

ХМЕЛЬНИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
Факультет технологій і дизайну
Кафедра хімії та хімічної інженерії

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

Удосконалення очищення стічних вод на стадії фільтрації

Галузь знань 16 – «Хімічна та біоінженерія»

Спеціальність 161 – «Хімічні технології та інженерія»

Освітня програма – «Хімічні технології та інженерія»

ДРХТІ. 022128.22.02.00

Виконав: здобувачка 2 курсу,

група ХТІм – 22 – 1

_____ Артем БАНАС

Керівник: кандидат хім. наук, доцент

_____ Василь НЕЗДОРОВІН

Нормоконтролер:

_____Олександр СТРЕМЕЦЬКИЙ

До захисту допускаю:

Зав. кафедри хімії та хімічної інженерії

_____ Ольга ПАРАСКА

_____ 2023 р.

Хмельницький, 2023

АНОТАЦІЯ

Кваліфікаційна робота “Удосконалення очищення стічних вод на стадії фільтрації”.

Автор кваліфікаційної роботи – здобувач 2 курсу, групи ХТІм-22-1
Артем БАНАС

Керівник проекту – канд. хім. наук, доцент Василь НЕЗДОРОВІН

Обсяг пояснювальної записки 83 сторінок, рисунків 9,
таблиць 9, джерел _____, графічної частини _____, слайдів у програмі
„Презентація” _____

Ключові слова: ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН, ЗАБРУДНЮЮЧІ РЕЧОВИНИ, СУХИЙ ЗАЛИШОК, ФІЛЬТРУВАННЯ, АДСОРБЦІЯ, АКТИВОВАНЕ ВУГІЛЛЯ, КАТАЛІТИЧНА ЗАСИПКА, ОЧИЩЕННЯ ВОДИ.

Мета роботи – удосконалення очищення стічних вод на стадії фільтрації.

Об’єкт дослідження – удосконалення очищення стічних вод на стадії фільтрації.

Предмет дослідження – технологія очищення стічних вод

В роботі доведено що видалення забруднюючих речовин з модельного розчину проходить краще через активоване вугілля Ecosoft Ecosarb в суміші з каталітичною засипкою KDF у порівнянні з активованим вугіллям АГ-3.

Здобувач 2 курсу, групи ХТІм-22-1

Артем БАНАС

Дата подання роботи до захисту 21.12.2023

ЗМІСТ

.....	C
Вступ	5
1. Аналіз джерел науково-технічної інформації проблем стічних вод.....	6
1.1 Екологічний стан водних ресурсів.....	6
1.2 Джерела забруднення гідросфери.....	13
2 Технологічна частина.....	22
2.1 Сучасні технологічні методи очистки стічних вод.....	22
2.2 Технологічні схеми підготовки стічних вод для використання у промисловості	27
2.3 Новітні методи фізико-хімічного очищення стічних вод фільтруванням через мінерально-вуглецеві матеріали.....	49
2.4 Розрахунок адсорбційного очищення стічних вод.....	53
3 Експериментальна частина.....	59
3.1 Твердість води.....	59
3.2 Твердість води як важливий показник водокористування.....	62
3.3 Сухий залишок та його визначення в стічних водах.....	69
3.4 Результати дослідження видалення забруднюючих речовин з стічних вод.....	72
Висновки.....	79
Перелік джерел посилань.....	80

Вступ

Ступінь застосування природних джерел і ступінь деградації навколишнього середовища (фауна та флора) являється основною проблемою сьогодення. Для забезпечення свого проживання людству потрібно мати їжу, воду, одяг, житло, та інші матеріальні блага. У зв'язку з цим утворюється багато різновидів залишків, що забруднюють навколишнє довкілля. Отож, для рішення соціально-економічних та екологічних питань усі сили світової спільноти спрямовані на досягнення стабільного виробництва та використання.

Проблема вирішення умов збалансованого постійного розвитку на даний час дуже актуальна для деяких країн, що мають створювати тактику свого розвитку із врахуванням особистих властивостей, а саме – економічної ситуації, існуючих природних джерел, екологічного стану тощо [1].

Відносно України, потрібно сказати, що бурхливе застосування природних джерел, які необхідні для розвитку сільського господарства та промисловості, протягом багатьох років паралельно проводилось накопичення великої кількості технологічного навантаження на навколишнє середовище. Це призводить до появи катастрофічних екологічних проблем та знищення природних екологічних систем на великій території. В наслідок цього екологічне питання все частіше стає одним з основних факторів гальмування економічного розвитку держави.

Під час виконання змін та європейського спрямування домагають від України новітніх рішень та практичної дії які направлені на формування екологічно нешкідливого навколишнього середовища. Впливання енергетичного сектора на постійний економічний ріст дивлячись на довкілля, клімат та безпеку призвели до необхідності надалі продовжувати програму розвитку ресурсів, які відновлюються, а також енергії та підтримування проєктів із ефективності енергетики, зберігання ресурсів та упровадження чистих технологій виробництва.

1. Аналіз джерел науково-технічної інформації проблем стічних вод

1.1 Екологічний стан водних ресурсів

Найбільше впливання на здоров'я людини мають умови й образ життя – це становить 52-53%, що великою мірою залежать від екологічного становища довкілля. Одним із головних складових, які забезпечують проживання людей і взагалі усіх живих організмів на нашій планеті являється гідросфера. Вода являється самим більш розповсюдженим та багатофункціональним елементом. Кількісний вміст води в живих організмах містить 70%. Вода являється не тільки частиною будови клітин, але і оточенням їх життя, а також речовиною, яка тримає безпосередній зв'язок між самими клітинами; вода здійснює механічну і терморегулюючу діяльність, являється гарним розчинником та підтримує всі ходи, що проходять у живих організмах, а отже, доставка споживчих речовин, метаболічні процеси, а саме весь процес обміну. Кожен день людині необхідно випивати 2-3 л води. Хімічна будова води дуже впливає на стан здоров'я організму людини, так як ефективність питної води являється головною характеристикою санітарного та епідемічного благоустрою людей. Можливість забезпечити себе чистою питною водою на сьогоднішній день має не кожен житель нашої планети, так як води мало чи вона поганої якості. Через занадте застосування води та її забруднення, становище гідросфери на сьогодні катастрофічний. У зв'язку з діяльністю людини зі стоками води різноманітного походження у водоймища попадає велика маса шкідливих і ядовитих хімічних сполук. Це веде до пониження якості води, хімічних та біологічних забруднень, що являється шкідливим для людини та для водної екологічної системи взагалі: вимирання мікроорганізмів водоймищ, зацвітіння води тощо.

В Україні питної води у містах та населених пунктах відбувається централізовано та на 80% використовується підземна та поверхнева вода. 75% сільського населення користується питною водою децентралізовано без попереднього очищення: вода з колодязів та свердловин, що може бути ризиком та небезпекою.

Не дивлячись на пониження промислового виробництва у нашій країні, якість природної води постійно погіршується. Моніторинг становища постачання питної води та якості питної води в Україні показує, що майже усі поверхневі води, а також і в деяких інших регіонах, підземна вода за ступенем забруднень не відповідає правилам санітарного законодавства, що відноситься до джерел постачання води [2].

Самим визначальним показником забруднення водних басейнів на сьогодні остаються підприємства хімічної, вугільної, металургійної, нафтохімічної промисловості, а також енергетика, сільське господарство та військова діяльність. Головними джерелами забруднень поверхневих водних басейнів являються сильно завантажені каналізаційні очисні спорудження та каналізаційні мережі, що знаходяться у поганому технічному становищі. Їх можливість за даними Л. Грабовської, дає можливість очищенню природної води до стану чистої питної води тільки тоді, якщо джерело постачання води буде відповідати I категорії, себто вода являється чистою. На сьогодні в Україні більша частина поверхневих водоймищ за ступенем забруднень відноситься до брудних та дуже забруднених – це IV-VII група якості. Існуючі в Україні очищувальні спорудження та методи очищування та знезараження не можуть вести очищування такої води до рівня чинників безпеки.

На якість питної води впливають різні показники: стан та якість питної води джерела постачання води, ефективність водоочисних споруджень та методів водопідготовки, санітарно-технічний стан водопровідних шляхів. Гігієнічна оцінка безпечності та якості питної води проводиться за чинниками епідемічної безпеки: мікробіологічна та паразитологічна, а також санітарно-хімічної: органолептична, фізико-хімічна, санітарно-токсикологічна та радіаційна.

Відповідно до оцінки екологічної небезпеки у середовищі питного постачання води, у поверхневих водоймищах знаходяться такі забруднення: амонійні та другі групи азоту, феноли, залізо, мідь, цинк, манган, важкі металами, радіонуклідами. Зростання мікробного та вірусного забруднень відбувається в весняно-літній проміжок.

Надзвичайно погане становище в Україні з питною водою. За показами МОЗ України, кожен рік ледь не по 10 проб води, взятої з водопровідної мережі, яка проходить перевірку, не відповідає гігієнічним нормам, кожна 8-та проба питної води взята із сільських водогонів та кожна 3-тя взята із джерел централізованого постачання не відповідають нормативам за біологічними чинниками.

Дивлячись на це становище якості питної води й водопостачання, необхідна щорічна реєстрація в Україні випадків виникнення гострих кишкових інфекційних хвороб, котрі являються результатом пиття не чистої питної води. Ці інфекційні захворювання вкрай небезпечні, так як для них характерне швидке розповсюдження захворювання великої кількості людей. На сьогодні уже відомо понад 100 видів патогенних бактерій та вірусів, що мають можливість довго берегти вірулентність у воді та спроможні викликати крім локальних, ще й епідемічне розповсюдження інфекційних хвороб.

З кожним роком все більше погіршується стан якості питної води. Так, з 2007 по 2019 р. ми бачимо зростання проб питної води, які відбиралися з джерел централізованого та децентралізованого постачання води, що не відповідають нормам стандарту за санітарно-хімічними чинниками, а саме від 14% до 18,4%, та від 30,8% до 33,2%, відповідно; та бактеріологічними чинниками, від 3 до 6,4% та 19,6% та 23,1%, відповідно. У 2014 р. було зафіксовано 2 спалахи вірусного гепатиту. Це пов'язано з локальним забрудненням водопровідної питної води в зв'язку із частими перервами постачання води та багаточисельним прориванням водогінної системи. У 2015 р. зафіксували три спалахи кишкової інфекції у м. Київ, два спалахи ротовірусної інфекції в Черкаській та Рівненській областях; у 2016 р. було зафіксовано два спалахи кишкової інфекції в Одеській та Миколаївській областях, це пов'язано з водним фактором передавання [3].

Саме небезпечне це те, що ефективних способів виділення нітратів з води в умовах децентралізованого постачання води на практиці не має. Споживання забрудненої нітратами питної води – це більше 45 мг/л веде до зростання кількості

онкологічних захворювань, а також пухлин мозку, ободової кишки, прямої кишки, раку шлунку; погіршення крові, токсичного нефриту, гепатиту та набряку легень. Нітрити й нітрати є високотоксичними фізіологічно активними речовинами, що пагубно впливають на нервову систему людей й сприяють захворювання Паркінсона та астму.

Нітрати у питній воді являються дуже частою причиною водно-нітратної метгемоглобінемії у малих дітей до року, все частіше зустрічаються смертельні випадки. Метгемоглобінемія це кисневе голодування тканин, називають гіпоксія, яке визване переміщенням гемоглобіну крові в метгемоглобін, який не спроможний перенести кисень. Найбільше таких випадків метгемоглобінемії зустрічається в сільській місцевості і фіксуються щорічно.

Можна зробити висновок, що підвищення наявності нітратів у питній воді являється головною причиною появи у дітей захворювання щитоподібної залози. Ізраїльські учені зробили висновок, що комбінація підвищеної кількості нітратів, натрію та хлоридів у питній воді приводить до збільшення артеріального тиску у дітей шкільного віку. М. Фастовець говорить, що між розповсюдженням залізо-дефіцитної анемії у дітей, що п'ють воду з великою кількістю нітратів та нітратною забрудненням питної води існують прямий зв'язок.

Мотивом усіх цих наслідків від споживання питної води, забрудненої нітратами являється те, що люди не задумуються про шкідливість нітратів чине сприймають це серйозно. Отже, дуже важливим являється робота серед сільського населення про споживання забрудненої нітратами питної води, періодично проводити очищення та дезінфекцію колодязів, які забруднені, після чищення чинники якості води, а саме наявність нітратів, жорсткість, бактеріологічне забруднювання стають кращими, майже на 70 %.

До класу шкідливих, токсичних елементів відносяться важкі метали: ртуть (Hg), кадмій (Cd), свинець (Pb), цинк (Zn), мідь (Cu), кобальт (Co), нікель (Ni) тощо, які попадаючи у водний басейн, частіше, зі стічною водою з металургійних та хімічних

підприємств, комунальної галузі або з донних залежів. Екологічна загрозою їх є те, що вони дуже погано видаляються з організму людини та можуть накопичуватись у тканині мозку, печінці, нирках, кістках, та викликати отруєння, функціональні зміни, важкі хвороби, також онкологічні хвороби тощо. Відповідно до досліджень І. Бриндзя та В. Грубінко, наявність важких металів у колодязній воді зростає навесні та восени, а влітку навпаки - зменшується [4].

Підземні води та поверхневі води забруднюються також і радіонуклідами. Це проходить при видобуванні та переробці уранових руд у Кіровоградській та Дніпропетровській областях; під час змивання радіонуклідів з водозборів поверхневого водного басейну річок Дніпро, Прип'ять та Десна на території України, та інших держав, які забруднились після аварії на ЧАЕС, та з донних відкладень цих річок. За висловами Б. Корніловича, не дивлячись на великий вплив водоохоронного будівництва, радіоактивні стоки води з околиць ЧАЕС у р. Прип'ять являються і далі надалі самим головним питанням гідрологічних шляхів попадання ^{137}Cs , ^{90}Sr і трансуранових елементів у дніпровський водний басейн.

Споживання забрудненої радіонуклідами питної води приводить до радіаційної небезпеки для усього населення.

Дуже небезпечним для здоров'я людей являється відступання від нормативів за іншими чинниками якості питної води. із цього слідує, що підвищена жорсткість питної води, при присутності в ній розчинених солей кальцію (Ca) та магнію (Mg), бікарбонатів (CO_3^-), хлоридів (Cl^-), сульфатів (SO_4^-), може привести до сечокам'яної хвороби чи склерозу. Саме високе захворювання на ці хвороби можна зустріти в регіонах, в яких, у жорсткість питної води лежить в межах від 16,0 до 23,0 мг екв/л. При постійному вживанні м'якої маломінералізованої питної води також розвиваються хвороби, такі як гіпертонічна хвороба, виразка дванадцятипалої кишки, виразка шлунку, хронічний гастрит, холецистит, нефрит, ішемічна хвороба серця тощо.

В нашій країні очищена питна вода також може бути загрозовою, так як для

методу адже для знезараження води використовують речовини, що у складі мають хлор. За різними показниками, гранично допустима концентрація (ГДК) за вмістом хлорфенолу у питній воді більше норми у Дніпропетровській, Запорізькій, Кіровоградській, Миколаївській, Полтавській, Херсонській, Черкаській областях. Кількість хлорорганічних сполук у питній воді росте у залежності від сезону, у влітку він найвищий. Хлорування води приводить до виникнення сторонніх хлорорганічних речовин, яким належать мутагенні та канцерогенні характеристики. Отже, для населення цих регіонів, де існує велика кількість хлорфенолу у питній воді, найбільший ризик появи онкологічних захворювань.

Звертаючи увагу на такий плачевний стан гідросфери бачимо, що у щорічному звіті про стан здоров'я людей відмічено: «Україна належить до країн Європейського регіону із незадовільними показниками здоров'я, низькими показниками середньої очікуваної тривалості життя». Кількість людей в Україні на протязі останніх 24 років постійно зменшується. Найбільша кількість смертей серед населення нашої країни належить таким захворюванням: хворобам системи кровообігу, онкологія, захворюванням органів травлення та органів дихання.

Можна зробити висновок, що використання поганої питної води, яка забруднена хімічними токсичними речовинами та біологічними елементами, веде до невтішної картини для України зі стану здоров'я населення.

Головною ознакою існуючої екологічної кризи являється катастрофічне забруднювання гідросфери, яке привело до виникнення таких захворювань.

На сьогодні в Україні головним показником забруднювання водних басейнів, разом з працюючими підприємствами, являються перевантажені каналізаційні очищувальні спорудження та мережі, що знаходяться у поганому технічному стані. Основна кількість поверхневої води за ступенем забруднювання належать до забруднених та сильно забруднених. Поверхневі й підземні води водопостачання можуть забруднюватись сполуками азоту ((N), фенолом, залізом (Fe), міддю (Cu), цинком (Zn), манганом (Mn), хромом (Cr) та іншими важкими металами, а також

радіонуклідами, пестицидами, можуть мати мікробне та вірусне забруднення. Існуючі в нашій країні очищувальні спорудження та методи очищування і знезаражування не можуть якісно провести очищення води до нормативних показників безпеки. Питна вода з поверхневих джерел інколи або періодично не відповідають нормам за своєю забарвленістю, каламутністю, кількістю загальних органічних сполук, заліза (Fe), мангану (Mn), хлороформу. У питній воді з підземних джерел весь час слідкують за рівнями таких чинників, як мінералізація води, жорсткість води, кількість сульфатів, хлоридів, заліза (Fe), мангану (Mn), нітратів, амоніаку, фтору.

Кожного року в Україні трапляються спалахи гострих кишкових інфекційних хвороб: вірусного гепатиту, дизентерії, черевного тифу, ентеровірусної та ротавірусної інфекцій, серозного менінгіту, а також системи травлення, серцево-судинної системи, системи тощо.

Присутність у питній воді хімічних токсичних речовин веде до великого діапазону захворювань. Присутність нітратів у питній воді призводить до водно-нітратної метгемоглобінемії у дітей віком до року. Використання дорослими води з високою кількістю нітратів, а це більше 45 мг/л, веде до підвищення кількості онкохворих, набрякання легень, токсичного нефриту та гепатиту, можуть спонукати до хвороби Паркінсона та астми, являється наслідком появи у дітей хвороб щитоподібної залози та залізо-дефіцитної анемії. присутність у питній воді радіонуклідів та важких металів призводить до отруєння, функціональних порушень та онкологічних захворювань. Жорсткість питної води, яка вище норми, може призвести до сечокам'яної хвороби та склерозу. Питна вода із низькою мінералізацією приводить до розвинення захворювань шлунково-кишкового шляху. Постійне вживання Хлорована вода негативно впливає на здоров'я людини тому постійно вживати її не можна, так як їй притаманні мутагенні та канцерогенні характеристики побічних хлорорганічних речовин.

1.2 Джерела забруднення гідросфери

Відвертання забрудненню природних вод являється глобальною проблемою яку різні регіони світу вирішують по-різному. Країни, що високорозвинені економічно, давно розуміють важливість охорони та збереження оточуючого природного середовища для життя та діяльності людини і вкладають значні суми у відновлення забруднених, раніш природних територій та упровадження екологічно безпечних технологій.

Забруднення водних басейнів - це перевищення концентрацій забруднюючих сполук або значень чинників фізичних характеристик води вище гранично допустимі концентрації (ГДК), що спричиняє порушення норм якості води.

Важливо чітко розрізняти та використовувати поняття "забруднювач" і "забруднююча речовина".

Забруднювач - це джерело забруднення природних вод, яке вводить у них забруднюючі речовини, гідробіонти або тепло, що може призвести до перевищення ГДК. Термін "забруднювач" не можна використовувати замість терміну "забруднююча речовина".

Нещодавно термін "забруднювач" замінено на термін "джерело забруднення" – об'єкт, що вносить у поверхневі або підземні води забруднюючі речовини, мікроорганізми або тепло.

Забруднююча речовина – будь-який хімічна сполука, тепло чи біологічний вид, який внаслідок господарської діяльності людини потрапляє у водний об'єкт або виникає в ньому в кількостях, що виходять за природні граничні коливання чи середній природний фон і призводять до погіршення якості води.

Поза загальним розумінням забруднення природних вод виділяють такі види забруднення, як біологічне, теплове, вторинне (забруднення природних вод у результаті перетворення внесених раніше забруднюючих речовин, масового розвитку

організмів чи розкладання мертвої біомаси, що знаходиться у воді та донних відкладеннях).

Основним джерелом надходження у природні води токсичних речовин є стічні води промислових підприємств. Незважаючи на те, що на будівництво очисних споруд витрачаються величезні кошти, стічні води ряду підприємств містять певну кількість важких металів, детергентів, нафтопродуктів та інших інгредієнтів. Ці речовини відсутні у незабруднених природних водах або містяться в значно менших концентраціях. Найбільша кількість забруднюючих речовин у воду потрапляє разом із стічними водами підприємств нафтопереробної, хімічної, целюлозно-паперової, металургійної, текстильної і деяких інших галузей промисловості.

Суттєвий вплив на природні води може мати відведення стічних вод з сільськогосподарських територій у випадку порушення технологічних процесів внесення агрохімічних речовин на сільськогосподарські поля та їхнє занурення у водні об'єкти. Особливо це стосується стоків зі зрошуваних полів. Води, що стікають з сільськогосподарських земель, можуть мати поверхневий або ґрунтовий характер, що призводить до частого забруднення ґрунтових вод в цих регіонах.

Склад мінеральних солей, які вивільнюються з ґрунту, залежить від ступеня і характеру соління ґрунту, умов зрошування, стану колекторно-дренажної системи та інших факторів. З врахуванням широкого застосування добрив значна частина загальної кількості мінеральних компонентів, що стікають з сільськогосподарських земель, припадає на азот (N) і фосфор (P).

У водні об'єкти потрапляють мінеральні і органічні речовини, а також пестициди разом з колекторними і дренажними водами. Внаслідок надходження органічних речовин спостерігаються значні зміни концентрацій окремих компонентів, а також в живій природі водойм, що лежать в зоні впливу.

Підвищення ерозії ґрунтів внаслідок обробітку сільськогосподарських земель, особливо при здійсненні поливу, призводить до зливання великої кількості

мінеральних і суспендованих речовин. Це не лише призводить до забруднення водних об'єктів, але й активізує процеси їхньої евтрофікації, що порушує екологічні умови.

За останнє десятиліття, внаслідок інтенсифікації сільськогосподарського виробництва і спорудження великих тваринницьких комплексів, зросло значення проблеми забруднення водних ресурсів стічними водами цих комплексів [5].

Одним із існуючих джерел забруднення водоймищ і водотоків є господарсько-побутові стічні води, що виникають внаслідок використання населенням питної води для побутових потреб. Побутові стічні води містять різноманітні фізіологічні відходи людей, включаючи продукти обробки їжі, прання, ганчір'я, та інші речовини.

Зовнішній аспект цих стічних вод визначається їх рідиною низькою прозорістю, сірим кольором і неприємним запахом. Вони також характеризуються насиченістю яйцями гельмінтів та наявністю шкідливих мікроорганізмів.

На сьогодні зростає забруднення повітряного басейну, що також погіршує якість води. В атмосферних опадах містяться різні мінеральні, органічні і завислі сполуки, зокрема, сполуки сірки, вуглецю і деякі важкі метали. Значне забруднення водоймищ приносять "кислі" дощі, утворюючись внаслідок взаємодії діоксиду сірки з водяною парою в атмосфері.

Гідрохімічний і гідробіологічний режими водних басейнів великою мірою змінюються через теплові та атомні електростанції, які скидають теплі води. Це "теплове забруднення" порушує природні гідрохімічні процеси, часто призводячи до евтрофікації водойм.

В Україні встановлені граничні нормативи підвищення температури природних водоймищ в результаті скиду теплих вод, які не повинні перевищувати більше ніж 3°C температуру водоймищ влітку.

Поза зазначеними джерелами забруднення водних басейнів слід згадати міські стічні води, втрати нафтопродуктів і хімікатів при транспортуванні, а також води з шахт. Найважливішими відмінностями радіоактивного забруднення водоймищ є його незалежність від природних умов і неможливість миттєвого усунення на очисних

спорудах. Радіоактивне забруднення виникає через наявність радіоактивних елементів природного або штучного походження у воді. Оскільки радіоактивні елементи мають тенденцію адсорбуватися на завислих речовинах у воді, ці останні осідають і спричиняють радіоактивне забруднення донних відкладів. Таким чином, при вивченні водоймищ на можливе радіоактивне забруднення необхідно враховувати проби донних відкладів, рослинності та водних організмів.

Стічна вода міст та інших населених територій формуються в результаті відведення фекальних та господарських вод – це кухонні відходи, вода для умивання, прання тощо, вод комунальних підприємств - це лазні, пральні, транспортні підприємства тощо), а також дощових вод – це зливові, які течуть із території міст, несучи забруднення. Дослідження, проведені в Україні, вказують на погіршення якості води у 45-50% стічних водозабірників, розташованих нижче міст порівняно з тими, які розташовані вище.

Величина стічної води залежить від кількості населення та інфраструктури населеного регіону: наявність водопроводу, централізованої каналізації. Розглядається, що середня норма водопостачання міста на одного мешканця становить 150 літрів на добу. Величина стічних вод від комунальних каналізацій міст приблизно в 10 разів менший, ніж об'єм промислових стічних вод. Однак господарсько-побутові стічні води несуть не меншу небезпеку, оскільки вони можуть містити патогенні мікроорганізми.

Будова міських стічних вод залишається схожою для різних міст, хоча може різнитися концентрацією окремих елементів. Дослідження показують, що середньодобово людина виділяє приблизно 100 г твердих і 1200 г рідких відходів за добу, що затім розводяться водопровідною водою. Загальна кількість завислих і розчинених речовин у стічних водах великих міст залишається стабільною на одного мешканця. Маса розчинених речовин складає приблизно 100 г/добу. Середні концентрації розчинених речовин представлені в таблиці. В таблиці 1 відображено

середню кількість мінеральних та органічних речовин у стічних водах в розрахунку на одного мешканця міста.

Таблиця 1 - Середня кількість мінеральних та органічних речовин у стічній воді в розрахунку на мешканців міста

Інгредієнт	Кількість, г/добу
Азот амонійний	7-8,0
Хлориди харчового раціону	8,5-9,0
Сульфати	1,8-4,4
Фосфати	1,5-1,8
Калій	3,0
Завислі речовини	30-50

Як правило, в стічних водах міських каналізацій знаходиться значна кількість бактерій та вірусів, так як за добу людина виділяє приблизно 4,5 трильйони мікробів. Біологічна маса міських стічних вод також включає віруси, бактеріофаги, яйця гельмінтів і гриби.

Стічні води у містах містять як апатогенні, так і патогенні бактерії. Апатогенні бактерії складають головну частину, в основному це мікроорганізми, які розкладаються в анаеробних умовах. У колекторах добре розвиваються уробактерії, які гідролізують головний компонент сечі - сечовину, при цьому утворюється карбонат амонію.

До того ж, у міських стічних водах активно розвиваються анаеробні мікроорганізми, які виробляють різні гази, такі як сірководень, вуглекислота, водень і метан. Патогенні бактерії, зокрема збудники кишкових інфекцій, потрапляють у міські стічні води від хворих і бацилоносіїв. Через це у невеликих населених пунктах можуть бути відсутніми патогенні мікроорганізми протягом міжепідеміологічного періоду, тоді як у великих містах завжди є бацилоносії, що може призвести до ізольованих випадків захворювання на гострі інфекційні хвороби, навіть якщо епідемії немає.

У стічній воді також присутні всі види вірусів, які можуть спричиняти захворювання людини, хоча виживають тільки ті, які адаптовані до умов життя в цьому середовищі [6].

Із стічними водами, які надходять від господарсько-побутових підприємств, у міські каналізації потрапляють яйця гельмінтів, кількість яких може сягати кількох сотень на 1 дм³, переважно аскариди. Яйця гельмінтів виявляють високу стійкість до дезінфекції та переносять різні температурні умови, за винятком нагрівання до температури 55-60 °С. Зниження концентрації яєць гельмінтів можливе лише внаслідок їх осадження та подальшої термічної обробки осаду на очисних спорудах.

Найвні різноманітні способи очищення стічних вод міських каналізацій, більшість з яких базується на відтворенні природних умов розпаду органічних речовин. Ці методи спрямовані на повну мінералізацію органічних залишок і знезараження бактерій, які викликають захворювання. Цей процес називається біологічним очищенням стічних вод в аеробних умовах.

На основі даних таблиці 2 стає зрозуміло, що показники окиснювальної здатності на спорудах штучного біологічного очищення значно вищі, ніж на спорудах природного біологічного очищення.

Таблиця 2 - Показники окиснювальної здатності на спорудах природного та штучного біологічного очищення стічних вод

Вид очисних споруд	Кількість кисню з 1 м ³ споруд на добу, г
<i>Природного біологічного очищення</i>	
Поля зрошення	0,5-1,0
Поля фільтрації	2,0-36
Біологічні ставки	12,5
<i>Штучного біологічного очищення</i>	
Контактні фільтри	72
Перколяторні фільтри	100
Аеротенки	1000
Аерофільтри	1000
Аерокоагулятори	4500

Нарощування ходів біологічного очищення веде не лише до збільшення їх окислювальної здатності, а також до значного зменшення площі, яку ці споруди займають. Наприклад, при витраті стічних вод $5000 \text{ м}^3/\text{добу}$ площа, яку займають поля зрошення, становить 150-200 га, поля фільтрації – 30-50, біофільтри – 2-3, аеротенки – 1 га. Можливе додаткове зменшення площі останніх двох споруджень при збільшенні подавання кисню і створенні певних умов.

Стічна вода, пройшовши фільтрацію через ґрунти, потрапляють у річки вже досить очищеними від забруднення. Цей спосіб очищення стічних вод при правильному використанні дає хороші результати, одночасно збагачується ґрунт цінними для родючості елементами. Однак для полів зрошення необхідні великі території поруч з містами, що може перешкоджати нормальним умовам життя людей..

Інший клас способів очищення стічних вод міських каналізацій ґрунтується на біохімічних ходах розкладу нестійкої органічної сполук, для інтенсифікації яких штучно створюються ефективні умови. В цьому випадку стічні води, передусім, розділяють на грубо-дисперсні та рідкі, використовуючи процеси фільтрації або відстоювання. Рідкі відходи очищаються в аеробних умовах на біофільтрах чи аеротенках, а тверді – в анаеробних умовах у септиктенках і метантенках [18].

Сухий залишок в стічних водах на вході в очисні споруди наведено на рисунку 1.

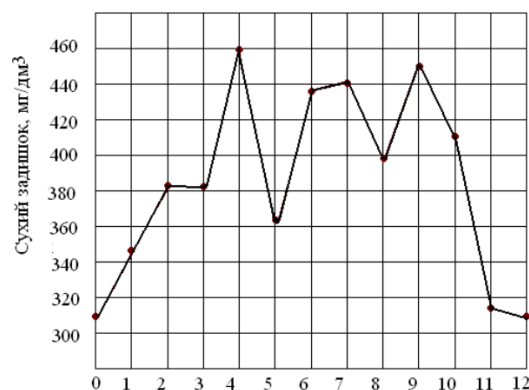


Рисунок 1 - Сухий залишок в стічних водах на вході в очисні споруди.

Стічна вода промислових установ має різну хімічну будову, яка залежить від характеру виробництва. До головних водокористувачів, що утворюють найбільшу величину стічних вод, відносяться такі сфери промисловості, як: нафтопереробна, металургійна, хімічна та целюлозно-паперова. Ними витрачається велика маса води на одиницю продукції. Приведемо приклад. Для виробництва однієї тонни чавуну необхідно 150-200 м³ води; паперу – 65- 100 м³, целюлози – 175-400 м³, нафтопродуктів – 2-20 м³. Стічні води окремих підприємств являють собою цілі ріки. Так, стічні забруднені води паперово-целюлозного комбінату дорівнюють 10 тис. м³/год умовно забруднених вод, фабрики синтетичного каучуку і гідролізного спирту – 50 тис. м³/год. Встановлено еквівалентне співвідношення між міськими та промисловими стічними водами (таблиця 3).

Таблиця 3 - Забруднення природних вод стічними водами окремих підприємств на одиницю продукції, еквівалентне забрудненню господарсько-побутовими стічними водами на кількість жителів населених пунктів

Виробництва і промислові об'єкти	Одиниця продукції	Еквівалентна кількість жителів
Цукрові заводи	1 т буряка	120-140
Пивні заводи	1000 л пива	300-1200
Спиртові заводи	1000 т зерна	1500-2000
Крохмальне виробництво	1 т кукурудзи	800-1000
Шкіряне виробництво	1 т шкіри	1000-4000
Вовняне виробництво	1 т вовни	2000-5000
Білильне підприємство	1 т товару	250-350
Сірчаністе фарбування	1 т товару	2000-3000
Сульфід-целюлозне виробництво	1 т целюлози	4000-6000
Паперова фабрика	1 т паперу	100-00
Виробництво штучної вовни	1 т вовни	500-700

Окрім часток різної дисперсності, у стічних водах промисловості містяться різноманітні сполуки, такі як органічні – це кислоти, спирти, феноли, гербіциди, детергенти та тощо; неорганічні речовини – це кислоти, солі, луги; нафтопродукти,

токсичні речовини – це арсен, ціаніди, солі цинку, міді, ртуті і тощо, радіоактивні елементи тощо.

Дуже багато забруднення водоймища отримують від попадання викидів нафти та нафтопродуктів (дизельне паливо, масла, керосин). Нафта, яка покриває плівкою поверхню води, в свою чергу ускладнює її аерацію, формує стійку високодисперсну емульсію та погано розчиняється у воді. При аварійних викидах нафтопродуктів в водойми відбувається зараження нафтою великих площ.

Важкі угруповання, що складають 30-40% нафти, осаджуються на дні та створюють дуже стійкий до окиснення шар на поверхні мулу, де гинуть донні організми, які служать кормом для риб. Також вода отримує запах керосину при фільтрації.

Потужним джерелом забруднення водоймищ являються викиди целюлозно-паперової промисловості. Луги, утворюючись під час сульфатного і сульфатного виробництва, частково використовується для отримання різноманітних сторонніх продуктів (лугів, добрив, дріжджів, спирту тощо). Проте стічні води цієї промисловості містять багато волокон з деревини і органічних речовин. Волокна, які виносяться зі стічними водами, утворюють відкладення у водоймах, де створюються анаеробні умови, що шкідливо впливають на рибу.

У стічній воді коксохімічної і коксогазової промисловості знаходяться токсичні сполуки, такі як феноли, ціаніди тощо. Феноли, крім сильних токсичних властивостей, надають воді неприємний запах, який підсилюється хлоруванням води. Річки Донбасу особливо страждають від забруднення стічними водами цього виду виробництва.

Можна відзначити, що стічні води промислових підприємств піддаються локальному очищенню перед їх скиданням в міську каналізацію.

Регулювання водозабору має численні переваги у забезпеченні ефективного використання водних ресурсів. При зменшенні забруднення джерела води спостерігається зменшення потреби у роботі з очищення води. Це сприяє зменшенню обсягу побічних продуктів під час очищення води і призводить до зниження

оперативних витрат. Важливим аспектом є розуміння причин змін якості неочищеної води, оскільки це впливає на ефективність процесу очищення і пов'язані з цим ризики для здоров'я від споживання очищеної води [5].

У загальному розумінні, якість неочищеної води піддається впливу як природних, так і антропогенних факторів. До природних факторів відносять флору та фауну, клімат, топографію, геологію та рослинність. До антропогенних факторів входять точкові джерела, такі як муніципальні та промислові стічні води, а також неточкові джерела, такі як відходи міського та сільського господарства, а також відходи, що мають рекреаційне походження.

2 Технологічна частина

2.1 Сучасні технологічні методи очистки стічних вод

Очищування стічної води являє собою процес оброблення стічних вод з ціллю руйнування або видалення з них шкідливих речовин. Цей процес виконується за допомогою механічних, хімічних, фізико-хімічних та біологічних методів, і їх комбінація забезпечує високу якість очищення. Вибір конкретного методу залежить від характеру виробничих процесів, рівня забруднення домішками та складу забруднень [6, 9].

Очищування стічних вод може здійснюватися за різними схемами, які забезпечують різні рівні ефективності очищування. Усі способи, які застосовуються на сьогодні, можна розділити на механічні, фізико-хімічні, хімічні та біологічні (біохімічні). Крім того, для знищення бактеріального забруднення застосовується знезаражування стічних вод. Вибір схеми очищування стічних вод залежить від місця їхнього викидання (наприклад, у водоймищах, що мають рибогосподарське призначення).

Виробничі стічні води створюються під час миття устаткування, трубопроводів, цистерн, фляг, панелей, підлоги та приміщень виробництва, а також при охолодженні

молока та молочних продуктів. Ці стічні води містять органічні забруднення, білки, жири, цукри, ферменти, вітаміни, азотовмісні сполуки тощо. Азотовмісні сполуки в свою чергу надходять з компресорних цехів та при промиванні місткостей азотною кислотою.

Система очищування стічних вод включає етапи механічної очистки, фізико-хімічного очищення, біологічного очищення та оброблення осадів. На стадії механічного очищення встановлюють пісковловлювачі, жироловки, прояснювачі-перегнивачі та вертикальні відстійники. Рекомендується встановлювати жироловки у цехах, що виробляють олію, вершки та сметану. Застосовують флотаційні установки з додаванням коагулянтів (сірчаноокислого алюмінію або хлорного заліза) для зниження концентрації жирів. Електрохімічні способи, такі як електрокоагуляція чи електрофлотація, також можуть використовуватися, але вони вимагають значних електроенергетичних витрат.

Для біологічного очищування в природних умовах застосовують біологічні ставки та поля фільтрації. Для штучного біологічного очищування використовують аеротенки, біофільтри та циркуляційні окисні канали [7].

Для викорінення сполук азоту, таких як аміак, застосовують методи нітрифікації та денітрифікації, які перетворюють розчинні сполуки азоту в газоподібний вигляд, що може бути видалено під час дегазації.

Таким чином, у сучасних способах очищування стічних вод виготовлення молочної продукції використовується комплекс очисних споруд для ефективного усунення органічних забруднень та інших домішок. Очищування стічних вод має на меті видалення шкідливих та небезпечних властивостей, що можуть негативно вплинути на навколишнє середовище. Різні технології очищування спрямовані на нейтралізацію, знешкодження або утилізацію цінних компонентів стічних вод.

Вибір конкретної технології очищення та обладнання залежить від властивостей стічних вод і відхилень їх складу від властивостей природних вод. Зокрема, враховуються шкідливі фактори (ШФ), які присутні в стічних водах. ШФ можуть

включати токсичні речовини, нафтопродукти, ПАР, іони важких металів та інші параметри, такі як агресивність середовища, загальна жорсткість, вміст амонійного азоту, окислення тощо.

Для мінімізації цих проблем, зважені частки, як правило, необхідно видалити чи зменшити їх до певного рівня перед застосуванням. Великі частки можна легко виділити механічним ходом, використовуючи фільтрацію або відстоювання. З видаленням менших часток, відомих як колоїдні частинки, справа стає складнішою, і для цього потрібна фільтрація або осадження. Наявність шкідливих факторів у стічній воді визначається за допомогою аналізу характеристик води. Кожному шкідливому фактору може відповідати група чинників. І якщо відсутня повна характеристика у воді, то і шкідливий фактор відсутній.

Шкідливі фактори стічних вод зручно класифікувати за класами, прив'язуючи кожен клас до одного або групи чинників, які чітко визначають цей клас. Цю групу чинників можна назвати ідентифікатором класу шкідливого фактору.

Розглядаючи багато літературних джерел виділили декілька класів шкідливих факторів та безліч способів, які можуть знешкоджувати ці класи. У таблиці 4 подано список деяких виявлених класів шкідливих факторів, їх ідентифікатори та групи методів знешкодження.

Таблиця 4 Типи забруднювальних речовин у стічних водах і методи очищення

Тип забруднювальних речовин	Група забруднень	Методи очищення стічних вод
1	2	3
Грубодисперсні завислі речовини	Зважені речовини з розміром частинок більше 0,5 мм	Просіювання
		Первинне відстоювання без реагентів
		Фільтрація
Грубодисперсні емульговані частки	Краплинні забруднення, органічні речовини не змішуються з водою	Гравітаційна сепарація
		Фільтрація
		Флотація
		Електрофлотація

Продовження таблиці 4

1	2	3
Мікрочастки	Зважені речовини з розміром частинок більше 0,01 мм	Фільтрація
		Коагуляція
		Флотація
		Напірна флотація
Стабільні емульсії	Нафтопродукти в кількості > 5 мг/л, речовини, що екстрагуються сірчанним ефіром	Тонкошарова седиментація
		Напірна флотація
		Електрофлотація
Колоїдні частинки	Розмір частинок від 0,1 до 10 мкм	Мікрофільтрація
		Електрофлотація
Агресивність середовища	pH, загальна лужність, загальна кислотність	Нейтралізація
Масла	Концентрація масел більше 10 мг/л	Гравітаційна сепарація
		Флотація Електрофлотація
Феноли	Концентрація фенолів 0,5–5 мг/л	Біологічне очищення + озонування
		Сорбція на активованому вугіллі
	Концентрація фенолів 5–500 мг/л	Біологічне очищення
		Флотація + біологічне очищення
	Коагуляція + озонування	
Високий вміст органічних домішок		Біологічне очищення
		Хімічне окислення (озон)
		Сорбція на активованому вугіллі
Іони важких металів	Концентрації Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , $\text{Fe}_{\text{общ}}$, Cd^{2+} 5 — 100 мг/л	Електрофлотація
		Реагентний + відстоювання
		Електродіаліз
		Електрокоагуляція
		Ультрафільтрація
	Іонний обмін	

Кінець таблиці 4

Ціаніди	Концентрація CN^- 1 — 10 мг/л	Хімічне окислення
		Електрофлотація
		Електрохімічне окислення
Хром (VI)	Концентрація Cr^{6+} 1 — 100 мг/л	Хімічне відновлення + електрофлотації
		Електрохімічне відновлення
		Електрокоагуляція
Хром (III)	Концентрація Cr^{3+} 5 — 100 мг/л	Електрофлотація
		Осадження + фільтрація
	Концентрація Cr^{3+} 0,5 — 5 мг/л	Іонний обмін
		Ультрафільтрація
Сульфати	Концентрація $(SO_4)^{2-}$ > 2000 мг/л	Ультрафільтрація
		Вакуумне випарювання
	Концентрація $(SO_4)^{2-}$ < 2000 мг/л	Нанофільтрація
		Зворотний осмос
Хлориди	Концентрація Cl^- > 300 мг/л	Зворотний осмос
		Вакуумне випарювання
		Електродіаліз
Загальний солевміст		Нанофільтрація
		Зворотний осмос
		Вакуумне випарювання
		Електродіаліз
Поверхнево-активні речовини	Аніонні і неіоногенні ПАР	Флотація
		Електрофлотація
		Сорбція на активованому вугіллі
	Аніонні, катіонні і неіоногенні ПАР	Ультрафільтрація
		Нанофільтрація
		Озонування

Таблиця 4 вказує на те, що кожній групі стічних вод належить конкретний спосіб чи група способів, які здатні їх очищувати. Багато способів очищування стічних вод можуть виділяти більше однієї групи забруднень, що враховується при проектуванні та будівництві приладів для очищування води та очисних споруджень.

Вибір оптимальних технологій очищування води являється складним завданням для проєктувальників, оскільки він обумовлений різноманіттям забруднюючих речовин у стічній воді та високими вимогами до якості її очистки. Можлива утилізація цінних компонентів із стічних вод, а також кислот і лугів, можлива з використанням, наприклад, керамічних мембранних елементів.

Аналіз результатів дослідження стічної води дозволяє спроектувати очисні споруди і вибрати відповідне устаткування. Вибір устаткування для очищення стічних вод варто проводити шляхом порівняння даних про якість води з характеристиками технологічного устаткування [8, 10].

Очищувальні спорудження стічних вод проєктуються на основі аналізу виробничих ходів і будови стічних вод. Отже, застосовуються деструктивні способи очищування стічних вод промислового підприємства для розкладання шкідливих сполук чи їх перетворення в нетоксичні сполуки, а також регенеративні способи, які базуються на утилізації та видаленні забруднення з води.

2.2 Технологічні схеми підготовки стічних вод для використання у промисловості

Глибоке очищування стічної води

Метод очищування стічної води виробничих підприємств, зачасти, складається з декількох етапів. На кожному етапі можна використати різноманітні способи очищування стічної води та даного технологічного обладнання. Дуже багато способів, а саме, тонке очищування стічної води не можливе для застосування, коли в них знаходяться завислі речовини та емульсії. Окрім того, основна маса способів

очищування стоків води має верхню границю концентрацій по забруднюючим речовинам, від яких даним способом потрібно виконувати очищування стоків води. Із цього слідує, що перед використанням основних способів очищування стоків води, потрібно провести попереднє оброблювання цих стоків води. Використання стадійного очищування стічної води промислових підприємств зумовлено тим, що комбінуючи по декілька видів ходів оброблювання можливо дістатися потрібного ступеня очищування стічної води із самими малими втратами [8,10].

На кожному промисловому підприємстві застосовується певна кількість етапів очищування стічної води, та залежить від будови очищувальних споруджень, застосовуваних способів очищування та вмісту стоків. Для розроблювання інформаційної порядку процесу очищування стоків води потрібно вивчати на основі більш широкого підходу.

Самим доцільним є розподіл процесу очищування стоків води на чотири стадії в залежності до розподілу забруднюючих сполук, дивлячись на їх агрегатний стан за систематизацією академіка Кульського.

Глибоке очищування можна отримати поєднуючи реагентне оброблення стічної води з адсорбційним ступенем очищування це – фільтрація стічної води крізь активоване вугілля. Для того, щоб можна було здійснити витягування зі стічної води сполук азоту, до технологічних схем додають ступень очищування, який знаходиться у одному з фізико-хімічних способів: іонний обмін, віддувка, окиснення чи біологічному ході нітрифікації-денітрифікації. Спрощену принципову технологічну схему такої установки наведено на рисунку 1.

Для адсорбційного очищування стічної води на пристроях застосовують прилади з рухомим, нерухомим або псевдорідким пластом, та цілі комплекси споруджень для очищування стоків води активованим вугіллям у вигляді порошку. Використання будь-якого із цих різновидів приладів здійснення адсорбційного ходу, та і способу регенерування активованого вугілля, яке вже відпрацьоване, вносить

конкретні переміни у черговості деяких технологічних процесів, але технологічна схема глибокого доочищення стічної води дієвих змін не зазнає.

Класифікаційна схема методів очищення стічних вод наведено на рисунку 2



Рисунок 2 - Класифікаційна схема технологічних методів очищення стічних вод

Згідно цієї схеми основні методи очищення стічних вод поділяються на: механічні, фізичні, хімічні, біохімічні, фізико-механічні, фізико-хімічні та комплексне очищення.

Стадії очищення стічних вод наведено на рисунку 3.

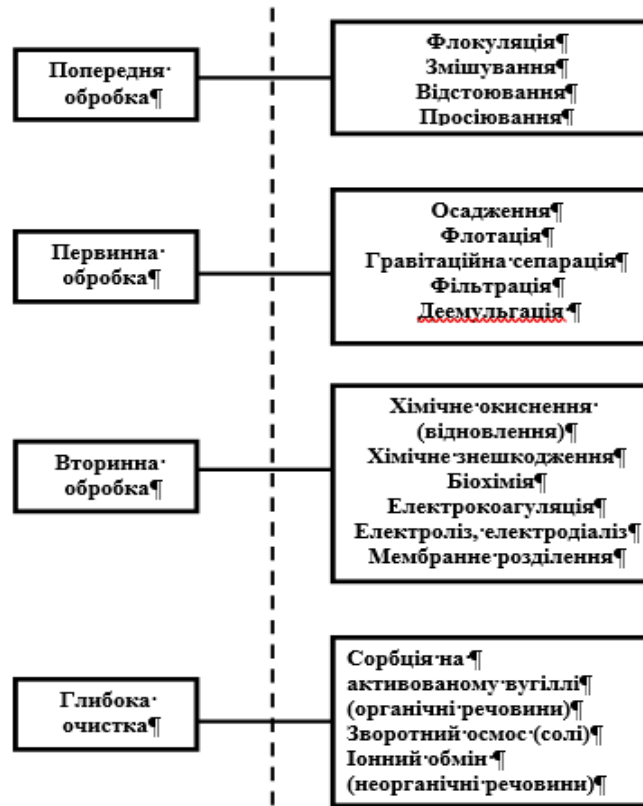


Рисунок 3 - Стадії технологічного очищення стічних вод

Технологічна схема адсорбційно - іонообмінної установки доочищення стічних вод наведено на рисунку 4.

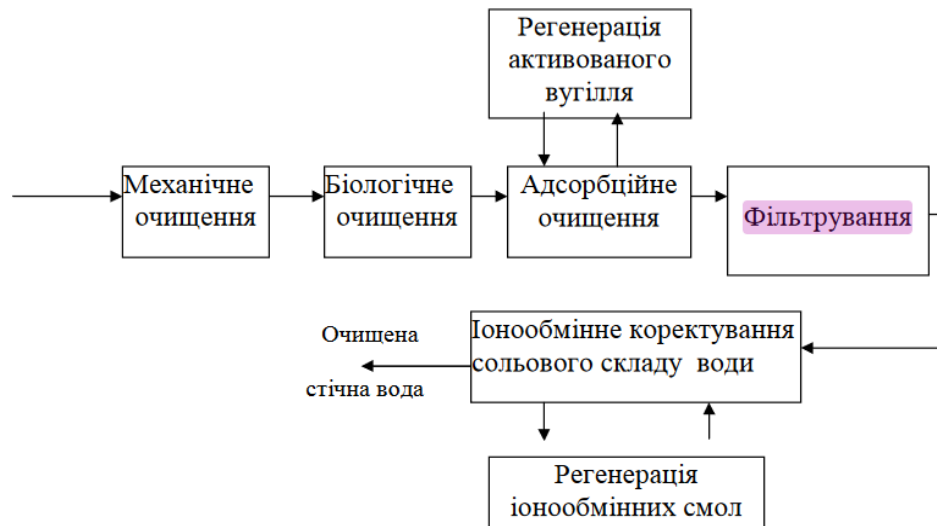


Рисунок 4 - Технологічна схема адсорбційно - іонообмінної установки доочищення стічних вод.

Технологічна схема установки глибокого очищення стічних вод із використанням адсорбційних методів вилучення органічних забруднень наведено на рисунку 5.

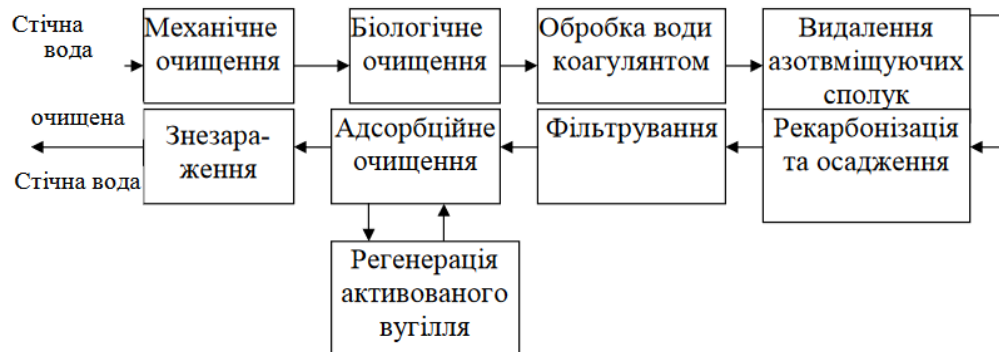


Рисунок 5 – Технологічна схема установки глибокого очищення стічних вод із використанням адсорбційних методів вилучення органічних забруднень

Якість очищеної стічної води, яку отримали, надає можливість використовувати її для будь-яких виробничих потреб, підживлення систем зворотного постачання води промислового підприємства та для зрошення сільськогосподарських угідь. На сьогоднішній день самим розповсюдженим способом являється спосіб сорбції розчинених органічних сполук з очищених стічних вод гранульованим активним вугіллем. Основними компонентами технологічної схеми оброблення стічної води активованим вугіллем являються адсорбери, які забезпечують його контакт зі стічною водою та система гідравлічного руху активованого вугілля, яка допомагає відпрацьованому вугіллі надходити в піч на відновлення. Відновлене активоване вугілля знову повертається назад в адсорбер.

Механічне очищення стічної води

Під час механічного очищення із стічних вод виділяються забруднення, котрі які розміщуються в ній в вигляді частинок, які нерозчинені та частина знаходиться у колоїдному стані. Усі відходи, сміття, ганчірки, папір, рештки овочів і фруктів та різні виробничі відходи залишаються на ґратах. Усе сміття, яке залишається на ґратах, потрапляє до дробарок. Використовуються також ґрати-дробарки, на яких водночас

затримуються та підлягають роздроблюванню великі частини відходів.

Головна кількість забруднення мінерального походження це - пісок, питома вага частинок піску набагато більша за питому вагу води, тому він осідає в піскоуловлювачах. Пісок з піскоуловлювачів у виді піщаної пульпи потрапляє, зазвичай, на піщані майданчики, де він зневоднюється та виділяється.

Забруднювання органічного походження, що існують у завислому стані, видаляються із стічної води у відстійниках. Сполуки, маса яких більша за масу стічної води, осідають на дні. Сполуки, які легші за воду, наприклад, жири, мастила, нафта, смоли знаходяться на поверхні стічної води, видаляють.

До споруджень механічного очищення відносяться: осередники, гідроциклони, центрифуги, двоярусні відстійники та освітлювачі – перегнивачі, за підтримкою яких вода освітлюється, а отже обробляється осад, який виділився на дні. Механічне очищення стічної води являється кінцевою остаточною стадією у випадку, якщо за локальними умовами та згідно до санітарних норм стічну воду після проходження дезінфекціювання можна подати у водний басейн. Зачасту механічне очищення проводиться перед етапом біологічного очищення [11],

Біологічне очищення стічної води

Повністю виділити органічні забруднення із стічної води шляхом їх біологічного очищення практично не можна, воно базується на застосуванні життєвої діяльності мікроорганізмів, окиснювальних органічних сполук, що знаходяться в стічній воді в колоїдному стані чи розчиненому вигляді. Отже, біологічне очищення являється другим ступенем в ході очищення стічної води.

Спорудження біологічного очищення, куди потрапляють стічні води після проходження механічного очищення, можна розділити на два основних класи.

Перший клас - спорудження, де очищення проходить в умовах, які подібні до природних умов.

Другий клас - спорудження, де очищення проходить в штучно утворених умовах.

До першого класу відносяться поля: фільтрації, зрошення, підземної фільтрації, піщано-гравійні фільтри та траншеї для фільтрування, а також септики, фільтрувальні колодязі та біологічні ставки. Стічна вода, що пройшла стадію відстоювання, очищується на них дуже мляво за рахунок резерву кисню, який знаходиться в ґрунті та воді, та внаслідок життєвої діяльності мікроорганізмів-мініралізаторів.

До другого класу споруджень відносяться біологічні фільтри, аеротенки і циркуляційні окиснювальні канали. На даних спорудженнях штучно утворюються певні умови, за допомогою яких хід очищування стічної води проходить набагато швидше.

Штучне біологічне очищування стічної води використовується у випадку, якщо за територіальними умовами, санітарними нормами чи за техніко-економічними чинниками біологічне очищування в природних умовах буде нераціональним.

Коагулювання стічної води

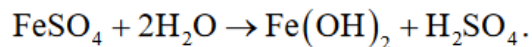
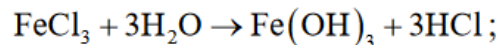
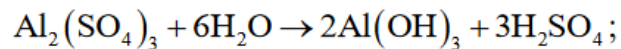
Процес коагуляції лежить у додаванні до стічної води реагенту (коагулянта), який сприяє швидкому видаленню з неї малих завислих і колоїдних речовин, що не осідають при звичайному відстоюванні або фільтруванні.

Важливо відзначити, що в технічній літературі колоїдні сполуки, їх називають емульгованими, хоча це не абсолютно вірно. Емульговані системи являються результатом штучного виготовлення або технологічних процесів, що стосуються стійких і високодисперсних емульсій. Емульсія являється дисперсною системою, складеною з двох рідин, які не розчинені одна в одній, де одна з них розташована в іншій.

Колоїдні системи представляють собою дисперсні системи, які є проміжними між істинними розчинами і грубодисперсними системами, до яких відносяться стічні води. Вони містять завислі речовини, близькі до грубодисперсних систем, і також містять емульсії.

Компонент як правило додається перед заливанням води у відстійники. Для цього застосовуються різні компоненти, такі як вапно, сульфат алюмінію, алюмінат натрію, сульфат заліза, хлорид заліза, а іноді застосовують суміш цих сполук. Вибір компоненту і його кількість залежать від будови оброблюваної води, потрібного ступеня очищування від забруднення та інших факторів. Для стічної води від промислових підприємств і міських стічних вод пропонується використовувати реагенти, перелічені в табл. 4.3.

При додаванні мінеральних коагулянтів таких, як солі алюмінію і заліза, в стічну воду через реакцію гідролізу утворюються малорозчинні у воді гідроксиди заліза і алюмінію. Ці гідроксиди сорбують на поверхні завислі дрібнодисперсні та колоїдні сполуки і, за гарних гідродинамічних умов, відкладаються на дно відстійника, при цьому утворюється осад:



Спосіб коагуляції використовується для очищування стічних вод при малих втратах, коли доступні дешеві коагулянти, і коли необхідно здійснити знебарвлювання та неповне очищування стічних вод.

Для підвищення ефективності процесів коагуляції і відкладення пластівців, які утворились, застосовуються органічні речовини, які можуть бути природними або синтетичними. Ці високомолекулярні речовини відомі як флокулянти і використовуються як самостійні засоби або в поєднанні з мінеральними

коагулянтами. Один з найбільш поширених катіонно-аніонних флокулянтів це - поліакриламід (ПАА).

Коагуляція

Коагуляція являє собою якісний процес виділення твердих часток і колоїдів з водних систем. Початкове використання коагуляції відзначається в давньоєгипетських практиках до нашої ери, і цей спосіб активно розвивався протягом останніх кількох десятиліть. Наразі він є одним із найбільш поширених способів очищення питної води і знаходить широке застосування для оброблення стічних вод. У країнах, таких як Норвегія, коагуляція становить понад 70% обсягу очищуваних стічних вод (SSB, 2011) [11, 12].

Хімічна коагуляція являється самим ефективним і надійним способом виділення зважених часток (діаметром > 10 нм) з природних і стічних вод. Хімічна коагуляція також сприяє виділенню розчинених фракцій певних елементів, таких як зменшення кольоровості вихідної води та пониження вмісту фосфатів у побутових і промислових стічних водах. Зважені частки включають колоїди (10 нм - 1 мкм) і тверді частинки (> 1 мкм), які частково складаються з органічних речовин (зазвичай 40-60%) і сполук азоту (зазвичай 15-30%) у побутових водах. Отже, при успішному виділенні зважених включень з води можливе виділення органічних речовин і сполук азоту, хоча це може бути в кількостях, часто менших, ніж вимагається. Частинки в воді осідають під дією сили тяжіння, але це стосується переважно великих частинок, таких як пісок, і ускладнене для менших частинок і колоїдів. В таблиці 1 представлений зв'язок між розміром частинок і часом їх осаджування. Час осаджування колоїдів є показником стійкості колоїдних систем до седиментації, враховуючи як кінетичну, так і агрегативну стійкість (тобто незмінність розмірів і ступеня дисперсності). Перша стійкість обумовлена малим розміром частинок, а друга - наявністю заряду в колоїдних частинках. Види частинок, їх величина і характерний час осаджування, враховуючи при цьому питому вагу 2,65 (за даними Water Quality and Treatment, 2012), наведено в таблиці 5.

Таблиця 5 - Типи частинок, розміри і характерний час осадження, враховуючи питому вагу 2,65 (за даними Water Quality and Treatment, 2019)

Діаметр частинок, мкм	Походження частинок	Час осадження на 1 м ²
1	2	3
1000	Пісок	10 с
100	Дрібний пісок	2 хв
10	Глина	2 год
1	Бактерії	8 діб
0,1	Колоїди	2 роки
0,01	Колоїди	20 років
0,001	Колоїди	200 років

Визначення та ключові терміни.

Коагуляція (англ. coagulation - згортання) часто визначають як метод дестабілізації колоїдних систем, що призводить до агломерації зважених часток у воді. Однак, у контексті очищуванні стічних вод, термін "коагуляція" описує хід виділення колоїдів, часток і фосфатів, формуючи більші агрегати, які легше відділяти. Практично, хід коагуляції включає в себе коагуляцію, флокуляцію і сепарацію. Після коагуляції дестабілізовані колоїди та інші осади утворюють невеликі агломерати, які подальше зростають в більші, міцні та компактні пластівці. Цей процес відомий як флокуляція і визначається як контакт та адгезія, під час яких дисперсні частки формують кластери більшого розміру. Агломеровані важкі частки потім можуть бути відділені за допомогою способів відстоювання, флотації або фільтрації. Хімічні елементи, які застосовуються в процесах коагуляції та флокуляції, отримали назву коагулянтів, оскільки вони сприяють зниженню стійкості дисперсних систем та розділу фаз золів, суспензій і емульсій.

Серед найбільш часто застосовуваних коагулянтів відзначаються солі алюмінію та заліза (II, III) - сульфати, хлориди, гідроксосульфати та гідроксохлориди, а також алюмінати. Зокрема, застосовують комбіновані коагулянти.

Флокулянтів добре використовують як неорганічні полімери, синтетичні високомолекулярні з'єднання, такі як активна кремнієва кислота, крохмаль, целюлоза, гуарові смоли, хітозан, поліетиленоксид, поліакриламід, поліетиленімін тощо. Коагулянти можуть гідролізуватися у воді, утворюючи різноманітні коагуляційні структури, які володіють високими адсорбційними та адгезійними характеристиками.

Виділення азотвміщуючих сполук

Різні азотні сполуки негативно впливають на водну екосистему, уражаючи гідробіонтів, рибу та особливо здоров'я людини. Особливо шкідливі є нітрати, які, проникаючи в організм через шлунково-кишковий тракт, перетворюються на нітрити. Це призводить до пониження кисневого потенціалу крові, розвитку пухлин, імунодепресивного впливу та зменшення стійкості організму до впливу канцерогенних і мутагенних речовин. Ціллю нашого дослідження було знаходження ефективних способів виділення азотних сполук із стічних вод. Рішенням цієї проблеми стало застосування способу денітрифікації шляхом дисиміляції, яке дозволяє вивільнити воду від окиснених форм азоту з утворенням газоподібного азоту як остаточного продукту.

Хід денітрифікації відбувається багатоступінчато, здебільшого за участю денітрифікуючих бактерій, таких як *Thiobacillus denitrificans*, *Pseudomonas fluorescens*, *Ps. aeruginosa*. Часто для цього використовують мікроорганізми-денітрифікатори як акцептори електронів, які працюють в безкисневих умовах. Нормальні умови для ходу денітрифікації – температура від 15 до 35°C і рН від 7,0 до 7,5. Як органічний субстрат у ході денітрифікації можна застосовувати будь-які біологічно окиснювані органічні речовини, наприклад, вуглеводи, спирти, органічні кислоти, але економічно доцільніше застосування стічних вод після первинних відстійників. Необхідне співвідношення величин БСК в стічних водах до нітратного азоту приблизно 4:1.

Проводячи дослідження в лабораторних умовах на біореакторі-денітрифікаторі було досліджено хід виділення нітратів з мулової води, яка мала початкову концентрацію нітратів 860 мг/дм³. Вміст лабораторного реактора мішали за

допомогою мішалки з мінімальним доступом повітря. Процес здійснювали в умовах аноксиду при наявності розчиненого кисню близько 0. Після певного проміжку часу визначали остаточну концентрацію нітратів у муловій воді. Отримані результати: через 0,5 години – 780 мг/ дм³; за 1 годину – 775 мг/ дм³; за 1,5 години – 1030 мг/ дм³; за 2 години – 955 мг/ дм³. Ефективність видалення нітрат-іонів становила 9,39% через 0,5 години та 10,09% за 1 годину. Наступне збільшення тривалості процесу не призвело до досягнення бажаних результатів у зменшенні концентрації нітратів. При тривалості процесу 1 год швидкість денітрифікації була найвищою і становила 28 мг/ дм³ за годину[13].

Із цього слідує, оскільки у муловій воді очищувальної станції знаходиться висока концентрація нітратів, доцільно застосовувати спосіб денітрифікації. В цьому способі органічний субстрат окислюється мікроорганізмами за рахунок нітратів, з вивільненням вільного азоту.

Рекарбонізація та осаджування

Спосіб відстоювання застосовується для виділення нерозчинених включень з виробничих стічних вод. Ці включення мають здатність осідати на дно або спливати на поверхню в спокійній воді. Час очищування залежить від швидкості осідання (спливання) нерозчинених включень у спокійній воді, яку визначає гідравлічна крупність часток. Ця швидкість є ключовим параметром для розрахунку відстійних споруд. Зазвичай стічні води містять зважені частки різної форми й розміру, представляючи собою полідисперсні ретерогенні агрегативно-нестійкі системи. У процесі осідання змінюються розмір, щільність і форма часток, а також фізичні властивості системи. При розрахунках відстійників використовується швидкість осадження часток (гідравлічна крупність) як основний параметр. Можливість до агломерації залежить від концентрації, форми, величина та щільності зважених часток, а також від співвідношення частинок різноманітного діаметра та в'язкості середовища.

Відстійники, призначені для очистки промислових стічних вод, можуть бути окремими спорудженнями, де процес очищення завершується, або спорудженнями, які використовують лише для попередньої очищування. Наприклад, вони широко застосовуються для прояснювання стічних вод та у системах оборотного водопостачання на підприємствах чорної металургії.

Під час вибирання виду та конструкції відстійників для стічних вод виробництва важливо брати до уваги хімічні та фізичні властивості, а також впливання технологічних умов виробництва та місцевих факторів на будову стічних вод. Головні чинники, які слід враховувати, включають температуру стічних вод, концентрацію зважених речовин та їхні фізичні властивості, розмір та щільність часток, ступінь агломерації зважених часток, швидкість осадження часток (гідралічна крупність), вологість осаду після осідання, кінетика проходження процесу ущільнення осаду та щільність сухого залишку.

Найчастіше ефективність відстоювання складає 40-60%, при цьому тривалість відстоювання зазвичай складає 1-1,5 години. Заходи для підвищення ефективності включають попередню аерацію стічної води, введення коагулянту та додавання активного мулу.

Для приведення очищування промислових стічних вод застосовують звичайні конструкції відстійників, що використовуються при очищуванні міських стічних вод та спеціальні. Відповідно до вимог та якості прояснювання стічної води використовують горизонтальні та радіальні відстійники різних конструкцій, включаючи ті, що обладнані камерами флокуляції.

При очищуванні стічних вод від жирів, нафти та мастил застосовують жировловлювачі та нафтовловлювачі. Дані спорудження схожі на відстійники, але вони мають додаткове устаткування для виділення великої маси спливаючих включень.

На наслідки відстоювання суспензій впливають рівномірність розподілу та збору води у відстійниках, перепад температур, звуження перетину відстійників осадом, наявність завихрень та вирів навколо виступів і колон.

Фільтрування стічної води

Процес фільтрування лежить в проходженні речовини, що у своєму складі містить дрібнодисперговані включення, крізь матеріал, що пропускає рідину, але не пропускає тверді частинки. На фільтрах відбувається утворення осаду, який складається з тонкодиспергованих часток, мастил, нафтопродуктів і смоли. Хід проходить при участі гідростатичного тиску стовпа рідини над фільтруючою перегородкою, підвищеного тиску до перегородки або вакууму після перегородки. Рушійною силою фільтрації виступає різниця тисків до і після фільтрації перегородки. Даний процес супроводжується великими енергетичними втратами. Фільтрація зачасту використовується як завершальна стадія очищення води, проводячись після попереднього відстоювання у відповідних спорудженнях [4].

По мірі забруднювання фільтрувальної плівки його порозність зменшується, а опір стічній воді збільшується. При досягненні певної величини опору фільтр призупиняють для відновлення фільтрувального матеріалу шляхом промивання. Інтервал між двома промиваннями визначається як фільтроцикл.

Продуктивність фільтру розраховується за швидкістю фільтрування, або кількістю води, яка пройшла крізь одиницю площі за одиницю часу. Час, за який дане завантаження може очищувати воду до визначених стандартів, називається часом захисної дії фільтруючого завантаження.

Брудомісткість фільтру визначається кількістю забруднень, які утримуються під час фільтроциклу. Процес видалення часток з води на фільтрах із зернистою перегородкою залучає такі механізми, як:

- проціджування з механічним захопленням часток;
- гравітаційне осаджування;
- інерційне захоплення;

- хімічна адсорбція;
- фізична адсорбція;
- адгезія;
- коагуляційне осаджування
- біологічне вирощування.

Загалом ці способи можуть взаємодіяти, і проходження процесу фільтрації складається з трьох етапів:

- 1) перенесення часток на поверхню рідини, утворюючи при цьому плівку;
- 2) закріплення до поверхні площі рідини;
- 3) видалення від верхні площі рідини.

Існують два типи фільтрації в залежності від характеру механізму затримування завислих частинок:

- фільтрація крізь шар осаду: у цьому випадку утворюється шар забруднення на поверхні зерен завантаження. Затримуються частинки, розмір яких більший від пор матеріалу. Після цього формується шар забруднень, що також виконує роль фільтру. Такий механізм специфічний для повільних фільтрів, що функціонують при невеликих швидкостях фільтрування (0,1-0,3 м / год).

- фільтрація без утворення шару: тут фільтрування проходить в товщі шару завантаження, де частинки утримуються на зернах фільтрувального матеріалу завдяки адгезійним силам. Цей механізм є характерним для швидкісних фільтрів, які функціонують при високих швидкостях фільтрування (5-12 м / год).

Ефективність фільтрації визначається такими параметрами, як швидкість фільтрування: кількість води, яка пройшла крізь одиницю поверхні за одиницю часу та час захисної дії фільтрувального завантаження. Пористість та питома поверхня пористого середовища є важливими характеристиками, залежними від структури та розмірів зерен, їх форми і укладання. Позначимо пористість через ε , а частину об'єму, який займає дане тілом через V , то $\varepsilon = 1 - V$.

При значенні пористості ε , рівному 0, пористе середовище стає твердим тілом,

а при $\varepsilon = 1$ має максимальну пористість, коли розміри стінок твердої речовини надто малі і ними можна ігнорувати. Питома поверхня пласту визначається пористістю окремих зерен і також залежить від їх форми. Коефіцієнт форми суттєво впливає на обсяг пористого фільтрувального пласту та коефіцієнт гідравлічного опору. Питому об'ємну площу a ($\text{м}^2/\text{м}^3$) пористого (зернистого) пласту розраховують за формулою:

$$a = 6(1 - \varepsilon \Phi) / d_e,$$

де Φ - коефіцієнт форми зерен пласту; d_e - еквівалентний діаметр зерен пласту, м.

Чинник форми для часток у вільному засипанні може бути визначений відповідно до різних геометричних форм. Наприклад, при вільному засипанні округлих частинок з пористістю $\varepsilon = 0,4$ та врахуванні чинника форми для округлих частинок, який коливається від 1 (для правильних куль) до 0,806 (для правильних кубів), можна використовувати такі значення чинника форми. Для циліндричних частинок чинник форми (позначений як Φ) мінюється в залежності від відношення висоти циліндра ($h_{\text{ц}}$) до його діаметра ($d_{\text{ц}}$). Наприклад, при $h_{\text{ц}} / d_{\text{ц}} = 5$, $\Phi = 0,69$, а при $h_{\text{ц}} / d_{\text{ц}} = 0,05$,

$$\Phi = 0,32.$$

Час роботи фільтра до "проскакування" являється часом захисної дії τ_3 . Час роботи фільтра до "проскакування" частинок у фільтрат розраховують за формулою:

$$\tau_3 = 1 \sqrt[k(1 \sqrt{v_{\text{ф}}}^{1,7} d_{\text{ч}}^{0,7} - s_0 d_{\text{ч}} \sqrt{v_{\text{ф}}})},$$

де L – товщина пласту, яка фільтрує; $d_{\text{ч}}$ – розмір частинок фільтрувального пласту; K і s_0 – константи, які залежать від концентрації зважених речовин у вихідній стічній воді та освітленій стічній воді.

У ході очищування стічної води важливо оптимально використовувати фільтри, які не вимагають високих тисків, оскільки робота з великою кількістю води є типовою у цьому контексті. Однією з ефективних стратегій є використання фільтрів із сітчастими елементами, такими як мікрофільтри і барабанні сітки, а також фільтрів із

фільтруючим зернистим завантаженням. Зазвичай фільтри застосовуються для глибокого очищення стічних вод після фізико-хімічного або біологічного очищення, а також для вилучення тонкодиспергованих речовин та інших забруднень.

У залежності від виду фільтруючого завантаження різняться такі види фільтрів: зернисті (де фільтрувальний пласт складається з кварцового піску, подрібненого антрациту, ерамзиту, шлаку), сітчасті (де фільтрувальний пласт складається зі сітки з розміром отворів 40 мкм), тканинні (де фільтруючий пласт складається з бавовняних, лляних, скляних тканин), наливні (де фільтруючий пласт представляє собою деревне борошно, азбестову крихту, розміщене на каркасі з пористої кераміки, металевої сітки або синтетичної тканини; такі фільтри ще називають діатомітовими). Найбільше застосування отримали фільтри із зернистим завантаженням, де фільтруючим середовищем можуть бути як природні, так і штучні матеріали (кварцовий пісок, дроблений антрацит, кварц, мармур, керамічна крихта, доломіт, магнетит). На сьогодні використовують ерамзит, синтетичні матеріали (полістирол, поліуретан), горілі породи тощо. Для завантажування фільтрів застосовують середньозернистий пісок із величиною зерна від 0,35 до 1,5 мм та грубозернистий пісок із величиною зерна від 0,5 до 2 мм.

Фільтри із зернистим завантаженням можна систематизувати за рядом властивостей:

- за швидкістю фільтрації (повільні, швидкі та дуже швидкі);
- за тиском, під яким вони можуть працювати (відкриті чи безнапірні) та закриті (напірні));
- за напрямком фільтрувального потоку (однопоточні або їх називають звичайними швидкими фільтрами), двопоточні та багатопоточні);
- за крупністю фільтрувального матеріалу (дрібно-, середньо-, грубозернисті);
- за величиною фільтрувальних одно-, дво- та багат шарових завантажень.

Найбільш часто застосовують фільтри із зернистим завантаженням для підготування технічної та оборотної води. Вони невід'ємні на станціях господарсько-

питного призначення для освітлювання та знебарвлювання поверхневих вод та для знезалізнювання підземних вод. Такі фільтри застосовуються і для доочищення стічної води у різних сферах промисловості, таких як хімічна, металургійна, легка, гірничодобувна, будівельна тощо.

Для фільтрування стічної води застосовують повільні фільтри, які не піддаються коагуляції. Швидкість фільтрації залежить від концентрації завислих частинок: при концентрації до 25 мг/л швидкість становить 0,2–0,3 м/год., а при 25–30 мг/л швидкість становить 0,1–0,2 м/год. Такі фільтри представляють собою залізобетонні або цегляні резервуари прямокутної або круглої форми в плані і використовуються для безреагентного освітлювання води. Однак їх низька швидкість фільтрації, велика ціна і необхідність у великій площі приводять до обмеженого застосування на практиці водоочищення.

Адсорбційне очищення

Самим універсальним способом для глибокого очищення стічних вод від розчинених органічних сполук та інших хімічних елементів, які не можна ефективно видалити біологічним шляхом через їхню стійкість до біохімічного окиснення вважається сорбція. До таких речовин належать тканини, лігніни, ефіри, протеїни, пестициди, хлорорганічні речовини тощо. Підприємства, що виробляють целюлозу, хлорорганічні речовини, нафтопродукти, барвники та коксохімічні підприємства, є джерелами таких забруднень [15].

Методи сорбційного очищення базуються на адгезії - це прилипання речовин, які розчинилися, до поверхні сорбенту, який має значну велику зовнішню та внутрішню - це пори, поверхні. Цю властивість, переважно характерну для твердих речовин, називають адсорбцією. Природні матеріали, такі як активоване вугілля, зола, шлаки, коксова крихта, торф, керамзит, цеоліти, і деякі глини, а також синтетичні полімери, наприклад, полісорбенти, володіють сорбційними характеристиками.

Інший аспект сорбції полягає в поглинанні забруднюючою сполукою рідкої частини сорбенту, утворюючи при цьому розчини. Цей хід видалення забруднюючих

включень відомий як абсорбція. До сорбентів цього вигляду належить вода, мастила, кислоти тощо. Метод абсорбції широко застосовується для очищення газових потоків.

Сорбційне очищування стічної води, іншими словами сорбція являється ходом, під час якого тверде тіло або рідина (сорбент) поглинає сполуки з оточуючого навколишнього середовища. Елемент, який використовується для поглинання речовин, називається сорбентом, а сама речовина, що поглинається, - сорбатом. Існують різні види сорбції: абсорбція, адсорбція та хемосорбція. Для очищування виробничої стічної води часто використовується адсорбція.

Хід адсорбції включає додавання сорбенту - твердого тіла в роздрібненій формі до стічної речовини та їхнє змішування. Насичений забрудненнями сорбент потім відокремлюється від води, використовуючи відстоювання або фільтрування. Воду, яка пройшла через фільтр із сорбентом, вважають очищеною.

Сорбентами можуть бути різноманітні пористі матеріали, такі як зола, коксовий дрібняк, торф, силікагелі, алюмогелі, активні глини. Самим найкращим та якісним сорбентом являється активоване вугілля. Чинники сорбентів включають пористість, будову пор та хімічний вміст. Наприклад, пористість активованого вугілля може становити від 60 до 73%, а питома поверхня – від 400 до 900 м²/г. Активність сорбенту визначається величиною поглинаючої речовини на одиницю об'єму чи маси сорбенту (кг/м³, кг/кг).

Способи адсорбції дуже широко використовуються для глибокого очищування або доочищування стічних вод від розчинених органічних сполук після біохімічного очищування. Вони також застосовуються в локальних установках, коли концентрація забруднень невелика і вони не розкладаються біологічно або мають сильний токсичний вплив.

Адсорбція широко застосовується для очищування стічної води від різних забруднюючих речовин, включаючи феноли, гербіциди, пестициди, ароматичні нітросполуки, поверхнево активні речовини (поліароматичні вуглеводні), барвники та тощо. Переваги цього методу включають високу ефективність, можливість

очищування стічних вод, які містять кілька різних речовин, а також можливість відновлення цих речовин - рекуперації.

Адсорбційне очищування стічної води може бути регенеративним або деструктивним. У регенеративному методі забруднення видаляються з адсорбенту, і його можна використовувати повторно. У деструктивному методі витягнуті зі стічних вод речовини підлягають знищенню разом з адсорбентом.

Ефективність адсорбційного очищування може досягати від 80% до 95%, і це значення залежить від хімічної природи адсорбенту, величини його адсорбційної площі, хімічного складу витягнутої речовини та її стану у розчині. Щодо адсорбентів, активоване вугілля, синтетичні сорбенти та відходи виробництва, такі як зола, шлаки, тирса можуть використовуватися як сорбенти в цьому процесі.

Активоване вугілля являється одним з найбільш універсальних і ефективних адсорбентів для очищування стічних вод. Його ефективність забезпечується специфічними властивостями. Основні вимоги до активованого вугілля для застосування в адсорбційних процесах включають:

- слабка взаємодія з молекулами води. Це дозволяє забезпечити високу адсорбційну ємність для органічних сполук, адже активоване вугілля слабо притягує воду і взаємодіє головним чином з органічними сполуками.

- велика пористість: Велика пористість поверхні сприяє збільшенню доступної площі для адсорбції. Це дозволяє активованому вугіллю ефективно утримувати забруднюючі речовини.

- велика адсорбційна ємність: Це важливий чинник, оскільки визначає, скільки речовини може бути утримано на одиницю маси адсорбенту.

- висока селективність: Адсорбент повинен ефективно виділяти цільові забруднюючі речовини від інших компонентів стічної води.

- мала утримуюча здатність при регенерації: Здатність відновлювати адсорбційні властивості після регенерації є важливою для підтримання довговічності та ефективності адсорбенту.

- міцність та швидке змочування водою. Ці характеристики сприяють зручності та стійкості адсорбенту в ході його використання.

Для забезпечення ефективності процесу очищення використовують адсорбенти з дрібнозернистими частинками, діаметр яких коливається від 0,25 до 0,5 мм, а також вугілля з високою дисперсією, де розмір частинок не перевищує 40 мкм.

Принципи процесу адсорбції базуються на важливому еталоні - ізотермі адсорбції, що описується рівнянням Ленгмюра (в умовах розведених розчинів, яке стосується очищування стічних вод). Речовини, які ефективно адсорбуються активованим вугіллям з водних розчинів, відображають опуклу ізотерму адсорбції, тоді як ті, які погано адсорбуються, проявляють вигнуту ізотерму. Здебільшого ізотерму адсорбції речовини в стічній воді визначають експериментально.

При наявності кількох складових у стічній воді, які потрібно видалити, оцінюють можливість їхньої спільної адсорбції, визначаючи нормативні значення диференціальної вільної енергії ΔF_0 для кожної речовини та обчислюючи різницю між максимальним і мінімальним значенням. Якщо $0 \Delta F_{\max} 0 - \Delta F_{\min} \leq 10,5$ кДж/моль, то спільна адсорбція всіх складових можлива; у протилежному випадку проводиться очищення послідовно на декількох стадіях. Швидкість ходу адсорбції залежить від різних факторів, таких як концентрація, фізико-хімічні властивості та структура розчинених сполук, температура води, і вигляд, характеристики адсорбента. Загальний хід адсорбції включає три стадії: перенесення сполуки зі стічної води до поверхні адсорбента (зовнішньодифузійна площина), сам адсорбційний процес та перенесення сполуки всередину зерен адсорбента (внутрішньодифузійна площина). Лімітуючою стадією може бути зовнішня, внутрішня дифузія чи обидва ці стадії.

У зовнішньодифузійній зоні швидкість масоперенесення залежить від турбулентності руху рідини, що визначається її швидкістю. У внутрішньодифузійній області інтенсивність масоперенесення залежить від характеру та величини пор адсорбенту, форми і розмірів його частинок, а також від розмірів молекул

адсорбуючої речовини та коефіцієнта масопровідності.

Знезаражування стічної води

У зв'язку з високим рівнем епідемічної небезпеки, очисні спорудження які використовуються для оброблення стічної води, повинні обов'язково бути обладнані спеціальними засобами для проведення дезінфекції очищування стічної води. На сьогодні використовують три головні способи очищування стічних вод методи знезаражування: хлоруванням, ультрафіолетовим опроміненням та озонуванням. Способи хлорування та озонування належать до хімічних способів знезаражування, і їхній принцип дії ґрунтується на окисненні плівок клітин мікроорганізмів, який спонукає до їх руйнування та загибелі. Тривалість ходу знезаражування зазвичай відбувається від 30 до 90 хвилин, вимагаючи відведених реакційних камер або достатньої довжини колектора для проведення знезаражування.

Спосіб ультрафіолетового опромінювання належить до фізичних способів знезаражування. Знезаражування очищених стічних вод проходить шляхом негайного ураження мікроорганізмів короткохвильовим ультрафіолетовим опромінюванням. Самим якісним виявляється ультрафіолетове випромінювання на бактерії та віруси, що викликають серйозні хвороби, такі як дизентерія, тиф, холера, вірусний гепатит, поліомієліт, туберкульоз, тощо [17].

Знезаражування води при допомозі ультрафіолетового опромінювання проводиться без введення шкідливих хімічних речовин у воду. Є одне правило для використання способу ультрафіолетового знезаражування, вірно підібрана порція ультрафіолетового опромінення, а саме величина енергії, що потрібна для знищення мікроорганізмів у воді. Час проходження процесу знезаражування складає лише декілька секунд, тому дозволяє застосовувати цей спосіб без використання реакційних камер, контактних резервуарів та колекторів [6-9]. На сьогоднішній час усе частіше висувається питання про відмову використання хлору у стічній воді, проводячи знезаражування під час очищування. Величини залишкового хлору у стічній воді, які виливаються у водні басейни, не має бути вище ніж $1,5 \text{ мг/дм}^3$.

2.3 Новітні методи фізико-хімічного очищення стічних вод фільтруванням через мінерально-вуглецеві матеріали

Кількість твердих викидів, що створюються на гірничих та енергетичних підприємствах сама велика і ступінь перероблювання та знешкодження – мала і це призводить до забруднювання навколишнього середовища [...]. Великий ріст величини застосування природних джерел та зменшування їх в природі приводить до впровадження тактики економного використання природи та потреби контролювати за переїнами у проходженні природних і антропогенних ходів. Головними показниками екологічної небезпеки є: тверді техногенні залишки, такі як зола, шлаки і шлами водоочищення та флотації, забруднюючі стічні води та скиди в повітря і водне середовище забруднення разом із газами промислових підприємств та транспорту. Утворення та наявність золи та шлаків I-III групи викидів наведено в таблиці 6 і на діаграмах та графіках.

Таблиця 6 - Утворення та наявність золи та шлаків і I-III групи викидів

Показники	Рік					
	1995	2000	2005	2006	2007	2008
Утворено золи та шлаку, тис. т.	1474,7	1125,8	853,4	1077,2	1037,1	1038,7
Наявність, всього, млн т	46,05	47,1	47,85	48,86	49,78	50,7
Наявність, тис. т.	40,6	45,8	48,9	51,2	55,0	56,8
Утворення I-III групи, тис. т.	16,5	15,4	20,5	12,4	9,8	8,0
Використання, тис. т.	321,1	77,5	103,4	71,0	114,9	118,8
Використання, знешкодження	5,7	5,1	11,6	10,8	9,5	7,8
Залишок, тис. т.	1153,6	1048,3	750,0	1006,2	922,2	919,9

На рисунку 6 наведено динаміку зміни кількості золи та шлаків в Івано-Франківській області

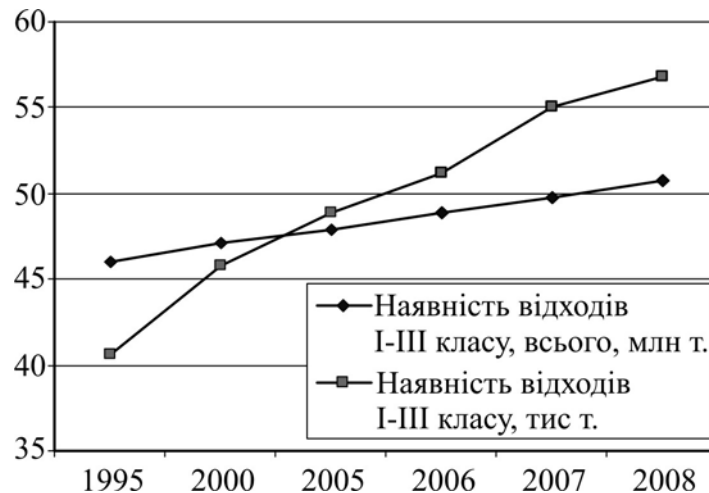


Рисунок 6 - Динаміка зміни кількості золи та шлаків в Івано-Франківській області

Головним питанням зростання екологічної безпеки, являється екологічний менеджмент, який займається формуванням екологічно безпечних виробничих комплексів способом розробки нових технологій знешкодження техногенних викидів, удосконалення технологій очищування води та газу, а також надає правильне співвідношення між екологічними та економічними чинниками.

У монографіях, присвячених водоочищенню, представлені різні методи очищення стічних вод, які теоретично забезпечують зниження вмісту шкідливих компонентів (C_k) на виході з очисних споруд, де C_k менше $C_{пдк}$. Однак на практиці ці чинники перевищують вітчизняні та міжнародні стандарти для основних параметрів скиду у відкриті водоймища наведено в таблиці .

Безумовно, що викид забруднень в довкілля погіршує екологічну безпеку і сприяє збільшенню захворювань людей, як це підтверджено в публікації. Таким чином, є необхідність у розробленні нових технологій, матеріалів і устаткування для очищення води, що призведе до підвищення ефективності роботи очисних споруд (зменшення викиду забруднюючих речовин у водні басейни) і, відповідно, позитивно вплине на екологічну безпеку місцевості.

В реальних умовах вміст шкідливих інгредієнтів та кількість стічних вод, які надходять на водоочисні споруди, постійно змінюються. Тому для забезпечення

відповідності нормативам щодо вмісту елементів у стічних водах після очищення розробляють математичні моделі процесу очищення. Ці моделі спрощують лабораторні дослідження та зменшують час розроблювання оптимальних схем і параметрів роботи очисних споруд. Зазвичай, всі технологічні схеми водоочищення включають в себе відстійники різних конструкцій, де відбувається відокремлення завислих вкладень під впливом сили тяжіння, і фільтр, який забезпечує відділення цих твердих механічних домішок.

В статті описано різні типи процесу фільтрації стічних вод і встановлено, що швидкість фільтрування, висота фільтрувальної перегородки і час фільтрації через фільтрувальну перегородку фільтра до проскоку завислих і розчинних шкідливих елементів є важливими параметрами процесу фільтрування. Також проаналізовано різні методи інтенсифікації очищування стічних вод фільтруванням, але процес відділення завислих з використання нових матеріалів для завантаження перегородки, через яку стічна вода очищається від нерозчинних і розчинних інгредієнтів, вважають найпростішим. Завантаження перегородки фільтра може мати різну хімічну природу і розміри матеріалів завантаження, яка, крім механічного відділення твердих інгредієнтів, може сорбувати і деякі розчинні шкідливі компоненти, такі як ціаніди, хроміди тощо.

У проведених дослідженнях використовувалися вуглецево-мінеральні матеріали (ВММ), що утворюються під час термічної утилізації техногенних відходів. У апробаційних випробуваннях було виявлено, що, крім видалення механічних домішок, фільтрація через ВММ також сприяє сорбційному засміченню таких шкідливих компонентів, як хром, амоній та завдяки сорбційним властивостям цих матеріалів.

У процесі фільтрації через ВММ відбувається, як вже зазначено, механічне відокремлення завислих домішок та сорбція розчинних шкідливих компонентів.

Однак швидкість і поверхня фільтрації є змінними величинами під час фільтрації, оскільки в процесі очищення через фільтрувальне завантаження

відбувається накопичення завислих домішок, що призводить до різниці тиску на вході і виході фільтра (ΔP), яка переважно залежить від висоти фільтрувального завантаження.

Метою проведених теоретичних і практичних досліджень є розроблення математичної моделі процесу одночасної сорбції розчинних шкідливих компонентів і відокремлення нерозчинних завислих домішок методом фільтрації стічних вод через ВММ та підтвердження її адекватності.

Основним елементом у створенні моделей водоочищення є врахування матеріального балансу масового потоку стічної води, що проходить через систему очищення.

Таким чином, ми створили математичну модель для одночасного відділення завислих речовин за допомогою фільтрації та сорбції розчинних шкідливих компонентів. Цей процес відокремлює тверді (завислі) і розчинні шкідливі компоненти, враховуючи формулу для розрахунку допустимої швидкості фільтрування. Ця швидкість впливає на час проскакування шкідливих компонентів через фільтр-адсорбер, а також на тривалість фільтроциклу і висоту переміщення фронту забруднень у фільтрувальному завантаженні фільтра. Розрахунок процесу очищення стічних вод методом фільтрації через ВММ передбачає визначення допустимих параметрів фільтрації для забезпечення очищення стоків відповідно до норм шкідливих компонентів. Це дозволить безпечно скидати очищені стоки у водні ресурси, що сприятиме збереженню екології гідросфери. На основі вказаного алгоритму ми розрахували конструктивні розміри тонкошарового відстійника з фільтрувальним завантаженням та фільтра-адсорбера, а також висоту фільтрувальної загрузки в них і швидкість фільтрування стічних вод різних галузей промисловості.

Відповідно, розробка нових технологій утилізації техногенних відходів у фільтрувальні матеріали для очищення стічних вод різних галузей виробництва, удосконалене обладнання і технології водоочищення, а також методика визначення ШЕБО є ключовим рішенням проблеми екологічної безпеки. Це дозволяє оцінити

загальний вплив чинників забруднення навколишнього середовища промисловими об'єктами в різних галузях та регіонах держави. Контроль над витратами, вкладеними в природоохоронні заходи, технології, обладнання та екологічні програми, забезпечить ефективне збереження природи та раціональне використання ресурсів.

2.4 Розрахунок адсорбційного очищення стічних вод

Для очищення виробничих стічних вод найчастіше всього використовується адсорбція. Для цього до очищуваної стічної рідини додається сорбент (тверде тіло) в роздрібненому вигляді і змішується зі стічною водою. Потім сорбент, насичений забрудненнями, відділяється від води відстоюванням або фільтруванням. Найчастіше очищувану воду пропускають крізь фільтр, завантажений сорбентом.

Як сорбенти застосовуються різні штучні і природні пористі матеріали: зола, коксовий дрібняк, торф, силікагелі, алюмогелі, активні глини тощо. Найбільш ефективним сорбентом є активоване вугілля. Основними показниками сорбентів є: пористість, структура пор, хімічний склад. Пористість активованого вугілля становить 60...73%, а питома площа поверхні – 400...900 м²/г. Активність сорбенту характеризується кількістю поглинальної речовини на одиницю об'єму або маси сорбенту (кг/м³, кг/кг).

Найбільш простою спорудою є насипний фільтр, у вигляді колони з нерухомим шаром сорбенту, крізь який фільтрується оброблювана стічна вода. Швидкість фільтрації залежить від концентрації розчинних у стічній воді речовин і коливається від 1...2 до 5...6 м/год; крупність зерен сорбенту становить від 1,5...2 до 4...5 мм.

Розрахунок розмірів адсорберів починається з визначення загальної площі адсорбційної установки F , м², за формулою:

$$F = \frac{Q_r}{V},$$

де Q – середні погодинні витрати стічних вод, м³/год; V – швидкість потоку, приймається не більше 12 м/год.

Потім, після вибору конструкції і площі поперечного перерізу одного адсорбера, розраховується мінімально необхідне число паралельно працюючих адсорберів.

$$N = \frac{H_3}{H_n},$$

де H – висота сорбційної засипки одного фільтра, м; H_n – загальна висота сорбційного шару, м, яка визначається за формулою

$$H_n = H_1 + H_2 + H_3,$$

Де H_1 – висота сорбційного шару, м, в якому за період t , адсорбційна ємність сорбенту вичерпується до ступеня K , розрахованого за формулою

$$H_1 = \frac{D_{\text{мін}} \cdot t}{F \cdot \gamma},$$

Де γ – насипна вага активованого вугілля, г/м³; приймається за довідником; $D_{\text{мін}}$ – мінімальна доза активованого вугілля, г/м, вивантаженого з адсорберу при коефіцієнті вичерпання ємності K_c , розрахована за формулою

$$D_{\text{мін}} = \frac{C_{\text{п}} - C_{\text{в}}}{K_c \cdot a_{\text{макс}}},$$

де $C_{\text{п}}$, $C_{\text{в}}$ – концентрація сорбованої речовини до і після очищення, мг/дм³; K_c – приймається рівним 0,6...0,8; $a_{\text{макс}}$ – максимальна сорбційна ємність активованого вугілля, мг/дм³, яка визначається експериментально; при великих концентраціях

стічних вод користуються ізотермою Фрейндліха

$$a_{\text{макс}} = f \cdot C_{\text{п}}^{1/n}; \quad a_{\text{мін}} = f \cdot C_{\text{в}}^{1/n},$$

де f – площа одного адсорбера, м^2 ; H_2 – висота засипки сорбційного шару, забезпечуюча роботу установки до концентрації $C_{\text{в}}$ протягом часу t ; приймається за умовами експлуатації і визначається за формулою

$$H_2 = \frac{D_{\text{макс}} \cdot t}{F \cdot \gamma},$$

де $D_{\text{макс}}$ – максимальна доза активованого вугілля, $\text{г}/\text{дм}^3$, яка визначається за формулою

$$D_{\text{макс}} = \frac{C_{\text{п}} - C_{\text{в}}}{a_{\text{мін}}},$$

де $a_{\text{мін}}$ – мінімальна сорбційна ємність активованого вугілля, $\text{мг}/\text{дм}^3$

$$a_{\text{макс}} = f \cdot C_{\text{п}}^{1/n}; \quad a_{\text{мін}} = f \cdot C_{\text{в}}^{1/n},$$

H_3 – резервний шар сорбенту, розрахований на тривалість роботи установки протягом часу перевантаження або регенерації шару сорбента висотою H_1 , м

Якщо дано: продуктивність $Q_{\text{д}} = 10000 \text{ м}^3/$ або $Q_{\text{г}} = 417 \text{ м}^3/\text{год}$; початкова величина $C_{\text{п}} = 625 \text{ мг}/\text{дм}^3$; кінцева величина $C_{\text{в}} = 50 \text{ мг}/\text{дм}^3$; ізотерма адсорбції відповідає рівнянню Фрейндліха: $a_{\text{макс}} = 253 C_{\text{п}}^{1/2}$; $a_{\text{мін}} = 253 C_{\text{в}}^{1/2}$; лінійна швидкість відносно стін адсорбера $V = 10 \text{ м}/\text{год}$; орієнтовна тривалість роботи установки до просакування $t_{\text{ор}} = 24 \text{ г}$; вугілля АГ-3, його уявна густина $\gamma_{\text{у}} = 0,90$, насипна $\gamma_{\text{і}} = 0,45$; висота шару вугілля в одному адсорбері $H_{\text{а}} = 2,5 \text{ м}$; задана ступінь вичерпання ємності сорбенту $K_{\text{с}} = 0,7$; діаметр адсорбера $D = 3,5 \text{ м}$.

Визначаємо:

1. Визначається максимальна і мінімальна сорбція

$$a_{\max} = 253 \cdot C_n^{1/2} = 253 \cdot 0,625^{1/2} = 200 \text{ мг} / \text{дм}^3;$$

$$a_{\min} = 253 \cdot C_n^{1/2} = 253 \cdot 0,05^{1/2} = 56,6 \text{ мг} / \text{дм}^3.$$

2. Розраховується загальна площа одночасно і паралельно працюючих ліній адсорберів, м^2

$$F = \frac{Q_{\text{Д}}}{t_{\text{оп}} \cdot V} = \frac{10000}{24 \cdot 10} = 41,7 \text{ м}^2.$$

3. Кількість паралельно і одночасно працюючих ліній адсорберів при $D = 3,6 \text{ м}$

$$N = \frac{F}{f} = \frac{4 \cdot F}{\pi \cdot D^2} = \frac{4 \cdot 41,7}{3,14 \cdot 3,5^2} = 4,3.$$

Приймаємо до роботи 4 паралельно і одочасно працюючих ліній адсорберів при швидкості фільтрування 11 м/г.

4. Розраховується максимальна доза активованого вугілля

$$D_{\max} = \frac{C_{\text{П}} - C_{\text{В}}}{a_{\min}} = \frac{625 - 50}{253 \cdot (0,05)^{1/2}} = 10,2 \text{ г} / \text{дм}^3.$$

5. Доза активованого вугілля, вивантаженого з адсорбера

$$D_{\text{В}} = \frac{C_{\text{П}} - C_{\text{В}}}{K_{\text{С}} \cdot a_{\max}} = \frac{625 - 50}{0,7 \cdot 200} = 41,1 \text{ г} / \text{дм}^3.$$

6. Орієнтовна висота засипки, яка забезпечує очищення

$$H_{\text{оп}} = \frac{D_{\text{В}} \cdot Q_{\text{Г}} \cdot t_{\text{оп}}}{a_{\min}} = \frac{41,1 \cdot 417 \cdot 24}{41,7 \cdot 450} = 2,2 \text{ м}.$$

Висота шару відпрацьованого адсорбента, вивантаженого з адсорбера, приймається рівною засипці одного адсорбера $H_1 = 2,5$ м, резервна висота $H_3 = 2,5$ м, $H_2 = 5$ м.

8. Загальна висота засипки адсорбенту в адсорбційній установці приймається з урахуванням установаження одного резервного адсорбера

$$H = H_1 + H_2 + H_3 = 2,5 + 5 + 2,5 = 10 \text{ м.}$$

9. Загальна кількість послідовно установлених в одній лінії адсорберів

$$N = \frac{H}{H_1} = \frac{10}{2,5} = 4 \text{ шт.}$$

10. Тривалість роботи адсорбційної установки до проскакування (при одному резервному адсорбері) визначають за формулою

$$t_1 = \frac{2C_B \cdot (H_3 + H_2) \cdot \varepsilon \cdot (a_{\text{макс}} + C_B)}{V \cdot C_{II}^2},$$

при різному завантаженні (неоднаковість густини) вугілля

$$\text{де } \varepsilon = 1 - \frac{\gamma_H}{\gamma_V} = 1 - \frac{0,45}{0,9} = 0,5,$$

$$t_1 = \frac{2 \cdot 0,05 \cdot (2,5 + 5) \cdot 0,5 \cdot (200 + 0,625)}{11 \cdot (0,625)^2} = 17,5 \text{ з.}$$

11. Тривалість роботи одного адсорберу до вичерпання ємності

$$t_2 = \frac{2C_{II} \cdot K_C \cdot H_1 \cdot E \cdot (a_{\text{макс}} + C_{II})}{V \cdot C_{II}^2} = \frac{2 \cdot 0,625 \cdot 0,7 \cdot 0,5 \cdot (200 + 0,625)}{11 \cdot (0,625)^2} = 51 \text{ з.}$$

Таким чином, необхідний ступінь очищення може бути забезпечений при безперервній роботі 4 паралельних ліній адсорберів, які складаються із 4 послідовно встановлених адсорберів, один з яких є резервним і перебуває в режимі

перевантаження. Кожний адсорбер при цьому працює протягом 51 год, відключення одного адсорбера в послідовній лінії на перевантаження відбувається через 17 год.

12. Виконується розрахунок об'єму засипки одного адсорбера

$$V_a = f_a \cdot H_a = \frac{\pi \cdot D^2}{4} \cdot H_a = 3,14 \cdot 3,5^2 \cdot \frac{2,5}{4} = 24 \text{ м}^3,$$

і сухої маси вугілля в одному адсорбері

$$M = W \cdot \gamma_H = 24 \cdot 0,45 = 11 \text{ т.}$$

13. При перевантаженні $N=4$ адсорберів через 17 год (по одному з кожної лінії) затрати вугілля становитимуть

$$З = \frac{M \cdot N}{3 \cdot 17} = \frac{(11 \cdot 4)}{3 \cdot 17} = 0,86 \text{ т/год}$$

що відповідає дозі вугілля

$$D = \frac{З}{Q_r} = 0,86 \frac{1000}{417} = 2,06 \text{ кг/м}^3$$

3 Експериментальна частина

3.1 Твердість води

Серед усіх факторів, що впливають на здоров'я нації, особливе значення приділяється воді, яка часто має низьку якість. Очевидно, що чиста питна вода є основою для нашого довголіття та здоров'я. Особливо важливо звертати увагу на це у сільських районах та невеликих містах, де використовується вода з колодязів, яка часто не піддається контролю і містить збільшені концентрації солей жорсткості та нітрат-іонів. Проблема з водопостачанням у тих місцях, де люди користуються виключно колодязною водою, набуває надзвичайної актуальності та важливості. Питання чистої питної води стає актуальним на глобальному рівні, оскільки дефіцит води на планеті стрімко зростає.

Надмірна мінералізація та солі жорсткості негативно впливають на організм людини при щоденному використанні такої води для питних потреб. Ці показники також шкідливо впливають на домашні прилади. Нітрати вважаються токсичними, оскільки вони перетворюються в організмі в нітрити і можуть призвести до кисневого голодування через утворення метгемоглобіну.

Жорсткість води є властивістю, яка зумовлена наявністю розчинних солей кальцію, магнію та інших катіонів. Гідрокарбонати у воді викликають карбонатну жорсткість, яку можна частково або повністю усунути шляхом кип'ятіння води, що призводить до утворення нерозчинних карбонатів. Кальцій та магній у природній воді походять з родовищ вапняків, доломітів і гіпсу. Проте, вода з колодязів при кип'ятінні не втрачає своєї жорсткості повністю через низький вміст гідрокарбонатів у порівнянні із солями кальцію та магнію. Таким чином, вода з колодязів є найменш придатною для питних потреб.

Методика визначення загальної жорсткості

Жорсткість води, також відома як твердість, представляє собою властивість, яка залежить від наявності розчинених солей кальцію та магнію, а також інших дво- та тривалентних металів. Загальна жорсткість води зазвичай вимірюється як сумарний вміст у воді солей кальцію та магнію, виражений у мг-екв/дм³. За рівнем жорсткості вода розподіляється на наступні категорії:

- дуже м'яка - менше 1,5 мг-екв/дм³;
- м'яка - від 1,5 до 4 мг-екв/дм³;
- середньої жорсткості - від 4 до 8 мг-екв/дм³;
- жорстка - від 8 до 12 мг-екв/ дм³;
- дуже жорстка - понад 12 мг-екв/ дм³.

Для проведення аналізу рекомендується використовувати добре освітлене приміщення. Пробірку, яка містить воду для аналізу, споліскують, наливають в неї воду до рівня 10 см³, а потім закривають кришкою з отвором. Додавання реактивів проводять через цей отвір. Спочатку додають 13-15 крапель реактиву "ЖОРСТКІСТЬ 1", інтенсивно перемішують, доки розчин не набуде темно-рожевого забарвлення. Далі додають реактив "ЖОРСТКІСТЬ 2" по краплях, інтенсивно перемішуючи, до отримання фіолетового забарвлення.

Після досягнення фіолетового забарвлення розчину, припиняють додавання реактиву «ЖОРСТКІСТЬ 2» і, здійснюючи інтенсивне перемішування, забезпечують, щоб розчин набув синього кольору. Кількість крапель реактиву «ЖОРСТКІСТЬ 2» використовується для розрахунку жорсткості за формулою: ЖОРСТКІСТЬ (мг-екв/дм³) = кількість крапель - 0,32.

Додаткові рекомендації.

Якщо в ході аналізу використовується менше 10 крапель реактиву «ЖОРСТКІСТЬ 2», рекомендується для підвищення точності визначення загальної жорсткості збільшити об'єм води для аналізу до 20 або 40 см³. Також кількість реактиву «ЖОРСТКІСТЬ 1» слід збільшити в 2 або 4 рази. У випадку таких змін результат аналізу слід скоригувати відповідно, зменшивши його в 2 або 4 рази.

Методика визначення карбонатної жорсткості

Загальна жорсткість води визначається як сума карбонатної (тимчасової) і некарбонатної (постійної) жорсткості. Карбонатна жорсткість, викликана присутністю гідрокарбонатів і карбонатів кальцію та магнію, іноді називається тимчасовою жорсткістю, оскільки вона може тимчасово осаджуватись під час кип'ятіння води. Для визначення величини карбонатної жорсткості проводиться вимір загальної лужності води. Некарбонатна жорсткість, викликана кальцієм або магнієм у сполуках з хлоридними, сульфатними і нітратними аніонами, не випадає в осад при кип'ятінні і може призводити до підвищення корозійних властивостей води при високій концентрації аніонів некарбонатної жорсткості, наприклад, внаслідок випаровування. Термін "некарбонатна жорсткість" часто вживається замість "постійна жорсткість" з тим самим значенням. Загальна лужність води представляє собою сумарний вміст гідроксильних іонів (ОН⁻) і аніонів слабких кислот, таких як карбонати, гідрокарбонати, силікати, борати, сульфіти, гідросульфіти, сульфіди, гідросульфіди, аніони гумінових кислот, фосфати, які гідролізуються, утворюючи гідроксильні іони. Якщо величина лужності перевищує жорсткість, то вся жорсткість є карбонатною, інакше карбонатна жорсткість дорівнює лужності. Аналіз необхідно проводити в добре освітленому приміщенні.

Твердість природної води є важливою властивістю, яка має велике значення для водокористування. Джерелами загальної твердості є гірські породи, такі як вапняки і доломіти, які, контактуючи з водою, розчиняються. Стічні води підприємств є антропогенним джерелом солей кальцію та магнію. З усіх солей, що впливають на твердість води, особливу увагу приділяють гідрокарбонатам, сульфатам і хлоридам. Гідрокарбонати кальцію і магнію визначають тимчасову твердість води, тоді як їх сульфати і хлориди визначають постійну твердість.

Вода з твердістю вище 6 ммоль/дм³ негативно впливає на екосистеми водойм. Надто м'яка вода також не є бажаною для риборозведення. У водоймах з м'якою водою отруйні неорганічні сполуки проявляються при менших концентраціях, ніж у

водоймах з твердою водою. Оптимальні показники твердості води для коропових риб становлять 1,8–4,3 ммоль/ дм³, для форелевих господарств – 3–5 ммоль/ дм³. Концентрація іонів кальцію повинна бути до 70 мг/ дм³, а магнію – до 30 мг/ дм³. Недостача солей кальцію і магнію у природних водах негативно впливає на розвиток риб і кормової бази.

Вимоги до якості води для рибогосподарського водокористування висувуються досить суворі. Визначення твердості природних вод має велике значення для риборозведення, і саме тому в Херсонському державному аграрному університеті (ХДАУ) активно використовується концепція компетентнісно-орієнтованого навчання. Ця концепція дозволяє студентам не лише здобувати практично важливі навички для риборозведення, але й стимулює їхню мотивацію до навчання через експериментальну навчально-дослідницьку роботу. У статті розглядається виконання студентами проекту, спрямованого на оцінку твердості поверхневих вод Херсонської області.

В процесі дослідження була проведена оцінка загальної, тимчасової та постійної твердості води, а також визначено вміст іонів Ca²⁺, Mg²⁺ та HCO³⁻. Демонструється, що студенти, виконуючи цю самостійну роботу, розвивають експериментальні навички, які будуть корисні для них у подальшій професійній діяльності. Вивчення методик визначення твердості води допоможе студентам оцінювати якість води та її придатність для риборозведення. Ключові терміни: твердість води, кальцій, магній, кількісний аналіз, комплексонометрія.

3.2 Твердість води як важливий показник водокористування

Постановка проблеми. Твердість природної води є важливим показником, що відіграє значну роль у водокористуванні. Загальна твердість визначається гірськими формаціями, такими як вапняки та доломіти, які у взаємодії з водою розчиняються. Стічні води підприємств являють антропогенне джерело солей кальцію та магнію.

Твердість води обумовлена присутністю йонів кальцію (Ca^{2+}) і магнію (Mg^{2+}). Хоча також інші катіони з валентністю 2 впливають на цю характеристику, утворюючи осади при взаємодії з аніонами. Катіони з валентністю 1 не проявляють подібних властивостей. Йони магнію знаходяться у майже всіх природних водах і займають друге місце за загальною кількістю, відстаючи лише від йонів натрію. Однак природні води з переважанням йонів магнію зазвичай є слабо мінералізованими, тоді як у слабо мінералізованих водах переважають йони кальцію, а у сильно мінералізованих — йони натрію.

Оскільки кальцій є основним катіоном у слабо мінералізованих водах, його кількість швидко зменшується зі збільшенням мінералізації, що пояснюється обмеженою розчинністю кальцій карбонату і кальцій сульфату. Кальцій є важливим елементом для живих організмів, становлячи близько 1,5% їхньої маси. Він входить до складу риб'ячих кісток, впливає на клітинну проникність, формує скелет тварин, послаблює дію токсичних речовин. Нестача кальцію може призвести до порушень згортання крові та ослаблення кісток. Магній, що є частиною хлорофілу водних рослин, виконує важливу роль у біохімічних процесах. Дисбаланс магнію може призводити до захворювань рослин і тварин.

У гідрохімічній практиці загальну концентрацію йонів кальцію та магнію відомо як загальна твердість води. Гідрокарбонати кальцію і магнію призводять до тимчасової твердості, тоді як їхні сульфати і хлориди викликають постійну твердість. В залежності від рівня твердості вода поділяється на різні типи: дуже м'яка (до 1,5 ммоль/дм³), м'яка (1,5 – 3,0 ммоль/ дм³), помірно тверда (3,0 – 6,0 ммоль/ дм³), тверда (6,0 – 9,0 ммоль/ дм³) і дуже тверда (9,0 ммоль/ дм³). В природних водах твердість значно коливається, наприклад, болотні води мають твердість 0,5–0,8 ммоль/ дм³, тоді як ґрунтові води можуть досягати 8–35 ммоль/ дм³. Вода з твердістю вище 6 ммоль/ дм³ має шкідливий вплив на процеси життєдіяльності у водоймищах.

Оптимальні значення твердості води для коропових риб 1,8–4,3 ммоль/ дм³ (допустимо до 10 ммоль/ дм³), а для форелевих господарств – 3–5 ммоль/ дм³ (допустимо до 7 ммоль/ дм³). [1, с. 29-30]

Небажано використовувати дуже м'яку воду для риборозведення через можливість значного зниження рівня рН води при накопиченні вуглекислого газу. Вода помірної твердості менше піддається змінам під впливом промислових викидів з кислотою або лужною реакцією. У водоймах з м'якою водою (до 20 мг/ дм³ СаСО₃) дія отруйних неорганічних сполук проявляється при менших концентраціях, порівняно з водоймами з твердою водою (кадмій хлориду – при 0,6 мг/ дм³ і 73,5 мг/ дм³; купрум сульфату – 0,02 і 1,8; берилій сульфату – 0,14 і 20,3 мг/ дм³). Недостатня кількість солей кальцію і магнію у природних водах погіршує умови розвитку риби і та корту для них.

У таких випадках в ставки вводять невелику кількість вапняку, доломіту і рибного борошна. Зменшення надмірної жорсткості води є складнішим завданням, переважно з економічних причин. Дослідження показують, що річкові та озерні води Херсонської області загалом сприятливі для риборозведення, але промислові скиди вимагають знесолення.

Добре структурований огляд методів зниження вмісту солей у воді [2]. Визначення твердості природних вод важливе для риборозведення через суворі вимоги до якості води рибогосподарського водокористування. Аналіз останніх досліджень та публікацій підтверджує актуальність цієї теми. Декілька методів визначення твердості води, таких як комплексонометричний метод, фотометричний метод, метод атомної спектрометрії та кондуктометричний метод, розглядаються в аналізі.

Комплексонометричний метод, який базується на утворенні хелатної комплексної сполуки трилону Б з іонами кальцію і магнію, є широко використовуваним при визначенні загальної твердості води. Визначення здійснюється титруванням проби трилоном Б при рН 10 у присутності індикатора. Однак цей метод

має певні обмеження, такі як низька межа твердості ($0,1$ ммоль-екв/дм³) та вплив певних речовин на точність результатів.

Трудомісткість комплексометричного методу визначення твердості відзначається великою кількістю необхідних матеріалів та реактивів, а також потребою у повторних випробуваннях. Точність цього методу також обмежена на рівні 2%. Рекомендації включають проведення додаткових вимірювань для усунення впливу певних речовин на результати визначення твердості.

Кондуктометричний метод визначення твердості води. Цей метод визначення твердості води кондуктометричним шляхом має численні переваги, зокрема високу точність і відтворюваність, а також простоту та доступність відповідних приладів. Оперативність та можливість безперервного контролю роблять його ефективним засобом визначення твердості води.

У кондуктометричному методі зазвичай використовується активний опір чи провідність як інформативний параметр, і зміни цих параметрів використовують для визначення вмісту солей у воді. Важливо враховувати, що цей метод характеризує загальний солеміст, а не обмежується лише вмістом солей кальцію і магнію.

Поставлене завдання передбачає проведення дослідження щодо вмісту йонів Mg^{2+} , Ca^{2+} , HCO_3^- , $(CO_3)^{2-}$ та загальної твердості поверхневих вод.

Об'єктом даного дослідження є поверхневі води. Використовуваний метод - комплексометричний, який забезпечує визначення твердості води за допомогою візуальної індикації кінцевої точки титрування.

У даному методі катіони кальцію і магнію реагують з трилоном Б в аміачному буферному розчині при рН близько 9,5, утворюючи внутрішньо комплексні сполуки. Чутливість методу становить $0,001$ ммоль-екв/ дм³. Проте, наявність катіонів важких металів може впливати на точність визначення, тому їх осаджують у вигляді малорозчинних сполук чи зв'язують у стійкі комплекси (маскують).

Під час дослідження важливо враховувати, що пробу води не консервують, а твердість визначають протягом 2 діб з моменту збору проби для аналізу.

Досліджувана вода повинна бути прозорою, а в разі каламутності її перед титруванням фільтрують. Титрування проводять за кімнатної температури, і рН досліджуваної проби води перед початком титрування повинен бути не менше 4,3. Це необхідно для забезпечення необхідного рН = 9,5 аміачного буферного розчину. Для аналізу додають аміачний буферний розчин, індикатор хромогену чорного ЕТ-00, та титрують трилоном Б до переходу забарвлення розчину з винно-червоного в яскраво-синій.

Твердість води визначають за формулою: $T_{заг.} = C(1 / 2 \text{ тр.}) * V1 * 1000$ ммоль-екв/л. , $V2$ де $V1$ – об'єм розчину трилону Б, мл; $V2$ – об'єм досліджуваної води, мл; \tilde{N} $m \ 1 \ p \ 2$. - – молярна концентрація еквіваленту розчину трилону, моль/дм³.

За допомогою цієї методики визначають твердість води від 0,5 до 20,0 ммоль-екв/ дм³ за відсутності у воді катіонів купруму, цинку, мангану

Так як карбонатна (тимчасова) твердість води зумовлена іонами HCO_3^- , то її визначають титруванням проби води розчином хлоридної або сульфатної кислот. В основі визначення карбонатної твердості води лежить хімічна реакція: $\text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow (\text{SO}_4)^{2-} + 2\text{CO}_2\uparrow + 2\text{H}_2\text{O}$

У конічну колбу ємністю 250 мл вливають 100 мл досліджуваної води, додають 2–3 краплі метилоранжу і титрують кислотою до слабо-рожевого забарвлення.

Постійну твердість визначають, враховуючи різницю між постійною та тимчасовою твердістю води. Для визначення концентрації кальцію та магнію застосовується комплексометричне титрування, що базується на тих самих хімічних реакціях, як і при визначенні загальної твердості води.

Отримані дані свідчать про те, що досліджена вода має помірну твердість. Вміст йонів кальцію не перевищує нормативні значення (до 70 мг/дм³), але вміст магнію в деяких пробах виявився завищеним (нормативний показник до 30 мг/дм³), що може бути непрямим свідченням забруднення річок стічними водами підприємств. Також виявлено, що тимчасова твердість води більше постійної у пробах з річок Дніпро, Конка, Кошева, Інгулець, що вказує на переважаючий вміст гідрокарбонатів HCO_3^- , класифікуючи воду цих річок до гідрокарбонатного класу. У пробах води Білого озера

постійна твердість більша за тимчасову, що може свідчити про переважаючий вміст сульфатів у воді.

Висновки. Присутність йонів кальцію та магнію має визначальне значення у хімічному складі природних вод. У водоймищах з низькою мінералізацією оптимальне співвідношення між солями кальцію та магнію складає $\text{Ca}^{2+} : \text{Mg}^{2+}$ у співвідношенні 3 : 1. У воді з високою мінералізацією це співвідношення зазвичай становить 3 : 2, що вказує на більшу кількість солей магнію. Концентрація йонів кальцію в природних водах залежить від хімічної рівноваги карбонатної системи.

Хоча комплексонометричний метод визначення твердості води є придатним для лабораторного використання, він вимагає значних затрат часу, великої кількості реактивів та спеціального обладнання. Оволодіння цими методиками визначення твердості води надасть студентам можливість подальшої оцінки якості води та її придатності для риборозведення.

Забруднення водойм має руйнівний вплив на екосистему та погіршує загальну якість води, негативно впливаючи на життя водних організмів.

Твердість води являє собою комплекс властивостей, обумовлених присутністю катіонів кальцію та магнію у воді. Розрізняють дві основні форми твердості: карбонатну (тимчасову), зумовлену гідрокарбонатами кальцію і магнію, та некарбонатну (постійну), обумовлену наявністю солей сильних кислот, таких як сульфати чи хлориди кальцію і магнію. Рівень твердості природних вод значно коливається, і виявляє різницю як в різних водоймах, так і впродовж року в одній річці.

Присутність значної кількості солей кальцію або магнію може робити воду непридатною для різних технічних потреб. Таким чином, цей показник якості води є важливим елементом при вивченні водних об'єктів та води різного призначення. Вплив солей кальцію і магнію на організм людини має як позитивні, так і негативні наслідки. Низько мінералізована вода може компенсуватися через їжу, тоді як висока твердість може призвести до проблем із сечовивідною системою та іншими

негативними наслідками для здоров'я. Крім того, тверда вода може негативно впливати на волосся та шкіру, спричиняючи сухість, тьмянний колір і інші проблеми при частому використанні.

Використання твердої води для вмивання може викликати комедогенний ефект через забивання пор нерозчинними солями іонів кальцію і магнію, спільно з компонентами шкірного сала. Ця проблема вимагає використання спеціальних косметичних засобів, хоча їх ефективність не завжди є задовільною. У побуті використання твердої води також призводить до утворення накипу на обладнанні, такому як бойлери, опалювальні котли і пральні машини. Це може викликати поломки і значно знижувати енергоефективність обладнання, збільшуючи витрати електроенергії.

Тверда вода також збільшує витрату миючих засобів при пранні білизни, утворює неестетичний наліт на сантехніці і може ускладнювати приготування їжі. Поза тим, вона може негативно впливати на зовнішній вигляд волосся та шкіри, спричиняючи сухість і тьмянний колір.

Для визначення твердості води використовують різні методи аналітичної хімії, такі як візуально-колориметричний, об'ємний олеатний метод та об'ємний комплексометричний метод, зокрема за використанням трилона Б. Комплексометрія є титриметричним методом аналізу, який ґрунтується на утворенні розчинних і дуже стійких комплексів між полідентатними лігандами (комплексонами) і катіонами лужноземельних та важких металів. У даному методі, одним із найпоширеніших комплексонів є трилон Б, який є дигідратом динатрієвої солі етилендіамінтетраацетатної кислоти.

У проведених дослідженнях водопровідної води використовувалася комплексометрична методика з використанням трилону Б, аналіз проводився за стандартною процедурою. Процес титрування включав в себе взаємодію робочого розчину трилону Б з амонійним буферним розчином та індикатором хромогену

чорного, при цьому досліджуваний розчин змінював своє забарвлення від червоного до синього в точці еквівалентності. Проведене титрування виконувалося сім разів.

Розрахунки загальної твердості води виконувалися за відомою формулою:

$$T = CM \cdot V_{TB} \cdot 1000 / V_{\text{води}},$$

де T - загальна твердість води в ммоль/дм³, CM - молярна концентрація розчину трилону Б в ммоль/дм³, V_{TB} - об'єм робочого розчину трилону Б в дм³, $V_{\text{води}}$ - об'єм досліджуваної води в дм³.

Отримані результати показали, що твердість води м. Житомира становить 2,2 ммоль/дм³. З урахуванням величини цього показника, можна зробити висновок, що досліджувана вода відноситься до категорії "м'якої" і може бути використана як для побутових, так і для технологічних потреб.

3.3 Сухий залишок та його визначення в стічних водах

Сухий залишок являє собою вміст у воді нелетючих речовин в основному мінеральних та органічних сполук, які розчинилися. Температура кипіння для цих сполук вище 105-110 ° Сухий залишок можна визначити у хімічній лабораторії способом висушування. При сушінні відбуваються процеси дегідратації. Величина сухого залишку для поверхневих вод водоймищ господарсько-питного та культурно-побутового користування води не повинна бути більше 1000 мг / дм³, інколи допускається до 1500 мг / дм³.

Сухий залишок- це кількість усіх органічних і неорганічних сполук, які як розчинені, так і завислі, на одиницю об'єму води. Зазвичай визначається шляхом отримання маси осаду, який одержали в наслідок випаровування певного об'єму води за температури 105 °С. Загальна мінералізація – це кількісний чинник вмісту розчинених у воді речовин, виражений в мг/дм³. Його ще називають вмістом мінеральних речовин або загальним солевмістом, тому що речовини, які розчинені у воді, перебувають у вигляді солей. Емпіричним способом було розраховано

коефіцієнт перерахунку TDS (total dissolved solids), виражений як зображений в ppm (parts per million), у сухий залишок.

Методика визначення

Об'єм проби води для знаходження сухого залишку має бути приблизно 300 мл. Знаходження сухого залишку без додавання карбонату-натрію відбувається в той самий день, коли відбирають пробу.

1) розрахунок сухого залишку без додавання карбонату натрію.

Воду, яку взято для аналізу, фільтрують через фільтр “синя стрічка”, 300-500 мл відфільтрованої води випаровують до сталої маси при 105°C в фарфоровій чашці. Випарювання проводять на водяній бані з дистильованою водою. Затим фарфорову чашку з сухим залишком поміщають у сушильну шафу і при 105°C та сушать до сталої маси.

Даний спосіб знаходження сухого залишку дає трохи завищені результати внаслідок гідролізу і гігроскопічності хлоридів магнію і кальцію та важкій віддачі кристалізаційної води сульфатами кальцію і магнію. Дані недоліки усувають при доданні до води, яку випаровують хімічно чистого карбонату натрію. хлориди, сульфати кальцію і магнію, які при цьому присутні переміщуються в у безводні карбонати, а з натрійових солей тільки сульфат натрію має у собі кристалізаційною водою, яка повністю видаляється висушується.

2) Знаходження сухого залишку із додаванням карбонату натрію. 300-500 мл відфільтрованої води випаровують у фарфоровій чашці, яка висушена до сталої ваги при 105°C . потім, в чашку разом із даною порцією води , додають піпеткою 25 мл розчину карбонату натрію (в 1 мл 10 мг Na_2CO_3) із таким розрахунком, щоб вага даної сполуки перевищувала приблизно у три рази масу сухого залишку. Для прісних вод вистачить додати 250 мг безводної соди (25 мл 1%-ного розчину Na_2CO_3). Речовину перемішують скляною паличкою .Після випарювання води, сухий залишок висушують до сталої маси при 105°C. Різниця між чашкою із сухим залишком і початковою вагою пустої чашки та соди (1мл розчину містить 10 мг Na_2CO_3) дає масу

сухого залишку у взятому об'ємі води. Сухий залишок (x), в мг/л, знаходять за формулою:

$$X = (m_2 - m_1 - m_3) \times 100 / V$$

де: m_2 - вага фарфорової чашки із сухим залишком, мг; m_1 - вага порожньої фарфорової чашки, мг; m_3 - вага доданої соди, мг; V - об'єм води, взятої для визначення, мл. Розходження між розрахунками повторних визначень не мають бути більше 10 мг/л, якщо сухий залишок не більше 500 мг/л; при вищих концентраціях розбіжність не має перевищувати 2%

Визначення мінералізації води

Мінералізація води - це величина розчинених у ній мінеральних речовин, що зображається загальною мінералізацією, чи сухим залишком, чи густиною. Загальна мінералізація являється сумою елементів мінеральних сполук, які визначаються за допомогою дослідів. При випаровуванні певного об'єму води утворюється сухий залишок та з дальнішим висушуванням визначають гравіметричним способом. Загальну мінералізацію і сухий залишок зображають для прісних і солонуватих вод у мг/л, г/л, для розсолів зображають у г/л або г/кг. Одиницею останнього методу вираження концентрації являється проміле (від лат. pro mille - за тисячу), 1 % - тисячна частинка числа. В лабораторних умовах використовують гравіметричний метод, а на промислових виробництвах застосовують кондуктометричний спосіб визначення мінералізації.

Експериментальна частина

Прилади і реактиви: сушильна шафа, аналітичні терези, муфельна піч, водяна баня; фарфорова чашка діаметром 10 см, ексікатор, скляна лійка, скляна паличка, беззольні паперові фільтри "синя стрічка", розчин Na_2CO_3 , $C = 10$ мг/л; проби води.

Хід аналізу

Метод приблизного знаходження мінералізації.

Фарфорову чашку попередньо прожарюють, охолоджують в ексікаторі і у зважену фарфорову чашку наливають точно вимірний та профільтрований об'єм проби води. Фарфорову чашку поміщають на водяну баню і випарюють насухо. Затім, ставлять у сушильну шафу і висушують при 105°C до сталої маси, охолоджують в ексікаторі. Вміст сухого залишку розраховують за формулою:

$$X = (m - m_0) \times 1000 / V, \text{ мг/л}$$

де m і m_0 - маси фарфорової чашки із залишком та порожньої, відповідно, мг; V - об'єм проби води, яку досліджують, мл; 1000 - коефіцієнт для перерахунку об'єму в л. При гідролізі кальцій і магній хлоридів вода діє як реагент, тому результат дослідження буде трохи вищим, так як кристалогідрати сульфатів цих катіонів важко відділяють воду.

3.4 Результати дослідження видалення забруднюючих речовин з стічних вод

Результати дослідження сорбції ЗР активованим вугіллям АГ-3 з розчину в дистильованій воді при початковій концентрації ЗР = 30 мг/дм³, ($V_i = 10 \text{ см}^3$) наведено в таблиці 7.

Таблиця 7 – Результати дослідження сорбції ЗР активованим вугіллям АГ-3 з розчину в модельному розчині при початковій концентрації СЗ = 30 мг/дм³ ($V_i = 10 \text{ см}^3$)

№	$V_{\text{пр}}, \text{ см}^3$	ЗР, мг/дм ³
1	2	3
1	0	0
2	20	0
3	40	0
4	60	0
5	80	0
6	100	0
7	120	0
8	140	0
9	160	0
10	180	0

Продовження таблиці 7

1	2	3
11	200	0
12	220	0
13	240	0
14	260	0
15	280	0
16	300	0
17	320	1,5
18	340	2,7
19	360	4,7
20	380	8,3
21	400	11,4
22	420	14,2
23	440	17,1
24	460	18,4
25	480	20,1
26	500	22,2
27	520	23,7
28	540	25,7
29	560	27,4
30	580	28,9
31	600	29,7
32	620	30,0
33	640	30,0
34	660	30,0
35	680	30,0
36	700	30,0
37	720	30,0
38	740	30,0

Результати дослідження сорбції ЗР активованим вугіллям АГ-3 з розчину в модельному розчині при початковій концентрації $C_3 = 30 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 10 \text{ см}^3$) на рисунку 7.

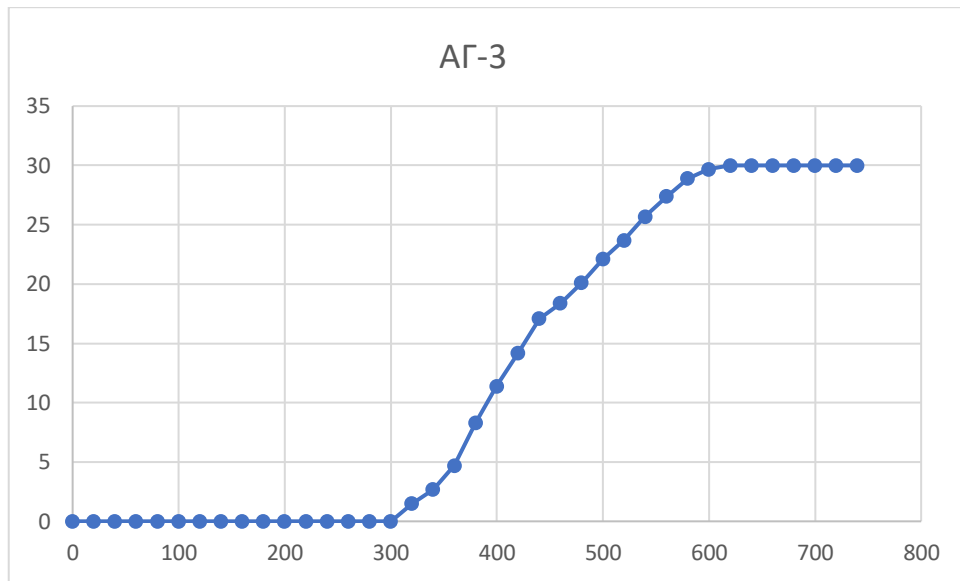


Рисунок 7 - Результати дослідження сорбції ЗР активованим вугіллям АГ-3 з розчину в модельному розчині при початковій концентрації $C_3 = 30 \text{ мг/дм}^3$ ($V_i = 10 \text{ см}^3$)

Результати дослідження сорбції по C_3 активованим вугіллям Ecosoft Ecosorb - KDF-85 з розчину в модельному розчині при початковій концентрації $C_3 = 30 \text{ мг/дм}^3$, ($V_i = 10 \text{ см}^3$) наведено в таблиці 8.

Таблиця 8 - Результати дослідження сорбції по C_3 активованим вугіллям Ecosoft Ecosorb - KDF-85 з розчину в модельному розчині при початковій концентрації $C_3 = 30 \text{ мг/дм}^3$, ($V_i = 10 \text{ см}^3$) наведено в таблиці 8.

№	$V_{пр}, \text{см}^3$	ЗР, мг/дм ³
1	2	3
1	0	0
2	20	0
3	40	0
4	60	0
5	80	0
6	100	0
7	120	0
8	140	0
9	160	0
10	180	0
11	200	0
12	220	0

Продовження таблиці 8

1	2	3
13	240	0
14	260	0
15	280	0
16	300	0
17	320	0
18	340	0
19	360	0
20	380	0
21	400	0
22	420	0
23	440	0
24	460	0
25	480	0
26	500	0
27	520	0
28	540	0
29	560	1,7
30	580	2,7
31	600	4,4
32	620	8,5
33	640	11,9
34	660	14,9
35	680	17,4
36	700	19,2
37	720	20,7
38	740	23,2
39	760	25,7
40	780	28,7
41	800	29,5
42	820	30,0
43	840	30,0

Результати дослідження сорбції по СЗ активованим вугіллям Ecosoft Ecosorb - KDF-85 з розчину в модельному розчині при початковій концентрації СЗ = 30 г/дм³, (V_i = 10 см³) наведено на рисунку 8 .

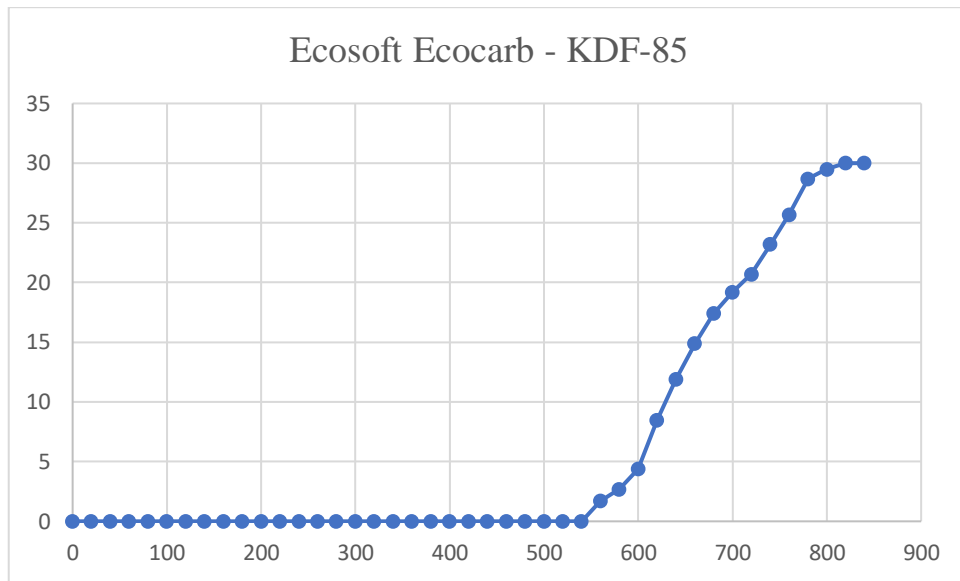


Рисунок 8 - Результати дослідження сорбції по СЗ активованим вугіллям Ecosoft Ecocarb - KDF-85 з розчину в модельному розчині при початковій концентрації СЗ = 30 г/дм³, (V_i = 10 см³).

Порівняльні результати дослідження сорбції по СЗ активованим вугіллям АГ-3 та дослідження сорбції по СЗ активованим вугіллям Ecosoft Ecocarb - KDF-85 з модельного розчину при початковій концентрації СЗ = 30 мг/дм³ з модельного розчину та наведено в таблиці 9.

Таблиця 9 - Порівняльні результати дослідження сорбції по СЗ активованим вугіллям АГ-3 та дослідження сорбції по СЗ активованим вугіллям Ecosoft Ecocarb - KDF-85 з модельного розчину при початковій концентрації СЗ = 30 мг/дм³ з модельного розчину.

№	V _{рр} , см ³	ЗР, мг/дм ³	ЗР, мг/дм ³
1	2	3	4
1	0	0	0
2	20	0	0
3	40	0	0
4	60	0	0
5	80	0	0
6	100	0	0
7	120	0	0
8	140	0	0
9	160	0	0

Продовження таблиці 9

1	2	3	
10	180	0	0
11	200	0	0
12	220	0	0
13	240	0	0
14	260	0	0
15	280	0	0
16	300	0	0
17	320	1,5	0
18	340	2,7	0
19	360	4,7	0
20	380	8,3	0
21	400	11,4	0
22	420	14,2	0
23	440	17,1	0
24	460	18,4	0
25	480	20,1	0
26	500	22,2	0
27	520	23,7	0
28	540	25,7	0
29	560	27,4	1,7
30	580	28,9	2,7
31	600	29,7	4,4
32	620	30,0	8,5
33	640	30,0	11,1
34	660	30,0	14,9
35	680	30,0	17,4
36	700	30,0	19,2
37	720	30,0	20,7
38	740	30,0	23,2
39	760	30,0	25,7
40	780	30,0	28,7
41	800	30,0	29,5
42	820	30,0	30,0
43	840	30,0	30,0

Порівняльні результати дослідження сорбції по СЗ активованим вугіллям АГ-3 та дослідження сорбції по СЗ активованим вугіллям Ecosoft Ecosorb - KDF-85 з

модельного розчину при початковій концентрації $C_3 = 30 \text{ мг/дм}^3$ в модельному розчині наведено на рисунку 9.

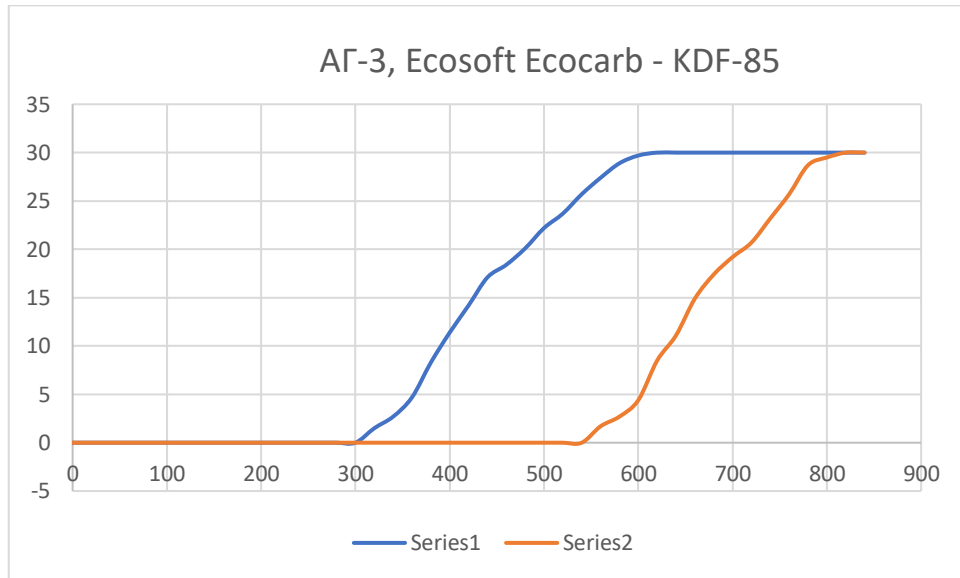


Рисунок 9- Порівняльні результати дослідження сорбції по C_3 активованим вугіллям АГ-3 та дослідження сорбції по C_3 активованим вугіллям Еcosoft Ecocarb - KDF-85 з модельного розчину при початковій концентрації $C_3 = 30 \text{ мг/дм}^3$ в модельному розчині.

Висновки

1. Огляд джерел науково-технічної інформації показав, що на сьогодні є перспективними методами видалення забруднюючих речовин є фізико-хімічні методи очищення води активованим вугіллям з спеціальними каталітичними засипками.
2. У роботі наведено методи за допомогою яких проводились вивчення процесів очищення стічних вод на стадії фільтрування.
3. Дослідження проводили на активованому вугіллі АГ-3 та Ecosoft Ecocarb - KDF-85 .
4. Показано, що використання активованого вугілля та Ecosoft Ecocarb - KDF-85 доцільне для доочищення стічних вод перед стадією знезараження.
5. Проводили дослідження активованого вугілля Ecosoft Ecocarb - KDF-85 в статичних та динамічних умовах.
6. Будували ізотерму (статичний метод дослідження) адсорбції забруднюючих речовин (C_p).
7. Вивчали сорбційну здатність активованого вугілля та Ecosoft Ecocarb - KDF-85 в динамічних умовах.
8. Для визначення твердості води використовували трилонометричний метод.
9. Будували калібрувальний графік по вмісту завислих речовин у модельному розчині.
10. Дослідження показали велику адсорбційну здатність активованого вугілля Ecosoft Ecocarb - KDF-85 по відношенню до забруднюючих речовин, що вказує на те, що для видалення солей жорсткості для фінішної очистки споживчої води необхідно використовувати активоване вугілля Ecosoft Ecocarb - KDF-85.
11. Встановлено, що сорбція забруднюючих речовин активованим вугіллям Ecosoft Ecocarb - KDF-85 доцільна після попереднього очищення традиційними методами, так як ці методи не дають бажаного результату.

Перелік джерел посилань

1. Сучасні екологічно чисті технології: Курс лекцій [Електронний ресурс] : навч. посіб. для здобувачів ступеня доктора філософії спеціальності 161 «Хімічні технології та інженерія» / КПІ ім. Ігоря Сікорського ; уклад.: В.М. Павленко, В.Ю. Тобілко, А.І. Бондарєва. – Електронні текстові дані (1 файл: 0,945 Мбайт). – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2021. – 78 с. Режим доступу: <https://ela.kpi.ua/bitstream/123456789/45705/1/Suchasni%20ecolohichno%20chysti%20tekhnologii.pdf>
2. Цигура (Усманова) Г. О. Вплив забруднення гідросфери на здоров'я людини. Сучасні здоров'язбережувальні технології: монографія/ за заг. ред.. проф. Ю. Д. Бойчука. Харків : Оригінал, 2018. С. 181-188.
3. Щорічна доповідь про стан здоров'я населення, санітарно-епідемічну ситуацію та результати діяльності системи охорони здоров'я України. 2016 рік / МОЗ України, ДУ «УІСД МОЗ України». – К., 2017. – 516 с.
4. Забокрицька М. Р. Вивчення забруднення природних вод у курсі «Рациональне використання та охорона воднихресурсів». Луцьк. : Вежа-Друк. 2021. 36 с.
5. Іваненко В.С., Курепін В. М. Захист водних ресурсів та джерел водопостачання // Захист водних ресурсів - Глобальні виклики, загрози опустелювання територій, міжнародні зобов'язання держав світу : тези доповідей з щорічного тематичного «круглого столу», м. Миколаїв, 22 березня 2022 року. Миколаїв : МНАУ, 2022. С. 9-13.
6. Шестопалов О.В., Гетта О.С., Рикусова Н.І. Сучасні методи очищення стічних вод харчової промисловості. Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут» вул. Кирпичова, 2, 61002, м. Харків. С.20-27.

7. Мазур І.В., Саблій Л.А. Сучасні методи очищення стічних вод виробництв. Національний технічний університет України «Київський політехнічний університет імені Ігоря Сікорського», м. Київ. Електронний ресурс. Режим доступу: https://er.knutd.edu.ua/bitstream/123456789/15606/1/AMIT2020_P069.pdf

8. Чабан В.О. Сучасні методи очищення суднових стічних та лляльних вод різного походження для зрошування сільськогосподарських культур: монографія / В. О. Чабан – Херсон : ХДМА, 2020. – 132 с.

9. Joanne E. Drinan, Frank Spellman Water and Wastewater Treatment : A Guide for the No engineering Professional. 2013.

10. Heidmann Torsten, Henke Gustav A.Reinigung industrieller Abwaasser durch chemischbiologische Verfahren // WLB:Wasser Luft und Boden. — 1990. — N1–2. —С. 26–27.

11. Петрук В. Г. Природоохоронні технології. Навчальний посібник. Ч.2: Методи очищення стічних вод / [Петрук В. Г., Северин Л. І., Васильківський І. В., Безвозюк І. І.] – Вінниця : ВНТУ, 2014. – 258 с.

12. Технологія та обладнання одержання питної та технічної води. Практикум. Частина 1: навчальний посібник для студ. спеціальності 161 «Хімічні технології та інженерія», спеціалізації «Хімічні технології неорганічних речовин та водоочищення» / Н.М. Толстопалова, М.І. Літинська, Т.І. Обушенко; КПІ ім. Ігоря Сікорського – Електронні текстові дані (1 файл: 4,00 Мбайт). – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2019. – 101 с.

13. Видалення з стічних вод сполук азоту методом денітрифікації. Вишковська А.О., Саблій Л.А., д.т.н., професор, професор кафедри екобіотехнології та біоенергетики Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», пр. Перемоги 37, Київ, 03056, Режим доступу: https://ela.kpi.ua/bitstream/123456789/26564/1/Tezy_Vyshkovska.pdf

14. Навчально-методичний посібник "Технології захисту водного середовища" для спеціальностей 101"Екологія", 183 «Технології захисту навколишнього

середовища» всіх форм навчання / Полтава: НУ «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», Миколаїв: Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова. 2022. – 306 с.

15. В.В. Дорощенко, І.Г. Коцюба, Т.О. Єльнікова, О.І. Уваєва Водопідготовка: навчальний посібник. / В.В. Дорощенко, І.Г. Коцюба, Т.О. Єльнікова, О.І. Уваєва. – Житомир: Державний університет «Житомирська політехніка», 2020. – 153 с

16. О.В. Степова, д.т.н., професор, Г.Г. Трохименко, д.т.н., Професор. Навчально-методичний посібник "Технології захисту водного середовища" для спеціальностей 101"Екологія", 183 «Технології захисту навколишнього середовища» всіх форм навчання / Полтава: НУ «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», Миколаїв: Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова. 2022. – 306 с.

17. Знезараження стічних вод на каналізаційних очисних спорудах з використанням альтернативних джерел енергопостачання [Електронний ресурс] / І.Ю. Штонда // Містобудування та територіальне планування. – 2018. – Вип. 67. – С. 616 – 619. Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/MTP_2018_67_80

18. М.Д. Волошин, О.Л. Щербак, Я.М. Черненко, І.М. Корнієнко. Удосконалення технології біологічної очистки стічних вод. — Дніпро-дзержинськ: Дніпродзержинський державний технічний університет, 2019. — 230 с.

19. Луценко Г. А. Фізико-хімічна очистка міських стічних вод / Г. А. Луценко, А. И. Цветкова, И. Ш. Свердлов – М. : Стройиздат, 2019.– 88 с. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <https://prom.ua/p1544293101-lutsenko-tsvetkova-sverdlov.html>

20. Белянська О.Р., Ващенко Л.В.Методичні вказівки до виконання лабораторних робіт з дисципліни „Технологія очистки та утилізації промислових стоків та викидів” для здобувачів вищої освіти очної та заочної форми навчання спеціальності 161 - «Хімічні технології та інженерія» та 162 «Біотехнології та біоінженерії»

21. Очистка й знезараження стічних вод. Методичні рекомендації до виконання практичних робіт студентами напряму підготовки 6.040106 Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування / О.С. Ковров, Ю.В. Бучавий. – Д. : Національний гірничий університет, 2013. – 51 с.