажень як за кількістю, так і за концентрацією забруднень, а також зменшення об'ємів споруд, у схемі передбачений усереднювач.

Для глибокого очищення стічних вод від грубодисперсних домішок вико-рстовують метод коагуляції. Як реагенти можуть бути використані сірчано-кислий алюміній, хлорне або сірчано-кисле залізо, або промислові відходи, що містять солі алюмінію.

Для реагентного освітлення стічних вод застосовують освітлювач, який дозволяє використовувати принципово нову технологію обробки стічних вод – видалення забруднень методом контактної коагуляції в завислому шарі осаду.

Обробка стічних вод оптимальними дозами реагенту і подальше їх освітлення протягом 60-90 хв. дозволяє досягти ефекту очищення за завислими речовинами до 95-97%, а за БПК₅ – до 80-85%.

Для видалення зі стічних вод дрібнодисперсних завислих речовин в схемі передбачена фільтрація через завантаження з кварцового піску. З цією метою після освітлювачів запроектовані механічні горизонтальні однокамерні фільтри.

Для адсорбційного очищення від розчинених органічних речовин передбачено два ступеня фільтрів із завантаженням з активованого вугілля.

При необхідності зниження концентрації сполук азоту в очищеній стічній воді до 1-5 мг/л у схемі очисних споруд передбачена установка іонообмінних фільтрів з завантаженням природними цеолітами.

Достатньо високий ступінь очищення забезпечується фізико-хімічним очищенням вже на першому ступені – після реагентного освітлювача, а адсорбція на активному вугіллі дозволяє значно підвищити витягання зі стічних вод розчинених органічних забруднень і одержати очищену стічну воду, яка може бути використана в промисловому водопостачанні.

За даною схемою для затримання крупних домішок застосовані грати, для затримання піску – два горизонтальних піскоуловлювача з коловим рухом стічних вод. Пісок видаляється гідроелеваторами на установку для його відмивання і зневоднення, розташованими у виробничо-адміністративному корпусі.

Коагуляція стічної рідини проводиться сірчано-кислим алюмінієм. Оптимальна доза за Al_2O_3 складає 30 мг/л, але можна використовувати будь-який інший мінеральний коагулянт.

Освітлювач є прямокутним резервуаром з конічним днищем. Усередині резервуару є ряд перегородок, які ділять його на декілька зон: змішення, реакції, завислого шару, освітленої води, ущільнення осаду й циркуляції завислого шару. Циркуляція завислого шару відбувається за допомогою стислого повітря, для чого є відповідна аераційна зона.

Змішення стічної рідини з розчином реагенту й циркулюючим осадом здійснюють у змішувачі, утвореному двома вертикальними перегородками, встановленими в центральній частині освітлювача. Стисле повітря для перемішування подається через фільтросні плити.

Збір освітленої рідини здійснюють за допомогою лотків, які встановлюють на стінках освітлювача за віссю споруди. Для рівномірного збору води на стінці лотка встановлені трикутні водозливи. Відведення води з лотка здійснюється трубопроводом.

Осад після реагентної обробки стічних вод надходить у мулозгущувач, що примикає до освітлювача.

У виробничо-адміністративному корпусі розміщені: всі ступені фільтрів (кварцові, вугільні і при необхідності іонообмінні), устаткування для підготовки й регенерації вугілля, блок сушки осаду і зневоднення піску, адміністративно-побутові приміщення, лабораторія, майстерня, склад матеріалів і диспетчерський пункт.

Оскільки стічна вода після реагентних освітлювачів має ще досить високе забруднення і особливо мінеральну суспензію після коагуляції стічних вод, що знижуватиме ефект адсорбції (погіршується адсорбційна здатність вугілля в результаті накопичення залишкових забруднень на його поверхні) і замулювання пор, то з метою ефективнішого видалення забруднень зі стічних вод і економії активованого вугілля перед вугільними фільтрами розміщуються кварцові фільтри.

Застосування кварцових фільтрів дозволяє зменшити кількість промивок вугільних фільтрів і разом з тим стирання вугілля і його винесення з водою. З метою виключення анаеробних процесів у фільтрі перед водяною промивкою передбачають повітряну продувку, яку здійснюють стислим повітрям від повітродувок через нижній розподільний пристрій. Після закінчення продувки подачу повітря припиняють і подають промивну воду з резервуару технічної води.

Для вилучення залишкових розчинених і особливо стійких органічних речовин стічна вода після кварцових фільтрів поступає на вугільні фільтри. Висота шару вугілля, яке гарантує стабільність якості води на виході, складає 5 м і встановлено, що адсорбційна ємкість вугілля заповнюється нерівномірно за висотою фільтру. Для забезпечення нормального режиму експлуатації нижчих шарів верхній шар вугілля повинен своєчасно й постійно виводитися на регенерацію. У зв'язку з цим верхній шар необхідно відокремити (конструктивно) від нижніх шарів. Таким чином, фільтр за висотою ділиться на два ступені. Висота шару завантаження вугілля у фільтрах кожної ступені становить 2,5 м. Як адсорбційне завантаження використовують активоване вугілля марки АГ-3.

У процесі очищення стічних вод від забруднень сорбційна ємкість активованого вугілля частково або повністю виснажується. Відновлення адсорбційних властивостей вугілля проводять у печі регенерації. З фільтру водовугільну пульпу насосом-дозатором подають на зневоднення на вакуум-фільтри. Далі знегоднене вугілля вологістю 30% завантажують у печі на регенерацію. Регеноване вугілля з печі через вакуум-бункер поступає в гідромішалку, де з додаванням води з розрахунку 10 л на 1 кг вугілля виходить водовугільна пульпа. Ця пульпа насосами-дозаторами подається у фільтр.

Зневоднення і дегельмінтизацію одержаного осаду здійснюють у вакуум-сушильній установці.

Застосування вакуумної сушки дозволяє спростити технологічну схему обробки осаду, зводить до мінімуму багатостадійність процесу, одержати збезводнений і дегельмінтизований продукт, що містить корисні для сільськогосподарських рослин речовини (азот, фосфор, ряд мікроелементів). Крім того, одержаний сухий осад може бути використаний не тільки як добриво, але і як паливе для котельних очисних споруд.

Для вилучення зі стічних вод амонійного азоту запроектовані іонообмінні фільтри із завантаженням з цеолітів. Як завантаження застосовують цеоліти закарпатського родовища, що представляють природний іонообмінний матеріал. Розмір фракції роздробленого цеоліту повинен бути 1-2 мм. Обмінна ємкість цеоліту за амонійним азотом дорівнює 0,4 г-екв/кг; швидкість фільтрування – 5 м/год.; висота шару завантаження – 1,5 м. Тривалість роботи фільтрів до виведення на регенерацію дорівнює 5,7 діб. Регенерацію завантаження здійснюють 5% розчином NaCl. Питома витрата солі на регенерацію цеоліту становить 0,14 г на 1 мг амонійного азоту. Регенераційний розчин пропускають через шар завантаження зі швидкістю 4 м/год.

3. Схеми біологічного очищення з денітрифікацією і дефосфотуванням

В силу достатньо жорстких вимог за змістом фосфору в очищеній воді і високою витратністю його видалення реагентними методами, біологічне дефосфотування (дефосфорації) є дуже перспективним.

Проте в традиційних системах біологічного очищення, що працюють у режимі нітрифікації, – видалається 10-30% азоту й фосфору, що не дозволяє забезпечити норматив гранично допустимого скиду (ПДС).

Ефективності очищення 70 - 90 % можна досягти, якщо використовувати біотехнологію нітри-денітрифікації і біологічної дефосфотації. Вказані методи можуть поєднуватися з традиційним очищенням в аеротенках шляхом створення в них разом з аеробними зонами додаткових аноксидних і анаеробних зон.

Дана біотехнологія дозволяє видаляти сполуки азоту й фосфору з побутових, міських і промислових стічних вод. Якість очищеної води за вмістом азоту й фосфору задовольняє найжорсткішим вимогам до скиду для водоймищ рибогосподарської категорії водокористування. Одночасно досягається ефективне очищення від органічних речовин, скорочення витрати повітря на аерацію і зменшення кількості надлишкового мула, що утворюється.

Технологія видалення азоту й фосфору включає три основних елемента в біоблоці: зону анаеробної обробки суміші мула і стічних вод; аноксидну зону для денітрифікації; аеробну (оксидну) зону для проведення нітрифікації. Кожна частина блоку біологічного очищення (біоблоку) може складатися з декількох відсіків.

Отже, реалізація цієї біотехнології пов'язана зі створенням у аеротенку трьох зон:

- аеробної (висока концентрація розчиненого кисню $C_0 > 2$ мг/л), де протікають процеси аеробної очистки від органічних речовин, нітрифікації (біоокислення амонійного азоту до нітратного) і дефосфотації (швидке споживання фосфатів фосфорними бактеріями);

- аноксидної (розчинений кисень практично відсутній, але є нітрати, а також органічні речовини), де відбувається процес денітрифікації;
- анаеробною (немає розчиненого кисню, нітратів і нітритів, але є органічні речовини), де йде зброджування органічних речовин до ацетату, який споживають фосфорні бактерії з виділенням у довкілля фосфатів.

При використанні технології видалення азоту й фосфору, згідно з якою в аеротенку виділяють аноксидні та анаеробні зони, останні для запобігання осідання активного мулу та рівномірного розподілу забруднень за об'ємом аеротенку обладнують системами перемішування.

Аноксидні умови створюються в результаті заміни аерації на механічне перемішування, що забезпечує підтримку активного мулу в зваженому стані. Механічне перемішування енергетично вигідніше за аерацію, тому при використанні нітратів замість молекулярного кисню на біоокислення органічних речовин не лише підвищується ефективність очищення від азоту, але й скорочуються витрати енергії на біологічне очищення.

Реконструкцію аеротенка з переведенням його в режим нітри-денітрифікації і біологічної дефосфотації, можна здійснювати одночасно з заміною системи аерації. Вона не вимагає великих додаткових витрат і включає виділення анаеробних, аноксидних і аеробних зон за допомогою поперечних перегородок, монтаж аераційного устаткування, що створює необхідний кисневий режим у зонах, і введення рециркулю суміші мулу.

Одним з основних методів біологічного вилучення фосфору є метод з анаеробною обробкою поворотного рециркулюючого активного мулу (рис. 3.3). Вживання такої технології дозволяє витягувати фосфати з ефективністю приблизно 90 %. У даній системі видалення фосфору відбувається з надлишковим мулом і муловою водою, що утворюється в споруді для анаеробної обробки мулу.

За технологією А/О (рис. 3.4) ефект вилучення сполук фосфору досягає 70 %. При використанні такої схеми почерговій аеробній і анаеробній обробці піддається суміш стічної рідини й активного мулу, а фосфор з системи виводиться з надлишковим мулом.

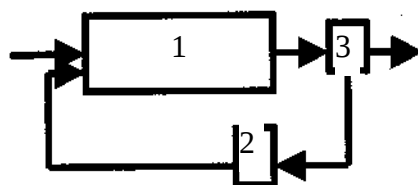


Рис. 3.3 – Метод біологічного вилучення фосфору:
1 – аеротенк; 2 – відстійник; 3 – споруди для анаеробної обробки

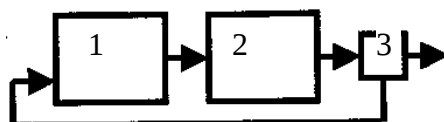


Рис. 3.4 – Метод біологічного вилучення фосфору А/О (Anaerobic–Oxic):
1 – анаеробна зона; 2 – аеробна зона; 3 – вторинний відстійник

На даний час у зарубіжній практиці розроблений цілий ряд технологій біологічного очищення від фосфору: технології Bardenpho, Phoredox, «Phostrip», A/O (Anaerobic-Oxic), EASC (Extended Anaerobic Sludge Contact process), технологія MUCT, які, одночасно з вилученням фосфатів, забезпечують також видалення амонійного азоту методом нітрифікації-денітрифікації.

В основному всі вживані схеми, за винятком Bardenpho, включають послідовно працюючі аноксидну, аеробну і анаеробну зони очищення стічних вод. Технологія Bardenpho є ступінчастим біологічним очищенням з аеробними й анаеробними зонами обробки суміші мулу, що чергуються.

Характерною особливістю приведення схем є організація рециркулюючих потоків. Так, у схемі Bardenpho рециркуляція активного мулу з вторинного відстійника й суміші мулу з першої аеробної зони здійснюється в аноксидну. В технології Phoredox активний мул з вторинного відстійника прямує в анаеробну зону, а суміш мулу з аеробної зони також, як і в попередній схемі, повертається в першу аноксидну. В процесі UCT з вторинного відстійника рециркулюючий мул направляють в аноксидну зону, частину суміші мулу з аноксидної зони повертають у анаеробну зону. В модифікованих схемах UCT (MUCT) аноксидні зони розділені на 2 частини.

Схема А. (рис. 3.5). Основу технології очищення складає трьохзонна схема Анаеробно-Аноксидно-Оксидної/Аеробної (AA/O) обробки. За цією схемою поворотний активний мул відразу перекачується в анаеробну зону разом з нітратами, що містяться в ньому. Застосовують її в тих випадках, коли не потрібно отримувати очищену воду гарантованої якості, оскільки зміна витрати й складу стічних вод, рециркуляції мулу і нітратвміщуючої суміші мулу надає істотний вплив на хід очищення. Зокрема, вночі, коли витрата і концентрація стічних вод знижуються, розчинений кисень і нітрати, що містяться в поворотному мулі, різко зменшують ефективність обробки в анаеробній зоні. Наявність розчиненого кисню в нітратвміщуючій суміші, що рециркулює, також негативно впливає на денітрифікацію в аноксидній зоні. Тому бажана попередня денітрифікація поворотного мулу, яку виконують різними способами.

Схема Б - з трьома (або більш) впусками стічних вод у анаеробні й аноксидні відсіки. Схема процесу AA/O - Anaerobic Anoxic/Oxic, у деяких країнах має назву Phoredox (Phoredox modification) складається з анаеробної, аноксидної і аеробної зон з рециркуляцією мулової суміші з кінця аеробної зони на початок аноксидної. Така схема є більш гнучкішою.

Схема В. Оскільки фосфати й нітрати здійснюють взаємний інгібуючий вплив у анаеробній зоні, виникає необхідність у видаленні нітратів з рециркулюючого активного мулу. Такий варіант схеми був розроблений Кейптаунським університетом і дістав назву UCT (University of Cape Town) – процес. Ця схема являє собою анаеробно-аноксидно-оксидний ланцюжок блоків біологічного очищення з двома перекачуваннями суміші мулу: перша – із вторинного відстійника в аноксидну частину для денітрифікації мулу, друга – з кінця аноксидної зони в анаеробну частину. В аноксидну зону повертаються нітрати з анаеробної зони з рециклом RN .

За іншим варіантом активний мул $Ri1$ подається із вторинних відстійників не в «голову» біоблоку, а в денітрифікатор (аноксидну зону). Потім денітрифіковану суміш мулу іншим рециклом $Ri2$ направляють у початок біоблоку.

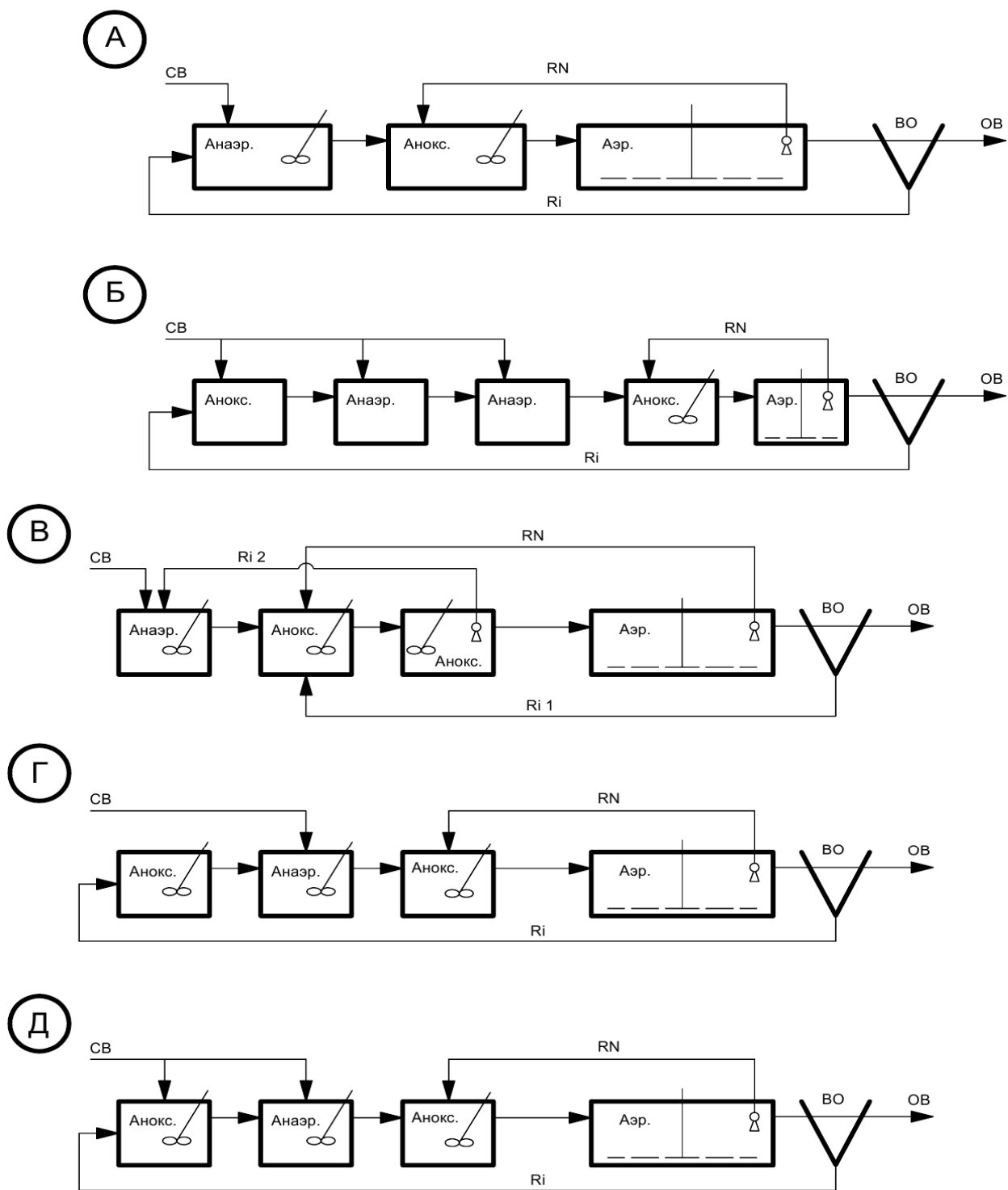


Рис. 3.5 – Технологічні схеми блоків видалення азоту й фосфору зі стічних вод: *А* – AA/O; *Б* – Phoredox modification; *В* – UCT; *Г* – JHB; *Д* – JHB modification; *ВО* – вертикальний відстійник; *CB* – подача стічних вод; *ОВ* – очищена вода. *Ri* – рециркуляція активного мулу; *RN* – рециркуляція нітратвміщуючої мулової суміші

Надалі схема В була вдосконалена за рахунок розділення аноксидної зони на дві частини (схема MUCT). За цією схемою активний мул направляється в першу аноксидну зону, де здійснюється видалення нітратів з мулової суміші (денітрифікація мулу). Далі мул, позбавлений значної частини нітратів перекачується в анаеробну зону, в якій відбувається вивільнення фосфору без інгібуючого впливу нітратів.

Друга аноксидна зона служить денітрифікатором нітритів і нітратів, що повертаються в складі мулової суміші з аеробної частини.

Схоже з МУСТ технічне рішення прийнято в *схемі Г - ЈНВ* (Johannesburg). Циркулюючий активний мул подається в аноксидну зону, що розташована перед анаеробною частиною. За одним із варіантів, поворотний мул перед подачею в анаеробну зону витримують у ємкості, що не аерується, в якому за рахунок накопичених у мулі забруднень відбувається відновлення нітратів. Спосіб слабо інтенсивний, оскільки накопичені в мулі забруднення містять у 2 - 3 рази менше легкоокислюваних домішок, ніж у стічних водах.

Схема Д. Ефективніше протікає процес попередньої денітрифікації при впусканні частини стічних вод, приблизно 15 - 25% від загальної витрати, залежно від складу мулової води. За вмістом нітратів у суміші мулу й БПК₅ визначають кількість стічних вод, що піддають попередній денітрифікації.

Але слід зазначити, що ці схеми не вичерпують усього різноманіття вживаних технологічних прийомів.

4. Реконструкція існуючих очисних споруд із застосуванням технології нітри-денітрифікації

Будівництво нових споруд вимагає великих витрат, фінансування яких для комунальних підприємств не представляється можливим. Тому єдиним виходом є ретехнологізація споруд, що діють, з метою видалення біогенних елементів. Під *ретехнологізацією* розуміють комплекс дій із заміни частини існуючих водоочисних технологій, морально або фізично застарілих, сучасними технологіями в цілях якісної зміни показників очищення без значних капітальних витрат.

У даний час запропоновано й апробовано більше 10 технологічних систем для біологічного видалення біогенних речовин з муніципальних стічних вод. Ці системи складаються з послідовно розташованих аноксидних і аеробних зон. Більшість систем мають у своєму складі рецикли з зон аерації в зони перемішування (аноксидні). Для здійснення рециркуляції потрібна установка додаткових насосів або мішалок. Відмінності між технологічними схемами полягають у кількості, місткості й розташуванні зон з перемішуванням і аерацією, а також в кількості, способі організації і витратах внутрішніх рециклів.

Проведені обстеження багатьох очисних споруд дозволяють зробити висновок, що для більшості існуючих станцій очищення стічних вод характерна наявність споруд, що володіють місткістю, достатньою для реалізації сучасних технологічних схем з біологічним видаленням азоту й фосфору (первинні відстійники, аеротенки і вторинні відстійники). При цьому лімітуючим чинником для впровадження таких схем є низька концентрація органічних речовин у вихідній стічній рідині. В той же час вживання описаних вище схем само по собі не гарантує досягнення певної якості очищення стічних вод від сполук азоту і фосфору. Аби визначити очікувану якість очищення, потрібне проведення експериментальних досліджень і математичне моделювання процесу.

Приклад реалізації процесу ступеневої денітрифікації в аеротенках:

Аналіз існуючих схем аеротенків із зонами аерації і перемішування показує, що система ступінчастої подачі стічної рідини, для якої внутрішньої рециркуляції не потрібно, найпривабливіша для реалізації процесу:



Рис. 3.6 - Схема ступеневої денітрифікації:

M1, M2 – зони перемішування; A1, A2 – зони аерації ВВ – вторинний відстійник

Згідно зі схемами ступінчастої подачі, стічну рідину подають у два або більш за два реактора, кожен з яких має зону перемішування і зону аерації. Поворотний мул подають у зону перемішування першого реактора. Туди ж подають частину стічної рідини. Далі суміш мулу й стічної рідини поступає в зону аерації першого реактора. В зону перемішування другого реактора подають суміш мулу з зони аерації першого реактора і другу частину стічної рідини. З цієї зони суміш мулу подають в зону аерації другого реактора. Залежно від режиму, що встановився, зони перемішування можуть бути безкисневими або анаеробними. Від ефективності підтримання режиму перемішування залежить ефективність видалення азоту й фосфору.

Ця система є особливо привабливою для реконструкції трьох- і чотирьохкоридорних аеротенків, які встановлені на багатьох станціях аерації в країнах колишнього Радянського Союзу. Система ступінчастої денітрифікації дозволяє використовувати вже побудовані резервуари аерації. Реконструкцію можна здійснювати поступово, по одному аеротенку, без відключення всіх споруд. Приклад схеми потоків і розташування зон наведений на рис. 3.7.

Перемішування активного мулу й стічної рідини можна здійснювати механічними мішалками або повітрям. Пневматичне перемішування призводить до додаткового розчинення кисню і зниження ефективності денітрифікації і селекції бактерій, що акумулюють фосфор. Проте при механічному перемішуванні у відповідні зони разом з водою і активним мулом теж поступає кисень, проте, процеси біологічного видалення азоту й фосфору протікають успішно.

На практиці реалізація ступінчастої схеми нітри-денітрифікації залежить як від конструкції самого аеротенка, так і від технологічних параметрів.

Запропонована технологія ступінчастої денітрифікації працює таким чином. Стічні води й активний мул подаються в початок аеротенка, де організована зона денітрифікації (аноксидна зона). У цій зоні відбувається відновлення денітрифікуючими бактеріями нітратів і нітритів, що прийшли із стічними водами і активним мулом, до молекулярного азоту. Цей процес відновлення нітратів і нітритів, протікає при надлишку кисню і наявності органічних речовин, що не містять азоту і приходять зі стіч-

ними водами. На окислення цих органічних речовин витрачається кисень нітратів і нітритів. При цьому азот виділяється в атмосферу у вільному вигляді.

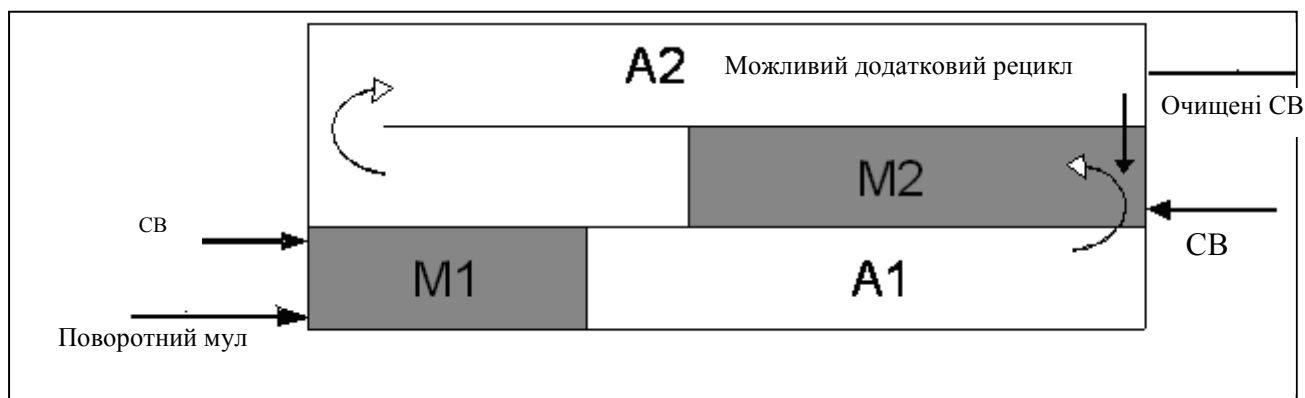


Рис. 3.7 – Реалізація схеми ступінчастої денітрифікації в трьохкоридорному аеротенку

Після проходження зони денітрифікації, суміш мулу потрапляє в зону нітрифікації (аеробну), де відбувається перетворення нітрифікуючими бактеріями амонійних солей на нітрити й нітрати, що засвоюються бактеріями. Аерація води підсилює нітрифікацію.

Далі суміш мулу, насичена нітритами й нітратами, знову потрапляє в зону денітрифікації. Сюди ж подається ще частина стічних вод, що залишилися. Це дозволяє денітрифікуючим бактеріям відновити нітрити й нітрати до молекулярного азоту. Після цього суміш мулу знову потрапляє в аеробну зону, де відбувається окислення органічних домішок, що залишилися і сполук азоту.

У чотирьохкоридорному аеротенку в третьому коридорі процес повторюється. У міру проходження зон сумішшю мулу відбувається використання фосфору для нарощування біомаси активного мулу й накопичення фосфору в біомасі фосфор-акумулюючих бактерій при чергуванні анаеробних і аеробних умов.

З метою економії енерговитрат у технології нітри-денітрифікації застосовують систему з коловим рухом води, так звана «карусель».

У двох-коридорній системі підтримка мулу в зваженому стані в зоні, що не аерується, забезпечується за рахунок мішалок, установлених як правило, біля стіни коридору. В «каруселі» підтримка мулу в зваженому стані також забезпечується мішалками. Мішалки встановлюються безпосередньо в круговий потік і закріплюються до мостів, які встановлюються впоперек потоку.

Застосування систем з коловим рухом потоку («карусель») забезпечує економію електроенергії приблизно в 3 рази. Недоліком «каруселі» є те, що в разі виходу з ладу мішалок відбувається залягання мулу. Якщо необхідну швидкість потоку в каруселі не вдається відновити протягом декількох діб, то мул, що злежався на дні, складно підняти. В результаті відбувається загнивання мулу та спливання його у вигляді крупних конгломератів. Установка резервних мішалок дозволяє забезпечити стабільну й надійну роботу «каруселі». Резервні мішалки можуть бути встановлені на додатковому мосту, або знаходитися на складі в «гарячому резерві».

Контрольні питання

1. Точки введення реагентів на очисних спорудах при обробці стічних вод. Основні технологічні схеми.
2. Які відомі технологічні схеми біологічного видалення азоту й фосфору зі стічних вод?
3. Які існують основні способи перемішування мулової суміші у аеротенках?
4. Опишіть технологічну схему установки глибокого очищення стічних вод з використанням адсорбційних методів.
5. Опишіть адсорбційно-іонообмінну установку доочистки стічних вод.
6. Опишіть технологічну схему очищення стічних вод з використанням освітлювальних, адсорбційних і іонообмінних фільтрів.
7. З якою метою застосовуються освітлювальні фільтри в схемі фізико-хімічного очищення стічних вод?
8. Як і навіщо здійснюється промивка освітлювальних і сорбційних фільтрів?
9. Опишіть технологічну схему фізико-хімічного очищення стічних вод, що включає освітлювальні і іонообмінні фільтри.

ТЕМА 4. ДООЧИСТКА БІОЛОГІЧНО ОЧИЩЕНИХ СТІЧНИХ ВОД

1. Необхідність доочистки біологічно очищених стічних вод. Основні завдання глибокого очищення стічних вод.
2. Доочистка стічних вод методом фільтрування. Конструкції фільтрів.
3. Установки пінної флотації (для доочистки стічних вод від поверхнево-активних речовин).
4. Глибока очистка стічних вод методом сорбції (адсорбція органічних забруднень, біосорбція).

1. Необхідність доочистки біологічно очищених стічних вод. Основні завдання глибокого очищення стічних вод.

Традиційне біологічне очищення дозволяє вилучити основну масу органічних забруднюючих речовин, але не може забезпечити достатню, за вимогами теперішнього часу, глибину очищення стічних вод. Повне біологічне очищення міських стічних вод у аеротенках чи на біофільтрах забезпечує зменшення концентрацій завислих речовин і БПК_{повн} до 15-20 мг/л. Залишкові органічні забруднення біологічно очищених стічних вод представлені переважно важкоокислюваними речовинами. У стічних водах залишаються також забруднення, що не піддаються біологічній очистці: іони важких металів, поверхнево-активні речовини та ін. З урахуванням сучасних вимог доочищати стічні води необхідно не лише від органічних і зважених речовин, але й від біогенних елементів і поверхнево-активних речовин.

Згідно з розробленими проектами гранично допустимих скидів, вже в найближчий час на більшості діючих міських очисних споруд слід забезпечити зменшення БПК_{повн} очищених стічних вод до 3-6 мг/л, концентрацій азоту амонійних солей - до 0,5-2 мг/л, знизити залишкові концентрації нітритів, нітратів, фосфатів і завислих речовин. Тому основними завданнями доочистки біологічно очищених стічних вод є:

1. Додаткове зниження БПК і концентрацій завислих речовин у зв'язку з підвищенням вимог до якості очистки стічних вод.
2. Вилучення зі стічних вод сполук азоту й фосфору, які викликають бурхливе розростання водоростей і спричиняють евтрофікацію водоймищ.
3. Вилучення зі стічних вод забруднень, що не видаляються при біологічній очистці – іонів важких металів, неокислюваних поверхнево-активних речовин, нафтопродуктів, барвників й ін.
4. Знезараження стічних вод.
5. Насичення очищених стічних вод киснем, особливо при їх наступному скиданні в рибогосподарські водойми.

У результаті глибокого очищення досягається можливість:

1. Повторного використання очищених стічних вод у технологічних процесах на промислових підприємствах, що дозволить зекономити значну кількість свіжій річкової води.
2. Повного очищення стічних вод з видаленням усіх шкідливих речовин перед скиданням їх у водоймище.

Залежно від необхідної міри глибокого очищення капітальні вкладення в будівництво споруд глибокого очищення збільшують загальні витрати і вимагають залучення додаткових матеріалів: реагентів, іонообмінних смол, активованого вугілля.

Глибина очищення стічних вод, використовуваних у замкнених системах водопостачання підприємств, залежить від технологічних вимог до її якісних показників, і в деяких випадках ці вимоги можуть бути менш жорсткі, ніж до якості очищеної води перед скиданням у водоймища.

Для доочистки біологічно очищених стічних вод застосовують наступні методи:

1. Фільтрування через зернисті завантаження або сітчасті перегородки.
2. Доочистка в біоставках із природною чи штучною аерацією (для малих витрат стічних вод).
3. Флотація.
4. Реагентна очистка з наступним освітленням стічних вод у відстійниках, освітлювачах, флотаторах, фільтрах з зернистим завантаженням.
5. Сорбція забруднень на активному вугіллі.
6. Хімічне окислення забруднень з використанням сильних окислювачів – хлору, озону, перекису водню, перманганату калію.
7. Іонний обмін із використанням природних чи штучних іонообмінників.
8. Електрохімічні методи (електрокоагуляція, електрофлотація, анодне окислення).
9. Гіперфільтрація.

Для доочистки стічних вод від поверхнево-активних речовин застосовують установки пінної флотації. Для доочистки стічних вод від важкоокислюваних домішок використовують коагуляційні й сорбційні установки.

Як показує вітчизняний і закордонний досвід, доочистка біологічно очищених стічних вод забезпечує отримання води дуже високої якості, придатної не тільки для скидання в будь-які відкриті водойми, але і для технічного водопостачання промислових підприємств.

2. Доочистка стічних вод методом фільтрування. Конструкції фільтрів.

Для доочистки стічних вод використовують фільтри різних конструкцій. В результаті фільтрування зменшується вміст у стічній воді головним чином зважених речовин, а також нафтопродуктів, фосфору й інших забруднень.

Для доочистки стічних вод фільтруванням застосовують барабанні сітки, мікрофільтри, фільтри з зернистим завантаженням, фільтри з плаваючим завантаженням, наливні фільтри.

Залежно від вимог до якості води для доочистки застосовують фільтри наступних конструкцій: з вертикальним висхідним чи низхідним рухом води, а також з горизонтальним рухом рідини, одношарові або двошарові, каркасно-засипні фільтри (КЗФ).

Як фільтруючий матеріал застосовують кварцовий пісок, гравій, гранітний щебінь, гранульований доменний шлак, антрацит, керамзит, полімери, а також інші зернисті завантаження, що володіють необхідними технологічними властивостями й хімічною міцністю.

Розрізняють дрібнозернисте (розмір частинок 0,2-0,4 мм), середньозернисте (0,4-0,8 мм), крупнозернисте (0,8-1,5 мм), а також підтримуюче (2-16 мм) завантаження.

Залежно від способу створення напору під час фільтрування фільтри класифікують, як безнапірні, напірні чи комбіновані. За швидкістю фільтрування зернисті фільтри поділяють на повільні (швидкість фільтрування 0,1-0,5 м/год), напівшвидкісні (0,5-3,0 м/год), швидкісні (3,0-25,0 м/год) і понадшвидкісні (швидкість фільтрування понад 25 м/год).

Промивка завантаження зернистих фільтрів може бути водяною з розпушенням фільтруючого шару, водоповітряною з розпушенням фільтруючого шару або повітряною без розпушення фільтруючого шару. Системи для збирання і розподілу промивної та фільтрованої води конструктивно можуть бути виконані у вигляді дірчастих чи щілинних сталевих, чавунних, азбестоцементних і пластмасових труб, або у вигляді лотків.

Перед фільтрами на першому ступені доочистки стічних вод застосовують *барабанні сітки*, які встановлюють з метою попередження замулювання зернистих фільтрів (крім КЗС). Барабанні сітки забезпечують видалення зі стічних вод крупних пластівців активного мулу й інших домішок, що не затримуються у вторинних відстійниках.

Вміст зважених речовин у біологічно очищеній стічній воді перед барабанними сітками не повинен перевищувати 40 мг/л; у ній мають бути відсутні речовини, що ускладнюють промивання сітки (смоли, жири, масла, нафтопродукти і ін.). Ефективність затримання зважених речовин на барабанних сітках складає 20-25% і 5-10% БПК_{повн}. Барабанні сітки промивають 8-12 раз на добу водою протягом 5 хвилин з витратою 0,3-0,5% від розрахункової продуктивності.

Число фільтрів на очисних спорудах слід визначати за формулою Д. М. Мінца

$$N = 0,5\sqrt{F_{\phi}},$$

де F_{ϕ} - площа поверхні фільтрів, м².

Сітчасті барабанні фільтри використовують і як самостійні споруди глибокого очищення, в цьому випадку вони називаються *мікрофільтрами*.

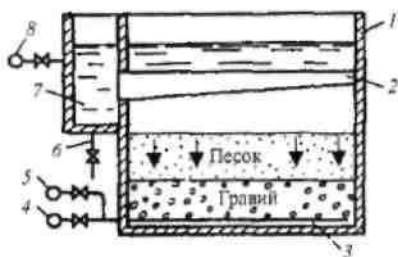
НДІ КВОВ розроблені конструкції мікрофільтрів продуктивністю 50 і 200 м³/добу типів МФ-50 і МФ-200. Ефективність очищення при подачі на них біологічно оброблених стічних вод становить за БПК₅ 20...30%, а за зваженими речовинами - 65...70%.

Є типові проекти "Установки для доочищення стічних вод на піщаних фільтрах". Ці установки призначені для доочистки стічних вод, що мають БПК_{повн} в межах 20-25 мг/л, зі зниженням на піщаних фільтрах БПК_{повн} до 6-8 мг/л і вміст зважених речовин до 4-6 мг/л. Фільтри виконують у вигляді сталевих циліндрів діаметром 1,5-3,2 м і з висотою 4 м. Фільтр завантажений грубозернистим піском (величиною 2 мм) і має дренажну систему, розташовану в гравієвих шарах. Напрямок фільтрації – згори донизу, промивка фільтрів – водоповітряна. Для промивки використовують очищені стічні води. До складу споруд входять будівля фільтрів, приймальний резервуар і резервуари промивної води.

Завантаження *одношарових фільтрів* з низхідним напрямком фільтрування влаштовують з дрібнозернистого кварцового піску діаметром зерен 1,2-2 мм (еквівалентний діаметр 1,5-1,7 мм) чи з крупнозернистого гранітного щебеню діаметром зерен 3-10 мм (еквівалентний діаметр 5,5 мм). У першому випадку, за товщини шару завантаження 1,2-1,3 м і швидкості фільтрування 6-7 м/год, ефективність доочистки стічних вод за завислими речовинами складає 70-75 %, а за БПК_{повн} - 50-60 %.

У порівнянні з дрібнозернистим кварцовим піском, крупні фракції завантаження фільтрів з гранітного щебеню замулюються менше, що призводить до збільшення пропускної здатності фільтра в 1,6, а тривалості фільтраційного циклу в 1,5-2 рази (до 12-24 год). Однак, ефективність доочистки стічних вод за завислими речовинами при цьому зменшується до 45-50%, а за БПК_{повн} - до 35-40 %.

Рис. 4.1 – Схема швидкого фільтра:



- 1 - корпус фільтра; 2 - жолоби для розподілу води, що фільтрується і для відведення промивної; 3 - дренажна система; 4 - відведення фільтрованої води; 5 - подача промивної води; 6 - відведення забрудненої промивної води; 7 - розподільний карман; 8 - подача проясненої води

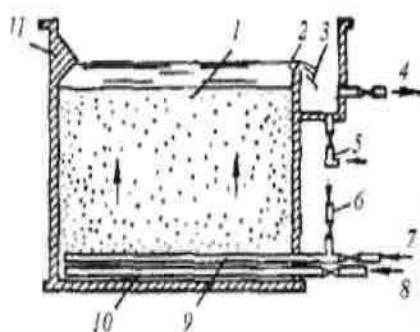


Рис. 4.2 – Схема фільтра з висхідним потоком води й водоповітряною промивкою:

- 1 – завантаження; 2 – піскоуловлюючий жолоб; 3 – карман; 4 – відведення фільтрованої води; 5 – відведення промивної води; 6 – подача води на промивку; 7 – подача води, що очищається; 8 – подача повітря; 9 і 10 – розподільні системи для подачі відповідно води і повітря; 11 – струмененаправний виступ

Водоповітряну промивку одношарових фільтрів з завантаженням з дрібнозернистого кварцового піску здійснюють у три етапи: І етап – подача повітря з інтенсивністю $20 \text{ л/(с}\cdot\text{м}^2)$ протягом 2 хв; ІІ етап – водоповітряна обробка з інтенсивністю подачі повітря $20 \text{ л/(с}\cdot\text{м}^2)$ і води $5 \text{ л/(с}\cdot\text{м}^2)$ протягом 12 хв; ІІІ етап – подача води з інтенсивністю $7 \text{ л/(с}\cdot\text{м}^2)$ протягом 8 хв.

Збільшення брудоемкості фільтрів без зменшення ефективності доочистки стічних вод досягають застосуванням фільтрів з багатошаровим завантаженням. Наявність у багатошаровому фільтрі верхніх крупнозернистих шарів зумовлює велику глибину проникання забруднень, а наявність нижнього дрібнозернистого піщаного шару - достатньо високу ефективність фільтрування. Тому в практиці доочистки стічних вод значного поширення набули **двошарові фільтри**, які за конструкцією принципово не відрізняються від одношарових.

Як матеріал верхнього фільтруючого шару товщиною 0,4-0,5 м застосовується антрацит чи керамзит з діаметром зерен 1,2-2 мм, а нижнього шару – кварцовий пісок з діаметром зерен 0,7-1,6 мм. Для запобігання перемішуванню шарів завантаження між собою промивку двошарових фільтрів здійснюють лише водою з інтенсивністю $14-16 \text{ л/(с}\cdot\text{м}^2)$ протягом 10-12 хв. Ефективність доочистки стічних вод при цьому складає 60-70 % за завислими речовинами і 70-80 % за БПК_{повн}.

Каркасно-засипний фільтр (КЗФ) є різновидом фільтрів, у яких використовується принцип фільтрування в напрямку зменшуваної крупності зерен завантаження. За конструкцією КЗФ подібний до звичайного фільтра з фільтруванням води згори вниз і верхнім відведенням промивної води (рис. 4.3). У КЗФ на підтримуючий гравійний шар спочатку вкладають шар гравію крупністю 40-60 мм, товщиною 1,8 м - так званий «каркас», який на висоту 0,9 м засипають піском крупністю зерен 0,8-1 мм. Таким чином, КЗФ – це фактично двошаровий фільтр, верхній гравійний шар якого затримує найкрупніші частинки (приблизно 20-40 % від загальної кількості), а нижній – гравійно-піщаний, - інші частинки, що залишились у воді. Завдяки цьому КЗФ має більшу брудоемкість, ніж фільтри інших конструкцій, тому барабанні сітки перед ним не встановлюють.

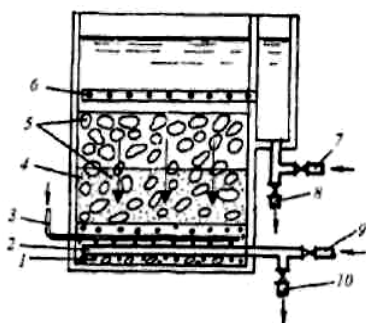


Рис. 4.3 – Схема каркасно-засипного фільтра:
 1 - підтримуючий шар із гравію; 2 - розподільна система для води; 3 - подача повітря при промивці; 4 - піщана засипка; 5 - гравійний каркас; 6 - трубчаста система для подачі стічних вод та відведення промивної води; 7 - подача стічних вод; 8 - відвід промивної води; 9 - подача промивної води; 10 - відведення фільтрату

При розрахунку КЗФ приймають: швидкість фільтрування – 10 м/год, тривалість фільтроциклу – 20 год, висоту шару води над піщаним завантаженням - біля 2 м, втрати напору в завантаженні до кінця фільтроциклу - до 3-3,5 м. За початкових концентрацій у доочищуваних стічних водах завислих речовин до 20 мг/л, БПК_{повн} до 15-20 і поверхнево-активних речовин до 2,5 мг/л, КЗФ забезпечує зменшення їх концентрацій відповідно на 70-80%.

Промивка КЗФ може бути як водяною, так і водоповітряною. Інтенсивність водяної промивки приймають у межах 14-15 л/(с·м²), а її тривалість - 8 хв. Водоповітряну промивку здійснюють у наступному режимі: спуск води до рівня піску; водоповітряна промивка протягом 5-7 хв з інтенсивністю подачі повітря 14-16 і води 6-8 л/(с·м²); подача води з інтенсивністю 14-15 л/(с·м²) протягом 3 хв. Витрата промивної води при цьому складає 3-5% від об'єму очищеної води.

Експлуатація фільтрів з важкими зернистими завантаженнями виявила ряд загальних для них недоліків: складність промивання і великі енерговитрати, трудомісткість й складність завантаження і вивантаження важких матеріалів, що фільтрують, з корпусу фільтру, необхідність установки перед фільтрами барабанних сіток (окрім КЗФ). Указані недоліки можна усунути, застосовуючи легкі плаваючі завантаження, що фільтрують, з пінополістиролу. Цей матеріал має малу насипну щільність і відповідає всім вимогам, що ставляться до фільтруючих завантажень.

Для доочистки міських стічних вод знаходять застосування **фільтри з плаваючим завантаженням із пінополістиролу (ФПЗ)**. Найчастіше – це фільтри з низхідним рухом рідини типу ФПЗ-4. Завантаженням фільтрів є гранули спіненого полістиролу діаметром 1-12 мм, товщина завантаження складає 0,9-1,2 м. Оскільки спінений полістирол легший за воду, то для його підтримання в затопленому стані у фільтрі влаштовується решітка, під якою завантаження самостійно сортується: великі за розміром кульки опиняються зверху, а менші – знизу. Таким чином, фільтрування стічних вод у ФПЗ здійснюється в напрямку зменшення діаметра завантаження.

Тому, на відміну від інших фільтрів, ФПЗ мають значно більшу брудоемкість і на їх роботу відносно мало впливає підвищений винос завислих речовин із вторинних відстійників.

Через розподільний канал доочищувані стічні води надходять у надфільтровий простір ФПЗ-4 і далі фільтруються через плаваюче завантаження згори вниз. Збирання і виведення фільтрату здійснюється за допомогою середньої дренажної системи. Промивку ФПЗ-4 здійснюють після досягнення розрахункових втрат напору в завантаженні (1-1,5 м) низхідним потоком води, накопиченої в надфільтровому просторі. За інтенсивності промивки 13 л/(с·м²) шар завантаження розріджується на 30-60 % і промивається протягом 4-6 хв.

Ефективність доочистки стічних вод на фільтрах ФПЗ-4 за завислими речовинами і БПК_{повн} рівнозначна ефективності доочистки на фільтрах із двошаровим завантаженням. За умови підтримання швидкості фільтрування 10 м/год ФПЗ-4 забезпечують зниження концентрацій завислих речовин до 3-6 мг/л і БПК_{повн} до 5-8 мг/л. Є різні конструкції фільтрів з цим полімерним завантаженням, причому встановлено, що більший ефект доочистки досягається на гідроавтоматичному фільтрі марки АФПЗ-4. Вміст зважених речовин у відфільтрованій воді становить 3-5 мг/л, БПК_{повн} – 3-7 мг/л.

3. Установки пінної флотації (для доочистки стічних вод від поверхнево-активних речовин)

Установки пінної флотації можна застосовувати на очисних спорудах будь-якої продуктивності для доочистки стічних вод перед скиданням їх у водоймища або при повторному використанні біологічно очищених стічних вод у системах технічного

водопостачання промислових підприємств. Разом з витяганням з біологічно очищених стічних вод синтетичних поверхнево-активних речовин установки пінної флотації забезпечують також зниження концентрації зважених домішок і залишкових органічних сполук. Вміст поверхнево-активних речовин зменшується з 2-8 мг/л у вихідній воді до 0,5-1,5 мг/л в очищеній воді, зважених речовин – на 45-55%, БПК₅ на 50-60%; ХПК на 55-65%. Оброблювана вода при цьому насичується розчиненим киснем.

Схему барботажної установки пінної флотації наведено на рис. 4.4.

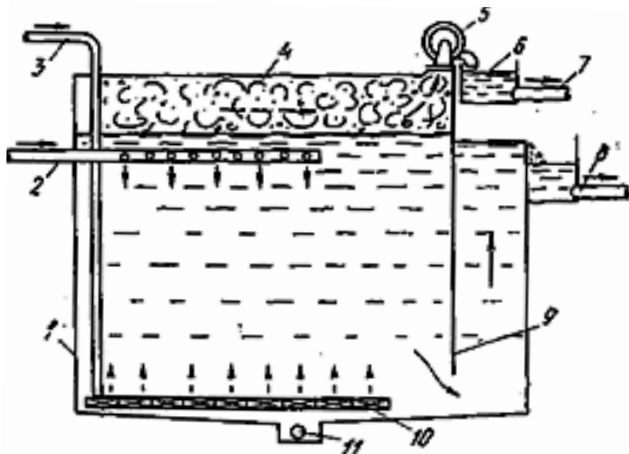


Рис. 4.4 – Схема барботажної установки пінної флотації:

1 – флотаційний резервуар; 2 – подача вихідної води; 3 – подача стислого повітря; 4 – перекриття; 5 – відцентровий вентилятор; 6 – пінозбірник; 8 – відведення пінного продукту; 5 – відведення очищеної води; 9 – перегородка; 10 – аератори; 11 – спорожнення резервуару флотації

Оброблювана вода подається під рівень води в резервуарі; очищена вода відводиться з нижньої частини резервуару. Для барботажу рекомендують застосовувати дрібнопористі аератори – фільтросні пластини або труби – з подачею стислого повітря від повітропроводів очисної станції. Збір піни, що утворюється і одночасне її гасіння здійснюються за допомогою відцентрового вентилятора. Підбір вентилятора здійснюють за годинною витратою повітря, що поступає на установки через аератори. Щоб уникнути винесення піни з резервуару флотації і засмоктування вентилятором зовнішнього повітря резервуар має перекриття.

Отримуваний пінний продукт обробляють спільно з осадам стічних вод на вакуум-фільтрах з подальшою термічною сушкою. Щоб уникнути винесення сорбованих осадам поверхнево-активних речовин з муловою рідиною необхідно в ущільнений або промитий зброджений осад додавати пінний продукт. Пінний продукт не впливає на дозу реагентів для вакуум-фільтрації, продуктивність вакуум-фільтрів або вологість кека, а також не є перешкодою для використання термічно висушеного осаду стічних вод як добрива.

4. Глибока очистка стічних вод методом сорбції (адсорбція органічних забруднень, біосорбція)

Глибоке очищення стічних вод методом сорбції активованими вуглецьвміщуючими сорбентами в комплексі з механічним, фізико-хімічним або хімічним очищенням дозволяє видалити зі стічних вод органічні біохімічно неокислювані розчинені домішки.

Основними вузлами технологічної схеми обробки стічних вод активованим вугіллям є адсорбери, що забезпечують його контакт зі стічними водами, і система гідравлічного переміщення вугілля, за допомогою якої відпрацьоване вугілля подається в піч на регенерацію. Регеноване вугілля повертається назад у адсорбер.

Адсорбери можуть бути з рухливим (за принципом протитечії стічна вода подається знизу, а вугілля-зверху) і нерухомим завантаженням, коли адсорбери працюють в умовах низхідного потоку стічної води. Як правило, декілька адсорберів поєднані послідовно, тому стічна вода на початку контактує з забрудненішим вугіллям.

Термічна регенерація вугілля дозволяє здійснити до 10- 20 послідовних циклів «насичення-регенерація». Втрати вугілля на стирання складають приблизно 5% за один цикл. Для глибокого очищення стічних вод використовуються вітчизняне активоване гранульоване вугілля марок АГ-3, АР-3, БАУ.

При сорбційному доочищенні стічних вод на активованому вугіллі, необхідне ретельне попереднє освітлення води для зниження навантаження на сорбент. Глибоке освітлення води покращує кінетику сорбції, значно подовжує термін служби активованого вугілля, полегшує його подальшу регенерацію. Рациональною вважається межа зниження концентрації грубодисперсних домішок перед сорбцією приблизно до 10 мг/л. У переважній більшості випадків для освітлення біохімічно очищених стічних вод перед сорбцією використовують крупнопористі (кварцові) швидкі фільтри.

Сорбція на активованому вугіллі є найефективнішим методом вилучення залишкових розчинених органічних забруднень з біологічно очищених стічних вод. Однак висока вартість активованого вугілля і складність його термічної регенерації стримують широке застосування цього методу.

Тому безсумнівний інтерес становить **метод біосорбції**, технологія якого заснована на поєднанні в спеціальній споруді – біосорбері, два взаємопов'язаних між собою процеси: процес сорбції органічних забруднень стічних вод на активованому вугіллі та процес біохімічного окислення сорбованих органічних забруднень мікроорганізмами, імобілізованими на поверхні і в мікропористій структурі пористого гранульованого носія. Це дозволяє безперервно здійснювати ефективне й глибоке видалення з води органічних важко окислюваних і токсичних сполук без необхідності термічної і хімічної регенерації або заміни сорбенту.

Біосорбери показали високу ефективність вживання біосорбційного методу для глибокого очищення стічних вод. При короткому часі перебування в біосорберах відбувається інтенсивне видалення органічних речовин, особливо таких консервативних, як синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), нафтопродукти, речовини, що визначають високі залишкові значення ХПК води, очищеної в аеротенках. Одночасно здійснюється значне видалення зважених речовин. У результаті доочистки на біосорберах біологічно очищених стічних вод їх БПК_{повн.} знижується до 1,5-3 мг/л, ХПК - на 40-60%, практично повністю видаляються СПАР і нафтопродукти, вміст зважених речовин не перевищує 3 мг/л.

Контрольні питання

1. Основні завдання доочистки біологічно очищених стічних вод.
2. Які методи застосовують для доочистки біологічно очищених стічних вод?
3. Які фільтри застосовують для доочистки стічних вод?
4. З якою метою перед фільтрами доочистки стічних вод встановлюють барабанні сітки?

5. Одношарові і двошарові швидкі фільтри.
6. Конструкція каркасно-засипних фільтрів.
7. Фільтри з плаваючим завантаженням із пінополістиролу
8. У чому полягає сутність біосорбційного методу для глибокого очищення стічних вод?

ТЕМА 5. МЕТОДИ ОЧИЩЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ СТІЧНИХ ВОД

1. Якісний склад поверхневих стічних вод з територій міст і промислових майданчиків.
2. Фізико-хімічні методи очищення поверхневого стоку.
3. Біологічне очищення поверхневих стічних вод від органічних забруднень і сполук азоту (використання біосорбційного методу очищення).
4. Особливості біологічного очищення поверхневих стічних вод.
5. Приклади використання поверхневого стоку в системах технічного водопостачання.

1. Якісний склад поверхневих стічних вод з територій міст і промислових майданчиків

Поверхневий стік з території міст, промислових майданчиків, будівництв, транспортних підприємств і інших міських об'єктів, що утворюються в результаті випадання дощів, танення снігу й поливо-мийних робіт, характеризується неоднорідністю складу, містить у значних кількостях різні забруднення у вигляді зважених, емульгованих і розчинених речовин неорганічного й органічного характеру.

Ступінь і характер забруднення поверхневого стоку з селитебних територій і майданчиків підприємств різні і залежать від санітарного стану басейну водозбору, приземної атмосфери, рівня благоустрою території, а також гідрометеорологічних параметрів опадів, які випадають: інтенсивності й тривалості дощів, попереднього періоду сухої погоди, інтенсивності процесу весняного сніготанення.

Кількість забруднюючих речовин, що виносяться з селитебних територій поверхневим стоком, визначається щільністю населення, рівнем благоустрою територій, видом поверхневого покриття, інтенсивністю руху транспорту, частотою прибирання вулиць, а також наявністю промислових підприємств і кількістю викидів у атмосферу.

Концентрація основних домішок у дощовому стоці тим вища, чим менший шар опадів і довготриваліший період сухої погоди, і змінюється в процесі стікання дощових вод. Найбільші концентрації мають місце на початку стоку до досягнення максимальних витрат, після чого спостерігається їх інтенсивне зниження.

Основними забруднюючими компонентами поверхневого стоку, що формується на селитебних територіях, є продукти ерозії ґрунту, що змиваються з газонів і відкритих ґрунтових поверхонь, пил, побутове сміття, компоненти дорожніх покриттів і будівельних матеріалів, що зберігаються на відкритих складських майданчиках, потім вимиваються, а також нафтопродукти, що потрапляють на поверхню водозбору в результаті несправностей автотранспорту й іншої техніки.

Поверхневий стік з території промислових підприємств, як правило, більше насичений різними сполуками, його склад визначається характером основних

технологічних процесів, а концентрація домішок залежить від виду поверхні водозбору, санітарно-технічного стану й режиму прибирання території, ефективності роботи систем газо- і пиловловлювання, організації складування і транспортування сировини, проміжних і готових продуктів, а також відходів виробництва.

Поверхневі стічні води характеризуються значними концентраціями нафтопродуктів, до 100 мг/л, органічних забруднень за БПК до 300 мг/л, за ХПК до 500 мг/л; вміст біогенних елементів у цьому випадку складає до 70 мг/л за амонійним азотом.

2. Фізико-хімічні методи очищення поверхневого стоку

Метод флотації застосовують при вмісті в поверхневому стоці після відстоювання більше 5-10 мг/дм³ тонкодиспергованих завислих речовин гідравлічною крупністю 0,2 мм/с і менше. Метод флотації також ефективний для очищення поверхневих стічних вод з території промислових підприємств і виробництв, що характеризуються підвищеним вмістом нафтопродуктів (більше за 100 мг/дм³), ПАР, жирів, масел і інших емульгованих домішок. Флотація також ефективна як додаткова стадія очищення при подальшому освітленні стоків фільтруванням. Для очищення стічних вод застосовують напірну (компресійну) флотацію, імпелерну й електрофлотацію.

Залежно від місцевих умов напірні установки флотацій можуть працювати за прямоточною схемою з насиченням у сатураторі всієї витрати стічних вод, що поступають на очищення, або з рециркуляцією при подачі до сатуратора освітлених стоків у кількості 30-50 % від загальної витрати. Об'єм камери флотації в цьому випадку має бути збільшеним у 1,3-1,5 рази.

Прямоточна схема флотації, найбільш проста в здійсненні і експлуатації, дозволяє утилізувати нафтопродукти, що витягують, але вимагає високих енергетичних витрат і малоефективна при витяганні колоїдних і пластівчастих часток. Напірну флотацію з рециркуляцією рекомендують при використанні в процесі очищення коагулянтів і флокулянтів.

Тиск насичення води повітрям у сатураторі має бути не меншим за 0,4- 0,5 МПа. Повітря в сатуратор може подаватися від компресора або через ежектор, встановлений на зворотному трубопроводі, з'єднуючому напірний і всмоктувальний трубопроводи насоса, що подає воду до сатуратора.

Для підвищення ефективності очищення поверхневого стоку від емульгованих нафтопродуктів і масел процес флотації рекомендують здійснювати із застосуванням реагентів.

Установки імпелерної флотації застосовують для видалення з поверхневих стічних вод механічних домішок і нафтопродуктів. Імпелерний флотатор повинен мати не менше трьох послідовних камер, у яких встановлюють імпелерні диспергатори. За флотокамерами розташовують зону відстоювання, яку розраховують на виділення флотокомплексів гідравлічною крупністю 1,4 мм/с з коефіцієнтом використання об'єму 0,5. Установки імпелерної флотації можуть працювати з застосуванням реагентів, розчин яких рекомендують подавати в аванкамеру, розташовану на початку флотатора.

Установки електрофлотації рекомендують застосовувати при очищенні невеликих об'ємів поверхневого стоку з метою зниження концентрації емульгованих нафтопродуктів і масел перед стадією фільтрування.

Електрофлотатори являють собою відстійники з вбудованою підвісною камерою електрофлотації. Як електроди використовують листовий алюміній товщиною 2-3 мм, неіржавіюча сталь, графіт. Відстань між електродами рекомендують приймати 6-8 мм. Щільність струму приймають у межах 250-400 А/м². Флотокамеру слід розраховувати на виділення флотокомплексів гідравлічною крупністю 1-1,2 мм/с при коефіцієнті використання її об'єму 0,5. При електрофлотації можна використовувати попередню обробку води реагентами.

При доочищенні поверхневого стоку від нафтопродуктів і інших техногенних забруднюючих речовин сорбцією перед вугільними фільтрами слід передбачати двоступеневе фільтрування з метою зниження концентрації зважених речовин до 1-2 мг/дм³. Для зручності експлуатації на кожному ступені очищення необхідно передбачати установку не менше двох робочих фільтрів. Перший ступень завантажують крупнішою фракцією (пісок 2-5 мм), другий - дрібною (пісок 0,8-2 мм). Як важкі завантаження фільтрів використовують: кварцовий пісок, гранітну крихту, антрацит, керамзит, горілу породу. Як легкі матеріали можуть застосовуватися: крихта поліуретану, полістирол та ін.

3. Біологічне очищення поверхневих стічних вод від органічних забруднень і сполук азоту (використання біосорбційного методу очищення)

Для очищення поверхневого стоку застосовують у основному фізико-хімічні методи очищення, проте вони недостатньо ефективні для видалення розчинених органічних речовин і сполук азоту.

Для видалення з поверхневих стічних вод органічних забруднень і сполук азоту в технологічній схемі їх очищення часто застосовують біологічні споруди. Проте, різкі коливання витрати й складу поверхневого стоку, а також низькі температури, впродовж тривалого періоду часу не дозволяють широко застосовувати традиційні біологічні методи. В той же час очищення поверхневого стоку біологічним методом, що враховує якісні й кількісні характеристики поверхневого стоку представляє науковий і практичний інтерес, оскільки має ряд переваг, і практично не вимагає вживання дорогих витратних матеріалів. Питання біологічного очищення поверхневого стоку освітлені недостатньо. Через особливості випадіння і надходження поверхневих стічних вод на очисні споруди, відсутні ефективні споруди для видалення сполук азоту і специфічних органічних сполук біологічним методом.

Біологічне очищення доцільно застосовувати для видалення з поверхневого стоку розчинених органічних сполук, що сумарно характеризуються показниками ХПК і БПК, а також для зниження вмісту синтетичних поверхнево-активних речовин і інших специфічних забруднюючих компонентів техногенного походження (фенолів, формальдегіду, етиленгліколю та ін.), сполук азоту (амонійного, нітратного) і фосфору.

У технологічній схемі очисних споруд поверхневого стоку стадія біологічного очищення застосовується після механічної обробки. Вміст зважених речовин при цьому не повинен перевищувати 25-50 мг/дм³, нафтопродуктів 5 мг/дм³, інших

специфічних забруднень – у концентраціях, що не перевищують максимально допустимих для біологічного очищення.

Залежно від виду й концентрації забруднюючих компонентів біологічне очищення поверхневих стічних вод можна здійснювати в природних умовах на ґрунтових фільтрах, у біологічних ставках, на біологічних плато, а також у спеціальних спорудах з мікрофлорою, закріпленою на різних рухливих або стаціонарних носіях (активних або інертних).

Вживання завантажувальних матеріалів на стадії біологічного очищення поверхневих стічних вод рекомендується для підвищення продуктивності очисних споруд при обробці слабо концентрованих дощових вод при БПК_{повн} нижче за 50 мг/дм³ і наявності у воді важкоокислюваних органічних сполук, що характеризуються низьким приростом активного мулу.

У разі присутності в поверхневих стічних водах важкоокислюваних органічних забруднень (СПАР, нафтопродукти та ін.) як завантажувальний матеріал рекомендується використовувати активоване вугілля (гранульоване фракцією 1-3 мм або порошкоподібне). Поєднання біологічних і сорбційних процесів у одній споруді забезпечує якість очищених стічних вод, що задовольняє вимогам до скиду у водоймища рибогосподарського призначення. Об'єднання вказаних процесів при їх синергетичній взаємодії дозволяє максимально використовувати достоїнства кожного.

Поєднання біологічних і сорбційних процесів із застосуванням роздроблених цеолітів (фракцією 1-3 мм) дозволяє інтенсифікувати процес нітрифікації і забезпечити глибоке видалення амонійного азоту з поверхневого стоку до вимог на скидання у водоймища рибогосподарського призначення.

Вживання активованого вугілля і цеолітів на стадії біологічного очищення або доочистки не вимагає їх заміни за рахунок безперервної біологічної регенерації сорбенту. При цьому процеси нітрифікації і окислення органічних забруднень у спорудах з прикріпленим біоценозом протікають досить ефективно і при низьких температурах (до 3-5 °C).

На основі проведених досліджень розроблений розділ 8.6. «Біологічне очищення» «Рекомендацій за розрахунком систем збору, відведення і очищення поверхневого стоку з селитебних територій міст, промислових підприємств і розрахунку умов випуску його у водні об'єкти»; встановлена доцільність очищення поверхневого стоку від органічних сполук і азоту біологічним (біосорбційним) методом. Розроблена технологія дозволяє відмовитися від складних і дорогих фізико-хімічних методів очищення для видалення цих забруднень з поверхневого стоку. Впровадження розробленої технології біологічного очищення поверхневого стоку істотно поліпшить санітарний і екологічний стан водоймищ - приймачів стічних вод;

4. Приклади використання поверхневого стоку в системах технічного водопостачання

Найбільш ефективним вирішенням проблеми запобігання забрудненню водоймищ поверхневим стоком є повторне його використання в системах технічного водопостачання промислових підприємств. Таке рішення часто буває й економічно вигіднішим, оскільки скорочується споживання природної води і, як правило,

потрібне менш глибоке її очищення в порівнянні з варіантом скидання у водоймище. Проте, у зв'язку з імовірнісним характером утворення поверхневого стоку необхідна акумулююча ємкість. Таким чином, повторне використання поверхневого стоку, в системі технічного водопостачання, маючи екологічні, і в ряді випадків економічні переваги, вимагає, як правило, значних виробничих площ.

Ступінь очищення поверхневого стоку, як і промислового, при використанні його в системах технічного водопостачання промислового підприємства визначається вимогами до якості технічної води.

Як показують розрахунки, поверхневого стоку, що формується на території промислового підприємства, буде недостатньо для забезпечення технологічних потреб, і тому його можна використовувати в суміші з річковою водою або очищеними стічними водами. На підприємствах металургійної, нафтопереробної, нафтохімічної, хімічної і деяких інших галузей промисловості, розташованих у кліматичних зонах з середньою річною кількістю опадів 400-600 мм, утворюваний на промислових майданчиках поверхневий стік складає до 30% від річного споживання води підприємством. Враховуючи, що вимоги ставляться до загальної витрати використовуваної води на технологічні потреби, ступінь очищення поверхневого стоку визначають, виходячи з кількості і якості окремих джерел водопостачання.

Підготовка поверхневого стоку для використання в системах технічного водопостачання повинна забезпечувати не тільки певні вимоги до технологічних властивостей води, але й повну санітарну безпеку для працюючого персоналу. Санітарно-гігієнічні вимоги полягають у забезпеченні безпечних епідеміологічних і токсикологічних умов для персоналу. Оскільки в ряді випадків поверхневий стік забруднений бактеріями, при його використанні в системах технічного водопостачання необхідно передбачити можливість знезараження.

Вимоги до ступеня очищення поверхневого стоку при використанні його на технологічні потреби підприємства: за нафтопродуктами – 10-20 мг/л, завислими речовинами – 20-50 мг/л; при скиданні у водоймище нафтопродуктів 0,3-0,05 мг/л; завислих речовин - до 5 мг/л.

У даний час на ряді зарубіжних заводів поверхневий стік використовують у оборотних системах водяного охолодження і для пожежогасіння, причому очищення і підготовка його до використання в цих системах водопостачання обмежується, як правило, відстоюванням у ставках. Показовим прикладом використання поверхневого стоку в системах технічного водопостачання може служити нафтопереробний завод (НПЗ). Основна продукція – бензин, дизельне паливо, мазут і бітум. Для максимального затримання атмосферних опадів по периметру території заводу площею 200 га, на глибину до водонепроникних пластів побудована залізобетонна стіна завтовшки 50 см. Протяжність цієї стіни в ґрунті 5 км.

Затримані атмосферні води, річний об'єм яких більше 1 млн. м³, дренажними насосами перекачують у акумулюючий резервуар і надалі застосовуються в системах промислового водопостачання. При використанні цих вод в охолоджуючих системах оборотного водопостачання ніякої додаткової обробки, окрім періодичного хлорування, не застосовують. Якість води в акумулюючому резервуарі така, що для приготування знесоленої води, необхідної для технологічних потреб заводу, подають на іонообмінні фільтри без попереднього очищення. Багаторічний досвід експлуата-

ції заводу показав, що прийнята схема дозволяє задовольняти всі потреби технологічних процесів у водних ресурсах за рахунок атмосферних опадів.

У даний час на переважній більшості НПЗ поверхневий стік з територій технологічних установок, резервуарних парків і естакад відводиться спільно з виробничими стічними водами. Після фізико-механічного очищення, а в ряді випадків і біологічного, ці стічні води, як правило, використовують для підживлення оборотних систем. Відведення ж поверхневого стоку з решти території заводу в більшості випадків здійснюється відкритими лотками й кюветами. Розрахунки показують, що при середній кількості атмосферних опадів 600 мм на рік загальний об'єм поверхневого стоку для НПЗ середньої потужності коливається в межах 0,9-2,7 млн. м³ на рік, що складає від 10 до 30% від річної витрати свіжої води, споживаної на технічні потреби заводу. Проведені дослідження показують, що за сольовим складом поверхневий стік відповідає вимогам, які ставляться до підживлюючої води. Він може бути використаний після відстоювання для підживлення оборотних систем.

Очищення поверхневого стоку рекомендують здійснювати в піскоуловлювачах і в 4-секційному ставку-акумуляторі. За величиною карбонатної жорсткості поверхневий стік НПЗ можна порівняти зі зм'якшеною вапняно-содовим розчином річковою водою. У зв'язку з цим використання поверхневого стоку в оборотних системах дозволить зменшити утворення накипу в холодильно-конденсаційній апаратурі, але в той же час він може збільшити корозію, що примусить застосувати ефективний захист. З цією метою на НПЗ успішно застосовують інгібітор корозії ІКБ-4 дозою 25-50 мг/л. Промислові випробування інгібітору показали, що залежно від агресивності води й умов експлуатації швидкість корозії стала знижуватися на 60-95%.

Рекомендації зі знешкодження поверхневого стоку з територій металургійних заводів з метою використання їх у системах оборотного водопостачання розроблені НВО «Енергосталь». Частка поверхневого стоку в загальному балансі водоспоживання залежить від багатьох умов і коливається в широкому діапазоні. На Донбасі загальнорічний об'єм його складає 10-12% від загального споживання свіжої води для технічних цілей, а на Уралі частка використання поверхневого стоку зростає до 20-25%. Для забезпечення вимог до води, що охолоджує устаткування, за завислими речовинами одного гравітаційного відстоювання поверхневого стоку металургійних заводів буває, як правило, недостатньо. Найдоцільніше в таких випадках піддавати освітлений стік фільтруванню.

Розроблена схема збору й відведення поверхневих вод, згідно з якою по периметру території заводу влаштовують кювети, що забезпечують відведення збираної води, щоб виключити попадання її у водоймище. При прокладенні по контуру заводу автомобільної дороги рівень її полотна повинен бути вищим за рівень навколишньої місцевості на 0,5 м. У цьому випадку дороги служать обвалуванням заводської території.

На території технологічних установок, де можливі розливи нафтопродуктів, повинні бути дощоприймачі, які підключені до систем промливневої або зливової каналізації.

Стічні води установок, розташованих на схилі або в підніжжі піднесеності, не повинні змішуватися з позамайданчиковими поверхневими водами. Для цього уздовж межі їх розповсюдження слід влаштовувати заасфальтовані нагірні канами.

Якщо рельєфи окремих ділянок території підприємств розрізняються, то слід застосовувати комбіновану систему відведення поверхневих вод: наземну й підземну. При достатньо вираженому рельєфі місцевості поверхневі води можна відводити по наземній системі аж до зливових ставків, а при пологішому або горизонтальному – по відкритих водотоках, які переходять у закриту злизову каналізацію. Від рельєфу місцевості залежить також число зливових ставків (два і більше).

Поверхневі стоки НПЗ несуть пісок, завислі речовини різної природи, зокрема плаваючі і емульговані нафтопродукти. Внаслідок періодичності випадання опадів й значного коливання їх інтенсивності забрудненість поверхневих вод змінюється в широких межах, тому злизові ставки, окрім функцій акумулятора стоків виконують функції очисних споруд.

При високому вмісті завислих речовин у поверхневому стоці перед ставками рекомендують влаштовувати піскоуловлювач для очищення стоку від основної маси крупнодисперсних забруднень. Включення в схему піскоуловлювачів не є рішенням однозначним і вимагає додаткової перевірки в умовах експлуатації. Включення піскоуловлювачів у схему очищення виправдано тільки в тому випадку, якщо забезпечується їх надійна експлуатація, тобто своєчасне звільнення піскоуловлювачів від уловленого осаду. При застосуванні піскоуловлювачів у період найбільш інтенсивних дощів необхідно передбачати відведення частини стоку в ставок, минувши піскоуловлювач.

Ставок-накопичувач повинен складатися з двох секцій: першої для первинного відстоювання від основної кількості завислих частинок і нафтопродуктів, і другої, такої, що відіграє роль акумулятора. Об'єм секцій первинного відстоювання приймають таким, що дорівнює 20% від загального об'єму ставка. Зменшений об'єм секцій первинного відстоювання викликаний необхідністю скорочення поверхні, на якій можуть накопичуватися нафтопродукти й нафта.

У результаті тривалого перебування в ставку вода практично повністю освітлюється. У відсутність забруднень ($\text{БПК}_{\text{повн}}$ дорівнює 20-25 мг/л) стік направляють на підживлення оборотних систем; при $\text{БПК}_{\text{повн}} > 25$ мг/л – на споруду біохімічного очищення стоків першої системи каналізації.

Секції первинного відстоювання по всьому периметру обладнують нафто збірними поворотними трубами. Уловлені нафтопродукти збирають періодично в міру накопичення нафтової плівки, що зганяється вітром, біля однієї з нафтозбірних труб. Уловлений нафтопродукт збирають в приймальному резервуарі, потім направляють на утилізацію.

Секції ставка очищають від осаду періодично, залежно від кількості продуктів, що накопичилися, в середньому один раз на 5-7 років. Перед очищенням секцію звільняють від води, осад підсушують, а потім вивозять машинами на спеціально відведені майданчики. Корисний об'єм ставка-накопичувача розраховують виходячи з об'єму талих і зливових вод, об'єму осаду, що накопичується в період між очищеннями, мертвого об'єму й залишку води попереднього року.

Контрольні питання

1. Які відстійні споруди можуть бути використані для очищення поверхневого стоку?

2. У чому особливості методу відстоювання в тонкому шарі?
3. Назвіть фільтруючі завантаження, що використовують для очищення поверхневого стоку.
4. Опишіть конструкцію каркасно-засипного фільтру.
5. У чому полягають переваги використання каркасно-засипних фільтрів?
6. Яким чином здійснюється регенерація пінополіуретанового завантаження?
7. Порівняйте брудомісткість піщаного і поліуретанового фільтруючого завантаження.
8. Чи впливає контактна коагуляція на ефективність роботи пінополіуретанових фільтрів?
10. Чи може використовуватися біологічна доочистка поверхневого стоку?
11. Від чого залежить необхідний ступінь очищення поверхневого стоку?

ТЕМА 6. МЕТОДИ ОБРОБКИ ОСАДІВ СТИЧНИХ ВОД

1. Види осадів. Склад і властивості осадів.
2. Загальна характеристика методів обробки осадів стічних вод.
3. Ущільнення осадів.
4. Стабілізація осадів.
5. Кондиціонування осадів.
6. Методи зневоднення осадів.

1. Види осадів. Склад та властивості осадів

Для вирішення проблеми охорони довкілля і водних об'єктів від забруднення стічними водами міст і промислових підприємств необхідно вирішити питання, пов'язані не лише з розробкою технології очищення води, але і створити систему з обробки осадів, що утворюються при очищенні стічних вод.

Осади стічних вод, що накопичуються на очисних спорудах, є водними суспензіями, що виділяють зі стічних вод у процесі їх механічного, біологічного або фізико-хімічного очищення, з об'ємною концентрацією полідисперсної твердої фази від 0,5 до 10%.

Залежно від умов формування й особливостей відділення розрізняють осади первинні та вторинні.

До *первинних осадів* відносять грубодисперсні домішки, які знаходяться в твердій фазі й виділені з води такими методами механічного очищення, як проціджування, седиментація, фільтрація, флотація, осадження у відцентровому полі. До *вторинних осадів* відносять домішки, що спочатку знаходяться у воді у вигляді колоїдів, молекул і іонів, але в процесах біологічного або фізико-хімічного очищення води, або обробки первинних осадів утворюють тверду фазу.

Залежно від типу споруд, вживаних для очищення стічних вод і обробки осадів, останні розділяють на наступні види: грубі домішки, що затримуються ґратами; важкі домішки (пісок), що затримуються пісколовками; плаваючі домішки, спливаючі у відстійниках; сирий осад – суспензія, що включає зважені речовини, які в основному осідають, які затримуються первинними відстійниками.

До *вторинних осадів* відносять – осади сирі, виділені зі стічної води після біологічного або фізико-хімічного очищення, в залежності від споруд біохіміч-

ної очистки – *біоплівка після біофільтрів* або *активний мул* після різних типів аеротенків, що затримують у вторинних відстійниках; осад, анаеробно зброджений в освітлювачах-перегнівачах, двохярусних відстійниках і метантенках (анаеробному збродженню може піддаватися осад, який містить органічні речовини, або його суміш з надлишковим активним мулом); аеробно стабілізований активний мул; згущений чи ущільнений активний мул або осад у згущувачах чи ущільнювачах; осад, зневоднений на механічних апаратах; осад, підсушений на мулових майданчиках; осад, термічно висušений в різних сушилках.

Вирішення питань, пов'язаних з обробкою та знешкодженням осадів, є надзвичайно складним. Осади міських стічних вод мають великі об'єми (1-4 % від витрати очищуваних стічних вод); 60-70 % від загальної кількості осадів при цьому складає надлишковий активний мул, мають високу вологість, неоднорідний склад і змінювані властивості, характеризуються наявністю великої кількості органічних сполук, які швидко розкладаються і загнивають з утворенням колоїдних систем і неприємного запаху, а також наявністю в їх масі бактеріальної мікрофлори та яєць гельмінтів.

До основних видів осадів, які підлягають багатоетапній і кошовній обробці, відносяться:

- Сирий осад з первинних відстійників, який являє собою суспензію неоднорідного складу, органічна частина якої становить 75-80%,; осад сірого або світло-коричневого кольору, відрізняється високою вологістю – до 93,5-96% і погано віддає воду. У зв'язку з високим вмістом органічних речовин сирий осад здатний швидко загнивати, змінюючи колір на темно-сірий або чорний з поширенням неприємного запаху. Вологість осаду з первинних відстійників залежить, головним чином, від способу його вивантаження: при вивантаженні під гідростатичним тиском вологість осаду складає в середньому 95 %, при відкачуванні плунжерними насосами - 93-93,8 %. Осад відноситься до небезпечних забруднень, він повинен накопичуватися, зберігатися, віддалятися відповідно до вимог, що ставляться до небезпечних забрудників. Обробка осаду повинна включати операції з його зневоднення, нейтралізації запаху і знезараження.
- Активний мул із вторинних відстійників, який має відносно однорідний склад, більше 98% часток мулу мають крупність, меншу за 1 мм. Активний мул, затриманий вторинними відстійниками після аеротенків, являє собою біоценоз мікроорганізмів і простіших, володіє властивістю флокуляції. Структура активного мулу – це пластівцеподібна маса бурого кольору. Його органічна частина становить 70-75%. У свіжому вигляді активний мул майже не має запаху, але, при загниванні, видає специфічний гнильний запах. За механічним складом активний мул відноситься до тонких суспензій, що складаються на 98% за масою з часток розміром, меншим за 1 мм. Активний мул аеротенків відрізняється високою вологістю — 99,2-99,7%. Біоплівка, що відокремлюється у вторинних відстійниках після біофільтрів має вологість у середньому 96%.

Високі концентрації органічних речовин викликають здатність сирого осаду й активного мулу швидко загнивати, а висока бактеріальна забрудненість і наявність яєць гельмінтів викликає небезпеку розповсюдження інфекції. До того ж висока вологість осаду утруднює його транспортування. Тому необхідно:

- знешкодження сирого осаду й активного мулу для запобігання процесу їх гниття;
- збезводнення збродженого або стабілізованого осаду.

Знешкодження осадів здійснюють шляхом зброджування або стабілізації у відповідних спорудах.

Найбільш сучасною та розповсюдженою спорудою для зброджування осадів у анаеробних умовах є метантенк. Важливою особливістю розпаду органічних речовин у анаеробних умовах у метантенках є виділення біогазу, який містить до 65% метану, і можливість збирання і відведення біогазу з метою отримання теплової енергії. Альтернативним методом знешкодження осадів є аеробна стабілізація в аеробних мінералізаторах. Цей метод найбільш придатний для надлишкового мулу, тому що він через високу вологість і велику концентрацію білків, зброджується в метантенках менш інтенсивно, і з нижчим газовиділенням.

Найбільш простим і розповсюдженим способом збезводнення є підсушування осаду в природних умовах на мулових майданчиках. При цьому вологість зменшується до 75-80%, об'єм і маса в 4-5 разів. Осад втрачає текучість і може транспортуватися. До недоліків цього методу можна віднести: використання великих земельних ділянок, утворення тепличного ефекту, запах, виплід мух.

Останнім часом широке застосування отримало збезводнення осадів у штучних умовах – механічне збезводнення на вакуум-фільтрах, фільтр-пресах, центрифугах. Після обробки збезводнений осад – кек – має вологість 55-80% і зменшується в об'ємі в 7-15 раз. Механічне збезводнення застосовують для зниження вологості осадів до величини, при якій забезпечуються оптимальні умови транспортування, утилізації або сушки і спалювання осадів.

Для обґрунтування технології переробки та утилізації осадів необхідні дані про їх різні властивості, такі як:

- *щільність осаду* ρ , кг/м³ – це маса осаду m , яку містить одиниця об'єму V , м³, знаходять за формулою:

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (6.1)$$

- *концентрація твердої фази за об'ємом* (об'ємна концентрація) K_0 – відношення об'єму твердої фази V_T , м³, до вихідного об'єму аналізованої проби осаду V , м³. Визначають за формулою:

$$K_0 = \frac{V_T}{V} \quad (6.2)$$

- *концентрація твердої фази за масою* (масова концентрація) K_M , яка характеризується відношенням маси твердої фази M_T , кг, до вихідної маси відібраної проби осаду $M_{вих}$, кг. Визначають в долях одиниці за формулою:

$$K_M = \frac{M_T}{M_{вих}} \quad (6.3)$$

- *питома концентрація маси твердої фази* C , кг/м³, яку визначають за формулою:

$$C = \frac{M_T}{V} = \frac{\rho \cdot V_T}{V} \quad (6.4)$$

- *вологість осаду* W , в долях одиниці або у %, характеризують відношення маси рідини M_p , кг до загальної маси вологого осаду, $M_{во}$, кг

$$W = \frac{M_p}{M_{во}} \quad (6.5)$$

Від вологості можна переходити до питомої концентрації і навпаки, використовуючи такі залежності:

$$W = \frac{\rho - C}{\rho} \cdot 100 \%, \quad C = \frac{100 - W}{100} \cdot \rho, \text{ кг/м}^3. \quad (6.6)$$

- *Зольність осаду* – характеризує вміст нелетучих мінеральних домішок
- *Гранулометричний склад твердої фази осадів.*

Осади стічних вод складаються з рідкої і твердої фаз і характеризуються вологістю й масою сухої речовини. Більшу частину сухої речовини сирого осаду первинних відстійників (у середньому 60-75%) і надлишкового активного мулу (в середньому 70-75%) складає органічна речовина. Водовіддача осадів багато в чому залежить від розмірів частинок їх твердої фази. Із зменшенням розмірів частинок осад гірше віддає вологу і навпаки. Осад первинних відстійників має неоднорідний фракційний склад: частинки крупністю більше 7-10 мм складають 5-20 %, крупністю 1-7 мм - 9-33 %, а крупністю менше 1 мм - 50-88 % від маси сухої речовини. В активному мулі кількість частинок розміром меншим за 1 мм досягає 98 %, розміром 1-3 мм до 1,6 %, більше 3 мм – 0,4 % маси сухої речовини. В порівнянні з сирим, осад, зброджений у метантенках, стає більш однорідним, розміри його частинок при цьому зменшуються (частинки розміром менше 1 мм складають 85 %).

Осади з первинних відстійників (сирі осади) дуже різноманітні за хімічним і гранулометричним складом, що пов'язано зі складом і концентрацією забруднень стічних вод, конструкцією і умовами експлуатації споруд.

Сирий осад може містити канцерогенні й токсичні речовини, в тому числі солі важких металів, ПАВ, а також значну кількість різноманітних мікроорганізмів (патогенні бактерії, віруси, яйця гельмінтів тощо).

Наявність колоїдних і дрібнодисперсних речовин органічного походження обумовлює високий вміст у осадах зв'язаної води й погану їх вологовіддачу при збезводненні.

Осади відносять до класу важкозбезводнюваних полідисперсних суспензій. Як і в усіх суспензіях, волога в осадах стічних вод знаходиться в хімічному, фізико-хімічному й фізико-механічному зв'язку з твердими частинками, а також у вільному стані.

Вільну воду відділяють від осаду простою фільтрацією або віджиманням. Колоїдно - зв'язана вода може бути частково переведена у вільну форму коагуляцією хімічними реагентами.

Співвідношення між кількістю вільної і зв'язаної води визначає властивості водовіддачі осадів.

Здатність осадів віддавати воду характеризується питомим опором фільтрації, який враховує зміну складу і властивостей осадів. Питомий опір залежить від хімічного й гранулометричного складу осадів, їх концентрації, форми зв'язку води з твердими частками та інших факторів.

Питомий опір осадів фільтрації r – це опір одиниці маси твердої фази осаду, що відкладається на одиниці площі фільтра при фільтруванні під постійним тиском осаду, в'язкість рідкої фази якого дорівнює одиниці. Питомий опір осадів фільтрації виражається в см/г і визначається на спеціальних лабораторних установках. Питомий опір фільтрації для сирого осаду становить $200-900 \cdot 10^{10}$ см/г, а для активного мулу $100-5000 \cdot 10^{10}$ см/г.

Чим вище питомий опір, тим осад гірше фільтрується.

Бактеріальна забрудненість осадів. У осадах, як і в стічних водах, містяться всі основні форми бактерій. Бактеріальна забрудненість осадів на порядок вища, ніж стічних вод.

Теплотворна здатність осадів визначається елементарним складом сухої речовини і вологовмістом. Теплотворна здатність осадів з первинних відстійників складає 18-22 МДж/кг, активного мулу – 15-18 МДж/кг в перерахунку на суху речовину.

2. Загальна характеристика методів обробки осадів стічних вод

Основне завдання обробки осадів що виділяються в процесах очищення стічних вод, полягає в отриманні кінцевого продукту, властивості якого забезпечували б можливість його утилізації, або звели до мінімуму шкоду, що наноситься довкіллю, і проводиться з метою зменшення об'єму осаду і його знезараження.

У повній мірі ця мета досягається лише при вирішенні трьох основних технологічних завдань обробки осадів:

- збезводненням, що забезпечує зменшення об'єму осадів і їх вологості;
- стабілізацією, що надає осадам здатність не виділяти шкідливі продукти розкладання при тривалому зберіганні;
- знезараженням, що робить осад безпечним за санітарно-бактеріологічними показниками.

Таким чином, основні стадії обробки осадів стічних вод: ущільнення, стабілізація органічної частини, кондиціонування, збезводнення, термічна обробка, утилізація цінних продуктів або ліквідація осадів. При ущільненні в середньому видаляється 60%, при механічному збезводненні 25%, при термічній сушці і спалюванні до 15% від загальної кількості мулової води, що міститься у вихідному осаді. При цьому маса оброблюваного осаду зменшується в середньому при ущільненні в 2,5 рази, при збезводненні в 12,5 разів.

Вибір конкретних технологічних процесів обробки осадів визначається їх кількістю, властивостями й умовами подальшого використання або ліквідації залишків.

У практиці не існує єдиної системи обробки осадів. Тому для кожного конкретного випадку може бути використаний той або інший метод, який відповідає санітарним вимогам до кінцевого продукту й економічно доцільний.

Ущільнення осадів стічних вод є первинною стадією їх обробки та призначено для зменшення їх об'ємів. Найбільш поширені гравітаційний і флотаційний методи ущільнення. Гравітаційне ущільнення здійснюють у відстійниках-ущільнювачах; флотацію – в установках напірної флотації. Застосовують також відцентрове ущільнення осадів у циклонах і центрифугах. Перспективи має вібраційне ущільнен-

ня шляхом фільтрування осаду стічних вод через фільтруючі перегородки або за допомогою занурених в осад вібраційних пристроїв.

Стабілізацію осадів використовують для руйнування біологічно розкладаної частини органічної речовини, що запобігає загниванню осадів при тривалому зберіганні на відкритому повітрі (сушка на мулових площадках, використання як сільськогосподарські добрива).

Стабілізацію або мінералізацію органічної речовини осаду здійснюють в анаеробних (метанове бродіння) або аеробних умовах. Для стабілізації осадів промислових стічних вод застосовують, у основному, аеробну стабілізацію – тривале аерування осадів у спорудах типа аеротенків, унаслідок чого відбувається розпад основної частини біологічно розкладаних речовин, схильних до гниття. Період аеробної стабілізації при температурі 20°C складає 8-11 діб, витрата кисню для стабілізації 1 кг органічної речовини мулу – 0,7 кг. Зброджування осаду в метантенках у анаеробних умовах здійснюють у мезофільному (при $t=33^{\circ}\text{C}$) або термофільному (при $t=53^{\circ}\text{C}$) режимах, що визначається способом подальшої обробки осаду.

Кондиціонування осадів проводять для руйнування колоїдної структури осаду органічного походження та збільшення його водовіддачі при зневодненні. В промисловості застосовують у основному реагентний метод кондиціонування за допомогою хлорного заліза й вапна.

Збездження осадів стічних вод призначене для отримання шламу з об'ємною концентрацією полідисперсної твердої фази до 80%. До недавнього часу зневоднення здійснювали в основному сушкою осадів на мулових площадках. Проте низька ефективність такого процесу, дефіцит земельних ділянок у промислових районах і забруднення повітряного середовища зумовили розробку й застосування ефективніших методів зневоднення: вакуум-фільтрування, центрифугування, вібраційне фільтрування, термічну сушку.

Ліквідацію (деструкцію) осадів стічних вод застосовують у тих випадках, коли утилізація їх є неможливою або економічно недоцільною.

Вибір раціональної технологічної схеми обробки осаду є складним інженерно-економічним і екологічним завданням, правильне вирішення якого вимагає обов'язкового врахування продуктивності очисної станції, місцевих умов (кліматичних, гідрогеологічних, містобудівельних, забезпеченості реагентами, паливом, технологічним транспортом тощо), виконання попередніх експериментальних досліджень здатності осадів до водовіддачі, їх фізико-хімічних, теплофізичних і агрономічних характеристик. Але в будь-якому випадку технологічну схему будують на комбінації різних методів обробки осадів, оскільки технологічні схеми обробки осадів залежать від багатьох чинників: властивостей осадів, їх кількості, кліматичних умов, наявності земельних площ та ін.

3. Ущільнення осадів

В процесі діяльності мікроорганізмів кількість активного мулу безперервно збільшується, при цьому утворюється надлишковий активний мул, який відділяється від рециркуляційного (що направляється в аеротенки). Враховуючи високу його вологість (до 99,2-99,7%), необхідно здійснювати ущільнення надлишкового активного мулу.

Ущільнення осадів стічних вод – найбільш простий і дешевий метод зниження вологості й об'єму осадів, що підлягають подальшій обробці. Зазвичай ущільнюють надлишковий активний мул, у окремих випадках – суміш активного мулу й сирого осаду.

Від міри ущільнення і згущування залежать продуктивність апаратів для подальшого їх збезводнення, розміри й об'єми споруд для зброджування в аеробних і анаеробних умовах, вихід газу при анаеробному зброджуванні осадів, витрата енергії, палива й реагентів на подальшу обробку осадів, навантаження на мулові майданчики. Наприклад, збільшення концентрації осадів шляхом згущування з 1 до 6% дозволяє підвищити продуктивність апаратів механічного збезводнення в 3-4 рази і скоротити загальну вартість обробки осаду в 1,5-2 рази. Згущування активного мулу дозволяє в 2 рази скоротити потрібні об'єми аеробних стабілізаторів. Збільшення концентрації осадів дозволяє підвищити навантаження на метантенки і подвоїти вихід газу. Ущільнення і згущування осадів отримало широке застосування на станціях аерації.

Ущільнення може бути гравітаційним у вертикальних або радіальних мулоущільнювачах і флотаційним, а згущування – за допомогою барабанних, стрічкових або шнекових згущувачів, а також на вібраційних фільтрах, сепараторах, центрифугах і інших апаратах. Осади, піддані ущільненню або згущуванню, на відміну від збезводнених осадів, зберігають свою текучість.

Гравітаційне ущільнення – найбільш поширений, простий прийом зниження об'єму надлишкового активного мулу. Воно значною мірою зменшує об'єм споруд, потребу в реагентах і витрати електроенергії, необхідні для подальшої його обробки.

Зменшення об'єму і вологості осадів гравітаційним методом досягається тривалим їх відстоюванням. Гравітаційне ущільнення здійснюють у спорудах типа відстійників, але з великим ухилом днища.

У процесі ущільнення активного мулу віддаляється лише вільна вода. Міра ущільнення мулу залежить від тривалості його перебування в зоні ущільнення і величини тиску в ній. На процес ущільнення надлишкового активного мулу негативно впливають ті ж чинники, які призводять до погіршення роботи вторинних відстійників: виділення газів у результаті загнивання мулу внаслідок денітрифікації або зміни температури осаду.

Ущільнення активного мулу приводить до різкого зростання його питомого опору фільтрації і до збільшення кількості зв'язаної води, що не дозволяє значно понизити його вологість.

Застосовують зазвичай мулозгущувачі радіального типу, тобто звичайні радіальні відстійники. На станціях невеликої продуктивності використовують вертикальні мулозгущувачі, які влаштовують на базі звичайних первинних вертикальних відстійників з центральною трубою.

Для вертикальних мулозгущувачів розрахункова тривалість ущільнення надлишкового активного мулу з вторинних відстійників складає 10-12 год., із зони освітлення аеротенків-відстійників – 16 год., з аеротенків на неповне біологічне очищення стічних вод – 3 год. Вологість ущільненого активного мулу складає при цьому 98%.

Радіальні відстійники мають певні переваги перед вертикальними і дозволяють ущільнювати осад до вологості 97,3%. Розрахункова тривалість ущільнення осаду в радіальних відстійниках складає: 5-8 год. – для суміші мулу з аеротенків; 9-11 год. – для активного мулу з вторинних відстійників; 12-15 год. – для активного мулу із зони освітлення аеротенків-відстійників.

З мулозгущувачів радіального типу мул видаляють безперервно мулошкребами або мулососами та направляють на подальшу обробку.

Роботу мулозгущувачів можна інтенсифікувати як шляхом поліпшення властивостей ущільнюваного осаду (хімічною коагуляцією або термічною обробкою), так і обладнанням самих мулозгущувачів стрижньовими мішалками

Як приклад на рис. 6.1 наведено схему гравітаційного ущільнювача з мулошкребом.

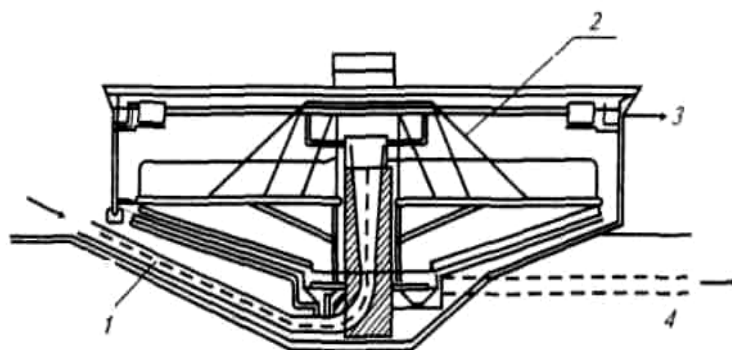


Рис. 6.1 – Схема ущільнювача радіального типу з мулошкребом:

1– подача активного мулу на ущільнення; 2 – мулошкреб; 3 – мулова вода на злив;
4 – ущільнений активний мул

Для скорочення об'єму гравітаційних ущільнювачів і тривалості ущільнення застосовують модулі з тонкошаровим осадженням, методи ущільнення з повільним перемішуванням, прогріванням, добавкою до осаду хімічних реагентів або фільтрату від механічного збезводнення осадів та ін.

Об'єм ущільненого мулу визначають за формулою

$$V_2 = \frac{V_1(100 - w_1)}{100 - w_2}, \quad (6.7)$$

де V_1 , V_2 – об'єм мулу до і після ущільнення, %;

w_1 , w_2 – вологість мулу до і після ущільнення, %.

Ущільнення активного мулу й суміші його з осадом первинних відстійників при додаванні флокулянта дозволяє скоротити тривалість ущільнення у декілька разів і одночасно підвищити концентрацію ущільненої суміші.

На вибір оптимальної міри ущільнення активного мулу впливають не лише тип ущільнювача, але й складу активного мулу, який залежить від складу стічних вод, міри очищення, умов підготовки мулу. Так, активний мул після неповного біологічного очищення ущільнюється значно краще і швидше, ніж після повного біологічного очищення.

При ущільненні осадів методом флотації відбувається інтенсифікація звільнення води з порожнеч активного мулу за допомогою подачі повітря. Повітря,

що вводиться у вигляді дрібних бульбашок, вступає у взаємодію зі зв'язаною водою на поверхні часток мулу, витісняє і переводить її у вільне стан.

Застосування флотації дозволяє за 10-20 хв. досягти такого ж ступеня ущільнення мулу, як і після його гравітаційного ущільнення впродовж 2 год.

Головними перевагами флотаційних мулоущільнювачів, у порівнянні з гравітаційними, є менша тривалість процесу ущільнення і менші об'єми споруд для ущільнення, нижча вологість ущільненого мулу і значно менший його об'єм, що дозволяє зменшити об'єм споруд для подальшої обробки осадів. Проте флотаційні мулоущільнювачі мають також і істотні недоліки: велика витрата електроенергії флотаційними насосами, певна складність конструкції і експлуатації.

Застосовують три основних метода флотаційного ущільнення: шляхом безпосереднього насичення активного мулу повітрям, шляхом вживання напірної флотації з використанням робочої рідини і комбінований.

Метод напірної флотації отримав найбільшого поширення, оскільки дозволяє отримати більший ефект при меншому об'ємі споруд і меншій витраті повітря. Насичений повітрям активний мул за допомогою бульбашок повітря легко спливає на поверхню флотатора, де його збирають. При безпосередньому насиченні активного мулу повітрям він поступає безпосередньо у флотатор.

Відцентрове ущільнення суспензій мулу здійснюють у компактних високопродуктивних сепараторах або центрифугах. Швидкість розділення суспензій при цьому в 1000 разів більша, ніж при гравітаційному ущільненні.

Ущільнення мулу на центрифугах не знайшло широкого застосування внаслідок утворення великої кількості погано збездводненого фугату, хоча цей метод дозволяє отримувати ущільнений мул з концентрацією 60-70 г/дм³ при ефективності затримання сухої речовини 85-93%.

4. Стабілізація осадів

Осади стічних вод схильні до процесів гниття, які супроводжують виділення смердючих запахів, утворення колоїдних і дрібнодисперсних частинок, погіршення водовіддачі. Тому осади піддають *стабілізації* – спеціальній обробці, яка змінює їх фізико-хімічні властивості та пригнічує життєдіяльність гнильних бактерій, чим запобігають загниванню осадів.

Стабілізацію (мінералізацію) здійснюють з метою запобігання загниванню осадів, зменшення маси їх сухої речовини за рахунок розпаду частини беззольної речовини, покращання, в окремих випадках, водовіддаючих властивостей.

Отже два основних критерії характеризують стабільність осадів – вміст органічних речовин і зниження кількості патогенних мікроорганізмів. Термін «стабілізація осадів» можна визначати як процес обробки осадів з метою підготовки їх до зберігання, подальшої обробки або утилізації.

Стабілізацію органічної речовини осаду здійснюють за допомогою мікроорганізмів у анаеробних і аеробних умовах.

Аеробну стабілізацію здійснюють у аераційних спорудах типа аеротенків, вона полягає в тривалій аерації осаду.

Анаеробну стабілізацію або *зброджування* здійснюють у таких спорудах:

– у септиках (при продуктивності станції до 25 м³/доб.);

- у двоярусних відстійниках або освітлювачах (при продуктивності станції до 10 тис. м³/доб.);
- у метантенках (при продуктивності станції більше 10 тис. м³/доб.).

Анаеробне зброджування – це біологічний процес зменшення органічної речовини осаду за допомогою мікроорганізмів за відсутності кисню повітря. Здійснюється процес цей в закритих ємкостях – метантенках. Умовно прийнято, що процес розпаду органічної речовини осадів у анаеробних умовах відбувається в дві стадії:

1) гідроліз складних органічних речовин, у результаті якого утворюються жирні кислоти, спирти, альдегіди і т.п.;

2) метанова стадія – перетворення цих проміжних продуктів на метан і вуглекислоту, а також бікарбонатні й карбонатні солі.

Кінцевими продуктами процесу є зброджений осад, метан CH_4 (60-70%) двоокис вуглецю CO_2 (16-34%) і вода. У зв'язку з розпадом органічної речовини, кількість сухої речовини зменшується приблизно на 30%, але її об'єм практично мало змінюється у зв'язку з утворенням додаткової вологи.

Основними технологічними параметрами, що визначають ефективність процесу анаеробного зброджування осадів, є їх хімічний склад, температура і тривалість зброджування, навантаження за органічною речовиною, концентрація завантажуваного осаду, а також режим завантаження і перемішування вмісту камери зброджування.

Хімічний склад осаду визначає можливий ступінь його зброджування, а також вихід і склад біогазу, що утворюється. Встановлено, що газ, який виділяється в процесі зброджування осаду, утворюється тільки за рахунок розпаду жирів, вуглеводів і білків. При цьому 60-65% біогазу утворюється при розпаді жирів, а інші 35-40% доводяться приблизно порівну на вуглеводи і білки. Всі три дані компоненти зброджуються не повністю: ступінь їх зброджування складає 70% - для жирів, 62,5% - для вуглеводів, 48% - для білків. У свою чергу, вміст жирів, вуглеводів і білків в органічній речовині осаду складає 65-80%.

СНіП [1] рекомендує ступінь розпаду беззольної речовини сирого осаду первинних відстійників приймати рівною 53%, а надлишкового активного мулу – 44%.

У складі осадів містяться органічні і неорганічні речовини, які за певних умов можуть проявляти токсичну дію на процес зброджування. До таких речовин відносяться іони важких металів, розчинений кисень, сульфіді, амонійний азот, ПАР та ін. Найбільш чутливими до токсичних речовин є метанові бактерії. Наслідком токсичної дії на них різних хімічних речовин є зменшення утворення метану аж до його повного припинення.

Одним з найважливіших чинників, що впливають на швидкість росту анаеробних мікроорганізмів і ефективність розпаду осаду, є температура.

Зброджування осадів можна здійснювати в мезофільному або термофільному режимах. Оптимальна температура для мезофільного режиму 30-38°C, для термофільного – 50-57°C. Останній має переваги в санітарному відношенні, оскільки забезпечує повну дегельмінтизацію осаду (особливо якщо осад використовують для добрива ґрунту), тоді як в умовах мезофільних температур гине лише 50-80% всієї кількості яєць гельмінтів.

Термофільне зброджування відрізняється від мезофільного більшою інтенсивністю і закінчується приблизно в 2 рази швидше. Крім того, оскільки дози завантаження при термофільному режимі приблизно в 2 рази більші, ніж при мезофільному, з'являється можливість скоротити об'єми метантенків, а отже, і капітальні витрати на їх будівництво, поліпшуються санітарно-гігієнічні показники осадів, але вимагає майже удвічі більшої витрати тепла.

При зброджуванні змінюється структура осаду. Крупні частки роздрібнюються, що призводить до збільшення кількості зв'язаної води в зброженому осаді і, відповідно, зниження водовіддаючої здатності.

Осади, зброжені в термофільних умовах, значно гірше віддають воду і вимагають глибшої підготовки до механічного збезводнення, ніж осади зброжені в мезофільних умовах. Зброджування осаду в термофільних умовах вимагає великої витрати тепла, яке в ряді випадків не покривається за рахунок газу, що виділяється при зброджуванні суміші осадів.

Дворярусні відстійники застосовують для попереднього освітлення стічних вод і одночасного анаеробного зброджування утворюваного осаду, а також надмірної біоплівки або надлишкового активного мулу. Зазвичай це круглі (іноді прямокутні) в плані споруди з конічним (пірамідальним) дном. У верхній частині споруди розміщені відстійні жолоби, нижня частина (або септична мулова камера) виконує функції камери зброджування.

Тривалість освітлення стічних вод у відстійних жолобах складає 1,5 год., а ефективність їх освітлення – 40-50%. Для підвищення ефективності освітлення стічних вод, жолоба двох сусідніх двоярусних відстійників влаштовують спареними.

На відміну від септиків, в мулових камерах двоярусних відстійників, відбувається метанове бродіння осаду. Тривалість зброджування складає 60-120 діб, а розпад беззольної речовини осаду – 40%. Надмірна біоплівка або надлишковий активний мул подаються для зброджування безпосередньо в мулову камеру. Через значний вплив температури на протікання процесів зброджування необхідно здійснювати заходи щодо запобігання переохолодженню мулової частини двоярусних відстійників. Перемішування осаду в мулових камерах двоярусних відстійників здійснюється тільки за рахунок бульбашок газів бродіння, які підіймаються на поверхню споруди.

Осад, який знаходиться в нижніх шарах мулової камери, практично не переміщується, що уповільнює процес його зброджування, він злежується і ущільнюється під дією власної ваги до вологості 85%. Середня вологість осаду, який випускається із споруди під гідростатичним тиском, складає 90%.

Перевагою двоярусних відстійників є простота конструкції і експлуатації. Але їм властиві і значні недоліки: велика глибина споруд, що збільшує вартість їх будівництва; необхідність розміщення в опалювальних приміщеннях у районах з низькими зимовими температурами; можливість зменшення до 30% ефекту освітлення стічних вод через проникнення в жолоби газів бродіння і частинок зброженого осаду; вірогідність забивання щілин в жолобах «зверху» при високій концентрації завислих речовин в стічних водах або «знизу» коркою, що утворюється на поверхні; ущільнення осаду в нижній частині мулової камери до вологості 85%, при якій процеси зброджування значно сповільнюються.

Подальшим розвитком конструкції двоярусних відстійників є освітлювачі-перегнивачі, що є спорудами, які складаються з освітлювача з природною аерацією, концентрично розміщеного у середині перегнивача.

Освітлені стічні води відводяться через круговий периферійний лоток, а затриманий осад під гідростатичним тиском самопливом поступає в насосну станцію і подається далі в перегнивач напірним трубопроводом.

У порівнянні з двоярусними відстійниками, освітлювачі-перегнивачі мають істотні переваги, які полягають в наступному:

1. Освітлювач і перегнивач відокремлені один від одного, що виключає можливість попадання зброджуваного осаду в зону освітлення і забезпечує зниження концентрації завислих речовин в стічних водах на 70% і БПК_{повн} на 15%.
2. Перемішування осаду в перегнивачі сприяє інтенсифікації його зброджування, робить неможливим утворення корки на поверхні і ущільнення осаду в нижній частині освітлювача.

Метантенки – герметичні резервуари, що забезпечують зброджування осадів без доступу кисню повітря при підтримці оптимальної температури зброджуваного осаду. На відміну від двоярусних відстійників і освітлювачів-перегнивачів у метантенках здійснюють підігрівання осадів до 33 чи 53 °С, їх інтенсивне перемішування та утилізацію утворюваного біогазу.

Метантенки являють собою залізобетонні або металеві резервуари з теплоізоляційним покриттям. Резервуари можуть бути циліндровими з конусним днищем і конічним або сферичним перекриттям, а також кулястої, яйцевидної форми. Часто, для кращої теплоізоляції, метантенки влаштовують заглибленими в землю або обволікають землею. Кожен метантенк обладнаний трубопроводами подачі вихідного осаду й видалення збродженого, системами нагрівання, перемішування, збору й видалення газу, розпушувачами пробки, що утворюється на поверхні, а також системою автоматики. Осад завантажують у верхню частину метантенка і вивантажують з його нижньої частини.

У метантенках приймають мезофільний ($t=33^{\circ}\text{C}$) або термофільний ($t=53^{\circ}\text{C}$) режим зброджування. На більшості очисних станцій зброджування здійснюють у мезофільних умовах, що дає можливість вироблення біогазу в кількості, достатній як для підігріву метантенків, так і для отримання додаткового тепла. Термофільний процес дає можливість у 2 рази прискорити розпад органічної речовини та поліпшити санітарно-гігієнічні показники осадів, проте вимагає майже вдвічі більшої витрати тепла.

Час перебування осаду в метантенках при мезофільному режимі складає 20-25 діб (термофільний процес зброджування закінчується в 2 рази швидше). Перевагами такої обробки є високий розпад беззольної речовини осаду (і відповідно вихід біогазу), його добрі водовіддаючі властивості, а також мінімальна витрата тепла на підтримку необхідної температури. Проте тривалий час перебування осаду в метантенках вимагає дуже великих капітальних витрат на стадії будівництва.

Теплоізоляція метантенка забезпечується за рахунок обваловки резервуару землею (або обкладання цеглиною з теплоізолюючим прошарком) і покриття куполу багатошаровим утепленням перекриттям.

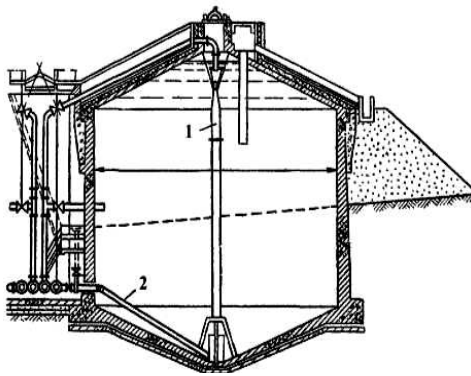


Рис. 6.3 – Принципова схема метантенка з нерухомим незатопленим перекриттям: 1 – гідроелеватор; 2 – випуск мулу

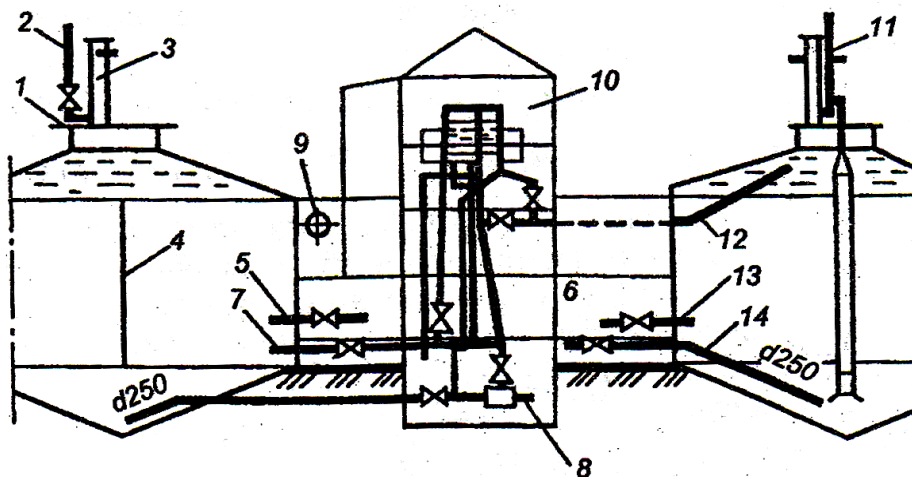


Рис. 6.4 – Переріз метантенків і галереї управління:

1 – місток обслуговування; 2 – свічка; 3 – газовий ковпак; 4 – металева дробина;
5 – напірний трубовід інжектора; 6 – приміщення інжектора; 7 – трубовід випуску збродженого випуску; 8 – трубовід спорожнення; 9 – газопровід; 10 – приміщення розподільних камер; 11 – таль; 12 – трубовід для подачі осаду; 13 – всмоктувальний трубовід інжектора; 14 – трубовід випуску збродженого осаду

У метантенках відбувається розпад (мініралізація) органічних речовин осаду за рахунок діяльності анаеробних мікроорганізмів, в процесі чого виділяється метан (CH_4) і двоокис вуглецю (CO_2). Ступінь розпаду органічної речовини складає в середньому 40%. Одним з основних продуктів розпаду у процесі розпаду органічних речовин осаду є метан.

Газ з метантенків виділяється нерівномірно, тому для його збору, зберігання і подальшого використання застосовують газгольдини.

Метантенки є вибухонебезпечними спорудами, тому необхідно дотримувати нормативні відстані між метантенками, газгольдерами та іншими спорудами станцій аерації.

Експлуатація метантенків вимагає організації чіткого й постійного контролю за основними показниками процесу бродіння. До цих показників відносяться:

- вихід і склад біогазу, в якому зазвичай міститься 60-65% метану, 32-35% диоксиду вуглецю, а також деякі кількості водню, сірководню, азоту й ін.;
- міра розпаду органічної речовини;
- вміст летких жирних кислот, амонійного азоту й лужність рідини мулу;

- вологість і зольність завантажуваного і збродженого осаду;
- рН.

Отже перевагами анаеробного збродження є:

- отримання газу метану, який можна використовувати як теплову енергію;
- скорочення маси сухої речовини осаду;
- запобігання неприємному запаху осаду;
- скорочення кількості патогенних мікроорганізмів.

Об'єм метантенків в м^3 визначають залежно від вологості осаду і режиму збродження.

Газ, що одержується в результаті збродження осадів в метантенках, доцільно використовувати в теплоенергетичному господарстві очисної станції і близько розташованих об'єктів.

Аеробну стабілізацію здійснюють у аераційних спорудах типа аеротенків. Процес аеробної стабілізації опадів полягає в тривалій аерації їх повітрям, при цьому відбувається окислення основної частини органічних речовин мікроорганізмами в присутності кисню. Частина органічних речовин, що залишилася, стабілізується, тобто стає нездатною до подальшого загнивання.

Устаткування для аеробної стабілізації є простим як у експлуатації, так і при проектуванні. Зазвичай для аеробної стабілізації використовують резервуари прямокутної або колової в плані форми, обладнані за типом аеротенків аераторами дрібнопузирчастої аерації або механічними аераторами.

На рис. 6.5 наведено схему найбільш поширених типів аеробних стабілізаторів. Аеробні стабілізатори зазвичай працюють у безперервному режимі, хоча на станціях аерації невеликої продуктивності можуть використовуватися мінералізатори періодичної дії.

Перевагами аеробних стабілізаторів є простота їх конструкції та експлуатації, вибухобезпечність, покращання, в окремих випадках, водовіддаючих властивостей осадів, мала (особливо в порівнянні з анаеробним збродженням) залежність процесу стабілізації від наявності в осаді токсичних домішок, іонів важких металів, ПАР. До недоліків аеробних стабілізаторів слід віднести велику витрату електроенергії на аерацію, необхідність обов'язкового знезаражування стабілізованих осадів, зниження ефективності аеробної стабілізації в зимовий час унаслідок переохолодження осаду.

Подачу повітря в аеробні стабілізатори здійснюють за допомогою крупно- або середньопузирчастої систем аерації, оскільки вважають, що застосування механічної або пневмомеханічної аерації призводить до погіршення структури осаду і збільшення його питомого опору фільтрації.

Ефективність процесу стабілізації залежить від тривалості та інтенсивності аерації, температури, а також складу і властивостей осаду.

Тривалість аерації, що забезпечує повний розпад беззольної речовини та стабілізацію осаду, приймають для неущільненого мулу до 2-5 діб, для суміші сирого осаду й ущільненого активного мулу – 8-12 діб.

Витрата повітря становить $1-1,5 \text{ м}^3/\text{м}^3 \times \text{год}$. В умовах України застосування цього методу на очисних спорудах останніми роками різко скоротилося у зв'язку з дефіцитом електроенергії та високою енергоємністю тривалої аерації.

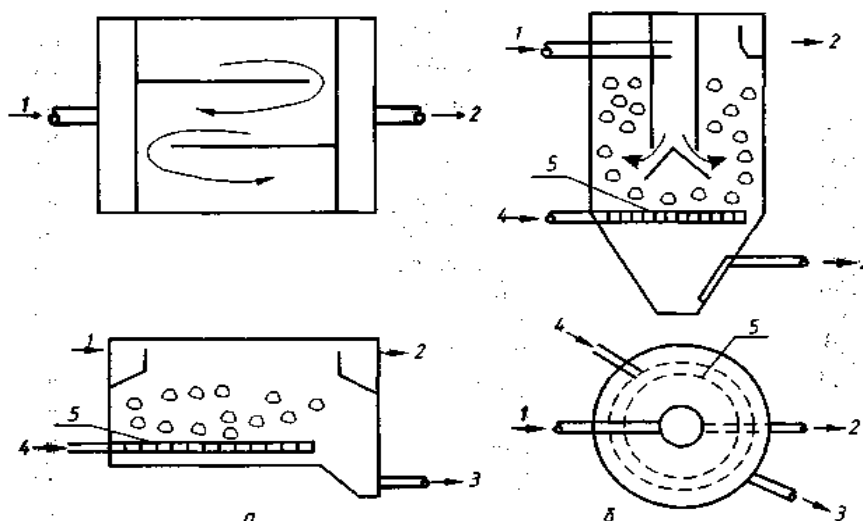


Рис. 6.5. Схеми споруд для аеробної стабілізації (зброджування) осадів:

а – горизонтального типу; б – вертикального типу;

1 – подача осаду, що стабілізується; 2 - видалення мулової води; 3 - видалення стабілізованого осаду; 4 - подача повітря; 5 -розподільник повітря

5. Кондиціонування осадів

Осади, що утворюються на очисних спорудах населених пунктів, характеризуються незадовільними показниками водовіддачі, що ускладнює застосування процесів їх механічного зневоднення. Процеси підготовки осадів до збезводнення називають *кондиціонуванням*.

Кондиціонування – це покращення водовіддачі осадів шляхом зміни їх структури й форм зв'язку води з частинками твердої фази перед зневодненням чи утилізацією. Зазвичай осади кондиціонують перед зневодненням на вакуум-фільтрах, фільтр-пресах чи центрифугах, а в окремих випадках – на мулових майданчиках.

Кондиціонування осаду можна здійснювати реагентними та безреагентними методами. Класифікація основних методів підготовки осадів до зневоднення наведена на рис. 6.6

При *реагентному* кондиціонуванні застосовують мінеральні коагулянти й органічні флокулянти. До реагентних відносять також метод зневоднення осаду за допомогою присаджувальних матеріалів (допоміжних речовин). Такий метод

кондиціонування викликає укрупнення частинок осадів, що послаблює силу зчеплення води з твердими частинками. Зміна структури осадів призводить до кількісного перерозподілу форм зв'язку води зі збільшенням вмісту вільної води за рахунок зменшення загальної кількості зв'язаної води, що дозволяє добиватися глибшого й швидшого їх збезводнення.

До *безреагентних* методів кондиціонування відносять промивання і ущільнення осадів; високотемпературну обробку, заморожування-танення; ультразвукову обробку осадів.

Одним з основних напрямів кондиціонування осадів стічних вод на даний час прийнято використання реагентів – просте в експлуатації та вискоефективне хімічне кондиціонування поліелектролітами (флокуляція) і рідше – неорганічними електролі-

тами (коагуляція). Серед мінеральних реагентів для обробки осадів найбільшого поширення набули хлорне залізо, сірчаноокисле залізо і вапно. Дія цих реагентів заснована на коагуляції колоїдів у рідкій фазі осаду. В результаті цього значно знижується агрегативна стійкість осаду і покращуються його структурно-механічні властивості, що виявляється в зменшенні питомого опору фільтрації і збільшенні швидкості вологовіддачі.

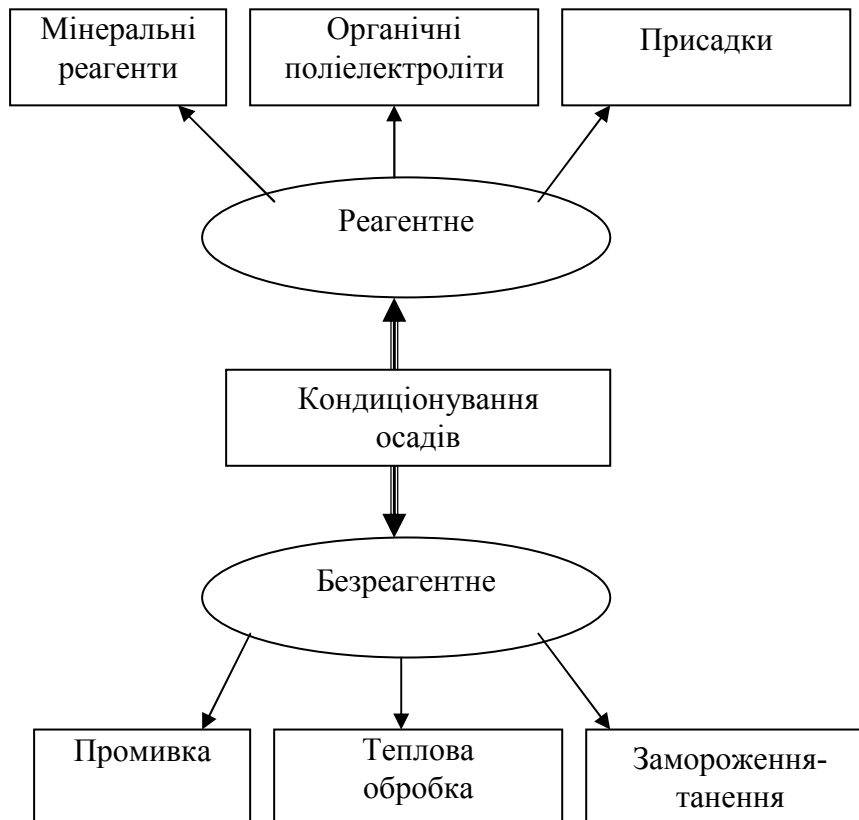


Рис. 6.6 – Структура методів попередньої підготовки осадів до збезводнення

Вживані як реагенти хлорне й сірчаноокисле залізо, а також вапно, вводять в осад у вигляді 10%-вих розчинів, а флокулянти – у вигляді 0,1-0,15%-вих розчинів. Дози реагентів визначають дослідним шляхом. Схему кондиціонування осадів мінеральними реагентами наведено на рис. 6.7.

Ефективність вживання мінеральних реагентів значною мірою залежить від умов проведення процесу обробки осаду. Найкращі результати досягаються при дотриманні певної послідовності введення реагентів і періодів розриву. Встановлено, що тривалість перебування осаду в камерах змішувачів повинна складати: у першій - 5-10 хвил; у другій - 5-10 хвил; у буферній камері до 15-30 хвил.

Кондиціонування осадів мінеральними реагентами має істотні недоліки, до яких відносяться: велика масова витрата реагентів і значне підвищення зольності зневодненого осаду; труднощі з транспортуванням і зберіганням; збільшення твердої фази осаду внаслідок внесення великої кількості (до 40%) баластних речовин.

Вживання органічних високомолекулярних поліелектролітів у багатьох випадках дозволяє отримати високу ефективність кондиціонування осадів. Основні переваги їх застосування полягають у малих дозах, зручності приготування і дозуван-

ня, підвищенні долі беззольної речовини осаду, відсутності баластних домішок. Застосовують у основному катіонні синтетичні органічні поліелектроліти.

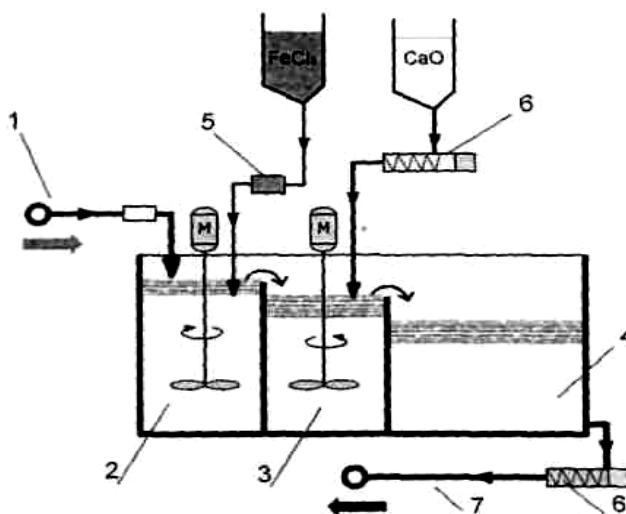


Рис. 6.7 – Схема кондиціонування осадів мінеральними реагентами:
1 - подача осаду; 2 - змішувач солі заліза; 3 - змішувач вапна; 4 - буферна камера;
5 - насос-дозатор; 6 - гвинтовий насос-дозатор; 7 - оброблений осад

Приготування і дозування робочих розчинів сучасних поліелектролітів не викликають особливих труднощів у експлуатації, проте мають свої особливості. В процесі розчинення поліелектроліт спочатку набрякає і лише після цього починає розчинятися, утворюючи гелеподібні структури навіть у досить розбавлених розчинах.

Головною причиною неефективного використання порошкоподібних і гранульованих органічних флокулянтів є утворення нерозчинних грудок (злипання гранул) на першому етапі замочування.

Схема розчинення і дозування розчину поліелектроліту наведена на рис. 6.8. Розчин поліелектроліту готують на чистій воді, інколи підігрітій до температури не більшій за 40 °С. Особливість наведеної установки полягає в сухому дозуванні реагенту в ємкість для набрякання. Одночасна подача води і порошку поліелектроліту в суспендер забезпечує рівномірний розподіл його в об'ємі води, що виключає утворення грудок. Повне розчинення реагенту відбувається в другому відділенні установки. Готовий розчин розбавляють до необхідної концентрації в ежекторі і далі поступає в одно-, двоступінчастий змішувач осаду.

Особливість дозування поліелектроліту при кондиціонуванні осадів полягає в необхідності ретельного підбору дози реагентів і інтервалу часу до початку процесу обезводнення. На відміну від мінеральних реагентів оптимальні дози знаходяться в межах 0,02-0,5% за сухою речовиною осаду.

Важливим елементом є робота мішалки з лопатями певної форми, яка забезпечує плавне й одночасно інтенсивне перемішування дуже в'язкого розчину із-за високої молекулярної маси сухих продуктів. При цьому забезпечуються дві необхідні умови:

1) повне розчинення – дозрівання розчину, а отже, його 100% використання та виключення проскакування недорозчинених гранул. Іноді ця умова знижує не обхід-

ний ефект і одночасно для її отримання необхідне підвищення дози за сухим продуктом до 30%;

2) забезпечення цілісності молекул при використанні для перемішування або стислого повітря, або мішалки з лопатями, які створюють щадні умови перемішування, не руйнуючи навіть при високих обертах довголанцюгові розкриті молекули.

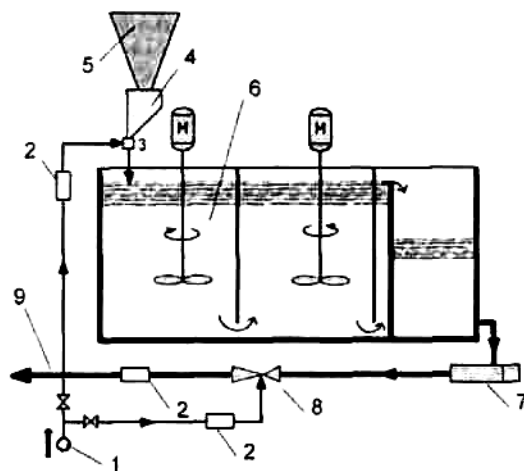


Рис. 6.8 – Схема установки для двухстадийного розчинення і дозування поліелектроліту:
1 - подача води-розчинника; 2 - індукційний витратомір; 3 - суспендер; 4 - дозатор; 5 - бункер сухого флокулянта; 6 – розчинно- витратний резервуар; 7 - гвинтовий насос; 8 - ежектор; 9 - подача готового робочого розчину в змішувач осаду

Ефективність процесу флокуляції багато в чому залежить від правильного вибору місця введення робочого розчину флокулянту та тривалості контакту його з осадом для досягнення повної флокуляції колоїдних частинок.

Присадки, в строгому розумінні, не є реагентами, оскільки не вступають у реакційну взаємодію з речовиною осаду. Як правило, це тверді нерозчинні дисперсні матеріали, які поліпшують структурно-механічні властивості осаду і тим самим підвищують його вологовіддачу. Присадки застосовують для кондиціонування пластичних, стиснутих осадів. Як присаджувальні матеріали можуть бути використані зола, подрібнені горілі породи, відпрацьовані сорбенти, тирса та ін.

Основна перевага *безреагентних методів* підготовки осадів полягає у відсутності потреби їх придбання, доставки й приготування. Крім того, не збільшуються маса осадів і об'єми відокремлюваної води. Деякі технології безреагентної обробки осаду дозволяють вирішити також завдання його стабілізації і знезараження.

Простий і досить поширений метод безреагентного кондиціонування – промивання осадів. Промивання найбільш ефективне для анаеробно зброджених осадів. Не здійснюють промивання осадів сирих, аеробно стабілізованих чи анаеробно зброджених у двоярусних відстійниках чи освітлювачах-перегнівачах. У результаті промивання зі збродженого осаду віддаляються колоїдні частки й дрібна суспензія. Для осадів, зброджених у різних режимах, параметри промивання розрізняються. Промивання осадів здійснюють біологічно очищеною стічною водою. Кількість промивної води слід приймати, $\text{м}^3/\text{м}^3$:

- для збродженого сирого осаду - 1-1,5;
- для збродженої в мезофільних умовах суміші сирого осаду і надлишкового активного мулу - 2-3;
- те ж, у термофільних умовах - 3-4.

Тривалість промивання слід приймати 15-20 хвил, число резервуарів для промивання осаду - не менше двох. Для виключення розділення осаду необхідно перед-

бачити перемішування повітрям, кількість його визначають з розрахунку $0,5 \text{ м}^3/\text{м}^3$ суміші осаду й води. Потім ця суміш із промитого осаду й води прямує в ущільнювачі, де протягом 12-24 годин відбувається ущільнення. Мулова вода, що містить 1-1,5 г/л зважених речовин і БПК, що має, 600-900 мг/л, прямує в початок очисних споруд (рис. 6.9).

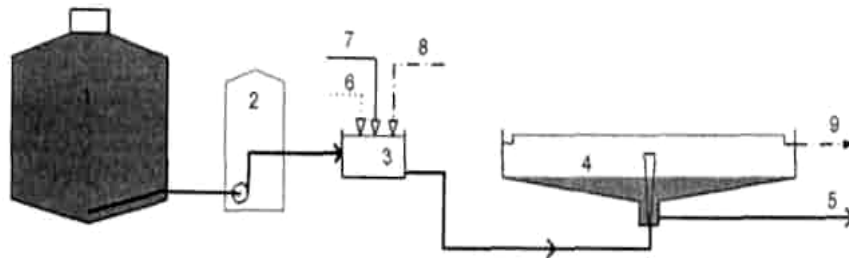


Рис. 6.9 – Схема кондиціонування зброженого осаду промиванням та ущільненням:

1 – метантенк; 2 – насосна станція; 3 – промивна камера; 4 – ущільнювач
5 – ущільнений осад на механічне зневоднення; 6 - подача стиснутого повітря;
7 - подача промивної води; 8 - подача фільтрату; 9 - випуск мулової води

Хоча промивання є ефективним прийомом зниження питомого опору зброжених осадів, для отримання високих показників зневоднення в ряді випадків її доповнюють одним з методів реагентної обробки. Зазвичай це роблять при термофільному режимі зброжування осадів.

Теплова обробка полягає в нагріванні осадів до температури $170-220^{\circ}\text{C}$ і витримці їх при цій температурі в закритих ємкостях – реакторах протягом 30-120 хвил.

Схема теплової обробки осаду, показана на рис. 6.10 включає дробарку, резервуар для осаду, поршневий насос високого тиску для подачі осаду в реактор, теплообмінник. Вихідний осад після нагрівання в теплообміннику подається в реактор, у якому осад витримують при тиску 1,2-2 МПа протягом 30-90 хв. при температурі $150-200^{\circ}\text{C}$. Підігрів осаду в реакторі здійснюють гострою парою. Для ущільнення осаду й відділення мулової води, перед подачею на зневоднення в схемі передбачений мулоущільнювач. Об'єм ущільненого осаду складає 20-30% від первинного, а його вологість до 92-94%.

У процесі теплової обробки відбуваються розпад органічних речовин, у основному білків, їх розчинення і перехід твердої фази осадів у рідку. При цьому змінюється структура осадів, їх зольність і частково хімічний склад, досягаються поліпшення водовіддачі й знешкодження осадів. При тепловій обробці питомий опір осадів знижується до значень, що дозволяють зневоднювати осад на вакуум-фільтрах і фільтр-пресах без обробки хімічними реагентами. Тепловій обробці можуть піддаватися як зброжені, так і сирі осад.

Осад після теплової обробки швидко ущільнюється до вологості 92-94%, тобто його об'єм скорочується в 2-4 рази, причому зневоднюють осад без обробки їх хімічними реагентами.

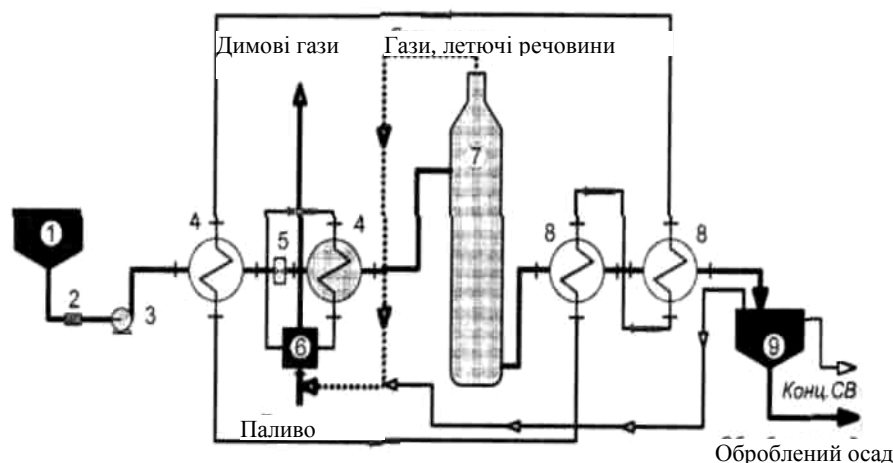


Рис. 6.10 – Схема процесу теплової обробки осадів міських стічних вод:
 1 - ємкість вихідного осаду; 2 - дробарка; 3 - насос; 4 - теплообмінники нагріву I і II ступенів; 5 - насос високого тиску; 6 - котел; 7 - реактор;
 8 - теплообмінники I і II ступенів охолодження; 9 - згущувач

Перевагою методу теплової обробки є повна стерильність обробленого осаду. До недоліків методу відносяться складність конструкції реактора, великі енергетичні витрати, утворення газів і запахів у процесі обробки осадів і висока концентрація органічних речовин у фільтраті, які необхідно направляти на біологічне очищення. Подача такої води на очисні споруди призводить до серйозного додаткового навантаження й порушення роботи аеротенків.

Штучне заморожування осадів здійснюють в установках з відстійниками контактної періодичної дії, в барабанних або панельних льодогенераторах (рис. 6.11). Неодмінною умовою, що забезпечує зниження вартості процесу за рахунок зменшення витрати електроенергії, є рекуперація теплоти фазових переходів, що забезпечує відтавання осаду за рахунок теплоти, що виділяється при заморожуванні.

Після танення осад добре зневоднюється на вакуум-фільтрах, фільтр-пресах і мулових майданчиках з природною основою й дренажем.

До основних недоліків методу відносяться тривалість усього циклу підготовки осаду, що обмежує продуктивність установок і відносно велику витрату електроенергії.

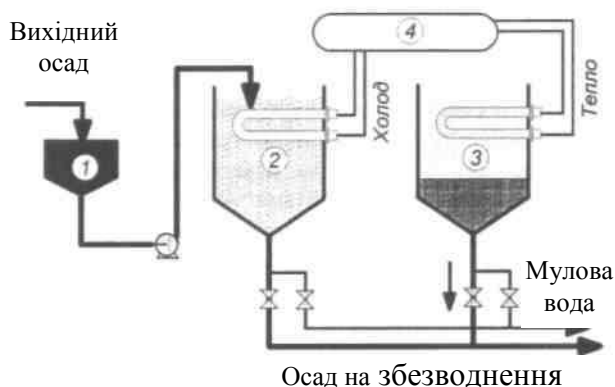


Рис.6.11. Схема установки кондиціонування осаду методом «заморожування – танення»
 1- ємкість вихідного осаду,
 2 і 3 – контактні відстійники
 4 – холодильний агрегат

Таблиця 6.1 – Вплив температури заморожування на зниження питомого опору осадів

Тип осаду	Вихідна вологість, %	Температура Заморожування, °С	Питомий опір, $\text{г} \cdot 10^{-10}$, см/г	
			вихідний	Після заморожування і танення
Активний мул	97,5	-15 -3...-7	985-2320	3,3-8,5 1-1,7
Сирий осад з первинних відстійників	95,5-96	-15...-18 -3...-5	710-830	8-18,5 1,2-1,5
Зброджена суміш	97	-15...-25 -3...-15	2180-2520	20-183 4-20

6. Методи збезводнення осадів

6.1 Природне збезводнення осаду мулових майданчиків

Найбільш поширеним методом збезводнення осаду є сушка його на *мулових майданчиках* різних конструкцій. Застосовують мулові майданчики на природній основі з дренажем і без дренажу, на штучній дренажній основі, на асфальтобетонній основі з дренажем, а також каскадні мулові площадки з відстоюванням і поверхневим видаленням мулової води, площадки-ущільнювачі, площадки з механічним видаленням осаду або будь-якої іншої конструкції.

Механізм дії мулових майданчиків у основному зводиться до таких процесів:

- ущільнення осаду й видалення рідкої фази з поверхні;
- фільтрація рідкої фази через шар осаду й видалення її за допомогою дренажної системи;
- випаровування рідини з вільної поверхні осаду.

Залежно від конструкції площадки та властивостей осаду вказані процеси можна поєднувати один з одним.

Мулові майданчики складаються з карт, оточених з усіх боків валиками. Розміри карт і число випусків визначають виходячи з вологості осаду й способу прибирання після підсихання.

Осад, розлитий по картах, підсушується переважно за рахунок випаровування води. Частина води профільтровується через дренаж або в ґрунт (на природній основі). Підсушений осад згрібають бульдозером або скрепером, завантажують у автомашини і відвозять на подальшу утилізацію. Вологість підсушеного осаду складає близько 75%. На мулових майданчиках влаштовують дороги з пандусами для з'їзду на карти автотранспорту і засобів механізації.

Робоча глибина карт до 0,7-1 м; висота захисних валиків на 0,3 м вища за робочий рівень осаду на карті. Число карт – не менше 4. Площа мулових майданчиків залежить від кількості осаду, його характеру і кліматичних умов.

Повна площа має бути на 20-40% більшою від корисної. Ця площа необхідна для влаштування валиків і доріг.

Зимою осад на мулових площадках заморожується. Для зимового наморозування допускається використання 80% площадок, а 20% призначається для використання в період весняного танення наморозеного осаду.

На рис. 6.12 наведений план і розріз мулових площадок.

У світовій практиці мулові площадки використовують на станціях малої продуктивності; на очисних спорудах середньої і великої продуктивності перевагу віддають механічному зневодненню осадів.

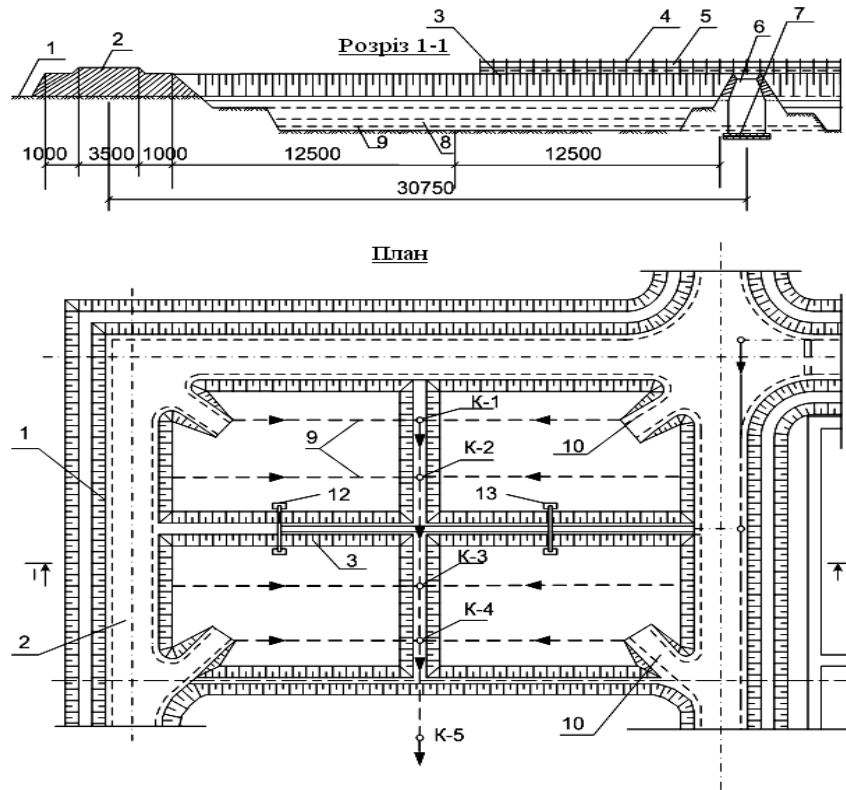


Рис. 6.12 – Мулові майданчики:

1 – кювет захисної канави; 2 – дорога; 3 – зливний лоток; 4 – бруски, що підтримують розвідний лоток; 5 – розвідний лоток; 6 – дренажний колодязь; 7 – збірна дренажна труба; 8 – дренажний шар; 9 – дренажні труби; 10 – з'їзд на карту; 11 – дренажна канава; 12 – шибер; 13 – щит під зливним лотком; K-1 – K-5 – колодязі

Якщо ґрунт добре фільтрує воду (пісок, супісок) і ґрунтові води знаходяться на великій глибині, мулові майданчики влаштовують на природних ґрунтах. При неглибокому заляганні ґрунтових вод (до 1,5 м) необхідно передбачати пониження їх рівня або застосовувати мулові майданчики на штучній асфальтобетонній основі з дренажем.

Розміри карт мулових майданчиків у залежності від місцевих умов для великих станцій приймають від 200 до 400 м² і більше.

Корисну площу мулових майданчиків, м², визначають за формулою:

$$F = \frac{W \cdot 365}{hK}, \quad (6.8)$$

де W – кількість осаду, м³/доб, що надходить на мулові майданчики;

h – навантаження осаду на мулові майданчики, м³/(м²·рік);

K – кліматичний коефіцієнт.

Мулові майданчики перевіряють на зимове намерзання за числом днів з температурою нижчою за 10° С. Під намерзання повинно відводитися не більше 80% корисної площі мулових майданчиків.

Висота шару намерзання h_1 , м, залежить від кліматичних умов і вираховують за формулою:

$$h_1 = \frac{Wt}{FK_2}, \quad (6.9)$$

де t – тривалість намерзання (кількість днів з середньодобовою температурою повітря нижче – 10° С); K_2 – коефіцієнт, що враховує частину площі, відведеної під намерзання, дорівнює 0,8.

6.2 Механічне збезводнення осадів стічних вод

Збезводнення осадів стічних вод на мулових майданчиках для очисних споруд середньої і великої продуктивності часто виявляється неможливим через відсутність вільних земельних площ. Тому на таких станціях застосовують механічне знегоднення осадів на вакуум-фільтрах, фільтр-пресах, центрифугах або інших апаратах.

До переваг механічного збезводнення осаду можна віднести: велику потужність, скорочення виробничої площі за рахунок відмови від мулових майданчиків; ліквідація неприємних запахів; зменшення кількості обслуговуючого персоналу; відсутність впливу кліматичних факторів на процес зневоднення; можливість автоматизації всього комплексу споруд на очисній станції.

Механічне зневоднення осаду здійснюють за допомогою фільтр-пресів, центрифуг і вакуум-фільтрів. При цьому вологість осаду після зневоднення зменшується до 75-80%.

При фільтруванні відбувається процес відділення твердих частинок від рідини при різниці тиску над фільтрувальним середовищем і під ним. Фільтруючим середовищем на барабанних вакуум-фільтрах і фільтрпресах є фільтрувальна тканина і шар осаду, що налипає на тканину в процесі фільтрування. Первинне фільтрування відбувається через тканину, в порах якої тверді частинки осаду затримуються і створюють додатковий фільтрувальний шар. Цей шар у міру фільтрування збільшується і є головним фільтруючим середовищем, а тканина служить лише для підтримки фільтруючого шару.

При фільтруванні рідина протікає через пористу масу і утворюється шар осаду (кека). При збільшенні шару кека зменшується швидкість протікання рідини (фільтрату). В зоні фільтрування осад фільтрується під дією вакууму (в барабанних вакуум-фільтрах), а на фільтрпресах – під тиском. Вологість зневодненого осаду (кека) складає 60-80%.

Зброджений осад, вивантажуваний з метантенка, перед подачею на механічне зневоднення піддають промивці технічною водою протягом 15-20 хв. з розрахунку 2-4 м³ води на 1 м³ осаду і продувають повітрям в об'ємі 0,5 м³ на 1 м³ суміші осаду і води. Потім цю суміш направляють у мулозгущувачі, де протягом 12-24 годин ущільнюється осад і видаляється вода. Мулова вода, що містить до 1,5 г/л завислих речовин і БПК до 900 мг/л, прямує на очисні споруди, а ущільнений осад (кек) вологістю 94-96% перед подачею на механічне зневоднення піддають коагуляції. Осад після такої обробки має нижчий питомий опір і значно легше віддає воду.

Реагенти вводять безпосередньо перед подачею осаду на механічне зневоднення (перед фільтрпресами, центрифугами).

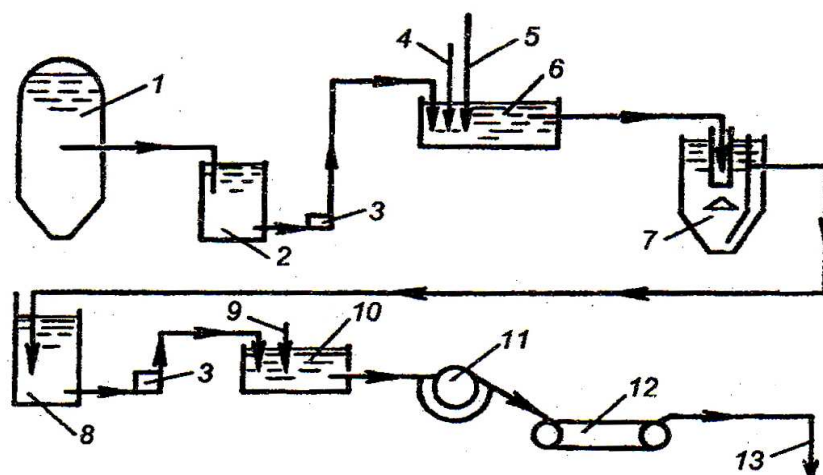


Рис. 6.13 – Схема підготовки осаду до механічного зневоднення
 1 – метантенк; 2 – збірний резервуар; 3 – плунжерний насос; 4 – подача води;
 5 – подача стислого повітря; 6 – промивання осаду; 7 – ущільнювач;
 8 – резервуар ущільненого осаду; 9 – подача коагулянту; 10 – відділення коагулювання; 11 – вакуум-фільтр; 12 – конвеєр; 13 – подача у відділення термічного сушіння

Зневоднення осаду на вакуум-фільтрах полягає у видаленні води з суцільного шару осаду, розміщеного на тканині під дією вакууму, який створюється з боку тканини. На вакуум-фільтрах можна обробляти практично всі види осадів. Розрізняють звичайні барабанні, барабанні з полотном, що сходить, дискові і стрічкові вакуум-фільтри.

Барабанний вакуум-фільтр – це горизонтально розташований барабан, що обертається, частково (на 35-40%) занурений в ємкість з осадом. Барабан має дві стінки: внутрішню – суцільну і зовнішню – перфоровану, обтягнуту фільтруючою тканиною з синтетичних волокон (капрону, хлорину, нітрону, лавсану).

Робочий цикл вакуум-фільтра включає три послідовних операції: фільтрування; зневоднення (просушування); видалення кека.

Зрізаний ножем кек поступає на конвеєр, далі – в бункер або на автомобіль і вивозять його за межі цеху. Для поліпшення фільтруючої здатності тканину через 8-24 години роботи фільтру регенерують – промивають інгібованою кислотою або розчином ПАР.

Барабанний вакуум-фільтр, регенерація фільтрувальної тканини у якого проводиться безперервно, називається барабанним вакуум-фільтром з полотном, що сходить. Фільтри даної конструкції мають ряд переваг перед звичайними фільтрами. Їх застосування особливо ефективне, коли осади стічних вод за своєю структурою здатні швидко замулювати фільтрувальну тканину (сирі осади з первинних відстійників).

Вологість осаду (кека) після барабанного вакуум-фільтра складає 72-87% залежно від характеристики оброблюваного осаду, а продуктивність – 8-40 кг сухої речовини осаду на 1 м² поверхні фільтру за годину.

Розрахунок установок з механічного зневоднення осаду на вакуум – фільтрах включає: розрахунок споруд з промивання й ущільнення осаду; розрахунок

реагентного господарства; визначення кількості барабанних фільтрів, необхідних для зневоднення осаду.

Зневоднення осаду на фільтр-пресах полягає у видаленні води під дією надлишкового тиску, який створюється з боку осаду. Фільтрпреси застосовують у тих випадках, коли осад після зневоднення направляють на сушку або спалювання, або коли необхідно одержати осади для подальшої утилізації з мінімальною вологістю.

Потужність вакуум-фільтрів і фільтр-пресів для осадів міських стічних вод приймають у залежності від характеристики оброблюваного осаду за табл. 6.2

На відміну від центрифуг стрічкові фільтр-преса не піддаються абразивному зношуванню при підвищеному вмісті піску в осаді.

Фільтрпреса існують рамні, камерні типа ФПАКМ (фільтрпрес автоматичний камерний модернізований), стрічкові, барабанні й гвинтові (шнекові). В порівнянні з барабанними вакуум-фільтрами, за початковими рівними умовами, після зневоднення осаду на фільтрпресах вони виходять з меншою вологістю - 55-75%.

Стрічкові фільтр-преса призначені для зневоднення попередньо механічно чи гравітаційно згущеної до 3–5 % сухої речовини осадів. Продуктивність стрічкових фільтр-пресів залежить від ширини стрічки й типа осадів. Для осадів міських стічних вод (суміші осаду первинних відстійників і надлишкового мулу) продуктивність, у середньому складає 4 – 7 м³/год за вихідним осадом на 1 м робочої ширини стрічки, витрата флокулянту – 0,1- 0,5 % від маси сухої речовини осаду. В залежності від складу, властивостей та температури осадів і флокулянту, що застосовують, остаточна вологість кеку на виході фільтр-преса складає 65-74 %.

У випадку подачі на стрічкові фільтр-преса осаду вологістю 99,5-98 % доцільно попередньо провести згущення осаду на стрічкових або барабанних згущувачах чи застосувати комбінацію з фільтр-преса з надбудованим зверху згущувачем. Вологість кека після згущувача зменшується до 94 %. Такий згущувач дозволяє зекономити місце й збільшити продуктивність фільтр-преса, особливо при обробці мало концентрованих осадів – (5-20 кг сухої речовини на м³ осаду) або вологістю 99,5-98 %.

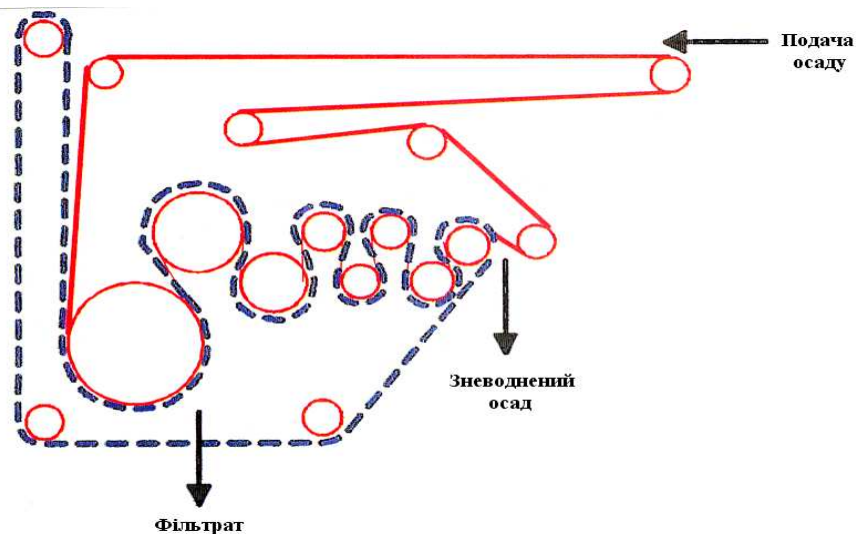


Рис. 6.14 – Стрічковий фільтр-прес

Таблиця 6.2 – Продуктивність і вологість кеку при зневодненні осадів міських стічних вод на вакуум-фільтрах і фільтр-пресах

Характеристика осаду, що обробляють	Продуктивність, кг, сухої речовини осаду на 1 м ² поверхні фільтра за 1 годину		Вологість кеку, %	
	вакуум-фільтрів	фільтр-пресів	при вакуум-фільтруванні	при фільтр-пресуванні
Зброджений осад з первинних відстійників	25 – 30	12 – 17	75 – 77	60 – 65
Зброджена в мезофільних умовах суміш осаду з первинних відстійників і активного мулу, аеробно стабілізований активний мул	20 – 25	10 – 16	78 – 80	62 – 68
Зброджена в термофільних умовах суміш осаду з первинних відстійників і активного мулу	17 – 22	7 – 13	78 – 80	62 – 68
Сирий осад з первинних відстійників	30 – 40	12 – 16	72 – 75	55 – 60
Суміш сирого осаду з первинних відстійників і ущільненого активного мулу	20 – 30	5 – 12	75 – 80	62 – 75
Ущільнений активний мул станцій аерації населених пунктів	8 – 12	2 – 7	85 – 87	80 – 83

Перед згущуванням у суміш додають флокулянт катіонного типу. Осад, оброблений флокулянтом, легко згущується в барабанних або на стрічкових згущувачах під дією сил гравітації. В барабанних згущувачах (рис. 6.15) осад вводиться всередину барабана, що обертається, і фільтрується через сито. Згущений осад за допомогою шнека видаляється з внутрішньої поверхні барабана, а фільтрат стікає в каналізацію. Згущувачі мають незалежний привід барабана й шнека. Сито періодично або безперервно промивається водою під тиском. У процесі експлуатації може регулюватися подача осаду на згущування і частота обертання шнека.

На рис. 6.15 показаний також принцип дії стрічкового згущувача. Згущуваний осад подається на поверхню рухомої фільтрувальної стрічки (сітки), проходя по якій, під дією сил гравітації згущується. Згущений осад, видаляється з поверхні стрічки за допомогою ножа, а фільтрувальна стрічка піддається промиванню водою під тиском. Фільтрат збирається в кориті, звідки видаляється разом з промивною водою по скидній трубі. Стрічкові згущувачі мають одне або декілька пристроїв для натягнення фільтрувальної стрічки, привід і систему направляючих роликів руху фільтрувальної стрічки.

Стрічковий згущувач дозволяє знижувати вологість осадів міських стічних вод з 99,5 % до 96-94 % (40-60 кг сухої речовини на м³) і скорочувати об'єм осадів у 2-3,5 разів.

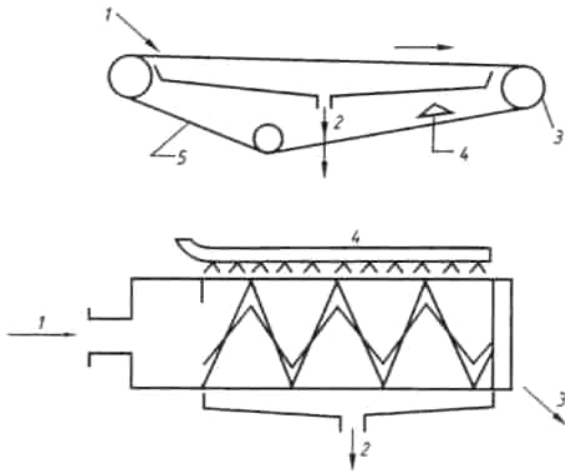


Рис. 6.15 – Принципові схеми стрічкового й барабанного згущувачів:

1 - подача осаду на згущування; 2 - скид фільтрату і промивної води; 3 - видалення згущеного осаду; 4 - промивні форсунки; 5 - фільтрувальна стрічка

На рис. 6.16 показана схема технологічного процесу підготовки і зневоднення осадів на стрічкових фільтр-пресах. Схема включає операції з приготування, розчинення і дозування флокулянтів, прийому, зберігання, перекачування і дозування осадів, їх збезводнення і видалення. Ємкість резервуару для розчину флокулянту рекомендується приймати такою, що дорівнює добовій потребі, резервуару для осаду – не більше дводобової продуктивності. Кількість стрічкових фільтр-пресів необхідно приймати не меншим за два (обидва - робочі, що забезпечують обробку добової кількості осаду в одну зміну). Необхідний резерв у цьому випадку створюється (в разі зупинки одного зі СФП) переходом на двозмінну роботу. Дозування флокулянту й осаду доцільно здійснювати автоматично з єдиного пульта управління.

Перевагами стрічкових фільтр-пресів у порівнянні з іншими апаратами для механічного збезводнення осадів є:

- збезводнення осаду в безперервному режимі;
- простота обслуговування;
- низькі капітальні й експлуатаційні витрати;
- низька потреба в електроенергії;
- відсутність шуму й вібрацій.

Недоліки:

- велика чутливість процесу до зміни дози флокулянтів;
- велика витрата води для промивання і регенерації фільтрувальних стрічок;
- можливість поширення неприємних запахів, особливо при обробці відносно добре зневоднених сирих осадів.

Центрифугування осадів знаходить все більше розповсюдження, оскільки цей метод є досить простим у експлуатації, економічним; це процес, яким легко управляти, але вологість кека в порівнянні з кеком, одержаним після фільтр-пресування вища.

- Більш концентрований осад первинних відстійників розділяється у відцентровому полі краще, ніж зброджена суміш осаду й мулу, і значно краще, ніж активний мул.
- Центрифуги швидко зношуються, якщо в осаді містяться абразивні домішки, в тому числі пісок. Тому необхідно в схемі механічного очищення стічних вод, осади яких передбачається обробляти на центрифугах, приймати грати з

шириною прозорів 5,2 мм для більш ретельної затримки забруднень. Також передбачається зниження швидкості руху потоку стічних вод у піскоуловлювачах до 0,12 – 0,15 м/с для максимального затримання піску.

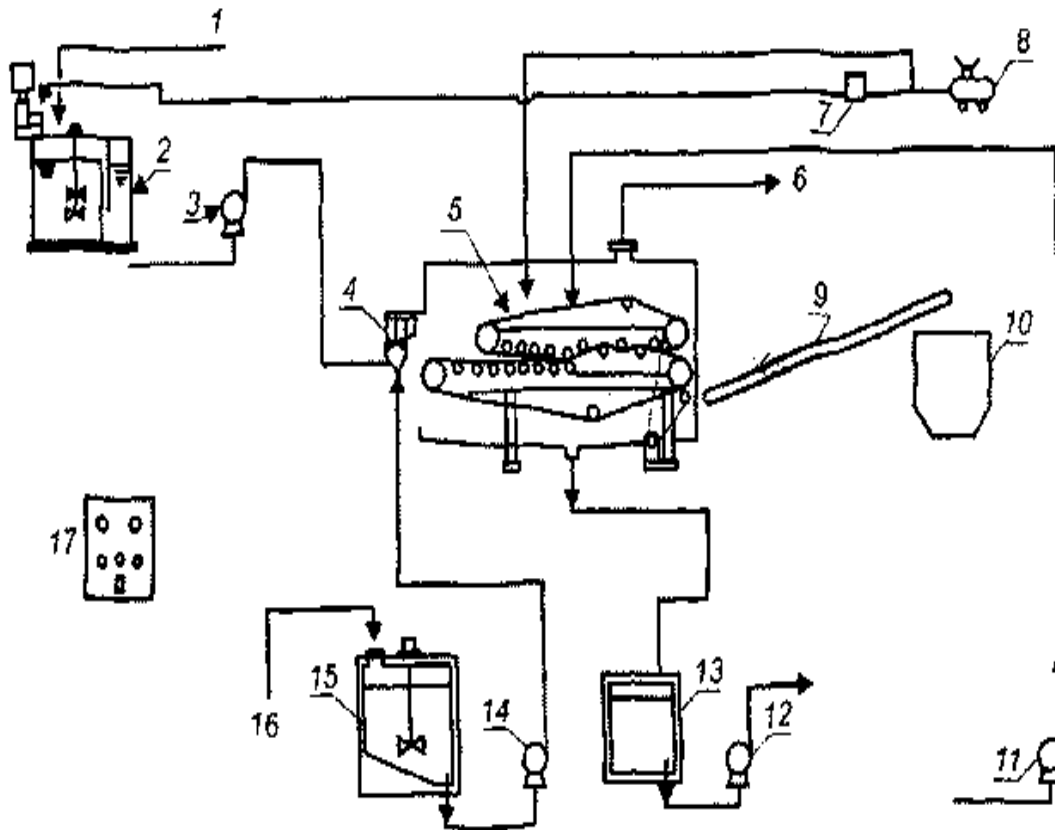


Рис. 6.16 – Принципова схема підготовки й зневоднення осадів на стрічкових фільтр-пресах:

1 - подача води; 2 - резервуар для розчинення, перемішування і розбавлення флокулянта; 3 - насос-дозатор флокулянта; 4 - ежектор для змішування осаду з розведеним флокулянтном; 5 - стрічковий фільтр-прес; 6 - вентиляція повітря; 7 - повітряний фільтр; 8 - компресор подачі свіжого повітря; 9 - транспортер; 10 - бункер для зневодненого осаду; 11 - насос подачі промивної води; 12 - насос для перекачування фільтрату і промивної води; 13 - резервуар для фільтрату і промивної води; 14 - насос-дозатор осаду; 15 - резервуар для збезводнюваного осаду з мішалкою; 16 - подача вихідного осаду; 17 - контрольна панель з системами пуску і автоматики

Центрифугування осадів здійснюють з застосуванням флокулянтів або без них. При використанні флокулянтів осад після збезводнення (кек), має меншу вологість; рідка фаза, що утворюється при центрифугуванні (фугат), має менше забруднення.

У результаті центрифугування отримують кек вологістю 60–85% залежно від типу осаду, що обробляють, і фугат з високою концентрацією завислих речовин і БПК_{повн}.

Ефективність затримання сухої речовини й вологість кеку приймають за табл. 6.3.

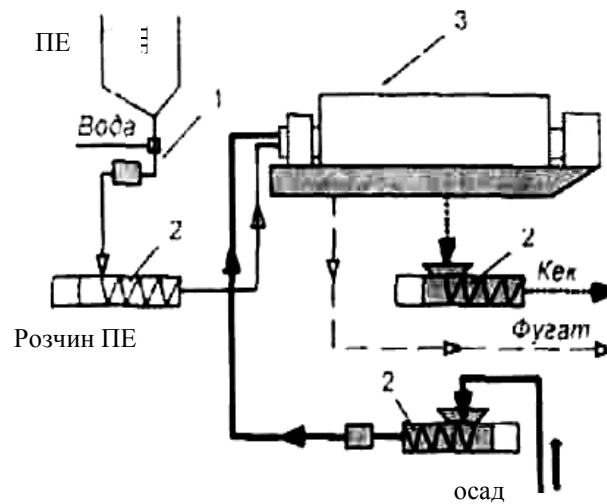


Рис. 6.17 – Схема збезводнення осаду центрифугуванням:
 1- система приготування і дозування поліелектроліту; 2 - гвинтові насоси для
 подачі флокулянту, осаду й кеку; 3 - центрифуга

Таблиця 6.3 – Ефективність затримання сухої речовини й вологість кеку
 при механічному зневодненні на центрифугах

Характеристика осаду, що обробляють	Ефективність затримання сухої речовини, %	Вологість, %
Сирий або зброджений осад з первинних відстійників	45 – 65	65 – 75
Анаеробно зброджена суміш осаду з первинних відстійників і активного мулу	25 – 40	65 – 75
Аеробно стабілізована суміш осаду з первинних відстійників і активного мулу	25 – 35	70 – 80
Сирий активний мул при зольності, %:		
28 – 35	10 – 15	75 – 85
38 – 42	15 – 25	70 – 85
44 – 47	25 – 35	60 – 75

Контрольні питання

1. Назвіть види осадів стічних вод.
2. Якими параметрами характеризуються осади, що утворюються на очисних спорудах
3. Дайте характеристику якісних властивостей осадів стічних вод.
4. У якому стані знаходиться вода у складі осадів стічних вод?
5. Порівняйте осади з точки зору їх водовіддачі. Як хімічний склад осадів впливає на їх водовіддачу?
6. Що таке питомий опір осаду фільтрації?
7. Від чого залежить кількість осадів, утворюваних у процесі очищення стічних вод?
8. Яке основне завдання обробки осадів стічних вод?
9. Назвіть основні стадії обробки осадів стічних вод.

10. Опишіть послідовність технологічних операцій, застосовуваних для обробки осадів стічних вод?
11. Для чого здійснюють ущільнення осадів стічних вод? Які осади піддають ущільненню?
12. Назвіть способи ущільнення осадів стічних вод.
13. Охарактеризуйте гравітаційний метод ущільнення осадів.
14. Які споруди застосовують для ущільнення осадів стічних вод?
15. Охарактеризуйте флотаційний метод ущільнення осадів.
16. Назвіть переваги флотаційних мулозгущувачів.
17. Для чого осади стічних вод піддають стабілізації?
18. В яких умовах і спорудах здійснюють стабілізацію осадів стічних вод?
19. Назвіть переваги й недоліки аеробних стабілізаторів.
20. Охарактеризуйте роботу метантенків.

ТЕМА 7. УТИЛІЗАЦІЯ ОСАДІВ

1. Утилізація осадів каналізаційних очисних станцій.
2. Технологічні рішення комплексу споруд для отримання і утилізації біогазу.

1. Утилізація осадів каналізаційних очисних станцій

Серед численних екологічних проблем проблема осадів стічних вод є однією з найбільш важливих. Складність полягає не тільки в технологічній стороні питання, але і в законодавчій базі. Пред'являючи все більш жорсткі вимоги до якості очищення стічних вод, законодавство не регламентує питання переробки і утилізації осадів. Результатом цього є вторинне забруднення навколишнього середовища на стадії невизначеного довгого зберігання.

В даний час накопичений значний досвід з використання осадів міських і виробничих стічних вод [14]. Визначені основні напрями утилізації осадів [15] представлені на рис. 7.1.

Осади міських стічних вод використовують головним чином в сільському господарстві як органо-мінеральне азотно-фосфорне добриво, що містить також необхідні для розвитку рослин мікроелементи. При вживанні в технології обробки осадів як реагенту вапно осади можна розглядати як вапняні добрива.

Доцільність утилізації осадів як добрива визначається комплексним вмістом в них біогенних елементів. Дані з кількості біогенних елементів, отримані на підставі узагальнення показників станцій аерації наведено у табл. 7.1. З таблиці 7.1 видно, що найбільш цінним органічним добривом, особливо багатим азотом і фосфором, є активний мул, міст речовин удобрювачів в осадах коливається в широких межах. Це пояснюється відмінністю складу міських стічних вод, що очищаються.

Відношення вуглецю до азоту в осадах в середньому складає 14-15. Мінеральна частина осадів представлена в основному сполуками кальцію, кремнію, алюмінію і заліза. Надходження на очисні станції міст різних виробничих стоків обумовлює присутність в осадах ряду мікроелементів. Мікроелементи збільшують швидкість багатьох біохімічних реакцій, що протікають у рослинах, а їх недостача призводить до порушення обміну речовин.

Таблиця 7.1. - Вміст основних живильних речовин в осадах стічних вод % маси сухої речовини

Живильні речовини	Осад сирий	Активний мул	Суміш осаду первинних відстійників і активного мула	Зброджена суміш осаду первинних відстійників і активного мула
Азот загальний, N	1,5-8,0	2,4-10	2-8	1,6-7,5
Фосфор загальний в перерахунку на P_2O_5	0,6-5,2	2,3-11	1-8	0,9-6,6
Калій загальний в перерахунку на K_2O	0,1-1,0	0,3-0,7	0,2-0,7	0,2-0,6

Так, мікродобрива, що містять мідь, підвищують врожайність зернових культур на болотяних і піщаних ґрунтах нечорноземної смуги. Марганець сприяє підвищенню врожайності цукрового буряка, кукурудзи і інших культур. Недолік заліза і цинку наводить до серйозних порушень життєдіяльності рослин, особливо це відноситься до плодових рослин, винограду і бавовника. Бор грає важливу роль в підвищенні врожайності льону, цукрового буряка, бавовника, кормових бобів, гороху, люцерни, ряду овочевих, плодових і ягідних культур. Мікроелементи також сприяють засвоєнню рослинами органічних речовин з осадів. Цинк, мідь, залізо, марганець, сірка, магній, селен необхідні для життєдіяльності рослин, тварин і людей. Проте збільшення концентрації мікроелементів може робити негативний вплив на зростання рослин. Барій, молібден, нікель, селен, мідь і цинк можуть бути корисними і шкідливими для сільськогосподарських культур і тварин залежно від їх дози. Тому в багатьох країнах існують стандарти, що регламентують вміст важких металів в осадах, утилізованих як добриво, а також дози і терміни внесення осадів у ґрунт.

Отже, оцінюючи осади стічних вод як добрива, слід враховувати й негативні їх якості. У зв'язку з тим, що до побутових стічних вод додається значна кількість самих різноманітних виробних стічних вод, осади можуть містити різні шкідливі для рослин речовини. У ряді випадків у осадах стічних вод відмічається підвищений вміст токсичних солей важких металів (миш'яку, свинцю, кадмію, нікелю, хрому)

Окрім обмежень за вмістом солей важких металів, стандартами різних країн у осадах, що утилізують, встановлений допустимий вміст різних мікроорганізмів і визначені процеси обробки осадів, які забезпечують їх санітарну безпеку.

З санітарного погляду, як добрива можуть бути використані тільки ті осади, які пройшли обробку, що забезпечує їх незагнивання й знищення патогенних мікроорганізмів, а також яєць гельмінтів.

При використанні осадів як органічне добриво термічна сушка з одночасною грануляцією, пастеризація з вапном, теплова обробка або компостування дозволяють технічно найбільш вдосконалено завершити технологічний цикл їх обробки. Ці процеси забезпечують отримання безпечного у санітарному відношенні осаду, який не гниє і позбавлений неприємних запахів, зручний для транспортування, зберігання і внесення у ґрунт продукту, що містить такі цінні для добрива компоненти, як азот, фосфор, мікроелементи, а також вапно.

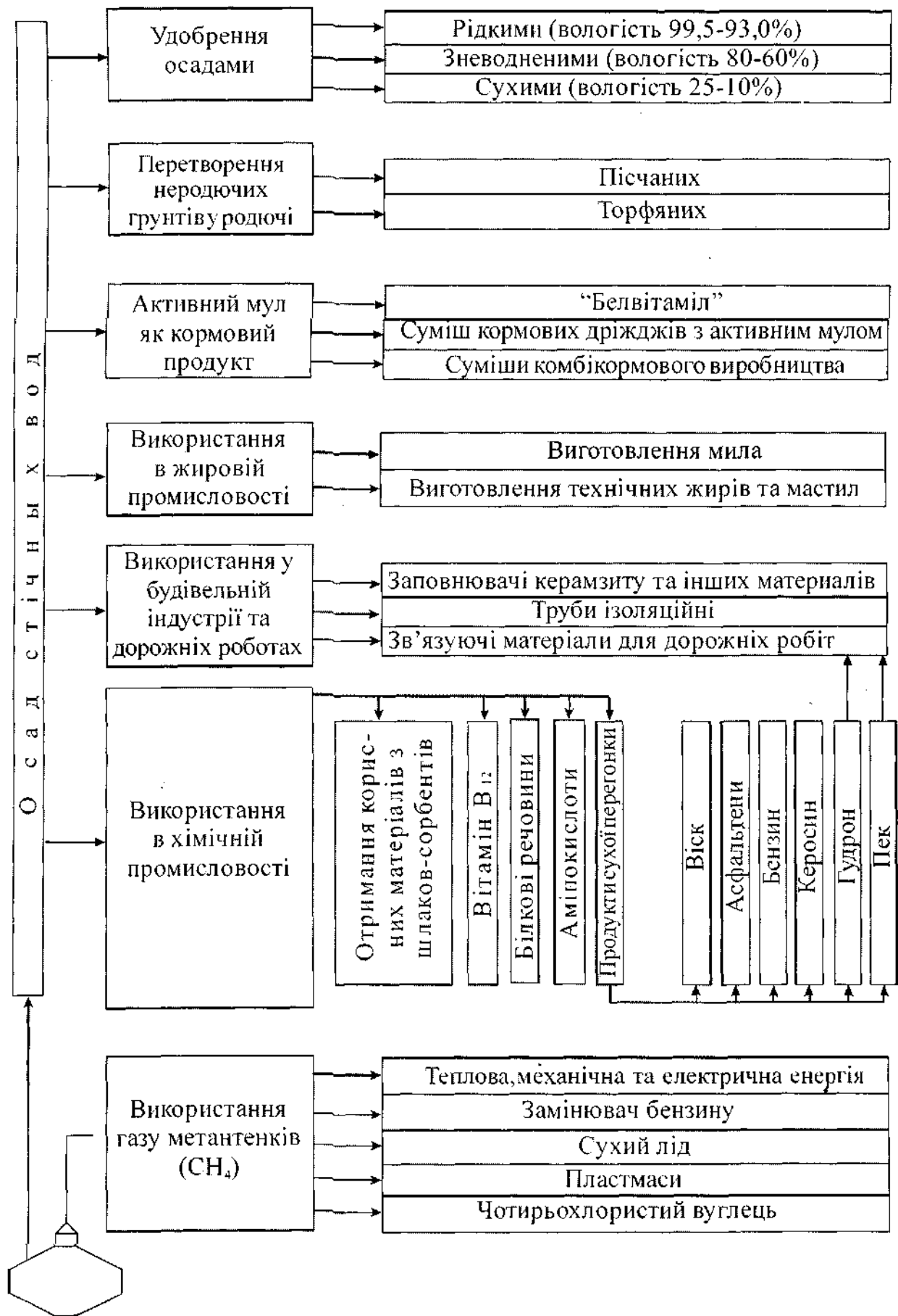


Рис. 7.1 – Основні напрями утилізації осадів стічних вод

Не зважаючи на певні обмеження, аеробно чи анаеробно зброджені осади, підсушені на мулових майданчиках або механічно збезводнені, досить широко застосовують для рекультивації земель та як органічні добрива.

На підставі більш ніж 40-річного досвіду і досліджень з утилізації осадів, що проводилися в Англії, Білорусії, Угорщині, Германії, Данії, Іспанії, Італії, Канаді, Росії, Фінляндії, Франції, США, Україні, Швеції і Японії, встановлене наступне [14]:

- використання осадів - ефективний метод відновлення природних ресурсів, поліпшення родючості ґрунтів, зменшення їх ерозії, збільшення здатності адсорбувати і утримувати воду;
- осади стічних вод містять у своєму складі органічні, мінеральні речовини і мікроелементи, необхідні для зростання рослин, більшість з яких не міститься в мінеральних добривах;
- за змістом азоту, фосфору, калію і мікроелементів осади можна розглядати як комплексні орґано-мінеральні добрива, що виключають або значно скорочують споживання мінеральних добрив;
- найефективніше осади стічних вод можуть утилізуватися після їх обробки, що включає механічне збезводнення, термосушку, компостування або пастеризацію з обробкою вапном, що забезпечують стабілізацію, санітарне знезараження і отримання продукту, зручного для транспортування, зберігання і внесення до ґрунту;
- дози внесення осадів у ґрунт повинні ґрунтуватися на нормативних документах, прийнятих в різних країнах;
- під впливом осадів зменшується кислотність ґрунтів і збільшується вміст в них азоту, фосфору й гумусу. Значна частина азоту і фосфору в осадах знаходиться в органічній формі. Потрапляючи у ґрунт, осад мінералізується, при цьому азот, фосфор й інші елементи живлення переходять в доступні для рослин сполуки. При цьому використання азоту рослинами в перший рік складає від 10 до 70%, в другій і в подальші роки - в середньому від 8 до 20%;
- із збільшенням родючості ґрунтів зростає тривалість дії осадів як добрива. Тривалість післядії осадів залежить також від складу ґрунту. Так, на глинисті і суглинні ґрунти осад надає тривалішу дію, ніж на піщані і супіщані, внаслідок більшого проникнення повітря;
- залишкова кількість патогенних мікроорганізмів і яєць гельмінтів, що міститься в осадах, гине унаслідок дії сонячних променів і ґрунтової мікрофлори. При внесенні осаду до ґрунту збільшується кількість і склад розкладаючих його мікроорганізмів, підвищується катіонна активність ґрунту;
- кращим періодом внесення осаду в ґрунт є осінь, оскільки в осінньо-зимовий період відбувається часткове розкладання осаду і в ґрунті накопичуються доступні для рослин елементи живлення. При внесенні осаду весною він не встигає досить розкластися;
- кількість нормованих металів, що вносяться з осадами в ґрунт, зазвичай трохи перевищує їх вміст в ньому, занепокоєння можуть викликати лише свинець, кадмій і ртуть;

- нікель, кадмій і цинк є найбільш рухливими металами в ґрунті. Проте в процесі обробки осади їх рухливість зменшується, особливо при обробці вапном, яке зв'язує метали.

Сільськогосподарське використання

Відходи стічних вод виробничих підприємств також успішно можуть утилізуватися в сільському господарстві. Металургійні шлами, які містять значну кількість вапна, можуть використовуватися для кондиціювання кислих ґрунтів. Осади органовміщуючих стічних вод харчової, целюлозно-паперової і гідролісної промисловості за вмістом біогенних елементів перевершують осади муніципальних стічних вод, що зумовлює успішне їх використання в якості добрива.

Проведені дослідження показали можливість приготування з активного мулу кормових добавок до раціонів харчування сільськогосподарських тварин і звірів цінних порід, отримання з активного мулу вітаміну B₁₂ і амінокислот.

Високий вміст білків, амінокислот, мікроелементів і вітамінів в надлишковому активному мулі дозволяє використовувати його як харчові добавки для різних галузей тваринництва. Зокрема вітчизняними вченими запропоновано застосування розробленого на його основі кормового продукту «белвітамілу».

Добавка в харчовий раціон тварин і птахів даного продукту збільшує вихід м'ясних продуктів, підвищує яйценосність курей, покращує смакові якості і зменшує витрати кормів.

Однак цілорічне використання осадів стічних вод у сільському господарстві у багатьох випадках ускладнено. Причинами цього є сезонність сільськогосподарських робіт, кліматичні умови, відсутність відповідних транспортних засобів та ін. Тому часто осади зберігаються довгий час.

Зберігати осад слід найбільш простим і дешевим способом, дотримуючись заходів із захисту навколишнього середовища.

Місця складування не повинні порушувати загальної картини ландшафту, повинні бути видалені від районів великого скупчення людей, зон відпочинку, від об'єктів, які мають культурне і історичне значення.

Для зберігання механічно зневоднених осадів, осадів з мулових майданчиків і компосту повинні передбачатися закриті або відкриті майданчики з твердою основою, асфальтовані чи асфальтобетонні. Слід передбачати механізацію вантажно-розвантажувальних робіт і повернення на очистку дренажних вод від споруд зі зберігання осадів.

Виробництво будівельних матеріалів

Осад стічних вод може служити сировиною для виробництва будівельних матеріалів. Окрім використання як добрива, представляють інтерес інші способи утилізації осадів, які вже застосовують або ще вивчають. До них відносять у першу чергу процеси, які дозволяють отримати з осадів горючі масла, нафтопродукти або гази. Осади використовують у рідкому або вимушеному виді як наповнювачі при виробництві матеріалу для дорожніх покриттів, легкого бетону, тротуарів, труб, клінкерної цегли, добавок до цементу, керамічних виробів.

Утилізація осадів виробничих стічних вод дозволяє знизити витрати на їх очистку й отримати додатково товарний продукт, який підлягає реалізації у народному господарстві. У ряді випадків осади можна використовувати як сировину

для основного виробництва (скляні, оптико-механічні, феритні виробництва та ін.) або як добавки для допоміжних виробництв (м'ясокомбінати, молокозаводи – технічні жири, ланолін, жирозамінювачі; целюлозо-картонні, целюлозо-паперові комбінати – деревинно-волокнисті плити, картон, целюлоза та ін.). Осади і шлами виробничих стічних вод після відповідної обробки можна утилізувати як реагенти для коагуляції осадів міських стічних вод. Тому питання утилізації осадів виробничих стічних вод необхідно вирішувати на стадії проектних розробок одночасно з вирішенням питань очистки стічних вод, прагнучи до створення безвідходних технологій і підприємств.

2. Технологічні рішення комплексу споруд для отримання і утилізації біогазу

Обробка осадів є одним з складних і енергоємних процесів в комплексі очищення стічних вод. Вартість обробки осадів складає в середньому 30-40% загальних витрат на очищення стічних вод.

У той же час осади, що утворюються в процесі очищення стічних вод, і продукти їх переробки, в першу чергу біогаз, є істотними потенційними джерелами енергії в системах водовідведення.

Газ, одержаний в результаті зброджування осадів в метантенках, можна використовувати в теплоенергетичному господарстві очисних станцій і на близько розташованих об'єктах.

У даний час все більшого значення в Україні набувають питання економії матеріалів і паливно-енергетичних ресурсів, охорони навколишнього середовища. У цих умовах розвиток комунального господарства немислимо без освоєння нетрадиційних поновлюваних джерел енергії (НПДЕ). Переваги їх в тому, що вони невичерпні і екологічно чисті.

Зростаючі темпи виснаження запасів нафти, кам'яного вугілля і газу викликають необхідність пошуку нових джерел енергії. У принципі джерела енергії невичерпні, оскільки енергія – це все, що нас оточує. Людина вмє перетворювати енергію на доступні форми (мається на увазі використання енергії атома і термоядерних процесів). Проте це пов'язано з певними труднощами і обмеженнями.

Сучасна технологія очищення міських стічних вод пов'язана зі споживанням значних кількостей електричної і теплової енергії. Тільки на комунальних очисних спорудах щорічно витрачається понад 735 млн. кВт.год. електроенергії і близько 1 млн. Гкал тепла.

В умовах гострої енергетичної кризи на Україні проблема зниження вказаних енерговитрат за рахунок використання нетрадиційних джерел енергії, що є на самих очисних спорудах і постійно поновлюються, є гостро актуальною.

Напрямок, що охоплює всі методи отримання і використання енергії та пального з органічної сировини (осадів), одержав назву біоенергетики. Розробка цього напрямку приведе до значної економії традиційних видів пального. Не менш важливий і природоохоронний аспект, оскільки енергетична переробка органічних відходів значно зменшить забруднення навколишнього середовища.

Для ефективного вирішення проблеми обробки осадів розроблений проект, метою якого є зниження негативного впливу осадів стічних вод на навколишнє середовище, удосконалення їх транспортування, зневоднення і утилізації; створення самоокупної, екологічної і енергозберігаючої технології.

Реалізація проекту передбачається шляхом створення комплексу споруд обробки осадів стічних вод, що включає їх анаеробне зброджування в метантенках, використання біогазу для отримання електроенергії в генераторах двигуна з рекуперацією скидного тепла для підігріву осадів і механічне зневоднення всього об'єму осадів з використанням флокулянтів.

Принципова технологічна схема утилізації біогазу наведена на рис. 7.2.

Комплекс споруд включає:

I – споруди для забезпечення стабільності процесу зброджування осадів в метантенках;

II – споруди для зброджування осадів і отримання біогазу;

III – споруди з утилізації біогазу з отриманням електроенергії;

IV – споруди для утилізації вторинного тепла для підігріву осадів.

Метантенки є єдиними спорудами з позитивним енергетичним балансом, в яких в результаті анаеробного зброджування осадів, одержаних при очищенні стічних вод, утворюється біогаз.

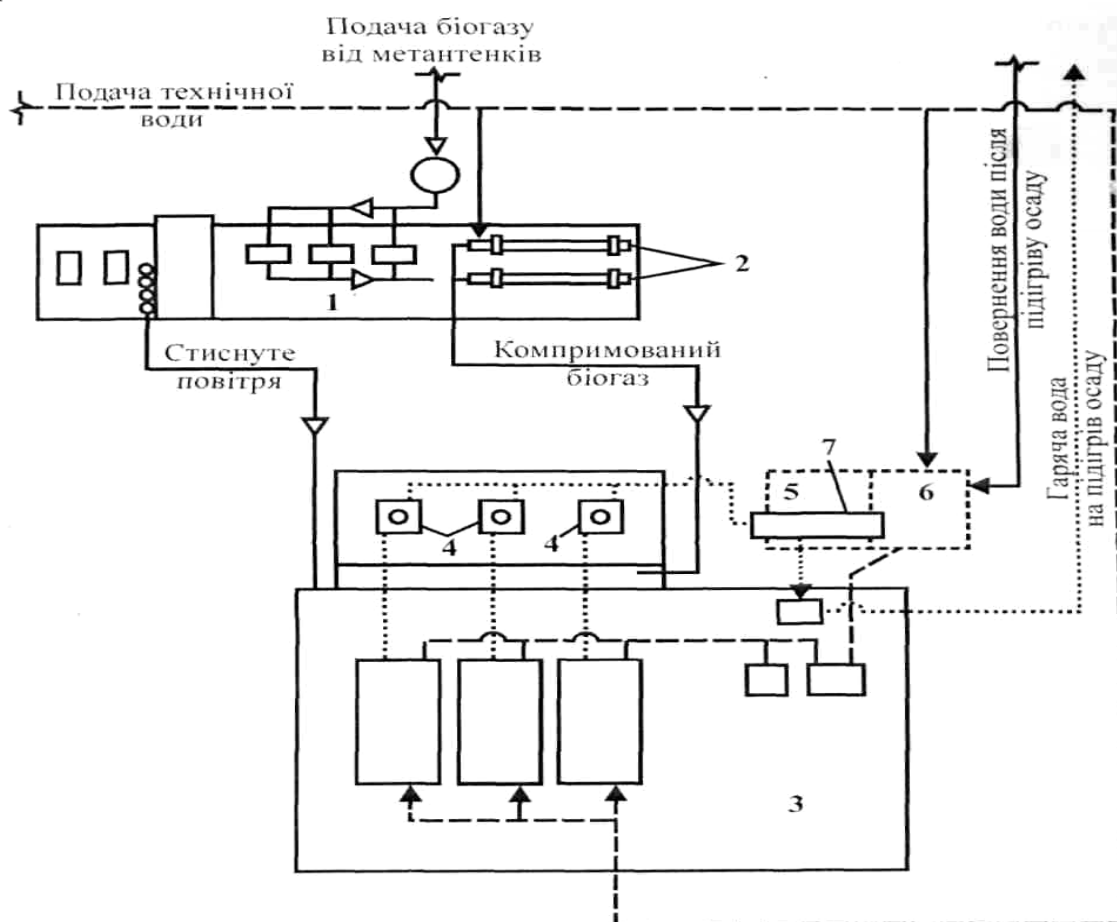


Рис. 7.2 – Технологічна схема утилізації біогазу:

1 – компресорна; 2 – теплообмінники охолодження біогазу; 3 – будівля двигунів-генераторів; 4 – теплообмінники киплячого шару; 5 – резервуар аварійного зливу масла; 6 – резервуар вихідної води; 7 – резервуар гарячої води

Анаеробне зброджування осадів стічних вод з подальшим використанням утвореного біогазу в якості енергетичного пального дозволять вирішити ряд важливих завдань як екологічного, так і енергетичного характеру:

1. Отримання стабілізованих незагниваючих осадів.
2. Використання біогазу для вироблення електричної і теплової енергії.
3. Понизити забруднення атмосфери метаном і ліквідувати неприємні запахи, що виділяються при перегниванні осадів, тобто запобігти забрудненню атмосфери газами бродіння, а енергія, що виробляється, дозволить замінити від 50 до 100% споживаної енергії каналізаційними очисними спорудами.

Для скорочення витрат тепла на підігрів осаду і підтримки заданої температури зброджування, а також зменшення можливості утворення корки в метантенках пропонується видаляти грубодисперсні включення з рідких осадів стічних вод шляхом введення в схему подачі осадів у метантенки проціджувачів.

Грубодисперсні включення, які зняті з барабана проціджувача, потрапляють в завантажувальний бункер пристрою віджимання вільної вологи. Вологість віджатих включень – 60%. Далі вони збираються в контейнери і вивозяться за межі станції; проціджений осад подається в метантенки.

При зброджуванні розпад органічної речовини осадів складає 43-53%, відповідно зменшується кількість сухої речовини і підвищується вологість осадів. Склад біогазу, що утворюється: метан – 60-70%, вуглекислий газ – 16-34%, азот – до 3%, водень – до 3%, кисень – 0,4%, оксид вуглецю – 2-4%.

Вихід газу на 1 м³ завантажуваної суміші осаду і мулу складає в середньому 12 м³. Кількість газу, що виходить при зброджуванні осаду, залежить від його складу і на різних очисних спорудах коливається в значних межах.

Теплотворна здатність і кількість біогазу залежить від його складу, тобто від вмісту основного компоненту – метану і складає 5000-6000 ккал/м³. З 1 м³ біогазу можна одержати до 2 кВт.год. електроенергії і до 6 кВт.год. теплової енергії в опалювально-виробничих котельнях.

Таким чином, область можливого використання біогазу величезна:

1. Газ метан може використовуватися як пальне для котельних (замінює природний газ або тверде пальне – вугілля).
2. Можливе застосування біогазу в двигунах-генераторах для отримання електричної енергії.
3. Може використовуватися як моторне пальне в автомобілях, обладнаних газопаливними системами.
4. Тепло, одержане від спалювання біогазу, може бути використано для нагріву осаду, що подається в метантенки, а також для сушки або спалювання осаду.

Для підтримки необхідного режиму зброджування передбачається рівномірне завантаження осаду в метантенки протягом доби, обігрів їх гострою парою, що випускається через ежекторні пристрої.

Технологічна схема використання біогазу включає отримання електричної і теплової енергії з використанням вітчизняного устаткування і вторинного тепла відпрацьованих газів і охолоджуючих середовищ двигуна.

Біогаз з пункту управління газгольдерами прямує в приміщення компресорної, де тиск біогазу підвищується до 5 кгс/см². В результаті компримування біогазу його

температура збільшується до 100°C. Оскільки температура біогазу на вході в електроагрегат не повинна бути вище за 25°C, то після компресорів передбачена установка для охолодження біогазу, що складається з теплообмінників. З них охолоджений компримований біогаз подається в двигун-генератор, який виробляє трифазний струм напругою 6,3 кВ, частотою 50 Гц, потужністю не менше 1000 кВт, що подається через розподільний пристрій 6,3 кВ споживачам електроенергії станції біологічного очищення.

Утилізація скидного тепла електроагрегату здійснюється таким чином. Вода після охолодження двигуна догрівається в теплообмінниках «КС» вихлопними газами, що відходять від двигуна, і подається в теплообмінники, де відбувається підігрів осаду, який завантажується в метантенки. Охолоджена в цих теплообмінниках вода повертається в систему двигуна.

Теплообмінники «КС» встановлені поблизу глушника випуску вихлопних газів двигуна. У теплообмінники «КС» подається вода з системи охолодження двигуна з температурою 58,5°C, а відводиться від теплообмінників з температурою 65,5°C і насосами подається в теплообмінники для підігріву осаду, що подається в метантенки, до температури 44°C.

До теплообмінників «КС» підводяться вихлопні гази температурою 300°C. Охолоджені вихлопні гази (120°C) виводяться в атмосферу через глушник вихлопу.

Теплообмінники для підігріву осаду і насоси безперервного завантаження осаду в метантенки повинні бути встановлені поблизу існуючих метантенків.

Таким чином, анаеробне зброджування осадів міських стічних вод з подальшим використанням утворюваного біогазу, в якості моторного пального для генераторів двигуна дозволить вирішити комплекс найважливіших завдань, а саме:

- технологічних, що забезпечують отримання стабілізованого незагниваючого осаду;
- енергетичних, що дають можливість компенсувати значну частину електричної і теплової енергії, яка витрачається на роботу повітрорудувних машин і технологічний нагрів осаду, що подається на зброджування в метантенки;
- екологічних, що знижують забруднення атмосфери метаном і ліквідують смердючі запахи, які виділяються при перегниванні нестабілізованих осадів стічних вод.

Важливою перевагою такої технології є також можливість забезпечення автономним енергозабезпеченням станцій біологічного очищення при аварійних режимах в енергомережах.

Попередні розрахунки показують високу ефективність пропонованої технології. Очікуване вироблення біогазу для міст України з населенням більше 200 тис. складе не менше 100 млн. м³/год (калорійністю 5500 ккал/м³), що еквівалентно 200 млн. кВт/год. в рік електроенергії, або 70 тис. т умовного пального.

ВАТ «Юждізельмаш» (р. Токмак, Запорізька обл.) випускає дизельгенератори, які можуть бути переобладнані під використання біогазу як моторне пального для каналізаційних станцій продуктивністю до 150 тис. м³/сут.

Двигуни-генератори, що працюють на біогазі, потужністю 1000 кВт і вище, розроблені ВО «Завод ім. Малишева» (м. Харків) для станцій продуктивністю 150 тис. м³/доб. і вище.

Двигуни, що створені на базі сучасного високоефективного вітчизняного двигуна типу 11ГД 100М, можуть працювати як на біогазі, так і на природному газі. Газовий електроагрегат є автоматизованою стаціонарною електроустановкою, працює як в автономному режимі, так і паралельно з енергомережею, відрізняється високою надійністю, паливною економічністю і підвищеним ресурсом, зручний в обслуговуванні, ремонті. Сучасне теплообмінне устаткування дозволяє високоефективно використовувати скидне тепло двигуна.

Таким чином, запропонований комплекс споруд з отримання і утилізації біогазу метантенків дозволяє вирішити проблему зниження енерговитрат при очищенні стічних вод за рахунок використання постійно поновлюваних нетрадиційних джерел енергії.

Контрольні запитання:

1. Назвіть основні напрями утилізації осадів стічних вод.
2. Проаналізуйте агрономічну цінність осадів стічних вод.
3. Чому є доцільною утилізація осадів стічних вод в сільському господарстві?
4. Назвіть основні напрями використання осадів стічних вод при виробництві будівельних матеріалів.
5. Опишіть схему отримання біоцементу з осадів стічних вод.
6. Дайте характеристику технологічним рішенням комплексу споруд для отримання і утилізації біогазу.
7. Які завдання можуть бути вирішені при анаеробному зброджуванні осадів стічних вод з подальшою утилізацією біогазу?
8. Охарактеризуйте склад біогазу, що утворюється при зброджуванні осадів стічних вод.
9. Яким чином може використовуватися біогаз?
10. Яке устаткування застосовується при реалізації технології утилізації біогазу?

СПИСОК ДЖЕРЕЛ

1. Конспект лекцій з дисципліни "Спецкурс з очистки стічних вод" (для студентів 5 курсу денної і заочної форм навчання напряму підготовки 0926 – «Водні ресурси» спеціальності 7.092601, 8.092601 – «Водопостачання та водовідведення»). Авт: С.Б.Козловська, К.Б.Сорокіна. – Харків: ХНАМГ, 2008.
2. Воронов Ю. В. Водоотведение и очистка сточных вод/ Учебное издание:– М.: Издательство Ассоциации строительных вузов, 2009 – 760 с.
3. Ковальчук В. А. Очистка стічних вод. – Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня», – 2002. – 622 с.
4. Эпов А. Н. Перспективы достижения современных нормативов качества очищенных сточных вод по концентрациям биогенных элементов /А. Н. Эпов, Л. С. Савельева – М.: МГП «Мосводоканал», 1996 – С. 60–72.
5. Яковлев С. В., Воронов Ю. В. Водоотведение и очистка сточных вод /Учебник для вузов / С. В. Яковлев, Ю. В. Воронов – М.: АСВ, 2004. – 704 с.
6. Ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод: монография / С. С. Душкин, А. Н. Коваленко, М. В. Дегтярь, Т. А. Шевченко. – Х.: ХНАГХ, 2011.– 146 с.
7. Долина Л. Ф. Очистка сточных вод от биогенных элементов: Монография. – Днепропетровск: Континент, 2011 – 198с.
8. Жмур Н. С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. – М.: АКВАРОС, 2003. – 512 с.
9. Зейфман Е. А., Лебедева Е. А., Тихановская Г. А. Интенсификация процессов очистки сточных вод от биогенных элементов: Учебное пособие. – Вологда: ВоГТУ, 2003 – 144 с.
10. Хенце М. «Очистка сточных вод. Биологические и химические процессы: Пер. С англ. / Хенце М., Армоэс П., Ля-Кур-Янсен Й., Арван Э. – М.: Мир, 2004. – 480 с.
11. Лукиных Н. А., Липман Б. Л., Криштул В. П. Методы доочистки сточных вод. – М.: Стройиздат, 1974. – 96 с.
12. Мишуков Б. Г., Соловьева Е. А. Удаление азота и фосфора на очистных сооружениях городской канализации. Приложение к журналу «Вода и экология. Проблемы и решения», 2004.
13. Дедков Ю. М., Коничев М. А. Кельина С. Ю. Методы доочистки сточных вод от фосфатов. // ВСТ. – 2003. – №11. – с.25-31.
14. Туровский И. С. Осадки сточных вод. Обезвоживание и обеззараживание. – М.: ДеЛи принт, 2008. – 376 с.

Навчальне видання

АЙРАПЕТЯН ТАМАРА СТЕПАНІВНА

Конспект лекцій з дисципліни
«СПЕЦКУРС З ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД»

*(для студентів 5 курсу денної форми навчання та
слухачів другої вищої освіти спеціальностей*

*7.092601, 7.06010108, 8.06010108 – «Водопостачання та водовідведення»,
8.06010302 – «Раціональне використання і охорона водних ресурсів»)*

За авторською редакцією

Комп'ютерне верстання Н. В. Зражевська

План 2013, поз. 19 Л

Підп. до друку 17.04.2013
Друк на ризографі.
Зам. №

Формат 60x84/16
Ум. друк. арк. 5,4
Тираж 50 пр.

Видавець і виготовлювач:

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова,
вул. Революції, 12, Харків, 61002

Електронна адреса: rectorat@kname.edu.ua

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи:

ДК № 4064 від 12. 05. 2011 р.