

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
Київський національний університет будівництва і архітектури

О.В. КРАВЧЕНКО, В.П. ХОРУЖИЙ, І.В. САТІН, О.С. ПАНЧЕНКО

БІОТЕХНОЛОГІЧНА ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСІВ ВОДОПІДГОТОВКИ НА ОБ'ЄКТАХ КОМУНАЛЬНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ



Київ 2021

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
Київський національний університет будівництва і архітектури

О.В. КРАВЧЕНКО, В.П. ХОРУЖИЙ, І.В. САТІН, О.С. ПАНЧЕНКО

**БІОТЕХНОЛОГІЧНА ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСІВ
ВОДОПІДГОТОВКИ НА ОБ'ЄКТАХ КОМУНАЛЬНОЇ
ІНФРАСТРУКТУРИ**

Київ 2021

ЗМІСТ

ЗМІСТ	2
ПЕРЕДМОВА	28
РОЗДІЛ 1. КЛЮЧОВІ ПРОБЛЕМИ ПІДГОТОВКИ ПИТНОЇ ВОДИ З ПІДЗЕМНИХ ДЖЕРЕЛ	
1.1 Нормативні вимоги до якості питної води	41
1.2 Сучасний стан водопостачання в Україні	43
1.3 Найбільш поширені забруднюючі підземних джерел, залучених до системи централізованого водопостачання	49
1.4 Основні принципи технології знезалізнення і деманганації підземних вод	51
1.5 Біологічні чинники процесів знезалізнення та деманганації води	57
1.6 Сполуки нітрогену у підземній воді та методи їх видалення	60
1.7 Сучасний стан дослідження біотехнологій очищення підземних вод від сполук нітрогену	69
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	84
2.1 Виділення культур мікроорганізмів.	84
2.2 Визначення родової належності залізобактерій. Кількісна оцінка складу мікроценозів	92
2.3 Отримання селектованих штамів залізобактерій	106
2.4 Вибір фільтруючого матеріалу	107
2.5 Апаратурне оформлення досліджуваних процесів	
2.6 Аналіз якості води	
2.7 Методи обробки даних	
РОЗДІЛ 3. БІОТЕХНОЛОГІЧНА ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСІВ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ І ДЕМАНГАНАЦІЇ ВОДИ	110
3.1 Вивчення впливу мікроорганізмів у процесах знезалізнення і деманганації води	110

3.2 Дослідження впливу промивки фільтрів на перебіг біологічних процесів	124
3.3 Виділення культур залізобактерій	134
3.4 Визначення впливу різних родів залізобактерій на процес видалення заліза та мангану	138
3.5 Отримання селектованих культур мікроорганізмів	154
3.6 Дослідження з вибору фільтруючого завантаження	160
3.7 Відпрацювання способу переносу мікроорганізмів в завантаження фільтрів	167
3.8 Дослідження та відпрацювання методу промивки	168
3.9 Відпрацювання методу знезараження води	178
3.10 Розроблення технологічної схеми інтенсифікації процесів знезалізнення і деманганації води з використанням природних або селектованих культур залізобактерій	183
3.11 Приклади апаратурної реалізації запропонованих технологічних схем	189
3.12 Інтенсифікація розробленої технології шляхом використання додаткових окисників	193
3.13 Дослідження можливості використання магнітосорбції для інтенсифікації технології знезалізнення води	195
РОЗДІЛ 4. БІОТЕХНОЛОГІЧНА ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСУ ДЕАМОНІЗАЦІЇ ПІДЗЕМНИХ ВОД	224
4.1 Дослідження роботи фільтру деамонізації у звичайному режимі	224
4.2 Визначення складу мікроценозу мікроорганізмів фільтрів деамонізації	229
4.3 Вивчення впливу концентрації кисню на процеси нітри- денітрифікації при фільтруванні води	231
4.4 Розроблення статистичної математичної моделі, її програмна реалізація та оцінка адекватності	239

4.5 Розроблення технології інтенсифікації фільтрів деамонізації шляхом введення інокуляторів

РОЗДІЛ 5 МЕТОД ОЦІНКИ РИЗИКІВ ЯК ОСНОВА РОЗРАХУНКІВ ЕКОНОМІЧНОГО ЕФЕКТУ ДЛЯ ОБ'ЄКТІВ КОМУНАЛЬНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ	299
РОЗДІЛ 6 РОЗРОБЛЕННЯ МЕТОДОЛОГІЇ ЗАСТОСУВАННЯ БІОТЕХНОЛОГІЇ НА ОБ'ЄКТАХ КОМУНАЛЬНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТИВ	309
ВИСНОВКИ	315
Бібліографічний список	318
Додаток 1	352
Додаток 2	357
Додаток 3	

ПЕРЕДМОВА

До однієї з глобальних проблем світу у XXI столітті відноситься проблема доступу населення до питної води гарантованої якості, забезпечення його санітарно-епідеміологічного благополуччя та збереження безпечного для життя і здоров'я природного навколишнього середовища. На думку світового суспільства загроза його існуванню криється не стільки в атомній небезпеці, скільки в катастрофічній екологічній ситуації. При цьому найбільш серйозне побоювання викликає брак питної води, її якісні зміни, невідповідність санітарно-гігієнічним вимогам, серйозні наслідки споживання недоброякісної питної води для здоров'я населення.

У керівних документах Всесвітньої Організації Охорони Здоров'я (ВООЗ) та ЮНІСЕФ, які здійснюють моніторинг доступу до безпечної питної води та санітарії, зазначено, що водопостачання, санітарія та гігієна належать до необхідніших основних потреб людини і є неодмінною передумовою для його здоров'я і розвитку. За даними доповіді Спільної програми з моніторингу «Прогрес в області забезпечення питного водопостачання, санітарії та гігієни за період 2000-2017 рр.» доступу до основних послуг в цій сфері була позбавлена кожна десята людина в світі (785 млн чоловік), 144 млн людей були змушені пити необроблену воду, що забирається з поверхневих водойм. Крім того, доступу до цих послуг не мали 8 з 10 жителів сільських районів [1].

Отже, одним з ключових завдань будь-якої держави є підтримання високого та стабільного рівня функціонування систем життєзабезпечення і, в першу чергу, з централізованого водопостачання та водовідведення. Саме тому, право на забезпечення кожної людини питною водою нормативною якості, яка не здійснює шкідливого впливу на його здоров'я закріплено Законами України «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення» та «Про забезпечення санітарного та епідеміологічного благополуччя населення» [2-3].

Отже за таких умов особливого значення набуває завдання розробки нових і адаптації відомих технологій, серед яких найбільш перспективними є мало витратні біотехнологічні методи очищення води.

У теперішній час застосування біотехнологій на об'єктах комунальної інфраструктури виявляється досить обмеженим: процеси на їх основі широко реалізовані лише при очищенні стічних вод. Для інших цілей, наприклад підготовка питної води, біотехнологічні прийоми інтенсифікації практично не застосовуються, хоча роль мікроорганізмів добре відома. Наявний практичний досвід засвідчує, що саме використання біотехнологій, особливо, якщо вони відбуваються в умовах природного формування мікроценозів, є економічно доцільним. Не менш важливим є й той факт, що впровадження біологічних методів, окрім забезпечення матеріало- і ресурсозбереження, практично виключає негативний вплив на навколишнє природне середовище, тому що в переважній більшості випадків як біологічні агенти застосовуються природні мікроценози мікроорганізмів. Отже застосування біотехнологій може розглядатися і як засіб зменшення антропогенного навантаження на довкілля.

Отже, дослідження нових енергоресурсоефективних, технологічно доступних, економічно обґрунтованих та екологічно безпечних біотехнологій для інтенсифікації процесів підготовки питної належить до актуальних проблем сьогодення, розв'язання яких дозволяє оцінити біотехнологічний потенціал мікроорганізмів та перспективи їх практичного застосування.

Дослідження, які стали предметом даної роботи, зумовлені необхідністю наукового обґрунтування впровадження на визначальних об'єктах комунальної інфраструктури нових енергоресурсоефективних та екологічно безпечних біотехнологічних методів для інтенсифікації процесів підготовки питної води.

У роботі розглянуто сучасний стан та основні проблеми комунального господарства в Україні, зокрема у сфері водопостачання. Показано необхідність, а отже і актуальність, розробки методів інтенсифікації технологічних процесів у комунальній інфраструктурі населених пунктів, направлених на скорочення витрат матеріальних, енергетичних та інших ресурсів, що може досягатися шляхом більш широкого використання підходів і методів біотехнології.

Підземні води з підвищеним стосовно нормативних вимог вмістом заліза і мангану широко залучені до систем централізованого питного

водопостачання майже по всій території України. Для кондиціонування таких вод запропоновані чисельні методи знезалізнення і деманганації, які різняться за ступенем технологічної надійності, економічності, простоти експлуатації тощо. Зазвичай ці технології передбачають окиснення сполук заліза і мангану з подальшим відділенням утвореного осаду на фільтрах. Як окисники використовуються кисень, озон, хлоровмісні сполуки, а для завантаження фільтрів - кварцовий пісок, цеоліт, керамзит тощо.

У практиці водопідготовки для очищення води від сполук заліза найчастіше застосовується так званий метод «спрощеної аерації», який полягає в окисненні заліза (II) киснем повітря за рахунок попередньої аерації води з наступним фільтруванням на швидких фільтрах.

Технологія видалення з води сполук мангану є набагато складнішою, оскільки на відміну від заліза для його окиснення до нерозчинної форми діоксиду потрібні більш потужні, ніж кисень повітря або хлор, окисники. Крім того, манган у вигляді діоксиду перебуває у проміжній валентності, тобто для його осадження необхідні певні умови. На станціях водоочищення технології деманганації, зазвичай, реалізуються на спеціально модифікованих матеріалах, які потребують періодичної регенерації, що призводить до значного удорожчання процесу очищення. Хоча роботи стосовно можливості окиснення мангану під дією мікроорганізмів існують, але найчастіше вони мали дослідницьку мету і у практиці водопостачання як зарубіжних країн, так і України, подібні технології майже не застосовуються.

Отже, незважаючи на наявність чисельних технологій знезалізнення і деманганації, процеси, які перебігають під час вилучення з води заліза і мангану, досі залишаються недостатньо вивченими.

Невирішеною залишається й проблема видалення сполук амонію, які можуть потрапляти у воду внаслідок метаболічних процесів, сільськогосподарської та тваринницької діяльності, а також дезінфекції із застосуванням хлорамонізації. Найприйнятнішою серед існуючих технологій вважається біологічна нітрифікація, але вона реалізується у спеціальних спорудах - біореакторах, що суттєво звужує можливість її застосування в умовах водоочисних станцій. Хоча за результатами досліджень і з'ясовано, що процеси у швидких фільтрах деамонізації,

безумовно, схожі з процесами нітри-денітрифікації, які відбуваються при очищенні стічних вод, можливість їх інтенсифікації методами біотехнології вивчена недостатньо.

Саме на розв'язання цих питань спрямована ця наукова-дослідницька робота.

1 КЛЮЧОВІ ПРОБЛЕМИ ПІДГОТОВКИ ПИТНОЇ ВОДИ З ПІДЗЕМНИХ ДЖЕРЕЛ

1.1. Нормативні вимоги до якості питної води

На правовому рівні якість питної води визначається у спеціальному нормативному документі через встановлення санітарно-гігієнічних вимог та визначення головних принципів контролю за їх дотриманням. Цей документ містить перелік і граничнодопустимі концентрації хімічних і біологічних показників, які гарантують епідеміологічну і радіологічну безпеку питної води, забезпечують високі органолептичні (естетичні) властивості і можуть бути технічно досяжними в сучасних економічних умовах.

У світовій практиці підставою для встановлення показників якості питної води є Настанови ВООЗ щодо якості питної води, чергове четверте видання яких було здійснено у 2017 році [4]. В той же час, у вказаному документі засвідчується, що конкретні вимоги до якості питної води повинні бути уточнені, виходячи з місцевих умов (насамперед, джерел водопостачання), економічної та фінансової ситуації, а також наявного методичного, технологічного, технічного, аналітичного та іншого забезпечення конкретної держави чи регіону.

Якість питної води регламентується державними чи національними нормативними актами, установленими на території держави (чи групи держав). В усьому світі вимоги до якості питної води постійно корегуються за результатами новітніх наукових досліджень впливу питної води на здоров'я населення, зміни екологічного стану довкілля та природних джерел, які залучені до систем питного водопостачання [5-8].

Інтегруючись до європейського суспільства Україна повинна розвиватися саме за європейськими принципами і стандартами, а отже при прийнятті нових нормативних документів обов'язково враховувати законодавство європейських країн, зокрема Директиву 98/83/ЄС «Про якість питної води, призначеної для споживання людиною» [9]. Запроваджуючи зазначену Директиву країни-члени ЄС прагнули гарантувати, що в будь-якій країні ЄС людина може пити воду «з крану» з

абсолютною упевненістю в тому, що вона є безпечною для здоров'я. Проте кожна країна у разі необхідності і з урахуванням місцевих особливостей систем водопостачання може встановлювати додаткові параметри якості води, а також приймати значення окремих показників вищими за наведені у Директиві (в останньому випадку, передбачається необхідність проінформувати відповідні інстанції щодо таких дій).

З огляду на сказане, у нашій країні в кінці дев'яностих років минулого століття були розроблені нові державні правила і норми «ДСанПіН №136/1940 *«Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання»*. Цей нормативний документ мав за мету принципово поліпшити ситуацію з якістю питної води, підвищити її санітарно-епідемічну і токсикологічну безпеку з урахуванням новітніх досягнень у цій області, гармонізувати національні стандарти з існуючими міжнародними критеріями, рекомендаціями та іншими нормативно-правовими документами у сфері питного водопостачання. Зазначені СанПіН були затверджені МОЗ України в грудні 1996 року і мали набрати чинності з 1 січня 2000 року. Пізніше був розроблений і затверджений у квітні 1999 року ще один документ *«Порядок впровадження СанПіН «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання»*.

Проте при детальному дослідженні вказаних СанПіН виявилось, що нормативні вимоги за деякими позиціями, особливо в частині гранично допустимих величин окремих показників, перевищують встановлені у розвинутих країнах світу нормативи. Прийняття таких високих нормативних вимог до якості питної води відбулося тому, що на думку розробників цього нормативного документу, він вміщує нормативні вимоги до якості питної води, які відображують безпечні та нешкідливі значення найбільш відомих показників складу води, а не тільки ті величини, які досяжні сьогоdnішнім рівнем водопідготовки.

Враховуючи сказане, введення «ДСанПіН №136/1940 *«Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання»* було відкладено на п'ять років. В цей період в Україні одночасно діяли два нормативних документи, а саме зазначені СанПіН та ГОСТ 2874-82 «Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за

качеством». Передбачалось, що за 5 років будуть проведені відповідні зміни у системах централізованого водопостачання для можливості досягнення нових вимог до якості питної води. З іншого боку, повинна була проводитись робота щодо удосконалення самого нормативного документу в частині його практичної адаптації до конкретних умов України.

Одержаний досвід засвідчив, що підвищення якості питної води можливо досягти лише шляхом комплексного вирішення низки завдань, з яких основними є розробка нових сучасних технологій водоочищення, споруд, обладнання, матеріалів тощо для їх реалізації та приведення вітчизняної нормативної бази, що регламентує якість питної води, до відповідних стандартів розвинених країн, зокрема ЄС. Згідно Директиви 98/83/ЄС предметом перевірконого моніторингу якості питної води повинні бути передбачувані цим документом параметри, а також додаткові нормативи - на розсуд держави-члена ЄС. Як вже зазначалось вище, національні нормативи щодо якості питної води країн ЄС можуть або відповідати вимогам Директиви ЄС, або бути більш жорсткими.

Визначальне значення при встановленні будь-якого нормативу відіграє рівень економічного розвитку країни, наявність кваліфікованих фахівців у галузі водопідготовки і т.п. Якщо порівнювати ДСанПіН 136/1940 «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання», з Директивою 98/83/ЄС, то можна зробити висновок, що кількість показників якості в українському документі (56) був більшим, ніж у Директиві ЄС (46), а частина нормативів виявляється більш жорсткою: з 29 нормативів - 16 жорсткіші в Україні, 3 - у Директиві ЄС. Однак, 13 санітарно-хімічних і радіаційних показники, які включені до Директиви, не є пріоритетними для питної води в Україні (2 санітарно-хімічних показника Директиви відсутні в ДСанПіН і 11 проновормовані для поверхневих вод згідно СанПіН 4630-88). У Директиві також відсутні будь-які рекомендації щодо фізіологічної повноцінності питної води.

Крім того, було виявлено суттєві відмінності у принципах нормування якості питної води в Україні і країнах ЄС, де національні стандарти враховують не тільки рівень науки (в першу чергу, гігієни та епідеміології), але й ступень оснащення водопостачальних і контролюючих

організацій відповідним аналітичним обладнанням та методологічним забезпеченням, а також наявні економічні, соціально-політичні та інші фактори.

Оцінюючи в цілому першій національний нормативний документ України стосовно якості питної води, а саме ДСанПіН 136/1940 «*Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання*», можна відзначити наступне: Директиві ЄС вміщувала меншу кількість показників, а їх перелік відрізнявся від показників в українському нормативному документі. Тобто, створена нормативна база щодо якості питної води потребувала подальшої розробки та удосконалення. З урахуванням сказаного були розроблені і у 2010 році прийняті нові державні санітарні правила і норми

У теперішній час в Україні основним нормативним документом, що регламентує якість питної води, є Державні санітарні правила і норми - ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», які введені у дію Постановою головного державного санітарного лікаря України від 19.07.2010 за №26 [10]. Цією ж постановою було призупинено дію ГОСТ 2874-82 «Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством» [11].

ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» є обов'язковими для виконання органами виконавчої влади, місцевого самоврядування, підприємствами, установами, організаціями незалежно від форми власності та підпорядкування, діяльність яких пов'язана з проектуванням, будівництвом та експлуатацією систем питного водопостачання, виробництвом та обігом питних вод, наглядом і контролем у сфері питного водопостачання населення, та громадянами.

Санітарні норми встановлюють вимоги до безпечності та якості питної води, призначеної для споживання людиною, а також правила виробничого контролю та державного санітарно-епідеміологічного нагляду у сфері питного водопостачання населення. Вказаний документ містить перелік і допустимі значення хімічних і біологічних показників, які зумовлюють епідеміологічну і радіологічну безпеку питної води,

забезпечують високі органолептичні (естетичні) властивості і можуть бути технічно досяжними в сучасних економічних умовах.

За виконанням вимог ДСанПіН 2.2.4-171-10 здійснюється державний санітарно-епідеміологічний нагляд у порядку запобіжного та поточного нагляду, який реалізується через планові вибіркові перевірки дотримання санітарного законодавства на об'єктах водопостачання населення, а також позапланово залежно від санітарно-епідемічної ситуації та за зверненнями громадян.

На відміну від попередніх нормативних документів («ГОСТ 2874-82. Вода питьевая», що діяв ще з часів колишнього СРСР, та ДСанПіН 136/1940 «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання»), у ДСанПіН 2.2.4-171-10 було збільшено кількість контрольованих показників, які можуть впливати на здоров'я людини, та зменшені концентраційні рівні деяких з них [12]. Зокрема, враховуючи вимоги Директиви ЄС, розширено загальний перелік токсикологічних показників і зазначено, що такі компоненти, як ртуть, кадмій, ціаніди, талій, хром (IV), 1,1-дихлоетан, 1,2-дихлоетилен, бенз/а/пирен - не повинні знаходитися у концентраціях, що перевищують гранично допустимі величини, рекомендовані у головному додатку Директиви ЄС. Те ж саме відноситься до хімічних компонентів води, спроможних змінювати її органолептичні властивості (цинк, поверхнево-активні речовини, нафтопродукти, феноли).

До переліку токсикологічних показників безпечності хімічного складу питної води було віднесено тригалогенметани, але терміни для обов'язкового контролю окремих представників цієї групи було видовжено до 2020 року. Суттєвого доповнення зазнали епідемічні показники безпеки питної води, а саме вперше стало обов'язковим визначення у воді паразитологічних показників. Це обумовлено даними щодо зростання у країнах світу епідемічного значення водного чинника в інфекційній захворюваності населення паразитами, їх значущості як показників вторинного забруднення води у водопровідній мережі, а також необхідністю досягнення відповідності вітчизняних вимог міжнародним критеріям епідемічної безпеки питної води. Вперше також введено визначення патогенних бактерій, вірусів та коліфагів.

У ДСанПіН 2.2.4-171-10 передбачені і «показники фізіологічної повноцінності якості води», які характеризують адекватність мінерального складу води біологічним потребам організму людини. Такі нормативи передбачені у документах багатьох країн світу, а їх вибір базується на відомій у даний час інформації щодо мінімально необхідного рівня вмісту у воді деяких біогенних елементів.

Враховуючи широке використання у господарсько-питному водопостачанні різних реагентів (коагулянтів, флокулянтів, дезінфектантів тощо), у ДСанПіН також встановлені гігієнічні нормативи для їх залишкової кількості. При цьому одночасно відзначено, що у системах питного водопостачання населення можуть використовуватись лише матеріали, хімічні речовини та сполуки, які мають відповідний дозвіл центрального органу виконавчої влади із забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення для застосування у цій сфері.

Важливою умовою запровадження будь-якого нормативного документу є його методичне забезпечення, зокрема стандартизовані методи аналізу води. Як вже зазначалося вище, ряд хімічних та біологічних показників якості води були введені уперше, проте у документі з цього питання присутні лише посилання на літературні джерела, а саме методичні вказівки, рекомендації, уніфіковані методи аналізу тощо. Але для визначення найбільш токсичних компонентів, вміст яких у воді дуже низький, необхідні сучасні методи аналізу (хроматографічні, маспектрофотометричні, атомно- або плазменнофотометричні та ін.), які потребують не тільки складного аналітичного обладнання, але й висококваліфікованого персоналу. Те ж саме відноситься і до мікробіологічних та паразитологічних показників. Проте проблема методологічного забезпечення і досі залишається в цілому невизначеною і дуже заплутаною.

У ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» встановлені вимоги за 76 показниками якості води, але їх введення передбачалось здійснити поетапно, а саме: з липня 2010 року мав розпочатися контроль за 53 показниками, з 01.01.2015 року - за 64 показниками, з 01.01.2020 р. – за всіма 76 показниками.

Проте на кінець 2019 року стало очевидним, що частина нормативів ДСанПіН 2.2.4-171-10 більшістю підприємств водопостачання не виконується переважно через об'єктивні причини. Тому, наказом МОЗ України від 24.12.2019 № 2675 «Про внесення змін до наказу Міністерства охорони здоров'я України від 12 травня 2010 року № 400» строки остаточного введення в дію вказаних СанПіН було відтерміновано на 1 січня 2022 року.

В осені 2020 року Мінрегіоном України була створена Робоча група з розроблення та адаптації національного нормативного документа ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» до вимог Директиви Ради Європи 98/83/ЄС «Про якість води, призначеної для споживання людиною», яка має знайти шляхи вирішення означеної проблеми.

Варто зауважити, що в кінці 2020 року Європейським Парламентом і Радою було прийнято нову «Директиву (EU) 2020/2184 Європейського Парламенту та Ради від 16 грудня 2020 року щодо якості води, призначеної для споживання людиною», в якій внесені зміни (зокрема, і у частини показників якості води), оновлені і уточнені положення попередньої Директиви. Директиви Ради Європи 98/83/ЄС «Про якість води, призначеної для споживання людиною» остаточно втратить чинність з 13 січня 2023 року.

1.2. Сучасний стан водопостачання в Україні

Вода, як природний ресурс, необхідна для життєдіяльності та збереження здоров'я населення, для виробництва продовольства, розвитку економіки і всього, що забезпечує нормальні умови існування суспільства.

Внаслідок людської діяльності у природні водні джерела потрапляють не тільки шкідливі інгредієнти промислових і побутових стічних вод, а й поверхневий стік з сільськогосподарських угідь, промайданчиків, селітебних територій тощо. Антропогенне перетворення природних ландшафтів (розорювання луків, вирубування лісу, забудова території, особливо водоохоронних зон) призводить до збільшення виносу хімічних сполук з поверхні водозбору і посиленню забруднення водних

об'єктів, зокрема тих, що використовуються для цілей водопостачання. Зараз масштаби антропогенного впливу на оточуюче середовище вже не сумісні зі здатністю гідросфери до самовідновлення. Така ситуація ускладнює проблему одержання питної води високої якості та значно погіршує санітарно-епідеміологічний стан довкілля.

Безспірність впливу водного фактору на здоров'я населення доведена більш ніж столітньою практикою розвитку централізованого водопостачання, тому взаємозв'язок «вода – здоров'я людини» є одним з головних пріоритетів розвитку будь-якої країни. Відставання України від розвинених країн світу за середньою тривалістю життя у певній мірі пов'язані і зі споживанням недоброякісної питної води, що надає проблемі поліпшення якості питної води загальнодержавного значення і вимагає її комплексного вирішення [12-14].

Більшість очисних споруд водопідготовки в Україні були побудовані ще за часи колишнього СРСР, але вони і до сьогодні експлуатуються без будь-яких суттєвих змін у технологічному процесі [15-16]. Однак за результатами сучасних досліджень зростання антропогенного впливу на водні джерела, розширення переліку наявних забруднень, їх накопичення у часі та інші негативні фактори призводять до підвищення ризику забруднення водних джерел речовинами техногенного і антропогенного походження та патогенними мікроорганізмами. Це обумовлює необхідність посилення бар'єрної ролі водоочисних споруд та пошуку шляхів підвищення ефективності очищення природних вод, які використовуються в системах питного водопостачання [17-21].

Ситуація у секторі водопровідно-каналізаційного господарства країни, і особливо, в невеликих міських і сільських населених пунктах пострадянського простору, склалась таким чином, що протягом тривалого часу у галузь практично не вкладались необхідні інвестиції, що призвело до поступового фізичного і морального старіння систем і обладнання, збільшення аварійності на об'єктах і мережах водопостачання, зниження якості води, яка подається споживачам тощо. В умовах обмежених інвестицій реконструкція і будівництво, як окремих елементів, так і в цілому системи водопостачання, носили здебільшого точковий, локальний характер і були направлені на ремонт окремих аварійних об'єктів, в той час

як надійність системи в цілому продовжувала знижуватись. Як наслідок, на сьогоднішній день переважна частина систем водопостачання не тільки не відповідає світовому рівню, але й взагалі наближується за технічним станом до аварійного, частина водопроводів не мають необхідного комплексу очисних споруд для знезараження і очищення води.

Забруднення водних об'єктів – джерел питного водопостачання при недостатній ефективності роботи водоочисних споруд спричиняє погіршення якості питної води, що подається споживачам, і створює серйозну небезпеку для здоров'я населення в багатьох регіонах України, обумовлює високий рівень захворюваності кишковими інфекціями, гепатитом, збільшує ступінь ризику впливу на організм людини канцерогенних і мутагенних факторів. Частина мешканців країни змушені використовувати для питних цілей воду, що не відповідає за рядом показників гігієнічним вимогам; майже третина населення країни користується децентралізованими джерелами водопостачання без відповідної водопідготовки; населення ряду регіонів страждає через дефіцит питної води і відсутність пов'язаних із цим належних санітарно-побутових умов [12, 22].

1.3. Найбільш поширені забруднювачі підземних джерел, залучених до системи централізованого водопостачання

Підземні води досить широко використовуються у системах централізованого питного водопостачання, тому що, насамперед, є більш захищеними у порівнянні із поверхневими. Крім того, підземні води зазвичай характеризуються досить високими фізико-хімічними та бактеріологічними показниками, мають постійний гідрохімічний склад, який не залежить від погодних і сезонних коливань. В Україні найбільш характерні проблеми підготовки підземних вод для питних цілей пов'язані з наявністю сполук заліза, мангану, амонію, мінеральних солей, розчинених у воді газів.

До найбільш поширених забруднювачів підземних вод майже по всій території України відносяться сполуки заліза, причому їх концентрація змінюється у дуже широкому діапазоні - від 0,5 до 20 мг/дм³ (іноді і

більше). Гранично допустимий вміст цього інгредієнту у зазначених раніше ДСанПіН був знижений з 0,3 до 0,2 мг/дм³, що суттєво погіршило існуючу ситуацію. Станції знезалізнення води побудовано лише у містах обласного або районного значення, у той час як малі міста та сільські населені пункти практично повсюдно постачаються питною водою з підвищеним вмістом заліза. При цьому існуючі станції або окремі фільтри знезалізнення води зазвичай працюють неефективно, не дозволяючи знизити концентрацію заліза до потрібного рівня. За таких умов досягти встановленого чинним нормативним документом значення показника заліза практично неможливо без відповідної реконструкції очисних споруд.

Зазвичай «супроводжувачим» компонентом заліза у підземних водах є сполуки мангану, концентраційний рівень яких також було знижено одночасно із залізом (з 0,1 до 0,05 мг/дм³).

Для багатьох підземних вод характерна і наявність сполук амонію, які потрапляють до неї через неправильне улаштування або повну відсутність зон санітарної охорони джерел питного водопостачання (свердловини, наприклад, розташовані поблизу сільськогосподарських угодь, тваринних комплексів і т.п.). Вміст амонію у питній воді встановлений на рівні - 0,5 мг/дм³, будь-які спеціальні споруди для видалення цього інгредієнту у системах водопостачання в нашій країні відсутні.

З інших забруднювачів, достатньо поширених у підземних водах України, необхідно відзначити підвищену, а подекуди і високу мінералізацію води, зокрема і її жорсткість. Для кондиціонування таких вод найбільш доцільним вважається застосування зворотньоосмотичних, мембранних та аналогічних технологій, проте їх впровадження на станціях водоочищення обмежується через технологічні, економічні та екологічні причини.

Необхідність видалення вуглекислого газу, який фактично не розглядається як забруднювач, зумовлена його впливом на основні технологічні процеси очищення води від вказаних вище інгредієнтів. Розчинений у воді сірководень при значеннях $\text{pH} \leq 5,0$ знаходиться у молекулярній формі, а при збільшенні pH частково переходить у форму гідросульфід-іону. Найчастіше основна маса сірководню виводиться

десорбцією під час аерації води. Така технологія є особливо доцільною, якщо одночасно з сірководнем необхідно видалити і інші гази, зокрема, вуглекислий газ. Як десорбер застосовуються градирні, при низькому вмісті сірководню - бризкальні установки, а при значних концентраціях - пінна дегазація [23-26].

1.4. Основні принципи технології знезалізнення і деманганациї підземних вод

У практиці водопостачання колишнього СРСР технологіям очищення води від сполук заліза приділялась значна увага ще з 70-х років минулого століття [24, 27-29] і ці процеси продовжують детально вивчати з використанням нових результатів досліджень [30-40]. Методи знезалізнення води різняться за ступенем технологічної надійності, економічності, простоти експлуатації тощо. Вибір того чи іншого способу залежить від вихідної концентрації компонента, форми його знаходження у воді, а також від її загального хімічного складу.

В основу більшості технологій знезалізнення води покладені фізико-хімічні, іонообмінні, мембранні, різні варіанти так званого методу «Верідокс» (очищення безпосередньо у водоносному пласті) та біотехнологічні процеси.

Найбільш поширеним у практиці водопідготовки залишається фізико-хімічний метод, який полягає в окисненні заліза з наступним видаленням утвореної твердої фази його гідроксидних сполук [24, 27-30, 32-33]. Тобто, для видалення заліза з води його, насамперед, необхідно перевести у малорозчинну сполуку. В підземних водах України, мало збагачених органічними речовинами (які є активними комплексантами), залізо зазвичай знаходиться у формі Fe (II). До малорозчинних сполук цієї форми заліза можна віднести [41]:

фосфат заліза - FePO_4 , добуток розчинності $\text{ДР}_{\text{FePO}_4} = 3,5 \cdot 10^{-27}$;

карбонат заліза - FeCO_3 , $\text{ДР}_{\text{FeCO}_3} = 3,5 \cdot 10^{-11}$;

сульфід заліза - FeS , $\text{ДР}_{\text{FeS}} = n \cdot 10^{-20}$;

гідроксид заліза - Fe(OH)_2 , $\text{ДР}_{\text{Fe(OH)}_2} = 1 \cdot 10^{-15}$

Однак при утворенні наведених сполук концентрація розчиненого заліза, що знаходиться у рівновазі з твердою фазою, буде значно перевищувати встановлені нормативні вимоги - 0,2 мг/дм³, тобто видалити з води залізо до встановленого нормативного рівня у 2-валентній формі практично неможливо.

Із сполук Fe (III) мінімальною розчинністю характеризується його гідроксид Fe(OH)₃ (ДР_{Fe(OH)₃} = 6,3 · 10⁻³⁸), яка при «старінні» становиться ще нижчою. За таких умов сумарна концентрація розчинних форм заліза у воді після осадження твердої фази є значно меншою за 0,2 мг/дм³, що свідчить про можливість видалення з води заліза у формі гідроксидних сполук Fe (III). Отже, процес видалення заліза з підземної води можна представити наступною схемою:

окиснення: $\text{Fe}^{2+} \Rightarrow \text{Fe}^{3+} + e$

гідроліз: $\text{Fe}^{3+} + 3 \text{OH}^- \Rightarrow \text{Fe(OH)}_3$

перехід у тверду фазу – осадження Fe(OH)₃↓

Враховуючи сказане, технологія знезалізнення води за вищенаведеним методом включає кілька стадій, а саме окиснення Fe (II) до Fe (III), гідроліз Fe (III) і осадження утворених сполук у вигляді твердої фази. Останній етап може реалізуватися або у товщі фільтруючого навантаження або у відстійних спорудах.

Видалення заліза методом іонного обміну полягає у фільтруванні залізовмісної води крізь шар катіоніту з наступною регенерацією фільтруючого матеріалу відповідним розчином (регенерантом). Цей метод доцільно застосовувати за необхідності одночасного глибокого пом'якшення води і видалення сполук заліза та марганцю. Процес реалізується шляхом фільтрування води через спеціальний шар завантаження з натрій- або водень-катіонітів. Однак потрібно відзначити, що застосування даного способу фактично можливе тільки за умови присутності інгредієнтів в розчиненому стані, тобто в іонній формі. Крім того, підземна вода до надходження на фільтри не повинна контактувати з повітрям, тому що при реакції з киснем утворювані нерозчинні сполуки заліза і марганцю будуть відкладатися на поверхні зерен катіоніту, призводячи до зниження його обмінної ємності і навіть повної втрати

працездатності фільтруючого матеріалу [29, 42-43]. Цей метод зазвичай використовується на підприємствах гідроенергетики.

Мембранні методи, зокрема зворотний осмос, нанофільтрація, ультрафільтрація і мікрофільтрація, з точки зору технологічності вважаються одними з найбільш сучасних систем очищення води. Вибір того чи іншого мембранного методу залежить, насамперед, від природи і концентрації забруднюючих речовин. На відміну від вищенаведеної технології знезалізнення води, при використанні для цих цілей зворотного осмосу або нанофільтрації можливе виключення стадії окиснення заліза (II). Однак в процесі фільтрування на поверхні мембрани спостерігається утворення гелів та осадів гідроксидних сполук заліза, що призводить до зниження її проникності. Тому, для зворотньоосмотичних та нанофільтраційних мембранних модулів вміст заліза у вихідній воді обмежується на рівні - до $0,3 \text{ мг/дм}^3$. Ще однією особливістю зворотного осмосу і нанофільтрації є часткове або повне знесолення вихідної води.

Більш придатним для цілей знезалізнення вважається ультрафільтрація, яка позбавлена вищевказаних недоліків, має більш високу проникність та нижчий робочий тиск, що дозволяє реалізувати процес очищення без безперервного скидання концентрату. Однак ультрафільтраційні мембрани також схильні до осадко- і гелеутворення, а також мають низьку ефективність при очищенні від речовин в іонній і молекулярній формі з розміром частинок менше $0,01 \text{ мкм}$. Для розробки технології знезалізнення на основі мембранних методів необхідно не тільки правильно підібрати тип мембрани, а й визначити режим її експлуатації та регенерації [44-46]. Ці методи є досить специфічними, порівняно вартісними і поки що використовується лише в локальних процесах підготовки води на окремих підприємствах України.

За методом «Верідокс», який полягає в окисненні заліза безпосередньо у водовмісному пласті, в останній через кілька поглинаючих свердловин (розташованих по колу радіусом 5-10 м навколо експлуатаційної свердловини) подається окиснювач (кисень, насичена киснем вода та ін.). В результаті біохімічних і хімічних процесів залізо (а також можливо і манган) переходить в нерозчинну форму і виділяється в осад у водоносному горизонті.

Проте незважаючи на видиму простоту та економічність даного методу, він не завжди гарантує належний ступінь очищення води, є достатньо складним і може створювати небезпеку коагуляції водоносного горизонту. Тому цей метод не знайшов широкого застосування у практиці водопостачання [47-48].

Сучасні біотехнологічні методи, зокрема і знезалізнення води, безумовно, відносяться до перспективніших напрямів очищення води [49-51]. Вони засновані на використанні особливих або специфічних мікроорганізмів, серед яких найбільш досліджені (а отже і найбільш застосовані) - залізобактерії. Останні переводять сполуки Fe(II) у Fe (III), які завдяки гідролізу осаджуються у вигляді малорозчинних гідроксидних сполук. Вважається, що інтенсивний ріст залізобактерій відмічається у воді з концентрацією від 10 до 30 мг/дм³ заліза, але за результатами ряду досліджень [51-53] вони можуть активно розвиватися і при його нижчих концентраціях. При цьому основною умовою розвитку мікроорганізмів - є підтримання кислотності середовища на достатньо низькому рівні при одночасному доступі кисню з повітря, хоча б у дуже малій кількості [54-55].

Проте за всі переваги у біотехнологічних методів є дуже суттєвий недолік – це порівняно низька швидкість процесу, і необхідність підтримання специфічних умов для існування мікроорганізмів. Тому, ці методи використовуються лише в деяких країнах світу, у вітчизняній практиці водопідготовки вони поки ще відсутні [5, 56-57].

З огляду на вищевказане, найбільш технологічним, і через це більш поширеним, виявляється метод попереднього окиснення води з наступним відділенням утвореного осаду шляхом фільтрування. При цьому як окиснювач зазвичай використовується кисень повітря, який вводиться у воду методом спрощеної аерації. Під час фільтрування спочатку на поверхні фільтруючого матеріалу утворюється особлива плівка із гідроксидних сполук заліза, яка діє подібно каталізатору, активно інтенсифікуючи процеси окиснення і видалення з води заліза протягом фільтроциклу [58-59].

При застосуванні даного методу немає потреби у повному окисненні всього заліза на початковій стадії, що виключає необхідність улаштування

спеціальних аераційних споруд (градирні, бризкальні басейни тощо) – достатньо спрощеної аерації. Остання може реалізуватися у двох варіантах: безнапірному і напірному. У безнапірній схемі насичення води киснем повітря досягається вільним зливом води у «кишеню» або центральний канал фільтру з висоти 0,5-1,0 м; у напірних схемах повітря подається до трубопроводу від повітродувки [60].

За наявності у підземній воді високих концентрацій заліза (15-20 мг/дм³) може використовуватися двоступеневе фільтрування з посиленою системою аерації. Для цього на початку технологічної схеми улаштовується вентиляторна градирня, що дозволяє одночасно вирішувати два завдання: дегазацію (видалення вуглекислого газу і сірководню) і насичення води киснем. Якщо дегазація води не потрібна, а необхідний ступінь насичення киснем води в градирнях не досягається, застосовуються схеми з одно-або двоступеневою установкою напірних фільтрів і з напірними змішувачами, до яких підводиться стиснуте повітря (при надлишкових тисках розчинність кисню зростає) [30, 61-62].

У наведеній вище технології видалення сполук заліза відбувається на фільтруючому завантаженні, яке має відповідати певним критеріям, а саме: повинні враховуватися фізико-хімічні та технологічні властивості матеріалу, його вартість, доступність для промислового використання, а також відповідність усім технологічним, токсикологічним та санітарно-гігієнічним вимогам до фільтруючих матеріалів, які використовуються у господарсько-питному водопостачанні [2, 10, 63-64]. До ефективних фільтруючих матеріалів, які відповідають вказаним вище вимогам і найчастіше застосовуються для цілей знезалізнення питної води, відносяться кварцовий пісок, цеоліт, гранітний щебінь та ін.

Якщо залізо у воді перебуває у важко окислювальній формі (наприклад, комплексні органічні сполуки) або його вміст сягає високих значень, використовуються реагентні методи із застосуванням більш потужних за кисень окиснювачів (хлор, озон та ін.), лужних агентів (вапно, сода), двоступеневої схеми очищення (освітлення води у відстійниках або в освітлювачах із завислим осадом – фільтрування). При надлишку у вихідній воді агресивної вуглекислоти необхідно проводити її попередню десорбцію, що скорочуватиме витрати лужних реагентів [30, 33, 47, 65-66].

Манган відноситься до сполук з перемінною валентністю і може перебувати у ступені окиснення від 0 до +7. В підземних водах України манган зазвичай присутній у вигляді сполук Mn (II) і у багатьох випадків є супутнім компонентом заліза. Запропоновані технології деманганації води принципово схожі зі знезалізненням [24, 27-30, 32-33, 39, 47, 67] і також базуються на фізико-хімічних, іонообмінних, мембранних та біотехнологічних процесах.

До малорозчинних сполук мангану, які можуть бути видалені з води у вигляді твердої фази, відносяться гідроокисні сполуки мангану Mn (IV), зокрема, його діоксид – MnO_2 . Але на відміну від заліза у своїх малорозчинних сполуках манган перебуває у проміжній валентності, що потребує підтримання величина редокс-потенціалу системи на рівні, який забезпечуватиме окиснення мангану лише до Mn (IV). Утворений після окиснення осад може видалятися шляхом фільтрування (на різних типах фільтрів) або відстоювання (у спеціальних спорудах) з можливим додаванням реагентів. Як окиснювачі для процесів деманганації найчастіше застосовуються хлоровміщуючі реагенти (хлор, гіпохлорит натрію, діоксид хлору), озон та перманганат калію.

Оскільки у підземних водах, залучених до систем централізованого водопостачання, манган зазвичай присутній разом з залізом, видалення цих компонентів часто вирішується за єдиною технологією, враховуючи при цьому специфічні властивості кожного з них. Принцип методу полягає в окисненні сполук Fe (II) і Mn (II) до Fe (III) і Mn (IV) відповідно з подальшим відділенням твердої фази (у відстійниках або на фільтрах). Більш зручним, технологічним та ефективним для вказаних цілей вважається застосування фільтрувальних споруд.

Однак потрібно відзначити, що при сумісній реалізації процесів знезалізнення і деманганації води манган буде окиснюватися (а отже і затримуватися у товщі фільтруючого завантаження) лише після заліза, яке окиснюється набагато швидше. За умови одного ступеня фільтрів у технологічній схемі очищення передбачається інтенсивна аерація води шляхом вакуумного ежектування або введення кисню під високим тиском, що призводить до десорбції розчинених газів (CO_2 , H_2S , CH_4), підвищення рН та редокс-потенціалу. Після не менше 15-20 хвилинного перебування у

камері реакції вода надходить на фільтрування, де саме і відбувається видалення сполук заліза і мангану.

Для інтенсифікації стадії окиснення може застосуватися каталізатор, зокрема, діоксид мангану (MnO_2) або інша каталітично активна речовина, що дозволяє здійснювати процес при помірних значеннях рН (8,5-9,0). Для завантаження фільтру використовуються зернисті матеріали з відповідними технологічними характеристиками.

Застосування замість кисню більш сильних окиснювачів (хлор, озон) з часом контакту - 20-25 хвилин також дозволяє реалізувати очищення води достатньо швидко і при невисоких значеннях рН (7,5-8,5). Поступово утворюваний в товщі фільтруючого завантаження MnO_2 , далі виступає каталізатором окисного процесу сполук заліза і мангану. Для запобігання накопичення H^+ , що виділяються під час реакції, протягом фільтрування необхідно створення певного лужного резерву. Така технологічна схема знезалізнення/деманганації передбачає наявність закритих камер реакції і нейтралізації хлору та фільтру для затримування продуктів окиснення. Оскільки хлор вводиться у надлишку відносно стехіометричних розрахунків, після камери реакції необхідно передбачати стадію дехлорування, наприклад, розчином тіосульфату натрію [29-30, 68].

Як окиснювач також може застосовуватися перманганат калію, причому за наявності двоступеневої схеми очищення для окиснення заліза використовується спрощена аерація, а реагент подається лише на другий ступень фільтрування. За відсутності заліза – аерація взагалі не потрібна. Під час фільтрування на поверхні зерен утворюється плівка з діоксиду мангану, яка сприяє видаленню з води заліза та мангану, діючи як каталізатор. Проте процес утворення такої плівки може бути досить повільним у часі, при малих концентраціях мангану взагалі не забезпечувати потрібного рівня очищення води, а для підтримання постійної активності фільтруючого шару необхідна його періодична регенерація [69]. Крім того, через інтенсивну забарвленість перманганату калію його застосування в умовах водоочисних станцій потребує досить жорсткого дозування (через можливість потрапляння реагенту в очищену воду) і дотримання техніки безпеки.

У підземних водах з $\text{pH} \geq 7,0-7,5$ для видалення мангану може застосовуватися регенеративний метод статичної сорбції. При використанні порошкоподібного активного вугілля (ПАН) на видалення 1 г мангану витрачається приблизно 5 г активного вугілля. Якщо вміст мангану у вихідній воді не перевищує $2-5 \text{ мг/дм}^3$, установка включає змішувач, камеру реакції, розраховану на 15-20 хвилин контакту води з вугіллям, перемішуючі пристрої та освітлювальні фільтри. При значних концентраціях мангану, коли потрібна доза ПАН є більшою за $10-15 \text{ мг/дм}^3$, після камери реакції вода піддається коагуляції і очищається за одноступеневою схемою (в контактних освітлювачах) або за двоступеневою схемою (у відстійниках або освітлювачах з завислим осадом і фільтрах) [29].

У технологіях деманганзації підземної води також застосовуються сорбційні методи, найчастіше - фільтрування через модифіковані матеріали. Найбільш придатними для вказаних цілей виявляються природні мінерали – цеоліти. Їх використання обумовлено селективністю, значною сорбційною ємністю, катіонообмінними властивостями, порівняно низькою вартістю і доступністю для промислового застосування. Цеоліти характеризуються високим ступенем адгезії і стійкістю до впливів оточуючого середовища, мають каталітичні властивості і можуть при модифікації бути ефективними носіями для закріплення на їх поверхні різних речовин.

Для цілей деманганзації найчастіше використовується так званий «чорний цеоліт», модифікований розчинами хлориду мангану (MnCl_2) і перманганату калію (KMnO_4). Процес модифікації полягає у поперемінній обробці матеріалу вказаними реагентами, внаслідок чого на поверхні матеріалу утворюється плівка діоксиду марганцю темно-коричневого кольору. Ефективність та тривалість міжрегенераційного проміжку часу залежить від кількості циклів обробки. Модифікований матеріал може одержуватися як на місці застосування, так і поставлятися вже у готовому виді.

Під час фільтрування підземної води крізь «чорний цеоліт» сполуки $\text{Mn}(\text{II})$ окиснюються до $\text{Mn}(\text{IV})$ і затримуються в товщі фільтруючого завантаження. Фільтруючий шар поступово втрачає свою активність до

видалення мангану і потребує відновлення шляхом регенерації розчином KMnO_4 (за необхідності і розчином MnCl_2) або заміною матеріалу. Тривалість фільтроциклу, їх кількість до регенерації та глибина видалення мангану залежать від його початкової концентрації та сорбційної ємності модифікованого матеріалу [32, 70-72]. В цілому даний метод є достатньо витратним і складним, що обмежує його застосування на об'єктах комунального водопостачання. Принципово він може застосовуватися і для цілей знезалізнення, але в цьому випадку активність плівки «чорного цеоліту» буде витрачатися і на видалення заліза, хоча цього можна досягти більш дешевим і простим способом.

Отже, серед розглянутих методів знезалізнення/деманганації зручнішою і доступнішою у практиці водопідготовки виявляється технологія, яка передбачає окиснення сполук заліза та мангану з подальшим відділенням утвореного осаду на фільтрах. Як окисники можуть використовуватися кисень, озон, хлоровмісні сполуки, перманганат калію, а для завантаження фільтрів – зернисті матеріали (кварцовий пісок, цеоліт, керамзит та ін.). Проте, незважаючи на широку поширеність такої технології, процеси, що перебігають під час її реалізації, залишаються недостатньо вивченими.

1.5 Біологічні чинники процесів знезалізнення та деманганації води

Можливість знезалізнення та деманганації біотехнологічними методами зумовлена наявністю у воді особливих видів мікроорганізмів, які відносяться до залізобактерій. Вони, подібно кисню у фізико-хімічних методах, здатні окиснювати сполуки Fe (II) і Mn (II) до Fe (III) і Mn (IV) відповідно, які далі через стадію гідролізу переходять в осад і можуть бути видалені фільтруванням, осадженням або іншими способами.

За результатними чисельних експериментальних досліджень були зроблені узагальнення та висновки, сутність яких полягає у наступному. Переважна кількість залізобактерій здатна окиснювати не тільки залізо, але й манган, причому, як і у фізико-хімічному методі, при їх сумісній присутності відбувається спочатку повне окиснення заліза і тільки після

цього – мангану. Більшість залізобактерій належить до типових психрофільних мікроорганізмів, здатних нормально існувати та розмножуватися при відносно низьких температурах (з оптимумом приблизно 4-8⁰C) та в достатньо широкому (від слабнокислого до слаболужного) діапазоні рН. Залізобактерії можуть активно розвиватися і при низьких концентраціях заліза або марганцю. Крім того, було відзначено, що ці мікроорганізми здатні окиснювати і концентрувати залізо і манган за неможливості їх хімічного окиснення [36, 39, 50, 73-76].

Незважаючи на той факт, що біологічні методи знезалізнення і деманганації вважаються одними з найефективніших і економніших, їх застосування у технологіях водопідготовки залишається дуже обмеженим, що в основному зумовлено необхідністю створення і підтримання спеціальних параметрів середовища для розвитку та життєздатності мікроорганізмів. Тому, вказані методи застосовуються лише в деяких країнах світу. Компанією «Degremont», наприклад, розроблені спеціальні фільтрувальні установки (біореактори): «Ferazur» - для знезалізнення та «Mangazur» - для деманганації, які можуть працювати у звичайному або напірному режимах в широкому інтервалі продуктивності [30, 77].

Певний досвід застосування біо-установок для очищення води від сполук заліза і мангану накопичений у Білорусі. За даними їх дослідників, з точки зору технологічності процесу, біологічні методи на відміну від фізико-хімічних мають ряд суттєвих переваг, а саме: відсутність потреби застосування реагентів (окисників, для корегування рН тощо), висока швидкість окиснення, утворення більш компактних осадів, що збільшує грязеемність фільтра майже у 5 разів, низькі експлуатаційні витрати, спрощення обробки осадів промивних вод та ін. [79-80].

За результатами багатьох експериментальних досліджень біологічної складованої процесів знезалізнення/деманганації було встановлено, що мікробіологічна трансформація як сполук заліза, так і мангану, відбувається за участю одних і тих самих груп залізо- і манганоокиснюючих бактерій. При цьому найактивнішими у процесі знезалізнення води виявилися три групи залізобактерій: нитчасті (*Leptotrix ochracea*, *Crenotropix polyspora*), стеблові (*Jallionella ferruginea*) та істинні (*Eubacteriages*) [40, 78, 81-82].

Для промислового використання біотехнологічних процесів необхідна можливість встановлення контролю за складом біологічного агенту, що потребує одержання чистих за видовою належністю культур мікроорганізмів. Актуальність таких досліджень, яка залишається і у теперішній час, насамперед, зумовлена розширенням знань щодо видів і особливостей мікроорганізмів, які беруть участь у знезалізненні та деманганації води, що, дозволить створювати оптимальні умови для їх життєздатності, а отже і контролювати процес очищення.

Задля цієї цілі культивовані у лабораторних умовах чисті культури залізо- та манганоокиснюючих мікроорганізмів родів *Galionella*, *Leptothrix*, *Metallogenium* було досліджено у процесах очищення води від заліза та мангану [35, 50, 78, 83-87].

Хемосинтезуючі аеробні мікроорганізми, які відносяться до груп залізо-манган-окиснювачів, в результаті своєї життєдіяльності здатні окиснювати присутні у підземних водах залізо і манган до малорозчинних форм [54, 88-89]. У процесі аеробного дихання акцептором електронів виступає кисень, а донором – в основному вуглець вуглекислоти (вуглекислий газ, бікарбонат-іон). Утворені в результаті біологічного окиснення продукти реакції, які вміщують залізо і манган, спроможні ініціювати і підтримувати одночасний перебіг хімічного окиснення, діючи як каталізатор [34, 36, 90, 91].

Метод біологічного знезалізнення/деманганації може бути реалізований і в системі внутрішньо пластової обробки води за методом «Верідокс [92]. Принцип методу аналогічний фізико-хімічному видаленню заліза, як вже було наведено вище: навколо центральної водозабірної свердловини улаштовується кілька поглинаючих свердловин. Частина підземної води після видалення CO_2 і насичення киснем, нагнітається у водоносний горизонт. Фільтруючись через поступово сформований навколо водозабірної свердловини замкнутий шар, збагачений залізо- і манганоокиснюючими мікроорганізмами, вода звільняється від сполук заліза та мангану. Застосування цього методу виявляється доцільним лише при значній продуктивності водозабору. Ефективність очищення залежить від величини редокс-потенціалу системи та сукупності місцевих умов.

Реалізація біологічних методів знезалізнення/деманганації у схемах очищення і кондиціювання підземних вод може відбуватися шляхом обробки води на біофільтрах, в завантаження яких внесені відповідні мікроорганізми. Фільтруючий матеріал при цьому відіграє роль носія іммобілізованого мікробіального ценозу, а процес фільтрації забезпечує його контакт з залізом і манганом. За необхідності можуть застосовуватися двоступеневі схеми очищення: на першому ступені відбувається знезалізнення, на другому – деманганація. Підвищенню ефективності біотехнологічного процесу знезалізнення/деманганації може сприяти додавання невеликих доз реагентів, таких як озон або перманганат калію [73, 93-98].

Проте, незважаючи на загальновизнаний факт щодо ефективності та економічності біотехнологічних методів видалення з води заліза і мангану, їх застосування у процесах водопідготовки залишається дуже обмеженим через їх недостатню вивченість.

1.6. Сполуки нітрогену у підземній воді та методи їх видалення

Нітроген відноситься до біогенних сполук, тобто речовин, які необхідні для життєдіяльності водних організмів, і які утворюються ними в процесі обміну речовин. У підземних водах, застосованих для цілей питного водопостачання, до групи нітрогену входять такі неорганічні сполуки, як амоній (аміак), нітрити та нітрати, присутність яких у воді зумовлена, перш за все, результатом хімічної біодеградації речовин білкового походження. Спочатку утворюються сполуки амонію, які поступово під дією нітрифікуючих бактерій в аеробних умовах (нітрифікація) окиснюються до нітратів (останні також можуть потрапляти у воду з атмосферними опадами). Нітрити формуються як проміжна стадія у процесі окислення амонію до нітратів (в аеробних умовах) і відновлення останніх до азоту та аміаку (в анаеробних умовах). Амоній знову бере участь у процесі синтезу білків, ініціюючи новий цикл біологічного кругообігу речовин (цикл нітрогену).

У підземних водах окремі форми сполук нітрогену перебувають у динамічній рівновазі, яка залежить від якісного складу води, її

температури, наявності різних видів мікроорганізмів та інших факторів. При перевищенні природного концентраційного фону наявність тих чи інших сполук може вказувати на час потрапляння у воду забруднень: наявність значної кількості амонію і нітритів свідчать про «свіже» забруднення, навпаки, нітратів – на «старе». До основних джерел надходження амонію у водні об'єкти відносяться тваринницькі ферми, господарсько-побутові стічні води, поверхневий стік із сільгоспугідь (де використовуються добрива), стічні води промислових підприємств, стік зі сміттєзвалищ тощо [99].

У підземних водах України сполуки нітрогену, зокрема амоній, нітрити та нітрати, зустрічаються майже повсюдно, але їх вміст по регіонах значно різниться. Підвищені концентрації нітратів зазвичай спостерігаються у Дніпропетровській, Одеській, Херсонській, Черкаській областях, амонію - у Хмельницькій області [100].

Згідно Настанови ВООЗ щодо якості питної води [4], сполуки амонію не мають прямого впливу на здоров'я населення, проте за результатами досліджень встановлено, що вони можуть погіршувати органолептичні показники питної води (смак та запах), впливати на процес знезараження води, бути джерелом появи нітритів у системах розподілу води. Крім того, підвищений вміст сполук нітрогену може бути індикаторним показником, якій відображає погіршення санітарного стану водного об'єкта та свідчить про наявність процесу забруднення поверхневих і підземних вод, в першу чергу, побутовими і сільськогосподарськими стоками. При цьому наявність іонів амонію і нітритів, як вже відзначалось вище, вказує на свіже забруднення, в той час як збільшення вмісту нітратів - на забруднення в попередній час. Всі форми азоту, включаючи і газоподібну, спроможні до взаємних перетворень.

Враховуючи сказане, вміст показників амонію, нітратів та нітритів регламентується у нормативних документах стосовно якості питної води у всіх розвинених країнах світу. У Директиві Ради Європейського Союзу 98/83/ЄС «Про якість води, призначеної для споживання людиною» [9] параметричне значення для амонію у питній воді встановлено на рівні 0,5 мг/л, для нітратів - 50 мг/л, для нітритів - 0,5 мг/л. В Україні згідно з чинними ДСанПіН 2.2.4.171-10 вміст амонію обмежений на рівні - 0,5 (2,6)

мг/дм³, нітратів - 50 мг/дм³, нітритів - 0,5 (0,1) мг/дм³ (зазначені у дужках нормативи можуть встановлюватись за певних умов та за наявності відповідного дозволу органів санепіднагляду).

До сучасних технологій видалення з підземних вод сполук амонію відносяться методи зворотного осмосу, сорбції на природних або синтетичних матеріалах, іонного обміну, біотехнологічні, а також електродіалізу, каталітичні та ін. [34, 57, 101-105]. Проте за технологічними, економічними та екологічними показниками усі ці методи сильно різняться. Крім того, вони мають суттєві недоліки (складність у масштабуванні, утворення небезпечних побічних речовин, необхідність утилізації токсичних для довкілля розсолів, потреба у регенерації відпрацьованого матеріалу, складність та висока вартість процесу тощо), що значно обмежує можливість їх практичної реалізації у системах комунального водопостачання.

Селективне видалення з підземних вод амонію може досягатися з використанням мембранних установок, зокрема зворотного осмосу, але при цьому відбувається загальне знесолювання води, що потребує кондиціонування кінцевого продукту (очищеної води) за її мінеральною складовою та утилізації утвореного висококонцентрованого розсолу. При використанні для цих цілей нанофільтрації відбувається видалення солей жорсткості на 90-95 %, у той час коли концентрація іонів амонію знижується лише на 40-50 %. В цілому мембранний процес виявляється досить складним, потребує високих капітальних і експлуатаційних затрат і фактично непридатний в умовах існуючих комунальних водоочисних станцій. Усі інші фізико-хімічні методи видалення з води амонію характеризуються помірною селективністю.

Під час іонообмінних процесів, які зазвичай застосовуються для пом'якшення води, поряд з видалення солей жорсткості спостерігається і часткове зниження вмісту амонію. Величина загальної жорсткості води сильно впливає на рівень видалення амонію, що призводить до необхідності улаштування додаткової стадії пом'якшення води, а отже і до додаткових витрат.

Сорбційні методи вилучення аміаку з води безпосередньо в промисловому масштабі не використовуюється, однак для джерел

локального водопостачання можливо застосування неорганічних сорбентів (природного або штучного походження), які виявляють катіонообмінні властивості й мають селективність до сполук амонію. Зокрема, для вказаних цілей може застосовуватися природний цеоліт – кліноптилоліт, але іони кальцію і магнію (солі жорсткості) будуть конкурентами амонію при застосуванні катіонообмінних процесів.

Серед сучасних методів очищення підземних вод від амонійних сполук найприйнятнішим вважається процес їх біохімічного окиснення (біологічна нітрифікація), протягом якого відбувається перехід амонію в нітриту, а потім в нітрата. Такий спосіб видалення амонію достатньо вивчений і широко застосовується для видалення амонію зі стічних вод на каналізаційних очисних станціях. У практиці підготовки питної води ця технологія зазвичай реалізується у спеціальних спорудах – біореакторах, що суттєво звужує можливість її застосування в умовах існуючих водоочисних станцій.

1.7. Сучасний стан дослідження біотехнологій очищення підземних вод від сполук нітрогену

З огляду на вищесказане, біотехнологічні методи видалення амонію із підземних вод (беручи до уваги досвід очищення стічних вод) представляються найбільш перспективними для застосування у практиці водопостачання [30, 94, 106-112].

Принципово процес біологічного видалення з води сполук амонію реалізується у два етапи: мікробіологічне окиснення амонію до нітрату (нітрифікація) і мікробіологічне відновлення нітратів до нітритів і далі до азоту (денітрифікація). У теперішній час існує декілька підходів до здійснення вказаного процесу: автотрофна і гетеротрофна нітрифікація-денітрифікація та комбіновані біолого-електрохімічні методи. Всі ці методи мають як переваги, так і недоліки, і для застосування у процесах водоочищення потребують різних умов [113-116].

Гетеротрофна нітрифікація-денітрифікація широко застосовується при очищенні стічних вод від нітратів. Для її реалізації необхідна достатня кількість органічного вуглецю, що досягається шляхом додавання водорозчинних речовин, зокрема, метанолу, етанолу, оцтової кислоти та глюкози. Проте у цьому випадку існують ризики погіршення якості стоків, які можуть бути зумовлені недостатньою кількістю сировини або її надлишком. Деякі рідкі джерела вуглецю, такі як метанол і етанол, через свою токсичність становлять певну небезпеку під час зберігання, транспортування та експлуатації споруд. Тому, при застосуванні гетеротрофної денітрифікації важливим фактором є можливість комплексного управління процесом та здійснення безперервного моніторингу. Процес застосування гетеротрофної денітрифікації при підготовці питної води може обмежуватися недостатньою кількістю органічного вуглецю, що зумовлює необхідність проведення досліджень, спрямованих на пошук оптимального та найбільш економічно вигідного його джерела [109, 117-118].

Наприклад, як донора електронів та джерела вуглецю було запропоновано використання промислового білого цукру. При цьому відзначалось, що цей продукт є більш економічно вигідним, ніж вторинна

рослинна сировина через той факт, що остання потребує додаткової обробки, а отже сприяє удорожчання процесу [117].

Технологічний процес, де джерелом вуглецю може служити тверда сировина, називається твердофазною нітрифікацією-денітрифікацією. Для його реалізації застосовуються два типи твердих джерел вуглецю, а саме натуральні рослиноподібні матеріали та синтетичні біодеструктивні полімери. Натуральні матеріали, такі як стружка, солома та бавовна є дешевшими та доступнішими. При дослідженні залишків деревних матеріалів (сосни, тополі), бавовни, стебл очерету, лакриці, кориці та ін., було встановлено, що вони характеризуються високим рівнем вивільнення розчиненого органічного вуглецю. Біодеградуючі полімери, зокрема, полігідроксиалканоати, полігідроксибутират, полікапролактон, полібутиленсукцинат та полімілова кислота вважаються кращими джерелами вуглецю для денітрифікації внаслідок низького рівня вивільнення розчиненого органічного вуглецю, однак їх вартість є дуже високою [64, 109, 118].

Серед мікроорганізмів, які здатні до автотрофної та гетеротрофної нітрифікації, експериментально досліджувався р. *Acinetobacter sp.*, зокрема, зразок *Acinetobacter sp.* SFA 10, ізольований з річкової води. Його нітрифікація відбувалась за допомогою ферментів монооксигенази аміаку (МОА) та гідроксиламін-оксидази (ГАО). Під час експериментів було також зроблено ПЛР аналіз генома цього мікроорганізму. В результаті досліджень було виявлено, що *Acinetobacter sp.* SFA 10 при температурі 5°C сприяв видаленню амонію зі швидкістю 2,05 мг/дм³ (за азотом) за годину при його початковій концентрації близько 5 мг/дм³; при збільшенні вихідної концентрації амонію понад 45 мг/л швидкість видалення амонію знижувалась. Було також встановлено, що *Acinetobacter sp.* SFA 10 окиснює амоній до NH₂OH, який потім перетворюється у нітрат. Здатність до денітрифікації даний штам не виявив [93, 119-120].

Результати досліджень із застосуванням *Acinetobacter sp.* HITLi 7, виділеного з р. Сунгари, показали, що даний мікроорганізм здатний до гетеротрофної нітрифікації при температурі - 2°C. Для прогнозування показників зниження вмісту амонію у питній воді при низькій температурі кінетика штамів HITLi 7 вивчалась за допомогою кінетичних моделей

Monod. В результаті було встановлено, що спорідненість цього штаму до амонію була вищою за наявності достатньої кількості джерела вуглецю. Максимальна швидкість видалення амонію становила 0,18 мг $\text{NH}_4^-/\text{дм}^3/\text{год}$ при співвідношенні C/N від 10. Одержані результати підтвердили можливість застосування *Acinetobacter sp.* HITLi 7 для видалення з води амонію при низьких температурах [121-122].

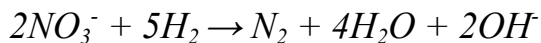
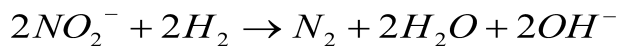
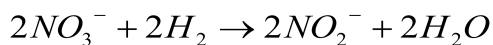
У ряді досліджень відзначалось, що деякі гетеротрофні нітрифікуючі бактерії, такі як *Pseudomonas sp.*, *Alcaligenes faecalis*, *Acinetobacter sp.*, *Bacillus subtilis*, *Rhodococcus sp.*, *Agrobacterium sp.*, *Microbacteria sp.* і *Klebsiella pneumoniae* можуть знижувати вміст амонію шляхом перетворення в N_2 та/або N_2O . Було також встановлено, що зразки мікроорганізмів *Acinetobacter sp.* Y16 та *Microbacterium sp.* SFA13 здатні видаляти амоній при його низьких концентраціях (<5 мг/л) при 2°C і 5°C , а *Acinetobacter sp.* HA2 і *Pseudomonas stutzeri* YZN-001 – навпаки: при концентрації амонію $100 \text{ мг}/\text{дм}^3$ при 10°C [119, 123].

Було також виявлено, що деякі гетеротрофні нітрифікатори, зокрема *Pseudomonas stutzeri* YZN-1001, при 8°C здатні виконувати одночасну гетеротрофну нітрифікацію та аеробну денітрифікацію, використовуючи амоній як єдине джерело азоту. Цей штам може перетворювати амоній в N_2 без утворення нітритів та нітратів. У той же час накопичення нітритів та нітратів спостерігалось при вилученні амонію за допомогою *Rhodococcus sp.* CPZ24, а нітрит був домінуючим продуктом нітрифікації для *Bacillus methylotrophicus* L7, *Marinobacter sp.* F6 і *Klebsiella pneumoniae* CF-S9. При цьому серед кінцевих продуктів після деградації амонію визначались N_2 , внутрішньоклітинний азот та NO_3^- , NO_2^- і N_2O у дуже малих концентраціях [64, 124].

До основних проблем при дослідженнях процесу автотрофної денітрифікації відносяться пошук оптимального донора електронів та шляхів інтенсифікація процесу за рахунок підбору оптимальної конструкції біофільтрів [108, 1113-114, 118, 122, 125-126].

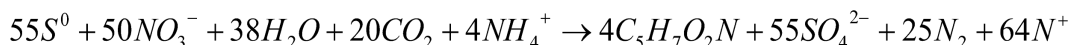
Як джерела донорів електронів для автотрофної нітрифікації зазвичай використовуються газоподібний водень та елементарна сірка, які вважаються безпечними для здоров'я людини і не потребують подальших кроків для видалення надлишку субстрату або його похідних [118].

Автотрофні мікроорганізми, наприклад, *Micrococcus denitrificans*, розщеплюють нітрат до нітриту та азоту за рахунок окиснення водню до води [110, 126-127]. Реакція перебігає за наступною схемою:



Через той факт, що H_2 є простою речовиною, слабо розчинною у воді (1,6 мг/дм³ при 20°C), він вважається прийнятним для біологічного процесу автотрофної денітрифікації, як так званий «чистий» донор електронів. Проте до недоліків застосування водню потрібно віднести необхідність передбачення особливих заходів безпеки при його генерації і транспортуванні, досить високу вартість процесу, а також повільний ріст автотрофних мікроорганізмів [108].

Дослідження ефективності процесу автотрофної денітрифікації з використанням як джерела вуглецю сірки, було здійснено у мембранному біореакторі (МБР). Застосування сірки замість органічного вуглецю виключає ряд проблем у роботі біореактору, вона також є дешевшим і доступнішим джерелом електронів. Очищення води від мікроорганізмів здійснюється мембранною фільтрацією. Даний процес відбувається за реакцією:



Для видалення побічних продуктів (сульфату та кислоти) використовуються вапняк або бікарбонат натрію. У дослідженнях вдалося досягти повного видалення нітратів з питної води [128].

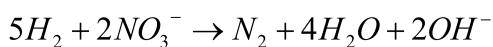
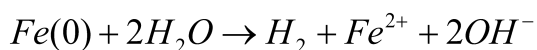
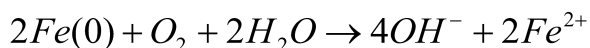
Ключовим моментом в біотехнології видалення сполук нітрогену є вибір відповідних мікроорганізмів або їх груп. Результати дослідження консорціуму нітрифікуючих археобактерій у зразках очищеної на біофільтрах питної води, показали, що в ньому переважають метаногенні організми, які належать до виду *Euryarchaeota*. Домінуючими серед них виявилися *Methanobacterium alcaliphilum* і *Methanobacterium flexile*, в кількох зразках визначались клони *Methanospirillum hungatei* (ідентифікація проводилася за допомогою ПЛР).

Крім археобактерій були присутні *Nitrosomonas oligotropha*, *Nitrosopumilus maritimus* і *Nitrospiramos coviensis*, *Candidatus Nitrospira defluvii*. Серед параметрів середовища, які активно впливали на загальний склад бактеріального та археобактеріального консорціуму, було відзначено рН, концентраційний рівень кисню, сумарний вміст неорганічного азоту та температуру [106, 125].

У експериментах із застосуванням р. *Acinetobacter sp. SZ28* було продемонстровано здатність цих мікроорганізмів до автотрофної денітрифікації. Механізм видалення азоту штамом SZ28 визначався за допомогою вимірювання у середовищі концентрації газоподібного азоту. За результатами аналізу максимальна деградація нітратів була досягнута при концентрації Mn_2^+ (який був донором електронів) - 143,56 мг/дм³, співвідношенні C/N - 6,82, вихідному рН - 5,17 та температурі від 34,2⁰С. Вміст нітратів у воді при обробці їх *Acinetobacter sp. SZ28* знижувався з 1,63 мг/л до слідової концентрації [122].

У деяких дослідженнях вивчалась можливість комбінації автотрофної денітрифікації та електрохімічних методів, зокрема, було випробувано комбінований біоелектрохімічний та автотрофний процес денітрифікації з використанням сірки. У верхній частині спеціально сконструйованого біореактору відбувались біоелектрохімічні процеси, а у нижній – біологічна денітрифікація. При цьому H^+ , що виділявся внаслідок розкладання сірки, використовувався для біоелектрохімічної денітрифікації водню на катоді. Протягом досліджень було також вивчено склад біоплівки мікроорганізмів, де основним представником виявилася бактерія *Thiobacillus denitrificans* [113, 129].

За результатами дослідження методу комбінованої гетеротрофно-автотрофної денітрифікації (ГАД), де як гетеротрофне джерело живлення використовувалась бавовна та нуль-валентне залізо, було запропоновано новий підхід за симбіотичним співвідношенням гетеротрофних та автотрофних процесів денітрифікації. Залізо призначене для зменшення вмісту розчиненого кисню, що сприяє гетеротрофній денітрифікації, а утворений при цьому водень підтримує автотрофну денітрифікацію. Перебіг реакцій можна представити наступними рівняннями:



Безперервні випробування показали, що реактори ГАД були більш ефективними ніж звичайні, де відбувалась лише гетеротрофна денітрифікація (коефіцієнт видалення нітратів був на 46 % вищим). Серед недоліків даного методу відзначалось осідання заліза на обладнанні з утворенням так званої «зеленої іржі», накопичення якої призводило до скорочення терміну експлуатації біофільтру. Проте цей спосіб очищення питної води вважається перспективним, тому що продуктивність вказаного обладнання була більшою у порівнянні із окремо застосованими гетеротрофним та автотрофним процесами [114].

Дослідження процесу денітрифікації для очищення питної води з використанням пробіотичних бактерій, зокрема, *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis*, *Lactobacillus acidophilus*, *L. bifidus*, *L. bulgaricus* і *Streptococcus thermophilus*, іммобілізованих на завантажені повільного фільтру, показали можливість застосування цього виду мікроорганізмів для видалення з води нітратів. Однак під час досліджень було виявлено деякі технологічні проблеми, зокрема з'ясувалося, що утворюваний в результаті денітрифікації газ в місцях розташування іммобілізованих бактерій призводить до своєрідного кольматажу завантаження, чим ускладнює процес фільтрування води [117, 130].

У деяких дослідженнях відзначалась можливість окремих видів грибів, наприклад, *Fusarium oxysporum*, *Cylindrocarpon ton-kinense*, *Fellomyces fuzhouensis*, *F. oxysporum*, *Penicillium sp.* Відновлювати у процесі денітрифікації NO_3^- до газоподібного N_2O [119, 131]. Проте на сьогодні немає вагомих експериментальних результатів з використання грибів як біологічного агенту для очищення питної води.

Отже, проблема забезпечення населення питною водою гарантованої якості була, залишається і буде одним з найважливіших завдань будь-якого суспільства. При цьому сучасні економіки потребують застосування технологічних процесів, зокрема і у комунальній інфраструктурі населених пунктів, направлених на скорочення витрат матеріальних, енергетичних та

інших ресурсів, безпечних для оточуючого природного середовища. У сфері водопідготовки таким критеріям відповідають біотехнології. З огляду на якість підземних вод України, залучених до систем питного водопостачання, та можливості їх реалізації в умовах діючих водопровідних станцій, найбільш актуальними для подальшого дослідження є біотехнологічні процеси знезалізнення, деманганації і деамонізації підземних вод.

Інформаційний огляд сучасного стану питання показав, що у теперішній час найчастіше для знезалізнення води застосовуються фізико-хімічні (у зернистому завантаженні швидких фільтрів) та біологічні (у біофільтрах або біореакторах) методи. Перший з них може реалізуватися на водоочисних станціях будь-якої продуктивності, є простішим і доступнішим в експлуатації; другий, через деякі технологічні складнощі, застосовується переважно на невеликих об'єктах водопостачання.

Процес видалення з води сполук мангану, на відміну від заліза, є набагато складнішим. Він потребує не тільки більш потужних ніж кисень повітря окисників, але й створення певних умов для перебігу процесів окиснення та осадження. Найбільш поширеними є технології деманганації на спеціально модифікованих матеріалах, але необхідність їх періодичної регенерації призводить до значного удорожчання процесу очищення і значно обмежує застосування на існуючих об'єктах водопостачання.

Видалення з питної води амонію шляхом фільтрування, незважаючи на схожість з широко відомими процесами нітри-денітрифікації стічних вод, залишається мало дослідженим, особливо методами біотехнології, що потребує.

РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Виділення культур мікроорганізмів

Джерелами отримання культур мікроорганізмів були природні мікроценози, утворювані у реальних технологічних процесах, зокрема, культури залізобактерій були виділені із завантаження швидких фільтрів станцій знезалізнення води, культури нітри- денітрифікуючих бактерій - з фільтрів деамонізації Culligan Biofilter UX, які працювали на підземній воді.

Відбір проб фільтруючого матеріалу із завантаження фільтрів здійснювався за допомогою спеціального комплекту для відбору проб Art's MFG & Supply (American Falls, USA) з використанням бурава. Проби відбирались за висотою фільтруючого шару і, в залежності від поставленої задачі, усереднювались або досліджувались окремо (для вивчення розподілення бактерій у завантаженні фільтра).

Виділення чистих культур залізобактерій проводилось за методом Дригальського. В експериментах використовувались середовища №1 і №2, до складу яких входили: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NaNO_3 , K_2HPO_4 , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – по 0,5 г кожного з реагентів, лимонна кислота – 10 г, сахароза – 2 г, гідролізат казеїну панкреатичний – 1 г, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 5,9 г (для залізоокиснюючих бактерій) або $\text{MnSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ – 4,7 г (для манганоокиснюючих), агар-агар – 20 г, дистильована вода – 1 л, pH=6,8 [98]. Також застосовувалось середовище Чапека зі стрептоміцином [50].

Виділені чисті культури задля збереження пересівались в пробірки на наступне середовище: MnSO_4 – 7 мг, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ – 1,5 г, KCl – 0,05 г, K_2HPO_4 – 0,05 г, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ – 0,01 г, глюкоза – 2 мг, дистильована вода – 1 л [73].

Для визначення видової приналежності виділених мікроорганізмів досліджувалась їх морфологія, проводилось забарвлення за Грамом, а також забарвлення оксидів заліза та мангану в капсулах та чохлах бактерій. Морфологія клітин вивчалась за допомогою мікроскопу Leica ATC 2000; видова приналежність виділених чистих культур встановлювалась шляхом порівняння з фотографіями [97].

Для визначення оксидів заліза та мангану в клітинних структурах використовувались цитохімічні методи забарвлення: для Fe^{3+} - гексаціанофератом (II) калію (жовта кров'яна сіль), для Mn^{4+} - розчином бензидину. Наявність оксидів металів, забарвлених у синій колір, виявлялась під світловим мікроскопом, а також на колоніях, що виростили на чашках Петрі.

Виділення культур нітрифікуючих бактерій проводилось у два етапи. Для отримання культури накопичення проби води висівались на живильне середовище такого складу: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - 1,0 г; KH_2PO_4 - 1,0 г; NaCl - 2,0 г; MgSO_4 - 0,5 г; FeSO_4 (сліди); MgCO_3 (надлишок); дистильована вода - 1 дм³. Розвиток нітрифікуючих бактерій контролювався за зменшенням вмісту амонію, появою нітратів і нітритів.

Виділення культури нітрифікаторів проводилось пересіванням культури накопичення на середовище того самого складу, розведеного у 10 разів. Для визначення чистоти культури проводився мікроскопічний контроль і висівання на м'ясо-пептонний агар за температури культивування - 28-30°C та рівня аерації - 15 л/год (не менше 2 г/дм³ розчиненого кисню).

Для виділення культур денітрифікуючих бактерій проби води висівались на поживне середовище такого складу: NaNO_3 - 5,0 г; розчинний крохмаль - 5 г; пептон - 1 г; KI - 0,5 г; KHCO_3 - 0,5 г; MgSO_4 - 0,3 г; NaCl - 0,3 г; агар-агар - 20 г; дистильована вода - 1 дм³.

Під час експериментів застосовувались наступні поживні середовища та умови культивування (усі дані наведені із розрахунку на 1 дм³ дистильованої води):

- для виділення залізобактерій: глюкоза - 0,15 г, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - 0,5 г, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ - 0,01 г, K_2HPO_4 - 0,05 г, MgSO_4 - 0,05 г, KCl - 0,05 г, CaCO_3 - 0,1 г, ціанокобаламін - 0,00001 г, тіамін - 0,0004 г, агар-агар - 10 г;

- для збереження культур залізобактерій: MnSO_4 - 7 мг, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - 1,5 г, KCl - 0,05 г, K_2HPO_4 - 0,05 г, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ - 0,01 г, глюкоза - 2 мг;

- для оцінки активності селектованих культур щодо здатності окиснювати манган: м'ясний екстракт - 1,00 г, дріжджовий екстракт - 0,075 г, MnCO_3 - 2,00 г, MnSO_4 - 0,15 г, $\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7$ - 0,15 г, агар-агар - 12,00 г;

- для виділення культури нітрифікаторів: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - 1,0 г; KH_2PO_4 - 1,0 г; NaCl - 2,0 г; MgSO_4 - 0,5 г; FeSO_4 (сліди); MgCO_3 (надлишок);

- для виділення культури денітрифікаторів: NaNO_3 - 5,0 г; розчинений крохмаль - 5 г; пептон - 1 г; KI - 0,5 г; KHCO_3 - 0,5 г; MgSO_4 - 0,3 г; NaCl - 0,3 г; агар-агар - 20 г.

2.2 Визначення родової належності залізобактерій. Кількісна оцінка складу мікроценозів

Для визначення родової приналежності залізо- та манганоокиснюючих бактерій було розроблено Схему визначення родової ідентифікації залізо- і манганоокиснюючих бактерій (рис. 2.1), яка ґрунтувалась на результатах проведених нами досліджень та даних Визначника бактерій Берджі [82, 132].

Кількісна оцінка мікроорганізмів у мікроценозах здійснювалась шляхом підрахунку мікроорганізмів у камері Горяєва з попереднім зафарбовуванням оксидів заліза та мангану. Для визначення процентного складу кожного виду залізо- та манганоокиснюючих бактерій у мікроценозі проби попередньо розводились таким чином, щоб у квадрати камери Горяєва потрапляли близько 100 мікроорганізмів (1:100).

За морфологією мікроорганізми класифікувались на такі групи:

- для залізо- та манганоокиснюючих бактерій - роди *Siderocapsa*, *Leptothrix*, *Sphaerotillus*, *Galionella*, *Metallogenium*, *Hyphomicrobium* та інші (такі, що не відносяться до залізо- та манганоокиснюючих бактерій);

- для бактерій мікроценозу фільтрів деамонізації – нітрифікуючі (роди *Nitrosomonas* та *Nitrobacter*), денітрифікуючі (*Thiobacillus Denitrificans*) та інші.

Перерахунок вмісту кожного із родів мікроорганізмів у мікроценозі проводився за формулою:

$$n = \frac{x \cdot \text{ЗМЧ}}{100}, \quad (2.1)$$

де n – кількість мікроорганізмів у завантаженні фільтрів, КУО/г;

x – кількість клітин у камері Горяєва, кл.

Оцінка погрішності визначення розраховувалась звичайними статистичними методами, виходячи з рівня відхилення між

повторностями при розрахунках у камері Горяєва та погрішності визначення ЗМЧ [133].

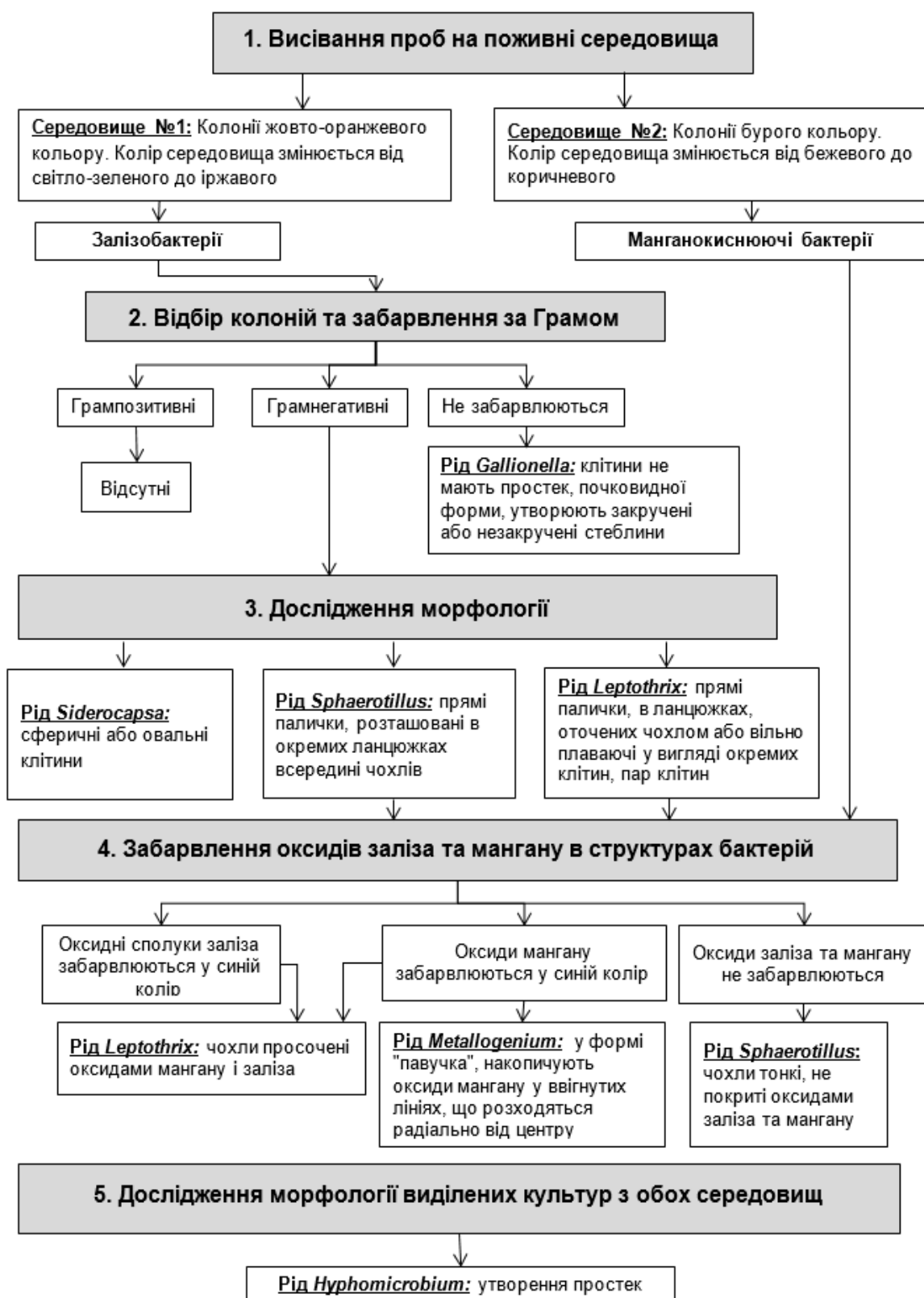


Рис. 2.1. Схема визначення родової ідентифікації залізо- і

манганоокиснюючих бактерій

2.3 Отримання селектованих штамів залізобактерій

Об'єктом селекції були мікроорганізми р. *Leptotrix* і р. *Sphaerotillus*, визначені як найбільш ефективні щодо вилучення заліза та мангану з води на цеолітовому завантаженні швидких фільтрів [134].

Розмноження мікроорганізмів здійснювалось шляхом висіву на тверде поживне середовище наступного складу: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NaNO_3 , K_2HPO_4 , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – по 0,5 г кожного з реагентів, лимонна кислота – 10 г, сахароза – 2 г, гідролізат казеїну панкреатичний – 1 г, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 5,9 г, дистильована вода – 1 дм³, рН=6,8, агар–агар – 20 г. Температура культивування – 24-25⁰С, час культивування – 4-5 діб [84].

Оброблення мікроорганізмів мутагенами:

- УФ-опроміненням з довжиною хвилі 260 нм тривалістю 10-30 хвилин;
- розчинами HNO_2 з концентрацією 0,02-0,05 М тривалістю 20 хвилин.

Селекція штамів здійснювалась «методом відбитків» шляхом розсіву на повноцінне поживне середовище, склад якого наведено вище, та на селективне поживне середовище без заліза та мангану.

Для зберігання отримані штами пересівались на середовище складу: MnSO_4 – 7 мг, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ – 1,5 г, KCl – 0,05 г, K_2HPO_4 – 0,05 г, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ – 0,01 г, глюкоза – 2 мг, дистильована вода – 1 дм³.

2.4 Вибір фільтруючого матеріалу

Для вибору фільтруючого завантаження було досліджено найбільш застосовані на водоочисних станціях матеріали: природний цеоліт (кліноптилоліт Сокірницького родовища, Закарпаття) фракції 1-3 мм; кварцовий пісок фракції – 0,8-1,5 мм, гранульоване активне вугілля марки Gryphskand WG-12 фракції 3-5 мм (виробництва Польщі) [135].

Дослідження здійснювались на установці, яка включала модельні фільтри діаметром 64 мм, 150 мм та 300 мм.

Висота фільтруючого шару для одношарових фільтрів становила 1000-1500 мм; для двошарових фільтрів - 1100 мм (нижній шар - 500 мм, верхній шар - 600 мм).

2.5 Апаратурне оформлення досліджуваних процесів

Для проведення досліджень використовувались спеціальні пілотні стенди, які дозволяли моделювати необхідні технологічні параметри (ступень аерації, швидкість фільтрування, режими промивки і т.д.).

Дослідження процесу знезалізнення і деманганації здійснювались на пілотній установці (рис. 2.2), до складу якої входили аератор, контактна ємність та напірний або безнапірний фільтр. В аераторі вода насичувалась киснем, далі поступала в контактну ємність, з якої надходила на фільтр.

Для можливості порівняння впливу різних окисників (наприклад, кисню та гіпохлориту натрію) в установці була передбачена можливість їх введення у воду. Управління обсягами реагентів, які подавались на установку аератором та насосом-дозатором, здійснювалось автоматично за допомогою датчику, лінії зворотного зв'язку та PLC-контролера.

Частина досліджень виконувалась на напівпромисловій установці (рис. 2.3), яка включала напірний фільтр з корпусом зі скловолокна (внутрішня частина була покрита нетоксичним поліетиленовим шаром). Робота фільтру була повністю автоматизована, виведення його на промивку здійснювалось при збільшенні опору фільтруючого завантаження.

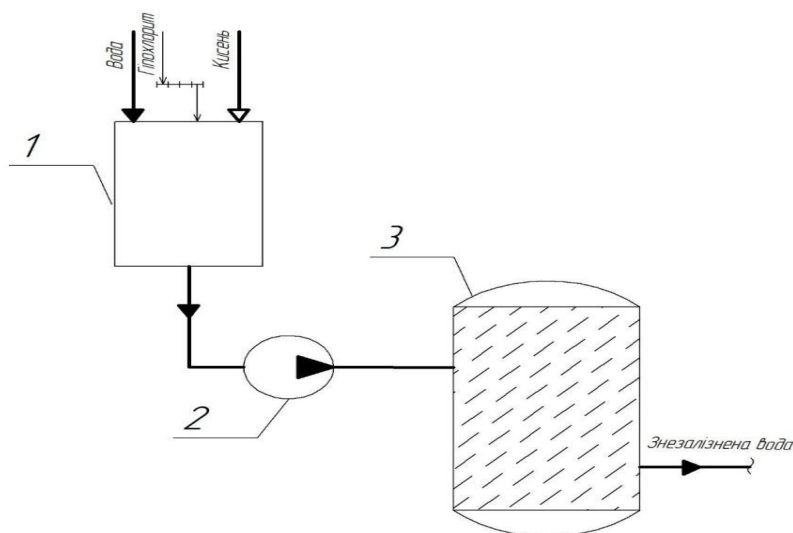


Рис. 2.2. Основні конструктивні елементи установки для знезалізнення і деманганації з можливістю подачі додаткових окисників:

1 – контактна ємність; 2 – насос; 3 – фільтр

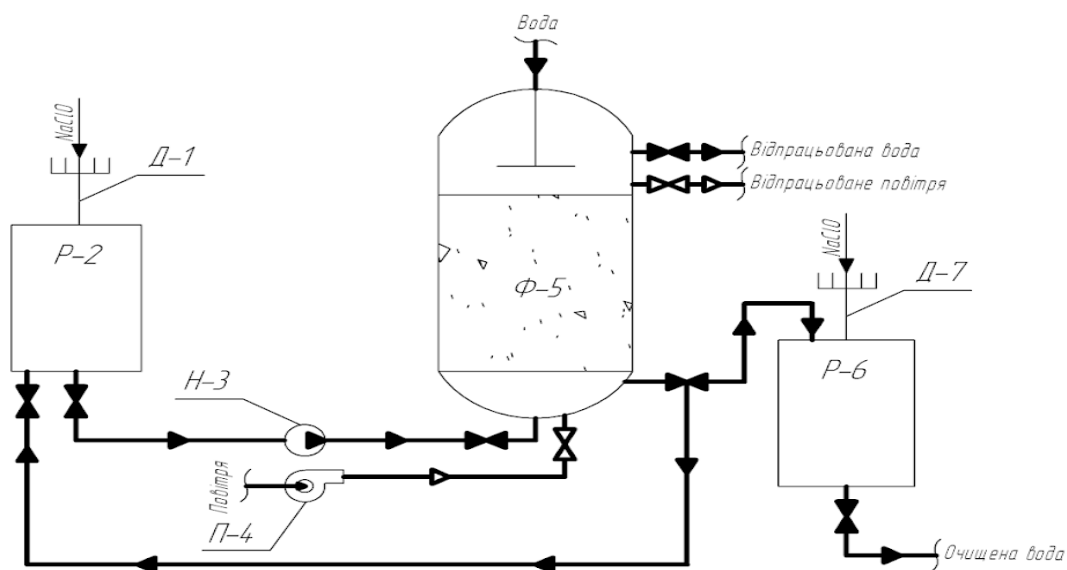


Рис. 2.3. Пілотна установка для промивки:

Д-1 - дозатор для дезінфектанту; Р-2 - ємність з водою; Н-3 - насос;

П-4 - повітродувка; Ф-5 - фільтр знезалізнення та деманганації;

Р-6 - резервуар чистої води; Д-7 - дозатор для дезінфектанту

Установка передбачала можливість роботи фільтра у двох режимах: з промивкою очищеною водою та очищеною водою з додаванням дезінфектанту [136].

Під час промивки вода із резервуара Р-2 надходила у нижню частину фільтру Ф-5, промивні води відводились з його верхньої частини. Повітря (на водоповітряну промивку) подавалось через повітродувку П-4. Резервуар Р-2 заповнювався водою із резервуара чистої води Р-6. Загальний час для звичайної промивки становив 10 хвилин, для поглибленої (яка включала промивку, знезараження, відмивку та регенерацію) - 180 хвилин [137].

Як дезінфікуючі реагенти застосовувались: висококонцентрований розчин гіпохлориту натрію марки А (виробник ВАТ «ДніпроАзот»); діоксид хлору (вироблений на пілотній установці Grunfos Oxuperm); УФ-випромінювання (УФ-лампи низького тиску).

Порівняння найбільш доступних на діючих водоочисних станціях методів знезараження води здійснювалось на спеціально сконструйованому

пілотному стенді (рис. 2.4), який включав установки для проведення експериментів зі знезараження води як окремими реагентами, так і їх комбінаціями.

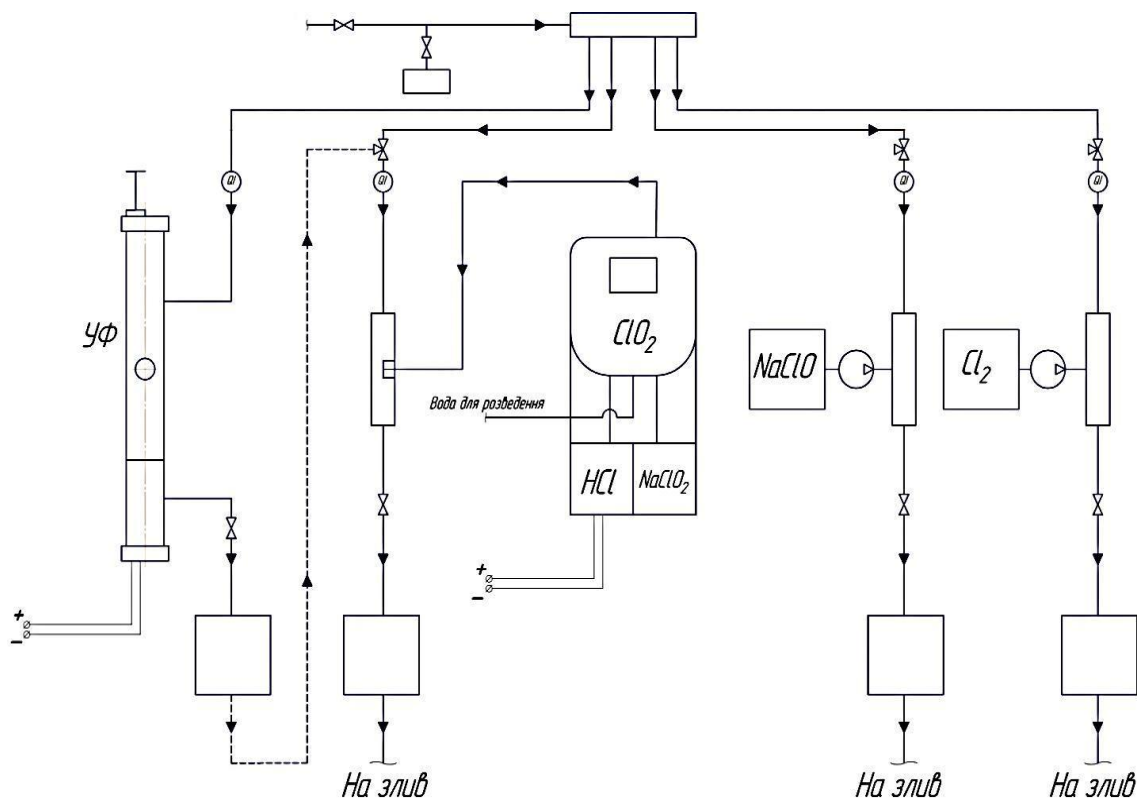


Рис. 2.4. Схема пілотного стенду для проведення експериментів зі знезараження води

Під час експериментів із знезараження води діоксидом хлору використовувалась установка Oxiperm Pro OCD-162 10-D/G, надана для досліджень українським представництвом німецької компанії *Grundfos*. Для синтезу діоксиду хлору на цій установці застосовувались розчини HCl (концентрація 9 г/дм^3) та NaClO_2 (концентрація $7,5 \text{ г/дм}^3$). Вміст вихідного діоксиду хлору у воді становив $- 2 \text{ г/дм}^3$ (фото на рис. 2.5).

Синтезований на установці діоксид хлору автоматично дозувався у потрібній кількості (в залежності від витрат води) насосом-дозатором 3 у контактну ємність 4, де саме і відбувався процес знезараження води. Витрати реагенту фіксувались на витратомірі 1 та могли регулюватися краном 5. Після знезараження вода надходила у пробовідбірник 6 (для

відбору проб на аналіз) і потім зливалась в каналізацію (рис. 2.6).



А

Б



Рис. 2.6. Установа для синтезу діоксиду хлору:

А - ввімкнена установка;

Б - вимкнена установка

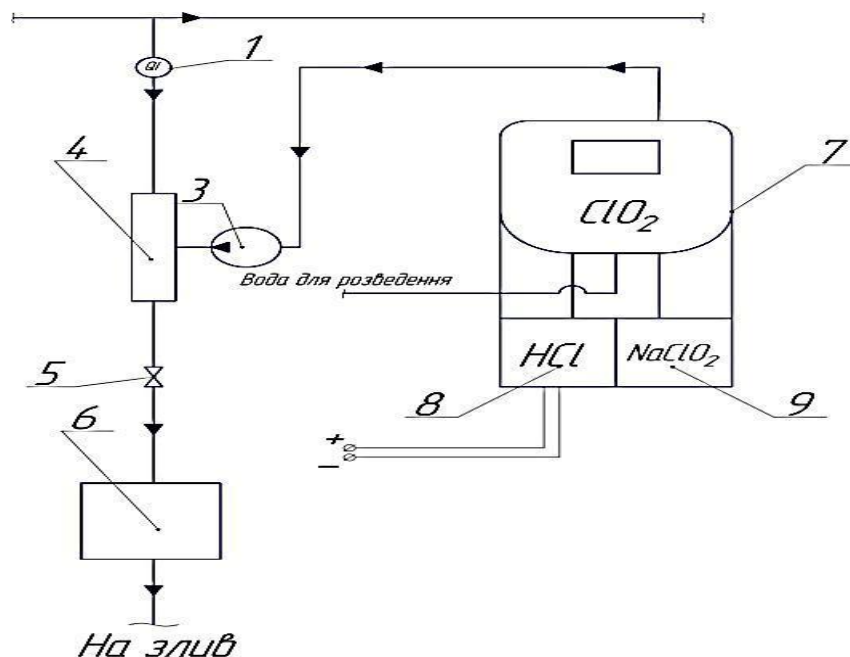


Рис. 2.7. Схема для обробки води діоксидом хлору

Дослідження процесу деамонізації проводились на пілотній фільтрувальній установці Culligan UX-20 з фільтруючим завантаженням Culligan Biofilter італійської фірми Culligan, яка складалась з аератора, закритої контактної ємності та фільтру (рис. 2.8).

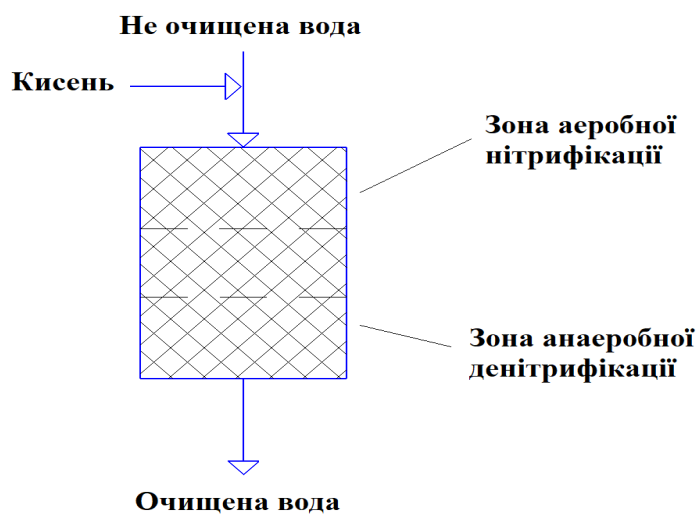


Рис. 2.8. Схематичне зображення установки деамонізації

В аераторі вода зі свердловини насичувалась киснем, потім поступала в закриту контактну ємність, де вимірювались контрольні показники, і далі – на фільтр. На виході з фільтру у воді контролювались концентрація розчиненого кисню, амонію, нітритів та нітратів; у нижній та верхній частинах фільтру вимірювалось загальне мікробне число [138].

2.6 Аналіз якості води

Показники якості води визначались за загальноприйнятими методами аналітичного контролю, рекомендованими у ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» [10]. Для проведення аналізів застосовувались фотометричні або спектрофотометричні методи, а саме: для заліза – з сульфосаліциловою кислотою; для мангану - з окисненням до іону MnO_4^- із застосуванням $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$; для амонію – з реактивом Неслера; для нітратів – з фенолдисульфоною кислотою; нітритів - з сульфаніловою кислотою. Концентрація розчиненого у воді кисню визначалась за методом Вінклера.

2.7 Методи обробки даних

Для узагальнення та обробки результатів експериментів використовувалось програмне забезпечення «Microsoft Excel for Mac» та «Apple Numbers» із застосуванням стандартних функцій усереднення, визначення звичайного та середньоквадратичного відхилень. Кореляційний аналіз здійснювався із залученням функцій пакету «Microsoft Excel for Mac».

Оцінка довірчого інтервалу проводилась з застосуванням програмного забезпечення «Microsoft Excel for Mac» та «Apple Numbers». Для стандартизованих методів, зокрема, визначення показників якості води, довірчі інтервали приймалися згідно літературних даних [139-140].

Для експериментально визначених величин розрахунки здійснювались за відповідними формулами [141] для $P < 0,95$, якщо не було інших вказівок.

Для розробки та оформлення графічного матеріалу використовувалось наступне програмне забезпечення, зокрема в частині:

- формування графіків - «Microsoft Excel for Mac», «Apple Numbers»;
- підготовки принципових і технологічних схем - «Microsoft Visio», «Omnigraffle»;
- формування картографічного матеріалу і географічних схем - «QGIS»;
- розробки креслень та 3D-моделей конструкцій - «AutoDesk Autocad».

Розробка, тестування і компіляція програм здійснювалась у середовищі «Apple XCode» з використанням стандартних бібліотек (frameworks) Apple: Swift, Foundation, AppKit, UIKit, CloudKit. Крім того, для моделювання розвитку мікроорганізмів в залежності від складу залучалась бібліотека сторонніх розробників «iawq.asm2» [142]. Для інтерполяції та апроксимації отриманих результатів за методом найменших квадратів застосовувалась бібліотека «Uimath. approxim». Вказані бібліотеки розповсюджуються за моделлю GNU/GPL.

Враховуючи необхідність постійного оновлення програмного забезпечення, в роботі застосовано ряд його різних версій (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Версії використаного програмного забезпечення

Назва програмного комплексу	Виробник	Використані версії
Word for Mac	Microsoft	15.16-15.32 (MS Office 2016 for Mac)
Excel for Mac	Microsoft	15.16-15.32 (MS Office 2016 for Mac)
Visio for Mac	Microsoft	15.22-15.32
Pages	Apple	5.1-7.2
Numbers	Apple	4.3-5.2
XCode ¹	Apple	9.0-11.1
Omnigraffle	Omnigroup	7.6.1-7.9.2
QGIS	QGIScorp	2.16-3.2.2
Autocad	Autodesk	2017.1-2018.1

Примітка. Використовувались матеріали платної підписки Apple developer

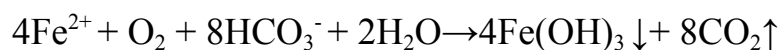
Формування програм та математичного моделювання відбувалось на ПК Apple IMac mid 2011 (intel core I7, 16 Gb) та IMac late 2012 (intel core I7, 16 Gb).

РОЗДІЛ 3 БІОТЕХНОЛОГІЧНА ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСІВ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ І ДЕМАНГАНАЦІЇ ВОДИ

3.1 Вивчення впливу мікроорганізмів у процесах знезалізнення і деманганациї води

Серед технологій, які у практиці водопідготовки застосовуються для очищення підземних вод від заліза, найпоширенішим та найдоступнішим є метод спрощеної аерації, який полягає в окисненні сполук заліза розчиненим у воді киснем з подальшим відділенням утвореного осаду на швидких фільтрах.

Процес окиснення Fe (II) киснем відбувається за наступною реакцією:



Стехіометрична кількість розчиненого кисню, потрібного для окиснення 1 мг Fe^{2+} , становить – 0,14 мг. Але у реальних умовах, як вказано у роботах багатьох науковців та всесвітньо визнаних фахівців в області водопідготовки [15, 27-28], оптимальна величина зазначеного показника найчастіше варіює у діапазоні 0,6-0,9 мг. Цей факт зазвичай пов'язують з тим, що вказаний процес є автокатолітичним, тому що утворені гідроксидні сполуки заліза діють як каталізатор для подальшої активізації окиснювального процесу.

Цим пояснюється і необхідність після промивки фільтра, коли у його завантаженні відсутня необхідна кількість гідроксидних сполук заліза (III), певного часу для формування відповідної плівки. Саме останній процес потребує збільшеної концентрації кисню. Вважається, що при співвідношенні вмісту кисню та заліза менше 0,3, плівка взагалі не утворюється [28].

При дослідженні роботи швидких фільтрів в реальних умовах водоочисних станцій були отримані результати (табл. 3.1), які свідчили про порушення залізо/кисневого співвідношення, характерного для звичайних умов знезалізнення. Під час експериментів цей показник знаходився у діапазоні - 0,12÷0,25, і відповідно до існуючих уявлень, глибоке видалення сполук заліза за таких умов було неможливим. Проте процес знезалізнення

відбувався, що вказувало на імовірність перебігу одночасно з фізико-хімічним більш ресурсоефективного процесу, скоріш за все, біологічного. [143].

Таблиця 3.1

Середні за 6 фільтроциклів параметри знезалізнення води при вихідній концентрації заліза – 24,2 мг/дм³

Концентрація, мг/дм ³			Співвідношення залізо/кисень
розчиненого кисню	заліза у фільтраті	видаленого заліза	
2,0±0,1	7,6±0,2	16,6±0,2	0,12±0,03
2,0±0,1	8,5±0,2	15,6±0,1	0,13±0,02
2,0±0,1	10,7±0,3	13,5±0,2	0,15±0,03
4,0±0,1	4,7±0,1	19,5±0,2	0,21±0,03
4,0±0,1	6±0,2	18,3±0,3	0,22±0,02
4,0±0,1	8,4±0,2	15,8±0,2	0,25±0,02

Примітка. Довірчі інтервали визначено для $p < 0,05$

Крім того, протягом досліджень фіксувалось зменшення вмісту амонію (який є джерелом біогенного елементу – Нітрогену, потрібного для життєдіяльності бактерій) та сульфатів. Оскільки сульфати зазвичай не затримуються у фільтруючому завантаженні, зменшення їх концентрації можна було пояснити наявністю у воді сульфат-редуючих бактерій, здатних сприяти окисненню заліза одночасно з розчиненим киснем.

Для перевірки висунутої вище гіпотези було проведено експерименти зі швидкостями фільтрування 7 та 5 м/год (рис. 3.1). За швидкості фільтрування 7 м/год (крива 1), яка характеризує концентрацію заліза у фільтраті, мала максимум при значенні 13 мг/дм³, а середній вміст заліза в очищеній воді за фільтроцикл складав - 9,4 мг/дм³. Зі зменшенням швидкості фільтрування до 5 м/год (крива 2) максимальне значення концентрації заліза у фільтраті дорівнювало - 7,2 мг/дм³, а середнє знаходилось на рівні - 5,7 мг/дм³. В обох випадках у початкові часи фільтрування спостерігалось різке зниження ефективності процесу очищення води від сполук заліза, після досягнення точки екстремуму відбувалось його покращення і при подальшій роботі установки якість фільтрату практично не змінювалась.

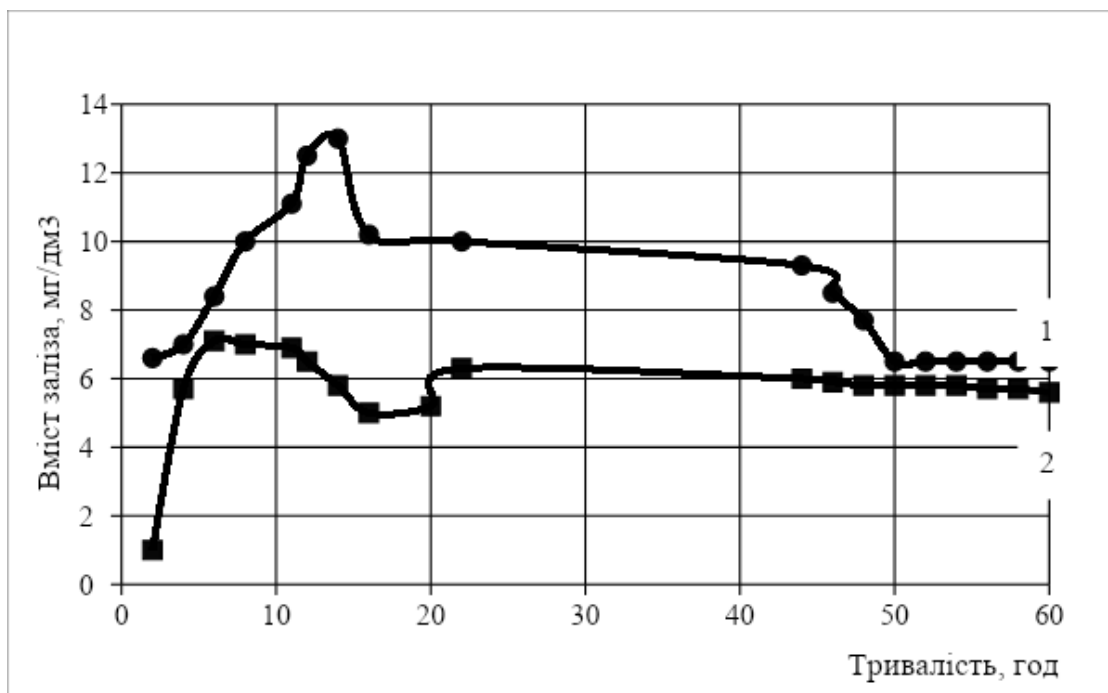


Рис. 3.1. Динаміка зміни вмісту заліза у фільтраті впродовж фільтроциклу з швидкостями фільтрування: 1 - 7 м/год; 2 - 5 м/год

У літературних джерелах стосовно знезалізнення підземних вод зазвичай вважається, що низька ефективність цього процесу на початковій стадії фільтрування (приблизно від 2 до 12 год) зумовлена відсутністю на поверхні зерен фільтруючого матеріалу особливої каталітичної плівки із гідроксидних сполук заліза, яка сприяє інтенсифікації процесів окиснення і видалення з води заліза під час фільтрування. По мірі накопичення сполук заліза у фільтруючому завантаженні каталітична активність збільшується, що і призводить до підвищення ефективності всього процесу знезалізнення [24].

В той же час отримані нами експериментальні результати, в т.ч. і дані щодо зниження концентрації амонію та сульфатів, дозволили інакше пояснити перебіг процесів, що відбуваються під час фільтрування води. Низька ефективність очищення після промивки фільтруючого завантаження зумовлена не тільки поступовим накопиченням гідроксиду заліза, але й зв'язана з часом, необхідним для утворення достатньої кількості колоній мікроорганізмів, які відіграють значну роль у знезалізненні.

Довести або спростувати гіпотезу щодо ролі мікроорганізмів у процесі видалення сполук заліза з води можна шляхом перевірки зміни відповідного біологічного показника, а саме загального мікробного числа (ЗМЧ), у процесі фільтрування.

Виходячи із сказаного, для підтвердження зробленого вище припущення було проведено експерименти з фільтрування води з концентрацією заліза $13,3 \pm 0,8$ мг/дм³ при різній швидкості фільтрування та за наявності у фільтруючому матеріалі бактерій. Згідно одержаних результатів (табл. 3.2), ефективність очищення корелювала не зі швидкістю фільтрування, а з кількістю бактерій, присутніх в 1 см³ завантаження. Зниження ефективності очищення та зменшення біомаси у фільтруючому шарі, яке було зафіксоване на 60 годині фільтроциклу, зумовлено, ймовірно, так званим «старінням» культури (цей процес розглянутий нижче).

Таблиця 3.2

Співставлення кількості бактерій (за ЗМЧ) у завантаженні та ефективності видалення заліза за різної швидкості фільтрування

Тривалість фільтроциклу, год	Швидкість фільтрування, 7 м/год		Швидкість фільтрування, 5 м/год	
	ЗМЧ, КУО/см ³	Ефективність видалення заліза, %	ЗМЧ, КУО/см ³	Ефективність видалення заліза, %
12	320±70	25±2	1100±150	66±2
24	2000±100	54±2	4500±150	76±2
48	4500±150	75±2	5000±150	79±2
60	4300±150	73±2	4600±150	78±2

Примітка. Довірчі інтервали визначено для $p < 0,05$

Отже, одержані на початковому етапі досліджень результати чітко вказували на існування певного впливу мікроорганізмів на процес видалення з води сполук заліза під час її фільтрування. На підставі проведених експериментів було доведено порушення співвідношення між концентрацією розчиненого кисню та кількістю видаленого заліза. При фільтруванні води спостерігалось постійне відхилення не тільки від стехіометричного значення - 0,14 мг/мг, але й від зазвичай

рекомендованого для технології знезалізнення співвідношення - 0,6-0,7 мг/мг.

Крім того, роль мікроорганізмів у процесі видалення з води сполук заліза була експериментально підтверджена шляхом вимірювання протягом фільтрування величини ЗМЧ. Згідно одержаних даних, кількість присутніх у фільтруючому завантаженні бактерій корелювала з ефективністю процесу знезалізнення.

Враховуючи, що у підземних водах супутнім компонентом заліза майже завжди виявляється манган, у наступних експериментах процеси знезалізнення і деманганації досліджувалися одночасно.

Подальшу оцінку впливу біологічних факторів на процеси знезалізнення і деманганації було здійснено шляхом порівняння їх ефективності при застосуванні різних окисників, зокрема гіпохлориту натрію та кисню повітря. Підземна вода у вказаній серії експериментів характеризувалась такими середніми показниками: залізо - $6,6 \pm 0,2$ мг/дм³; манган - $0,32 \pm 0,1$ мг/дм³, температура води - $15 \pm 2^\circ\text{C}$.

Хоча ефективність процесу знезалізнення/деманганації в цілому оцінюється за результатом його двох стадій, а саме окиснення і затримання нерозчинних гідроокисних сполук заліза (III) та оксиду мангану (IV), ефективність другої стадії, безумовно, прямо залежить від першої. Отже досліджуваний процес можна оцінити і за ефективністю окиснення заліза та мангану до їх трьох та чотирьох валентних форм відповідно. Одержані під час експериментів результати зведені у табл. 3.3-3.4.

Таблиця 3.3

Динаміка зміни концентрації заліза у фільтраті
з використанням гіпохлориту натрію

Доза гіпохлорит у натрію, мг/дм ³	Концентрація заліза, мг/дм ³			Ефективність , %	Cl ₂ /Fe, мг/мг
	на вході	на виході	затримано		
0,2	6,6	0,9	5,7	86,4	0,04
0,5	6,5	1,6	4,9	75,4	0,10
1	6,7	2,9	3,8	56,7	0,26
1,5	6,6	4,6	2	30,3	0,75
2	6,5	3,8	2,7	41,5	0,74
3	6,5	3,1	3,4	52,3	0,88

4	6,7	1,5	5,2	77,6	0,77
5	6,6	0,95	5,65	85,6	0,88
6	6,8	0,4	6,4	94,1	0,93
8	6,7	0,2	6,5	97	1,23
10	6,7	0,2	6,5	97	1,54

Примітка. Cl_2/Fe – кількість активного хлору до кількості видаленого заліза

Таблиця 3.4

Динаміка зміни концентрації мангану у фільтраті
з використанням гіпохлориту натрію

Доза гіпохлориту натрію, мг/дм ³	Концентрація мангану, мг/дм ³			Ефективність, %	Cl_2/Mn , мг/мг
	на вході	на виході	затримано		
0,2	0,33	0,15	0,18	54,5	1,11
0,5	0,32	0,24	0,08	25	6,25
1	0,33	0,28	0,05	15,2	20
1,5	0,33	0,29	0,04	12,1	37,5
2	0,31	0,26	0,05	16,1	40
3	0,32	0,25	0,07	21,9	42,86
4	0,31	0,22	0,09	29	44,44
5	0,32	0,21	0,11	34,4	45,45
6	0,33	0,22	0,11	33,3	54,55
8	0,31	0,22	0,09	29	88,89
10	0,32	0,21	0,11	34,4	90,91

Примітка. Cl_2/Mn – кількість активного хлору до кількості видаленого мангану

Аналіз отриманих результатів показав, що на початку фільтрувального процесу при невисоких дозах гіпохлориту натрію (0,2-0,5 мг/дм³) видалення сполук заліза відбувається з порівняно високою ефективністю. При збільшенні вмісту гіпохлориту натрію до 2 мг/дм³ ефективність очищення спадає, а далі, починаючи з концентрації вказаного реагенту 3 мг/дм³, знову поступово зростає, дістаючись максимуму при його концентрації - 8 мг/дм³.

Відомо, що теоретична витрата гіпохлориту натрію на окислення 1 мг заліза (II) складає - 0,64 мг/мг, що може бути досягнуто при використанні гіпохлориту натрію дозою більше 1,5 мг/дм³. Проте і при нижчих дозах реагенту в експериментах спостерігалась достатньо висока ефективність видалення заліза, що скоріше за все зумовлено суттєвим внеском у процес знезалізнання біологічного фактору.

Враховуючи, що гіпохлорит натрію є не тільки окисником, але й сильним дезінфектантом, збільшення його дози призводить спочатку до пригнічення і далі - до загибелі мікроорганізмів і, як наслідок, до різкого падіння ефективності очищення. Саме тому, при дозах 0,5-1,5 мг/дм³ спостерігався мінімум ефективності процесу.

З підвищенням вмісту реагенту збільшується і ефективність складової хімічного окиснення заліза гіпохлоритом натрію, а тому ефективність процесу поступово зростає. Отже, при збільшенні концентрації гіпохлориту натрію відбувається перехід від біологічного до хімічного процесу видалення з води заліза.

Ефективність вилучення з води мангану протягом цих досліджень була значно меншою, але загальна тенденція до різкого зниження ефективності при збільшенні дози гіпохлориту натрію з 0,2 до 0,5 мг/дм³ і подальше поступове зростання ефективності, в цілому зберігалася, як і у процесі знезалізнання. Виходячи з цього, можна прогнозувати такий самий механізм перебігу процесу деманганації, а саме значну роль біологічної складової очищення при низьких дозах гіпохлориту натрію, а при їх поступовому збільшенні - зростання ролі хімічного окиснення. У той же час, ефективність хімічного фактору була нижчою, тобто біологічний процес видалення мангану, вірогідно, є більш ефективним.

Аналогічні дослідження було проведено і з використанням для окиснення заліза та мангану кисню (табл.3.5-3.6).

Таблиця 3.5

Динаміка зміни концентрації заліза у фільтраті з використанням кисню

Доза кисню, мг/дм ³	Концентрація заліза, мг/дм ³			Ефективність, %	O ₂ /Fe, мг/мг
	на вході	на виході	затримано		
0,2	6,5	3	3,5	53,8	0,06
0,5	6,5	2,8	3,7	56,9	0,14

1	6,7	2,3	4,4	65,7	0,23
1,5	6,5	1,7	4,8	73,8	0,31
2	6,5	1,3	5,2	80	0,38
3	6,5	0,5	6	92,3	0,5
4	6,7	0,4	6,3	94	0,63
5	6,7	0,2	6,5	97	0,77
6	6,8	0,2	6,6	97,1	0,91

Примітка. O_2/Fe – кількість кисню до кількості видаленого заліза

Таблиця 3.6

Динаміка зміни концентрації мангану у фільтраті з використанням кисню

Доза кисню, мг/дм ³	Концентрація мангану, мг/дм ³			Ефективність, %	O ₂ /Mn, мг/мг
	на вході	на виході	затримано		
0,2	0,33	0,25	0,08	24,2	2,5
0,5	0,32	0,24	0,08	25	6,25
1	0,33	0,22	0,11	33,3	9,09
1,5	0,33	0,14	0,19	57,6	7,89
2	0,31	0,12	0,19	61,3	10,53
3	0,32	0,11	0,21	65,6	14,29
4	0,31	0,08	0,23	74,2	17,39
5	0,32	0,08	0,24	75	20,83
6	0,33	0,07	0,26	78,8	23,08

Примітка. O₂/Mn – кількість кисню до кількості видаленого мангану

Побудовані за результатами досліджень графічні залежності (рис. 3.2) застосування гіпохлориту натрію та кисню суттєво відрізнялись.

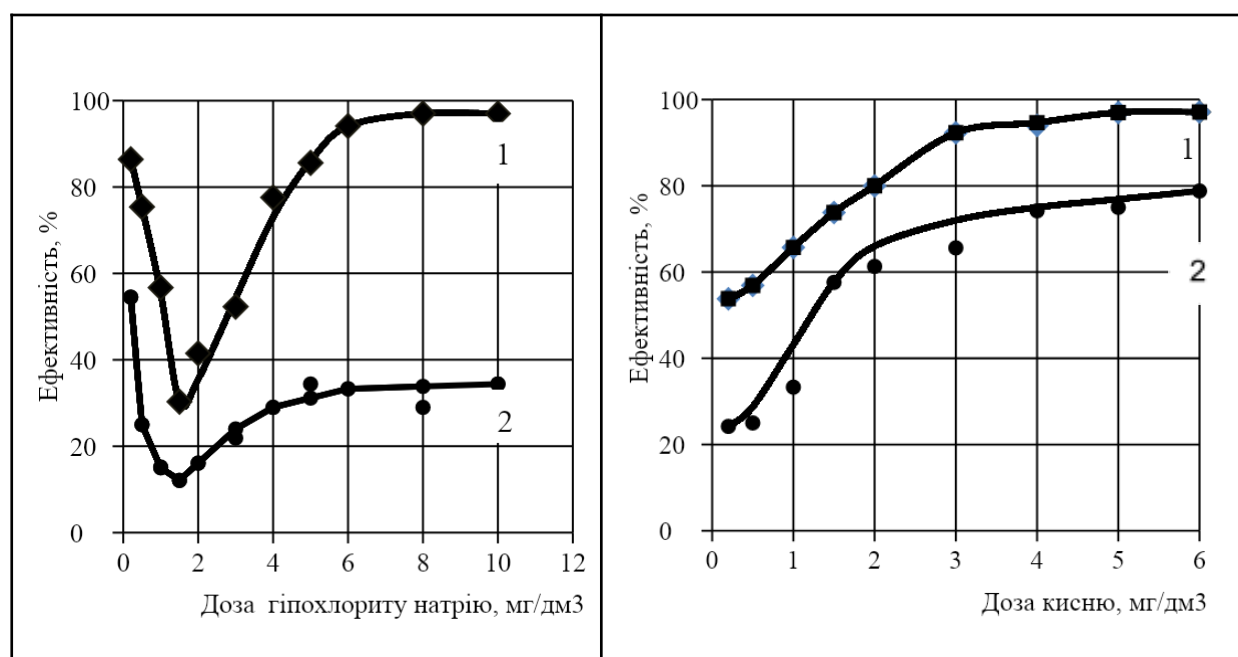


Рис. 3.3. Ефективність видалення сполук заліза (1) та мангану (2) з використанням як окисника:

а - гіпохлориту натрію;

б - кисню.

Так, під час фільтрування при збільшенні концентрації розчиненого кисню до 5 мг/дм³ ефективність видалення заліза постійно поступово зростала до 97 %. Але найбільшу цікавість викликали результати, отримані при низьких дозах кисню, а саме - 0,2-2 мг/дм³. У цьому випадку співвідношення кількості кисню до кількості вилученого заліза було не тільки суттєво меншим загальноприйнятого оптимального значення (0,6-0,7 мг/мг), але й для перших двох експериментів - взагалі менше стехіометричного (0,14 мг/мг).

Тобто, результати експериментальних досліджень, зокрема, порушення співвідношення кисню до вилученого заліза, не збігались з існуючою теорією. Навіть каталітичними властивостями затриманих у фільтруючому завантаженні гідроксидних сполук заліза не можна було пояснити порушення молярного співвідношення. Отже, при малих концентраціях кисню окиснення досліджуваних компонентів відбувалось не тільки за рахунок хімічного фактору, але й, як вже відзначалось раніше, з одночасним перебігом біологічних процесів.

Різний вигляд кривих, які характеризують ефективність видалення заліза при використанні кисню та гіпохлориту натрію (див. рис. 3.3) пояснюється тим, що на відміну від гіпохлориту натрію кисень не проявляє дезінфікуючої дії, а тому відбувається не перехід від біологічного процесу окиснення до хімічного, а поступове збільшення ефективності обох процесів при зростанні концентрації окисника.

Аналогічна ситуація спостерігалась і при видаленні мангану. Порівняння результатів експериментів з киснем та гіпохлоритом натрію показало суттєво вищу ефективність його видалення при застосуванні кисню, підтверджуючи таким чином, що біологічне видалення мангану було більш ефективним процесом, ніж хімічне.

Отже результати проведених досліджень засвідчили, що гіпохлорит натрію, як більш сильний окисник, сприяв інтенсивному зниженню концентрації заліза, але мало впливав на ефективність видалення з води мангану. Навпаки, при насиченні води розчиненим киснем, особливо при його високих концентраціях, спостерігалось ефективне видалення мангану (при концентрації кисню 6 мг/дм³ ефективність перевищувала 68 %). За

умови перебігу лише хімічного процесу при застосуванні сильнішого окисника процеси знезалізнення і деманганзації були б ефективнішими.

Це дозволило прийти до висновку, що при застосуванні гіпохлориту натрію через його дезінфікуючі властивості мали місце лише фізико-хімічні процеси, і ефективність очищення була нижчою у порівнянні із киснем. При використанні кисню паралельно перебігали як фізико-хімічні, так і біологічні процеси, і їх сумарна ефективність виявилась більшою.

Одержані результати не тільки підтвердили впливову роль мікроорганізмів у процесах знезалізнення і деманганзації, але й показали можливість практичного застосування методів біотехнології для підвищення ефективності очищення води від заліза та мангану.

Підсумовуючи вищевикладене, потрібно відзначити, що результатами здійснених комплексних досліджень було експериментально доведено, що у процесі знезалізнення при низьких концентраціях кисню порушується не тільки оптимальне, але й стехіометричне співвідношення кількості кисню до кількості видаленого заліза.

Крім того, при низьких концентраціях окисників домінують біологічні процеси, а при більш високих - зростає роль хімічних. Причому, використання як окисників сполук хлору (які одночасно є дезінфектантами) призводить до заміни одного процесу іншим (біологічного - хімічним), в той час як при застосуванні кисню ефективність обох процесів поступово зростає зі збільшенням його вмісту.

3.2 Дослідження впливу промивки фільтрів на перебіг біологічних процесів

При фільтруванні води крізь зернистий матеріал внаслідок поступового накопичення затриманих забруднень відбувається колюматація фільтруючого шару, що призводить до збільшення його опору і потребує періодичної промивки. Згідно з чинним «ДБН В.2.5-74:2013. Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування» для промивки фільтруючого завантаження задля

підтримання його належного санітарного стану повинна використовуватись очищена дезінфікована вода, яка вміщує залишковий хлор. За таких умов саме хлор (або інший дезінфектант) може пригнічувати розвиток мікроорганізмів у фільтруючому шарі, що перешкоджає перебігу біологічного процесу.

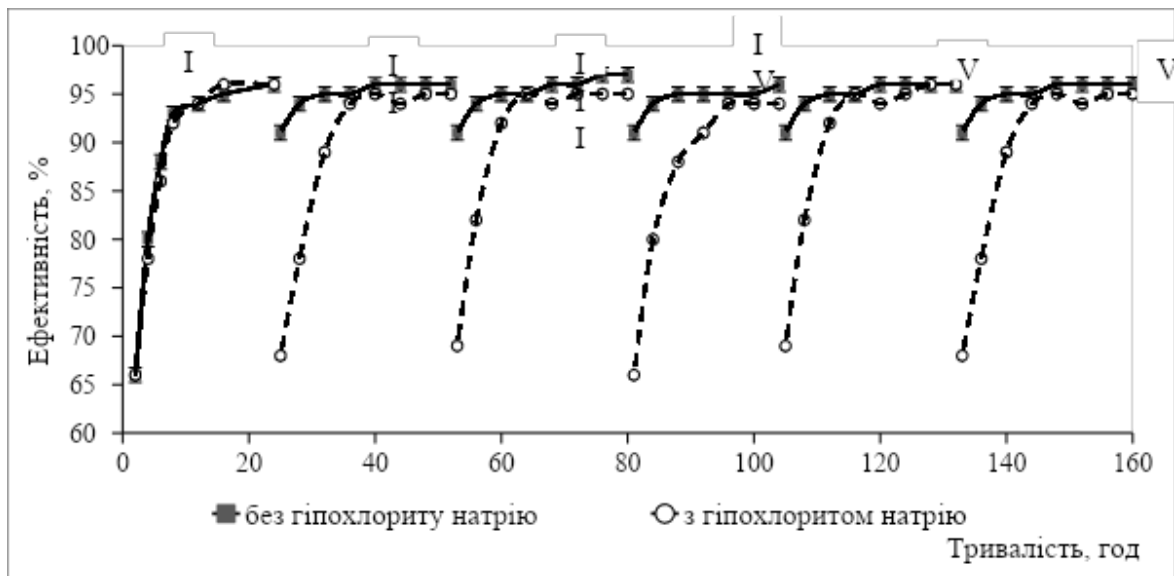
Для дослідження впливу застосованих при промивці фільтруючого матеріалу знезаражуючих реагентів (зокрема, гіпохлориту натрію) на ефективність наступної стадії очищення було проведено 6 послідовних фільтрациклів. По завершенню кожного з них фільтр виводився на промивку, протягом якої використалась як вода з дезінфектантом (гіпохлорит натрію), так і без нього. Порівняльне оцінювання процесів було здійснено за показниками концентрації заліза і мангану у фільтраті та ефективності видалення цих компонентів. (табл. 3.7, рис. 3.4).

Таблиця 3.7

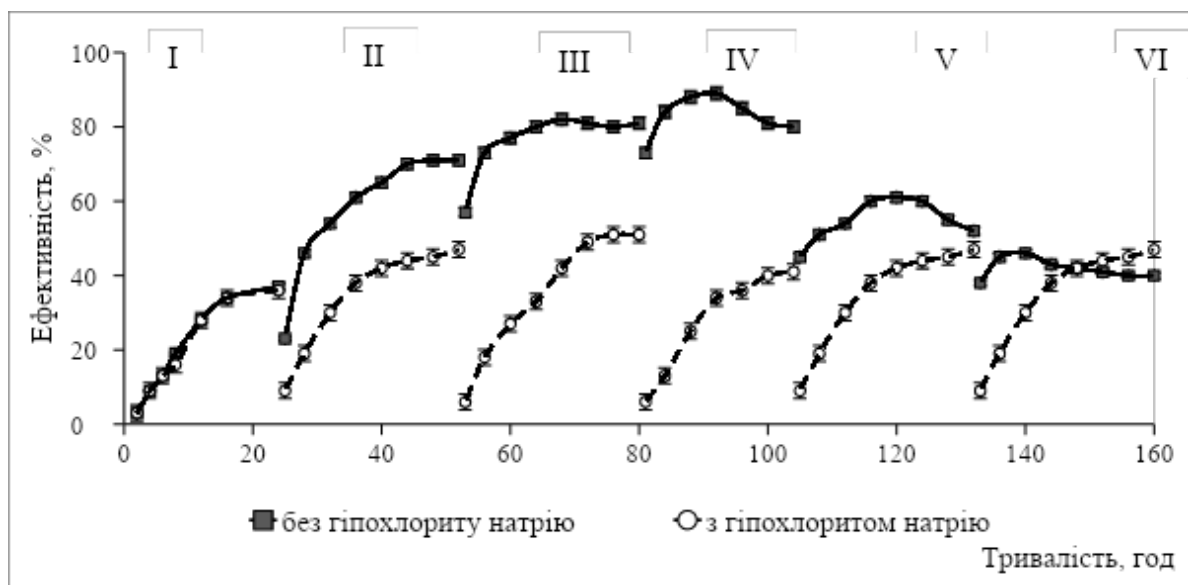
Результати очищення води при промивці фільтра
з використанням дезінфектанту та без нього

Тривалість фільтрациклу, год	Концентрація на вході, мг/дм ³		Концентрація на виході, мг/дм ³			
			Промивна вода без дезінфектанта		Промивна вода з дезінфектантом	
	залізо	манган	залізо	манган	залізо	манган
2	6,4	0,32	2,2	0,31	2,2	0,31
4	6,5	0,32	1,3	0,29	1,3	0,29
6	6,4	0,32	0,8	0,28	0,8	0,28
8	6,4	0,32	0,45	0,27	0,45	0,27
12	6,3	0,32	0,4	0,23	0,4	0,23
16	6,5	0,32	0,4	0,21	0,4	0,21
24	6,5	0,32	0,9	0,22	0,9	0,22
<i>промивка</i>						
25	6,5	0,32	0,6	0,29	2,1	0,16
28	6,5	0,32	0,4	0,26	1,4	0,14
32	6,5	0,32	0,3	0,24	0,7	0,12
36	6,4	0,32	0,2	0,2	0,4	0,11
40	6,4	0,33	0,2	0,19	0,3	0,11
44	6,3	0,33	0,3	0,2	0,4	0,1
48	6,5	0,33	0,2	0,18	0,4	0,11
52	6,4	0,33	1	0,2	1,1	0,14
<i>промивка</i>						

53	6,5	0,33	0,6	0,31	2	0,11
56	6,5	0,33	0,3	0,27	1,2	0,09
60	6,5	0,33	0,3	0,24	0,5	0,08
64	6,5	0,33	0,3	0,22	0,3	0,08
68	6,5	0,33	0,3	0,19	0,4	0,06
72	6,4	0,33	0,3	0,18	0,3	0,07
76	6,5	0,33	0,4	0,16	0,4	0,06
80	6,4	0,33	0,9	0,17	0,8	0,09
<i>промивка</i>						
81	6,4	0,32	0,5	0,3	2,2	0,06
84	6,5	0,32	0,2	0,26	1,3	0,05
88	6,4	0,32	0,2	0,24	0,8	0,04
92	6,4	0,32	0,2	0,19	0,6	0,04
96	6,4	0,32	0,2	0,19	0,6	0,04
100	6,4	0,32	0,2	0,19	0,6	0,04
104	6,4	0,32	0,2	0,19	0,6	0,04
<i>промивка</i>						
105	6,5	0,33	0,6	0,31	2	0,11
108	6,5	0,33	0,3	0,27	1,2	0,09
112	6,5	0,33	0,3	0,24	0,5	0,08
116	6,5	0,33	0,3	0,22	0,3	0,08
120	6,5	0,33	0,3	0,19	0,4	0,06
124	6,4	0,33	0,3	0,18	0,3	0,07
128	6,5	0,33	0,4	0,16	0,4	0,06
132	6,4	0,33	0,9	0,17	0,8	0,09
<i>промивка</i>						
133	6,5	0,32	0,6	0,29	2,1	0,16
136	6,5	0,32	0,4	0,26	1,4	0,14
140	6,5	0,32	0,3	0,24	0,7	0,12
144	6,4	0,32	0,2	0,2	0,4	0,11
148	6,4	0,33	0,2	0,19	0,3	0,11
152	6,3	0,33	0,3	0,2	0,4	0,1
156	6,5	0,33	0,2	0,18	0,4	0,11
160	6,4	0,33	1	0,2	1,1	0,14



a



б

Рис. 3.4. Ефективність видалення з води:

a – заліза;

б – мангану;

I, II, III, IV, V, VI – фільтроцикли

При застосуванні промивної води з гіпохлоритом натрію на початку

кожного наступного фільтроциклу спостерігалось суттєве зниження ефективності процесів знезалізнення/деманганації, зумовлене вимиванням із завантаження під час промивки затриманих в ньому сполук заліза та мангану, які діяли як каталізатор. Це вказувало на необхідність певного часу після промивки для накопичення у завантаженні вказаних речовин, що сприятиме відновленню ефективності процесу очищення.

За відсутності у промивній воді гіпохлориту натрію, закріплені у завантаженні мікроорганізми вимивалися лише частково і на початку нового фільтроциклу їх кількості було достатньо для підтримання біологічної складової процесу. По мірі накопичення у завантаженні гідроксидних сполук заліза та мангану паралельно з біологічним відновлювався і фізико-хімічний процес, що сприяло підвищенню ефективності.

Під час досліджень помітна різниця в ефективності знезалізнення спостерігалась лише протягом перших 6 годин кожного фільтроциклу і далі в обох випадках (як з гіпохлоритом натрію, так і без нього) становила в середньому 96 %. При деманганації роль біологічного фактору була набагато значущою. Так, за відсутності у промивній воді дезінфектанту ефективність видалення мангану досягала 88-89 %, у той же час при промивці водою з гіпохлоритом натрію вказана величина не перевищувала 49 %.

Для узагальнення результатів проведених досліджень було розраховано середні за фільтроцикл значення ефективності процесів знезалізнення і деманганації при різних режимах промивки (у присутності в промивній воді гіпохлориту натрію та без нього) та величину збільшення (приросту) цього показника за рахунок біологічного фактору (табл. 3.8).

Таблиця 3.8

Середня за фільтроцикл ефективність
знезалізнення та деманганації води

Номер фільтр оциклу	Середня за фільтроцикл ефективність видалення, %				Приріст ефективності за рахунок біологічного фактору, %	
	промивка без дезінфектанту		промивка з дезінфектантом			
	залізо	манган	залізо	манган	залізо	манган
I	87,4	20,4	86,9	19,9	0,5	0,5

II	94,9	57,6	88,5	34,3	6,4	23,3
III	95,7	79,1	92,5	38,7	3,2	40,4
IV	94,4	82,8	86,7	27,8	7,7	55,0
V	94,9	54,8	89,9	34,3	5,0	20,5
VI	94,9	41,9	88,5	34,3	6,4	7,6

Однак під час експериментів було відзначено, що після IV фільтроциклу ефективність деманганації води без дезінфекції фільтруючого матеріалу почала поступово зменшуватися, а величина ЗМЧ води, навпаки, збільшуватися, що, імовірно, було зумовлено «старінням» культури, оскільки мікрофлора в товщі фільтруючого матеріалу у певній мірі перебуває в замкнутому середовищі.

Крім того, у шарі завантаження спостерігалось активне слизоутворення, що погіршувало органолептичні показники води. Це вказувало на те, що фільтруюче завантаження потребує періодичної дезінфекції для підтримання як його належного санітарного стану, так і середовища для нормального росту мікроорганізмів, які беруть участь у процесах знезалізнення і деманганації. Враховуючи сказане, для нівелювання вказаного негативного фактору було запропоновано здійснювати періодичну дезінфекцію фільтра 1 раз на 4-5 промивок.

Отже, за результатами проведеної серії експериментів було встановлено, що промивка фільтруючого завантаження водою з гіпохлоритом натрію, пригнічує розвиток мікроорганізмів і негативно впливає на видалення сполук заліза і мангану у перші години фільтроциклу; за відсутності у промивній воді дезінфектанту цей негативний фактор був практично відсутній. Отримані дані засвідчили про суттєву роль мікроорганізмів у процесах знезалізнення, і особливо деманганації води, які відбуваються у фільтруючому завантаженні. Крім того, вони дозволили встановити технологічні параметри, що впливають на біологічну складову цих процесів, окрема, було встановлено необхідність (для підтримання нормального перебігу біологічних процесів) використання для промивки фільтрів води, необробленої дезінфектантами.

З точки зору можливості реалізації технології знезалізнення/ деманганації в умовах водоочисних станцій, результати експериментів

показали, що кисень повітря у порівнянні з гіпохлоритом натрію є більш доцільним окиснювачем для присутніх у підземних водах сполук заліза та мангану.

3.3 Виділення культур залізобактерій

Доведення результатами попередніх досліджень вагомego впливу мікроорганізмів на фільтрувальні процеси знезалізнєння і деманганації підземних вод, а отже і можливість їх інтенсифікації прийомами біотехнології, викликало необхідність визначення мікроорганізмів (які беруть участь у вказаних процесах) та виділення їх відповідних культур.

З літературних даних відомо, що зазначені мікроорганізми зазвичай відносяться до залізо- та манганоокиснюючих бактерій. Але через їх значну кількість, не менш важливим виявилось питанням щодо їх ідентифікації.

Для проведення досліджень, як вже відзначалось раніше, як джерела отримання культур мікроорганізмів використовувались природні мікроценози, утворювані в реальних технологічних процесах, зокрема, культури залізобактерій були виділені із завантаження працюючих швидких фільтрів.

Для вибору поживного середовища був застосований підхід, що ґрунтується на здатності бактерій використовувати як джерела вуглецю органічні кислоти та цукри.

Спроба одержати культури залізо- та манганоокиснюючих бактерій при застосуванні середовища Чапека зі стрептоміцином виявилась негативною - спостерігався лише слабкий ріст колоній. Накопичення заліза та мангану, яке вдалось виявити забарвленням оксидів заліза та мангану гексаціанофератом (II) калію та бензидином відповідно, було недостатнім для подальшої роботи з ідентифікації бактерій.

Розвиток бактерій на чашках Петрі з селективними середовищами №1 і №2 за температури 25°C ставав помітним на 4-5 добу культивування. На поверхні середовища № 1 для залізоокиснюючих бактерій спостерігались характерні колонії жовто-оранжевого кольору, а середовище із розвитком мікроорганізмів змінювало колір від світло-зеленого до іржавого. На середовищі № 2 для манганоокиснюючих організмів

з'являлись бурі колонії, колір середовища змінювався від бежевого до коричневого. Розмір та структура колоній на обох середовищах були різноманітними. Колонії для подальших досліджень були виділені окремо з кожного середовища.

На наступному етапі роботи потрібно було здійснено спробу ідентифікації виділених мікроорганізмів методом забарвлення за Грамом. За літературними джерелами залізобактерії відносяться до грамнегативних, а їх колонії не забарвлюються за Грамом. Відповідно до цієї ознаки та за морфологією клітин, у зразках було ідентифіковано наступні мікроорганізми: р. *Siderocapsa*, для якого характерна сферична форма клітин; р. *Leptothrix* – прямі палички, оточені чохлом та р. *Sphaerotillus* – палички. Ті клітини, що не забарвлювались за Грамом і мали форму стеблин, було віднесено до р. *Galionella* (форма стеблин – ключова ознака для цього роду).

Для розрізнення родів *Leptothrix* та *Sphaerotillus* було проведено експерименти із зафарбовування оксидів заліза. Відомо, що бактерії р. *Leptothrix* накопичують оксиди заліза в чохлах і при взаємодії з гексаціанофератом (II) калію забарвлюються у синій колір; бактерії р. *Sphaerotillus* мають тонкий чохол і практично не накопичують оксидів заліза, а отже і не забарвлюються. Даний принцип дає змогу розрізнити вказані роди бактерій.

Для колоній манганоокиснюючих бактерій, вирощених на селективному середовищі № 2, принцип ідентифікації родів такий самий. Шляхом забарвлення оксидів мангану бензидином вдалось ідентифікувати р. *Metallogenium*. Цей рід також має характерну морфологічну ознаку – колонії у формі «павучка», що дає змогу достатньо легко виявляти їх серед інших манганоокиснюючих бактерій.

Дослідження під світловим мікроскопом колоній з обох середовищ дозволили ідентифікувати бактерії р. *Huyhromicrobium*, характерною ознакою яких є утворення простеків.

В цілому протягом експериментальних досліджень було виділено 10 чистих культур залізо- та манганоокиснюючих мікроорганізмів. Для зберігання усі штами пересівались на рідке поживне середовище, а для

підтримання життєздатності - поживне середовище періодично оновлювалось.

За результатами вищенаведених досліджень була розроблена схема визначення родової ідентифікації залізо- і манганоокиснюючих бактерій (на підставі Визначника бактерій Берджі [82]), яка дає змогу достатньо чітко ідентифікувати мікроорганізми, що окислюють залізо та манган (рис. 3.5).

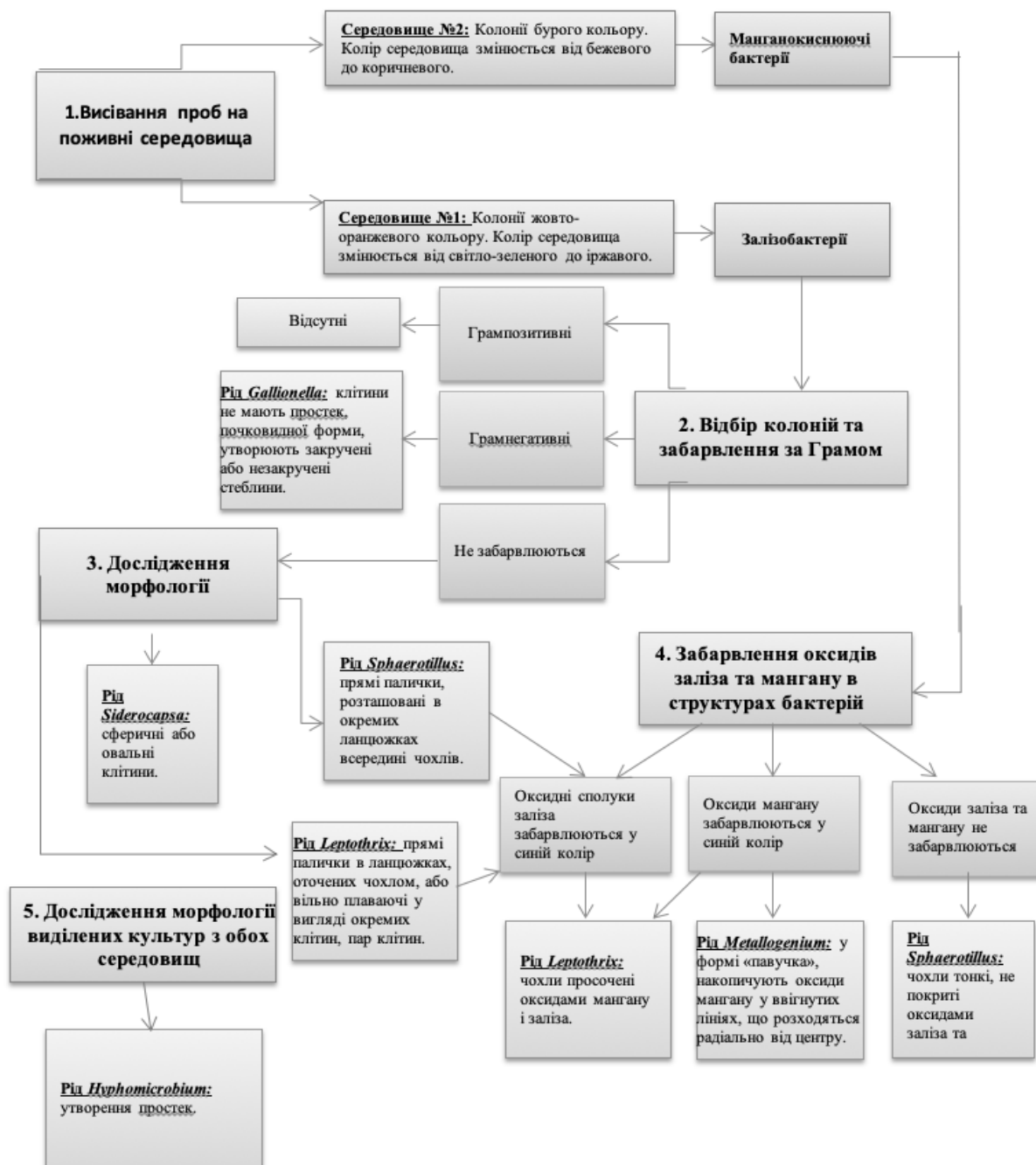


Рис.3.5. Схема родової ідентифікації залізо- і манганоокиснюючих бактерій

Здійснена за цією схемою оцінка морфології одержаних культур показала, що виділені мікроорганізми відносяться до родів *Siderocapsa*, *Leptothrix*, *Sphaerotillus*, *Galionella*, *Metallogenium*, *Hyphomicrobium* (видова класифікація, як вже зазначалось раніше, в рамках даної роботи не передбачалась).

Отримання біологічного агенту дало змогу продовжити подальші дослідження з біологічної інтенсифікації технології знезалізнення і деманганації води. Задля цього, необхідно було детально вивчити властивості виділених культур, визначити можливості та умови їх використання в біотехнологічних процесах шляхом внесення у фільтруюче завантаження інокуляту мікроорганізмів. Тому, насамперед, було вивчено технологічні особливості процесу із застосуванням різних культур мікроорганізмів та визначено їх ефективність.

3.4 Визначення впливу різних родів залізобактерій на процес видалення з води заліза та мангану

Для визначення впливу окремих представників залізобактерій було проведено експерименти, в яких три модельні розчини із заданою концентрацією заліза та мангану фільтрувались через завантаження, попередньо оброблене інокулятами з різних культур мікроорганізмів. За результатами досліджень бактерії р. *Leptothrix* сприяли більш ефективному видаленню заліза та мангану при їх невисоких концентраціях, в той час як бактерії р. *Sphaerotillus* були ефективнішими при високому вмісті цих компонентів. Одночасно було встановлено, що деякі мікроорганізми, наприклад, *Hyphomicrobium* при висіванні однокомпонентної культури з підтримуючого середовища АРНА М381 на фільтрувальному завантаженні взагалі не забезпечували помітного розвитку.

Враховуючи, що вказані культури були виділені з мікроценозів фільтруючого матеріалу, імовірною була наявність симбіотичних залежностей між організмами різних видів, що відкриває більш широкі

можливості використання як біологічного агента не окремих культур, а їх сумішей. Тому, у подальших дослідженнях було вивчено кількісний склад мікроценозів, виділених з завантаження працюючих фільтрів знезалізнення.

Задля цього під час фільтрування підземної води з різним вмістом заліза визначалась величина ЗМЧ та проводився підрахунок мікроорганізмів (за допомогою камери Горяєва), виділених із завантаження фільтрів.

У першій серії досліджень застосовувалась підземна вода з високим вмістом заліза (в середньому біля 22 мг/дм³), відбирання проб на аналіз з визначення ЗМЧ та видового складу залізо- і манганоокиснюючих мікроорганізмів проводилось на 10, 20 та 25 добу від початку експерименту (табл. 3.9).

Таблиця 3.9

Кількісний склад мікроорганізмів у завантаженні фільтрів при високій концентрації заліза вихідній воді

Рід мікроорганізмів	³ ЗМЧ, КУО/г	¹ Відсоток мікроорганізмів, %	² Розрахункова кількість мікроорганізмів, КУО/г
<i>Leptothrix</i>	4850	11	530
<i>Sphaerotillus</i>		3	150
<i>Metallogenium</i>		5	240
<i>Siderocapsa</i>		8	390
<i>Galionella</i>		1	50
<i>Hyphomicrobium</i>		-	-
Інші		72	3490
<i>Leptothrix</i>	12200	17	2070
<i>Sphaerotillus</i>		6	730
<i>Metallogenium</i>		3	370
<i>Siderocapsa</i>		3	370
<i>Galionella</i>		3	370
<i>Hyphomicrobium</i>		2	240
Інші		66	8050
<i>Leptothrix</i>	12050	16	1930
<i>Sphaerotillus</i>		6	720
<i>Metallogenium</i>		3	360
<i>Siderocapsa</i>		3	360
<i>Galionella</i>		3	360

<i>Hyphomicrobium</i>		2	240
Інші		67	8070

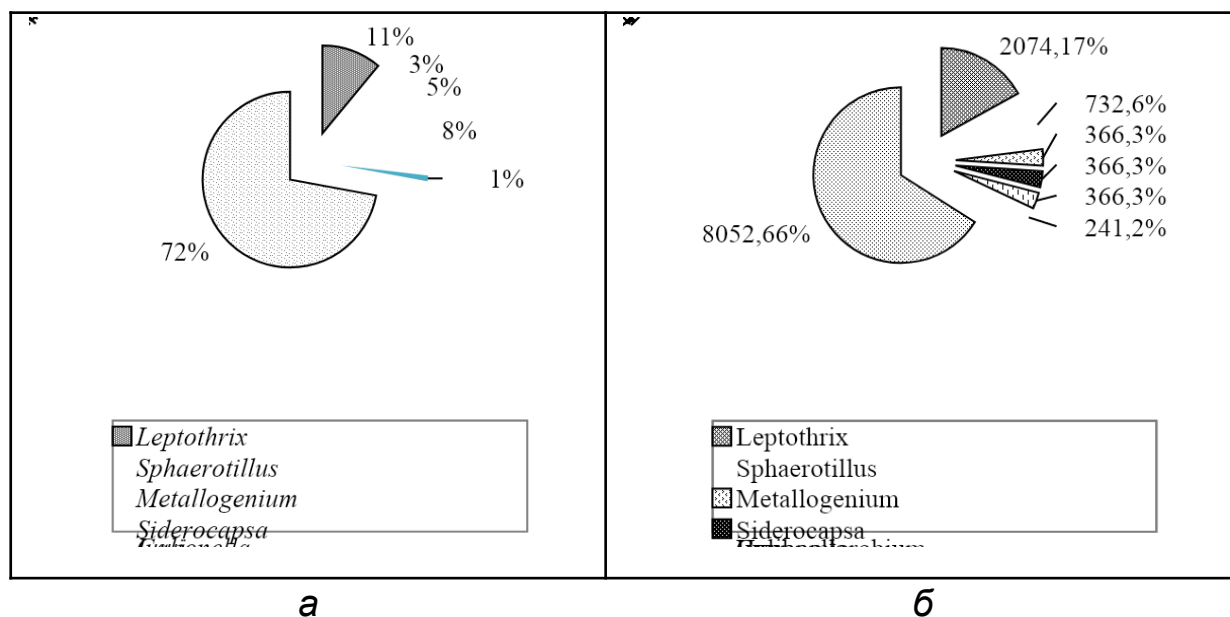
Примітка:

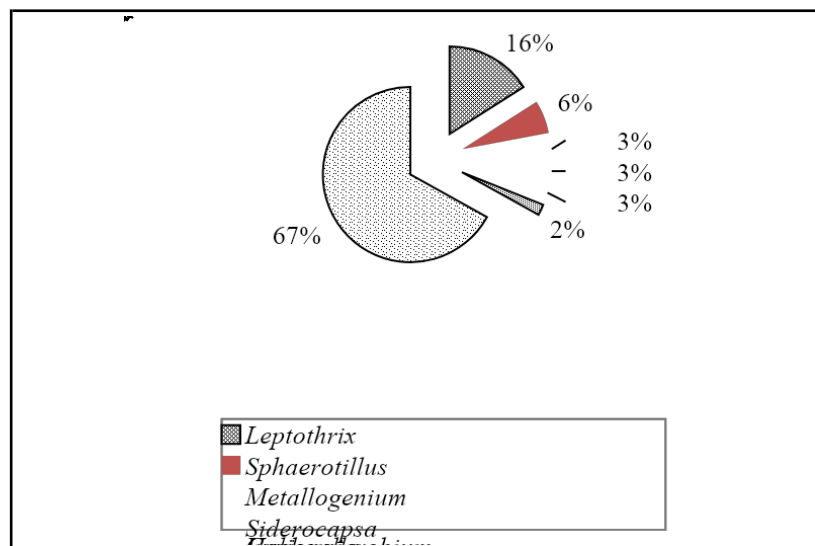
1 - Середньоарифметичні значення, довірна межа для $p < 0,05$ - $\pm 1\%$;

2 - Середньоарифметичні значення (згідно розд. 2), довірна межа для $p < 0,05$ - ± 10 ;

3 - Проби відбирались в різні періоди літнього та осіннього сезонів.

Одержані експериментальним шляхом результати дозволили встановити, що на протязі всього періоду у мікроценозі фільтруючого завантаження переважали бактерії р. *Leptothrix*: на 10, 20 та 25 добу їх кількість відповідно складала 11, 17 і 16 % від загального вмісту мікроорганізмів; частка бактерій р. *Siderocapsa* становила – 8, 3 і 3 %, а р. *Sphaerotillus* – 3, 6 і 6 % відповідно. Інші роди залізо- та манганоокиснюючих організмів були представлені у меншій кількості – від 2 до 5 % (рис. 3.6-3.7).





б

Рис. 3.6. Видовий склад мікроорганізмів у завантаження фільтрів при високій концентрації заліза у вихідній воді:

а - 10 доба;

б - 20 доба;

в - 25 доба

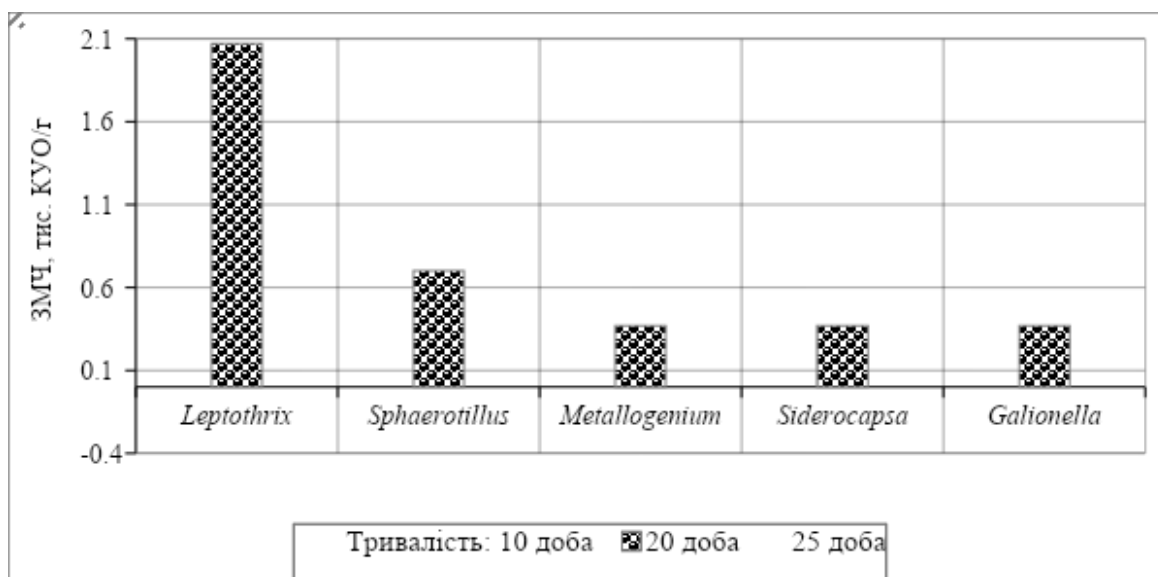


Рис. 3.7. Співставлення видового складу мікроценозу за величиною ЗМЧ при високій концентрації заліза вихідній воді

Подібні дослідження з визначення видового складу залізо- та манганоокиснюючих мікроорганізмів були проведені із застосуванням підземної води з помірним вмістом заліза (в середньому біля 4 мг/дм³). Відбирання проб на аналіз також проводилось на 10, 20 та 25 добу від початку експерименту (табл. 3.10),

Таблиця 3.10

Кількісний склад мікроорганізмів різних груп у завантаженні фільтрів при вихідній концентрації заліза біля 4 мг/дм³

Рід мікроорганізмів	ЗМЧ, КУО/г	¹ Відсоток мікроорганізмів, %	² Розрахункова кількість мікроорганізмів, КУО/г
<i>Leptothrix</i>	11000	24	2640
<i>Sphaerotillus</i>		3	330
<i>Metallogenium</i>		7	770
<i>Siderocapsa</i>		10	1100
<i>Galionella</i>		-	-
<i>Hyphomicrobium</i>		-	-
Інші		56	6160
<i>Leptothrix</i>	10500	22	23
<i>Sphaerotillus</i>		4	4
<i>Metallogenium</i>		10	10
<i>Siderocapsa</i>		11	10
<i>Galionella</i>		-	-
<i>Hyphomicrobium</i>		-	1
Інші		52	53
<i>Leptothrix</i>	10500	2310	2415
<i>Sphaerotillus</i>		420	420
<i>Metallogenium</i>		1050	1050
<i>Siderocapsa</i>		1160	1050
<i>Galionella</i>		-	-
<i>Hyphomicrobium</i>		-	-
Інші		5460	5570

Примітка:

1 - Середньоарифметичні значення, довірна межа для $p < 0,05$ - $\pm 1\%$;

2 - Середньоарифметичні значення (згідно розд. 2), довірна межа для $p < 0,05$ - $\pm 10\%$;

Результатами другої серії досліджень показали, на протязі всього періоду експериментів у складі мікроценозу завантаження фільтрів, як у

першій серії, переважали мікроорганізми р. *Leptothrix* – їх кількість на 10, 20 та 25 добу експерименту відповідно дорівнювала - 24, 22 та 23 % від загальної кількості мікроорганізмів, для р. *Siderocapsa* ці показники становили - 10, 11 і 10 % відповідно. Бактерії роду *Galionella* були відсутніми.

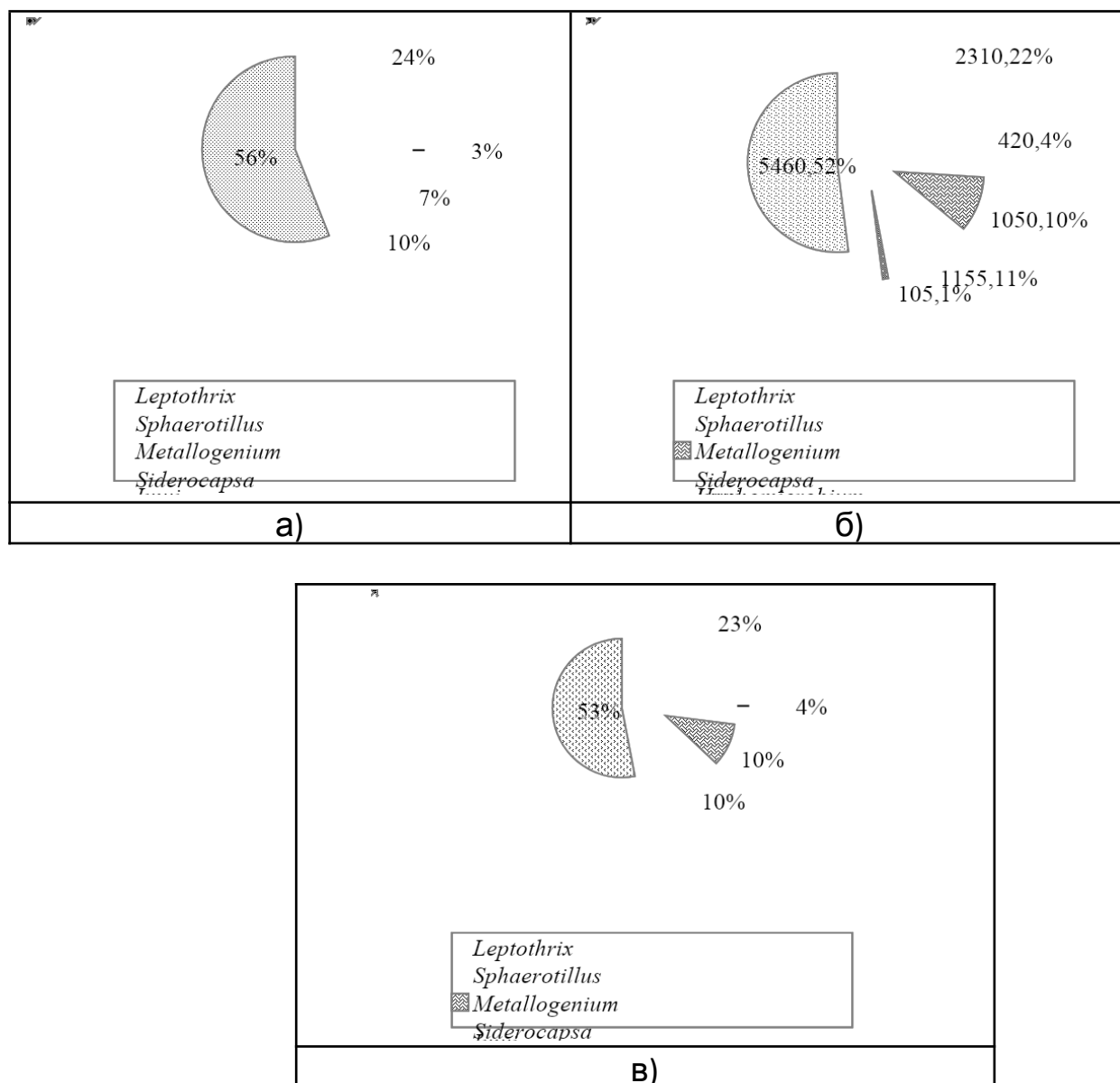


Рис. 3.8. Видовий склад мікроорганізмів у завантаження фільтрів при помірній концентрації заліза у вихідній воді:
а - 10 доба;
б - 20 доба;
в - 25 доба

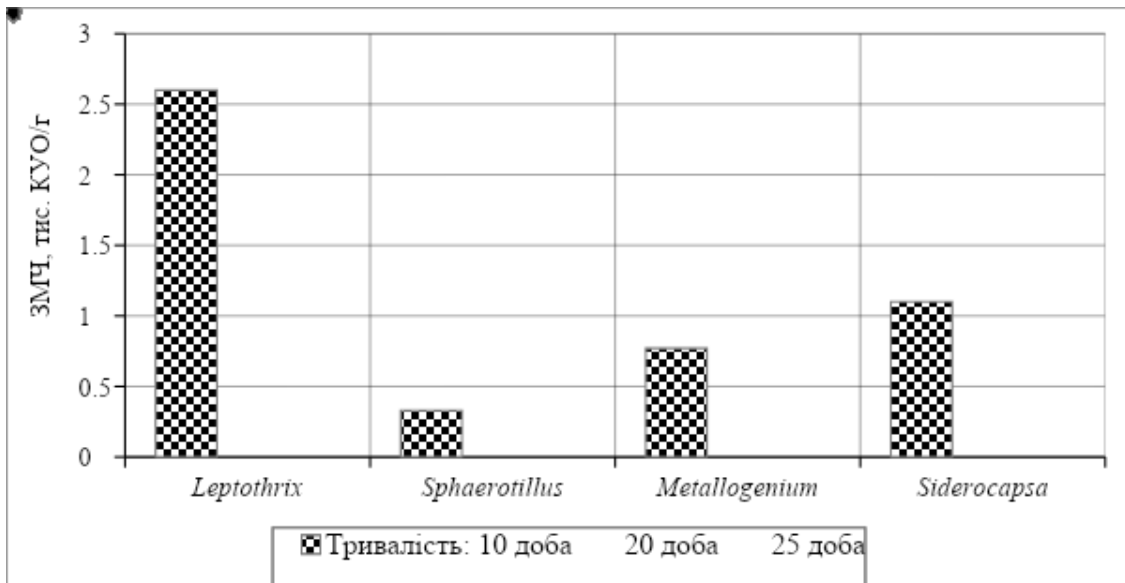
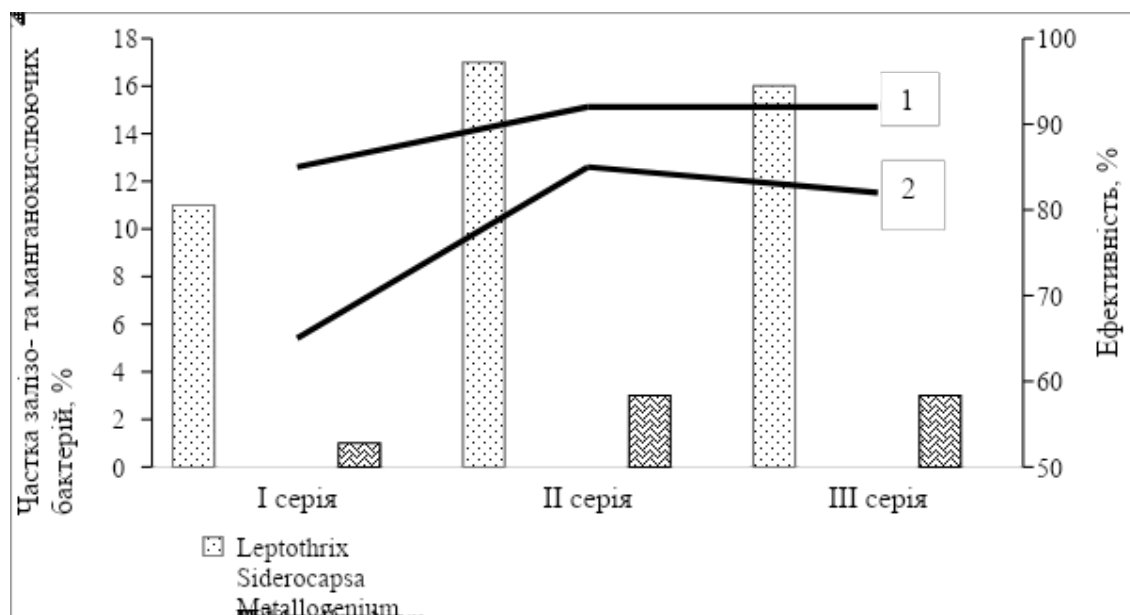
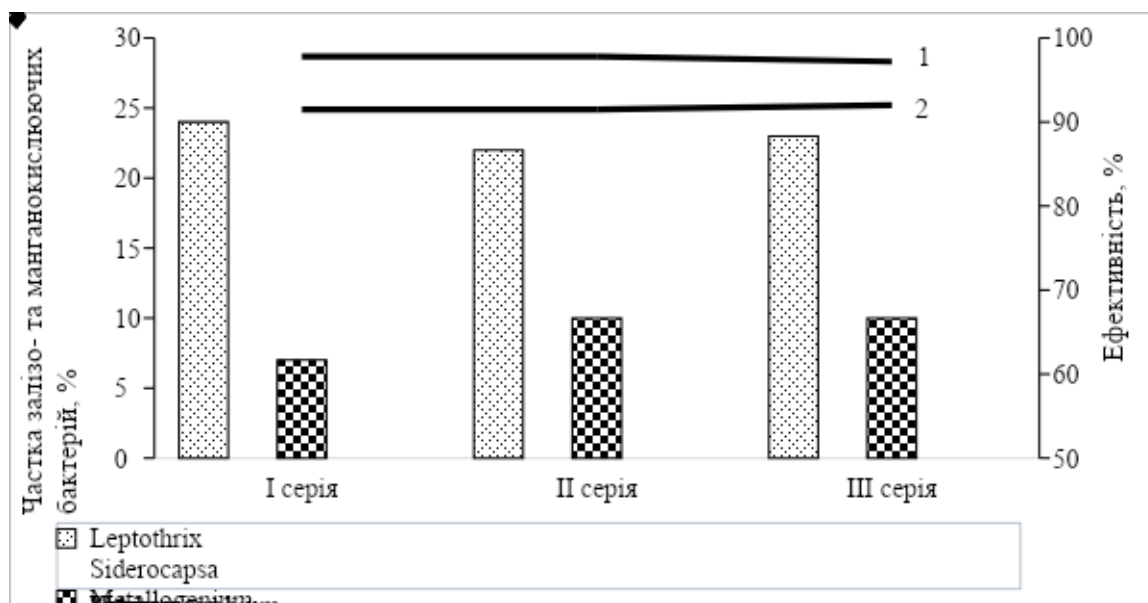


Рис. 3.9. Співставлення видового складу мікроценозу за величиною ЗМЧ при помірній концентрації заліза вихідній воді

На відміну від першого з досліджених мікроценозів у другому більший відсоток належав мікроорганізмам р. *Metallogenium* - 7, 10 і 10 % відповідно. Розвиток представників цих бактерій у складі мікроценозу зумовлений, імовірно, більш інтенсивним видаленням із води сполук мангану, тому що ефективність очищення води від цього компоненту при помірній вихідній концентрації заліза була вищою і коливалась у межах 91-92 % (рис. 3.10, б), у той час як при високому вихідному вмісті заліза цей показник не перевищував 84 % (рис. 3.10, а).



a



б

Рис. 3.10. Ефективність видалення заліза та мангану різними мікроценозами:

a - при високій концентрації заліза вихідній воді;

б - при помірній концентрації заліза вихідній воді

1- залізо; 2 – манган

Варто також зазначити, що відсутність представників р. *Galionella* у складі мікроценозу фільтруючого завантаження імовірно вказує на той факт, що для їх розвитку необхідна присутність у воді інших, більших чи

навпаки, менших, концентрацій заліза або мангану (у деяких експериментах представники цього були присутні у складі завантаження фільтрів). Крім цього, незначна кількість мікроорганізмів р. *Hyphomicrobium* (1-2 %) може свідчити про вплив представників р. *Metallogenium* на розвиток залізобактерій. Припустимо також, що бактерії р. *Metallogenium* здатні конкурувати з іншими мікроорганізмами за поглинання мангану, не даючи розвиватися іншим видам бактерій, витісняючи їх з мікроценозу.

Результати наведених вище досліджень з високою часткою імовірності вказували на наявність синергізму в обох досліджених мікроценозах. Справедливість цього припущення було перевірено в експериментах з використанням модельних розчинів, які вміщували або манган (без заліза), або залізо (без мангану). При застосуванні модельного розчину з концентрацією мангану 2 мг/дм^3 за відсутності заліза розвиток бактерій не спостерігався. В той же час при заміні модельного розчину на той, що вміщував лише залізо з концентрацією 10 мг/дм^3 , відмічався помітний розвиток залізо- та манганоокиснюючих бактерій. Отже отримані результати підтвердили наявність синергізму у мікроценозі залізо- та манганоокиснюючих бактерій, а також засвідчили про необхідність для їх розвитку обов'язкової присутності сполук заліза. Результати подальших досліджень підтвердили, що ефективно реалізувати процес біологічної деманганації води можливо лише за умови достатньої кількості у воді сполук заліза

Спираючись на вищенаведені результати, на модельних розчинах (концентрація заліза 2, 5 і 12 мг/дм^3 ; мангану – 0,2, 0,2 і $0,5 \text{ мг/дм}^3$ відповідно) було здійснено цикл досліджень з використанням у процесі знезалізнення/деманганації мікроорганізмів родів *Leptothrix*, *Sphaerotillus* та *Metallogenium* (табл. 3.11).

Таблиця 3.11

Ефективність видалення заліза та мангану з модельних розчинів за участі різних культур мікроорганізмів

Рід мікроорганізмів	ЗМЧ, КУО/г завантаження	Ефективність видалення, %	
		Залізо	Манган
Модельний розчин №1 - 2 мг/дм ³ Fe(II) + 0,2 мг/дм ³ Mn(II)			
<i>Leptothrix</i>	330±60	92±1	86±1
<i>Sphaerotillus</i>	300±40	91±2	86±1
<i>Metallogenium</i>	260±50	91±1	82±2
Модельний розчин №2 - 5 мг/дм ³ Fe(II) + 0,2 мг/дм ³ Mn(II)			
<i>Leptothrix</i>	1200±100	95±1	91±1
<i>Sphaerotillus</i>	1100±200	95±1	88±1
<i>Metallogenium</i>	1000±100	95±1	85±1
Модельний розчин №3 - 12 мг/дм ³ Fe(II) + 0,5 мг/дм ³ Mn(II)			
<i>Leptothrix</i>	1600±100	97±2	81±1
<i>Sphaerotillus</i>	1800±200	98±2	89±1
<i>Metallogenium</i>	1200±100	98±1	74±2

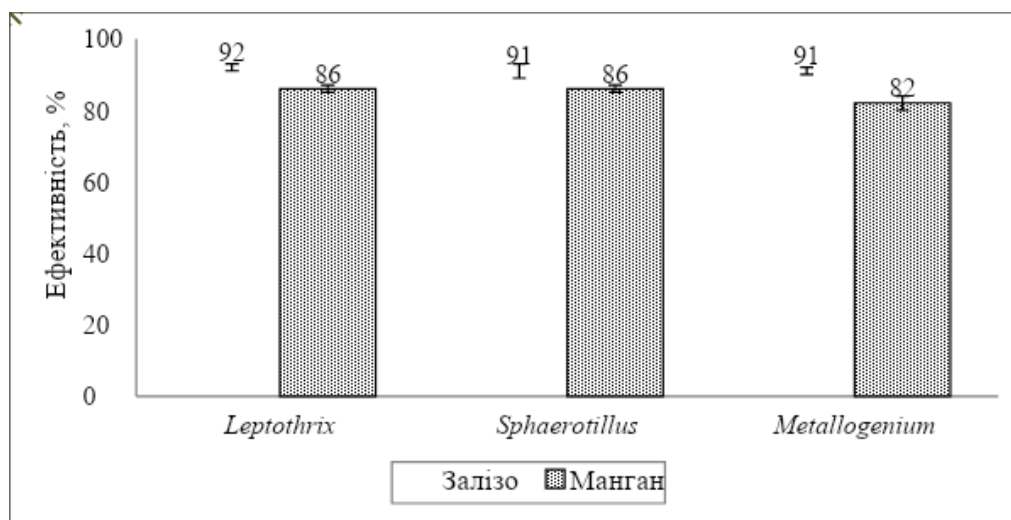
Примітка. Довірчі інтервали визначено для $p < 0,05$

Визначення ЗМЧ при фільтруванні модельних розчинів, яке свідчало про ріст мікроорганізмів у товщі фільтруючого завантаження, показало наступні результати:

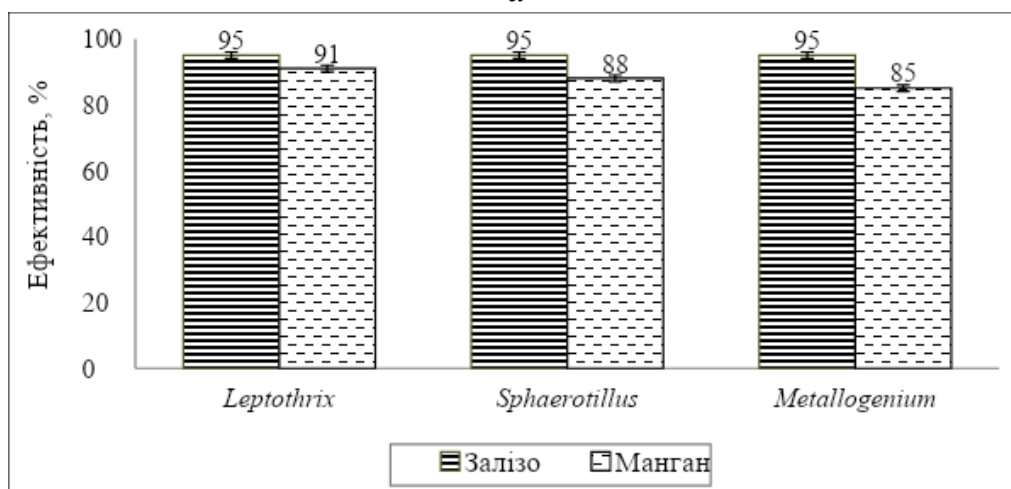
- розчин №1 (концентрація заліза та мангану 2 та 0,2 мг/дм³ відповідно); ЗМЧ: для р. *Leptotrix* – 330, для р. *Sphaerotillus* – 300, для р. *Metallogenium* - 260 КУО/г завантаження;
- розчин №2 (концентрація заліза та мангану 5 та 0,2 мг/дм³ відповідно); ЗМЧ: для р. *Leptotrix* – 1200, для р. *Sphaerotillus* – 1100, для р. *Metallogenium* - 1000 КУО/г завантаження;
- розчин №3 (концентрація заліза та мангану 12 та 0,5 мг/дм³ відповідно); ЗМЧ: для р. *Leptotrix* – 1600, для р. *Sphaerotillus* – 1800, для р. *Metallogenium* - 1200 КУО/г завантаження.

Отже зі збільшенням у воді концентрації заліза ріст мікроорганізмів усіх досліджених родів також зростає, проте активніший ріст спостерігався у представників родів *Leptotrix* та *Sphaerotillus*.

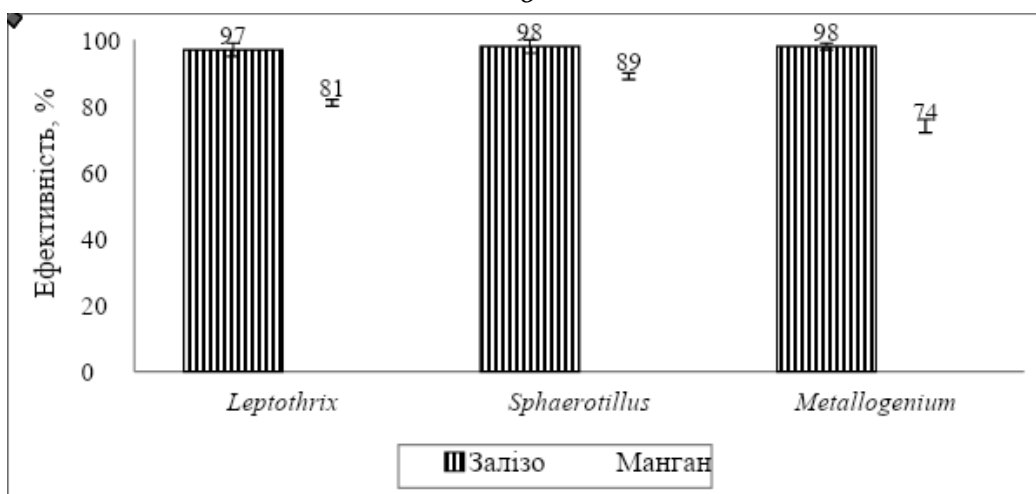
Ефективність видалення з води сполук заліза та мангану збільшувалась у тому ж порядку, тобто із зростанням концентрації заліза у модельному розчині, і становила (рис. 3.11):



a



б



в

Рис 3.11. Ефективність видалення заліза та мангану за участі різних

культур мікроорганізмів з модельних розчинів:

а - №1;

б - №2;

в - №3

- розчин №1, залізо та манган відповідно: для р. *Leptotrix* - 92 та 86 %, для р. *Sphaerotillus* - 91 та 86 %, р. *Metallogenium* - 91 та 82 %;

- розчин №2, залізо та манган відповідно: для р. *Leptotrix* - 95 та 91 %, для р. *Sphaerotillus* - 95 та 88 %, р. *Metallogenium* - 95 та 85 %;

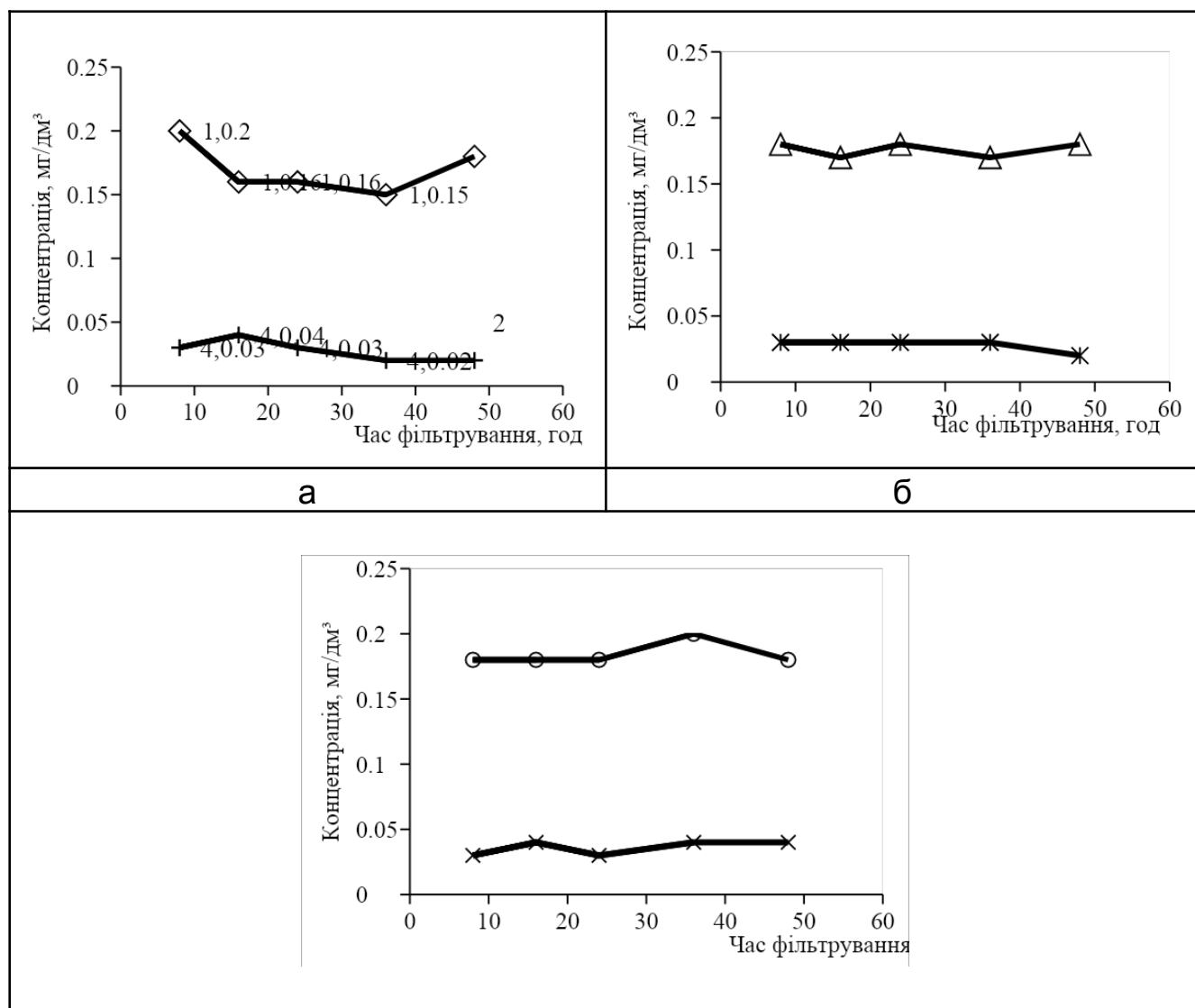
- розчин №3, залізо та манган відповідно: для р. *Leptotrix* - 97 та 81 %, для р. *Sphaerotillus* - 98 та 89 %, р. *Metallogenium* - 98 та 74 %.

Аналіз отриманих результатів привів до висновку, що при застосуванні модельного розчину № 1 з невисоким вмістом заліза біологічний фактор (ЗМЧ 260-330 КУО/г) процесу був недостатнім і хімічне окиснення переважало над біологічним, а отже ефективність знезалізнення/деманганації була нижчою, ніж у наступних експериментах з більш концентрованими розчинами заліза.

Ефективність видалення заліза представниками різних родів мікроорганізмів в експериментах була приблизно однаковою. Щодо мангану, то за участі р. *Metallogenium* процес деманганації перебігав менш ефективно, ніж з представниками родів *Leptotrix* та *Sphaerotillus*. При цьому *Leptotrix* були активнішими за *Sphaerotillus* при менших концентраціях мангану.

Протягом експериментів було також досліджено динаміку зміни концентрації заліза та мангану в очищеній воді при фільтруванні вищевказаних модельних розчинів через цеолітове завантаження, заселене культурами *Leptothrix*, *Sphaerotillus* або *Metallogenium* (рис. 3.12-3.14).

У першій серії експериментів з використанням модельного розчину №1 (концентрація заліза 2 мг/дм³, мангану 0,2 мг/дм³) зміна концентрації досліджуваних компонентів впродовж усього періоду фільтрування (8-48 год) була незначною, ефективність видалення заліза на заселеному мікроорганізмами завантаженні знаходилась у межах 90-92 %, а мангану – 80-90%, що імовірно свідчало про перевагу фізико-хімічних процесів над біологічними при низьких концентраціях компонентів (рис. 3.12).



в

Рис. 3.12. Зміна концентрації заліза та мангану при фільтруванні модельного розчину № 1 за участю родів:

а - *Leptothrix*;

б - *Sphaerotillus*;

в – *Metallogenium*;

1- залізо; 2 - манган

У другій серії експериментів з використанням модельного розчину №2 (концентрація заліза 5 мг/дм³, мангану 0,2 мг/дм³) при фільтруванні через цеолітове завантаження, заселене культурами *Leptothrix*, *Sphaerotillus* або *Metallogenium*, на кривих зміни концентрації досліджуваних інгредієнтів у перші 8 годин фільтраційного циклу для всіх трьох родів спостерігалась виражена лаг-фаза росту, що вказувало на початок розвитку

мікроорганізмів у завантаженні та пристосуванні їх до умов середовища (рис. 3.13).

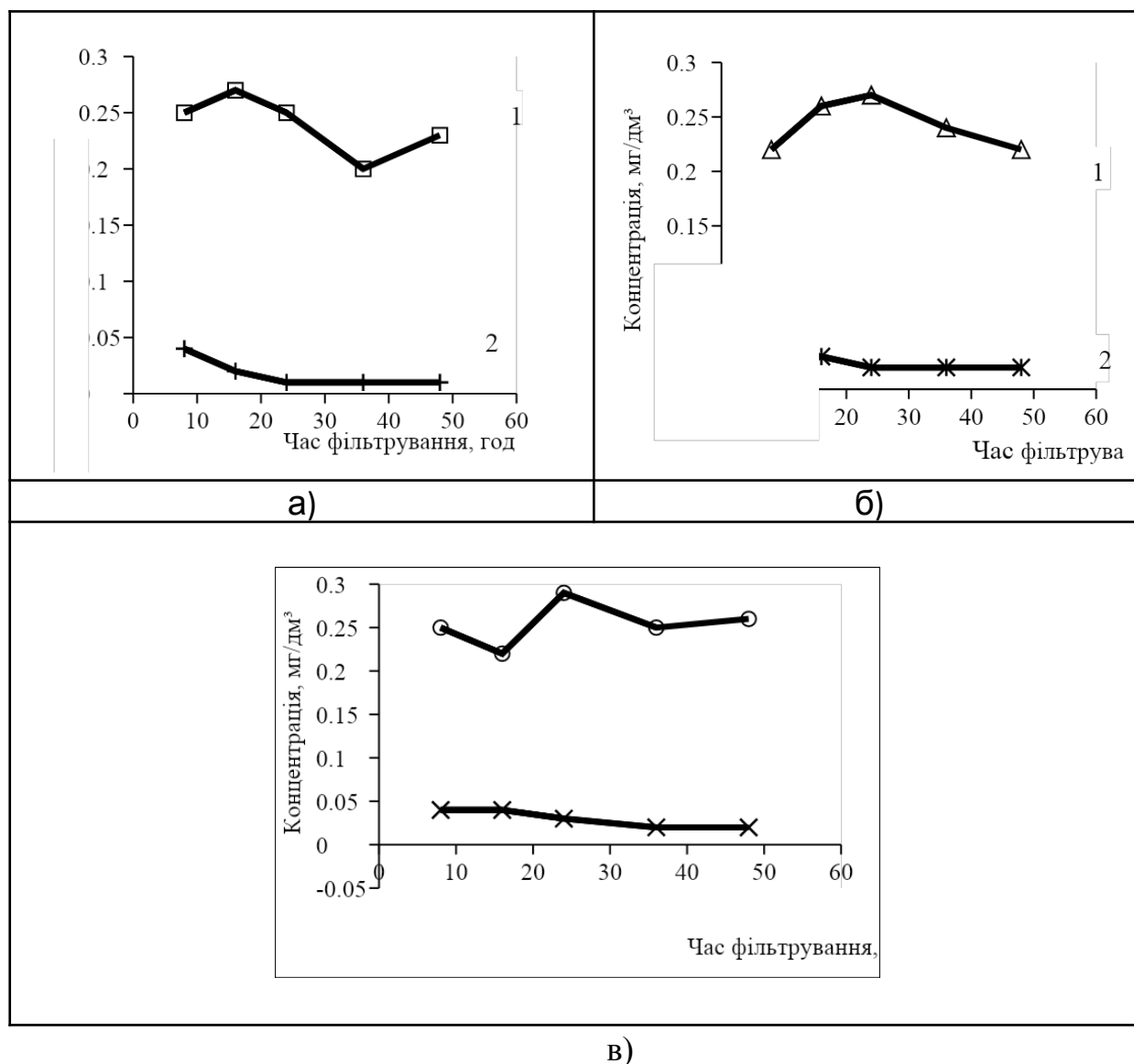
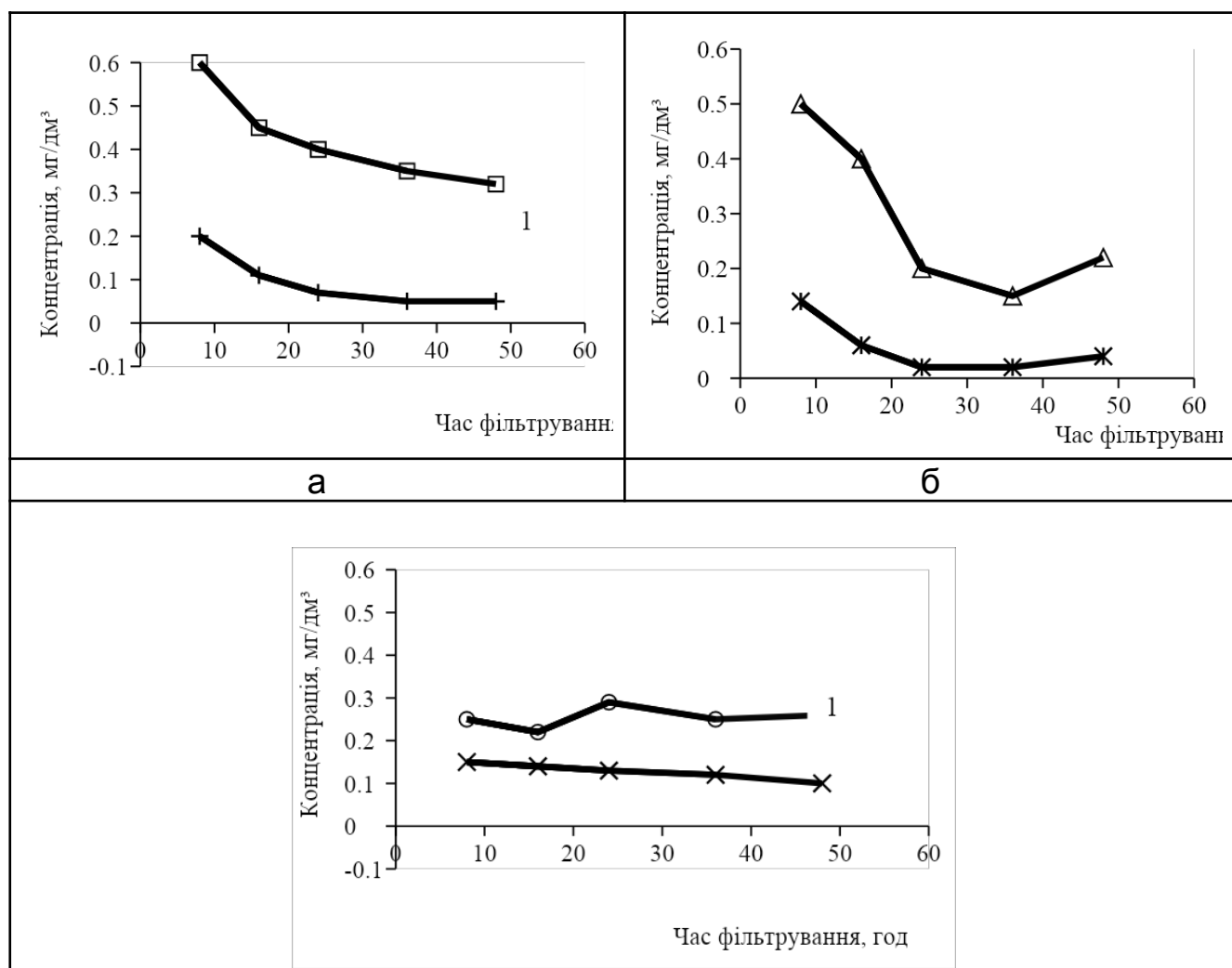


Рис. 3.13. Зміна концентрації заліза та мангану при фільтруванні модельного розчину № 2 за участю родів:
а - *Leptothrix*;
б - *Sphaerotillus*;
в – *Metallogenium*;
1- залізо; 2 - манган

Порівняно із першою серією експериментів, збільшення вихідної концентрації заліза призводило до зростання ефективності його видалення

до - 96 %. Це вказувало на той факт, що мікроорганізми здатні розвиватися та сприяти процесу знезалізнення лише при певній концентрації заліза у вихідній воді (що підтверджується відсутністю та наявністю лаг-фази при застосуванні модельних розчинів №1 і №2 відповідно).

У третій серії експериментів при фільтруванні модельного розчину №3 (концентрація заліза 12 мг/дм³, мангану 0,5 мг/дм³) з більшим вмістом обох компонентів через цеолітове завантаження, заселене культурами *Leptothrix*, *Sphaerotillus* або *Metallogenium*, отримані результати показали, що за таких умов мікроорганізми значно впливають на процеси знезалізнення/деманганації: протягом усього періоду фільтрування спостерігалась висока ефективність видалення сполук заліза (до 98 %) і мангану (до 96 %), що вказувало на превалювання біологічних процесів над фізико-хімічними завдяки наявності у вихідній воді значних концентрацій заліза та мангану (рис. 3.20).



в)

Рис. 3.14. Зміна концентрації заліза та мангану при фільтруванні модельного розчину № 3 за участю родів:
а - *Leptothrix*;
б - *Sphaerotillus*;
в – *Metallogenium*;
1- залізо; 2 - манган

Отже в експериментах, де використовувались модельні розчини з різним вмістом заліза та мангану, було встановлено, що при їх низьких концентраціях процеси знезалізнення і деманганації відбуваються переважно за рахунок фізико-хімічних процесів. Збільшення вихідної концентрації заліза та мангану призводило до активізації біологічного процесу (про що свідчить наявність лаг-фази на початковій стадії фільтрування модельних розчинів № 2 та № 3) та до зростання його впливу на ступень видалення вказаних компонентів. Причому підвищення концентрації заліза сприяло також і зростанню ефективності видалення мангану, що імовірно вказує на необхідність застосування заліза як обов'язкового субстрату для бактерій, які беруть участь в інтенсифікації процесу деманганації.

Порівняння активності штамів родів *Leptothrix*, *Sphaerotillus*, *Metallogenium* показало, що за досліджених умов мікроорганізми р.*Leptothrix* були ефективнішими при невисоких концентраціях заліза та мангану, а р.*Sphaerotillus* – при високих [147-148].

3.5. Отримання селектованих культур мікроорганізмів

Підвищення активності біологічного агенту може бути досягнуто шляхом створення селектованих культур, здатних сприяти більш глибокому видаленню з води мангану. З цією метою видалені раніше культури родів *Leptotrix* та *Sphaerotilus* оброблялись відомими мутагенами, зокрема УФ-опроміненням (довжина хвилі 260 нм) і розчинами HNO_2 (0,02-0,05 М),

одержані культури зберігались на спеціальному середовищі (дріжджовий бульйон для залізобактерій АРНА М381). Умови та результати обробки мікроорганізмів *Leptotrix* та *Sphaerotilus* вказаними мутагенами наведені у табл. 3.12-3.13.

Таблиця 3.12

Умови та результати мутагенезу мікроорганізмів р. *Leptotrix*

Мутагенний агент	Час обробки, хв	Кількість колоній мікроорганізмів	Летальність, %	Виживання, %
УФ-опромінення, 260 нм	10	186	95,6	4,4
УФ-опромінення, 260 нм	20	35	99,2	0,8
УФ-опромінення, 260 нм	25	відсутні	100,0	
УФ-опромінення, 260 нм	30	відсутні	100,0	
HNO ₂ , 0,02 М	20	2080	50,5	49,5
HNO ₂ , 0,03М	20	480	88,6	11,4
HNO ₂ , 0,04 М	20	236	94,4	5,6
HNO ₂ , 0,05 М	20	відсутні	100,0	
Контроль		4200		

Таблиця 3.13

Умови та результати мутагенезу мікроорганізмів р. *Sphaerotillus*

Мутагенний агент	Час обробки, хв	Кількість колоній мікроорганізмів	Летальність, %	Виживання, %
УФ-опромінення, 260 нм	20	890	50,6	49,4
УФ-опромінення, 260 нм	20	відсутні	100,0	
УФ-опромінення, 260 нм	25	відсутні	100,0	
УФ-опромінення, 260 нм	30	відсутні	100,0	
HNO ₂ , 0,02 М	20	872	51,6	48,4
HNO ₂ , 0,03М	20	220	87,8	12,2
HNO ₂ , 0,04 М	20	79	95,6	4,4
HNO ₂ , 0,05 М	20	відсутні	100,0	
Контроль		1800		

По завершенню експериментів з мікроорганізмами р. *Leptotrix* із оброблених обома мутагенами штамів було відібрано колонії з тих чашок,

де летальність становила для УФ-опромінення - 99 %, для HNO_2 - від 88 %. Відібрані колонії штамів відрізнялись від контрольного за забарвленням - усі селектовані культури були темнішими за вихідні та за розміром – колонії були на 1-2 мм більшими. З урахуванням сказаного, із отриманих колоній було відібрано 3 селектовані культури р. *Leptotrix* (для зберігання ці штами пересівались на тверде поживне середовище).

В експериментах з мікроорганізмами р. *Sphaerotilus* при дії УФ-випромінювання не вдалось отримати селектовані культури. Із оброблених HNO_2 штамів було відібрано колонії з тих чашок, де летальність становила понад 87 %. Як і для представників р. *Leptotrix*, колонії селектованих культур відрізнялись від контролю забарвленням та розміром колоній. Ці штами пересівались для зберігання на тверде поживне середовище, а 2 селектовані культури роду *Sphaerotillus* були відібрані для перевірки їх ефективності щодо видалення заліза та мангану.

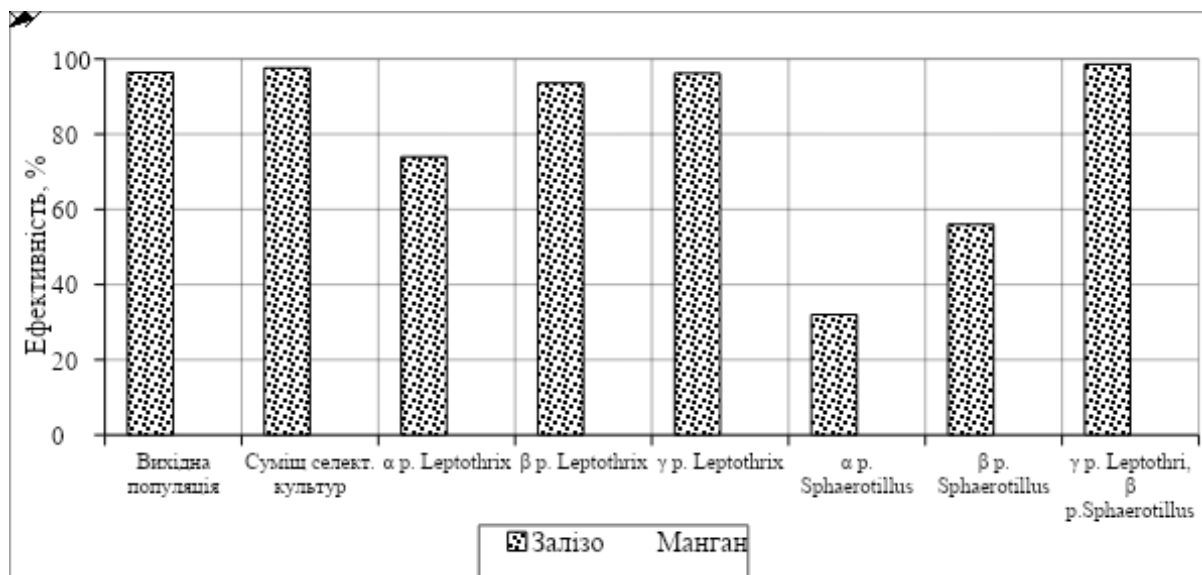
Далі одержані селектовані культури було заселено у цеолітове завантаження лабораторних фільтрів, через які фільтрувались модельні розчини з різною концентрацією заліза та мангану. Результати експериментів щодо впливу селектованих культур та їх сумішей на процеси знезалізнення/деманганації (табл. 3.14, рис. 3.21-3.22) показали, що хоча для всіх культур спостерігалась висока ефективність видалення заліза, вони суттєво відрізнялись по відношенню до мангану. (табл. 3.14).

Таблиця 3.14

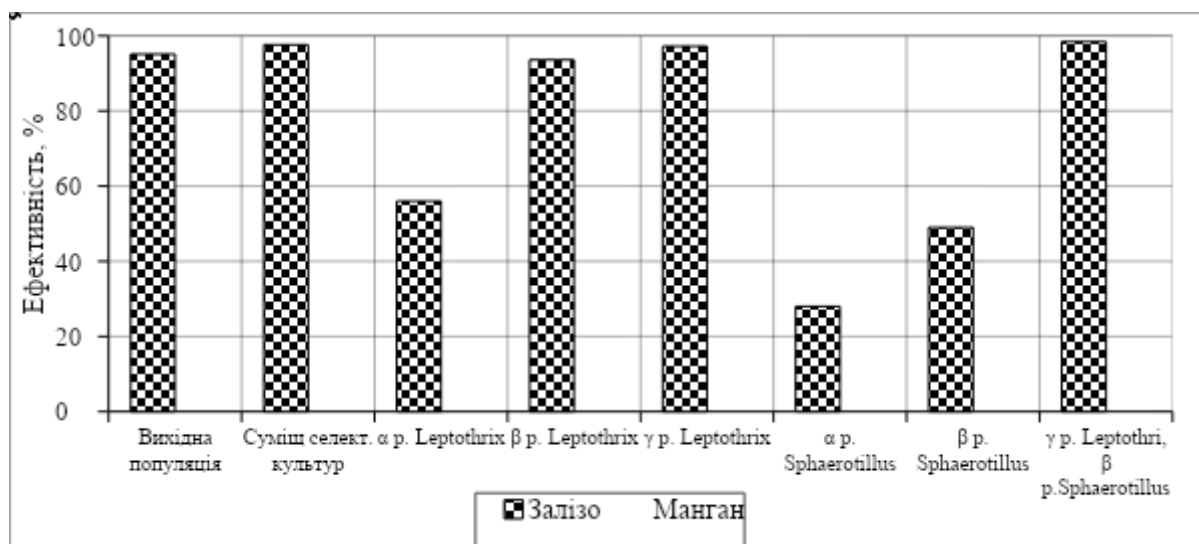
Ефективність видалення заліза та мангану з модельних розчинів
із застосуванням селектованих культур

Селектована культура мікроорганізмів	Концентрація на виході, мг/дм ³		Ефективність видалення, %	
	Залізо	Манган	Залізо	Манган
Розчин №1- 5 мг/дм ³ Fe(II) + 0,5 мг/дм ³ Mn(II)				
α р. <i>Leptothrix</i>	1,3	0,42	74	16
β р. <i>Leptothrix</i>	0,32	0,4	93,6	20
γ р. <i>Leptothrix</i>	0,19	0,4	96,2	20
α р. <i>Sphaerotillus</i>	3,4	0,29	32	42
β р. <i>Sphaerotillus</i>	2,2	0,19	56	62
р. <i>Leptothrix</i> та р. <i>Sphaerotillus</i> співвідношення 1:1	0,18	0,1	97,6	94

γ р. <i>Leptothrix</i> та β р. <i>Sphaerotillus</i> співвідношення 1:1	0,07	0,01	98,6	98
Вихідна популяція (контроль)	0,18	0,1	96,4	80
Розчин № 2 - 10 мг/дм ³ Fe(II) + 2 мг/дм ³ Mn(II)				
α р. <i>Leptothrix</i>	4,4	1,4	56	30
β р. <i>Leptothrix</i>	0,64	1,4	93,6	30
γ р. <i>Leptothrix</i>	0,28	1,1	97,2	45
α р. <i>Sphaerotillus</i>	7,2	0,95	28	52,5
β р. <i>Sphaerotillus</i>	5,1	0,69	49	65,5
р. <i>Leptothrix</i> та р. <i>Sphaerotillus</i> співвідношення 1:1	0,49	0,24	97,6	92,5
γ р. <i>Leptothrix</i> та β р. <i>Sphaerotillus</i> співвідношення 1:1	0,16	0,03	98,4	98,5
Вихідна популяція (контроль)	0,49	0,24	95,1	88



a



б

Рис. 3.15. Ефективність видалення заліза та мангану селектованими культурами з модельних розчинів:

а- №1;

б - №2

При фільтруванні модельного розчину №1, в якому вміст заліза та мангану становив відповідно 5 та 0,5 мг/дм³, застосування селектованих культур родів *Leptotrix* та *Sphaerotillus* (рис. 3.15 а), сприяло достатньо ефективному видаленню заліза (максимально досягнуте значення показника сягало 96 %). Однак ефективність вилучення мангану була гіршою, ніж у мікроорганізмів вихідної популяції (лише - до 62 %). Причина цього може полягати у тому, що контрольна вихідна популяція була мікроценозом, а селектовані культури отримувались із чистих культур.

Подібна ситуація з спостерігалась і при фільтруванні модельного розчину № 2 з більш високими концентраціями заліза (10 мг/дм³) і мангану (2 мг/дм³). Максимальна ефективність вилучення заліза в цьому випадку сягала - 97 %, а мангану - 65 % (рис. 3.15 б).

На противагу окремим культурам мікроорганізмів змішані популяції продемонстрували під час експериментів достатньо високу ефективність порівняно з вихідним мікроценозом у процесі видалення обох компонентів. Зокрема, при фільтруванні модельних розчинів з концентрацією заліза та мангану - 5 і 0,5 мг/дм³ та 10 і 2 мг/дм³ відповідно - суміш селектованих культур дозволяла видаляти залізо з ефективністю до 97,6 %, а мангану - до

94 % порівняно з ефективністю для вихідної популяції, яка становила до 96,4 % - для заліза та до 88 % - для мангану.

Суміш чистих культур мікроорганізмів протягом експериментів показали невисоку відносно вихідної популяції ефективність: цей показник для мангану складав 62 % проти 80 % відповідно.

Максимальна ефективність вилучення заліза та мангану була зафіксована при застосуванні суміші культур *γ* р. *Leptotrix* та *β* р. *Sphaerotillus* - до 98,6 % для обох компонентів [133-134].

За результатами проведених досліджень було визначено умови для отримання найбільш ефективних селектованих культур залізо- та манганоокиснюючих бактерій, а саме: оброблення УФ-опроміненням з довжиною хвилі 260 нм та обробка розчином HNO_2 з концентрацією 0,03-0,04 М з часом контакту обох реагентів - 20 хвилин. Отримані селектовані культури було збережено для подальшого застосування шляхом заселення ними завантаження цеолітових фільтрів знезалізнення/деманганації води, а також для вивчення можливих синергетичних взаємодій між ними.

Враховуючи, що селектовані культури мікроорганізмів в неасептичних умовах поступово елімінуються з мікроценозів, було розглянуто два принципових технологічних підходи, сутність яких полягає у наступному:

- періодичне введення у фільтруюче завантаження суміші природних культур мікроорганізмів (1 раз на 3-4 промивки);
- періодичне введення у фільтруюче завантаження суміші селектованих культур мікроорганізмів (1 раз на 3-4 промивки), а також їх безперервне додавання протягом фільтроциклу для нівелювання наслідків елімінації.

Перший метод є дешевшим і доступнішим, оскільки потребує культивування і перенесення мікроорганізмів лише один раз на кілька фільтроциклів; другий - більш складний у реалізації, тому що внаслідок постійної елімінації селектованих культур необхідно підтримувати їх чисельність шляхом безперервного введення інокуляту.

3.6. Дослідження з вибору фільтруючого завантаження

Для можливості практичної реалізації біотехнологічних методів, насамперед, необхідно було вирішити ряд технологічних задач, зокрема: розробити ефективні прийоми перенесення інокуляту у завантаження фільтрів, підібрати найбільш придатний для вказаних цілей фільтруючий матеріал, визначити оптимальні параметри і режими фільтрування та промивки фільтруючого шару.

Найчастіше у практиці питного водопостачання для завантаження фільтрів застосовуються такі матеріали, як кварцовий пісок, природний цеоліт, активне вугілля, керамзит. Тому, саме вони були використані у дослідженнях щодо встановлення можливості закріплення на їх поверхні мікроорганізмів та впливу останніх на ефективність видалення сполук заліза і мангану.

Вказані експерименти було здійснено на пілотному фільтрувальному стенді. Фільтри завантажувались пошарово одним, двома або трьома матеріалами; загальна висота фільтруючого шару становила біля 1,1 м. Фільтруючі матеріалами попередньо оброблювались підготовленим інокулятом культур р. *Leptotrix* та р. *Sphaerotilus*.

Загальна кількість мікроорганізмів у фільтруючому завантаженні визначалась по завершенню IV фільтроциклу під час промивки фільтра без введення дезінфікуючих реагентів. Дослідження відбувались за кімнатної температури, концентрація заліза та мангану у модельному розчині становила 10 та 2 мг/дм³ відповідно; ефективність очищення води визначалась в середньому за 4 фільтроцикли. Паралельно працював «контрольний» фільтр з цеолітом без внесення мікроорганізмів.

Результати першої серії експериментів із застосуванням природного цеоліту (кліноптилоліту), попередньо заселеного залізо- та манганоокислюючими бактеріями, показали, що початкова ефективність процесу знезалізнення протягом усіх чотирьох фільтроциклів відразу сягала 70 % і далі поступово збільшувалась – до 98 %. Ефективність процесу деманганації, навпаки, зростала досить повільно, як протягом I-фільтроциклу, так і у наступних II-IV фільтроциклах і набувала свого

максимального значення лише в останньому до промивки IV фільтроциклі (рис. 3.16).

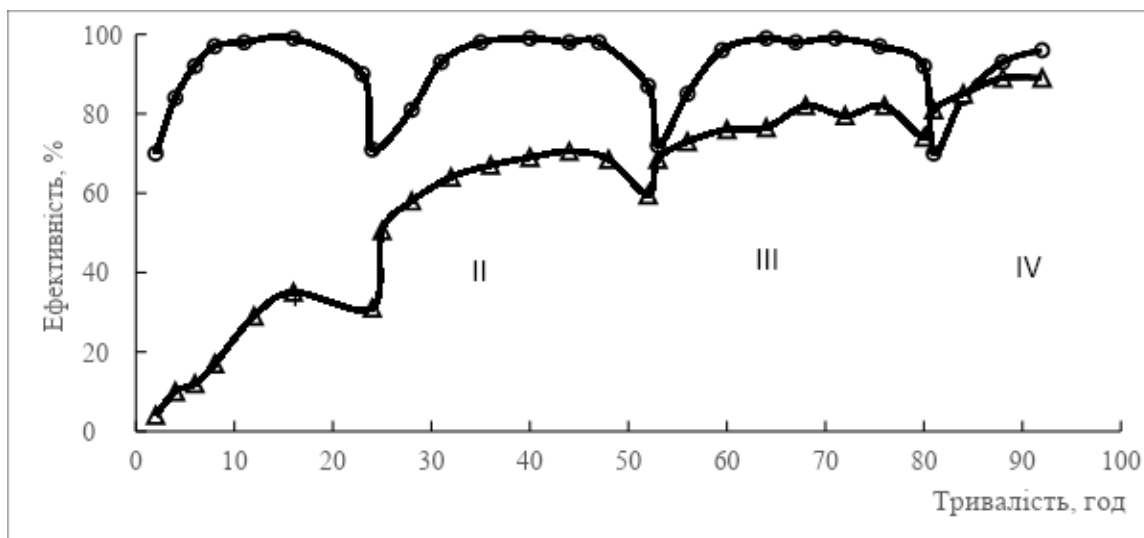


Рис. 3.16. Ефективність видалення заліза та мангану на цеоліті:

1- залізо; 2 – манган;

I-IV - фільтроцикли

Результати другої серії експериментів, інтерпретовані графічно (рис. 3.17-3.18), де для завантаження фільтрів використовувались заселені залізо- та манганоокиснюючими бактеріями кварцовий пісок, керамзит та кварцовий пісок/керамзит, показали однотипність усіх кривих ефективності процесів знезалізнення/деманганації на різних фільтруючих матеріалах. При цьому для заліза найкращі результати було отримано для двошарового завантаження – кварцовий пісок/керамзит (ефективність біля 45%), а для мангану – керамзит (найбільша ефективність у IV фільтроциклі – біля 14 %).

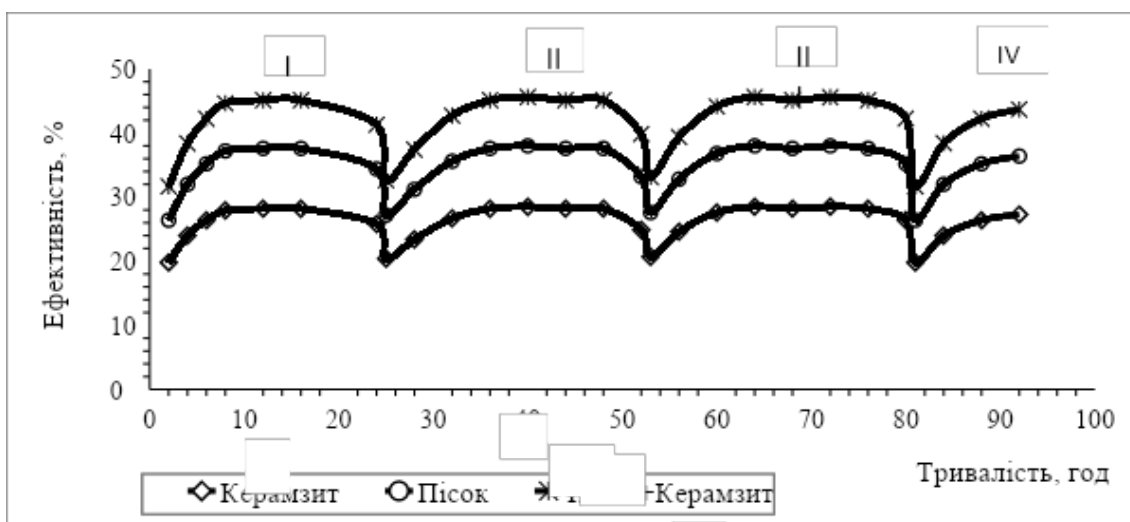


Рис. 3.17. Ефективність видалення заліза на різному завантаженні:
I-IV – фільтроцикли

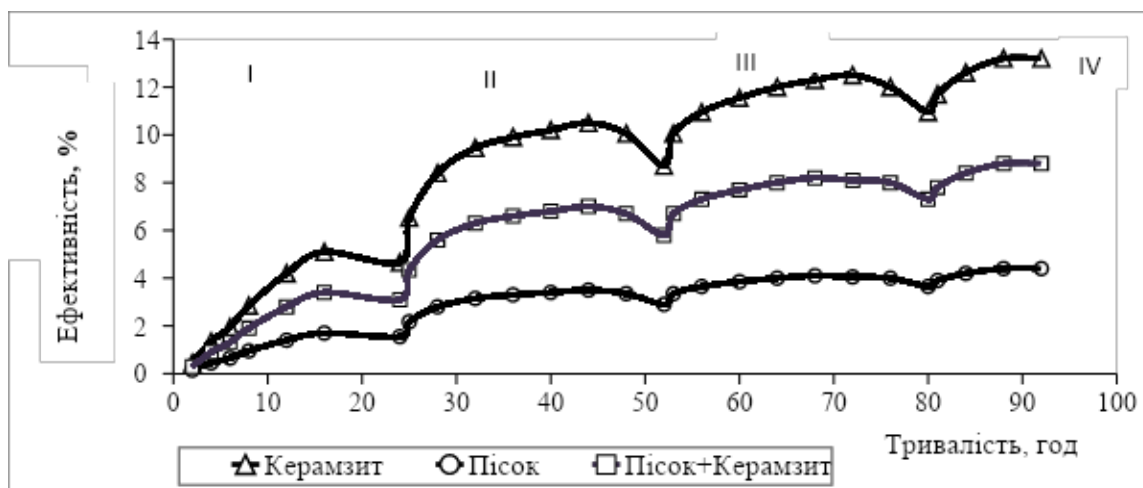


Рис. 3.18. Ефективність видалення мангану на різному завантаженні:
I-IV – фільтроцикли

Щодо порівняння процесів знезалізнення та деманганації, то як і у випадку з цеолітом, ефективність видалення заліза відразу була вищою у всіх фільтроциклах, а для мангану - зростала поступово, як у межах самого фільтроциклу, та і за наступними фільтроциклами.

У третій серії експериментів було досліджено активне вугілля та його комбінацій з кварцовим піском (двошарове завантаження) та з кварцовим піском і керамзитом (тришарове завантаження), попередньо заселених залізо- та манганоокиснюючими бактеріями.

Характер кривих та динаміка зміни ефективності процесів видалення з води заліза та марганцю в цілому були аналогічними одержаним у другому експерименті. Найкращі результати для обох процесів було досягнуто при застосуванні тришарового завантаження – активне вугілля/кварцовий пісок/керамзит: максимально досягнута ефективність знезалізнення становила біля 90 %, деманганізації - біля 69 % (рис. 3.19-3.20).

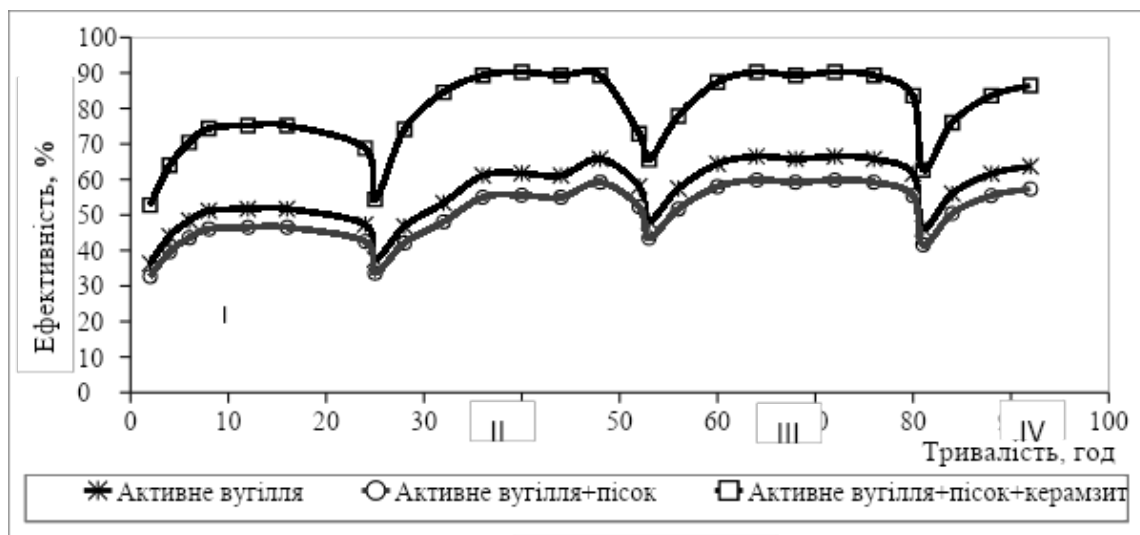


Рис. 3.19. Ефективність видалення заліза на різному завантаженні:
I-IV – фільтроцикли

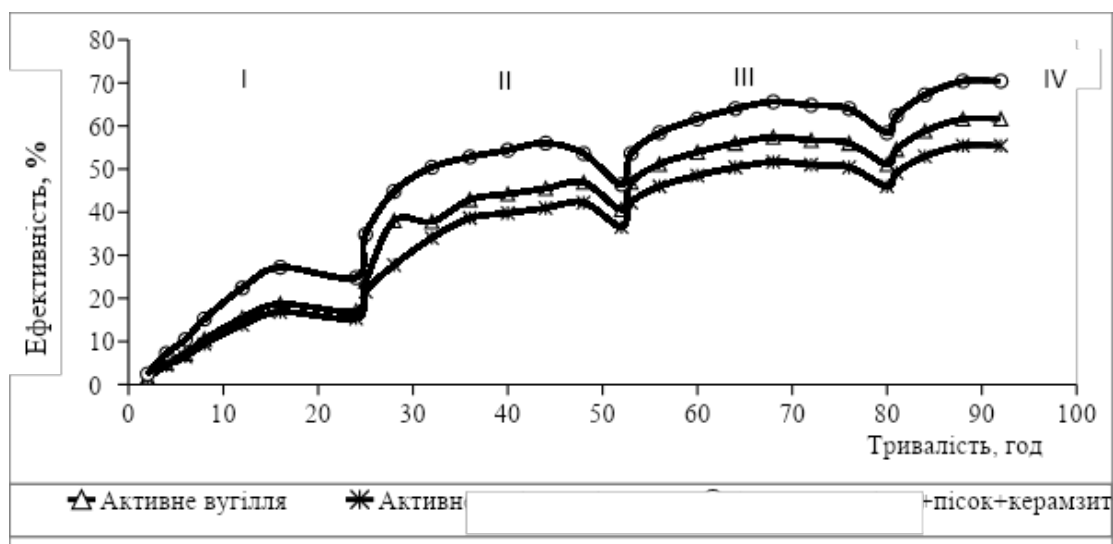


Рис. 3.20. Ефективність видалення марганцю на різному завантаженні:
I-IV – фільтроцикли

Варто відзначити, що у наведених вище результатах експериментів з використанням кварцового піску, ефективність видалення заліза не перевищувала - 40 %, а мангану – 5 %. Однак у роботах деяких дослідників при застосуванні фільтрів із піщаним завантаженням спостерігалась висока ефективність біологічної деманганації, навіть понад 98 %. Такий високий показник, імовірно, може бути пояснений присутністю інших специфічних бактерій у завантаженні фільтра.

Для оцінки ефективності саме біологічного процесу видалення заліза та мангану протягом досліджень визначався також показник величини ЗМЧ в одиниці завантаження фільтру. Згідно отриманих результатів (табл. 3.15, рис.3.21) активне вугілля показало високу здатність до накопичення біомаси бактерій у процесі фільтрування, але зниження вмісту сполук заліза та мангану при цьому було невисоким.

Таблиця 3.15

Величина ЗМЧ та ефективність видалення заліза та мангану
на різних фільтруючих матеріалах

Фільтруючий матеріал	ЗМЧ, КУО/см ³ завантаження	Ефективність видалення, %	
		Залізо	Манган
Активне вугілля	4500±150	66±2	42±1
Цеоліт	2000±150	96±2	78±1
Пісок	900±50	36±2	3±0,5
Керамзит	20±10	26±2	8±1
Двошарове завантаження:		64±2	49±1
<i>активне вугілля</i>	2500±100		
<i>пісок</i>	800±50		
Двошарове завантаження:		44±2	12±1
<i>пісок</i>	1300±200		
<i>керамзит</i>	110±20		
Тришарове завантаження:		72±2	62±1
<i>активне вугілля</i>	6000±150		
<i>пісок</i>	1100±50		
<i>керамзит</i>	100±20		
Контроль	1050±50	-	-

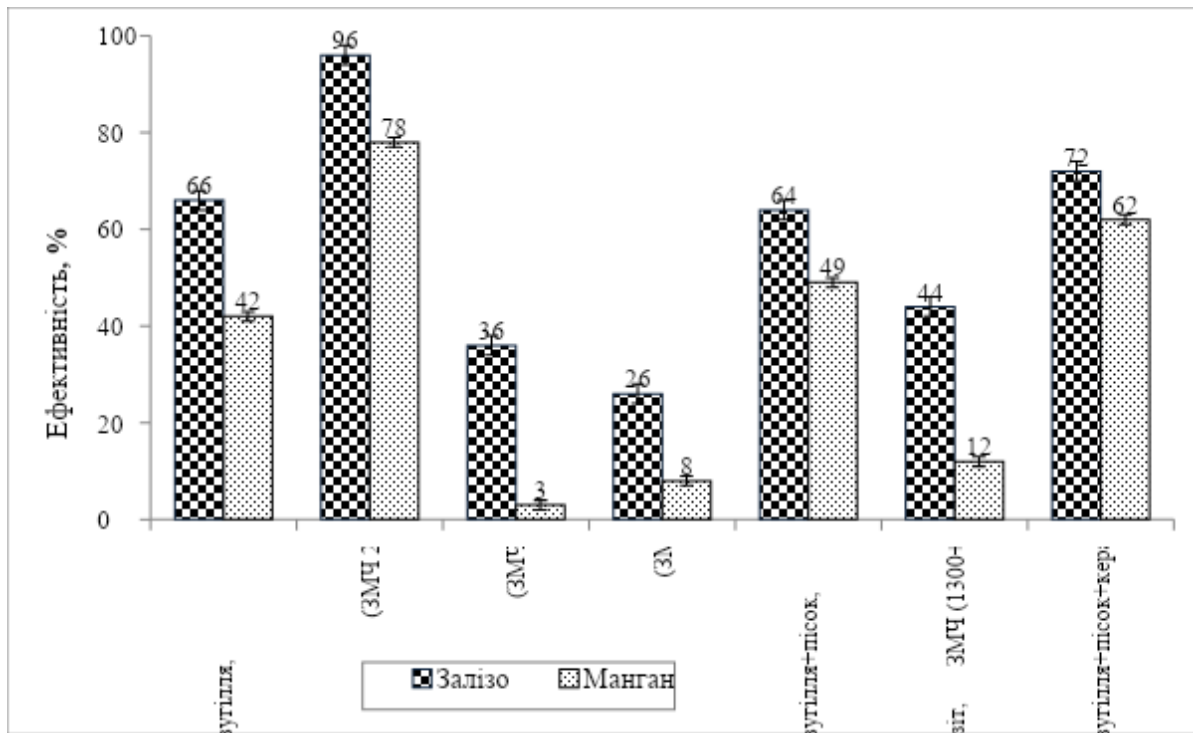


Рис.3.21. Величина ЗМЧ (КУО/см³) та ефективність видалення заліза і мангану на різних фільтруючих матеріалах

Отже, за результатами експериментів найбільшу здатність накопичувати біомасу бактерій у процесі фільтрування виявило активне вугілля (завдяки високій питомій поверхні), але при цьому воно було менш ефективним щодо затримання заліза і мангану. Крім того, акумуляція активним вугіллям сполук хлору (при промивці) призводила до збільшення необхідного для нарощування біомаси часу у наступних циклах фільтрування. Цеолітове завантаження, хоча і характеризувалось меншим питомим накопиченням біомаси, але через високу здатність цеоліту видаляти частину заліза фізико-хімічним шляхом, сумарна ефективність процесу очищення була вищою, ніж із активним вугіллям. При фільтруванні води через інші досліджувані матеріали спостерігалось як менше накопичення біомаси, так і нижча сумарна ефективність знезалізнення/ деманганації.

З урахуванням позитивних результатів, одержаних під час вивчення фільтруючих матеріалів, та високих власних технологічних параметрів, у подальших дослідженнях використовувався саме цеоліт (кліноптилоліт Сокирницького родовища) фракції 1-3 мм.

Вибір цеоліту також був обумовлений і тим, що він відноситься до природних мікропористих каркасних алюмосилікатів, які характеризуються високими технологічними параметрами за відсутності негативних екологічних наслідків при їх використанні. Вони не набухають у воді, достатньо легко піддаються механічній обробці з наступним фракціонуванням, мають унікальні молекулярно-ситові, сорбційні (катионообмінні) і адгезійні властивості, безпечні для живих організмів. За мінералогічним складом Сокирницький цеоліт належить до типу кліноптилоліту, вміст якого у породі оцінюється на рівні 65-70 %, що дозволяє використовувати його без попереднього збагачення). За хімічним складом цей матеріал відноситься до натрій-калійних цеолітів з типовою формулою: $(\text{Na}_2^+, \text{K}_2^+)\text{O} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 8\text{SiO}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$.

3.7 Відпрацювання способу переносу мікроорганізмів в завантаження фільтрів

Подальшою важливою задачею було відпрацювання стадії інокуляції, реалізація якої могла відбуватися наступними основними шляхами:

- вирощування мікробної біомаси у рідкому середовищі та оброблення нею завантаження фільтра;
- культивування бактерій на твердому середовищі, приготування суспензії мікроорганізмів та обробка завантаження фільтра рідким інокулятом.

При вирощуванні інокуляту на рідкому середовищі цеоліт оброблявся цим розчином. Для заселення завантаження колоніями, що вирости на твердому середовищі, застосовувався механічний перенос, який відбувався шляхом змішування посівного матеріалу з верхнім шаром цеоліту. Крім того, цеоліт оброблявся приготовленою суспензією мікроорганізмів, виростих на твердому середовищі. Обробка посівним матеріалом, отриманим двома різними способами, відбувалась у непроточному режимі.

При вирощуванні бактерій у рідкому середовищі спостерігався лише незначний ріст мікроорганізмів р. *Sphaerotillus* - колонії були невеликого діаметру. Закріпити їх на фільтруючому завантаженні, а отже і досягти

будь-якого помітного впливу на ефективність видалення заліза та мангану в цьому випадку не вдалося.

На твердому середовищі три культури - р. *Siderocapsa*, р. *Galionella*, р. *Hyphomicrobium* - практично не давали росту (колонії були мілкими), однак їх ріст спостерігався на середовищі без заліза. Це може свідчити про здатність вказаних бактерій сприяти видаленню заліза в асоціації з іншими мікроорганізмами, для життєзабезпечення яких вони потрібні.

Інші штами, зокрема, р. *Leptothrix*, р. *Sphaerotillus*, р. *Metallogenium*, на твердому середовищі показували помітний ріст. Враховуючи, що протягом експериментів колонії родів *Leptothrix*, *Sphaerotillus* і *Metallogenium* були більшими за інші і їх ріст проявлявся швидше (на 5-6 добу культивування), саме ці культури були вибрані для застосування у подальших дослідженнях.

Під час досліджень можливих шляхів іммобілізації на фільтруючому матеріалі вказаних вище мікроорганізмів було встановлено, що при механічному переносі на цеоліт закріплення бактерій не відбулося, проте мікроорганізми вдалося перенести при обробленні фільтруючого завантаження суспензією. Серед них було проведено диференціацію за морфологічними ознаками та забарвленням гескаціаноферратом (II) калію відповідно до [82].

Отже, за результатами проведених досліджень для подальшого застосування був прийнятий метод розсіву культури на твердому середовищі з наступним перенесенням через суспензію [149].

3.8. Дослідження та відпрацювання методу промивки

Невід'ємним етапом будь-якого процесу фільтрування є промивка фільтруючого матеріалу, яка забезпечує його очищення від накопичених забруднень. Цикл досліджень щодо визначення параметрів цього процесу було здійснено на пілотному фільтрі, завантаженому зернистим цеолітом. При цьому особливим фактором, який потрібно було враховувати під час промивки, була необхідність збереження у фільтруючому шарі життєздатних мікроорганізмів задля можливості їх активної участі у

процесах знезалізнення і деманганації. Тому, було досліджено два режими промивки фільтру:

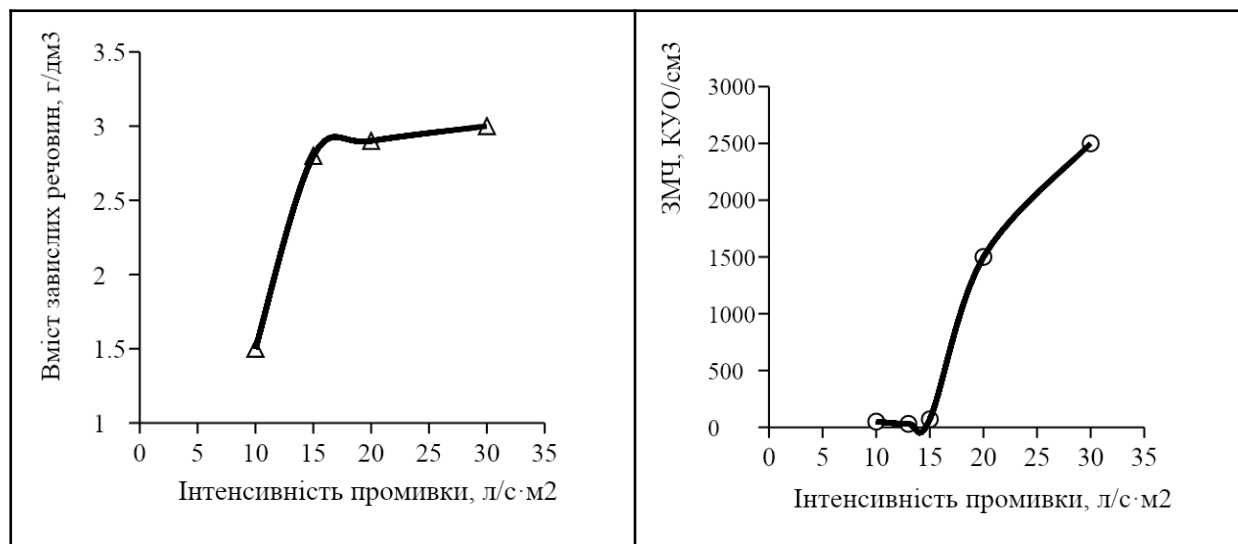
- звичайний, без застосування знезаражуючих реагентів;
- поглиблений (із застосуванням знезаражуючих реагентів), який забезпечував, з одного боку, належний санітарно-гігієнічний стан завантаження шляхом його дезінфекції, а, з другого боку, не перешкоджав існуванню залізо- та манганоокиснюючих мікроорганізмів.

Експерименти було здійснено на реальній підземній воді із вмістом сполук заліза біля 15-20 мг/дм³, а мангану - 1,9-2,2 мг/дм³; як дезінфікуючий реагент застосовувався товарний продукт гіпохлориту натрію марки А з вихідною концентрацією - 112 г/дм³.

Для визначання необхідної інтенсивності промивки фільтруючий матеріал по завершенню фільтроциклу (тривалість якого було прийнято у 24 години), промивався розрахованою кількістю води. Контроль за якісними параметрами промивної води здійснювався за вмістом завислих речовин (показник ефективності відмивання фільтруючого шару) та величиною ЗМЧ (показник вимивання мікроорганізмів із фільтруючого завантаження), інтенсивність подачі промивної води змінювалась у діапазоні 10-30 л/с·м².

За найменшу з досліджених інтенсивностей промивки, а саме 10 л/с·м², вміст завислих речовин у промивній воді становив - 1,5 г/дм³, а при збільшенні цього параметру до 15 л/с·м² - зростав до 2,8 г/дм³. Величина ЗМЧ при цьому відповідно дорівнювала 50 та 70 КУО/см³, тобто вимивання залізо- та манганоокиснюючих бактерій практично не відбувалось.

При подальшому підвищенні інтенсивності промивки до 20 та 30 л/с·м² концентрація завислих речовин у промивній воді ще трохи збільшувалася і досягала значень - 2,9 та 3,0 г/дм³ відповідно. Водночас величина ЗМЧ у промивній воді різко зростала - до 1500 та 2500 КУО/см³ відповідно, що вказувало на початок вимивання мікроорганізмів із завантаження фільтру (рис. 3.22).



а

б

Рис. 3.22. Динаміка зміни показників від інтенсивності промивки:

а - завислих речовин;

б - ЗМЧ

Тобто, згідно результатів експериментів величина інтенсивності промивки фільтру, при якій не відбувалось помітне винесення із завантаження мікроорганізмів, становила - 15 л/с·м².

За результатами експериментів з визначення оптимального часу промивки фільтруючого матеріалу шляхом встановлення залежності вмісту завислих речовин у промивній воді від тривалості промивки (рис. 3.21), було встановлено, що на початковій стадії промивки (0,25-1,5 хвилин від початку) вміст завислих речовин у промивній воді знаходився у межах 0,43-1,25 г/дм³, далі, в часовому діапазоні 1,5-4,5 хвилин, спостерігалось їх поступове зменшення - до 0,12 г/дм³, а після 4,5 хвилин промивки - концентрація завислих речовин різко знижувалась майже до нульових значень.

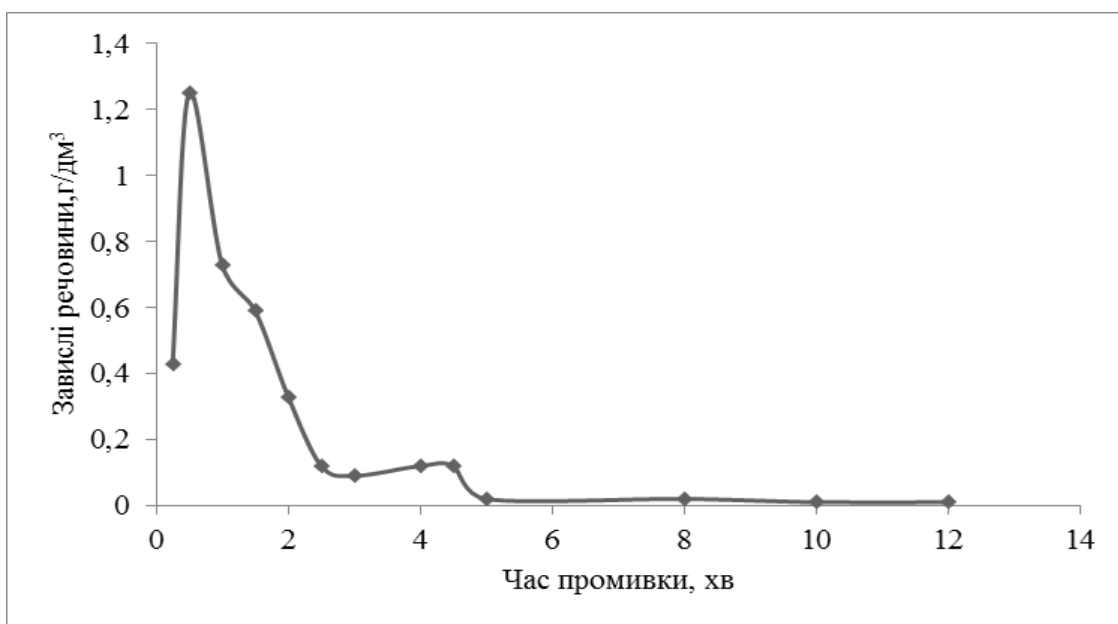


Рис. 3.21. Залежність вмісту завислих речовин у промивній воді від часу промивки

Виходячи з отриманих результатів, за оптимальну тривалість промивки фільтруючого завантаження було прийнято 10 хвилин.

Для перевірки правильності визначених експериментальним шляхом оптимальних параметрів промивки фільтрів було здійснено кілька фільтроциклів знезалізнення із запропонованим режимом промивки, а саме - інтенсивність подачі промивної води - $15 \text{ л/с} \cdot \text{м}^2$, тривалість промивки - 10 хвилин. На початку I-фільтроциклу (рис. 3.22) ефективність видалення заліза поступово зростала протягом перших 10 годин, що відповідало часу нарощування мікроорганізмів у фільтруючому матеріалі та їх пристосуванню до умов фільтрування. Далі процес знезалізнення стабілізувався і залишався на рівні ефективності - 73 %.

Після промивки у II-фільтроциклі час відновлення активності матеріалу до вилучення заліза був набагато меншим (фактично ефективність відновлювалась протягом перших годин фільтрування), що вказувало на присутність у завантаженні мікроорганізмів. Отже, застосований режим промивки фільтруючого шару виявився «лояльним» до мікроорганізмів і не призводив до їх значного вимивання із завантаження.

Аналогічний перебіг процесу знезалізнення спостерігався і після другої промивки у III-фільтроциклі. Проте середня ефективність видалення заліза була дещо меншою, ніж у двох перших фільтроциклах, що вказувало на поступову елімінацію активних мікроорганізмів, а отже і необхідність періодичного проведення заміни мікрофлори завантаження.

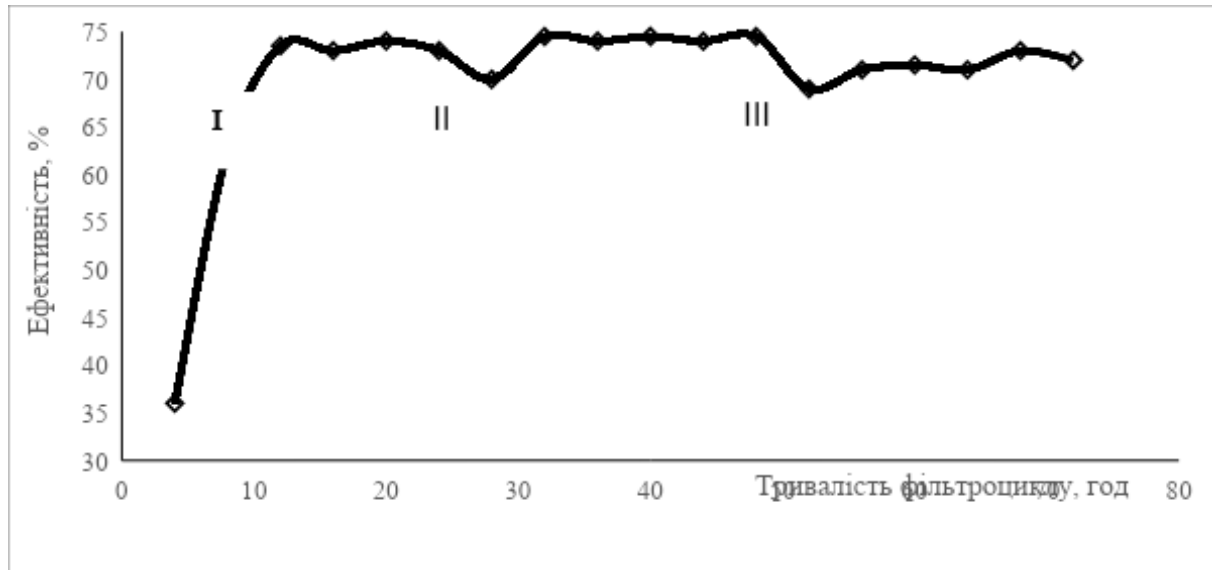


Рис. 3.22. Вплив режиму промивки фільтра на ефективність знезалізнення води:
I-III - фільтроцикли

Отже позитивними результатами проведених досліджень було підтверджено правильність експериментально визначеного режиму промивки, а саме: інтенсивність подачі промивної води - $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$, тривалість - 10 хвилин.

У практиці водопідготовки окрім повітряної часто застосовується і водоповітряна промивка фільтрів. Шляхом проведення аналогічних досліджень для водоповітряної промивки було визначено наступний оптимальний режим:

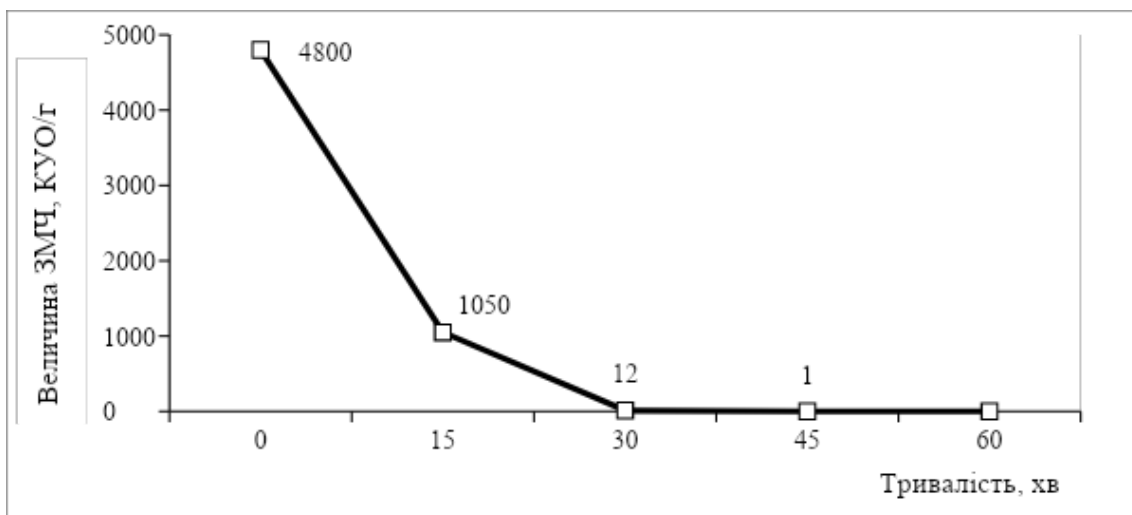
- продувка тільки повітрям з інтенсивністю $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ протягом 1-2 хв;
- сумісна промивка водою та повітрям з інтенсивністю подачі повітря - 15 та води – $8 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ протягом 15 хв;
- кінцева промивка тільки водою з інтенсивністю $15 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$ протягом 1-3 хв.

Як вказувалось раніше, для підтримання мікроорганізмів переважно у фазі логарифмічного росту і запобігання «старінню» культури необхідна періодична обробка завантаження дезінфікуючим реагентом з подальшим відновленням в ньому мікрофлори за рахунок інокуляту

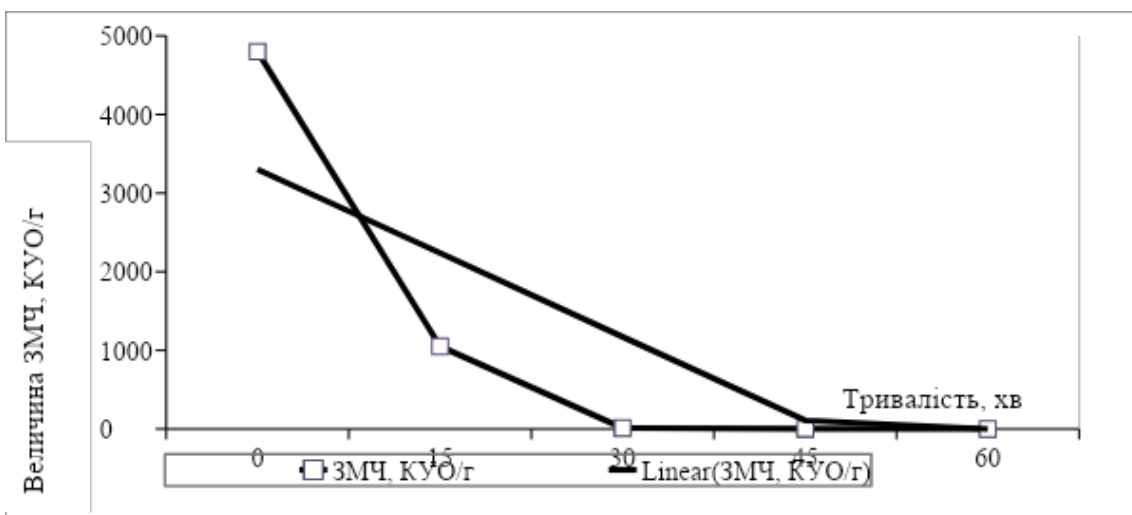
Задля цього було досліджено процес знезараження фільтруючого матеріалу і, насамперед, визначено необхідний час експозиції завантаження фільтрів з дезінфікуючим агентом (в експериментах застосовувався гіпохлорит натрію дозою 40 мг/дм³).

Отримані результати, зокрема їх графічна інтерпретація у звичайній та логарифмічній залежності (рис. 3.23), показали, що після 30-хвилинної експозиції величина ЗМЧ (у перерахунку на 1 г фільтруючого матеріалу) знижувалась - до 12 КУО/г, через 45 хвилин - до 1 КУО/г, а тривалість контакту гіпохлориту натрію з фільтруючим матеріалом протягом 60 хвилин призводила практично до повної його дезінфекції.

Тобто, враховуючи результати досліджень, для достатньої ефективності дезінфекції фільтруючого завантаження дозою гіпохлориту натрію 40 мг/дм³ потрібний 30-хвилинний контакт. При дозах гіпохлориту натрію, які згідно вимог ДСанПіН 2.2.4-171-10 повинні забезпечувати відповідну концентрацію залишкового хлору, необхідна тривалість експозиції буде перевищувати 120 хвилин. За таких умов експериментально визначений оптимальний час промивки, а саме 20 хвилин, виявляється недостатнім для досягнення ефективного знезараження фільтруючого завантаження за рахунок залишкового хлору у промивній воді (як це відбувається у звичайному фільтрувальному процесі), тому знезараження фільтруючого матеріалу має здійснюватися окремою від промивки стадією.



a



б

Рис 3.23. Залежність величини ЗМЧ від часу контакту дезінфектанту з фільтруючим завантаженням:

a – у звичайній шкалі;

б – у логарифмічній шкалі

Зважаючи на той факт, що для дезінфекції завантаження потрібна більш висока доза натрію гіпохлориту (40 мг/дм^3), ніж для знезараження води, на практиці доцільно застосовувати висококонцентрований розчин гіпохлориту натрію заводського виготовлення.

Для розвитку залізо- та манганокиснюючих мікроорганізмів у товщі фільтруючого матеріалу, останній повинен бути ретельно відмитий від залишку знезаражуючого реагенту. У випадку застосування гіпохлориту

натрію (або інших хлор-реагентів) вміст залишкового хлору у промивній воді має становити менше 0,1 мг/дм³.

За результатами експериментів щодо залежності вмісту залишкового хлору у промивній воді від часу відмивки фільтруючого завантаження (з інтенсивністю подачі води 15 л/с·м²) було встановлено, що:

- при тривалості промивки 5 хвилин вміст залишкового хлору знижувався до 5,2 мг/дм³;
- при 10 хвилинах – до 3,1 мг/дм³;
- при 15 хвилинах – до 0,4 мг/дм³;
- після 20 хвилини – до менше 0,1 мг/дм³.

Отже достатньою тривалістю відмивки фільтруючого шару після дезінфекції можна вважати - 20 хвилин, за такий час вміст залишкового хлору знижуватимуся до 0,1 мг/дм³. Після повної відмивки завантаження фільтр може заповнюватися інокулятом.

Задля можливості реалізації процесів знезалізнення/деманганації підземних вод з використанням мікроорганізмів в реальних умовах, на підставі результатів проведених експериментальних досліджень було розроблено схему промивки фільтруючого завантаження фільтрів.

Для вказаних цілей необхідно було передбачати два види промивок: звичайний (без застосування дезінфікуючих реагентів) та поглиблений (із застосуванням знезаражуючого реагенту). Звичайний тип промивки може реалізуватися у двох режимах, а саме водоповітряна промивка, яка відбувається у три стадії із застосуванням води і повітря, та водяна промивка в одну стадію лише водою.

У режимі поглибленої промивки, окрім звичайної промивки, необхідно передбачати додаткові стадії, а саме знезараження фільтруючого матеріалу, його відмивку від залишків дезінфектанту та регенерацію (заселення мікроорганізмами). Таку поглиблену промивку доцільно здійснюватися 1 раз на 4-5 фільтроциклів або у випадку погіршення мікробіологічних показників якості води.

Для реалізації обох видів промивки було розроблено технологічну блок-схему звичайної промивки та етапу поглибленої промивки фільтруючого завантаження фільтрів знезалізнення та деманганації води (рис. 3.24).

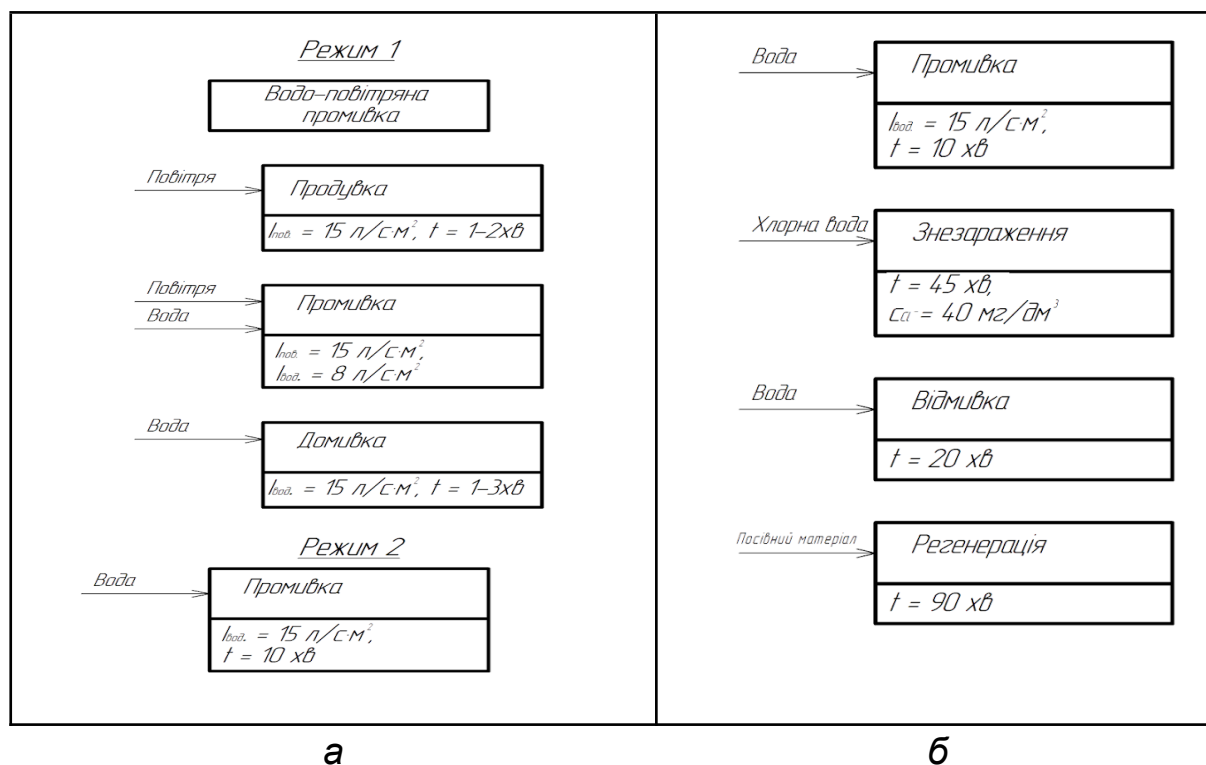


Рис. 3.24. Технологічна блок-схема промивки фільтрів знезалізнення та деманганзації води:

а - звичайна промивка;

б - етап поглибленої промивки

Отже, за результатами експериментальних досліджень режимів промивки фільтруючого завантаження з урахуванням біологічного фактору процесів знезалізнення/деманганзації, було встановлено, що для вказаних цілей необхідно застосовувати два види промивок: звичайний (без застосування дезінфікуючих реагентів) та поглиблений (включає обробку фільтруючого завантаження дезінфектантом).

Звичайний тип промивки може відбуватися у двох режимах, а саме водоповітряна промивка, яка реалізується у три стадії, та 1-стадійна промивка лише водою. При цьому загальний час промивки фільтру складас: для звичайної промивки - 10 хвилин, для поглибленої - 180 хвилин.

Поглиблений тип промивки включає додаткові стадії, а саме: знезараження фільтруючого матеріалу, його відмивку від залишків дезінфектанту та регенерацію (заселення мікроорганізмами).

Потрібна для знезараження доза гіпохлориту натрію становить - 40 мг/дм³, час експозиції - 45 хвилин, тривалість відмивки залишків дезінфектанту - 20 хвилин, регенерація мікроорганізмами - 90 хвилин. Поглиблена промивка може здійснюватися 1 раз на 4-5 фільтрациклів або у випадку погіршення мікробіологічних показників якості води.

З урахуванням результатів досліджень було розроблено схему пілотної установки для реалізації процесу поглибленої промивки фільтруючого завантаження (рис. 3.25).

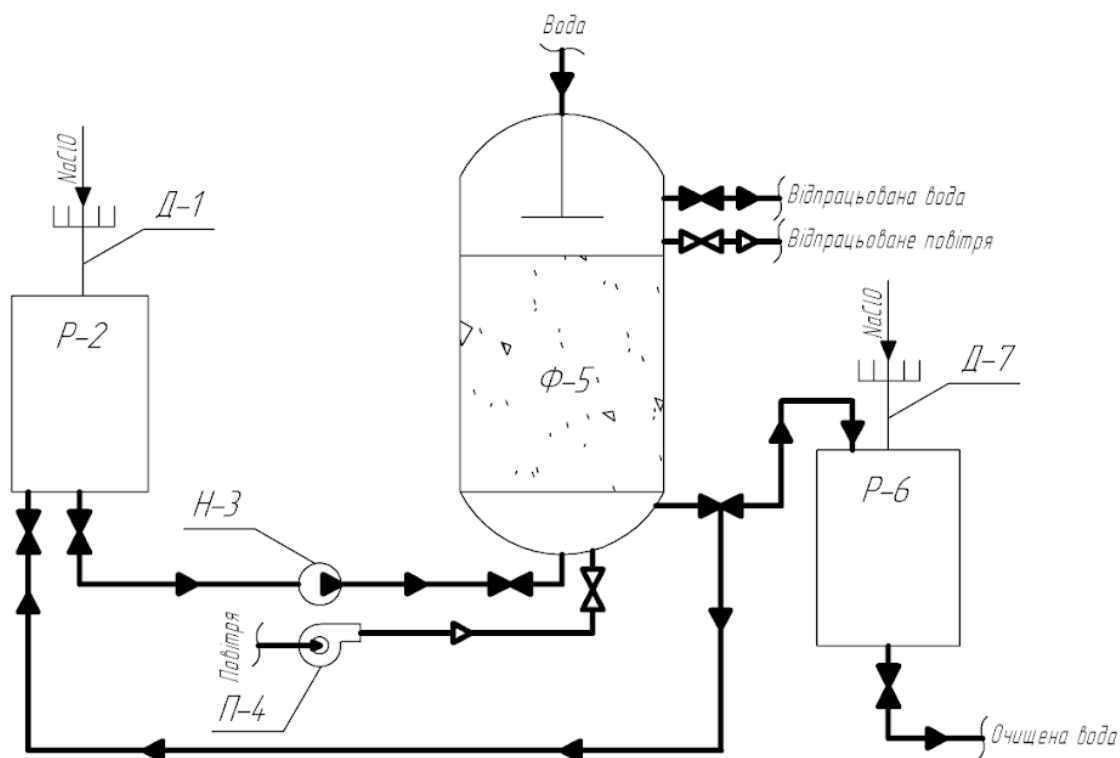


Рис. 3.25. Апаратурне оформлення процесу промивки:

Д-1 – дозатор для дезінфектанту; Р-2 – ємність з водою;
 Н-3 – насос; П-4 – повітродувка; Ф-5 – фільтр;
 Р-6 – резервуар чистої води; Д-7 – дозатор для дезінфектанту

За схемою вода із резервуара Р-2 надходить у нижню частину фільтра Ф-5, з верхньої - відводяться промивні води. Повітря для водоповітряної промивки подається через повітродувку П-4. Резервуар Р-2 заповнюється водою із резервуара чистої води Р-6.

3.9. Відпрацювання методу знезараження води

Враховуючи особливість процесу знезараження води на завершальному етапі її підготовки, зокрема, із застосуванням біотехнологічних методів, було вивчено технологічні прийоми дезінфекції та ефективність деяких знезаражуючих реагентів або їх комбінацій.

Задля наочності у табл. 3.24 наведено узагальнену оцінку найбільш відомих технологій знезараження води.

Таблиця 3.24

Узагальнена оцінка найбільш відомих технологій знезараження води

Показники та критерії	Хлор	Діоксид хлору	УФ	Озон	Мікро-фільтрація	Ультра-фільтрація
Безпека	1	1	3	2	3	3
Бактерицидність	2	2	2	2	3	3
Віруліцидність	1	1	2	2	2	2
Протозооцидність	–	–	3	2	3	3
Вторинний ріст	1	1	1	3	–	–
Пролонгуючи ефект	1	2	–	–	–	–
Залишкова токсичність	3	–	–	1	–	–
Утворення побічних продуктів	3	1	–	1	–	–
Поточні витрати	1	1	1	2	3	3
Капітальні витрати	2	2	2	3	3	3

Примітка. Оцінка показника за критеріями: 1- низька, 2 - середня, 3 – висока; –оцінка за даним критерієм відсутня

У практиці водопостачання для знезараження води в основному застосовуються такі методи, як хлорування, озонування та УФ-випромінювання, інші методи, хоча і відомі, але на водоочисних станціях майже відсутні [150]. Усі реагенти, які застосовуються для дезінфекції питної води характеризуються різною бактерицидною дією, ступенем токсичності, зручністю застосування, здатністю до утворення побічних продуктів тощо. Серед їх основних переваг і недоліків можна відзначити наступні:

□ *газоподібний хлор (хлорна вода)* - сильний окисник, в деяких випадках сприяє подальшому очищенню води, має пролонговану дію, побічні продукти ретельно досліджені, в цілому мало затратний метод. Недоліки: сильнодіюча отруйна речовина, утворення токсичних побічних продуктів, суворі вимоги техніки безпеки при застосуванні;

□ *гіпохлорит натрію (готовий продукт)* - сильний окисник, має пролонговану дію, практично нелетка речовина, менш суворі вимоги до техніки безпеки, ніж до хлорної води. Недоліки: нестійкий розчин (втрати 30 % від початкової концентрації впродовж місяця), може спричиняти осадження кальцію в системі трубопроводів

□ *гіпохлорит натрію (гідролізний)* - сильний окисник, має пролонговану дію, практично нелетка речовина, менш суворі вимоги до техніки безпеки, ніж до хлорної води, не потрібно створювати запас реагенту. Недоліки: нестійкий розчин (втрати 30 % від початкової концентрації впродовж місяця), може спричиняти осадження кальцію в системі трубопроводів. Недоліки: високі затрати електроенергії на приготування, необхідність періодичної заміни електродів;

□ *діоксид хлору* - висока віруліцидна і пролонгована дія, ефективний у низьких дозах, м'який окисник, не утворює хлорорганічних сполук. Недоліки: високо затратний метод, потребує спеціального обладнання та реагентів для приготування;

□ *озон* - висока віруліцидна дія, сильний окисник. Недоліки: сильнодіюча отруйна речовина, відсутність пролонгованої дії, сильний окисник, утворення токсичних побічних продуктів (озоніди та ін.), високо затратний метод, потребує спеціального обладнання;

□ *УФ- опромінення* - висока віруліцидна дія, не утворює токсичних побічних продуктів (принаймні відомих у теперішній час). Недоліки: відсутність пролонгованої дії, ефективність знезараження залежить від прозорості, каламутності, жорсткості води, високо затратний метод, потребує спеціального обладнання.

З огляду на вищевказане, для експериментів були вибрані газоподібний хлор, гіпохлорит натрію (товарний продукт), діоксид хлору (одержаний на установці «Oxiperm»), УФ-опромінення, а також комбінації цих дезінфектантів.

Для оцінки бактерицидної дії вказаних реагентів було визначено оптимальні дози дезінфектантів при фільтруванні води з вмістом заліза - 3,0-4,5 мг/дм³ та мангану 0,3-0,4 мг/дм³ (табл. 3.25).

Отримані результати досліджень підтвердили, що для запропонованої технології знезалізнення/деманганації можуть бути застосовані реагенти, які зазвичай використовуються на станціях водоочищення для знезараження води. Серед них найбільш перспективним для практичної реалізації у теперішній час вважаються гіпохлорит натрію та його комбінації з УФ або діоксидом хлору.

Таблиця 3.25

Дози знезаражуючих реагентів, які забезпечують нормативні вимоги до питної води за ЗМЧ

Номер пор.	Реагенти	Доза, мг/дм ³
1	Газоподібний хлор	1,25±0,08
2	Гіпохлорит натрію	1,10±0,09
3	Діоксид хлору	0,30±0,02
4	УФ-опромінення	112±2 мДж /см ²
5	Гіпохлорит натрію + діоксид хлору	0,50±0,05 + 0,10±0,02
6	Гіпохлорит натрію + УФ-опромінення	0,49±0,05 + 44± 2 мДж/см ²

Доречно також зауважити, що для кожного конкретного об'єкту водопостачання оптимальну дозу знезаражуючих реагентів потрібно уточнювати безпосереднього на місці. Крім того, потрібно враховувати, що УФ-опромінення на кінцевій стадії водопідготовки (через відсутність пролонгованого бактерицидного ефекту) може застосовуватися лише у комбінації з іншим знезаражуючим реагентом, здатним забезпечити бактеріостатичний ефект у системах транспорту питної води.

3.10. Розроблення технологічної схеми інтенсифікації процесів знезалізнення і деманганації води з використанням природних або селектованих культур залізобактерій

На підставі результатів досліджень для реалізації біотехнології

зnezалізнeння і деманганaції на швидких фільтрах було розроблено дві технологічні схеми, включаючи і промивку фільтруючого завантаження, із використанням природних або селектованих культур мікроорганізмів.

У першій технологічній схемі (рис. 3.26) мікроорганізми родів *Leptothrix* та *Sphaerotillus* після культивування на твердому поживному середовищі змиваються вихідною водою. В отриманому змиві визначається їх чисельність та розраховуються необхідні об'єми суспензій для забезпечення оптимального співвідношення кількості мікроорганізмів (встановлюється лабораторним шляхом для реальної якості вихідної води).

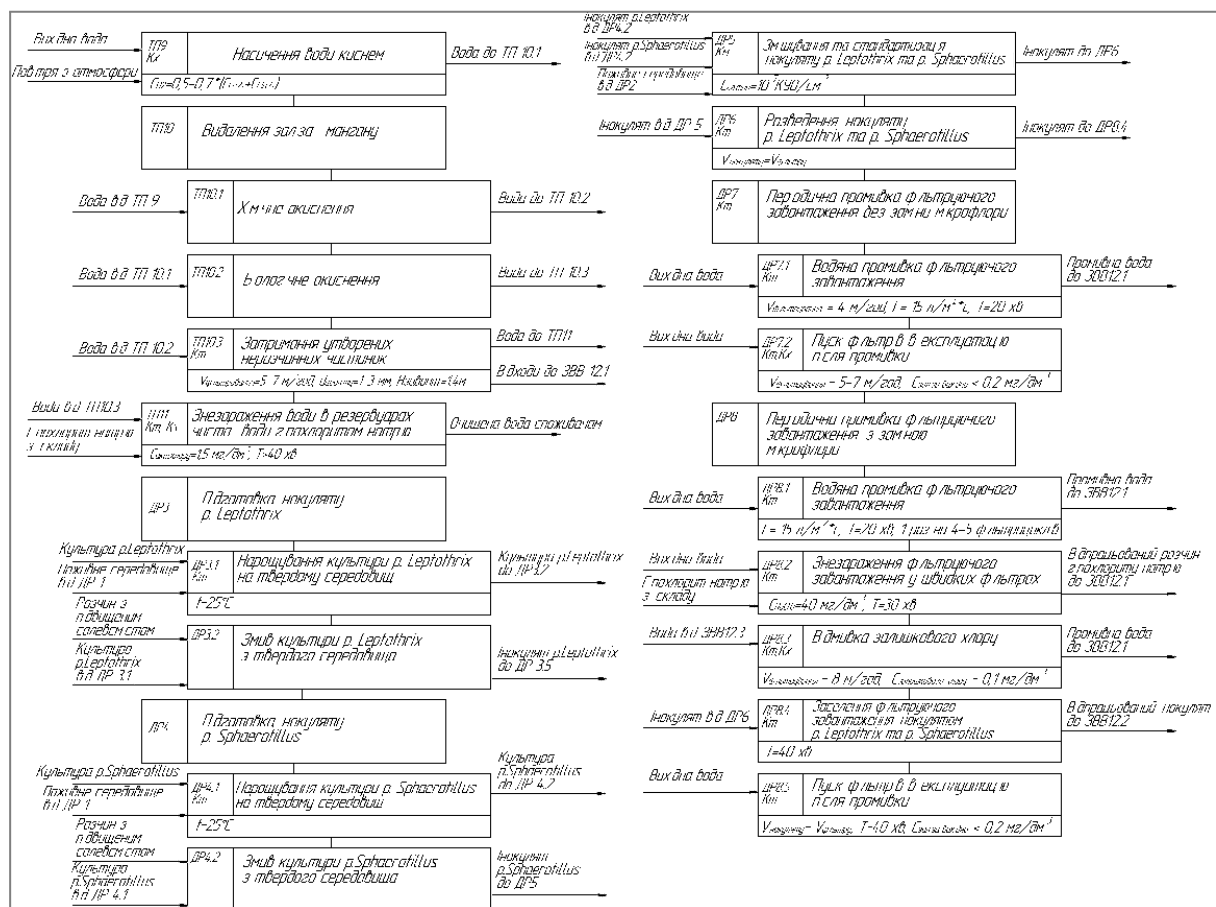


Рис. 3.26. Принципова технологічна схема реалізації процесу зnezалізнeння і деманганaції води з використанням природних культур мікроорганізмів

Суміш суспензій вводиться у завантаження фільтра і залишається в ньому протягом 90 хвилин (в залежності від конструктивних особливостей фільтра процес може бути автоматизованим або здійснюватися вручну).

Далі відпрацьований інокулят скидається в резервуар промивних вод, знезаражується і перекачується у систему обробки промивних вод. Підготовлений таким чином фільтр готовий до експлуатації.

Перед початком фільтрування вихідна вода насичується киснем повітря шляхом спрощеної аерації або за допомогою аератора. При спрощеній аерації розпилення повітря відбувається безпосередньо у верхній частині фільтра, при цьому необхідна ефективність аерації досягається за рахунок правильного підбору конструктивних елементів фільтра. При застосуванні аератора кількість повітря може регулюватися. Вміст розчиненого кисню після аерації контролюється лабораторно або автоматичним датчиком.

Насичена киснем вода подається у верхню частину безнапірних фільтрів і фільтрується зверху донизу через цеолітове завантаження, у товщі якого паралельно перебігає ряд процесів: із використанням кисню повітря відбувається хімічне окиснення Fe (II) до Fe (III), гідроліз останнього з утворенням нерозчинних сполук, які далі затримуються у шарі фільтруючого матеріалу за рахунок адгезії. Поступово на поверхні зерен цеоліту утворюється особлива плівка з нерозчинних гідроксидних сполук заліза, яка підвищує ефективність процесу знезалізнення води (діє як є каталізатор). У той же час, закріплені на поверхні цеоліту мікроорганізми, використовують залізо та манган як субстрат для живлення, тим самим сприяє їхньому окисненню.

Очищена вода з нижньої частини фільтра подається в резервуар чистої води, де обробляється розчином гіпохлориту натрію для дезінфекції. У розглянутій вище технологічній схемі передбачувана швидкість фільтрування має становити - 5-7 м/год (такі умови будуть запобігати відриву закріплених на цеоліті мікроорганізмів та їх вимиванню із фільтра).

По мірі накопичення у фільтруючому завантаженні видалених забруднень поступово збільшуватиметься його опір току води і виникатиме необхідність промивки. Остання може бути реалізована водяним або водоповітряним способом. У першому випадку вихідна вода із спеціальної ємності подається насосом у нижню частину фільтра з інтенсивністю 15 л/с·м². Така інтенсивність, як було зазначено раніше, достатня для

розпушування завантаження, але не призводить до відриву закріплених на поверхні цеоліту мікроорганізмів. Для запобігання пошкодження закріплених у завантаженні мікроорганізмів у фільтрі улаштовується спеціальна дренажна система, яка забезпечує рівномірне розподілення води за площею фільтра. Промивна вода через систему лотків збирається у верхній частині фільтра і самопливом відводиться у приймальний резервуар для обробки промивних вод.

При водоповітряному способі промивки повітря, а потім і вода, також подаються у нижню частину фільтра через дренажну систему із сітчастих пластикових труб з невеликим діаметром отворів. Така конструкція, з одного боку, забезпечує барботування повітря, а з іншого, створює необхідний опір для рівномірного його розподілення по всій довжині труби. Відпрацьоване повітря відводиться в атмосферу, а промивні води збираються у відповідному резервуарі.

Система обробки промивних вод включає групу відстійників, які працюють у періодичному режимі. За відсутності на водоочисній станції необхідних для цих цілей площ процес відстоювання промивних вод може бути інтенсифікований шляхом застосування коагулянтів (флокулянтів). По завершенню циклу відстоювання (орієнтовно 4-6 годин), освітлена надосадова рідина з відстійника повертається на початкову стадію очищення, а утворений осад періодично скидається на піскові майданчики для просушування.

По мірі «старіння» мікроценозу (через 4-5 фільтроциклів) відбувається поступове зменшення активності мікроорганізмів, що негативно впливає на ефективність процесу очищення. Тому, після кожної четвертої промивки необхідно здійснювати знезараження фільтруючого шару з наступним відновленням на ньому мікрофлори. Для цього після завершення промивки у фільтр подається вихідна вода та розчин гіпохлориту натрію, об'єми яких розраховуються таким чином, щоб забезпечити дозу дезінфектанту біля 40 мг/дм³. По завершенню 30 хвилинної експозиції відпрацьований розчин гіпохлориту натрію скидається в систему обробки промивних вод, фільтр промивається водою з інтенсивністю - 15 л/с·м² протягом 20 хвилин, а промивні води також знаходять на подальшу обробку. Далі фільтр знову обробляється попередньо

підготовленим інокулятом культур *Leptothrix* та *Sphaerotillus* протягом 90 хвилин і процес фільтрування повторюється.

Друга технологічна схема (рис. 3.27) відрізняється від першою тим, що для підтримання необхідної кількості селектованих культур мікроорганізмів у шар фільтруючого завантаження зі спеціальної витратної ємності насосом-дозатором безперервно подається відповідний інокулянт.

Реалізація такої схеми потребує спеціальної конструкції фільтра для можливості забезпечення безперервної, рівномірної подачі в нього інокуляту. З цією метою у конструкцію швидких фільтрів знезалізнення води ФОВ (розробка ДП «НДКТИ МГ»), були внесені зміни, необхідні для умов безперервної подачі інокуляту.

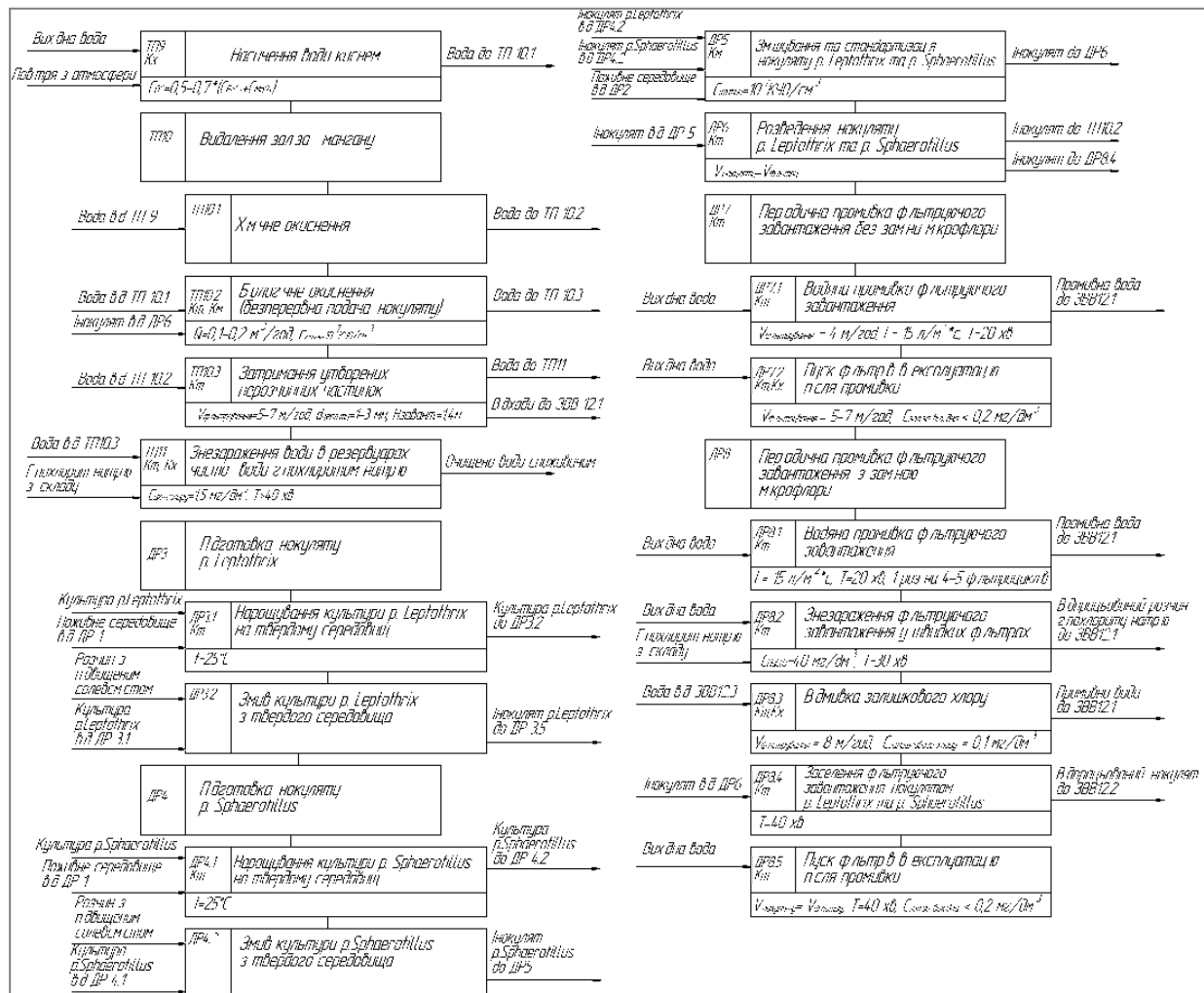


Рис. 3.27. Принципова технологічна схема реалізації процесу знезалізнення і деманганізації води з використанням

селектованих культур мікроорганізмів

Система подачі інокуляту конструється з 4 розташованих одна над одною променевих груп, кожна з яких улаштована з пластикових трубопроводів зі спеціальними отворами для забезпечення рівномірного розподілу у шарі фільтруючого завантаження потрібної кількості інокуляту. Діаметр отворів на дозуючих трубопроводах є меншим за розміри фракцій фільтруючого матеріалу, що виключає можливість їх забивання. На насосі-дозаторі для подачі інокуляту встановлюється тиск, достатній для запобігання зворотному току води з фільтра у витратну ємність; на випадок відключення насоса-дозатора передбачений відповідний клапан (рис. 3.28).

За результатами роботи біло виготовлено креслення для фільтра діаметром 2 м, але дана конструкторська документація може бути застосована як базова для розробки фільтрів інших типорозмірів

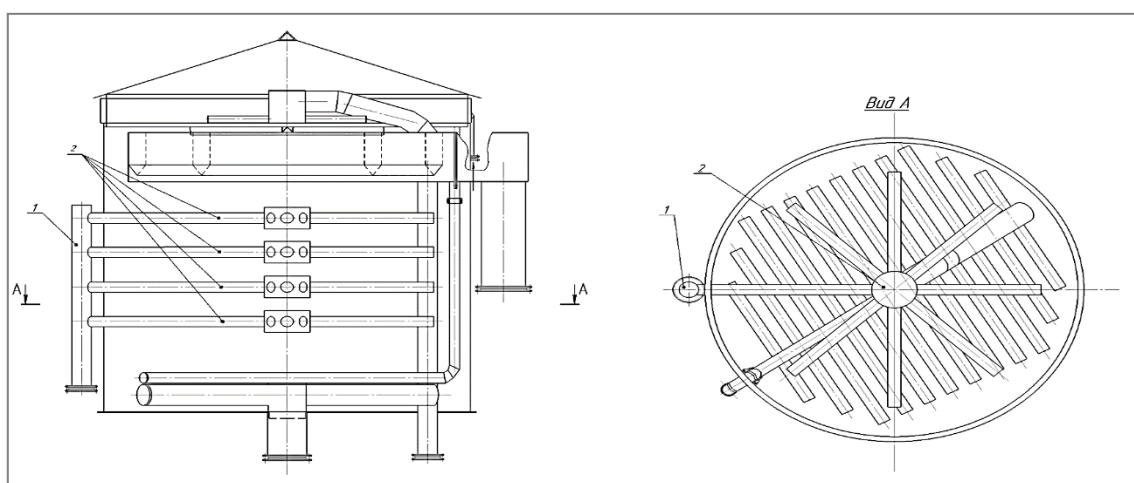


Рис. 3.28. Удосконалена конструкція швидких фільтрів знезалізнення і деманганациї для безперервної подачі інокуляту

Для більшої наочності окремі фрагменти технологічної схеми реалізації процесу знезалізнення і деманганациї води з використанням природних та селектованих культур мікроорганізмів наведені у Додатку 1.

Апробація розробленої технології була здійснена на реальних підземних водах та на модельних розчинах. В залежності від якості вихідної води ефективність видалення заліза природними культурами складала 94-99 %, мангану – 71-87 %, а мутантними - 98-99 % та 94-97 %

відповідно (табл.7). Варто зазначити, що вивчення особливостей фізіології селектованих мікроорганізмів та причин збільшення їх ефективності у даній роботі не передбачалось (табл. 3.26-3.27).

Таблиця 3.26

Усереднені результати апробації розробленої технології
зnezalіzнення води

Проба води	Тип культури	Концентрація заліза, мг/дм ³		Ефективність, %
		на вході	на виході	
Підземна вода	Природні	9,1±0,2	0,47±0,03	94±2
Підземна вода	Природні	22,8±0,2	0,33±0,02	99±2
	Селектовані	22,8±0,1	0,19±0,01	99±2
Підземна вода	Природні	4,2±0,1	0,10±0,01	98±2
Модельний розчин	Природні	15±0,1	0,70±0,08	95±2
	Селектовані	15±0,1	0,20±0,01	99±2
Модельний розчин	Природні	25±0,1	1,40±0,18	94±2
	Селектовані	25±0,1	0,42±0,03	98±2

Таблиця 3.27

Усереднені результати апробації розробленої технології деманганації
води

Проба води	Тип культури	Концентрація мангану, мг/дм ³		Ефективність, %
		на вході	на виході	
Підземна вода	Природні	відс.	відс.	-
Підземна вода	Природні	0,84±0,02	0,11±0,01	98±2
	Селектовані	0,85±0,02	0,04±0,01	95±2
Підземна вода	Природні	відс.	відс.	
Модельний розчин	Природні	1,50±0,05	0,25±0,02	83±2
	Селектовані	1,50±0,05	0,04±0,01	97±2
Модельний розчин	Природні	2,00±0,10	0,58±0,02	71±2
	Селектовані	2,00±0,10	0,11±0,01	94±2

Отже, одержані результати показали перспективність застосування розробленого біотехнологічного методу в процесах підготовки підземних вод на водопровідних станціях України. Особливо це стосується деманганації води, тому що доступні технології видалення сполук мангану практично відсутні.

3.11 Приклади апаратурної реалізації запропонованих технологічних схем

В залежності від загальної продуктивності водоочисної станції для реалізації описаних вище технологічних схем можливі різні варіанти апаратурного оформлення.

Як приклад, нижче наведено розрахунок та найбільш типові варіанти реалізації для станцій продуктивністю 1000, 10000 та 50000 м³/добу - з використанням природних культур та схема на 10000 м³/добу - з використанням селектованих культур мікроорганізмів (рис. 3.43-3.45).

Відповідно до п. 10.12.4 ДБН В2.5-74:2013 «Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди», загальну площу фільтрів F_{ϕ} , м² рекомендується визначати з урахуванням швидкості фільтрування при нормальному режимі, питомих витрат води на промивку і часу простою при її проведенні за формулою (3.1):

$$F_{\phi} = \frac{Q}{T_{ст} v_H - n_{пр} q_{пр} - n_{пр} \tau_{пр} v_H} \quad (3.1)$$

де Q – корисна продуктивність станції, м³/добу;

$T_{ст}$ – тривалість роботи станції протягом доби, год;

v_H – розрахункова швидкість фільтрування при нормальному режимі, м/год, приймається за табл. 21 ДБН В2.5-74:2013;

$n_{пр}$ – кількість промивань одного фільтра за добу при нормальному режимі експлуатації;

$q_{пр}$ – питома витрата води на одне промивання одного фільтра, м³/м², розраховується за п. 10.12.15 ДБН В2.5-74:2013;

$t_{пр}$ – час простою фільтра протягом промивання, приймається для промивання водою – 0,33 год, водою та повітрям – 0,5 год.

За умови цілодобового режиму роботи водоочисної станції з 2 водяними промивками фільтра на добу з інтенсивністю 15 л/м²с та швидкістю фільтрування в нормальному режимі 7 м/год, можна розрахувати необхідну корисну площу швидких фільтрів для

продуктивності станції 1000 м³/добу, 10 000 м³/добу та 50 000 м³/добу (табл. 3.28).

Таблиця 3.28

Розрахунок площі фільтрів

Показник	Од. вимірювань	Значення		
Корисна продуктивність	м³/добу	1000	10000	50000
Робота станції протягом доби	год	24	24	24
Швидкість фільтрування у звичайному режимі	м/год	7	7	7
Кількість промивок	од./добу	2	2	2
Витрати на 1 промивку	м³/м²	18	18	18
Час простою фільтра	год	0,33	0,33	0,33
Розрахункова загальна площа	м²	7,85	78,51	392,53

Кількість фільтрів визначається відповідно до п. 10.12.5 ДБН В2.5-74:2013. Здійснений розрахунок показав, що для станції продуктивністю 1000 м³/добу потрібна кількість фільтрів становитиме - 4 од., для станції продуктивністю 10 000 м³/добу - 5 од., для станції продуктивністю 50 000 м³/добу - 10 од.

На підставі цих розрахунків розроблено відповідні апаратурні схеми біотехнології знезалізнення і деманганації для продуктивності станцій 1000, 10000 та 50000 м³/добу (див. Додаток 2).

Правильність підбору обладнання перевіряється за формулою (3.2):

$$v_{\phi} = \frac{v_{\phi} N_{\phi}}{(N_{\phi} - N_1)}$$

де v_{ϕ} – швидкість фільтрування при форсованому режимі, м/год, яка повинна не перевищувати значення в табл. 21 ДБН В2.5-74:2013;

N_{ϕ} – кількість фільтрів, од.;

N_1 – кількість фільтрів, що одночасно знаходяться у ремонті (на промивці), од.

Для водоочисних станцій в залежності від їх продуктивності вказане значення буде становити:

- для продуктивності 1000 м³/добу:

$$v_{\phi} = \frac{7.4}{(4-1)} = 9,33 \frac{\text{м}}{\text{год}},$$

- для продуктивності 10000 м³/добу:

$$v_{\phi} = \frac{7.5}{(5-1)} = 8,75 \frac{\text{м}}{\text{год}},$$

- для продуктивності 50000 м³/добу:

$$v_{\phi} = \frac{7.10}{(10-1)} = 7,78 \frac{\text{м}}{\text{год}},$$

що відповідає вимогам табл. 21 ДБН В2.5-74:2013 (для фракції кварцового піску 0,7-1,6 мм).

Прийнявши, що на станції продуктивністю 1000 м³/добу встановлено фільтри циліндричної форми, діаметр одного фільтра розраховується за формулою (3.3):

$$d = \sqrt{\frac{4 \cdot S_i}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 \cdot 1,96}{3,14}} = 1,6 \text{ м}$$

де S_i – корисна площа одного фільтра, м².

На станції продуктивністю 10 000 м³/добу побудовано фільтри квадратної форми з розмірами 4х4 м; продуктивністю 50 000 м³/добу - фільтри прямокутної форми з розмірами 6х6,5 м.

В обох випадках передбачено водяну промивку фільтрів з інтенсивністю 15 л/с м² та тривалістю 20 хвилин. За таких умов витрати води на 1 промивку 1 фільтра складатимуть: для станції продуктивністю 1000 м³/добу – 35,33 м³; продуктивністю 10000 м³/добу – 282,62 м³; продуктивністю 50000 м³/добу – 706,55 м³. Обсяги промивної води за добу відповідно становитимуть: 282,62, 2826,2 та 14131 м³/добу.

Потужність промивного насосу на станціях можна розрахувати, виходячи з інтенсивності промивки фільтрів та їх корисної площі за формулою (3.4):

$$Q = 3,6 \cdot I \cdot f_1$$

де I – інтенсивність промивки, л/(с*м²);

f_1 – корисна площа одного фільтру, м².

3,6 – коефіцієнт переводу л/с у м³/год.

За розрахунком потужність промивного насосу складатиме: для станції продуктивністю 1000 м³/добу – 106 м³/год; продуктивністю 10000 м³/добу – 848 м³/год; продуктивністю 50000 м³/добу – 2120 м³/год.

Для забезпечення безперервного знезараження питної води на водоочисній станції необхідно передбачити приміщення для складування привозного гіпохлориту натрію. Об'єми реагенту, який одночасно перебуватиме на складі, повинні відповідати запасу на 15 діб. Крім того, необхідно враховувати обсяги гіпохлориту натрію, які необхідні для відновлення мікрофлори у швидких фільтрах (промивка фільтрів після кожного 4 фільтроциклу з дозою реагенту 40 мг/дм³).

Розрахунок необхідної кількості реагенту проводиться за формулою (3.5):

$$V = q \cdot 24 \cdot 15 + q_{\text{в}} \cdot N \cdot \frac{15}{n}$$

де q - витрата гіпохлориту натрію для знезараження питної води, кг/год;

$q_{\text{в}}$ – витрата гіпохлориту натрію на відновлення мікрофлори в 1 фільтрі, кг;

N – кількість фільтрів на станції, од.;

n – кількість промивок фільтра за 1 добу, од.;

24 – кількість робочих годин фільтра за добу, год;

15 – кількість діб, на які розраховується запас реагенту, діб.

За розрахунком необхідний запас гіпохлориту натрію для забезпечення роботи станції протягом 15 діб становитиме: для станції продуктивністю 1000 м³/добу – 26 кг; продуктивністю 10000 м³/добу – 260 кг; продуктивністю 50000 м³/добу – 1300 кг.

На сайтах постачальників привізного гіпохлориту натрію можна обрати тару, в якій буде доставлятися реагент. Враховуючи, що привізний гіпохлорит натрію зазвичай відвантажується по 26 та по 1300 кг, для станції продуктивністю 1000 м³/добу на складі необхідна 1 ємність на 26 кг; продуктивністю 10000 м³/добу – 10 ємностей на 26 кг; продуктивністю 50000 м³/добу - 1 ємність на 1300 кг.

3.12 Інтенсифікація розробленої технології шляхом використання додаткових окисників

Для можливості подальшої інтенсифікації запропонованої біотехнології було вивчено процеси із застосуванням додаткових окисників. Задля цього вода фільтрувалась через цеоліт, який попередньо заселявся або чистою культурою мікроорганізмів р. *Leptothrix*, або змішаними культурами мікроорганізмів рр. *Leptothrix* та *Sphaerotillus*, виділених раніше. Інокуляція завантаження перед проведенням експериментів здійснювалась змиттям з твердого поживного середовища колоній мікроорганізмів.

Модельні розчини були приготовані на підземній воді зі штучним доведенням вмісту заліза та мангану до наступних значень: розчин № 1 – 10 мг/дм³ заліза; розчин № 2 – 2 мг/дм³ мангану; розчин №3 – 5 мг/дм³ заліза та 2 мг/дм³ мангану.

У першій серії експериментів модельні розчини оброблялись озоном, у другій - розчином перекису водню, концентрація обох реагентів становила - 1 мг/дм³. Далі модельні розчини фільтрувались через завантаження, заселені чистою та змішаною культурами мікроорганізмів в режимах, близьких до оптимального.

Контролем для оцінки впливу окисників були показники вмісту заліза та мангану, визначені після фільтрування модельних розчинів, не оброблених окисниками; режими фільтрування у контрольних та досліджуваних розчинах були тотожними. За одержаними даними було розраховано ефективність видалення заліза та мангану під час фільтрування (табл. 3.29, рис. 3.29).

Таблиця 3.29

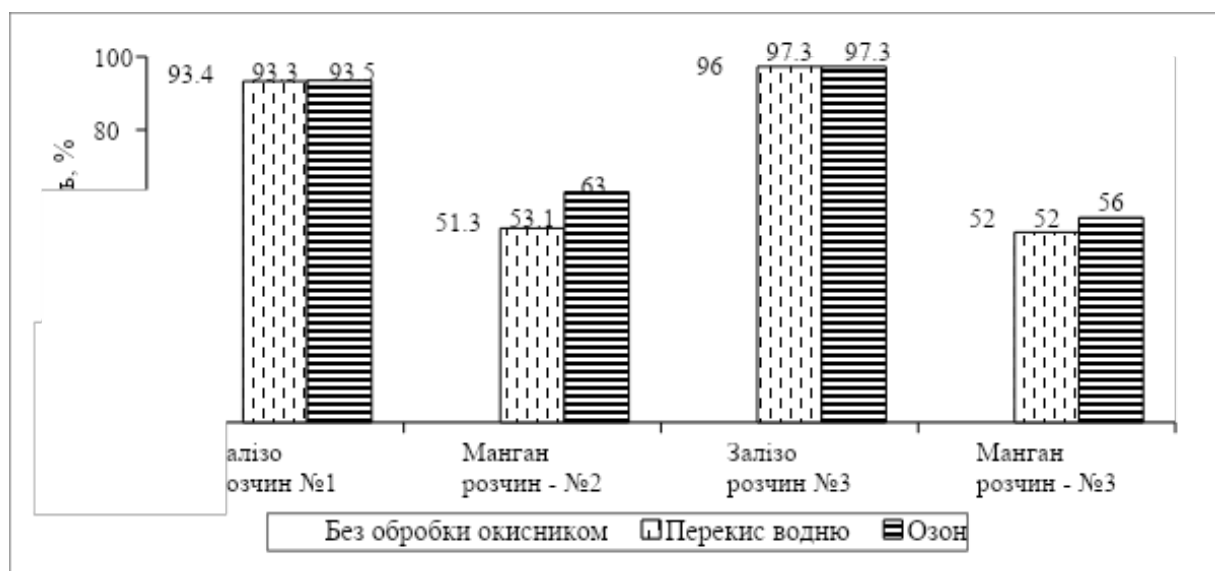
Результати досліджень із застосуванням додаткових окисників

Окисник	Концентрація на вході, мг/дм ³		Концентрація на виході, мг/дм ³	
	Залізо	Манган	Залізо	Манган
	Необроблене завантаження			
За відсутності окисника	10	-	0,66	-
	-	2	-	0,97
	5	2	0,2	0,96
Перекис водню,	10	-	0,67	-

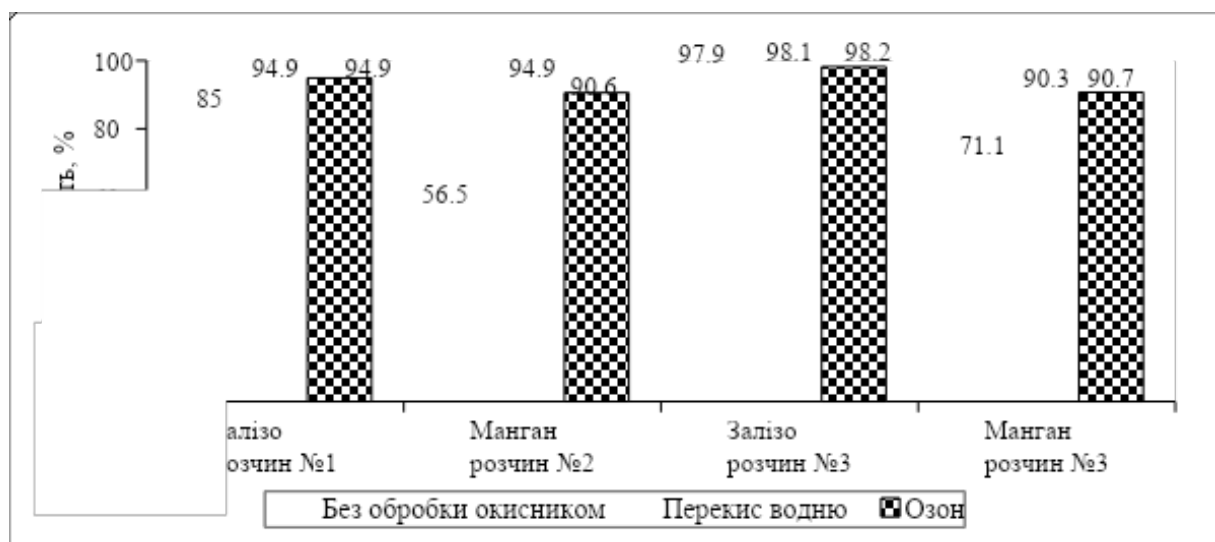
1 мг/дм ³	-	2	-	0,94
	5	2	0,14	0,96
Озон, 1 мг/дм ³	10	-	0,65	-
	-	2	-	0,74
	5	2	0,14	0,88
Завантаження, оброблене р. <i>Leptothrix</i>				
За відсутності окисника	10	-	1,5	-
	-	2	-	0,87
	5	2	0,11	0,58
Перекис водню, 1 мг/дм ³	10	-	0,51	-
	-	2	-	0,16
	5	2	0,10	0,19
Озон, 1 мг/дм ³	10	-	0,51	-
	-	2	-	0,19
	5	2	0,09	0,19
Завантаження, оброблене змішаною популяцією р. <i>Leptothrix</i> та р. <i>Sphaerotillus</i>				
За відсутності окисника	10	-	0,34	-
	-	2	-	0,40
	5	2	0,12	0,12
Перекис водню, 1 мг/дм ³	10	-	0,3	-
	-	2	-	0,21
	5	2	5	0,12
Озон, 1 мг/дм ³	10	-	0,31	-
	-	2	-	0,23
	5	2	5	0,12

Протягом фільтрування модельних розчинів через необроблений мікроорганізмами цеоліт, додавання усіх досліджуваних окисників практично не впливало на ефективність видалення заліза та мангану: для заліза цей показник становив біля 93-97 %, мангану - 51-56 % (рис. 3.29 а).

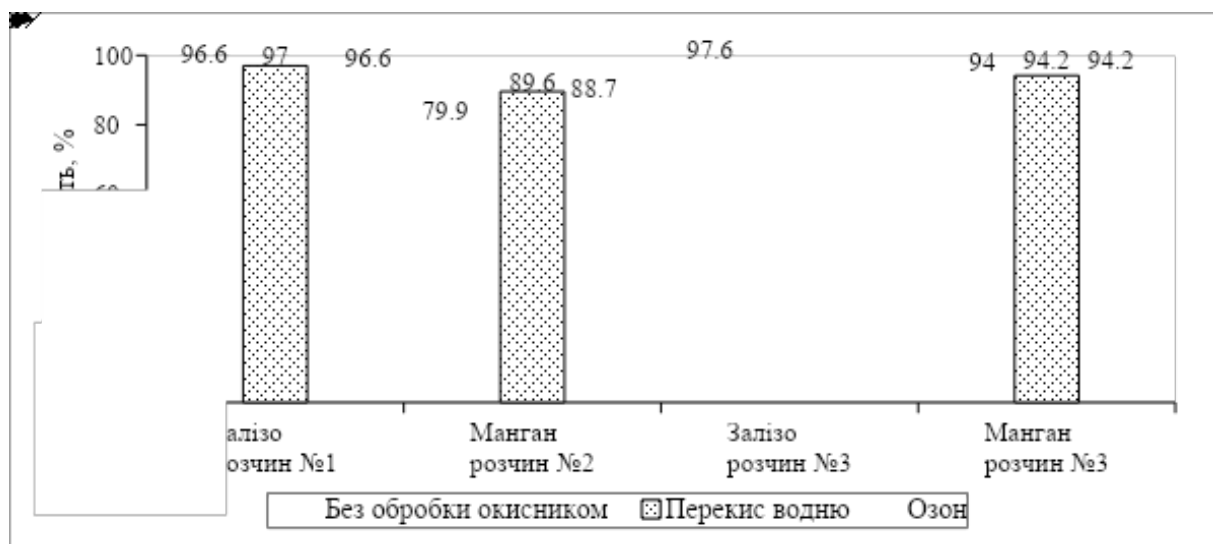
При заміні необробленого фільтруючого матеріалу на попередньо заселений чистою культурою мікроорганізмів р. *Leptothrix* цеоліт вплив перекису водню та озону на ефективність вилучення заліза та мангану був дещо вищим (за таких самих режимів фільтрування). Для заліза цей показник досягав майже 95 % - для модельного розчину №1 лише із залізом та понад 98 % - для модельного розчину №3 із залізом та манганом (рис. 3.29 б).



a



б



б

Рис. 3.29. Вплив окисників на ефективність видалення заліза та мангану при фільтруванні модельних розчинів через цеоліт:

- а - необроблений мікроорганізмами;
- б – оброблений чистою культурою р. *Leptothrix*;
- в – оброблений змішаною культурою мікроорганізмів родів *Leptothrix* та *Sphaerotillus*

Ефективність видалення мангану без обробки окисниками при фільтруванні модельного розчину №2, що не містив заліза, залишалась низькою – 56,5 %, а розчину №3 - підвищувалась до – 71,1 %. Однак при додаванні окисників вказаний показник зростав до 94,9 % та 90,6 % (для модельного розчину лише з манганом) та до 90,3 і 90,7 % (для модельного розчину із залізом та манганом) при застосуванні перекису водню та озону відповідно.

В експериментах зі змішаною культурою мікроорганізмів ефективність видалення заліза як з окисниками, так і без них була достатньо високою і коливалась у межах 94-98 %. При цьому також було відзначено і зростання ефективності видалення мангану із модельного розчину №2 (що містив тільки манган) до 89,6 % та 88,7 % при додаванні перекису водню та озону відповідно (рис. 3.29 в).

Потрібно також відзначити результати, які були отримані при видаленні заліза з обох модельних розчинів без додавання окисників (рис.

3.30): найбільше ефективність знезалізнення досягалась при обробленні цеоліту змішаною культурою – 96,6-97,6 %. Імовірно це може вказувати на той факт, що наявність заліза, по-перше, стимулює ріст мікроорганізмів р.*Sphaerotillius*, а по-друге, про утворення мікроорганізмами р. *Leptothrix* перекису водню (або іншого джерела атомарного кисню), який, в свою чергу, сприяє інтенсифікації процесу видалення з води сполук заліза та мангану [151-154].

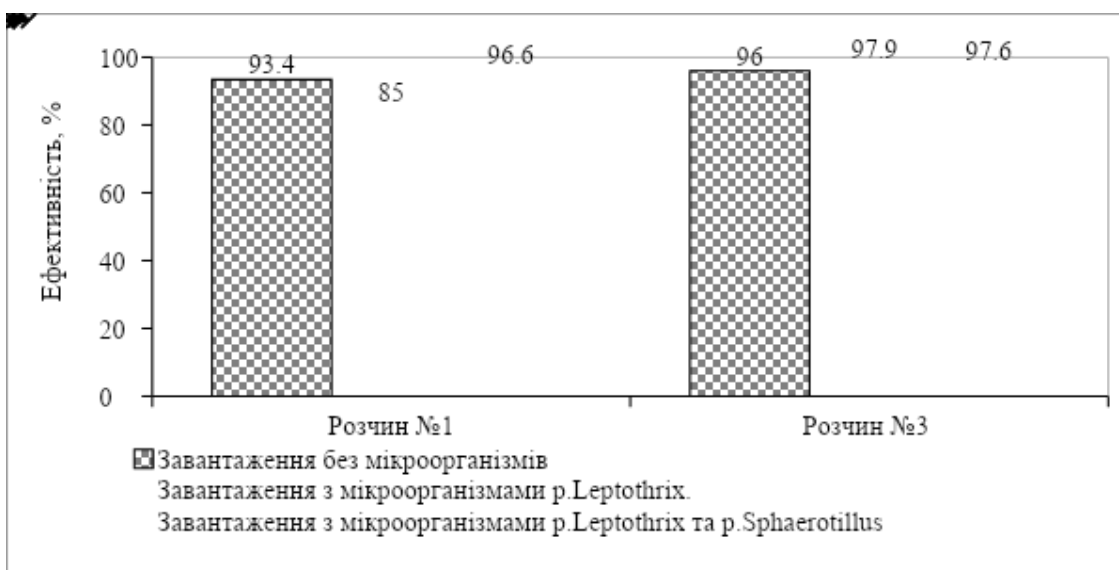


Рис. 3.30. Ефективність видалення заліза при фільтруванні модельних розчинів через цеоліт без застосування окисників

В цілому, в результаті досліджень було експериментально підтверджено, що наявність незначної кількості окисників, зокрема перекису водню та озону у дозах 1 мг/дм³, сприяють росту мікроорганізмів та зниженню концентрації заліза та мангану під час фільтрування. Імовірно, ці реагенти можуть бути субстратом для бактерій р. *Leptothrix*. При цьому процеси хімічного окиснення заліза та мангану, росту мікроорганізмів та використання ними як субстрату перекису водню можуть перебігати одночасно, що призводить до синергетичного ефекту і зростання ефективності очищення води.

Крім того, під час досліджень було помічено, що за відсутності окисників при фільтруванні модельного розчину №2 (лише з манганом без заліза) ефективність видалення мангану не перевищувала 79 %. При

додаванні окисника процес пришвидшувався і цей показник збільшувався приблизно до 95 %. При застосуванні чистої культури мікроорганізмів р. *Leptothrix* без обробки модельного розчину окисником видалення мангану відбувалось повільно (ефективність була близькою до 57 %), при застосуванні змішаної культури ефективність зростала до 96,6 %. Імовірно, видалення мангану посилюється за наявності перекису водню, який утворюється мікроорганізмами змішаної культури. Присутність заліза стимулює процеси росту мікроорганізмів р. *Sphaerotillus* та утворення перекису водню або іншого джерела атомарного кисню.

Отже, результати здійснених досліджень засвідчили, що застосування окисників, принаймні перекису водню та озону, сприяє підвищенню ефективності біотехнологічного процесу знезалізнення та деманганації води. У технологіях водоочищення даний процес можна реалізувати шляхом попереднього озонування води перед фільтром, завантаження якого заселено залізо- та манганоокиснюючими мікроорганізмами.

3.13 Дослідження можливості використання магнітосорбції для інтенсифікації технології знезалізнення води

Разом з кафедрою біоінформатики факультету біотехнології КПІ імені Ігоря Сікорського було досліджено можливість використання біотехнології знезалізнення води із застосуванням мікроорганізмів, які накопичуються магнітосоми. Результати біоінформаційного аналізу (з використанням ПЗ «BLAST») показали наявність взаємодії магнітного поля з мікроорганізмами pp. *Leptotrix*, *Sphaerotillus*, *Gallionella*, *Hyphomicrobium*, що свідчить про можливі перспективи використання замість традиційних технологій знезалізнення води методу магнітної сепарації мікроорганізмів.

За результатами біоінформаційного аналізу, здійсненого серед 30 видів досліджених залізо- та манганоокиснюючих бактерій 5 родів, потенційними продуцентами БМН виявилися 28 мікроорганізмів [155]. Для мікроорганізмів *Sphaerotilus natans subsp. natans* DSM 6575 та *Leptothrix ochracea* L12 поки що неможливо прогнозувати біомінералізацію БМН, оскільки їх геноми секвеновано не повністю

Бактерії *Leptothrix ochracea*, які здатні синтезувати зовнішньо-клітинні аморфні БМН, віднесено до 1-ої групи, що може бути пов'язано із тим, що представники роду *Leptothrix* накопичують оксиди заліза в чохлах.

Мікроорганізми іншої групи із 10 видів (*Hyphomicrobium denitrificans*, *Hyphomicrobium* sp. MC1, *Hyphomicrobium zavarzinii*, *Hyphomicrobium* sp. 12-62-95, *Hyphomicrobium* sp. GJ21, *Hyphomicrobium* sp. SCN 65-11, *Hyphomicrobium denitrificans* ATCC 51888, *Hyphomicrobium denitrificans* 1NES1, *Hyphomicrobium nitrativorans* NL23, *Leptothrix cholodnii* SP-6) мають здатність синтезувати зовнішньо-клітинні кристалічні БМН і відносяться до 2-ої групи.

Таким чином, 17 представників залізо- та манганоокиснюючих бактерій (*Gallionella ferruginea* subsp. *capsiferriformans*, *Gallionella ramosa*, *Gallionella acididurans* ShG14-8, *Siderocapsa amnicola* JOSHI_001, *Sphaerotilus fluitans*, *Sphaerotilus dichotomus*, *Sphaerotilus natans*, *Hyphomicrobium facile*/*Hyphomicrobium facilis*, *Hyphomicrobium* sp. S1/*Hyphomicrobium sulfonivorans*, *Hyphomicrobium* sp. CS1BSMeth3, *Hyphomicrobium* sp. 32-62-53, *Hyphomicrobium* sp. NDB2Meth4, *Hyphomicrobium* sp. 99, *Leptothrix valderiana*, *Leptothrix buccalis*, *Leptothrix cholodnii* /*Leptothrix* sp. OUMS1) віднесено до 4-ої групи.

Рядом дослідників експериментально доведено здатність до біомінералізації кристалічних залізо- та манганвмісних наночастинок, наприклад, у *Gallionella ferruginea* [156-158], *Leptothrix discophora* [121, 159, 160], *Sphaerotilus natans* [87, 161], а також у деяких представників роду *Siderocapsa*, що підтверджує достовірність наведеного вище біоінформаційного аналізу.

Отже за результатами біоінформаційних досліджень було виявлено наявність природних видів різних родів залізо- та манганоокиснюючих бактерій, що мають здатність до формування БМН. 27 із 28 досліджених видів мікроорганізмів можуть синтезувати кристалічні (внутрішньоклітинні та зовнішньоклітинні) БМН і тільки один вид - утворювати аморфну зовнішню клітинну магнітосому.

Результати біоінформаційного аналізу (див. Додаток 3) також показали перспективність подальших експериментальних досліджень

взаємодії магнітного поля з мікроорганізмами родів *Leptotrix*, *Sphaerotillus*, *Gallionella*, *Hyphomicrobium*, а також засвідчили про необхідність ретельного вивчення поведінки залізо- та манганоокиснюючих бактерій з накопиченими магнітосомами. Дослідження особливостей вилучення таких мікроорганізмів з води за допомогою магнітного поля дозволять розробити технологічні режими магнітної сепарації для запобігання вторинної контамінації питної води та утворення відкладень на внутрішній поверхні труб. Крім того, використання магнітосомних властивостей вказаних мікроорганізмів відкриває можливості розроблення технологій в області реноваційних робіт всередині трубопроводів, наприклад, для очищення їх поверхні, що сприятиме запобіганню погіршення якості води під час її транспортування.

Отже за результатами експериментів з біотехнологічної інтенсифікації процесу знезалізнення/деманганації було доведено значну роль мікроорганізмів в процесі знезалізнення і деманганації води на швидких фільтрах з цеолітовим завантаженням, а також виявлено зростання впливу біологічного фактору із збільшенням у воді вмісту заліза, що особливо помітно при його високих (понад 20 мг/дм³) концентраціях.

Із завантаження працюючих фільтрів знезалізнення було виділено 10 культур залізобактерій та на основі розробленої методики визначено їх родову приналежність. Шляхом порівняння кількості мікроорганізмів у мікроценозі та активності різних культур щодо видалення з води мангану, було вибрано культури родів *Leptothrix* та *Sphaerotilus*, а після обробки мутагенними речовинами та подальшого відбору культури з найбільш вираженою здатністю видаляти манган - отримано їх селектовані культури.

Через порівняння особистих властивостей і технологічних параметрів фільтруючих матеріалів (що найчастіше використовуються у процесах очищення питної води) та з урахуванням їх здатності до поглинання і утримання мікроорганізмів для подальших досліджень був обраний природний цеоліт (кліноптилоліт) фракції 1-3 мм, який показав найкращі характеристики.

Задля можливості ефективної реалізації біологічних процесів, з урахуванням негативного впливу на існування бактерій промивної води з

залишками дезінфектанту, було розроблено та відпрацьовано спеціальний режим промивки фільтруючого завантаження та встановлено оптимальні режими його реалізації. При цьому було враховано необхідність, з одного боку, забезпечувати ефективне відмивання фільтруючого шару від накопичених в ньому забруднень, а з другого, запобігати відриву та винесенню із завантаження значної кількості мікроорганізмів.

На підставі одержаних експериментальних даних було розроблено спеціальні конструкції фільтрів для безперервної подачі інокуляту з використанням селектованих культур, системи промивки і дезінфекції фільтруючого шару, введення інокуляту тощо. Для можливості практичної реалізації біотехнологій було підготовлено відповідні технологічні схеми інтенсифікації процесів знезалізнення і деманганації, в яких передбачено можливість внесення інокуляту природних і селектованих культур, визначено необхідні параметри процесів, а також запропоновано варіанти їх апаратурної реалізації для продуктивності фільтрувальних споруд 1000, 10000 та 50000 м³/добу.

Під час апробації розробленої технології, здійснену на підземних водах та модельних розчинах, було досягнуто ефективності видалення заліза і мангану з природними культурами - 94-99 % та 71-87 % відповідно; з селектованими культурами - 98-99 % та 94-97 % відповідно.

Протягом експериментів було також вивчено та встановлено, що підвищенню ефективності технології знезалізнення/деманганації можуть сприяти деякі окисники (наприклад, озон та пероксид водню), які попереднього додаються у воду в незначній кількості (дози реагенту - до 1 мг/дм³).

У порівнянні з традиційним методом знезалізнення /деманганації на швидких фільтрах розроблена біотехнологія забезпечує більш високий рівень видалення забруднень, що дозволяє підвищити питоме навантаження на одиницю об'єму очисних споруд, сприяючи таким чином економії матеріальних та енергетичних ресурсів. Крім того, через використання для промивки фільтруючого завантаження вихідної води замість очищеної (питної) досягається економія дезінфікуючих реагентів.

При високій вихідній концентрації заліза (понад 20 мг/дм³), необхідний у таких випадках процес 2-х стадійного фільтрування може

відбуватися в 1 стадію, що крім скорочення кількості фільтрів дає можливість суттєво зменшити витрати на експлуатацію, зокрема, на матеріали, електроенергію, обсяги води на промивку фільтрів тощо.

Ресурсоекономія при впровадженні нової біотехнології для видалення сполук мангану, насамперед, досягається через скорочення витрат на підготовку (модифікацію) та періодичну регенерацію спеціального фільтруючого завантаження, виключає необхідність використання таких реагентів як перманганат калію та діоксид хлору.

РОЗДІЛ 4 БІОТЕХНОЛОГІЧНА ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ПРОЦЕСУ ДЕАМОНІЗАЦІЇ ПІДЗЕМНИХ ВОД

4.1 Дослідження роботи фільтру деамонізації у звичайному режимі

Видалення з природних вод сполук нітрогену і, зокрема амонію, відноситься до важливих проблем у процесах підготовки питної води в Україні, тому що значна частина підземних вод, які можуть використовуватись для питного водопостачання, містить підвищену кількість цих забруднювачів.

Дотепер у більшості технологій видалення нітросполук із питної води пропонується застосування біофільтрів. В загальному випадку біологічна нітрифікація - це двоступеневий процес, в якому відбувається послідовне окиснення амонію в нітрит і нітриту в нітрат. Бактерії-нітрифікатори заселяються та закріплюються на завантажених фільтрах. Їх кількісний та видовий склад достатньо досліджені для використання у процесі очищення стічних вод. Проте, для питної води біологічну нітрифікацію-денітрифікацію та групи бактерій, які можна застосовувати у процесі очищення питної води, почали вивчати та застосовувати лише з кінця 90 років [162-167].

Процеси нітрифікації та денітрифікації проходять за різного рівня аерації, що потребує створення певних умов для максимального вилучення сполук нітрогену, зокрема, необхідно забезпечити подачу кисню таким чином, щоби стимулювати процес нітрифікації та не пригнічувати процес денітрифікації.

На практиці технологія деамонізації реалізується, як правило, на особливих біофільтрах, де на спеціальному носії закріплена мікрофлора, утворювана з природної води під час фільтрування. Ключовою проблемою експлуатації вказаних фільтрів вважається їх значний час підготовки до продуктивного режиму очищення, тобто безпосереднього видалення з води амонію.

Для вивчення можливості інтенсифікації технології деамонізації підземних вод було проведено комплекс досліджень на пілотній установці,

до якої входив напірний фільтр заводського виготовлення «Culligan HiFlo-6 UX-40» з аератором (виробництва Італії), завантажений спеціальним фільтруючим матеріалом – Biofilter™, придатним для закріплення і подальшого утримання мікроорганізмів.

За настановою з технічної експлуатації вказаного фільтра [168] для нарощення на ньому потрібної біомаси необхідно протягом 2-3 тижнів подавати вихідну воду з підвищеним вмістом розчиненого кисню, та здійснювати контроль за вмістом амонію у фільтраті; після досягнення його необхідного концентраційного рівня, фільтр може переводитися в робочий режим експлуатації. Технологічні параметри роботи установки, включаючи аератор, були надані італійськими технологами.

Зазвичай, формування культури мікроорганізмів у біофільтрах відбувається за рахунок їх вилучення з природного середовища (з вихідною водою та/або повітрям) при фільтруванні в неасептичних умовах на протязі певного часу, потрібного для накопичення та розвитку мікроорганізмів (це підготовчий період, який не відноситься до корисної роботи установки). На цьому етапі здійснюється посилена аерація вихідної води, а у фільтраті – контроль за вмістом амонію. Після досягнення необхідної концентрації останнього (що свідчить про готовність фільтра до експлуатації) фільтр може переводитися у робочий режим експлуатації і кількість повітря на аерацію води зменшується.

Для дослідження вказаного процесу підземна вода фільтрувалась через завантаження Biofilter™; на вході та виході фільтра визначався вміст розчиненого кисню, а у фільтраті - концентрація амонію, нітритів, нітратів та величина ЗМЧ.

Під час проведення експериментів усереднені показники якості вихідної води були наступними: температура - $9 \pm 1^\circ\text{C}$, вміст - амонію $3,19 \pm 0,01$, нітратів - $7,8 \pm 0,1$ та нітритів $0,15 \pm 0,02$ мг/дм³, ЗМЧ фіксувалось на рівні - 60 ± 10 КУО/см³. По завершенню експериментальної частини досліджень була розрахована ефективність видалення з води амонію протягом фільтрування (табл. 4.1, рис. 4.1).

Таблиця 4.1

Динаміка зміни показників якості води у період підготовки фільтра

Доба	Концентрація	Концентрація на виході, мг/дм ³	Ефективність
------	--------------	---	--------------

	на вході, мг/дм ³						видалення амонію, %
	кисень	амоній	кисень	нітрити	нітрати	ЗМЧ, КУО/см ³	
1	8,4	2,40	5,8	0,26	10,3	65	25
2	8,4	2,20	5,2	0,29	10,5	185	31
3	8,4	2,14	4,6	0,3	10,5	335	33
4	8,4	2,01	3,9	0,32	11,0	305	37
5	8,4	1,99	3,6	0,32	10,9	455	38
6	8,4	1,74	3,1	0,28	11,7	505	45
7	8,4	1,62	2,7	0,16	12,0	560	49
8	8,3	1,27	2,2	0,25	13,4	700	60
9	8,3	1,09	2,1	0,27	14,2	780	66
10	8,3	1,01	1,8	0,24	14,3	720	68
11	8,3	0,97	1,4	0,22	14,6	850	70
12	8,3	0,75	1,4	0,27	15,0	920	76
13	8,3	0,44	1,3	0,26	15,4	900	86
14	8,3	0,39	1,1	0,24	15,9	940	88
15	8,3	0,41	0,9	0,22	15,7	960	87
16	8,3	0,35	0,7	0,25	15,8	955	89
17	8,3	0,28	0,7	0,25	16,0	970	91
18	8,3	0,26	0,6	0,26	16,4	960	92
19	5	0,25	0,2	0,18	9,9	900	92
20	5	0,27	0,2	0,14	6,6	920	91
21	5	0,28	0,2	0,19	3,5	940	91

Примітка. Наведено середні арифметичні значення показників за трьома повторностями. Довірчий інтервал для $p < 0,05$: амоній та нітрити - $\pm 0,01$ мг/дм³, нітрати та розчинений кисень - $\pm 0,1$ мг/дм³, ЗМЧ - ± 10 КУО/см³, ефективність - $\pm 2\%$

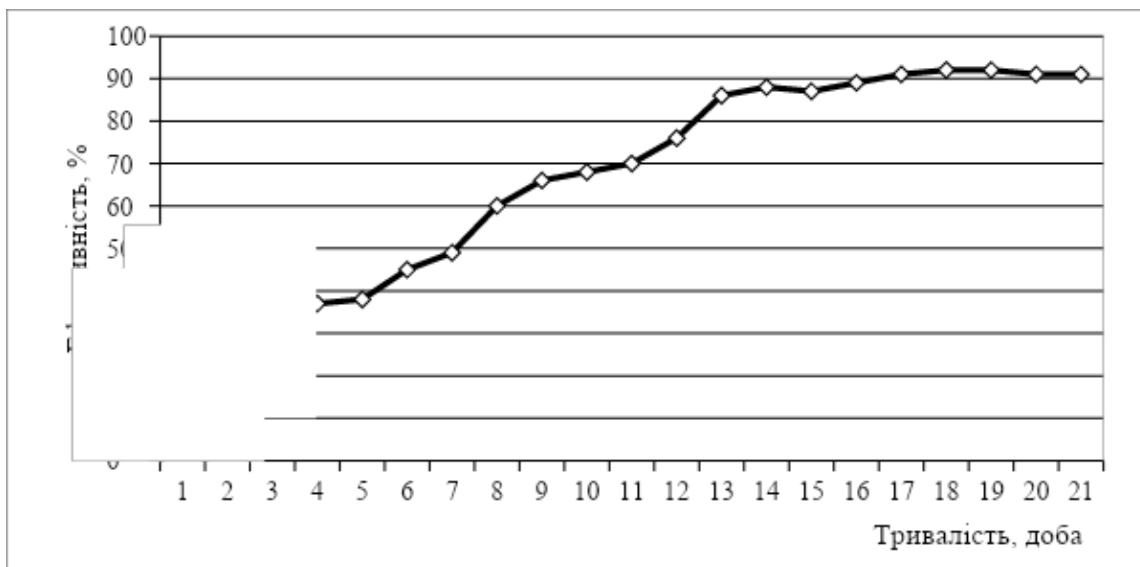


Рис. 4.1. Ефективності видалення амонію за часом фільтрування

Результати проведених експериментів дозволили виявити важливі залежності і, насамперед, що зниження у фільтраті концентрації амонію корелювало з показником ЗМЧ, величина якого також залежить від кількості мікроорганізмів, присутніх у завантаженні фільтра.

Крім того, при збільшенні ефективності процесу деамонізації одночасно у фільтрованій воді спостерігалось зростання вмісту нітратів. Хоча цей показник і не перевищував встановленого ДСанПіН 2.2.4.171-10 нормативу (≥ 50 мг/дм³), вказаний факт потрібно враховувати при розробленні технології деамонізації.

За технологічним регламентом роботи установки тривалість підготовчого періоду фільтра становила - 18 діб, тому на 19-й добі було зменшено подачу кисню, що відразу призвело до зниження концентрації нітратів, яка продовжувала зменшуватися і протягом наступних 2 діб.

У підготовчий період роботи фільтра ступень аерації води сильно підвищується, що сприяє активізації процесу нітрифікації, а отже і утворенню нітратів (з 1 мг амонію може утворюватися біля 3,6 мг нітратів). При зменшенні вихідної концентрації кисню у фільтрі паралельно з нітрифікацією починають відбуватися процеси денітрифікації, і вміст нітратів - знижується.

Порівняння одержаних результатів з широко висвітленими у літературі закономірностями процесів нітрифікації-денітрифікації в технології очищення стічних вод, показало, що процеси у дослідному біофільтрі в цілому перебігали аналогічно.

Необхідно відзначити, що під час досліджень після 58 доби роботи фільтра з невстановлених причин спостерігалось падіння ефективності очищення, що супроводжувалось зростанням кількості мікроорганізмів у шарі завантаження та фільтраті. Вода також набула неприємного запаху. Внаслідок цього експеримент було призупинено, здійснено знезараження завантаження і повторне нарощування біомаси. В подальшому фільтр працював стабільно до завершення експерименту протягом 3 місяців.

Проведений комплекс досліджень засвідчив, що використання біофільтрів, таких як «Culligan HiFlo-6 UX», для деамонізації підземних вод можна віднести до перспективних методів видалення амонію в

технології питного водопостачання. Водночас, природний режим формування мікрофлори з навколишнього середовища відбувається досить повільно і потребує тривалого часу – 16-17 діб, впродовж якого фільтри фактично працюють «на себе», через неможливість забезпечити належної глибини очищення води від амонію.

Крім того, необхідно враховувати і той факт, що під час фільтрування не виключені випадки можливої зміни складу мікроценозу у завантаженні, що потребує зупинки фільтра, дезінфекції фільтруючого матеріалу і повторного нарощування мікроорганізмів. За таких умов тривалість корисної роботи фільтра залишається непередбаченою, що призводить до зайвих матеріальних витрат та загрози виникнення небезпеки через погіршення якості питної води. Для запобігання можливих зривів у процесі деамонізації необхідно передбачати наявність резервного обладнання (воно може складати до 25 % від робочого).

Результати здійснених експериментів вказали на доцільність розроблення технології штучного заповнення біофільтрів нітрифікуючою мікрофлорою, що дозволить зробити процес деамонізації більш керованим і передбачуваним. Задля цього у подальших дослідженнях необхідно було виділити основний біологічний агент, який сприятиме видаленню з води амонію при фільтруванні на швидких біофільтрах.

4.2 Визначення складу мікроценозу мікроорганізмів фільтрів деамонізації

Для упізнавання біологічного агенту в умовах робочого режиму установки (на 24 добу експерименту) у фільтраті було визначено склад мікроценозу мікроорганізмів. Серед інших було виявлено мікроорганізми рр. *Nitrosamonas* і *Nitrobacter*, які за літературними даними досить поширені в активному мулі нітрифікаторів стічних вод, а також р. *Thiobacillus denitrificans*, що відносяться до денітрифікаторів. Мікроорганізми цих родів було виділено та збережено для подальшого використання.

На відміну від технологій очищення стічних вод при підготовці питної води процеси нітри-денітрифікації повинні реалізуватися в одній

споруді - швидких фільтрах. Враховуючи особливості процесу фільтрування (потік близький до ламінарного режиму) та наявність біомаси, рівномірно розподіленої по завантаженню фільтра, було зроблено припущення, що вміст кисню поступово зменшуватиметься згори донизу споруди, і якщо на виході з фільтра його концентрація буде наближуватися до нуля, то цілком ймовірно утворення в нижній частині споруди мікроаерофільних та анаеробних зон.

Особливість перебігу біологічних процесів у швидких фільтрах полягає в тому, що кисень подається лише на вході фільтра, проходить через фільтруюче завантаження, де споживається мікроорганізмами (зокрема і нітрифікуючими), які окиснюють амоній до нітратів. Внаслідок цього концентрація кисню зменшується згори до низу фільтра.

Для денітрифікації необхідні мікроаерофільні умови. Якщо концентрація кисню достатньо висока (в експерименті вона дорівнювала 6 мг/дм³ і більше), то кількість мікроаерофільних і анаеробних зон у фільтрі дуже мала, і процеси денітрифікації практично відсутні. При зменшенні у вихідній воді концентрації кисню кількість вказаних зон збільшується, що призводить до активізації денітрифікації. Але при значному скороченні вмісту кисню (в експерименті – нижче 4 мг/дм³) починає різко знижуватись ефективність нітрифікації, а отже і видалення сполук амонію.

Дослідженнями щодо розподілення бактерій за висотою завантаження було підтверджено наявність описаних вище залежностей, а саме, якщо при дозі розчиненого кисню на вході 5,5 мг/дм³ денітрифікуючі бактерії спостерігались в нижній третині завантаження фільтра, то при дозі 6,5 мг/дм³ – їх вдалось виділити лише з нижніх шарів (приблизно 10 % завантаження).

Що стосується видового складу, то у верхній частині фільтра переважали мікроорганізми рр. *Nitrosomonas* і *Nitrobacter* (біля 70 та 30 % відповідно), причому це співвідношення зі зміною концентрації кисню залишалось практично незмінним. У нижній частині фільтра в основному спостерігались представники р. *Thiobacillus*.

За результатами досліджень було експериментально підтверджено, що процес нітрифікації відбувається переважно у верхній, насиченій киснем, частині фільтра. Біологічним агентом для нього є мікроценоз, в

якому превалюють представники мікроорганізмів родів *Nitrosamonas* і *Nitrobacter*, а у нижній, збідненій киснем, частині відбувається процес денітрифікації, основним біологічним агентом якого є *Thiobacillus denitrificans*.

Отже, проведений комплекс досліджень дозволив визначити, що основна мікрофлора, яка утворювалась в шарі фільтруючого завантаження, складалась з бактерій-нітрифікаторів рр. *Nitrosamonas* і *Nitrobacter*. Більш глибока класифікація (до виду) для нітрифікуючих бактерій не проводилась. Водночас, у нижній частині фільтру перебувало до 30 % представників виду *Thiobacillus denitrificans*, які відносяться до денітрифікуючих мікроорганізмів.

Вивчення розподілення кількісного складу мікроценозу за висотою фільтра засвідчило поступове зменшення у шарі завантаження кількості нітрифікаторів, а також появу і поступове збільшення вмісту денітрифікаторів у напрямку зверху донизу. Взявши до уваги той факт, що вказаний напрям змін у складі мікрофлори співпадає зі зменшенням вмісту розчиненого кисню, очевидно, що саме цей показник є визначальним для формування мікроценозу і перебігу процесів нітри-денітрифікації.

Враховуючи, що регулювання кількості подачі кисню у воду в наявних конструкціях передбачена лише на вході споруд, необхідно було вивчити вплив вихідної концентрації кисню на процеси, які відбуваються під час фільтрування, та ефективність очищення води.

4.3 Вивчення впливу концентрації кисню на процеси нітри-денітрифікації при фільтруванні води

Оскільки величина концентрації розчиненого кисню на вході фільтра протилежно впливала на перебіг досліджуваних процесів (нітрифікація потребує підвищеного вмісту кисню, в той час як денітрифікація – мікроаерофільних умов), було вивчено їх закономірності при різних значеннях цього показника.

Підвищення аерації призводить до інтенсифікації процесу аеробної нітрифікації. З огляду на те, що виробником фільтруючого матеріалу Biofilter™ (завантаження дослідного фільтру) було вказано на наявність у

ньому аеробних нітрифікаторів родів *Nitrosamonas* і *Nitrobacter*, реалізація процесу очищення потребує високого рівня аерації води, а зниження концентрації розчиненого кисню буде призводити до пригнічення процесу нітрифікації та інтенсифікації процесу денітрифікації. Таким чином можна визначати наявність або відсутність денітрифікуючих мікроорганізмів у завантаженні фільтра, а отже і можливість перебігу процесу денітрифікації.

Як вже відзначалось вище, процеси нітрифікації та денітрифікації відбуваються за різного ступеня аерації. Тому, для максимального вилучення сполук амонію необхідно забезпечити такий режим подачі кисню, який би стимулював процес нітрифікації та не пригнічував процес денітрифікації.

Враховуючи сказане, було докладно вивчено динаміку процесу деамонізації води в залежності від концентрації розчиненого кисню. При цьому здійснювався контроль за показниками розчиненого кисню, амонію і ЗМЧ – на вході і виході фільтра та за показниками нітритів і нітратів – на виході фільтра. Протягом експерименту концентрація розчиненого кисню, яка регулювалась на аераторі, поступово знижувалась з 8 до 1 мг/дм³; вміст амонію у вихідній воді залишався постійним - на рівні 3,2 мг/дм³ (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Ефективність деамонізації при різній концентрації розчиненого кисню

Вхід фільтра			Вихід фільтра				
кисень, мг/дм ³	амоній, мг/дм ³	ЗМЧ, КУО/см ³	кисень, мг/дм ³	амоній, мг/дм ³	нітрити , мг/дм ³	нітрати, мг/дм ³	ЗМЧ, КУО/см ³
8,0	3,19	68000	3,1	0,11	0,28	11,0	2000
7,5	3,18	62000	2,6	0,11	0,27	10,4	2450
7,0	3,18	56000	2,1	0,11	0,28	9,0	2800
6,5	3,18	54000	1,7	0,12	0,29	6,5	3000
6,0	3,19	57000	1,2	0,12	0,29	4,3	3500
5,5	3,18	52000	0,3	0,12	0,29	2,4	4000
5,0	3,18	38000	0,3	0,18	0,31	2,7	4200
4,5	3,18	16000	0,4	0,26	0,35	3,4	4200
4,0	3,19	7000	0,2	0,41	0,53	3,8	3600
3,5	3,19	6500	0,1	0,76	0,72	5,1	3200
3,0	3,18	6200	0,1	1,24	0,95	5,8	4000

2,5	3,19	5000	<0,1	2,2	1,76	6,4	5500
2,0	3,18	4800	<0,1	2,65	2,20	7,1	6500
1,5	3,18	2000	<0,1	3,05	3,23	8,2	7000
1,0	3,18	1800	<0,1	3,10	3,50	9,4	3500

Примітка. Наведено середні арифметичні значення показників за трьома повторностями. Довірчий інтервал для $p < 0,05$: амоній та нітрити - $\pm 0,01$ мг/дм³, нітрати та розчинений кисень - $\pm 0,1$ мг/дм³, ЗМЧ - ± 10 КУО/см³, ефективність - $\pm 2\%$

За результатами досліджень вміст амонію в очищеній воді на виході з фільтру був обернено пропорційним концентрації розчиненого кисню, який надходив із аератора на вході фільтра. Максимальна ефективність процесу деамонізації (концентрація амонію у фільтраті знижувалась до 0,11 мг/дм³) спостерігалась при величині розчиненого кисню – 7-8 мг/дм³.

Для нітритів найнижча концентрація на виході фільтра становила - 0,27 мг/дм³ при рівні аерації 7,5 мг/дм³. Тобто було очевидно, що інтенсифікація процесу нітрифікації відбувається при збагаченні води киснем. Аеробні бактерії, що беруть в ньому участь, знаходяться у верхній частині фільтру і саме там перетворюють амоній у нітрати, які переходять у нижню частину фільтра, де відбувається денітрифікація.

Щодо залежності нітратів від концентрації розчиненого у воді кисню, то до рівня насиченості води киснем - 5,5 мг/дм³, їх вміст на виході з фільтру зменшувався, але вже при перевищенні концентрації кисню понад вказаної величини, вміст нітратів - починав зростати. Найменша кількість нітратів у фільтраті, яка становила 2,4 мг/дм³, спостерігалась при дозі розчиненого кисню - 5,5 мг/дм³. При збільшенні подачі цього реагенту понад вказаного значення розпочиналось різке зменшення концентрації нітратів, зумовлено тим, що надлишкова кількість кисню пригнічує процес денітрифікації та негативно впливає на життєдіяльність денітрифікуючих бактерій. Навпаки, недостатня подача кисню інгібує процес нітрифікації, а отже зменшується кількість субстрату NO_3^- і процес денітрифікації проходить з меншою інтенсивністю (рис. 4.2).

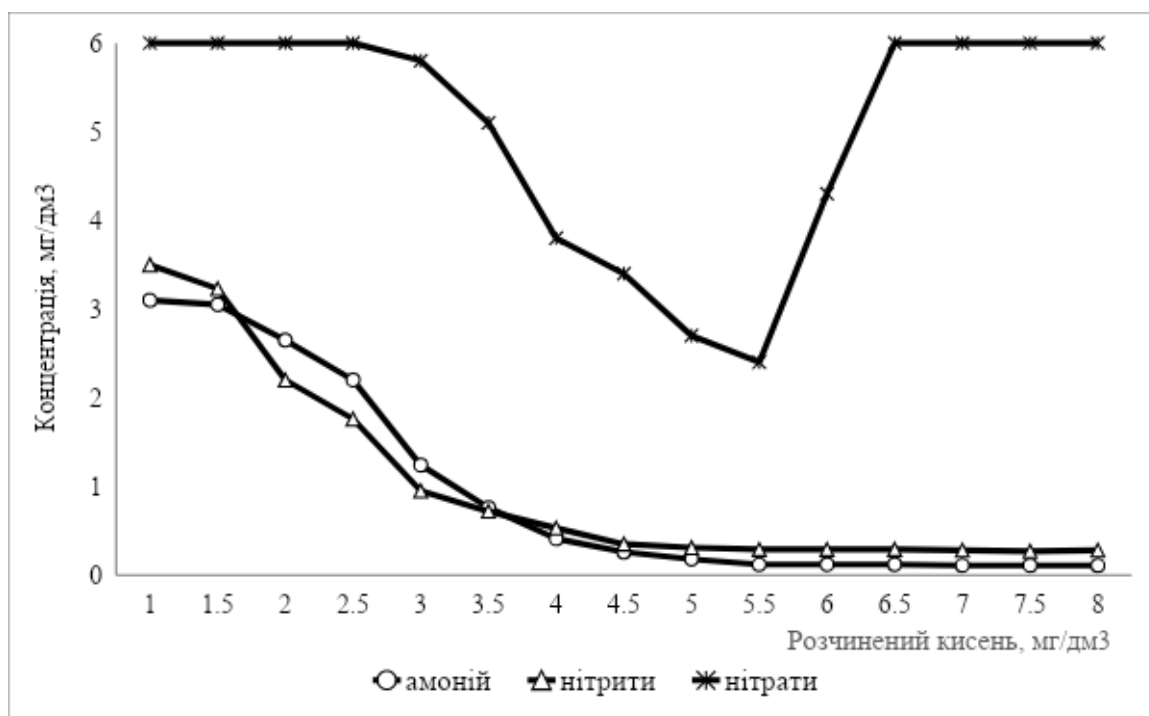


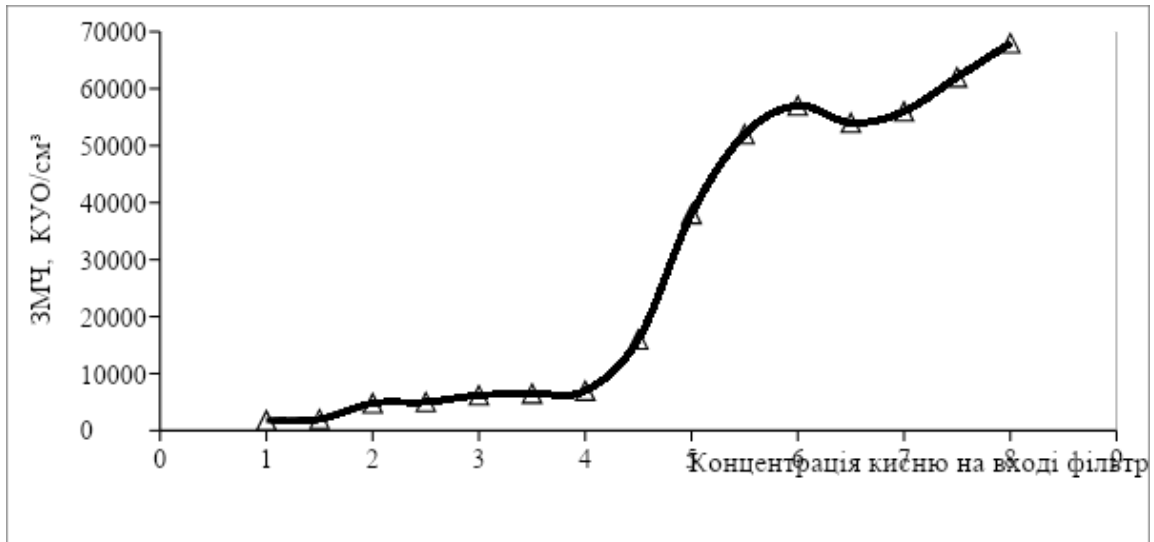
Рис. 4.2. Залежність вмісту амонію, нітритів та нітратів у фільтраті від концентрації розчиненого кисню на вході фільтра

Для визначення складу мікроценозу, зокрема наявності нітрифікуючих та денітрифікуючих бактерій, змиви із завантаження фільтра було висіяно на відповідні живильні середовища. За результатами аналізу із нітрифікаторів були виділені бактерії родів *Nitrosomonas* і *Nitrobacter*, присутність яких свідчила про перебіг біологічної нітрифікації та перетворення амонію в нітрати (раніше вже відзначалось, що саме бактерії рр. *Nitrosomonas* і *Nitrobacter* були вказані виробником фільтруючого завантаження Biofilter™ як біологічні агенти).

Також було виділено кілька родів денітрифікуючих бактерій, але вони були присутні у невеликій кількості та локалізувались переважно у нижній частині завантаження фільтру. Ці бактерії було ідентифіковано як *Thiobacillus denitrificans* [81-82]. Їх наявність, а також зафіксоване під час експерименту зниження концентрації нітратів, вказало на можливість під час фільтрування перебігу процесу денітрифікації.

Величину загального мікробного числа було визначено як у верхній, так і у нижній частинах фільтру, шляхом аналізу зразків фільтруючого завантаження з відповідних частин установки. За одержаними результатами у верхній частині фільтра найбільша кількість мікроорганізмів (ЗМЧ - 68000 КУО/см³) спостерігалась при

максимальному рівні аерації - 8 мг/дм³ (рис. 4.3 а). При цьому інтенсивність видалення амонію не зростала, а залишалась на тому ж рівні, що був досягнутий при 7 мг/дм³ розчиненого кисню.



а



б

Рис. 4.3. Залежність величини ЗМЧ від рівня аерації:

а - у верхній частині фільтра;

б - у нижній частині фільтра

Результати визначення величини ЗМЧ від рівня аерації води у нижній частині фільтру (рис. 4.3 б) виявили між цими показниками обернено пропорційну залежність. Варто також зазначити, що за рівнів аерації від 1

до 4 мг/дм³ кількісний ріст мікроорганізмів був дуже слабким, що зворотно корелювало з вмістом амонію у воді на виході із фільтру.

Найбільша кількість мікроорганізмів у фільтруючому завантаженні спостерігалась при концентрації розчиненого кисню - 1,5 мг/дм³, проте процеси нітрифікації та денітрифікації перебігали дуже повільно. Зі збільшенням ступеня аерації величина ЗМЧ у нижній частині фільтра зменшувалась, проте інтенсивність нітрифікації підвищувалась до концентрації кисню - 5,5 мг/дм³. За даної концентрації також спостерігалися мінімальні значення показників вмісту нітратів (2,4 мг/дм³) та загального мікробного числа (4000 КУО/см³). При подальшому підвищенні аерації вміст мікроорганізмів та їх здатність до денітрифікації різко знижувались.

За результатами досліджень було визначено оптимальні концентрації кисню, за яких досягається найефективніше видалення з води усіх компонентів - амонію, нітритів та нітратів. Найменша концентрація амонію у фільтраті - 0,11 мг/дм³ фіксувалась при вмісті розчиненого кисню - 7 мг/дм³; для нітритів ці показники відповідно дорівнювали 0,27 мг/дм³ та 7,5 мг/дм³; для нітратів - 2,4 мг/дм³ та 5,5 мг/дм³ відповідно [169-171].

Аналіз та узагальнення усіх результатів, отриманих протягом цієї серії експериментів, показав, що оптимальним рівнем аерації для одночасного проходження процесів нітрифікації та денітрифікації, можна вважати - 5,5 мг/дм³. За таких умов концентрація нітратів у фільтраті була найнижчою, а вміст амонію та нітритів знаходився у межах нормативних вимог до якості питної води.

Концентрація нітритів, найбільш небезпечних для здоров'я серед досліджуваних сполук, була найнижчою при концентрації розчиненого кисню - 7,5 мг/дм³, але за цього рівня аерації різко зростав вміст нітратів, які в організмі людини або навколишньому середовищі можуть перетворюватись у нітрити, підвищуючи вміст останніх.

Результати стосовно впливу розчиненого кисню на ступень видалення амонію, одержані у деяких дослідженнях процесу нітрифікації питної води гетеротрофними нітрифікаторами *Acinetobacter* Y7 та Y16 шляхом фільтрування за низьких температур [111], а саме: при концентрації кисню - 7,4-7,6 мг/л при 8°C і 9,5-9,7 мг/л при 2°C

ефективність видалення амонію становила відповідно біля 0,4 та 0,25 мг/л (за $\text{NH}_4^+\text{-N}$), корелюють з результатами наведених вище досліджень.

Отже, експериментальним шляхом було виявлено, що в умовах фільтрування на швидких фільтрах нітрифікація відбувається переважно у верхній частині фільтра (величина ЗМЧ - 52000 КУО/см³), а денітрифікація – у нижній (величина ЗМЧ - 4000 КУО/см³). Вихідна концентрація розчиненого кисню значно впливає на перебіг процесів нітрифікації, денітрифікації та ефективність очищення води від сполук амонію, нітритів та нітратів. Для одночасної ефективної реалізації процесів нітрифікації та денітрифікації в умовах фільтрування оптимальною дозою розчиненого у воді кисню можна вважати - 5,5 мг/дм³.

4.4 Розроблення статистичної математичної моделі, її програмна реалізація та оцінка адекватності

Впровадження біотехнології для інтенсифікації роботи фільтрів деамонізації води шляхом застосування іммобілізованих культур мікроорганізмів необхідно потребувало, насамперед, вирішення задачі з визначення оптимальних параметрів процесу, зокрема, кількості інокуляту нітрифікуючих і денітрифікуючих мікроорганізмів та концентрації розчиненого кисню.

Задля цього було розроблено статистичну математичну модель, в якій за основні параметрами прийнято час перебування води у фільтрі (залежить від його конструктивних особливостей та швидкості фільтрування) та вміст у вхідній воді амонію і нітратів. При цьому перший фактор фізично не пов'язаний з іншими, а другий і третій - пов'язані між собою, оскільки в процесі нітрифікації відбувається перетворення амонію у нітрати.

З урахуванням сказаного модель другого порядку може бути описана наступним чином:

$$\begin{aligned}y_a &= a_0 + a_1x_1 + a_{11}x_1^2 + a_2x_2 + a_{22}x_2^2 + a_3x_3 + a_{33}x_3^2 + a_{23}x_2x_3 \\n_u &= u_0 + u_1u_1 + u_{11}u_1^2 + u_2u_2 + u_{22}u_2^2 + u_3u_3 + u_{33}u_3^2 + u_{23}u_2u_3\end{aligned}$$

де y_a – оптимальний вміст розчиненого кисню на вході фільтру, мг/дм³;

y_b – оптимальне значення фактору розподілення зон нітрифікації та денітрифікації (співвідношення висот);

x_1 - час перебування води у фільтрі, хв;

x_2 – вміст амонію на вході фільтру, мг/дм³;

x_3 – вміст нітратів на вході фільтру, мг/дм³;

a_{ij}, b_{ij} – статистичні коефіцієнти.

Остання складова кожного рівняння характеризує взаємний вплив вмісту амонію та нітратів у вихідній воді.

Для зручності розрахунків методом найменших квадратів рівняння було нормовано по 1 за формулою:

$$x' = (x - x_{min}) / (x_{max} - x_{min}),$$

де x' - нормоване значення величини;

x - ненормоване значення величини;

x_{min}, x_{max} - границі достовірного діапазону параметрів, для яких здійснюється моделювання.

Достовірний діапазон величин моделі:

- час перебування води у фільтрі: мінімум 4, максимум - 12 хв;
- вміст амонію: мінімум - 0, максимум - 3 мг/дм³;
- вміст нітратів: мінімум - 0, максимум - 40 мг/дм³.

Коефіцієнти a_{ij} і b_{ij} моделі було визначено шляхом проведення ортогонального експерименту з використанням модельного розчину, приготовленого на підземній воді (без амонію і нітратів) з наступним розрахуванням необхідної кількості реагентів (табл. 4.3).

Таблиця 4.3

Визначені коефіцієнти моделі

Значення індексів i, j	a_{ij}	b_{ij}
0	0,0145	0,6837
1	0,3231	-0,2675
11	0,1135	-0,1821
2	0,1487	0,4536
22	0,1785	0,3895
3	-0,3240	-0,1185

33	-0,3875	-0,1011
23	-0,1121	0,2205

Використання розробленої моделі було можливе лише за умови нормування величин. Крім того, ряд параметрів, приміром, час перебування води у фільтрі, також отримуються розрахунковим шляхом. Для зручності користування моделлю її було реалізовано у вигляді комп'ютерної програми мовою Apple Swift 4.0.

Основними завданнями програми, які покладено в основу формування принципового алгоритму, були:

- отримання даних від користувача через відповідні форми;
- перевірка даних щодо відповідності діапазнам моделювання, виведення потрібної інформації;
- нормування вихідних параметрів;
- завантаження коефіцієнтів моделі з файлу;
- розрахунок нормованих значень вихідних параметрів;
- денормування (переведення в абсолютні величини) розрахованих параметрів;
- виведення результатів розрахунку.

Введення-виведення даних для платформи Mac OS було реалізовано у вигляді одного статичного вікна з відповідною формою, яка включає підписи та текстові поля як для вхідних, так і для вихідних даних. Форма побудована з використанням XCode Interface builder.

Для оцінки адекватності розробленої моделі для трьох точок було проведено експеримент з визначення оптимального вмісту кисню на границі розподілення зон нітри-денітрифікації. Результати порівняння отриманих експериментальних даних з прогнозом за моделлю (табл. 4.4) засвідчили, що погрішність прогнозування моделі не перевищує 6,0 %, тобто є значно меншою за величину, допустиму для інженерних розрахунків. Зовнішній вигляд програми - на рис. 4.4.

Таблиця 4.4

Оцінка адекватності моделі

і	Параметри моделі	Оптимальне значення вмісту кисню, мг/дм ³	Границя розподілення зон нітри-денітрифікації, частка висоти
---	------------------	--	--

	Час перебування, хв	Амоній, мг/дм ³	Нітрати, мг/дм ³	Факт	Прогноз	Погрішність, %	Факт	Прогноз	Погрішність, %
1	8	1,5	0	5,80	5,72	1,0	0,78	0,733	6,0
2	8	0,8	30	3,12	3,17	2,3	0,56	0,557	0,5
3	12	2,0	30	8,70	8,81	2,4	0,88	0,905	2,8

Моделювання параметрів фільтра видалення амонію

Вихідні дані

Параметри біофільтра

Діаметр, м: 0,8

Висота завантаження, м: 1,1

Якість води

Азот амонійний, мг/л: 1,46

Нітрати, мг/л: 7,6

Нітрити, мг/л: 0,2

Розрахувати дані за моделлю

Звіт

Розрахунок запущено

Зчитування коефіцієнтів.....ок

Розрахунок параметрів.....ок

Валідація параметрів.....ок

Нормовані коефіцієнти моделі:
A = 0,605713; B = 0,612156

*Розрахунок успішно завершено

Розраховані показники

Вміст роч. кисню, мг/л: 6,41

Інокулят нітрифік., л: 581,5

Інокулят денітрифік., л: 214,2

Рис. 4.4. Зовнішній вигляд програми для реалізації математичної моделі в середовищі Mac OS 10.13.5

Крім прогнозування оптимальної дози кисню (що, безумовно, важливо для ефективної експлуатації фільтрів), за розглянутою вище моделлю також можна передбачати висоту границі розподілення зон нітриденітрифікації.

4.5 Розроблення технології інтенсифікації фільтрів деамонізації шляхом введення інокулятів

Розроблена математична модель дала змогу перейти до дослідження можливих шляхів інтенсифікації роботи фільтрів деамонізації. Принцип запропонованого методу полягав у попередній підготовці необхідної кількості інокуляту нітрифікуючих та денітрифікуючих мікроорганізмів з їх наступним перенесенням у попередньо знезаражене завантаження фільтрів.

Оскільки висота розподілення зон нітри-денітрифікації невідома і залежить від ряду факторів (показники якості води, конструктивні особливості фільтра та ін.), її визначення може відбуватися шляхом прогнозування за розробленою математичною моделлю, як вже було вказано вище.

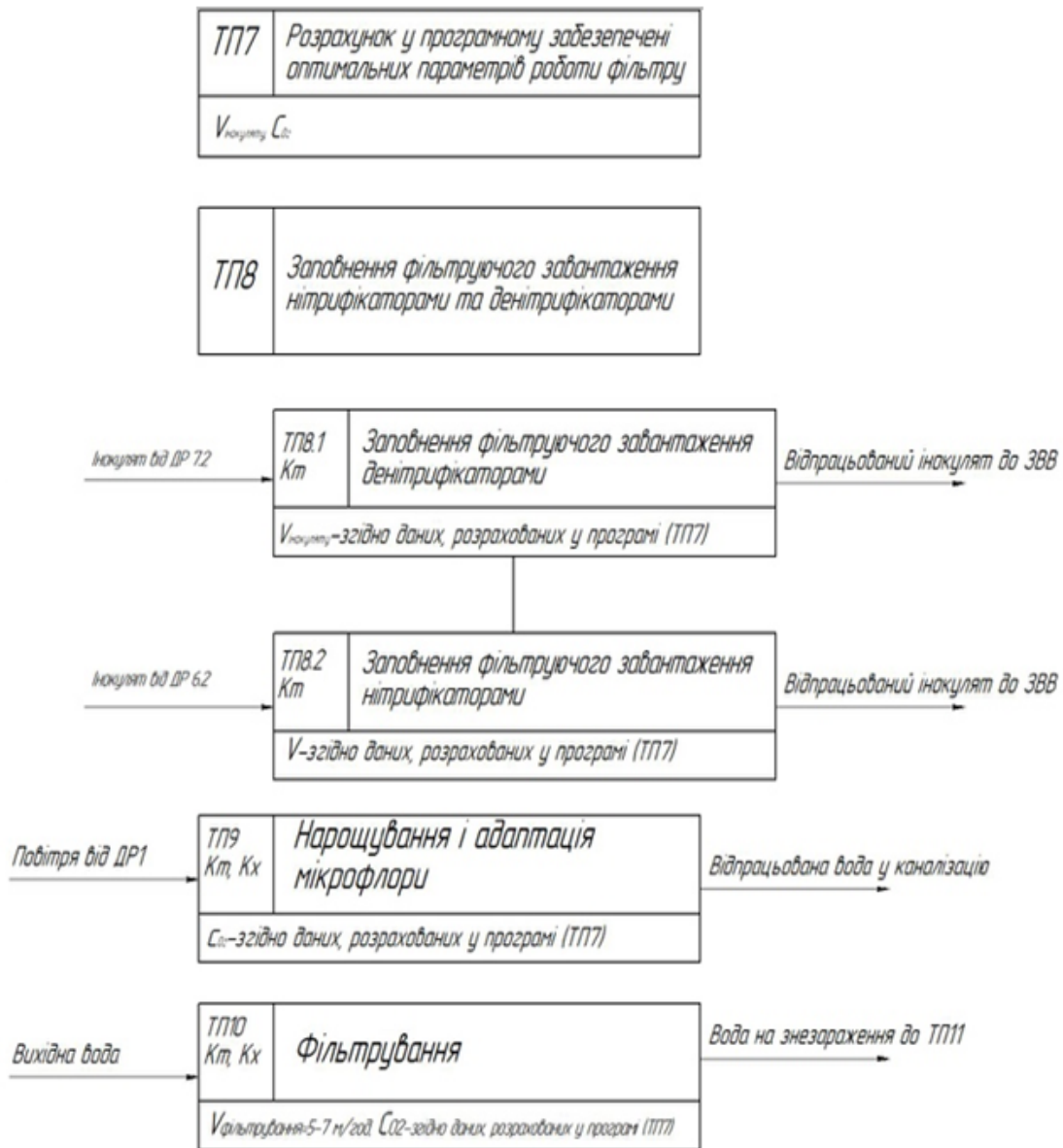
Результати проведених досліджень дали змогу розробити технологічну схему інтенсифікації роботи біофільтрів для видалення амонію. Умови культивування мікроорганізмів були обрані з урахуванням літературних даних, згідно яких: вміст клітин підтримується на рівні - $1,0-1,5 \cdot 10^6$ КУО/см³, контроль за їх кількістю здійснюється за оптичною густиною; у разі необхідності інокулят стандартизується.

Інокулят денітрифікуючих мікроорганізмів подається насосом в нижню частину фільтра, а його інша частина заповнюється інокулятом нітрифікаторів. Враховуючи неасептичне середовище всередині фільтра, а також можливість певного змішування розчинів інокулятів, для їх подачі може використовуватись той самий насос (в лабораторних умовах визначена за комп'ютерною програмою кількість інокуляту заливалась у фільтруюче завантаження).

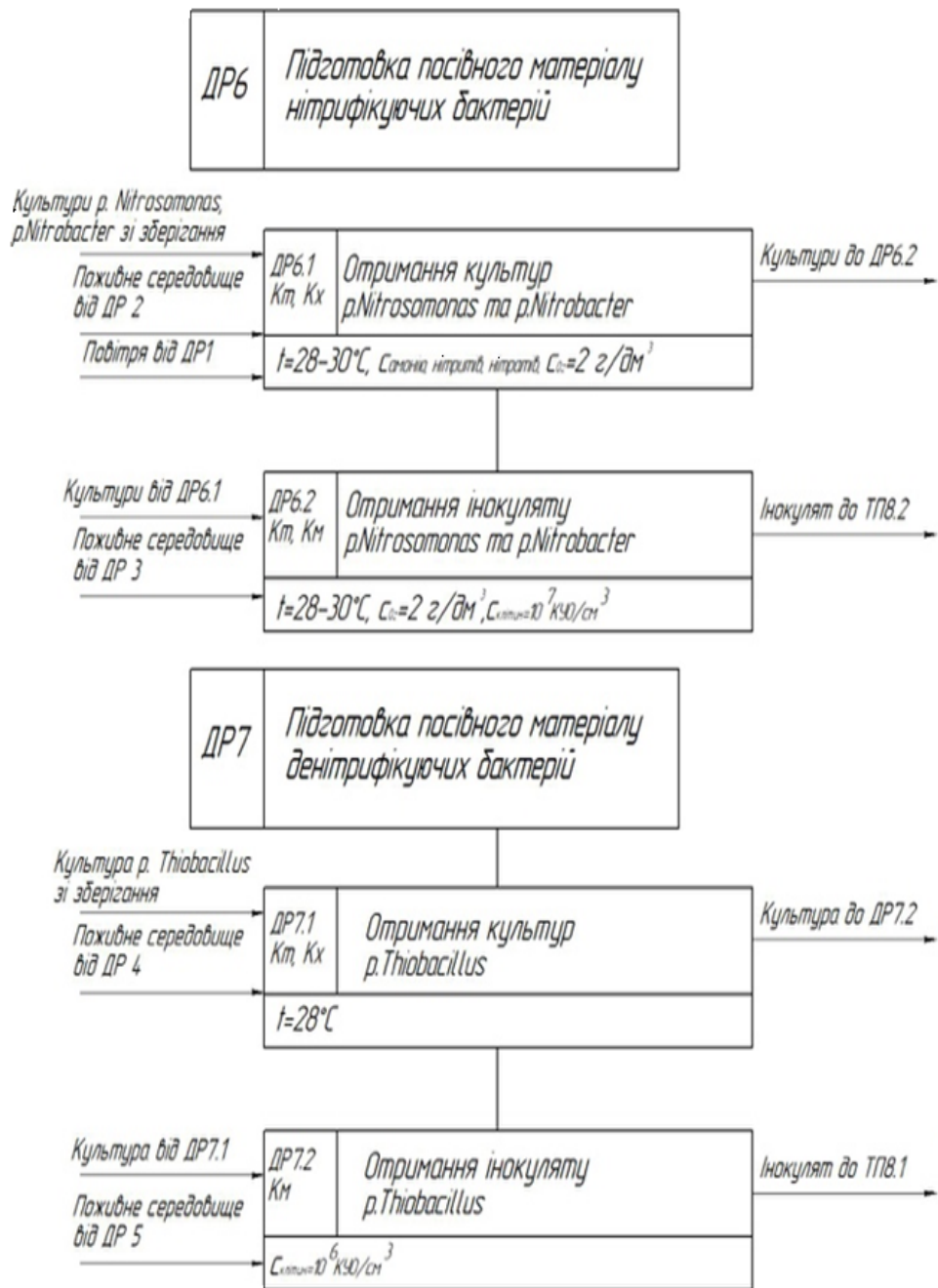
Розроблена схема біотехнологічного видалення з води амонію включає наступні головні стадії (рис. 4.5):

- приготування 3-х інокулятів рр. *Thiobacillus*, *Nitrosamonas* та *Nitrobacter* у розрахованій за комп'ютерною програмою кількості. Вміст клітин підтримується на рівні - $1,0-1,5 \cdot 10^6$ КУО/см³, контроль за їх кількістю здійснюється за оптичною густиною;
- інокулят 1 подається у нижню частину фільтра, де переважно відбуватиметься процес денітрифікації, і залишається в ньому протягом 80-90 хвилин (цього часу достатньо для закріплення мікроорганізмів);

- суміш інокулятів 2 та 3, попередньо насичених киснем повітря (шляхом барботування), подається у фільтр і залишається в ньому протягом 80-90 хвилин, при цьому інокулят 1 також знаходиться у фільтрі;
- відпрацьовані інокуляти відводяться з фільтра в систему обробки промивних вод.



a



б

Рис. 4.5. Схема біотехнологічного видалення з води амонію:

а - основні стадії;

б - допоміжні стадії

Необхідний час контакту інокуляту з завантаженням фільтрів складає 2-3 години. Після цього інокулят скидається, а у фільтр подається вода для очищення. Кількість поданого з аератору повітря розраховується за моделлю.

По завершенню вказаних операцій фільтр може бути введений в експлуатацію. Протягом робочого режиму на вході фільтру підтримується оптимальна концентрація кисню повітря. Необхідний час для адаптації мікрофлори до умов води, яка подається на фільтр, складає, як правило, 1-2 доби, після чого фільтр виходить на задані параметри ефективності.

Апробація запропонованої технології, яку було здійснено на модельній установці «Culligan HiFlo-6 UX-40» при підтриманні оптимального режиму аерації, підтвердила можливість суттєвого скорочення підготовчого періоду її роботи (18 діб). За результатами експериментів (табл. 4.5, рис. 4.6) при застосуванні інокулятів вже на третю добу спостерігався необхідний рівень видалення з води амонію.

Таблиця 4.5

Ефективність видалення з води амонію на модельній установці
без та з обробленням інокулятами

Доба	Ефективність видалення амонію, %	
	без обробки інокулятами	з обробленням інокулятами
1	24,6	48,6
2	30,9	73,4
3	32,8	90,5
4	37,1	91,3
5	37,7	90,9
6	45,3	91,4
7	48,9	92,2
8	60,1	91,8
9	65,9	91,6
10	68,3	92
11	69,6	91,2
12	76,3	91,3
13	86,2	91,4
14	87,9	91,8
15	87,1	90,5
16	89,1	90,6
17	91,3	90,9
18	92	91,1
19	92,1	91,2
20	91,4	91,1

21	91,2	90,2
----	------	------

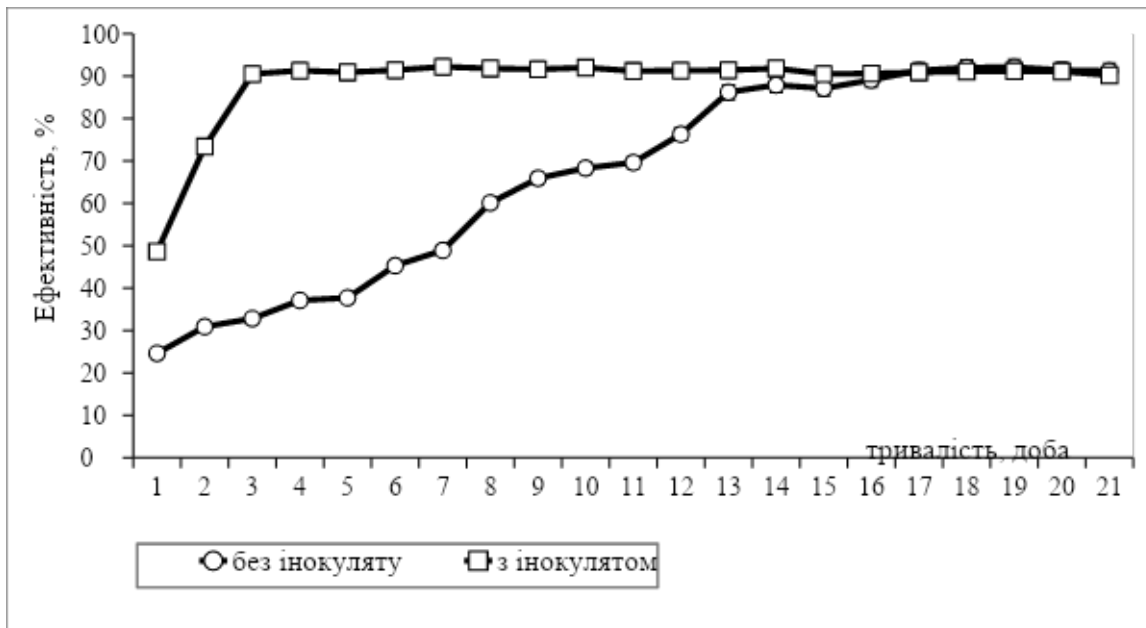


Рис. 4.6. Ефективність деамонізації води на модельній установці без та з обробкою інокулятами

В цілому, результати проведених досліджень засвідчили, що запропоновані підходи до інтенсифікація процесу деамонізації води можуть забезпечувати економію матеріальних, енергетичних та інших ресурсів у порівнянні з існуючими методами завдяки можливості суттєвого скорочення непродуктивних витрат при експлуатації обладнання. Через потребу періодичного проведення підготовчого періоду роботи фільтрів деамонізації, на водоочисних станціях необхідно передбачати більшу кількість фільтрувального обладнання. Скорочення часу введення у робочий режим фільтрів (наприклад, до 2 діб) дозволить, з урахування вимог ДБН 2.5-74:2013 «Водопостачання. Зовнішні мережі і споруди», за наявності 8 робочих фільтрів зменшити кількість резервних - з 4 до 2 одиниць, що призведе до зниження капітальних витрат.

Отже, за результатами комплексних робіт з дослідження процесу деамонізації підземних вод було зроблено наступні основні висновки. Існуючі технології видалення з води амонію базуються на використанні біотехнологічного процесу, біологічним агентом якого є нітри- та

денітрифікуючі бактерії, що природно утворюються в неасептичних умовах.

Хоча, зазвичай, в літературі відмічається роль у цьому процесі нітрифікаторів, під час досліджень в реальних умовах роботи фільтрів в нижній частині було виявлено значну кількість (до 30 % денітрифікаторів і, зокрема, *Thiobacillus Denitrificans*). Їх роль у процесі полягає не тільки в зменшенні кількості нітратів в очищеній воді, але й у зсуванні рівноваги процесу нітрифікації, що сприяє більш глибокому видаленню амонію.

Недоліком існуючих фільтрів деамонізації є значний час формування необхідної мікрофлори (у дослідженнях він складав 16-18 діб). У цей період ефективність роботи фільтра була недостатньою для досягнення встановлених нормативних вимог до амонію. Враховуючи, що протягом досліджень (приблизно через 2 місяці) виникла ситуація, яка призвела до необхідності перезапуску фільтра і непланової «зарядки» завантаження (накопичення мікрофлори), а отже і к зайвим витратам, для стабільної роботи водоочисного обладнання потрібний певний резерв фільтрів.

Подолання означеної проблеми може досягатися шляхом скорочення підготовчого періоду пуску фільтрів в експлуатацію за рахунок внесення попередньо інокульованої мікрофлори нітри- та денітрифікаторів. Але оптимальне (близьке до природного) співвідношення кількості цих мікроорганізмів залежить від ряду факторів і, зокрема, параметрів фільтру, якості води та умов аерації.

На відміну від застосованих у технології очищення стічних вод процесів нітри- та денітрифікації, де вони відбуваються у різних спорудах, для фільтрів деамонізації можливість управління аерацією води існує лише на вході фільтра, далі концентрація розчиненого кисню поступово знижується у завантаженні згори донизу.

Кількість розчиненого кисню на вході фільтра протилежно впливає на перебіг процесів в ньому. Збільшення вмісту кисню сприяє ефективній нітрифікації, але мікроаерофільні та анаеробні зони, необхідні для денітрифікації, при цьому не утворюються. Зменшення кількості кисню призводить до неефективної нітрифікації, а отже утворення недостатньої кількості нітратів, які є субстратом в процесі денітрифікації.

Встановлення основних закономірностей цих процесів та отримання масиву експериментальних даних дозволило розробити статистичну математичну модель другого порядку для опису залежності оптимальної дози кисню та співвідношення між зонами нітри- та денітрифікації. Оцінка адекватності моделі виявила, що рівень розбіжності між розрахунковими та експериментальними даними не перевищує 6 %.

На підставі одержаних результатів було розроблено технологію інтенсифікації роботи фільтрів деамонізації, яка полягає у попередній підготовці інокуляторів нітри- та денітрифікуючих мікроорганізмів та внесенні їх в завантаження фільтра у розрахованому за моделлю співвідношенні. Метод дозволяє скоротити час пуску фільтрів в експлуатацію з 16-18 до 2 діб, що, в свою чергу, дає змогу значно зменшити необхідну кількість резервного обладнання.

РОЗДІЛ 5 МЕТОД ОЦІНКИ РИЗИКІВ ЯК ОСНОВА РОЗРАХУНКІВ ЕКОНОМІЧНОГО ЕФЕКТУ ДЛЯ ОБ'ЄКТІВ КОМУНАЛЬНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ

У випадках, коли інтенсифікація будь-якого процесу спрямована не тільки на досягнення економії матеріальних, енергетичних або інших ресурсів, а й підвищення якісних показників, виникають певні складнощі при оцінюванні підсумкового економічного ефекту. Приміром, в умовах відкритого ринку покращення якості товарів або послуг призводить до збільшення їх конкурентної здатності, а отже зростання об'ємів продажу.

У сфері комунального господарства переважна більшість підприємств відноситься до природних монополій, а їх діяльність жорстко регламентується тарифним регулюванням. Існуюча на даний час модель тарифоутворення («собівартість плюс») не враховує якісних показників, а отже потребує інших підходів для правильної оцінки досягнутого економічного ефекту.

З іншого боку, такі структурні складові комунального господарства, як водопостачання і водовідведення, напрямку впливають на здоров'я населення та стан навколишнього природного середовища. Тобто для процесів життєзабезпечення, вкрай важливих для суспільства, необхідно враховувати відповідні ризики (зокрема, вірогідність настання негативних наслідків).

Оцінка ризику в загальному розумінні передбачає здійснення аналітичних заходів, що дозволяють спрогнозувати можливість отримання певної величини збитку від виникнення ризикової ситуації і несвоєчасного прийняття заходів щодо їх запобігання. Оцінка ризику – це процес визначення ймовірності та вагомості наслідків та небезпек від аварій для здоров'я людини, майна, довкілля тощо (наприклад, аварії на системах життєзабезпечення).

До основних кількісних показників можливих ризиків згаданої аварії відносяться:

- індивідуальний ризик - імовірність загибелі людини, що знаходиться в даному регіоні, від існуючих джерел небезпеки об'єкта

підвищеної загрози протягом року з урахуванням імовірності її перебування в зоні ураження;

- територіальний ризик - імовірність загибелі протягом року людини, яка знаходиться в конкретному місці простору, від можливих джерел небезпеки об'єкта підвищеної небезпеки;

- соціальний ризик - імовірність загибелі людей понад певну кількість (або очікувана кількість загиблих) у даному регіоні протягом року від можливих джерел небезпеки об'єкта підвищеної небезпеки, з урахуванням імовірності їх перебування в зоні ураження.

Ймовірність настання аварії визначається об'єктивним і суб'єктивним методом. Об'єктивним методом користуються для визначення ймовірності настання події на основі обчислення частоти, з якою може виникати аварійна ситуація. Суб'єктивний метод базується на використанні суб'єктивних критеріїв, які ґрунтуються на різних припущеннях (судження експерта-оцінювача, його особистий досвід тощо).

Отже, в основі оцінки ризиків виникнення аварійних ситуацій на підприємстві лежить визначення залежності між певними аварійними ситуаціями підприємства та ймовірністю їх виникнення. Оцінка ризику проводиться в кілька етапів: оцінка ймовірності її реалізації протягом одного року, аналіз умов і оцінка ймовірності та розвитку аварій.

Оцінка ймовірності її реалізації протягом одного року передбачає розгляд можливих відхилень параметрів процесу шляхом побудови «дерева відмов» (*сценарію виникнення аварії*); аналізу видів і наслідків відмов; обробки статистичних даних щодо аварійності технологічної системи, які відповідають специфіці об'єктів підвищеної небезпеки чи виду діяльності.

Під час розгляду причин відхилень до уваги беруться відмови устаткування, поломки, можливі технологічні причини, обумовлені порушенням режимів роботи функціонально пов'язаних систем, помилки персоналу, зовнішні фактори (військовий вплив, економічний вплив тощо).

Аналіз умов і оцінка ймовірності та розвитку аварій передбачає опрацювання відмови засобів стримування аварії і помилок персоналу та визначення ймовірності різноманітних наслідків аварії. З цією метою у дослідженні використовуються аналіз видів і наслідків відмов; експертні

оцінки ймовірності виникнення даної події тощо, виконані за певною методикою.

Для кожного результату прораховуються умови, за яких моделюються аварійні ситуації та оцінюється ступень вразливості вражаючих факторів, зони їх дії та можливі наслідки у фізичному вираженні. Для оцінки рівня ризику наслідків аварії на кожному етапі її розвитку визначається можливість локалізації та ліквідації на даному етапі; оцінюється ймовірність наслідків для населення, соціально важливих об'єктів, навколишнього середовища, майна юридичних і фізичних осіб, на які може поширюватися негативний вплив [172-174].

Для економічного врахування ризику можна використати наступну формулу:

$$E = \Sigma B * H = \Sigma (B * N * H_{od}) + \Sigma (B * F * H_f) \quad (5.1)$$

де E – економічний ефект ризику;

B – зменшення вірогідності настання негативних наслідків;

H – збитки від негативних наслідків;

$\Sigma (B * N * H_{od})$, $\Sigma (B * F * H_f)$ – економічний ефект зменшення ризиків для здоров'я людей та навколишнього середовища відповідно;

N – кількість людей, які піддаються ризику;

H_l – збитки від негативних наслідків на 1 людину, наприклад, вартість лікування захворювання;

F – площа території, де буде спостерігатися негативний вплив;

H_f – втрати, пов'язані з ліквідацією негативних наслідків на одиницю площі.

З урахуванням вищевикладеного, позитивний економічний ефект від впровадження біотехнології інтенсифікації процесів очищення води від сполук заліза, мангану та амонію полягає у доведенні якості питної води до нормативних вимог, що призводить до зниження таких ризиків, як виникнення захворюваності населення внаслідок споживання неякісної питної води; зростання кількості аварій на трубопровідних системах тощо.

Із застосуванням методу оцінки ризиків було визначено економічний ефект інтенсифікації процесу знезалізнення/деманганації при застосуванні інокуляту на умовній водоочисній станції продуктивністю 3 тис. м³/добу та чисельністю споживачів послуг водопостачання - 10 тис. осіб.

Концентрація заліза та мангану у вихідній воді – 11,0 та 0,6 мг/дм³ відповідно. Підготовка питної води за існуючою технологією дає змогу знизити вміст цих показників до 3,8 і 0,4 мг/дм³ відповідно, а за умови застосування запропонованої біотехнології – до 0,1 і 0,03 мг/дм³ відповідно.

Шляхом порівняння показників якості води, одержаної за існуючою та передбачуваною технологіями, було проведено розрахунок необхідних капітальних затрат та обчислено величину збільшення експлуатаційних витрат (табл. 5.1).

Таблиця 5.1

Розрахунок капітальних затрат на реалізацію технології та збільшення експлуатаційних витрат на місяць

Стаття витрат	Ціна за одиницю, тис. грн.	Затрати на операцію	Кількість	Вартість, тис. грн
<i>капітальні затрати на реалізацію технології</i>				
Заміна завантаження на цеоліт	8		50	400
Закупівля і монтаж ємності для розведення інокуляту	35		1	35
Встановлення додаткових насосів	3		13	39
Обладнання додаткової системи знезараження	140		2	280
Закупівля і монтаж інокулятора, 1 м ³	50		1	50
Обладнання лабораторії для зберігання чистих культур	85		1	85
Додаткові трубопроводи	120		1	120
Монтажні та пусконаладжувальні роботи	240		1	240
Разом				1249
<i>збільшення експлуатаційних витрат на місяць</i>				
Збільшення витрат гіпохлориту натрію, м ³	7,6	13,3	2	202,2
Збільшення витрат електроенергії, тис. кВт*год/міс	2,3	0,048	1	0,1
Заробітна плата додаткового персоналу, тис. грн./міс.	8	2	1	16,0
Обов'язкові відрахування, 22 %				3,5
Інше				11,1

Разом				232,9
-------	--	--	--	-------

Позитивний економічний ефект від впровадження нової технології полягає у доведенні якості питної води до нормативних вимог за показниками заліза та мангану. Хоча ці компоненти, які зазвичай присутні у природних водах, згідно Настанови ВООЗ щодо забезпечення якості питної [4], не відносяться до токсичних і їх вміст у питній воді не лімітується за санітарно-токсикологічними ознаками (тобто вони не створюють безпосередню загрозу здоров'ю людини), але при їх підвищених концентраціях під час транспортування води на внутрішній поверхні труб можуть утворюватися різноманітні за складом відкладання (зокрема, і біологічні), що, з одного боку, сприяє бактеріальному росту, а з другого - призводить до збільшення аварійних ситуацій.

Отже економічний ефект буде зумовлений зменшенням наступних ризиків:

- погіршення мікробіологічних показників якості води, що призводить до виникнення захворювання людей внаслідок споживання неякісної води;
- зростання кількості аварій на трубопровідних системах.

Щоб застосувати формулу (6.1) необхідно для обох ризиків визначити вірогідність їх виникнення та оцінити негативні наслідки. Споживання неякісної питної води може призводити до виникнення гострих шлункових захворювань. Таку вірогідність при одному споживанні можна оцінити як $1 \cdot 10^{-5}$, в той час як при споживанні відповідним чином дезінфікованої води вірогідність становить не більше - $1 \cdot 10^{-6}$. Враховуючи, що людина за 1 добу споживає питну воду не менше 5 разів, а умовне населення міста складає 10 тис. осіб, можна отримати таке скорочення вірогідності:

$$B_1 = (1 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-6}) \times 5 \times 30 \times 10000 = 13,5 \text{ випадків/місяць}$$

Затрати на подолання негативних наслідків захворювання складаються з вартості лікування (біля 11,6 тис. грн.) та тимчасової втрати працездатності, яка з розрахунку 7 робочих днів хвороби дорівнює - 2,5 тис. грн.

Для оцінки кількості аварій можна застосувати середні дані водопостачального підприємства, згідно з якими аварійність на водопровідних мережах в середньому становить - 2,6 аварій/км на рік або 0,217 аварій/км на місяць.

Запобігання утворенню відкладень на внутрішній поверхні труб внаслідок покращення якості води може знизити кількість аварій до середнього в Україні рівня - 1,8 аварій/км на рік або 0,15 аварій/км на місяць. За умови протяжності трубопроводів біля 80 км, зменшення вірогідності ризику становитиме:

$$B_2 = (0,217 - 0,150) \times 80 = 5,3 \text{ аварій/місяць.}$$

Виникаючі при аварійних ситуаціях витрати пов'язані, насамперед, з її безпосередньою ліквідацією і заміною трубопроводу (біля 25 тис. грн.), втратами води при аварії (біля 0,5 тис. грн.) та витратами на поновлення роботи трубопровідної системи (її дезінфекцію і промивку – біля 8,5 тис. грн.). Отже загальний ефект від зменшення ризиків складатиме:

$$E = 13,5 \times 14,1 + 5,3 \times 34 = 372,3 \text{ тис. грн./місяць}$$

Термін окупності від впровадження біотехнологічних методів інтенсифікації технології знезалізнення/деманганації становитиме:

$$O = KЗ / (E - З) = 1249 / (372,3 - 232,9) \approx 9 \text{ місяців}$$

Розроблена біотехнологічна інтенсифікація методу знезалізнення на швидких фільтрах з середнім та високим вмістом у воді заліза (10-20 мг/дм³) дозволяє або зовсім виключити із технологічної схеми другий ступень фільтрування, або суттєво збільшити питома навантаження на одиницю об'єму очисних споруд, сприяючи таким чином зниженню капітальних затрат на будівництво і експлуатацію, а також економії матеріальних, енергетичних, трудових та інших ресурсів.

У порівнянні з існуючими технологіями деманганації води ресурсоефективність розробленої біотехнології, передусім, визначається через відсутність необхідності застосування високо затратного та достатньо складного процесу модифікації/регенерації спеціального фільтруючого завантаження, використання таких реагентів як перманганат калію, діоксид хлору та ін.

Економія ресурсів при впровадженні біотехнології інтенсифікації фільтрів деамонізації шляхом внесення інокуляту зумовлена зниженням

непродуктивних витрат при експлуатації, зокрема скороченням часу введення у робочий режим фільтрів та зменшенням чисельності очисного обладнання, а отже і капітальних затрат.

Для водоочисної станції продуктивністю 10 тис. м³/добу ефект від впровадження нової технології можна розрахувати наступним чином. У випадку існуючої технології, потрібний додатковий резерв фільтрів на випадок простою під час пуску в експлуатацію, складає - 25 %. Для станції вказаної продуктивності необхідна кількість фільтрів UX-100 (продуктивність - 75 м³/год) становитиме – 9 (6 робочих та 3 резервних) одиниць. За умови впровадження нової технології інтенсифікації можна скоротити кількість резервного обладнання з 3 до 1 одиниці.

При вартості обладнання - 113 600 євро (3 521 тис. грн.) та строку амортизації 20 років, економія норми амортизації складатиме – 350,1 тис. грн./рік (затрати на рік для випадку 6 зупинок розраховані у табл. 5.2).

Таблиця 5.2

Розрахунок збільшення експлуатаційних витрат
фільтра деамонізації

Стаття витрат	Ціна за одиницю, тис. грн.	Затрати на операцію	Кількість операцій на рік	Вартість, тис. грн
Поживне середовище, м ³ /рік	7,6	2	6	91,2
Амортизація обладнання для приготування інокуляту, грн./рік	11,5	1	1	11,5
Електроенергія для приготування інокуляту, тис. кВт*год/рік	2,3	0,22	6	3,0
Заробітна плата, тис. грн./рік	8	1	12	96
Обов'язкові відрахування, 22 %				21,1
Інше				14,6
Разом				237,5

Враховуючи, що первинні затрати на впровадження нової технології складають приблизно 195 тис. грн., строк її окупності складатиме - 14 місяців.

РОЗДІЛ 6 РОЗРОБЛЕННЯ МЕТОДОЛОГІЇ ЗАСТОСУВАННЯ БІОТЕХНОЛОГІЇ НА ОБ'ЄКТАХ КОМУНАЛЬНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ

Ретельний аналіз та узагальнення результатів проведених досліджень дали змогу розробити методологію для визначення можливості та перспектив застосування прийомів біотехнології для інтенсифікації різних технологічних процесів, які реалізуються у комунальній інфраструктурі населених пунктів. Ця методологія передбачає виконання ряду заходів з оцінки особливостей процесу, які можуть базуватись як на доступних літературних даних, так і на результатах додатково проведених експериментальних досліджень.

Створення методології зумовлено необхідністю уніфікації підходу до визначення можливості інтенсифікації процесів методами біотехнології при мінімізації затрат на проведення необхідних досліджень.

Методологія включає наступні основні етапи (рис. 6.1).

1. Оцінка можливості існування біологічного агента в умовах даного процесу. На цьому етапі, виходячи з технологічних параметрів процесу (температура, вологість, доступність органічних субстратів, час контакту з ними тощо) визначається принципова можливість існування мікроорганізмів за даних умов. Якщо вказані умови задовольняються, оцінюються імовірні шляхи введення мікроорганізмів у процес. Для переважної більшості процесів, які застосовуються у комунальній інфраструктурі, це можливо реалізувати за рахунок контакту з оточуючим середовищем.

2. Визначення ролі біологічних факторів в технологічному процесі. Цей етап передбачає оцінку ролі біологічних факторів та визначення ефективності процесів при їх інтенсифікації біотехнологічними прийомами. Для деяких процесів, які відбуваються у комунальній інфраструктурі, роль мікроорганізмів відома і описана в літературі.

Проте, як показали дослідження з інтенсифікації знезалізнення і деманганації води, існує висока вірогідність, коли у процесах, що вважаються виключно фізико-хімічними, за певних умов можуть переважати біологічні фактори. Для точнішої оцінки ролі мікроорганізмів

необхідно проведення двох паралельних експериментів, в одному з яких підтримуються стерильні умови. Наприклад, технологічні процеси водопідготовки можна порівнювати із застосуванням попереднього знезараження та без нього.

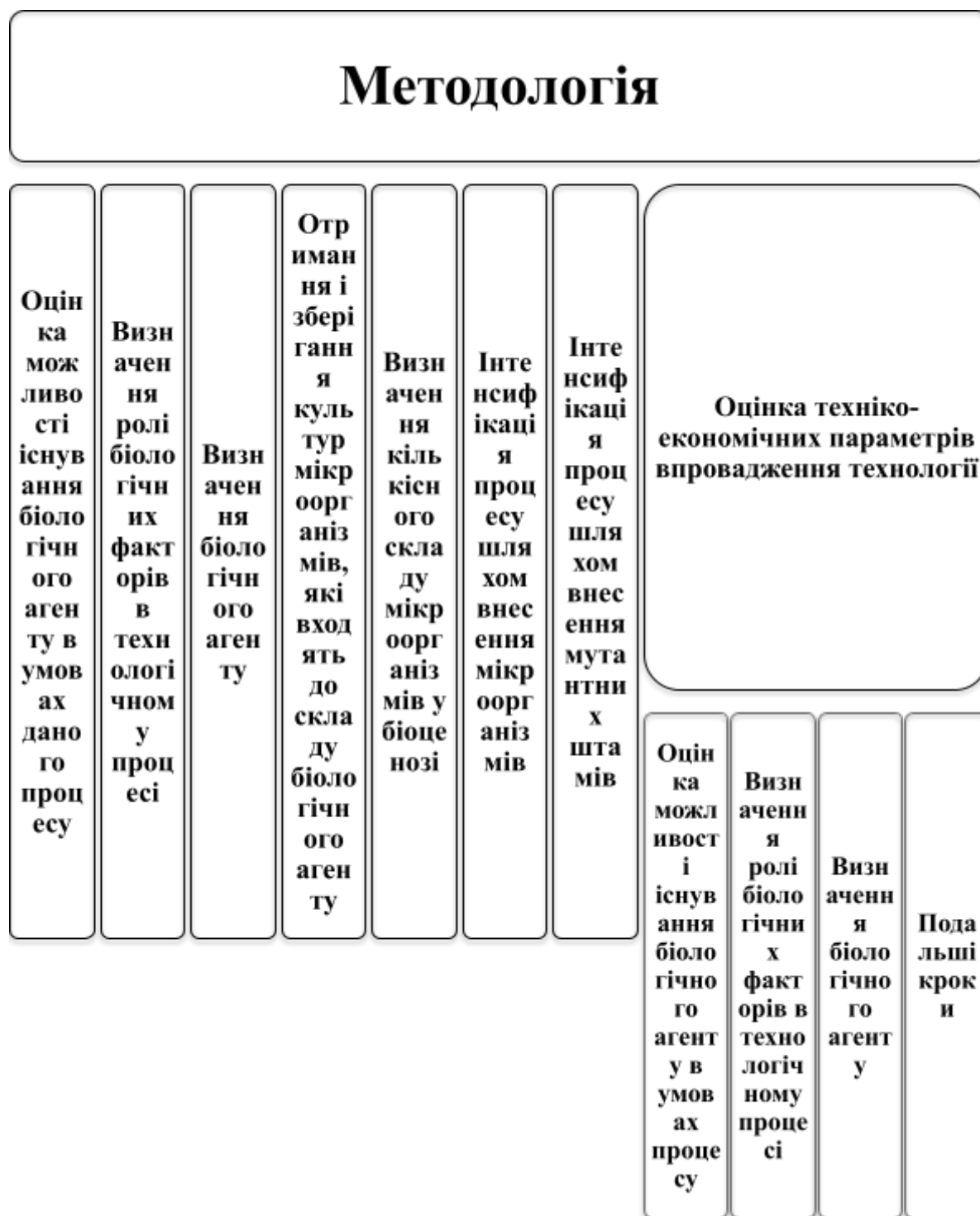


Рис. 6.1. Схема методології застосування біотехнології на об'єктах комунальної інфраструктури населених пунктів

3. Визначення біологічного агента. Переважна більшість процесів у комунальній інфраструктурі реалізується в неасептичних умовах, що збільшує ймовірність існування в них біоценозів мікроорганізмів, які можуть розглядатися як біологічні агенти. Через особливості саморегуляції біоценозів при незмінних умовах та досить тривалому часі їх склад формується таким чином, щоби оптимально відповідати наявним умовам. Через цей факт найчастіше саме ті мікроорганізми, які виділяються при звичайному перебігу технологічного процесу, і є найбільш придатними для існування за таких умов. Отже визначення біологічного агента зводиться до аналізу існуючих біоценозів конкретного процесу. Для класифікації мікроорганізмів використовуються їх морфологічні ознаки. На практиці, як правило, проводиться висів мікроорганізмів на ряд середовищ, їх забарвлення різними способами та мікроскопіювання.

4. Отримання і зберігання чистих культур мікроорганізмів, які входять до складу біологічного агента. Отримання чистих культур проводиться шляхом розсівання на відповідні середовища та подальшого зберігання на твердому носії або у рідкому середовищі в залежності від особливостей конкретних мікроорганізмів.

5. Визначення кількісного складу мікроорганізмів у біоценозі. Для встановлення кількісного складу мікроорганізмів може застосовуватись розроблена у даній роботі методика (див. розд. 2). Визначення складу біоценозів в залежності від зовнішніх умов та/або технологічних параметрів процесів відкриває можливості до більш глибокого розуміння особливостей їх перебігу. В деяких випадках після отримання достатньої вибірки даних для прогнозування складу біоценозу, може застосовуватись математичне моделювання.

6. Реалізація процесу шляхом внесення мікроорганізмів. Після встановлення складу біоценозу відбувається нарощення культур (чистих або змішаних) і підготовка інокуляту з підтриманням необхідного співвідношення мікроорганізмів. Далі експериментальним шляхом здійснюється порівняння параметрів процесу з обробкою інокулятом та без нього. В деяких випадках може виникати необхідність відпрацювання стадії переносу інокуляту у фільтруюче завантаження. При отриманні

позитивних результатів розроблюється відповідна технологічна схема реалізації процесу.

7. Реалізація процесу шляхом внесення селектованих культур. Насамперед, отримуються селектовані культури тих мікроорганізмів, які переважають у складі біоценозу. За критерій відбору селектованих культур приймається швидкість росту на середовищі зі значним вмістом забруднювачів, що вилучатимуться в основному технологічному процесі. Після отримання відповідних культур здійснюються такі самі операції, як на етапі 6. При цьому слід враховувати, що в переважній більшості випадків селектовані мікроорганізми в неасептичних умовах поступово елімінуються з середовища, а тому їх концентрація повинна підтримуватись безперервним або періодичним внесенням додаткової кількості інокуляту.

8. Оцінка техніко-економічних параметрів впровадження технології. Оцінка технології інтенсифікації процесів біотехнологічними методами здійснюється на підставі економічної доцільності її впровадження. При цьому розраховуються додаткові затрати на впровадження технології, економічний ефект та термін окупності. Через особливість застосованих у комунальній інфраструктурі процесів їх ефективність зазвичай визначається критеріями якості (наприклад, якість води, очищених стічних вод тощо). В такому випадку економічний ефект слід оцінювати, враховуючи можливість виникнення ризиків (див. розд. 6).

Якщо на одному з вказаних вище етапів стає очевидною недоцільність використання біотехнологічних прийомів для підвищення ефективності технологічного процесу, роботи у даному напрямку не мають перспективи для практичної реалізації.

Порядок застосування розробленої методології наведено, як приклад, для технологічного процесу аеробної стабілізації осадів стічних вод із залученням доступних літературних даних.

□ **Оцінка можливості існування біологічного агента в умовах процесу.** Процес відбувається у відкритому неасептичному середовищі в спеціальних резервуарах, куди надходить повітря. Джерелами потрапляння мікроорганізмів в процес є залишковий активний мул, який піддається обробці, та атмосферне повітря. Процес відбувається при температурі,

близькій до атмосферного повітря, субстратом є активний мул та органічна складова забруднень, відділених у первинних відстійниках - отже наявні всі умови для перебігу біологічних процесів.

□ **Визначення ролі біологічних факторів в технологічному процесі.** Літературними даними підтверджено, що у вказаній технології саме біологічні процеси грають основну роль.

□ **Визначення біологічного агента.** Згідно із даними [175] біологічним агентом є біоценоз мікроорганізмів, близький до складу активного мулу в аеротенках, де переважають представники роду *Pseudomonas* та кокові форми.

□ **Подальші кроки.** Очевидно, що наступними кроками повинні бути: виділення мікроорганізмів вказаних родів, кількісна оцінка мікроорганізмів різних видів за різноманітних умов та підготовка з чистих культур інокулятів для інтенсифікації процесу.

ВИСНОВКИ

Комплексне дослідження, результати якого викладено у цій роботі, дало змогу науково обґрунтувати та експериментально довести можливість використання методів біотехнології для інтенсифікації технологічних процесів, які застосовуються на об'єктах комунальної інфраструктури.

Виявлено, вивчено та експериментально підтверджено вплив біологічних факторів на процеси видалення сполук заліза і мангану на швидких фільтрах з цеолітовим завантаженням та визначено технологічні параметри їх роботи.

Дослідним шляхом у завантаженні працюючих швидких фільтрів знезалізнення встановлено, що серед мікроорганізмів, які беруть участь у процесах видалення з води сполук заліза та мангану, основним є мікроценоз з 10 родів залізобактерій, кількісне співвідношення між якими залежить від якості вихідної води, зокрема вмісту сполук заліза.

Отримано мутантні культури залізобактерій родів *Leptothrix* та *Sphaerotillus*, застосування яких у процесі фільтрування збільшувало рівень очищення води від сполук мангану (співвідношення цих мікроорганізмів приблизно 1:1 забезпечувало ефективність видалення мангану біля 98 %).

Визначено можливість інтенсифікації процесів знезалізнення і деманганації шляхом внесення у цеолітове завантаження швидких фільтрів інокулятів природних або селектованих культур мікроорганізмів родів *Leptothrix* і *Sphaerotillus* та їх сумішей. Відпрацьовано технологічні параметри процесів фільтрування та знезараження води, розроблено відповідні технологічні схеми, їх апаратурна реалізація та удосконалені для цих цілей конструкції фільтрів.

Встановлено, що у швидких фільтрах деамонізації одночасно з процесом нітрифікації відбувається і процес денітрифікації, причому перший в основному перебігає у верхній, а другий – у нижній частинах фільтра. При цьому біологічним агентом нітрифікації виступають представники родів *Nitrosomonas* і *Nitrobacter*, а денітрифікації – роду *Thiobacillus denitrificans*. Межа переходу між зонами нітрифікації та денітрифікації за висотою фільтруючого завантаження визначається вмістом розчиненого у воді кисню.

Виявлено суттєвий вплив концентрації розчиненого кисню і кількості мікроорганізмів на перебіг процесів нітри-денітрифікації та розроблено стохастичну математичну модель для їх оцінки. Здійснено оптимізацію цієї моделі та створено розрахунковий алгоритм для визначення оптимальних параметрів аерації та кількісного співвідношення мікроорганізмів в інокуляті, необхідних для інтенсифікації процесу деамонізації. Модель реалізована у вигляді програми мовою Swift 4.0, погрішність моделі не перевищує 6 %.

Розроблено технологічну схему для видалення з води сполук амонію шляхом внесення у фільтруюче завантаження інокулятів мікроорганізмів родів *Thiobacillus denitrificans*, *Nitrosomonas* і *Nitrobacter* і підтриманням оптимальних параметрів роботи аератору, розрахованих за комп'ютерною програмою.

Зроблено оцінку економічного ефекту від впровадження біотехнологічної інтенсифікації процесів очищення води від сполук заліза, мангану та амонію, який полягає у доведенні якості питної води до нормативних вимог, що знижує такі ризики, як виникнення захворюваності населення внаслідок споживання неякісної питної води, зростання кількості аварій на трубопровідних системах, погіршення побутових умов тощо.

На завершальній стадії роботи підготовлено методологію застосування біотехнологічних прийомів для інтенсифікації технологічних процесів у комунальній інфраструктурі населених пунктів, яка дозволяє шляхом реалізації послідовних етапів суттєво підвищити ефективність процесів знезалізнання, деманганації та деамонізації підземних вод.

Бібліографічний список

1. Всемирная организация здравоохранения [Электронный ресурс]. - Режим доступа: https://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring-policy/ru / (дата звернення 22.01.2021). – Назва з екрана.
2. Закон України «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення». - Відомості Верховної Ради України. – 2002. – № 16. – С.112.
3. Закон України. «Про забезпечення санітарного та епідеміологічного благополуччя населення». – Відомості Верховної Ради України, 1994, №27, ст.218
4. Guidelines for Drinking Water Quality. Geneva, 2017. – 604 с.
5. Water treatment handbook. / 7th Edition. - 2 Volume Set.: Degremont, Lavoisier Pub. - 2007.
6. Principles of water treatment. /Crittenden J. C., Howe K. J., Hand D. W., Tchobanoglous G., Trussell R. R. – Third edition, Student edition. изд. – Hoboken: Wiley, 2012. – xvii, 654 с.
7. Biohazards of drinking water treatment. / Larson R. A. – Chelsea, Mich.: Lewis, 1989. – ix, 293 с.
8. Water Resources Planning and Management. / Grafton R. Q., Hussey K. – Cambridge; New York: Cambridge University Press, 2011. – xxi, 777 с.
9. Директива Ради 98/83/ЄС від 3 листопада 1998 року про якість води, призначеної для споживання людиною. [Електронний ресурс]. - Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_963#Text / (дата звернення 22.01.2021). – Назва з екрана
10. Про затвердження Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10) [Електронний ресурс]. - Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text> / (дата звернення 12.04.2021). – Назва з екрана
11. ГОСТ 2874-82. Гигиенические требования и контроль за качеством»: Издательство стандартов, 1982. – 263 с.

12. Питна вода України: медико-екологічні та санітарно-гігієнічні аспекти: монографія / Прокопов В. О. – Київ : Медицина, 2016. - 397 с.
13. Водопостачання, водовідведення та якість води. / Запольський А. К. – Київ, 2005. – 671 с.
14. Макарова Н. Весна 2017 и качество водопроводной воды в Киеве // Вода и водоочистные технологии. – 2017. – Т. 2. – С. 24-29.
15. Теоретические основы и технология кондиционирования воды. / Кульский Л. А. – Киев, 1971. – 254 с.
16. Технология очистки природных вод. / Кульский Л. А. – Ангарск, 1986. – 352 с.
17. Supply of Critical Drinking Water and Wastewater Treatment Chemicals : A White Paper for Understanding Recent Chemical Price Increases and Shortages. / Henderson J. L., – Denver, CO: WATER RESEARCH FOUNDATION, 2009. – 12 с.
18. Algae detection and removal strategies for drinking water treatment plants. / Knappe D. R. U., AWWA Research Foundation., Water Resources Research Institute of the University of North Carolina. – Denver, American Water Works Association, 2004. – 466с.
19. Freedonia Group. Consumer water treatment systems in China // Book Consumer water treatment systems in China / Cleveland, 2011.
20. Water Treatment : Grade 1. – Denver, American Water Works Association, 2016. – 424 с.
21. Water Treatment : Grade 2. – Denver, CO: American Water Works Association, 2016. – 398 с.
22. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні. [Електронний ресурс]. - Режим доступу: <https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2020/11/proekt-nacz.-dop.-za-2019.pdf> / (дата звернення 14.03.2021).
23. Жулин, А.Г. Барботажные дегазаторы станций обезжелезивания (общие рекомендации к применению и расчёту) / А.Г. Жулин, О.В. Сидоренко, Л.В. Белова // Известия вузов. Строительство. – 2012. – № 3. – С. 39–48.
24. Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода /Золотова Е. Ф. – Москва: Стройиздат, 1975. – 176 с.

25. Kraakman B., Oosting R. H₂S removal using a new type of biotrickling filter // *Biotechnology for Odor and Air Pollution Control*. – 1997. – Т. 2, № 2. – С. 52.
26. Janssen A., Buisman, C. The removal of H₂S from Air at a petrochemical plant // *Biofilter*. – 1997. – Т. 2, № 2. – С. 254.
27. Улучшение качества подземных вод /Николадзе Г. И. – Москва: Высшая школа, 1987. – 240 с.
28. Технология очистки природных вод /Николадзе Г. И. – Москва: Высшая школа, 1987. – 479 с.
29. Обезжелезивание и деманганация подземных вод. / Кулаков В. В. – Учебное пособие: Москва, 1998. – 100 с.
30. Degremont. Технический справочник по обработке воды. / Герасимов Г. Н. – Санкт-Петербург: Водоканал, 2007. Т.1-2 – 878 с., 920 с.
31. Чигаев И. Г. Современные способы обезжелезивания подземных вод с применением мембранных технологий // *Ползунковский вестник*. – 2014. – Т. 3. – С. 74.
32. Тарасевич Ю. И. Упрощенная модель обезжелезивания и деманганации воды на клиноптилолитовой загрузке фильтров // *Химия и технология воды*. – 2013. – Т. 2. – С. 98–109.
33. Гуцол О. В. Озонування з подальшим фільтруванням на цеолітових фільтрх як спосіб видалення заліза і марганцю з підземних вод // *Доповіді Національної академії наук України*. – 2017. – Т. 10. – С. 112.
34. Журба М. Г., Говорова Ж.М., Говоров О.Б., Квартенко А.Н. Кондиционирование подземных вод многокомпонентного физико-химического состава // *Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение*. – 2012. – Т. 4 (52). – С. 18-27.
35. Квартенко О.М. Використання закріпленої мікрофлори для очистки підземних вод з підвищеним вмістом заліза // *Водопостачання, каналізація*. – 1997. – Т. 2, № 2. – С. 457.
36. Хоружий П.Д. Исследование процессов и разработка технологии обезжелезивания подземных вод с помощью железобактерий // *Химия и технология воды*. – 2003. – Т. 25, № 5. – С. 108.

37. Менча М.Н. Железобактерии подземных вод в процессах обезжелезивания // Водоснабжение и сантехника. – 2006. – Т. 1, № 7. – С. 49–53.
38. Khomutetska T. P. Iron removal of groundwater by biological method on units with fibrous-foam filters // Technologies for Decentralized Fluoride Removal. – 2010. – С. 22-33.
39. Седлухо Ю.П. Биологическая очистка подземных вод от железа, марганца и сероводорода - опыт беларуси // Water magazine. – 2016. – Т. 8 (108). – С. 20-25.
40. Мамченко А.В. Приоритетные направления в технологии очистки подземных вод от железа // Опреснение питьевой воды. – 2009. – Т. 2, № 3. – С. 57–77.
41. Лурье Ю.Ю. Справочник по аналитической химии. - 1979. - С. 92-101
42. Vaaramaa K. Removal of metals and anions from drinking water by ion exchange // Desalination. – 2003. – Vol. 155, Issue 2. – P. 157–170.
43. Боженко А.М. Выбор смеси ионитов для эффективного умягчения и обезжелезивания воды / А. М. Боженко, И. Н. Гомеля, Ю. А. Омельчук // Збірник наукових праць СНУАЕ та П. – 2007. – Вип. 4 (24). – С. 144–149
44. Чигаев И.Г., Комарова Л.Ф. Современные способы обезжелезивания подземных вод с применением мембранных технологий / Водоочистка. – 2014. – №6. – С. 28-31.
45. Norherdawati Kasim, Abdul Wahab Mohammad. Iron and manganese removal by nanofiltration and ultrafiltration membranes / Malaysian Journal of Analytical Sciences. – 2017. – Vol 21. – №1. – P.149 - 158
46. Freedonia Group. Water treatment equipment // Book Water treatment equipment / Editor. – Cleveland, Ohio: Freedonia Group, 2010.
47. Mansoor Ahmad. Iron and manganese removal from groundwater Geochemical: modeling of the Vyredox method / University of Oslo. – July, 2012/ <https://core.ac.uk/download/pdf/30826276.pdf>
48. Станкевич Р.А. Обезжелезивание подземных вод в водоносном пласте: предпосылки и методы/ Вода. - 2001.- №10. - С.22-23
49. Biological iron removal from groundwater: a review. Saroj K. Sharma, Branislav Petrusevski and Jan C. Schippers / Journal of Water Supply: Research and Technology. – AQUA. - 2005

50. Microbes and microbial technology: agricultural and environmental applications. / Ahmad I., Ahmed F., Pichtel J. – New York: Springer, 2011. – 516 с.
51. Finstein M.S., Miller F.C., Strom P.F. Biotechnology // Ecology. – 1983. – Т. 2, №12-13. – С. 347.
52. Jones K. L., Grainger J.M. Mikrobiol. Biotechnol // Applied Microbiology and Biotechnology. – 1983. – Т. 32, № 2. – С. 181.
53. Senior E., Balba M.T. Biotechnology Applied to Environmental Problems // Biotechnology Solutions for Everyday Life - BIO. – 1987. – Т. 5. – С. 123-125.
54. Novel water treatment and separation methods: simulation of chemical processes. / Bhanvase B. A., Ugwekar R. P., Mankar R. B. – Oakville, ON ; Waretown, NJ: Apple Academic Press, 2018. – xx, 336 с.
55. Environmental microbiology. / Pepper I. L., Gerba C. P., Gentry T. J. – Third edition. изд. – Amsterdam: Elsevier/AP, Academic Press is an imprint of Elsevier, 2015. – xxii, 705 с.
56. Biodegradable organic matter in drinking water treatment and distribution. / Prévost M. I., American Water Works Association. – 1st изд. – Denver, CO: American Water Works Association, 2005. – xvii, 300 с.
57. Advances in water treatment and pollution prevention. / Sharma S. K., Sanghi R. – Dordrecht ; New York: Springer, 2012. – 457 с.
58. Lopato L., Röttgers N., Binning P. J., Arvin E. Heterogeneous nitrification in a full-scale rapid sand filter treating groundwater // Environmental Engineering and Science. – 2013. – Т. 139(3). – С. 375–384.
59. Barloková D., Ilavský J. Removal of Iron and Manganese from Water Using Filtration by Natural Materials // Natural Materials. – 2010. – Т. 19, № 6. – С. 1117–1122.
60. Орлов В.О. Знезалізнення підземних вод спрощеною аерацією та фільтруванням. Монографія. – Рівне: НУВГП, 2008. – 158 с.
61. Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений /Журба М.Г. – Т.2. Очистка и кондиционирование природных вод. – ВоГТУ. - 2001. – 324 с.

62. Иванов С.А., Рудак А.В., Седлухо Ю.П. Опыт разработки и эксплуатации автоматизированных безнапорных станций обезжелезивания // ВРВ. – 2007. - №6 (41)
63. Про затвердження Методичних рекомендацій щодо удосконалення технологічного процесу очищення питної води на діючих очисних спорудах // Наказ Міністерства України від 04.03.2013 № 79. <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0079858-13#Text>
64. Testing and evaluation of advanced building materials: selected, peer reviewed papers from the first national academic symposium on testing and evaluation of building materials (TEBM 2012), June 22-24, 2012, Shanghai, China. Key engineering materials,. / Yao W. – Durnten-Zurich, Switzerland: Trans Tech Publications Ltd, 2013. – Т. 539: Key engineering materials. – 282 с.
65. Sallanko Jarmo. Iron Behavior in the Ozonation and Filtration of Groundwater // The Journal of the International Ozone Association. – 2006. – Vol. 28.
66. Дзюбо В. В., Алферова Л. И., Васильев В. М. О некоторых особенностях озонирования подземных вод // Вода и экология: проблемы и решения. – 2018. – №2 (74).
67. John E. Tobiason, Arianne Bazilio, Manganese. Removal from Drinking Water Sources // Current Pollution Reports, - 2016. - vol. 2. - P.168–177
68. Мамченко А.В., Кий Н.Н., Якупова И.В. и др. / Марганец в питьевой воде и методы его удаления. – 2018. [Електронний ресурс]. - Режим доступу:
<https://cleanwater.org.ua/marhanets-v-pytevoj-vode-y-metodyi-eho-udalenyya/>
а / дата звернення 16.02.2021
69. P. Roccardo, C. Barone, G.Mancini Removal of manganese from water supplies intended for human consumption: a case study /Desalination/ - 2007, vol. 210. - P. 205-214
70. Knocke WR, Zuravnsky L, Little JC, Tobiason JE. Adsorptive contactors for removal of soluble manganese during drinking water treatment // J Am Water Works Assoc. - 2010. - 102(8).- P.64-75.

71. Islam AA, Goodwill JE, Bouchard R, Tobiason J, Knocke W. Characterization of filter media MnOx (s) surfaces and Mn removal capability // J Ame Water Works Assoc. - 2010/ - 102(9). - H.71–83.
72. Hu P, Hsieh Y, Chen J, Chang C. Adsorption of divalent manganese ion on manganese-coated sand// J Water Supply Res Technol AQUA. - 2004. - 53(3). - P.151-158
73. Farkas A., Muntean V. Microbial activity in drinking water–associated biofilms // Central European Journal of Biology. – 2013. – Т. 2, № 8(2). – С. 201–214.
74. Corrosion prevention and control in water treatment and supply systems. Pollution technology review,. / Singley J. E. – Park Ridge, N.J., U.S.A.: Noyes Publications, 1985. – Т. 122: Pollution technology review,. – 313 с.
75. Aragno M. Microbiologist's look inside a "Black box" // The landfill ecosystem. – 1988. – Т. 3, № 2. – С. 15-39.
76. Fayolle L. Milieu d'ecologie // Valeur des ordures menageres. – 1985. – Т. 2, № 33. – С. 353 - 365.
77. The science and technology of industrial water treatment. / Amjad Z. – Boca Raton, FL; London: CRC Press; IWA Pub., 2010. – 516 с.
78. Роль железобактерий в трансформации железа и марганца в грунтовых водах и использование их для очистки питьевой воды. / Дрожжин О. С. – Воронеж, 2001. – 214 с.
79. Седлухо Ю.П. и др. Очистки сложных многокомпонентных вод биохимическими методами // Вода Magazine. - 2014. - № 6 (82)
80. Седлухо Ю.П., Иванов С.А., Еловик // Биологическая очистка подземных вод от железа, марганца и сероводорода – опыт Беларуси / Вода Magazine. - 2016. - № 8 (108). – С. 20-25
81. Определитель бактерий и актиномицетов. / Красильников Н. А. – АН СССР, 1949. – 761 с.
82. Хоулт Дж., Криг Н., Снит П. Определитель бактерий Берджи. - Изд: Мир. - 1997. - у 2-х т. – 800 с.
83. Dinkla I. J. T., Rietveld, L. C., Loosdrecht, M. C. M. . Biological iron oxidation by Gallionella spp. in drinking water production under fully aerated conditions // Water research. – 2011. – Т. 2, № 22. – С. 5389–5398.

84. Захарова Ю. Р. Метод культивирования микроорганизмов, окисляющих железо и марганец в донных осадках озера Байкал // Подходы к изучению и культивированию микроорганизмов. – 2007. – Т. 4, № 57. – С. 290 - 295.
85. Захарова Ю. Р. Микроорганизмы, окисляющие железо и марганец в донных осадках озера Байкал // Подходы к изучению и культивированию микроорганизмов. – 2007. – Т. 23, № 5. – С. 21.
86. Разнообразие актиномицетов в наземных экосистемах. / Зенова Г. М.: МГУ, 2002. – 120 с.
87. Seder-Colomina M., Morin G., Benzerara K., Ona-Nguema G., Pernelle J., Esposito G., et al. Sphaerotilus natans, a Neutrophilic Iron-Related Sheath-Forming Bacterium: Perspectives for Metal Remediation Strategies // Geomicrobiology. – 2013. – Т. 31, № 1. – С. 64-75.
88. Шаяхметова Г.С. Роль железобактерий при очистке воды от марганца Патраковского водозабора Краснокамского района РБ // Башкирский хим. журнал. – 2007. – С. 126–130.
89. Kravchenko O.V. Development of methods for identification of microbial cultures that are able to oxidize iron and manganese compounds in natural waters. // Problemy Vodopostachannya, Vodovidvedennya ta Hidravliky. – 2014. – Т. 1. – С. 140-145.
90. Квартенко О.М., Саблій Л.А. Дослідження роботи станції очищення багатокomпонентних підземних вод в умовах змін гідравлічних навантажень // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – 2017. – Т. 28. – С. 290-295.
91. Kvartenko O. M. Using Fixed Microflora for Cleaning Groundwater with High Iron Content // Iron & Manganese in Groundwater. – 1997. – Т. 2, № 2. – С. 50.
92. Кулаков В.В. Использование внутрипластовой очистки подземных вод от железа и марганца / Вестник ДВО РАН. - 2013. - № 2
93. Zhang C. L. The Removal of Manganese from Underground Water by the Immobilized Manganese-Oxidizing Bacteria // Water Microbiology. – 2013. – Т. 668. – С. 317–320.

94. Engineered biofiltration for enhanced hydraulic and water treatment performance. / Water Research Foundation. – Denver, CO: Water Research Foundation, 2011. – xxviii, 156 c.
95. Shayiachmetova G., Nazarov V., Shayiachmetov R., Yakovlev V. The role of iron in water purification from manganese Patrakoskyi intake, Krasnokamskiy region RB // Biotechnologically Intensified Process. – 2007. – T. 2, № 2. – С. 126 – 130.
96. Granger H., Stoddart A., & Gagnon G. . Direct Biofiltration for Manganese Removal from Surface Water // Environmental Engineering. – 2014. – T. 140, № 4. – С. 668.
97. Qin S., Ma F., Huang P., Yang J. Fe (II) and Mn (II) removal from drilled well water: a case study from a biological treatment unit in Harbin // Drinking Water Desalination. – 2009. – T. 2, № 6. – С. 183 – 193.
98. Dubinina G. A., Sorokina A. Yu., Mysyakin A.E. Modelling and Optimization of Processes for Removal of Dissolved Heavy Metal Compounds from Drinking Water by Microbiological Methods // Water Resources. – 2012. – T. 39, № 4. – С. 398-404.
99. Санец Е.В., Кадацкая О.В., Селицкая В.В. Проблема биогенного загрязнения водных ресурсов в республике беларусь: данные мониторинга, причины и шаги, необходимые для ее решения // Институт природопользования НАН Беларуси. – 2016. [Электронный ресурс] – режим доступа: https://ccb.se/Evidence2018/Minsk_300118/Sanec.pdf. – Назва з екрана.
100. Прокопов В.О. Стан та якість питної води централізованих систем водопостачання України в сучасних умовах (погляд на проблему з позицій гігієни) // Гігієна населених місць. – 2014. – Т. 64. – С. 56-67.
101. Самбурский Г.А. Эколого-экономические аспекты выбора технологии удаления аммиака (аммонийного азота) из воды // Вестник МИТХТ. - 2010. - Т. 5. - № 5. – С. 106-110
102. Basaraba Y.B., Zasadnyi T.M. . Prospects for the use of zeolites of the axillary deposit for the purification of natural water // Biological Nitrification-Denitrification in The Drinking Water Treatment. – 2015. – T. 1. – С. 46-51.

103. Malovanii M.S., Martynyak O.V., Sakalova G.V., Chernomaz N., Sibirniy AV, Krehovetsky O.M. Study of ecological and technological aspects of purification of drinking water from ammonium ions by natural disperse sorbents // *Ecol Industry*. – 2011. – T. 1, № 4. – С. 47-51.
104. Sahli M. A.M., Tahaikt M., Achary I. . Technical optimisation of nitrate removal from ground water by electrodialysis using a pilot plant. // *Purification Technology*. – 2004. – T. 167, № 15. – С. 24-26.
105. Sharma S., Bhattacharya A. Drinking water contamination and treatment techniques // *Safety of Technogenic and Natural Systems*. – 2017. – T. 3. – С. 1043–1067.
106. Tekerlekopoulou A. G., Pavlou S., Vayenas D. V. Removal of ammonium, iron and manganese from potable water in biofiltration units: a review // *Chemical Technology & Biotechnology*. – 2013. – T. 6, № 88(5). – С. 751–773.
107. Квартенко О. М., Саблій Л.А. . Дослідження методів очищення підземних залізовмісних вод від аммонійних сполук та аміаку // *Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті*. – 2016. – Т. 1 (18). – С. 39-49.
108. Kurt M., Dunn I. J., Bourne J. R. Biological denitrification of drinking water using autotrophic organisms with H₂ in a fluidized-bed biofilm reactor // *Biotechnol*. – 1987. – T. 5, № 1. – С. 493–501.
109. Ovez B. Batch biological denitrification using *Arundo donax*, *Glycyrrhiza glabra*, and *Gracilaria verrucosa* as carbon source // *Process Biochemistry*. – 2006. – T. 41, № 1. – С. 1289–1295.
110. Chen D. Y. K., Wang H., Lv. . Nitrate removal from groundwater by hydrogen-fed autotrophic denitrification in a bio-ceramsite reactor // *Water Science & Technology* –2014. – T. 69(12). – С. 2417–2422.
111. Qin W. Ammonium reduction kinetics in drinking water by newly isolated *Acinetobacter* sp. hitli 7 at low temperatures // *Environmental Technology*. – 2016. – T. 36 (19). – С. 11275–11282.
112. Lee C.O., Boe-Hansen R., Musovic S. Effects of dynamic operating conditions on nitrification in biological rapid sand filters for drinking water treatment // *Water research*. – 2014. – T. 64. – С. 226–236.

113. Wang H., Qu J. Combined bio electrochemical and sulfur autotrophic denitrification for drinking water treatment // Biological Nitrification-Denitrification in The Drinking Water Treatment Process. – 2003. – T. 3, № 3. – C. 3767–3775.
114. Belgiorno V., Meriç S., Della Rocca C. An heterotrophic/autotrophic denitrification (HAD) approach for nitrate removal from drinking water // Process BiochemI. – 2006. – T. 41, № 25. – C. 1022–1028.
115. Water treatment processes. / Demadis K. – Hauppauge, N.Y.: Nova Science Publishers, 2012. – xvii, 487 c.
116. Nitrate flux from ground to surface waters adjacent to the Neuse River Waste Water Treatment Plant. Report. / Water Resources Research Institute of the University of North Carolina, 2006. – T. 351-A: Report. – 38 c.
117. Konstantinos A., Ioanna A., Athanasia G., Christos S., Stavros P., Dimitrios V. Effect of C/N ratio and support material on heterotrophic denitrification of potable water in bio-filters using sugar as carbon source // Biotechnology. – 2016. – T. 34(6). – C. 62-73.
118. Wang J., Chu L. . Biological nitrate removal from water and wastewater by solid-phase denitrification process // Biological Nitrification-Denitrification in The Drinking Water Treatment –2016. – T. 12. – C. 1103–1112.
119. Zhang D. Y., Li W.G., Gong X.J., Wang P. Ammonium removal from drinking water by *Acinetobacter* sp. sfa 10 at low temperature // Biological Nitrification-Denitrification in The Drinking Water Treatment. – 2016. – T. 10. – C. 736-745.
120. Zhang S., Sha C., Jiang W. . Ammonium removal at low temperature by a newly isolated heterotrophic nitrifying and aerobic denitrifying bacterium *Pseudomonas fluorescens* wsw-1001 // Applied and environmental microbiology. – 2015. – T. 80(22), № 22. – C. 2488–2494.
121. Qin W., Zhang D. Ammonium reduction kinetics in drinking water by newly isolated *Acinetobacter* sp. hitli 7 at low temperatures // International Biodeterioration & Biodegradation. – 2016. – T. 57(24). – C. 325.
122. Abu Hasan H., Sheikh Abdullah S. R., Kamarudin S. K. Simultaneous NH_4^+ -N and Mn^{2+} -removal from drinking water using a biological aerated filter system: effects of different aeration rates // Bioresource Technology –2013. – T. 17. – C. 547–556.

123. Banh A., Doi J., Nguyen A., Hernandez S., Ha V. Manganese (Mn) Oxidation Increases Intracellular Mn in *Pseudomonas putida* GB-1 // *Biological Science* –2013. – Т. 8, № 10. – С. 1–8.
124. Hasan H., Abdullah S., Kamarudin S., Kofli N. A review on the design criteria of biological aerated filter for cod, ammonia and manganese removal in drinking water treatment // *Drinking Water*. – 2009. – Т. 2, № 6. – С. 25–33.
125. Nagymáté Z., Homonnay Z. G., Márialigeti K. Investigation of Archaeal and Bacterial community structure of five different small drinking waternetworks with special regard to the nitrifying microorganisms // *Investigation of Archaeal and Bacterial*. – 2016. – Т. 188–189. – С. 80-89.
126. Capua F. D., Papirio S., Lens P. N. L., Esposito G. Chemolithotrophic denitrification in biofilm reactors // *Chemical Engineering*. – 2015. – Т. 6, № 6. – С. 643–657.
127. Ravnjak M. Ž., Vrtovšek J., Pintar A. Denitrification of drinking water in a two-stage membrane bioreactor by using immobilized biomass // *Bioresour Technol*. – 2013. – Т. 39(18). – С. 804–808.
128. Sahinkaya E., Kilic A. Heterotrophic and elemental-sulfur-based autotrophic denitrification processes for simultaneous nitrate and Cr(VI) reduction. // *Water Research*. – 2014. № 1. – С. 75-81.
129. Yan L., Da H, Zhang S, López V, Wang W. Bacterial magnetosome and its potential application // *Microbiological Research*. – 2017. – С. 15.
130. Gvozdyak P. I., Sapyra O.V. Denitrification of Drinking Water By Using Probiotic Bacteria // *Microbiology Biotechnology*. – 2017. – Т. 2, № 2. – С. 81–89.
131. Mizu shori mizu jōka no saishin shijō: saikin no kisei dōkō, mizu shori yakuzai no shijō dōkō, kaihatsuchū no mizu jōka gijutsu / Shīemushī (Firm) – Tōkyō: Shīemushī, 2000. – iii, 234 с.
132. Кравченко О.В. Розробка методики ідентифікації культур мікроорганізмів, які здатні окислювати сполуки заліза та марганцю у природних водах // *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. Науково-технічний збірник*. – 2014. – Т. 24. – С. 140 – 145.
133. Кравченко О. В. Роль мікроорганізмів при видаленні із води високих концентрацій заліза на фільтрах з цеолітовим завантаженням // *Вісник*

- Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки. – 2015. – Т. 1 №69. – С. 58 – 65.
134. Кравченко О.В. Отримання високопродуктивних штамів мікроорганізмів для видалення із води сполук заліза та мангану // Комунальне господарство міст. Серія: Технічні науки та архітектура. – 2015. – Т. 123. – С. 85 – 91.
135. Кравченко О.В., Панченко О.С. Оцінка ефективності застосування завантажень при біотехнологічно інтенсифікованому процесі знезалізнення та демангації води на швидких фільтрах // Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут». – 2017. – Т. 6. – С. 14 – 19.
136. Кравченко О. В. Оцінка ролі біологічних процесів у традиційних методах знезалізнення та демангації води // Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Серія: Хімія, технологія речовин та їх застосування –2016. – Т. 1, № 841. – С. 20 – 25.
137. Кравченко О.В. Визначення технологічних режимів промивки завантаження фільтрів знезалізнення та демангації // Вісник Інженерної академії України. – 2015. – Т. 4. – С. 180 – 186.
138. Кравченко О.В., Кузьмінський Є.В., Панченко О.С. Методологічні підходи до біотехнології очищення питної води: методики виділення та ідентифікації залізо- та манганоокислюючих бактерій // «Стандартизація, сертифікація, якість». – 2018. – Т. 2. – С. 89-93.
139. Унифицированные методы анализа вод / Лурье Ю.Ю. – Москва, 1971. – 376 с.
140. Аналитическая химия промышленных сточных вод / Лурье Ю.Ю. – Москва, 1984. - Химия. – 448 с.
141. Статистическая обработка данных в учебно-исследовательских работах / Волкова П. А., Шипунов А.Б. - М., Экопрес. – 2008. - 60 с.
142. Carrette R., Bixio D, Thoeue C, Ockier P. Full-scale application of the IAWQ ASM No. 2d model // Water Sci Technol. – 2001. – Т. 44. – С. 17-24.
143. Кравченко О.В. Роль мікроорганізмів при видаленні із води високих концентрацій заліза на фільтрах з цеолітовим завантаженням // Вісник Національного університету водного господарства та

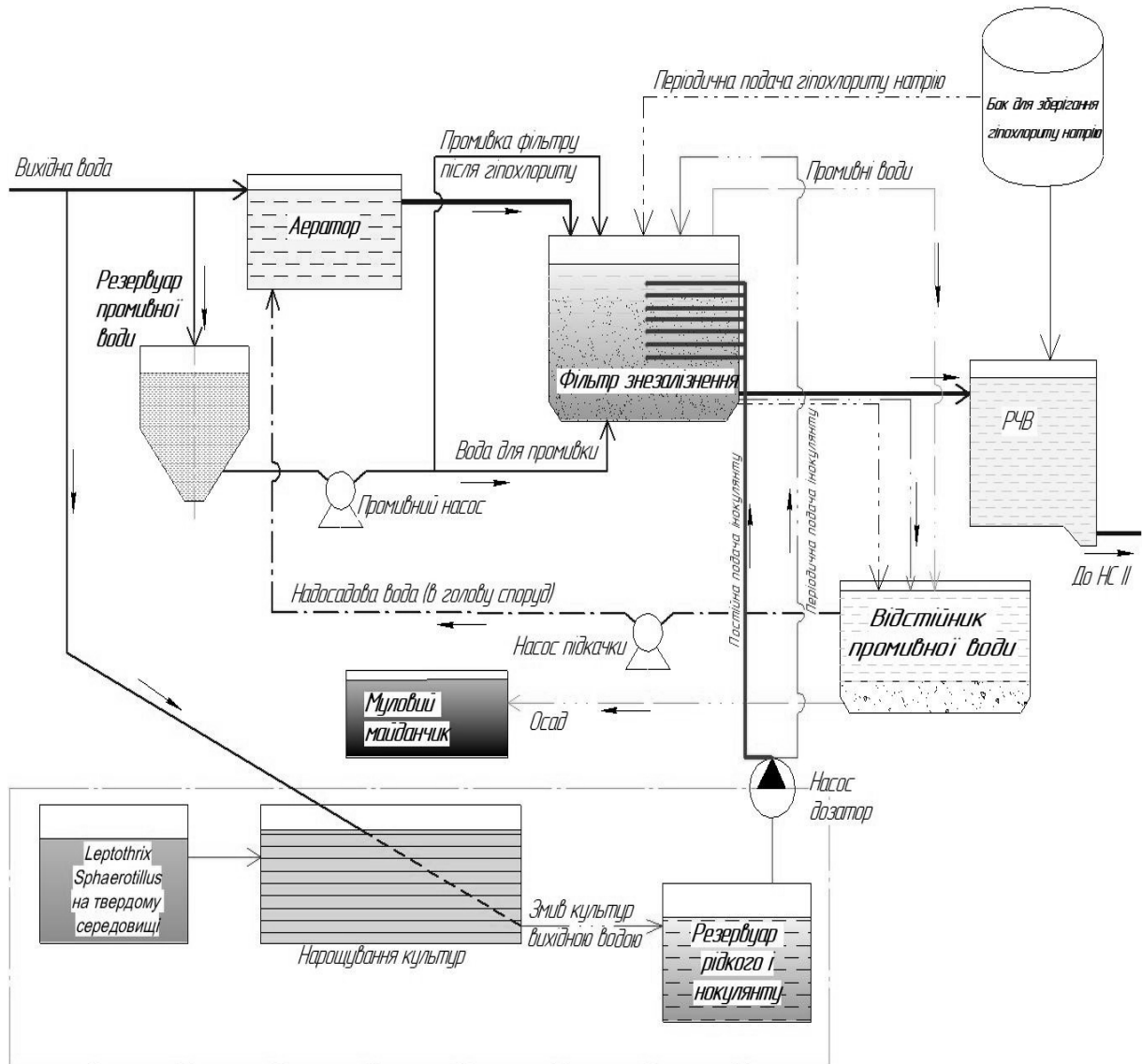
- природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки. – 2015. – Т. 1, № 69. – С. 102 – 103.
144. Дослідження видового складу мікроорганізмів, присутніх у завантаженні фільтру для деманганації води. / Кравченко О.В., Панченко О.С., Гуцол О.В. - Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2015». - Іллічівськ, 2015. – 76-79 с.
145. Кравченко О.В. Дослідження біоценозів завантаження фільтрів знезалізнення та деманганації та методика заселення ними цеоліту // Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2015. – Т. 5/6, № 77. – С. 39 – 42.
146. Кравченко А.В. Роль микроорганизмов в очистке воды от соединений железа и марганца в плотном слое сорбента-катализатора // Химия и технология воды. – 2016. – Т. 38, № 5. – С. 531-541.
147. Кравченко О.В. Дослідження співвідношення залізо- та манганоокиснюючих бактерій у природних біоценозах та їх вплив на ефективність очищення води від цих елементів // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Збірник наукових праць. Технічні науки. – 2015. – Т. 4, № 72. – С. 310-320.
148. Кравченко О. В. Використання мікроорганізмів як перспективний спосіб знезалізнення підземних вод // Наукові вісті. – 2015. – Т. 3. – С. 149.
149. Кравченко О.В. Розробка методу інокуляції залізо- та манганредуючих організмів з оцінкою ефективності подальшого видалення цих забрудників // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – 2015. – Т. 49. – С. 70 – 76.
150. Бахир В.М. Дезинфекция питьевой воды: проблемы и решения // «Питьевая вода». - 2003. - № 1. - С. 17–34.
151. Кравченко О.В. Застосування окисників для інтенсифікації біологічної складової процесів знезалізнення і деманганації води // Наукові вісті Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут» –2016. – Т. 3. – С. 42 – 47.
152. Кравченко О.В., Панченко О.С. Вплив окисників на протікання процесів фільтрування підземної води із значним вмістом сполук заліза // Збірник доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2015». – 2015. – С. 38-44.

153. Кравченко А.В. Оценка физико-химических и биологических процессов при обезжелезивании и деманганации воды на фильтрах с цеолитовой загрузкой // Научные вести. – 2017. – Т. 6. – С. 76-81.
154. Кравченко О.В. Вплив озону і перекису водню на інтенсифікацію біологічної та фізико-хімічної складових процесу знезалізнення та деманганатії води // Наукові вісті. – 2016. – Т. 2. – С. 7 – 14.
155. Горобець С.В. Біоінформаційне виявлення продуцентів магнітних наночастинок серед залізо- та манганоокисних бактерій // Наукова періодика України. – 2018. – Т. 3. – С. 27–35.
156. Hallberg R., Ferris F. Biomineralization by Gallionella // Geomicrobiology. – 2004. – Т. 21, № 5. – С. 325-330.
157. Suzuki T., Hashimoto H., Matsumoto N., Furutani M., Kunoh H., Takada J. Nanometer-Scale Visualization and Structural Analysis of the Inorganic/Organic Hybrid Structure of Gallionella ferruginea Twisted Stalks // Ehrlich's Geomicrobiology. – 2011. – Т. 5, № 77. – С. 2877-2881.
158. Demonstration of Aquafix and SAPS passive mine water treatment technologies at the Summitville Mine site. Innovative technology evaluation report. / National Risk Management Research Laboratory (U.S.), Superfund Innovative Technology Evaluation Program (U.S.) – Cincinnati, Ohio: National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, 2004. Innovative technology evaluation report. – 452 с.
159. Shi X., Avci R., Lewandowski Z. Electrochemistry of passive metals modified by manganese oxides deposited by Leptothrix discophora: two-step model verified by ToF-SIMS // Echnology & Engineering. – 2002. – Т. 44, № 5. – С. 1027-1045.
160. Keim C., Nalini H., de Lena J. Manganese Oxide Biominerals from Freshwater Environments in Quadrilatero Ferrifero // Minerals. – 2014. – Т. 6(2). – С. 549-559.
161. Park S., Kim D., Lee J., Hur H. Sphaerotilus natans encrusted with nanoball-shaped Fe(III) oxide minerals formed by nitrate-reducing mixotrophic Fe(II) oxidation // Materials Chemistry. – 2014. – Т. 3, № 3 (33). – С. 16978-16987.

162. Кравченко О.В., Панченко О.С., Мотроненко В.В., Смілянець Є. Я. Біологічна нітрифікація-денітрифікація у процесі підготовки питної води: сучасний стан і основні біологічні агенти // *Innovative Biosystems and Bioengineering*. – 2018. – Т. 2, № 1. – С. 64-70.
163. Tekerlekopoulou A.G., Pavlou S., Vayenas D.V. Removal of ammonium, iron and manganese from potable water in biofiltration units: A review // *J. Chem. Technol. Biotechnol.* – 2013. – № 5. – P. 751–773.
164. Soborg D. A., Breda I. L., Ramsay L. Effect of oxygen deprivation on treatment processes in a full-scale drinking water biofilter // *Water Sci. Technol. Water Supply*. – 2015. – № 4. – P. 825–833.
165. Jun Y., Wenfeng X. Ammonia biofiltration and community analysis of ammonia-oxidizing bacteria in biofilters // *Bioresour. Technol.* – 2009. – № 17. – P. 3869–3876.
166. Konrád L. Ammonium removal by nitrification in drinking water treatment // *Kvalitet voda*. – 2012. – № 10. – P. 47–53.
167. White C.P., DeBry R.W., Lytle D.A. Microbial survey of a full-scale, biologically active filter for treatment of drinking water // *Appl. Environ. Microbiol.* – 2012. – № 17. – P. 6390–6394.
168. Culligan technical guide and instructions. 2016. – 342 с.
169. Кравченко О.В., Панченко О.С. Сучасні технології видалення амонію з питної води // Збірка доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2017». – 2017. – С. 82-85.
170. Кравченко О.В., Галкін А.Ю., Панченко О.С. Вплив аерації на склад біоценозу та ефективність видалення нітрогенвмісних сполук на швидких фільтрах підготовки питної води // *Наукова періодика України*. – 2018. – Т. 2. – С. 15 – 22.
171. Кравченко О.В., Панченко О.С., Смілянець Є.Я. Розробка ефективної біотехнології для видалення азотвмісних речовин з питної води // *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Природа для води»*, м. Київ, 22 березня 2018. - С. 146-147.
172. ДСТУ ІЕС/ISO 31010:2013. Керування ризиком. Методи загального оцінювання ризиків: Національний стандарт України. , 2013. – 52 с.

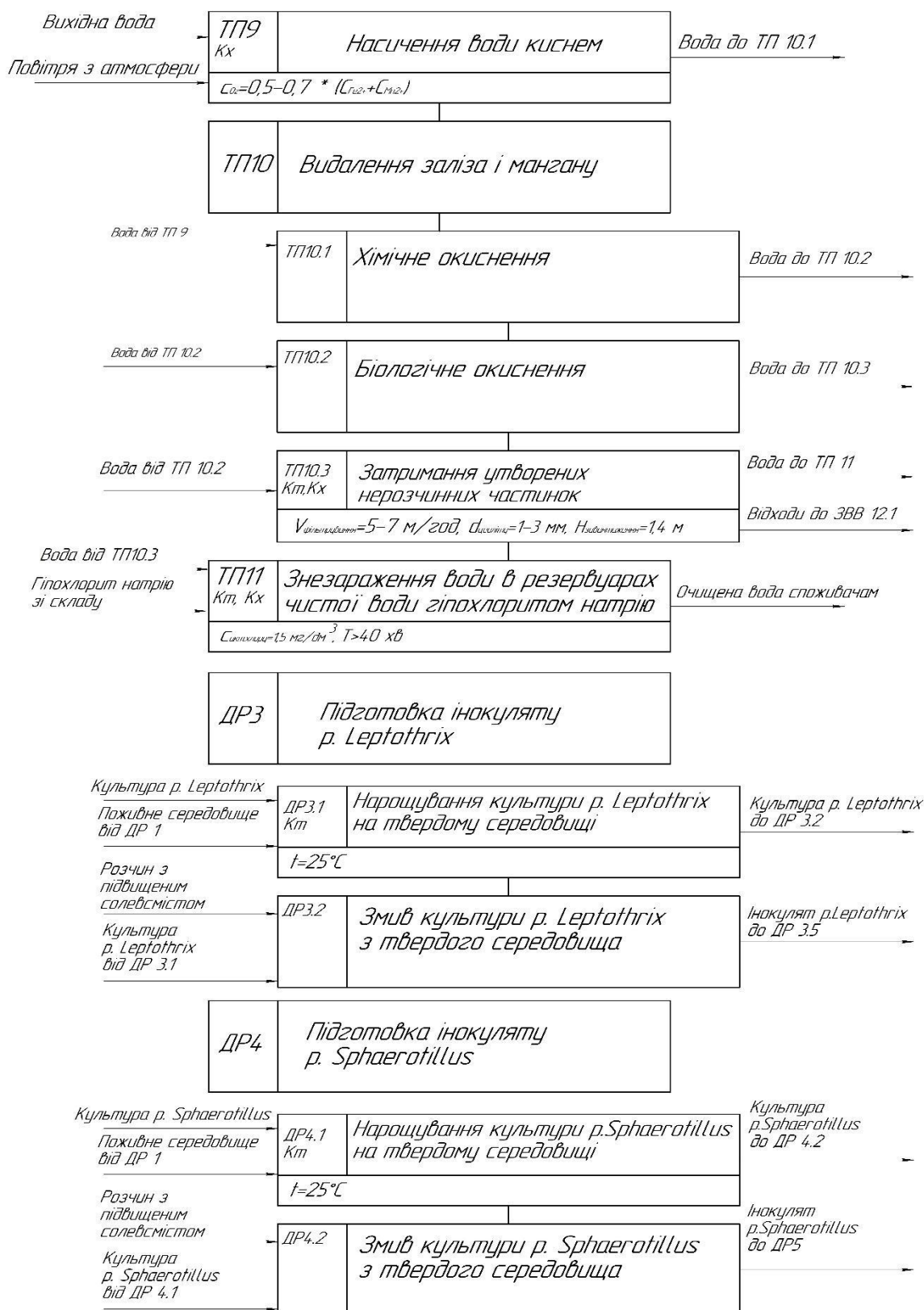
173. Кавун В. А. Міжнародні стандарти управління проектними ризиками // Сучасні підходи до управління підприємством: зб. тез доп. VIII Всеукраїнської наук.-практ. конф. – 2017. – С. 16-17.
174. Managing risks of hazardous chemicals in the workplace. Code of practice.: Safework Australia, 2012. – ii, 90 с.
175. Биологические основы очистки воды / Голубовская Э.К. - М.: Высшая школа, 1978. - 268 с.

Принципова схема реалізації процесу знезалізнення і деманганації води з використанням природних культур мікроорганізмів

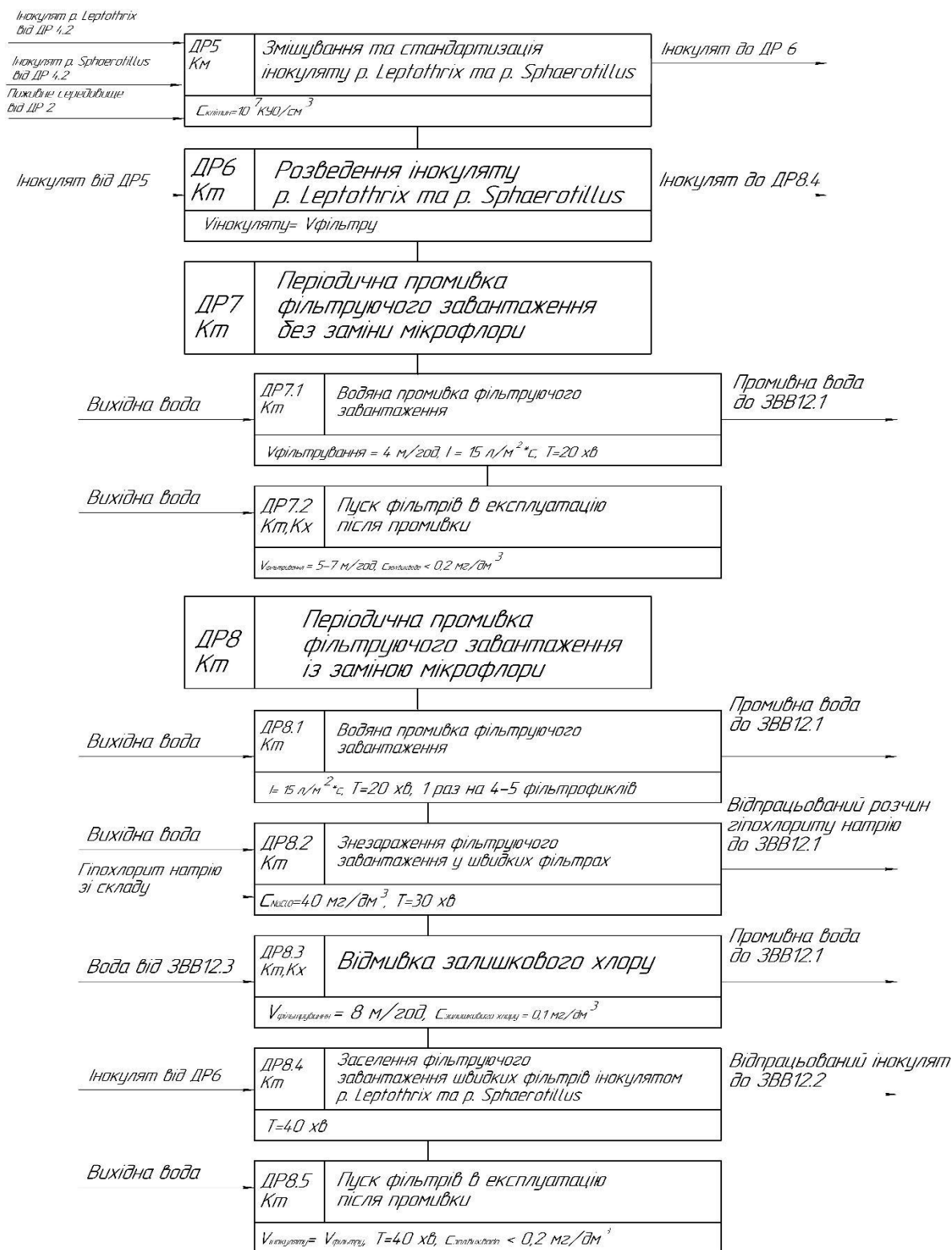


- Вихідна вода
- Основний процес водопідготовки
- Гіпохлорит натрію, постійна подача
- Промивні води
- Промивна вода після відстоювання
- Гіпохлорит натрію, періодична подача
- Інокулянт, періодична подача
- Періодична подача промивної води
- Інокулянт, постійна подача

Фрагмент технологічної схеми знезалізнення/деманганзації води з використанням природних культур мікроорганізмів. Основні стадії

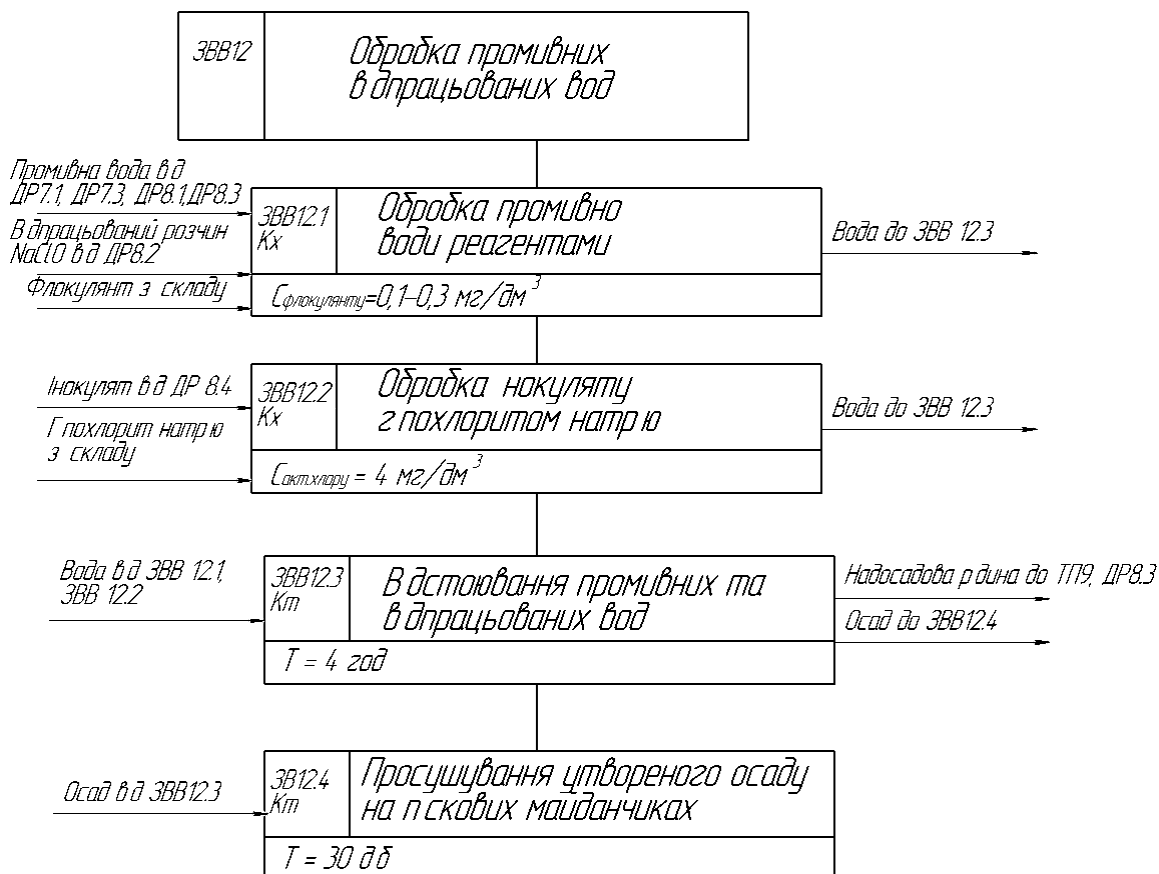


Фрагмент технологічної схеми знезалізнення/деманганзації води з використанням природних культур мікроорганізмів. Допоміжні роботи



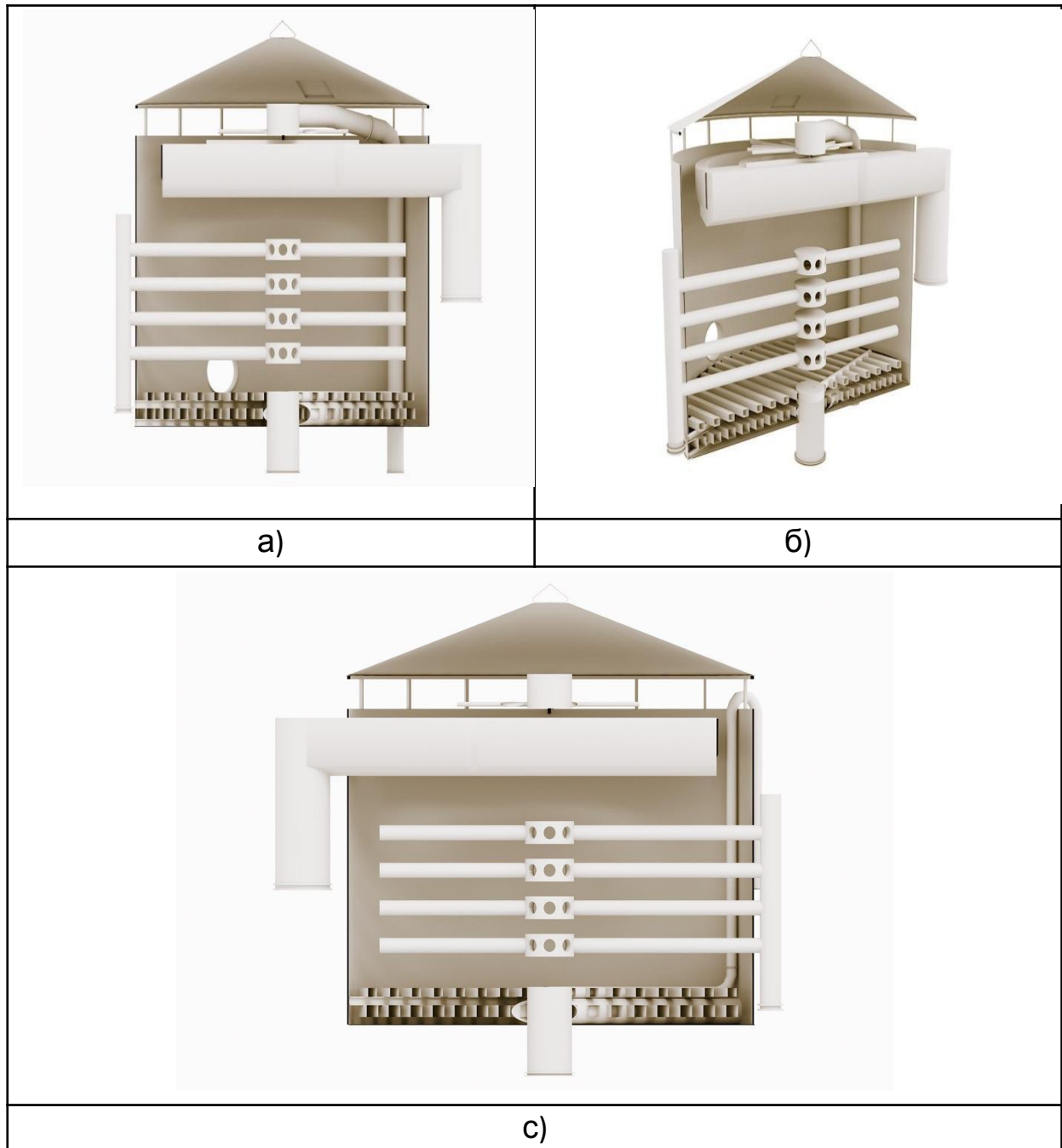
Фрагмент технологічної схеми знезалізнення/деманганзації води з використанням природних культур мікроорганізмів. Обробка промивних

ВОД

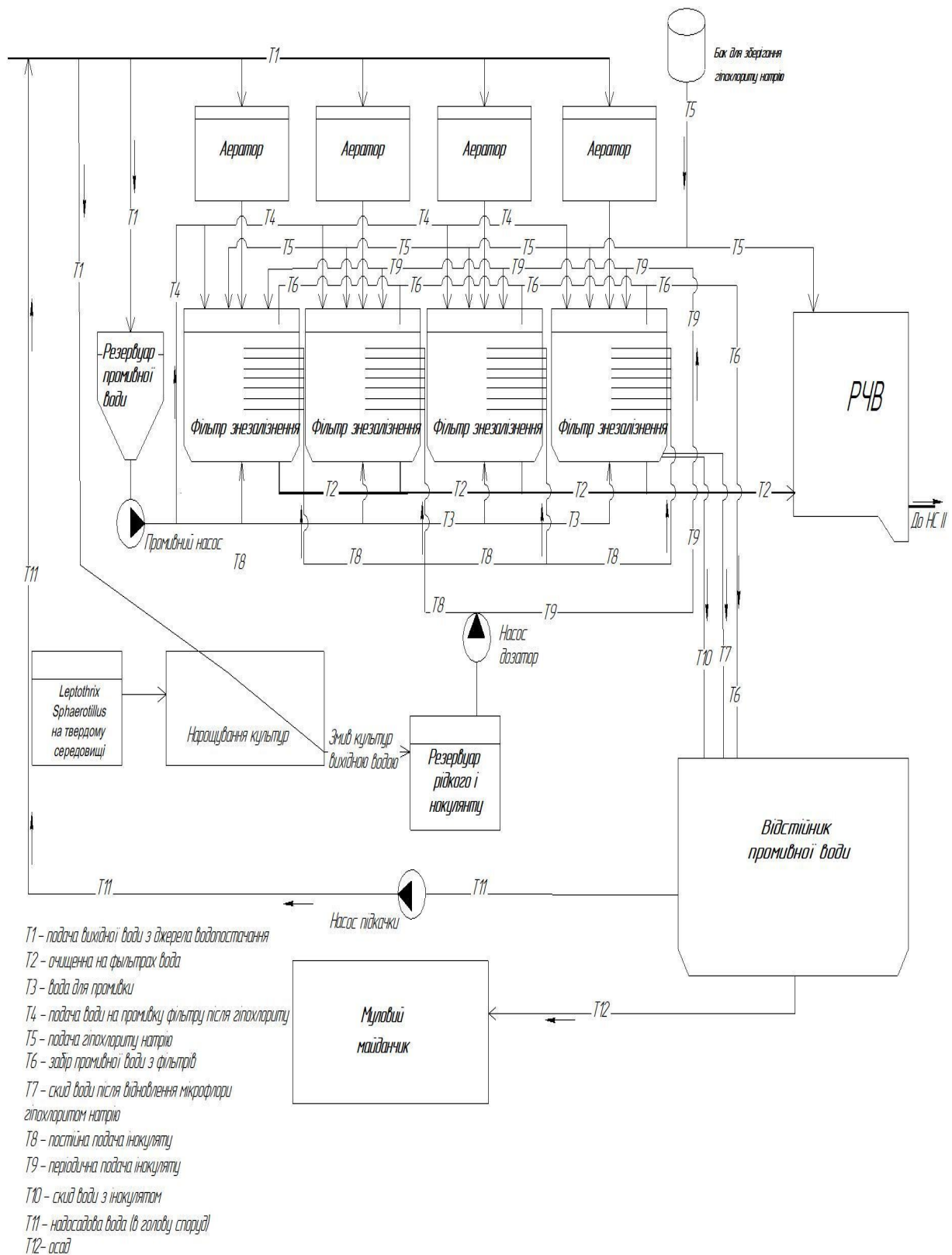


Конструкція швидкого фільтру знезалізнення і деманганзації, придатного для безперервної рівномірної подачі інокуляту:

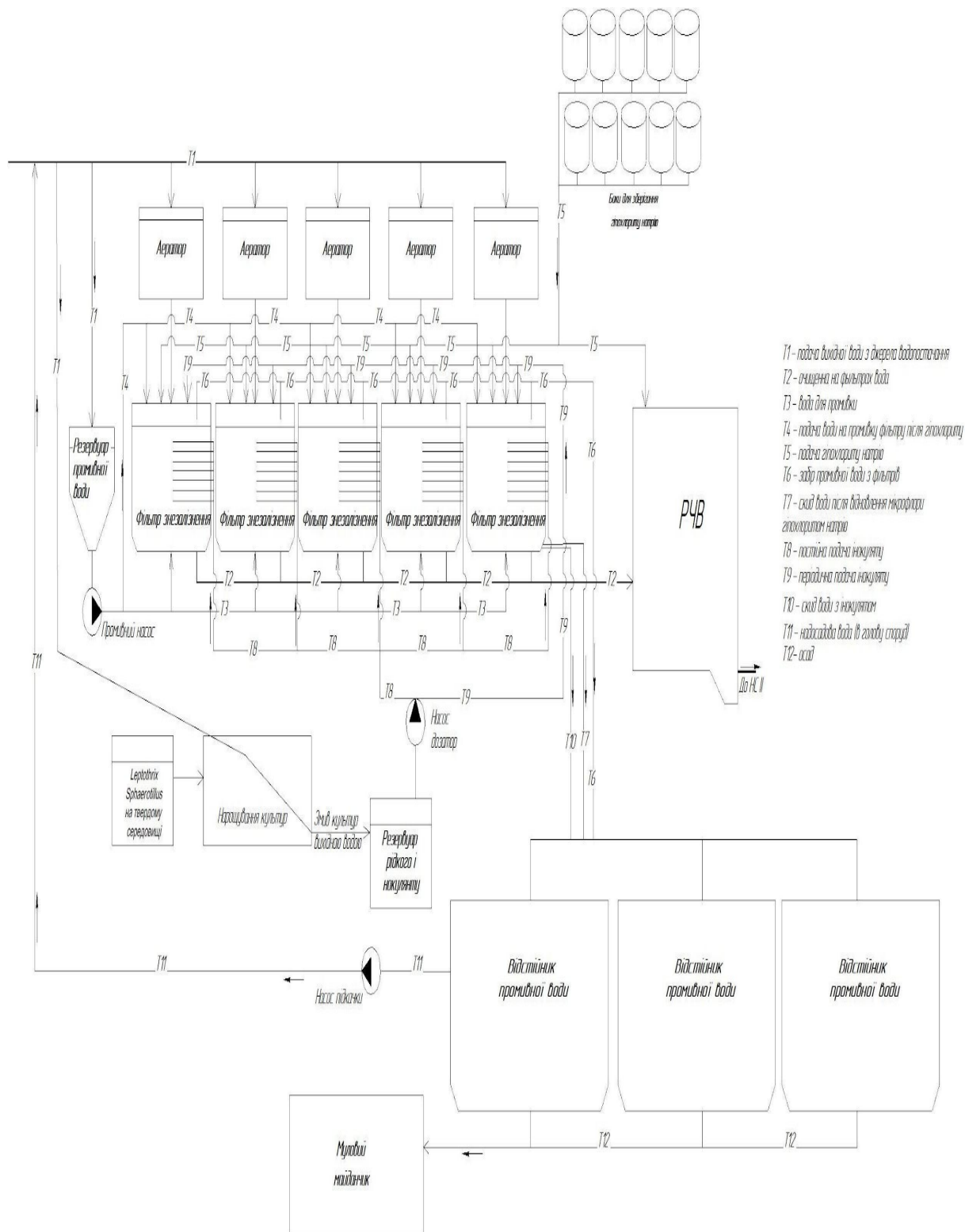
а - вид ззаду; *б* - вид з боку; *в* - вид спереду



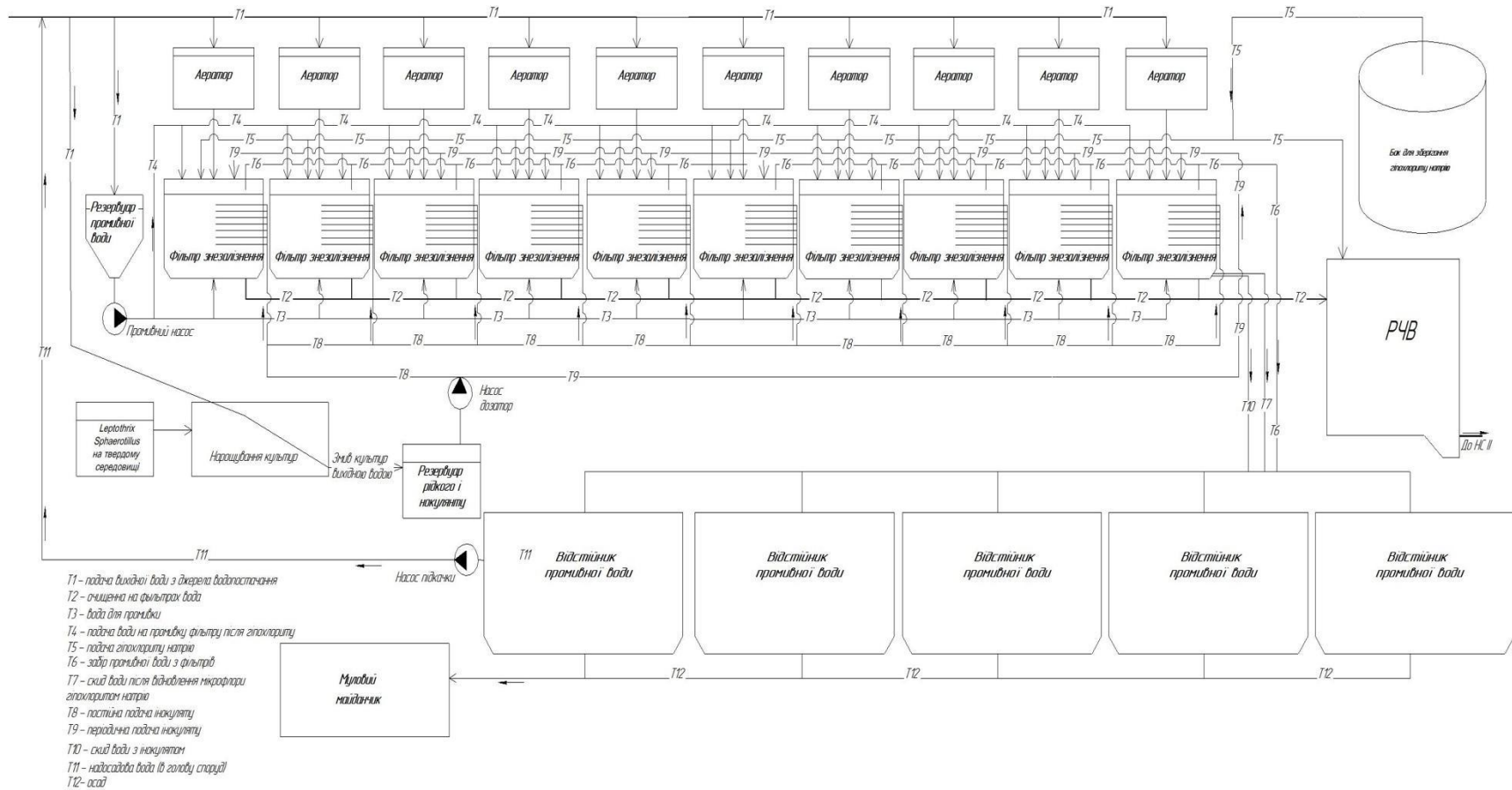
**Апаратурна схема біотехнології знезалізнення і деманганациї з
продуктивністю 1000 м³/добу**



Апаратурна схема біотехнології знезалізнення і деманганациї з продуктивністю 10000 м³/добу



Апаратурна схема біотехнології знезалізнення і деманганациї з продуктивністю 50000 м³/добу



Вирівнювання амінокислотних послідовностей білків МТБ
Magnetospirillum gryphiswaldense MSR-1 та амінокислотних
 послідовностей білків залізо- та манганоокиснюючих бактерій р. *Gallionella*

Білки <i>Magnetospirillum gryphiswaldense MSR-1</i>		Досліджуваний організм			
		<i>Gallionella ferruginea subsp. capsiferriformans</i>	<i>Gallionella ramosa</i>	<i>Gallionella acididurans ShG14-8</i>	<i>Gallionella capsiferriformans ES-2</i>
		Повнота геному, %			
		100	25	25	100
		Група			
		4	4	4	4
Рід <i>Gallionella</i>					
MamA	Е-число	2e-09	6e-07	3e-13	5e-12
	Ident (%)	25	23	25	24
	Length	138	195	186	210
MamB	Е-число	4e-37	6e-05	1e-34	1e-37
	Ident (%)	27	27	27	27
	Length	286	115	279	286
MamM	Е-число	9e-25	7e-06	8e-22	5e-26
	Ident (%)	28	30	28	28
	Length	262	102	260	262
MamO	Е-число	3e-09	3e-12	5e-07	8e-10
	Ident (%)	26	29	28	26
	Length	171	178	148	171
MamE	Е-число	5e-38	4e-39	4e-34	2e-38
	Ident (%)	43	46	45	43
	Length	185	184	171	185
MamK	Е-число	6e-04	3e-04	2e-04	2e-04
	Ident (%)	24	25	23	24
	Length	303	334	301	303

Вирівнювання амінокислотних послідовностей білків МТБ
Magnetospirillum gryphiswaldense MSR-1 та амінокислотних
 послідовностей білків залізо- та манганоокиснюючих бактерій р.
Siderocapsa та р. *Sphaerotilus*

Білки <i>Magnetospirillum gryphiswaldense</i> MSR-1		Досліджуваний організм				
		<i>Siderocapsa amnicola</i> JOSHI_001	<i>Sphaerotilu s fluitans</i>	<i>Sphaerotilus dichotomus</i>	<i>Sphaerotilu s natans</i>	<i>Sphaerotilu s natans</i> subsp. <i>natans</i> DSM 6575
		Повнота геному, %				
		75	50	50	50	25
		Група				
		4	4	4	4	-
		Рід <i>Siderocapsa</i>	Рід <i>Sphaerotilus</i>			
MamA	Е-числ о	4e-08	0.008	0.008	0.008	0.007
	Ident (%)	30	23	23	23	23
	Length	120	98	98	98	98
MamB	Е-числ о	1e-14	4e-34	4e-34	4e-34	2.0
	Ident(%)	26	30	30	30	36
	Length	184	265	265	265	42
MamM	Е-числ о	2e-16	3e-28	3e-28	3e-28	0.32
	Ident (%)	26	31	31	31	32
	Length	264	268	268	268	93
MamO	Е-числ о	3e-09	7e-10	7e-10	7e-10	7e-10
	Ident (%)	31	27	27	27	27
	Length	165	164	164	164	164
MamE	Е-числ о	7e-36	9e-34	9e-34	9e-34	5e-34
	Ident (%)	45	44	44	44	44
	Length	164	177	177	177	177

MamK	Е-число	2e-04	0.001	0.001	0.001	2.2
	Ident (%)	24	23	23	23	33
	Length	300	295	295	295	86

Продовження дод. 3

Вирівнювання амінокислотних послідовностей білків МТБ
Magnetospirillum gryphiswaldense MSR-1 та амінокислотних
послідовностей білків залізо- та манганоокиснюючих бактерій р.
Hyphomicrobium

Білки <i>Magnetospirillum gryphiswaldense</i> MSR-1		Досліджуваний організм							
		<i>Hyphomicrobium denitrificans</i>	<i>Hyphomicrobium facile</i> / <i>Hyphomicrobium facilis</i>	<i>Hyphomicrobium</i> sp. S1 / <i>Hyphomicrobium sulfonivorans</i>	<i>Hyphomicrobium</i> sp. MC1	<i>Hyphomicrobium</i> sp. CS1BS Meth3	<i>Hyphomicrobium zavarzinii</i>	<i>Hyphomicrobium</i> sp. 12-62-95	<i>Hyphomicrobium</i> sp. 32-62-53
		Повнота геному, %							
		100	25	50	100	25	50	50	50
		Група							
		2	4	4	2	4	2	2	4
		Рід <i>Hyphomicrobium</i>							
MamA	Е-число	8e-07	4e-08	5e-06	4e-06	2e-06	7e-06	5e-08	2e-07
	Ident (%)	27	28	24	22	24	34	27	27
	Length	153	169	136	160	151	95	161	77
MamB	Е-число	6e-16	2e-14	3e-14	0.025	2e-22	1e-17	3e-07	3e-08
	Ident (%)	24	22	26	30	28	27	25	25
	Length	257	269	185	73	270	183	72	208
MamM	Е-число	3e-18	7e-18	2e-17	4e-05	7e-19	3e-17	2e-12	1e-04
	Ident (%)	25	25	26	34	27	27	25	22
	Length	278	281	265	59	274	262	265	91

MamO	Е-число	2e-12	1e-13	3e-08	2.5	3e-10	1e-08	2e-08	1e-09
	Ident (%)	30	33	29	29	30	29	28	27
	Length	166	167	164	126	173	156	161	176
MamE	Е-число	3e-39	2e-39	1e-37	1.2	2e-39	2e-39	2e-39	5e-41
	Ident (%)	45	46	48	45	45	44	43	43
	Length	190	188	168	29	188	191	195	195
MamK	Е-число	5.7	0.047	0.018	2.2	2e-06	24	8.7	2e-04
	Ident (%)	33	27	22	31	27	30	29	25
	Length	73	201	294	49	304	93	91	339

Продовження дод. 3

Білки <i>Magnetospirillum gryphiswaldense</i> MSR-1		Досліджуваний організм							
		<i>Hyphomicrobium denitrificans</i>	<i>Hyphomicrobium facile</i> / <i>Hyphomicrobium facilis</i>	<i>Hyphomicrobium</i> sp. S1 / <i>Hyphomicrobium sulfonivorans</i>	<i>Hyphomicrobium</i> sp. MC1	<i>Hyphomicrobium</i> sp. CS1BS Meth3	<i>Hyphomicrobium zavarzinii</i>	<i>Hyphomicrobium</i> sp. 12-62-95	<i>Hyphomicrobium</i> sp. 32-62-53
		Повнота геному, %							
		100	25	50	100	25	50	50	50
		Група							
		2	4	4	2	4	2	2	4
		Рід <i>Hyphomicrobium</i>							
mA	Е-число	3e-06	4e-06	5e-08	2e-06	8e-07	8e-07	5e-08	
	Ident (%)	25	29	23	24	27	27	29	
	Length	153	109	166	151	153	153	134	
MamB	Е-число	2e-15	7e-14	7e-16	0.035	6e-16	1e-11	5e-16	
	Ident (%)	23	25	24	26	24	22	29	
	Length	269	189	258	91	257	277	185	
MamM	Е-число	6e-19	1e-16	6e-18	3e-05	3e-18	5e-14	1e-16	
	Ident (%)	25	25	24	28	25	23	26	
	Length	284	283	267	173	278	269	287	
MamO	Е-число	2e-07	1e-10	3e-12	8e-09	2e-12	0.41	3e-07	
	Ident (%)	28	30	31	29	30	31	30	
	Length	164	164	143	164	166	121	165	
MamE	Е-число	9e-39	3e-38	4e-38	2e-30	3e-39	3e-39	7e-31	
	Ident (%)	44	46	45	45	45	45	39	

	Length	190	188	188	181	190	190	198
MamK	Е-число	35	0.004	0.001	16	5.7	5.6	7.2
	Ident (%)	37	25	26	39	33	33	28
	Length	41	212	309	54	73	73	39

Вирівнювання амінокислотних послідовностей білків МТБ
Magnetospirillum gryphiswaldense MSR-1 та амінокислотних
 послідовностей білків залізо- та манганокиснюючих бактерій р. *Leptothrix*

Білки <i>Magnetospirillum gryphiswaldense</i> MSR-1		Досліджуваний організм					
		<i>Leptothrix valderiana</i>	<i>Leptothrix buccalis</i>	<i>Leptothrix cholodnii</i> / <i>Leptothrix</i> sp. OUMS1	<i>Leptothrix ochracea</i>	<i>Leptothrix cholodnii</i> SP-6	<i>Leptothrix ochracea</i> L12
		Повнота геному, %					
		25	100	100	25	100	50
		Група					
		4	4	4	1	2	-
Рід <i>Leptothrix</i>							
MamA	Е-число	2e-09	7e-09	8e-09	0.43	8e-09	0.86
	Ident (%)	31	27	23	35	23	29
	Length	137	136	192	40	192	41
MamB	Е-число	2e-17	1e-24	2e-40	9e-17	2e-40	0.29
	Ident (%)	29	25	32	26	32	24
	Length	184	280	259	184	259	46
MamM	Е-число	1e-22	5e-27	2e-30	1e-18	2e-30	1.2
	Ident (%)	30	24	30	26	30	28
	Length	247	281	286	216	286	54
MamO	Е-число	1e-06	3e-14	2e-08	0.76	2e-07	1.6
	Ident (%)	28	29	28	25	28	33
	Length	177	166	184	56	167	33
MamE	Е-число	4e-31	1e-34	1e-34	1.0	9e-35	2.8
	Ident (%)	45	41	44	33	44	33
	Length	167	166	178	39	178	64
MamK	Е-число	5e-12	5e-10	0.003	3.4	12	9.1
	Ident (%)	27	25	23	24	33	36
	Length	304	300	300	97	48	33

