

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”**

На правах рукопису

Вронська Наталія Юріївна

УДК 628.166: 628.166.085: 66.067.8.081.3

**ЗНИЖЕННЯ РІВНЯ БАКТЕРІАЛЬНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ГІДРОСФЕРИ
КОМПЛЕКСНИМИ ФІЗИКО-АДСОРБЦІЙНИМИ МЕТОДАМИ
ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД**

21.06.01 - Екологічна безпека

**Дисертація
на здобуття наукового ступеня
кандидата технічних наук**

**Науковий керівник - доктор
технічних наук, професор
Мальований М. С.**

Ідентичність усіх примірників дисертації

ЗАСВІДЧУЮ:

*Вчений секретар спеціалізованої
вченої ради*

Сабадаш В.В.

Львів - 2016

З М І С Т

	стор.
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ.....	6
ВСТУП.....	7
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ.....	12
1.1. Екологічна оцінка стану гідросфери.....	12
1.1.1. Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери в Україні...	12
1.1.2. Загальна характеристика природних вод.....	12
1.1.3. Основні джерела забруднення води.....	14
1.1.4. Оцінка бактеріального забруднення гідросфери.....	17
1.1.4.1. Виробництво пива.....	17
1.1.4.2. Виробництво молочної продукції.....	20
1.2. Характеристика відомих методів водоочищення.....	21
1.3. Теоретичні основи застосування ультрафіолетового випромінювання для знезараження мікроорганізмів.....	27
1.3.1. Природа і властивості ультрафіолету.....	27
1.3.2. Механізм та дія ультрафіолету на клітини.....	28
1.3.3. УФ-лампи для знезараження води.....	32
1.3.3.1. УФ-установки для знезараження стічних вод корпусного типу.....	33
1.3.3.2. УФ-установки лоткового (канального) типу.....	34
1.4. Цілі та завдання досліджень.....	37
РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТА ДОСЛІДЖЕНЬ. МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	39
2.1. Загальна характеристика об'єкта та предмета дослідження.....	39
2.2. Характеристика матеріалів, які використовувались у дослідженнях.....	41

2.2.1.	Характеристика досліджуваних стоків та мікроорганізмів.....	41
2.2.2.	Характеристика природних дисперсних сорбентів.....	43
2.3.	Опис експериментальної установки.....	46
2.3.1.	Опис експериментальної установки для дослідження дії ультразвуку на знезараження води.....	46
2.3.2.	Опис експериментального апарату з мішалкою для дослідження процесу адсорбції.....	47
2.3.3.	Опис експериментальної установки для дослідження дії ультрафіолетового випромінювання на знезараження води.....	48
2.4.	Методики проведення аналізів та оброблення результатів досліджень.....	48
2.4.1.	Визначення загальної кількості мікроорганізмів.....	48
2.4.2.	Визначення титру кишкової палички трифазним бродильним методом.....	49
2.4.3.	Підрахунок колоній.....	51
2.5.	Висновки та узагальнення до 2 розділу.....	52
РОЗДІЛ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ ПЕРСПЕКТИВНОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДІВ УФВ, УЗК ТА АДСОРБЦІЇ ПРИРОДНИМИ СОРБЕНТАМИ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНОЇ ВОДИ ВІД БАКТЕРІАЛЬНИХ ЗАБРУДНЕНЬ.....		53
3.1.	Аналіз умов та параметрів реалізації процесів, які впливають на ефективність очищення забруднених вод від бактеріальних забруднень.....	54
3.2.	Дослідження процесу очищення забруднених вод від бактеріальних забруднень УФВ.....	57
3.2.1.	Залежність зміни МЧ від тривалості процесу очищення забруднених вод.....	57

3.2.2.	Дослідження впливу товщини шару води на ефективність очищення від бактеріальних забруднень методом УФВ.....	60
3.2.3.	Залежність ефективності процесу очищення стоків від бактеріальних забруднень методом УФВ від параметрів його реалізації.....	62
3.2.4.	Математичний опис процесу очищення стічних вод від бактеріальних забруднень методом УФВ.....	65
3.3.	Дослідження очищення стоків від бактеріального забруднення методом УЗК.....	69
3.4.	Дослідження адсорбційного методу очищення стічних вод від бактеріальних забруднень із використанням природних сорбентів.....	70
3.4.1.	Залежність зміни МЧ від концентрації сорбенту.....	71
3.4.2.	Залежність зміни ступеня очищення від концентрації сорбенту....	72
3.5.	Висновки та узагальнення до 3 розділу.....	73
РОЗДІЛ 4. ДОСЛІДЖЕННЯ ІНТЕГРОВАНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНОЇ ВОДИ ВІД БАКТЕРІАЛЬНИХ ЗАБРУДНЕНЬ.....		75
4.1.	Особливості реалізації інтегрованих технологій очищення стічних вод від бактеріальних забруднень.....	75
4.2.	Дослідження комбінованої УФО-адсорбційної технології очищення стоків від бактеріальних забруднень.....	78
4.3.	Дослідження комбінованої УЗК-адсорбційної технології очищення стоків від бактеріальних забруднень.....	86
4.4.	Висновки та узагальнення до 4 розділу.....	90
РОЗДІЛ 5. АСПЕКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД БАКТЕРІАЛЬНИХ ЗАБРУДНЕНЬ.....		92

5.1	Апробація технології очищення від бактеріальних забруднень шляхом УФО реальних стічних вод.....	92
5.2.	Розроблення принципів технологічних схем знезараження стічних вод.....	100
5.2.1.	Упровадження знезараження стічних вод на міських каналізаційних очисних спорудах (на прикладі Львівських муніципальних стічних споруд).....	101
5.2.2.	Інтегрована УФО-адсорбційна технологія знезараження стоків.....	104
5.3.	Алгоритм вибору оптимальних параметрів роботи установки УФО стічних вод від бактеріальних забруднень.....	106
5.4.	Висновки та узагальнення до 5 розділу.....	108
	ВИСНОВКИ.....	110
	СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	112
	ДОДАТКИ.....	128

**ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ,
ОДИНИЦЬ СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ**

УЗ	Ультразвук
УФО	Ультрафіолетове опромінювання
УФВ	Ультрафіолетове випромінювання
КОС-1, КОС-2	Каналізаційні очисні споруди № 1 та № 2
УЗК	Ультразвукова кавітація
ГДК	Гранично допустима концентрація у воді
БСК	Біохімічне споживання кисню, мг/дм ³
ХСК	Хімічне споживання кисню, мг/дм ³
рН	Водневий показник
СПАР	Синтетичні поверхнево-активні речовини
ДНК	Дезоксирибонуклеїнова кислота
РНК	Рибонуклеїнова кислота
ПГМГ	Полігексаметиленгуанідин гідрохлорид
МПА	М'ясопептонний агар
ГПС	Глюкозо-пептонне середовище
МЧ	Мікробне число, КУО/см ³
ЗМЧ	Загальне мікробне число, КУО/см ³
СВ	Стічні води
БГКП	Бактерії групи кишкової палички

ВСТУП

Актуальність теми. У зв'язку із розширеним спектром забрудників водних ресурсів традиційно застосовувані технології обробки води стали, у більшості випадків, недостатньо ефективними. В значній мірі це пов'язано і з тим, що очисні споруди не завжди забезпечують необхідну ефективність очищення стоків, а недостатньо очищені стоки в свою чергу створюють значне антропогенне навантаження на гідросферу. Значною мірою це стосується бактеріального забруднення води, яке спричиняє розвиток хвороботворних бактерій і, відповідно, виникнення різноманітних захворювань у людей не тільки в процесі використання води та продуктів харчування, у виробництві яких вона використовувалась, але й під час контакту людини із поверхневими водами. Відомо, що для будь-якої екосистеми не допустиме введення не властивих для неї мікроорганізмів, небезпечними для гідросфери є і понаднормове збільшення кількості мікроорганізмів, які в ній існують, оскільки це порушує баланс в екосистемі та призводить до негативних наслідків. Тому дослідження доцільності впровадження сучасних технологій знезараження стічних вод, які потрапляють після очисних споруд у гідросферу, а також очищення зворотної води для потреб промисловості (зокрема харчової) є актуальним завданням для забезпечення екологічної безпеки гідросфери (у першому випадку) та продуктів харчування (у другому). Важливим є використання таких технологій очищення, які б не вносили додаткових забруднень у процесі реалізації та були енергетично ефективними. Виходячи з цього, досліджувались технології очищення води від бактеріальних забруднень із застосуванням ультрафіолетового опромінювання (УФО), ультразвукової кавітації (УЗК), адсорбції природними сорбентами, а також інтегровані технології, які включають поєднання цих процесів.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота відповідає науковому напрямку кафедри екології та збалансованого природокористування Національного університету «Львівська політехніка» і виконувалась згідно з тематикою науково-дослідницької роботи кафедри «Природоохоронні технології очищення рідинних середовищ адсорбційними

(селективними) методами», № державної реєстрації 0111U003993.

Мета і завдання дослідження. Мета роботи – підвищення екологічної безпеки гідросфери шляхом впровадження сучасних технологій очищення стічних вод від бактеріальних забруднень.

Для досягнення цієї мети необхідно вирішити такі завдання:

- провести аналіз методів очищення стоків від бактеріальних забруднень;
- експериментально дослідити процес інактивації мікроорганізмів різних видів шляхом застосування перспективних технологій очищення (УЗК та УФО);
- побудувати математичну модель процесу очищення стоків від бактеріальних забруднень із застосуванням найбільш перспективного методу;
- дослідити ефективність очищення стоків від бактеріальних забруднень різними типами природних сорбентів;
- дослідити перспективні комплексні технології інактивації мікроорганізмів із використанням УЗК, УФО та адсорбційного доочищення із застосуванням природних сорбентів;
- провести апробацію технології очищення від бактеріальних забруднень реальних стічних вод;
- розробити технологічні схеми та алгоритм розрахунку процесів промислового очищення стоків від бактеріальних забруднень та апробувати процес у промислових умовах.

Об'єкт дослідження – екологічна безпека поверхневих вод.

Предмет дослідження – УФО, УЗК, адсорбційні та комбіновані процеси очищення стічних вод від бактеріальних забруднень.

Методи досліджень. Методологічна основа теоретичних досліджень базується на використанні системного науково-обґрунтованого аналізу систем управління екологічною безпекою. В експериментальних дослідженнях використовувалося визначення загальної кількості мікроорганізмів за показниками загального мікробного числа та титру кишкової палички трифазним бродильним методом. Обробка результатів експериментів проводилась з використанням математичного

програмування в пакеті MS Excel. Для оцінки адекватності математичної моделі досліджуваним процесам використовувались статистичні оцінки отриманих залежностей.

Наукова новизна одержаних результатів. На основі досліджень дисертантом отримано такі наукові результати:

1. Уперше запропоновано комбіновану УФО-адсорбційну технологію для очищення стічних вод від бактеріальних забруднень, що дає можливість значно підвищити ступінь очищення і мінімізувати екологічну небезпеку забруднення гідросфери.

2. Уперше запропоновано математичну модель процесу знезараження стоків ультрафіолетовим опромінюванням, ідентифікація якої експериментальним даним дозволила встановити значення коефіцієнтів інактивації дією УФО, які можуть бути використані для розрахунку реальних процесів.

3. Уперше встановлено оптимальні параметри реалізації УФО та комбінованої УФО-адсорбційної технології очищення стічних вод від мікробіологічних забруднень на основі аналізу експериментальних даних, що дає можливість розробити технічні рішення для реалізації технологій на практиці з ціллю забезпечення екологічної безпеки гідросфери.

4. Набули подальшого розвитку дослідження технологічних аспектів процесів очищення стоків від бактеріальних забруднень із застосуванням ультрафіолетового опромінювання та ультразвукової кавітації.

Практичне значення одержаних результатів. Аналіз даних експериментальних досліджень дав змогу розробити та запропонувати для впровадження комплексну УФО-адсорбційну технологію очищення стічних вод від бактеріальних забруднень, на що отримано 1 патент України. Результати дисертаційної роботи передано у ВАТ «ГІРХІМПРОМ» для використання в проектуванні нових технологій знезараження стічних вод, що підтверджується відповідним актом впровадження. Результати дисертаційних досліджень використані в лекційних курсах та практичних роботах з дисципліни «Технології та устаткування для очищення промислових стічних вод» кафедри екології та збалансованого

природокористування Національного університету «Львівська політехніка» для студентів спеціальності 7.04010601 «Екологія та охорона навколишнього середовища».

Особистий внесок здобувача. Здобувачем опрацьовано аналіз літературних джерел за темою дисертаційної роботи. Особисто проведено лабораторні та експериментальні дослідження, математично оброблено й опрацьовано експериментальні дані, сформульовано науково обґрунтовані висновки, підготовлено та отримано патент на корисну модель України. Окреслення проблеми, розроблення методик дослідження процесів очищення стоків, обговорення визначених завдань та отриманих наукових результатів проводились під керівництвом д. т. н., проф. Мальованого М. С.

Апробація результатів дисертації. Основні положення та результати дисертаційної роботи доповідалися, обговорювалися і були схвалені на таких міжнародних та всеукраїнських наукових конференціях: Міжнародна науково-технічна конференція «Сучасні технології та обладнання харчових виробництв», 29 - 30 вересня 2011 р., м. Тернопіль; III Міжнародна науково-методична конференція «Безпека людини у сучасних умовах», 8 - 9 грудня 2011 р., м. Харків; 13th Meeting of European Society of Sonochemistry, July 01 - 05, 2012, Lviv, Ukraine; 2-ий Міжнародний конгрес «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування», 19 - 22 вересня 2012 р., м. Львів; П'ята міжнародна студентська науково-практична конференція «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування», 2012 р., м. Львів; XXI (щорічна) міжнародна науково-технічна конференція «Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів», 25 - 26 квітня 2013 р., м. Харків; V Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю, 23 - 26 вересня 2015 р., м. Вінниця; Міжнародна науково-практична конференція «Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки», 4 грудня 2015 р., м. Харків.

Публікації. За матеріалами дисертації опубліковано 15 друкованих наукових праць, у тому числі: 1 стаття в наукових періодичних виданнях інших держав з напрямку, з якого підготовлено дисертацію; 1 стаття у виданнях, що входять до

наукометричних баз даних; 4 статті у фахових виданнях з технічних наук України; 1 стаття в інших виданнях; 7 тез доповідей на міжнародних наукових конференціях; 2 доповіді на міжнародній науково-технічній конференції та 1 деклараційний патент України на корисну модель.

Структура та обсяг дисертаційної роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, 5 розділів, висновків, списку використаної літератури та додатків. Матеріали дисертаційної роботи викладено на 149 сторінках машинописного тексту, ілюстровано 41 рисунком, текст містить 12 таблиць, у бібліографії наведено 160 літературних джерел, дисертація містить 17 додатків.

РОЗДІЛ 1

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1 Екологічна оцінка стану гідросфери

1.1.1. Оцінка екологічної небезпеки забруднення гідросфери в Україні.

Водні ресурси, що формуються на території України, надзвичайно обмежені. Їхній обсяг складає 52 км³/рік, у тому числі підземні – до 13 км³/рік, поверхневі – до 39 км³/рік. Величина водоспоживання в Україні неухильно наближається до межі ресурсів і досягає 30-36 км³/рік [1, 2]. При цьому 88% основних рік мають екологічний стан басейнів, що оцінюються як «поганий», «дуже поганий» і «катастрофічний». У 61% основних рік України вода оцінюється як «сильно забруднена», і тільки 3% рік мають воду задовільної чистоти [3, 4].

Водойми містять велику кількість мікроорганізмів: чисті водойми – десятки та сотні тисяч мікроорганізмів в 1м³, забруднені – мільйони та мільярди мікроорганізмів в 1м³ [5]. Також їх кількість залежить від пори року (влітку у водоймах дуже зростає кількість мікроскопічних водоростей та ціанобактерій, які можуть викликати цвітіння води) [6, 7]. Мікроорганізми нерівномірно розподілені у водоймі, біля берегів їх більше, на глибині – менше. Серед них є види, що постійно мешкають у водоймах, а також ті, що потрапляють туди з опадами, стічними водами тощо. Мікрофлора представлена різноманітними групами мікроорганізмів – зустрічаються бактерії, мікроскопічні гриби, актиноміцети, водорості, найпростіші [8]. Для кількісного та якісного аналізу води використовують багато різноманітних мікробіологічних методів, у зв'язку з тим, що видовий склад мікрофлори дуже відрізняється залежно від характеру водойми, глибини, ступеня забруднення тощо [9, 10].

1.1.2. Загальна характеристика природних вод. Природні води є середовищем, у якому мікроорганізми можуть розмножуватися. Інтенсивність розмноження мікробів у воді залежить від ряду чинників і, в першу чергу, від вмісту в ній компонентів живлення мікроорганізмів [11]. Природні води завжди містять у більшій або меншій кількості розчинені органічні й мінеральні речовини, які можуть

бути використані мікроорганізмами в процесі харчування. Кількісний та якісний склад мікрофлори різних природних вод різний [12].

Склад мікрофлори підземних вод (артезіанської, джерельної, ін.) залежить головним чином від глибини залягання водоносного шару, характеру ґрунту. Артезіанські води, що знаходяться на великих глибинах, містять дуже мало мікроорганізмів. Підземні води, що видобуваються через звичайні колодязі з неглибоких водоносних шарів, куди можуть просочуватися поверхневі забруднення, містять зазвичай значні кількості бактерій, серед яких можуть бути і хвороботворні. Чим вище розташовані ґрунтові води, тим ряснішою є їхня мікрофлора [13].

Поверхневі води відрізняються великою різноманітністю і мінливістю хімічного складу та складу мікрофлори. Ці води забруднюються залишками рослин, промисловими та побутовими відходами [5]. Забруднення потрапляють у водойми головним чином з дощовими потоками і зі стічними водами промислових виробництв. Разом з різними органічними й мінеральними забрудненнями у водойми вноситься маса мікроорганізмів, серед яких можуть потрапляти і патогенні [14].

Збудники кишкових інфекцій та інші патогенні бактерії у воді довго зберігаються вірулентними. Так, збудник черевного тифу зберігається у водопровідній воді 2 - 93 дні, дизентерії – 15 - 27 днів, а холери – 4 - 28 днів [15, 16]. У річковій воді збудники цих захворювань зберігають життєздатність протягом відповідно 4 - 183 днів, 12 - 90 і 1 - 90 днів. У льоді протягом кількох тижнів залишаються життєздатними бактерії колі-тифозної групи [17, 18].

Склад та кількість мікробів відкритого водоймища залежать від хімічного складу води, заселеності прибережних районів, пори року та інших причин [19].

У річці, що протікає в районі великих населених пунктів або промислових підприємств, вода може містити сотні тисяч і мільйони бактерій в 1 см^3 , а вище цих пунктів – усього лише сотні або тисячі бактерій [20, 21].

У водоймах велика кількість мікроорганізмів зосереджена в прибережній зоні. Більше мікроорганізмів міститься також у поверхневих шарах води, але особливо багато їх у мулі, головним чином у його верхньому шарі, де утворюється плівка з

бактерій, що відіграє велику роль у процесах перетворення речовин у водоймі [22]. Значно зростає число бактерій у відкритих водоймах під час весняного водопілля або після рясних дощів.

Серед водних організмів є такі, масовий розвиток яких може завдати значної шкоди довкіллю. Бурхливий розвиток мікроскопічних водоростей обумовлює «цвітіння» водойм. Навіть за умови незначного цвітіння різко погіршуються органолептичні властивості води, ускладнюється робота фільтрів на водопровідних станціях. Масовий розвиток деяких видів синьо-зелених водоростей може служити причиною отруєння риби, виникнення захворювань у людей [2, 3, 15].

Найбільш розповсюдженими забрудненнями водних джерел є нітрити (до 2 ГДК), феноли (до 16 ГДК), нафтопродукти (до 10 ГДК), сполуки міді (до 11 ГДК), цинку (до 10 ГДК), марганцю (до 50 ГДК). Колі-індекс води десятків малих рік України сягає від 2 до 20 000 КУО/дм³ [23, 24].

Загальне річне скидання стічних вод у водотоки складає 15,6 км³/рік, у тому числі комунальне господарство – 3,8 км³/рік, з них без очищення – 0,11 км³/рік, недостатньо очищених – 1,25 км³/рік, нормативно чистих без очищення – 0,12 км³/рік, нормативно чистих після очищення – 2,32 км³/рік [25, 26, 27].

1.1.3. Основні джерела забруднення води. Проаналізувати повний перелік усіх джерел забруднення води неможливо, нижче наведено лише основні.

Комунальні стоки – містять як хімічні, так і мікробіологічні забруднення, вони становлять серйозну небезпеку довкіллю. Бактерії та віруси, що містяться в них, є причиною небезпечних захворювань: висипного тифу та паратифу, сальмонельозу, бактеріальної краснухи, холери, вірусних запалень навколо мозкової оболонки та кишкових захворювань [28]. Така вода може бути переносником яєць глистів (солітери, аскариди і власоглави). У комунальних стоках присутні також токсичні детергенти (миючі речовини), складні ароматичні вуглеводні, нітрати і нітрити [29].

Залежно від галузі промисловості утворюються виробничі стоки, що містять практично всі існуючі хімічні речовини: важкі метали, феноли, формальдегід, органічні розчинники (ксілол, бензол, толуол), складні ароматичні вуглеводні, виділяють і так звані особливо токсичні стоки. Токсичні води викликають мутагенні

(генетичні), тератогенні (такі, що пошкоджують плід) та канцерогенні (ракові новоутворення) зміни в живих організмах. Головні джерела особливо токсичних стоків: металургійна промисловість і машинобудування, виробництво добрив, целюлозно-паперова промисловість, цементно-азбестове виробництво та лакофарбова промисловість [29, 30, 31].

Комунальні відходи. Оскільки верхній шар ґрунтових вод розташований на глибині від 3 до 20 м (глибина звичайних колодязів), то саме тут накопичуються «продукти» людської діяльності в значно більших концентраціях, ніж у поверхневих водах: детергенти із пральних машин та ванн, кухонні відходи (залишки їжі), фекалії людей і тварин. Звичайно ж, усі перераховані компоненти профільтровані крізь верхній шар ґрунту, але деякі з них (віруси, водорозчинні та плаваючі субстанції) здатні проникати в ґрунтові води практично без втрат. Ґрунтові води, які знаходяться під певним кутом, можуть переміщатися в горизонтальній площині на декілька кілометрів [32, 33], тому віддаленість вигрібних ям та місцевої каналізації від колодязів у цьому випадку не забезпечує захисного ефекту.

Промислові відходи у ґрунтових водах присутні в менших кількостях, ніж у поверхневих водах. Частина відходів направляється прямо в ріки. Крім того, промислові пил та гази осідають безпосередньо або в поєднанні з атмосферними опадами накопичуються на поверхні ґрунту, розчиняються і проникають у саму товщу ґрунтів. До промислових забруднень ґрунту належать також органічні сполуки, що утворюються в процесі переробки овочів, фруктів, м'яса та молока. Сюди ж відносяться відходи пивзаводів, тваринницьких комплексів та інші [34, 35, 29].

Метали та їхні сполуки потрапляють у тканини організму у вигляді водного розчину. Проникна здатність дуже висока: уражаються всі внутрішні органи. Виведення їх з організму через кишечник, легені та нирки призводить до порушення діяльності цих органів. Накопичення в організмі різних елементів спричиняється до таких порушень:

- ураження нирок – ртуть, свинець, мідь;
- ураження печінки – цинк, кобальт, нікель;
- ураження капілярів – миш'як, вісмут, залізо, марганець;

- ураження серцевого м'яза – мідь, свинець, цинк, кадмій, ртуть, талій;
- виникнення ракових захворювань – кадмій, кобальт, нікель, миш'як, радіоактивні ізотопи [28, 36].

До основних видів забруднень води відносять залізо, аміак, марганець, хлориди, нітрати. Застосування існуючих технологій знезараження води найчастіше приводить до утворення у воді надзвичайно шкідливих для здоров'я людини сполук (хлороформ – CHCl_3 , діоксин і т. п.) [26, 37].

Відповідно до підрахунків Всесвітньої організації охорони здоров'я [38], за період з 1985 до 1995 років у навколишнє середовище потрапило стільки відходів, скільки було вироблено за попередні 70 років. Очевидним є те, що за таких темпів деградації природи ризику забруднення піддаються всі джерела поверхневих і ґрунтових вод без винятку [39].

Встановлено, що більше 400 видів речовин можуть викликати забруднення води. У разі перевищення допустимої норми хоч би по одному з трьох показників шкідливості – санітарно-токсикологічному, загальному санітарному або органолептичному – вода вважається забрудненою [40].

Розрізняють хімічні, біологічні та фізичні забруднювачі. Серед хімічних забруднювачів до найбільш поширених належать: нафта і нафтопродукти, СПАВ, пестициди, важкі метали, діоксин та ін. Небезпечним є забруднення води бактеріальними забруднювачами (віруси та інші хвороботворні мікроорганізми) та фізичними (радіоактивні речовини), а також теплові забруднення тощо. [3, 5].

Процеси забруднення поверхневих вод зумовлені різними чинниками. Основними є:

- скидання у водоймища неочищених стічних вод;
- змив отрутохімікатів зливовими осіданнями;
- витоки нафти та нафтопродуктів.

Окрім поверхневих вод, постійно забруднюються і підземні води, у першу чергу в районах великих промислових центрів. Забруднюючі речовини можуть проникати до підземних вод різними шляхами: у процесі просочування промислових та господарсько-побутових стоків зі сховищ, ставків-накопичувачів,

відстійників та ін., затрубним простором несправних свердловин, через поглинаючі свердловини, карстові воронки тощо [37].

До природних джерел забруднення відносять сильномінералізовані підземні води, а також морські води, які можуть потрапляти до прісних незабруднених вод у процесі експлуатації водозабірних споруд та відкачуванні води із свердловин [14].

Важливо підкреслити, що забруднення підземних вод не обмежуються площею промислових підприємств, сховищ відходів і т. д., а розповсюджуються вниз за течією потоку на відстані до 20 - 30 км від джерела забруднення [12, 41]. Це створює реальну загрозу для водопостачання.

Забруднення водних екосистем створює значну небезпеку для всіх живих організмів і, зокрема, для людини. У процесі безпосереднього контакту людини з бактеріально забрудненою водою, а також у випадку проживання або знаходження людини поблизу водоймища різні паразити можуть проникнути в шкіру і викликати важкі захворювання, особливо це характерно для тропіків та субтропіків. У сучасних умовах збільшується небезпека і таких епідемічних захворювань, як холера, черевний тиф, дизентерія та ін. [28, 42].

Серед водозахисних проблем однією із найважливіших є розробка та впровадження ефективних методів знезараження та очищення поверхневих вод, які використовуються для водопостачання.

Стан водних джерел за якістю води не відповідає нормативним вимогам. Через використання неякісної води зросла захворюваність людей. Потрібно вживати заходів, які спрямовані на запобігання та усунення наслідків забруднення, засмічування та виснаження вод [43].

1.1.4. Оцінка джерел бактеріального забруднення гідросфери

1.1.4.1. Виробництво пива. Основною сировиною, необхідною для виробництва пива, є солод.

На виготовлення солоду використовують найкращі сорти ячменю. Виготовляють світлий, темний та карамельний солод.

У технологічному процесі виготовлення світлого солоду можна виділити стадії, на яких є небезпека генерації бактеріальних забруднень [34]:

- замочування ячменю;
- пророщування ячменю.

Важливою стадією приготування солоду є замочування ячменю. Як тільки в зерно проникає достатня кількість води, зародок оживає і зерно починає проростати. Замочування ведеться за допомогою автоматизованої системи управління на сучасному обладнанні.

Замочене зерно подають на нержавіючі сита солодових грядок для пророщування. Коли зерно починає рости, воно дихає, енергія росту одержується за рахунок окиснення. У процесі дихання виділяється вуглекислий газ, водяні пари, тепло. Температурний режим пророщування регулюють подачею підготовленого повітря, яке має відповідну температуру і 100% вологу. Основним завданням ефективного ведення цього процесу є накопичення в солоді достатньої кількості ферментів і розщеплення крохмалю та високомолекулярних білків на більш прості сполуки з найменшою втратою енергії [44].

Для того щоб зупинити процес проростання, в готовому зеленому солоді, його подають для висушування на солодосушарку типу ЛСХА-5. Під час висушування волога солоду знижується до 4%, і цим забезпечується його механічна й біологічна придатність для довгого зберігання, утворюється характерний аромат і смак для кожного типу солоду, досягається певний колір. Готовий солод повинен відлежатися впродовж чотирьох тижнів. При цьому солод набирає певної вологи, змінюється його оболонка і вміст. Для зберігання солод засипається в спеціальні силоси [45].

Процес приготування пива ведеться за класичною схемою. Сировина на кожен сорт пива закладається у варильному цеху. Готові зернопродукти дроблять на спеціальних солододробарках, змішують з водою і подають у заторний чан для затирання. Готують затор, витримуючи певні температурні режими, для того щоб розщепити крохмаль і розчинні речовини. При цьому формуються певні смакові властивості пива. Приготовлений затор подають у фільтраційний чан, де в результаті фільтрації одержується водяний розчин екстраактивних речовин, який називається суслон, а у фільтраційному чані залишається дробина, яку використовують як корм для худоби.

Сусло направляють у сушловарильний котел, додають ароматичний хміль і кип'ятять до відповідної густини, необхідної для кожного сорту пива. При кип'ятінні в сусло переходять гіркі й ароматичні речовини хмелю, одночасно коагулюють білки. Кінцевий продукт кип'ятіння – гаряче охмелене сусло, направляється в гідроциклонний апарат (вірпул) для освітлення, а потім на пластинчастий холодильник для охолодження до певної температури.

Охолоджене сусло поступає в циліндрично-конічні танки (ЦКТ), туди ж дозують пивні дріжджі, у ЦКТ проходять процеси бродіння, доброджування та дозрівання пива. В процесі бродіння цукор сусла зброджується дріжджами, у результаті чого утворюється вуглекислий газ, алкоголь, в процесі доброджування проходить часткове освітлення пива, насичення пива вуглекислим газом, доброджування залишків екстракту, формування смаку та запаху, витримка за низьких температур. Залежно від сорту пива, термін дозрівання може тривати від 21 до 120 діб. Весь технологічний процес приготування пива ведеться з допомогою автоматизованої системи управління [35].

Перед розливом пиво фільтрується для стійкості і прозорості на фільтрах, фільтрувальним матеріалом служить кізельгур (природні поклади водоростей-діатомітів). В процесі фільтрації відділяються дріжджі – тверді частки, які утворились в процесі бродіння (хмелеві смоли, нерозчинні білки та їх сполуки), а цінні складові й поживні властивості пива зберігаються. У кожному цеху встановлені безрозбірні системи миття (СП) з автоматичною системою управління для миття обладнання і комунікацій. Профільтроване пиво подається в спеціальні ємності (форфаси), для зберігання перед розливом.

Станом на сьогодні на підприємстві Львівської пивоварні працює 5 ліній розливу, які можна розділити на основні напрями:

- пляшковий розлив пива в скляні пляшки;
- розлив пива в нержавіючі бочки (КЕГИ);
- розлив пива в одноразові бочки (КЕЙ КЕГ);
- розлив пива в пластикові пляшки,
- розлив питної води і безалкогольних напоїв у скляні і ПЕТФ-пляшки.

Автоматична лінія розливу пива в пляшки складається з автомата для виймання пляшок з ящика, пляшкомиїної машини, розливного автомата, закупорювального, бракеражного, етикетувального автоматів та автомата для укладання пляшок у ящики.

Стічні води пивоварних заводів утворюються від миття, замочування і пророщування сировини, миття технологічного обладнання, котлів для варіння суслу, бродильних чанів, поздовжніх чанів і котлів, бочок, пляшок тощо. Кількість стічних вод, утворена від виготовлення 1 дкл пива, при зворотній системі водопостачання із послідовним використанням води становить $0,13 \text{ м}^3$, у тому числі виробничих – $0,07 \text{ м}^3$, господарсько-побутових – $0,01 \text{ м}^3$ та умовно чистих – $0,05 \text{ м}^3$ [21, 44].

Найбільш забрудненими є стоки, що утворюються в процесі миття та замочування зерна, від відпрацьованого хмелю, від миття маси після фільтрування сусла та відмивання відпрацьованих дріжджів. Ці стічні води характеризуються високим вмістом забруднень: зважені речовини – $10000 - 15000 \text{ мг/дм}^3$ та БСК₅ – $5000 - 10000 \text{ мг/дм}^3$. Білки і вуглеводи, що містяться в стічних водах, швидко загнивають, виділяючи органічні кислоти (молочну, масляну, оцтову), спричиняючи зміну активної реакції середовища на кислу (рН=4). Ці води складають приблизно 27% від загальної кількості стоків [46].

1.1.4.2. Виробництво молочної продукції є пріоритетною галуззю харчової промисловості. Вирішення проблеми очищення стоків підприємств молочної промисловості повинно значно покращити екологічний стан відповідної місцевості, адже в більшості випадків стічні води молокозаводів скидають у водойму без попереднього очищення чи в каналізаційну мережу, що може призвести до порушення роботи міських очисних споруд [47, 48].

У молочній промисловості витрати води на підприємстві складають у середньому $20 - 2000 \text{ м}^3$ на добу залежно від потужності конкретного заводу. Концентрація забруднень стічних вод різних підприємств молочної промисловості має значний діапазон коливань: вміст загального азоту становить $20-170 \text{ мг/дм}^3$, ХСК – $5000 - 10000 \text{ мг/дм}^3$, БСК – $3700 - 7000 \text{ мг/дм}^3$, рН – $3,6 - 4,4$. Такі розбіжності

даних зумовлені не лише різноманітним асортиментом продукції, яка випускається, але й коливаннями виходу та забрудненості стоку протягом доби. Бактеріальна забрудненість стоків представлена переважно мікроорганізмами, які викликають молочнокисле, спиртове та пропіоновокисле бродіння [49].

Стічні води, що містять суспензії органічного походження або розчини органічних речовин, згубно впливають на стан водойм. Осідаючи, суспензії заливають дно і затримують розвиток чи цілком припиняють життєдіяльність донних мікроорганізмів, які беруть участь у процесі самоочищення води. В процесі гниття таких відходів можуть утворюватися шкідливі сполуки і отруйні речовини, наприклад, сірководень, що призводить до забруднення усієї води у водоймі. Наявність суспензій утруднює також проникнення світла в глиб води і сповільнює процеси фотосинтезу. Поверхнево-активні речовини – жири, олії, мастильні матеріали створюють на поверхні води плівку, що перешкоджає газообміну між водою і атмосферою та знижує ступінь насиченості води киснем. Органічні відходи можуть стати середовищем для патогенних мікроорганізмів [50].

Фізико-хімічні показники виробничих стічних вод підприємств свідчать про широкий діапазон коливань складу цих вод, що викликає необхідність ретельного обґрунтування вибору оптимального методу очищення для кожного виду виробничих стічних вод. Вибір оптимальних технологічних схем очищення води – досить складне завдання, яке зумовлене переважно різноманіттям домішок, що знаходяться у воді, та високими вимогами, які ставляться до якості очищеної води.

1.2. Характеристика методів водоочищення

Відомі методи очищення води можна характеризувати за такими технологіями [51, 52]:

- механічні способи очищення – застосовується для очищення води від твердих та масляних забруднень. Механічне очищення здійснюється за одним із таких методів:

а) подрібнення великих за розміром забруднень на менші за допомогою механічних пристроїв;

б) відстоювання забруднень зі стоків за допомогою нафтовловлювачів, пісковловлювачів та інших відстійників;

в) розділення води та забруднювачів за допомогою центрифуг та гідроциклонів;

г) усереднення стоків чистою водою з метою зниження концентрації шкідливих речовин та домішок до рівня, за якого стоки можна скидати у водойми або в каналізацію;

д) вилучення механічних домішок за допомогою елеваторів, решіток, скребків та інших пристроїв;

є) фільтрування стоків через сітки, сита, спеціальні фільтри, а найчастіше – шляхом пропускання їх через пісок;

ж) освітлення води шляхом пропускання її через пісок або спеціальні пристрої, наповнені композиціями або мінералами, здатними поглинати завислі частки.

Вибір схеми очищення води від завислих часток і нафтопродуктів залежить від виду й кількості забруднень, необхідного ступеня очищення [53, 54].

- Фізико-механічні способи очищення стоків та води базуються на флотації, мембранних методах очищення, азотропній відгонці.

Флотація – процес молекулярного прилипання частинок забруднень до поверхні розподілу двох фаз (вода - повітря, вода - тверда речовина). Процес очищення води від СПАР, нафтопродуктів, волокнистих матеріалів флотацією полягає в утворенні системи «частинки забруднень – бульбашки повітря», що спливає на поверхню та утилізується.

Зворотний осмос (гіперфільтрація) – процес фільтрування питної води через напівпроникні мембрани під тиском.

Ультрафільтрація – мембранний процес розподілу розчинів, осмотичний тиск яких малий. Застосовується для очищення питної води від високомолекулярних речовин, завислих частинок та колоїдів.

Електродіаліз – процес сепарації іонів солей у мембранному апараті, що здійснюється під впливом постійного електричного струму. Електродіаліз застосовується для демінералізації питної води. Основним обладнанням є електродіалізатори, які складаються з катіонітових та аніонітових мембран.

- Хімічне очищення використовується як самостійний метод або як попередній перед фізико-хімічним та біологічним очищенням. Його застосовують для зниження корозійної активності води, видалення з неї важких металів, очищення стоків гальванічних ділень, для окиснення сірководню та органічних речовин, для дезінфекції води та її знебарвлення:

Нейтралізація використовується для очищення стоків гальванічних, травильних та інших виробництв, де застосовуються кислоти та луги.

Окиснення застосовується для знезараження води від токсичних домішок (мідь, цинк, сірководень, сульфід), а також від органічних сполук. Окиснювачами є хлор, азот, кисень, хлорне вапно, гіпохлорид кальцію тощо.

- Фізико-хімічні методи [51, 55]:

Коагуляція – процес об'єднання дрібних частинок забруднювачів у більші за допомогою коагулянтів. Для позитивно заряджених частинок коагулюючими іонами є аніони, а для негативно заряджених – катіони. Коагулянтами є вапняне молоко, солі алюмінію, заліза, магнію, цинку, сірчаноокислого газу тощо. Коагулююча здатність солей тривалентних металів у десятки разів вища, ніж двовалентних, а також у тисячу разів більша, ніж одновалентних.

Флокуляція – процес агрегації дрібних частинок забруднювачів у воді за рахунок утворення містків між ними та молекулами флокулянтів. Флокулянтами є активна кремнієва кислота, ефіри, крохмаль, целюлоза, синтетичні органічні полімери.

Для освітлення води одночасно використовуються коагулянти та флокулянти, наприклад, сірчаноокислий алюміній та поліакриламід. Коагуляція та флокуляція здійснюються в спеціальних ємностях та камерах [31].

Для очищення води застосовується також електрокоагуляція – процес укрупнення частинок забруднювачів під дією постійного електричного струму.

Після механічних, хімічних та фізико-хімічних методів очищення у воді можуть міститися різноманітні віруси й бактерії (дизентерійні бактерії, холерний вібріон, збудники черевного тифу, вірус поліомієліту, вірус гепатиту, цитопатогенний вірус, аденовірус, віруси, що викликають захворювання очей). Тому з метою запобігання

захворювань воду перед повторним використанням для побутових потреб очищають від мікробіологічних забруднень [56, 57, 58].

До 98 % бактерій затримується в процесі очищення води. Але серед бактерій, що залишилися, а також серед вірусів можуть існувати патогенні мікроби, для знищення яких потрібна спеціальна обробка води [59, 60, 61].

Для знезараження води застосовують хімічні (хлорування, озонування), фізичні (кип'ятіння, УФО, ультразвук) та фізико-хімічні (сорбція) методи [62, 63, 64].

Найбільш простим, надійним і широко розповсюдженим методом знезараження води є її хлорування, у нашій країні хлорування води почали застосовувати з 1908 року [65, 66].

У роботі авторів [67] описана характеристика п'ятих методів знезараження стічної води. Також описана бактерицидна дія хлору. У результаті хімічної реакції між HCl та бактеріальною клітинною структурою паралізуються клітинні життєві процеси і бактерії гинуть. Ступінь знезараження залежить в основному від концентрації активного хлору, часу контакту, значення рН і температури води. Хлорнуватиста кислота більш ефективна, ніж іон гіпохлориту. Основною знезаражувальною речовиною є активний хлор. Однак, незважаючи на ефективність до патогенних бактерій, хлорування не забезпечує епідемічної безпеки стосовно вірусів. Також негативною властивістю такого методу є утворення хлорорганічних сполук та хлорамінів.

У роботі авторів [68, 69] доведений шкідливий вплив хлорування води на організм людини.

Однією з альтернатив процесу хлорування води є її знезараження за допомогою озону [70, 71, 72].

Озон є універсальним реагентом, оскільки може бути використаний для знезараження, знебарвлення, дезодорації води, для видалення заліза і марганцю [73]. Озон руйнує сполуки, що не підкоряються впливу хлору (феноли), не додає воді запаху і присмаку [32, 74, 75].

Цей метод теж має свої недоліки: побічні продукти озонування – альдегіди (формальдегіди) і кетони, а також складність та високу вартість виробництва озону й необхідність постійного контролю з боку людини за виробництвом озону.

У роботі авторів [76] описані недоліки та переваги цього методу. Також наведена характеристика різних реагентів – озон, хлор, діоксид хлору.

Одним із найбільш ефективних методів знезараження (бактеріальне очищення) води є ультрафіолетове опромінювання [77, 78].

Дія УФ-випромінювання на різні типи мікроорганізмів має однакову природу, основний механізм якої полягає в руйнуванні структур ДНК та РНК у мікроорганізмах при впливі випромінювання в області 220-280 нм, причому максимальна бактерицидна дія проходить при довжині хвилі 260 нм [79, 80].

Ультрафіолетове опромінювання діє миттєво, у той же час випромінювання не додає воді залишкових бактерицидних властивостей, а також запаху і присмаку. Обробка води УФ-випромінюванням не призводить до утворення шкідливих побічних хімічних сполук (на відміну від обробки хімічними реагентами, у т. ч. хлором, хлораміном, озоном). УФ-знезараження високоефективне протягом усіх періодів року, у т. ч. при паводках і, особливо, узимку, коли ефективність хлорування різко знижується. Бактерицидна установка не має потреби в реагентах [81, 82].

У роботі авторів [83] описані переваги методу та подано конструкцію установки.

У роботі авторів [67, 84] представлена порівняльна характеристика трьох методів знезараження води (хлорування, озонування, УФ-знезараження). Авторами доведено як переваги, так і недоліки цих методів.

Суть ультразвукового очищення полягає в тому, що при поширенні ультразвуку у воді, довкола об'єктів, що знаходяться в ній і мають іншу щільність, виникають мікроскопічні зони дуже високого тиску (десятки тисяч атмосфер), що змінюються високим розрідженням [85, 86, 87]. Жоден мікроорганізм не здатний витримати такі перепади тиску, тому відбувається механічне руйнування бактерій [88].

Кавітація – утворення всередині рідини порожнин, заповнених газом, парою або їх сумішшю (кавітаційних бульбашок), тобто порушення суцільності рідини.

Ефективність дії ультразвукових хвиль на мікроорганізми залежить від концентрації клітин в одиниці об'єму стічних вод, а також від рівня частоти ультразвуку [64, 89].

Бактерицидний ефект може бути низьким, коли пригнічується кавітація. Це досягається зміною в'язкості середовища або шляхом накладення великого зовнішнього тиску (4 - 5 атм) [90]. Пояснюється це тим, що кавітація в рідині виникає там, де знаходяться мікробульбашки газу. Бактерицидна дія ультразвукових коливань не залежить від газу, яким насичувалась водна суспензія мікроорганізмів. Велике значення має відстань біологічного організму від бульбашки. Чим ближче до мікроорганізму розташовані кавітаційні порожнини, тим більша інтенсивність ударної хвилі, яка виникає в результаті утворення газової бульбашки [21, 91, 92].

Недоліками цього методу є обмеження об'єму водного середовища, яке піддається обробці, через неоднорідність розподілу інтенсивності ультразвукових коливань в об'ємі пристрою, а для підвищення ефективності обробки потрібне збільшення часу експозиції.

Сорбція – процес поглинання забруднень твердими та рідкими сорбентами (активованим вугіллям, золою, дрібним коксом, торфом, силікагелем, активною глиною тощо) [93, 94].

Адсорбційні властивості сорбентів залежить від структури пор, їхньої величини, розподілу за розмірами, природи утворення. Активність сорбентів характеризується кількістю забруднень, що поглинаються на одиницю їхнього об'єму або маси (кг/м³).

Станом на сьогодні найбільш поширеними сорбентами із бактерицидними властивостями є матеріали з додаванням срібла (активоване вугілля, цеоліти, йонообмінні смоли, добавки срібла також вводять у матеріали Disruptor). Метою застосування матеріалів, насичених сріблом, у більшості випадків є не «сріблення» води, а запобігання розвитку мікроорганізмів на поверхні води внаслідок припинення руху [95, 96].

Як бактерицидні сорбенти, можливо також застосовувати сполуки ПГМГ у нерозчиненому вигляді – закріпленому на активованому вугіллі, цеолітах і ін. Так, В. А. Нікашиною з колегами було отримано гібридний сорбент (органо-мінеральний йонообмінник) на основі цеоліту-кліноциду, імпрегнованого ПГМГ, що одночасно проявляє очисну (йонообмінну) та дезінфікуючу дію. Катіонообмінна ємність такого матеріалу складає 1,0 - 1,5 мг-екв/дм³, аніонообмінна – 0,2 - 0,3 мг-екв/дм³ [97]. Але широкої популярності в процесах водоочищення вищезгадані матеріали не набули.

Механізм та спектр дії бактерицидних сорбентів визначається природою діючої речовини, що входить до їх складу.

Основна область застосування бактерицидних сорбентів – питне водопостачання, де вони використовуються як добавки у побутових фільтрах доочищення питної води.

Вибираючи технологію очищення води необхідно визначити, якими забрудненнями і наскільки забруднена вода, а також до якого рівня необхідно цю воду чистити. Для кожного виду забруднень рекомендуються певні методи очищення.

1.3. Теоретичні основи застосування ультрафіолетового випромінювання для знезараження мікроорганізмів

Ультрафіолетове випромінювання (від лат. Ultra – «за межами») – це невидиме оком людини електромагнітне випромінювання, що займає спектральну область між видимим і рентгенівським випромінюваннями в межах довжин хвиль 100-400 нм [59].

1.3.1. Природа і властивості ультрафіолету. На відкритому повітрі головним джерелом УФ-випромінювання є сонце. Частково воно поглинається верхніми шарами атмосфери. У приміщенні УФ-випромінювання виникає при використанні стерилізаторів для медичних та косметичних інструментів, у соляріях для формування засмаги, у процесі застосування різних медичних діагностичних і терапевтичних приладів. У промисловості УФ-випромінювання утворюється при зварювальних роботах, причому його рівень настільки високий, що може призвести

до серйозного пошкодження очей і шкіри. Флуоресцентні лампи, які широко використовуються для освітлення на роботі та вдома, також є джерелами УФ-випромінювання, але рівень його дуже незначний і не становить серйозної небезпеки [3].

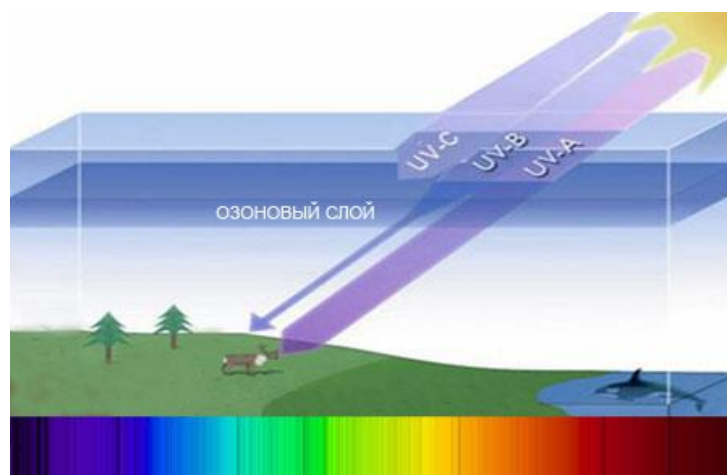


Рисунок 1.1. Потрапляння УФВ на поверхню землі

УФ-діапазон має три складові: УФ-А, УФ-В і УФ-С, причому остання є найбільш короткохвильовим та високоенергетичним ультрафіолетовим випромінюванням з діапазоном довжин хвиль 200 - 280 нм, однак воно здебільшого поглинається верхніми шарами атмосфери. УФ-В-випромінювання має довжину хвиль від 280 до 315 нм і вважається випромінюванням середньої енергії, що представляє небезпеку для органу зору людини. УФ-А-випромінювання – це найбільш довгохвильова складова ультрафіолету з діапазоном довжин хвиль 315 - 380 нм, яка має максимальну інтенсивність до моменту досягнення поверхні Землі. УФ-А-випромінювання найглибше проникає в біологічні тканини, хоча його шкідлива дія є меншою, ніж у УФ-В-променів [5].

1.3.2. Механізм та дія ультрафіолету на клітини. Бактерицидну дію ультрафіолетових променів було виявлено близько 100 років тому. Перші лабораторні випробування з УФВ в 1920-х роках були настільки багатообіцяючими, що повне знищення повітряно-крапельних інфекцій здавалося можливим у найближчий час [99, 100]. УФВ стало активно застосовуватися з 1930-х років, а в 1936 р. було вперше використано для стерилізації повітря в хірургічній операційній кімнаті. У 1937 р. перше застосування УФВ у вентиляційній системі однієї з

американських шкіл вражаюче знизило рівень захворюваності учнів на кір та інші інфекції. Тоді здавалося, що знайдено чудовий засіб для боротьби з повітряно-крапельними інфекціями. Однак подальше вивчення УФВ та небезпечних побічних дій серйозно звузило можливості його використання в присутності людей [12, 42].

Знезаражувальний ефект УФ-випромінювання, в основному, зумовлений реакціями, у результаті яких відбуваються незворотні пошкодження ДНК. Крім ДНК, ультрафіолет діє ще й на інші структури клітин, зокрема, на РНК та клітинні мембрани. Ультрафіолет, як високоточна зброя, вражає саме живі клітини, не впливаючи на хімічний склад середовища, що має місце для хімічних дезінфектантів. Остання властивість виключно вигідно відрізняє його від усіх хімічних способів дезінфекції [101].

Одним із актуальних завдань знезараження промислових та побутових стоків після їх освітлення (біоочищення) є застосування технології, що не використовує хімічні реагенти, тобто технології, що не призводить до утворення в процесі знезараження токсичних сполук (як у випадку застосування сполук хлору та озонування) за одночасного повного знищення патогенної мікрофлори [99].

УФВ виявляється згубним для більшості мікроорганізмів, які присутні у воді. Особливо небезпечними УФ-промені виявляються для бактерій та вірусів, які збуджують такі небезпечні захворювання, як дизентерія, холера, тиф, туберкульоз, вірусний гепатит, поліомієліт та інші. Слід зауважити, що хлорування води, на відміну від УФ-знезараження, далеко не завжди є надійним бар'єром для розповсюдження вірусних захворювань [3, 102].

УФ-знезараження води здійснюється за рахунок прямої дії ультрафіолетових променів на клітинну та молекулярну структуру мікроорганізмів, викликаючи їх загибель. Знезараження стічної води за допомогою УФ-променів здійснюється без внесення у воду будь-яких шкідливих хімічних сполук [103, 104]. Єдиною умовою застосування методу УФ-знезараження є правильно вибрана доза УФ-опромінювання, тобто кількість ультрафіолетової енергії, яка необхідна для знищення мікроорганізмів, що знаходяться у воді.

УФВ з довжиною хвилі 250 - 260 нм володіє найбільшою антимікробною дією. Доза, що забезпечує 90% інактивацію бактерій кишкової палички, складає 3 мДж/см². Для більш глибокого знезараження, тобто зменшення кількості мікроорганізмів до 99,00 і 99,99%, потрібні дози УФВ, відповідно, 6,9 і 15 мДж/см². Антимікробний ефект стосовно інших видів мікроорганізмів, за даними ряду авторів, знаходиться в діапазоні доз від 2,5 до 440 мДж/см² [105, 106].

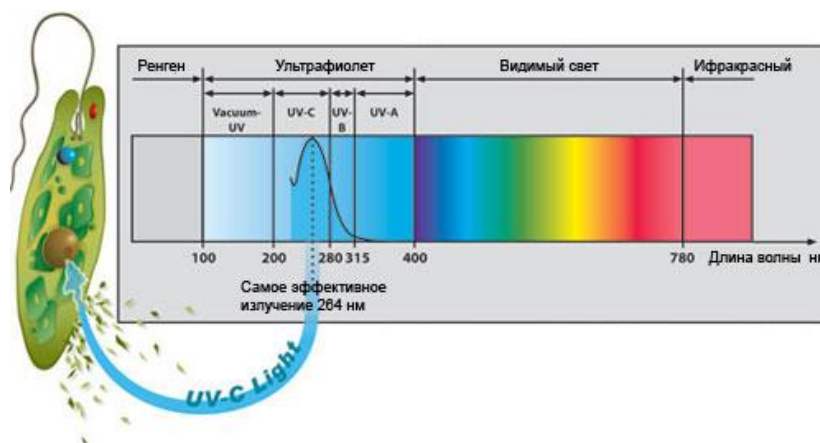


Рисунок 1.2. Спектр довжини хвилі ультрафіолетового випромінювання

Встановлено, що знезаражувальна дія УФВ понижується в ряді *Escherichia coli* > *Candida albicans* > *Bacillus subtilis* > *Penicillium multicolor* > *Aspergillus niger* > *Cladosporium cladosporioides*. Дози для знезараження води від *E. coli*, *Bac. subtilis* і *C. albicans*, відповідно, рівні 5, 26 і 24 мДж/см². Тоді як для *A. niger* і *C. cladosporioides* – відповідно 180 і 270 мДж/см². Тобто, діючі дози УФВ в 16 - 25 мДж/см² для питної води і 30 мДж/см² для господарсько-побутових і промислових стоків не забезпечують необхідної інактивації всіх видів патогенної мікрофлори. Саме тому зараз в економічно розвинених країнах мінімальна доза впливу УФВ визначена в 40 мДж/см², а в усіх проєктованих станціях з обробки питної води і стічних вод закладається доза УФВ 70 - 100 мДж/см² [97, 107].

Загибель мікроорганізмів під дією УФВ з довжиною хвилі 50 - 260 нм відбувається за рахунок незворотних ушкоджень бактеріальної ДНК.

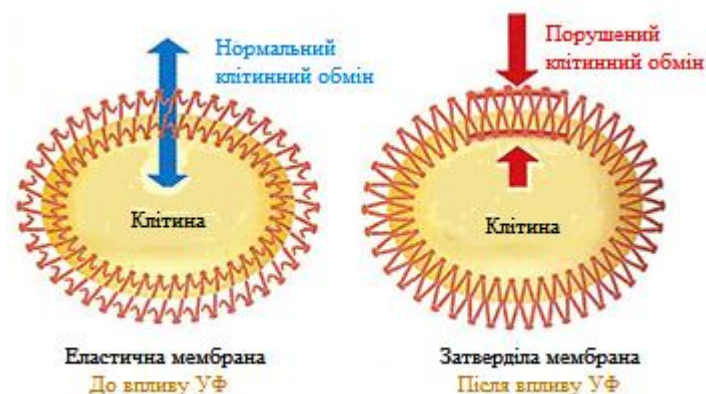


Рисунок 1.3. Вплив УФВ на клітину

Основними мішенями при цьому є азотисті основи нуклеотидів – пурини і піримідини. Дані, отримані за останні десятиліття, свідчать, що не тільки короткохвильове, але й УФВ з довжиною хвилі 280 - 400 нм здатне індукувати фотодеструктивні реакції в ДНК. У результаті обробки УФВ поряд із ДНК ушкоджуються РНК, мембранні та білкові структури бактеріальної клітини [36, 97].

В процесі поглинання УФ-променів нуклеїновими кислотами, які є основою клітин, відбуваються їх денатурація і фотоліз. Оскільки нуклеїнові кислоти є найважливішим складником апарату спадковості, то такі процеси будуть призводити до пошкодження молекул ДНК та спричиняти припинення росту й поділу клітин, а у випадку збільшення дози опромінювання – їх загибель [54, 101].

Ступінь інактивації мікроорганізмів під дією УФ-випромінювання пропорційний інтенсивності випромінювання (мВт/см^2) і часу опромінювання (с).

Для досягнення заданого ступеня знезараження води УФ-випромінюванням необхідний облік основних факторів, що впливають на процес знезараження [14, 56, 99]. До таких факторів відносять:

- потужність джерел УФ-випромінювання і раціональне використання його в УФ-установках знезараження води;
- поглинання УФ-випромінювання водою, що знезаражується;
- закономірності відмирання різних мікроорганізмів під дією УФ-випромінювання.

УФ-опромінювання повинно застосовуватися для забезпечення знезараження води до нормативної якості за мікробіологічними показниками, необхідні дози вибираються на підставі необхідного зниження концентрації патогенних та індикаторних мікроорганізмів [52].

УФ-опромінювання не утворює побічних продуктів реакції, його доза може бути збільшена до значень, що забезпечують епідеміологічну безпеку щодо бактерій та вірусів. Відомо, що УФ-випромінювання діє на віруси набагато ефективніше, ніж хлор [15].

1.3.3. УФ лампи для знезараження води. Як джерело УФ-випромінювання для знезараження води використовуються газорозрядні лампи, що мають у спектрі свого випромінювання діапазон довжин хвиль 205 - 315 нм.

Основним типом ламп, які використовуються в установках для знезараження води, є лампи, заповнені сумішшю парів ртуті та інертних газів, які працюють у режимах низького та високого тиску [108].

Лампи низького тиску мають електричну потужність 2 - 200 Вт і робочу температуру 40 - 150⁰С. У лампах цього типу близько 30% електричної енергії перетворюється в бактерицидне випромінювання з довжиною хвилі 254 нм. Термін служби ламп низького тиску становить 5000 - 10000 годин.

Лампи високого тиску мають потужність 50 - 10000 Вт і працюють за температури 600 - 800⁰С. Ці лампи мають широкий спектр випромінювання та низький коефіцієнт корисної дії в області короткохвильового випромінювання. Їхнє використання в технології знезараження води зумовлене великою потужністю ламп [2, 97].

Конструктивно джерела УФ-випромінювання поділяються на лампи з відбивачами та лампи із захисними кварцовими чохлами.

УФ-лампи з відбивачами використовуються в установках із незануреними джерелами випромінювання. Ці лампи розташовуються над вільнопроточною водою, тобто в установках відсутній безпосередній контакт ламп із водою [60, 109].

УФ-лампи із захисними кварцовими чохлами використовуються в установках із зануреними джерелами випромінювання. Лампи із захисними чохлами

розташовуються у потоці води, що обтікає їх з усіх боків. Захисні чохла виготовляються із кварцового скла та призначені для стабілізації температурного режиму ламп.

Установки УФ-знезараження повинні забезпечувати рівномірний розподіл дози опромінювання в повному об'ємі води, що знезаражується. Рівномірність опромінювання досягається за рахунок турбулентності потоку внаслідок високої швидкості руху води та наявності спеціальних «вирівнювальних» пристроїв [108].

1.3.3.1. УФ установки для знезараження стічних вод корпусного типу.

УФ установки корпусного типу складаються із камери знезараження і шафи управління. Камера знезараження – це металевий корпус, усередині якого розміщені ультрафіолетові лампи та механізм для очищення кварцових труб. З метою запобігання безпосереднього контакту з водою, що знезаражується, і стабілізації температури УФ ламп, їх поміщають в труби зі спеціального кварцового скла (кварцові чохла). Корпус камери знезараження та механізм очищення кварцових труб виконуються із нержавіючої сталі й інших, стійких до корозії матеріалів [7].



Рисунок 1.4. Установка для знезараження стічних вод корпусного типу продуктивністю 500 м³/год із системою механічного очищення кварцових чохла

Установки корпусного типу розташовуються в закритому приміщенні. Вода, що знезаражується, вхідним колектором поступає в середину камери знезараження, де вона піддається опроміненню ультрафіолетовими променями в дозі, яка гарантує її повне знезараження. Знезаражена вода через вихідний колектор скидається у поверхневу водойму або каналізацію. Очищення захисних кварцових чохла від

органічних та мінеральних відкладень проводиться за допомогою вбудованого очисного механізму з електричним приводом. Управління роботою механізмом очищення кварцових чохлаів здійснюється в автоматичному режимі. Періодичність очистки кварцових чохлаів встановлюється за допомогою спеціального мікропроцесорного реле або контролера через 12, 24, 36 чи 48 годин. Така періодичність очищення кварцових чохлаів забезпечує їх високу прозорість протягом усього терміну експлуатації установки, що надає постійно високу ефективність знезараження води [3, 97].

Установки оснащуються датчиком наявності води (або реле потоку), який забезпечує вмикання і вимикання установки залежно від наявності в ній стічної води (або її потоку через камеру знезараження).

1.3.3.2. УФ-установки лоткового (канального) типу. УФ-установки лоткового типу, як правило, складаються з кількох окремих касет, кожна з яких містить: декілька УФ-ламп, шафи з елементами живлення УФ-ламп, блоки управління механізмами очищення кварцових чохлаів, системи регулювання постійного рівня води у каналі та інше необхідне обладнання [108].

Однією з особливостей УФ-установок лоткового типу є необхідність їх оснащення системою автоматичної підтримки рівня води в каналі. За недостатнього рівня води в каналі частина УФ-ламп, які розташовані у верхній частині знезаражувальних касет (у випадку горизонтального розташування УФ-ламп у касеті), або верхні частини УФ-ламп (у випадку їх вертикального розташування) не будуть знезаражувати воду. Це буде негативно впливатиме на ефективність знезараження стоків і може призвести до порушень у роботі механізмів очищення кварцових чохлаів [25, 97].



Рисунок 1.5. Знезаражувальна касета В8КС.01 з амальгамними УФ-лампами та вбудованим механізмом очищення кварцових чохлів



Рисунок 1.6. Шафа управління ЗВ8КС.02, що забезпечує одночасну роботу трьох знезаражувальних касет В8КС.01

У випадку високого рівня води в каналі може настати аварійна ситуація, яка призведе до затоплення касети. Для підтримки постійного рівня води в лотку (каналі) застосовують спеціальні автоматичні регулюючі засувки, які зменшують площину поперечного перерізу каналу у випадку зменшення потоку води і навпаки, збільшують її у випадку зростання потоку [94, 100].



Рисунок 1.7. Знезаражувальні касети В6КС.01 із вбудованим механізмом очищення кварцових чохлів



Рисунок 1.8. Шафи ПРА для живлення УФ-ламп, які встановлені в касетах В6КС.01

Головною особливістю застосування УФ установок лоткового типу є те, що їх можна розміщувати в лотку (каналі) на відкритому просторі. Але у цьому випадку необхідно передбачити систему стабілізації температури у шафах з електричним обладнанням.

Метод ультрафіолетового знезараження має такі переваги у порівнянні з окиснювальними знезаражувальними методами (хлорування, озонування) [3, 60]:

- УФ-опромінювання летальне для більшості водних бактерій, вірусів та спор. Воно знищує збудників таких інфекційних хвороб, як: тиф, холера, дизентерія, вірусний гепатит, поліомієліт та ін. Застосування ультрафіолету дозволяє досягнути більш ефективного знезараження, ніж хлорування, особливо відносно вірусів;

- знезараження ультрафіолетом відбувається за рахунок фотохімічних реакцій всередині мікроорганізмів, тому на його ефективність зміна характеристик води чинить набагато менший вплив, ніж у випадку знезараження хімічними реагентами. Зокрема, на вплив ультрафіолетового випромінювання на мікроорганізми не впливають рН і температура води;

- в обробленій ультрафіолетовим випромінюванням воді не виявляються токсичні та мутагенні сполуки, які негативно впливають на біоценоз водою;

- на відміну від окиснювальних технологій у разі передозування відсутні негативні ефекти. Це дозволяє значно спростити контроль за процесом знезараження та не проводити аналізи на визначення вмісту у воді залишкової концентрації дезінфектанту;

- для знезараження ультрафіолетовим випромінюванням характерні нижчі, ніж для хлорування і, тим більше, озонування експлуатаційні витрати. Це пов'язано з порівняно невеликими витратами електроенергії (у 3 - 5 разів меншими, ніж для озонування), відсутністю потреби в дорогих реагентах (рідкому хлорі, гіпохлориті натрію або кальцію), відсутністю необхідності в реагентах для дехлорування;

- відсутня необхідність створення складів токсичних хлоровмісних реагентів, які вимагають дотримання спеціальних заходів технічної та екологічної безпеки, що підвищує надійність систем водопостачання й каналізації в цілому;

– ультрафіолетове обладнання компактне, вимагає мінімальних площ, його впровадження можливе в діючих технологічних процесах очисних споруд без їх зупинки, з мінімальними обсягами будівельно-монтажних робіт.

Знезараження води є одним із найбільш важливих етапів водоочистки – це стосується і водопідготовки, і очищення стічних вод. Актуальність знезараження води визначається високим ступенем небезпеки виникнення епі- та пандемічних захворювань, які розповсюджуються водним шляхом.

Опромінювання води ультрафіолетовим випромінюванням є найбільш перспективним методом знезараження води з високою ефективністю у відношенні до патогенних мікроорганізмів, що не призводить до утворення шкідливих побічних продуктів, що характерно для озонування і хлорування.

1.4. Цілі та завдання досліджень

У результаті проведеного аналізу літературних джерел встановлено, що для підвищення екологічної безпеки гідросфери необхідно вирішити такі завдання:

- провести аналіз методів очищення стоків від бактеріальних забруднень;
- експериментально дослідити процес інактивації мікроорганізмів різних видів шляхом застосування перспективних технологій знезараження (УЗК та УФО);
- побудувати математичну модель процесу очищення стоків від бактеріальних забруднень із застосуванням найбільш перспективного методу;
- дослідити ефективність очищення стоків від бактеріальних забруднень різними типами природних сорбентів;
- дослідити перспективні комплексні технології інактивації мікроорганізмів із застосуванням УЗ, УФО та адсорбційного доочищення із використанням природних сорбентів;
- провести апробацію технології очищення від бактеріальних забруднень реальних стічних вод;

– розробити технологічні схеми й алгоритм розрахунку процесів промислового очищення стоків від бактеріальних забруднень та апробувати процес у промислових умовах.

РОЗДІЛ 2

ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТА ДОСЛІДЖЕНЬ. МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Загальна характеристика об'єкта та предмета дослідження

Об'єктом досліджень є екологічна безпека поверхневих вод, одним із основних принципів забезпечення якої є охорона цих вод від бактеріального забруднення. Перспективним шляхом мінімізації бактеріальних забруднень поверхневих вод є впровадження стадії очищення стоків від бактеріального забруднення (знезараження стоків) – як на загальноміських очисних спорудах, так і на підприємствах, де це забруднення найбільш імовірно через значний вміст живильного середовища для мікробів та достатньо небезпечне з огляду на важливість продуктів його виробництва для забезпечення життєдіяльності людини (харчова та переробна промисловості).

Предметом дослідження є процеси очищення стічних вод від бактеріальних забруднень. Залежно від вимог до ступеня очищення стоків від бактеріальних забруднень, доцільно застосовувати або технологію очищення із застосуванням одного із перспективних методів фізичного впливу: УФО чи УЗК (у літературному огляді проаналізовано, що застосування реагентних методів більш високовартісне і, окрім того, несе за собою вторинні наслідки), або, якщо вимоги до ступеня очищення підвищені – застосування комплексної інтегрованої технології, де після технології основного очищення доцільно застосовувати адсорбційне доочищення із використанням природних дисперсних сорбентів.

Виходячи із аналізу об'єкта та предмета досліджень, до структурно-логічної схеми дисертаційного дослідження входило:

- проведення досліджень окремих стадій комбінованої інтегрованої технології очищення від бактеріальних забруднень: стадії УФО, стадії УЗК та стадії адсорбційного очищення (3 розділ дисертації);
- дослідження та порівняльний аналіз комплексних інтегрованих УФО-адсорбційної та УЗК-адсорбційної технології (4 розділ дисертації);

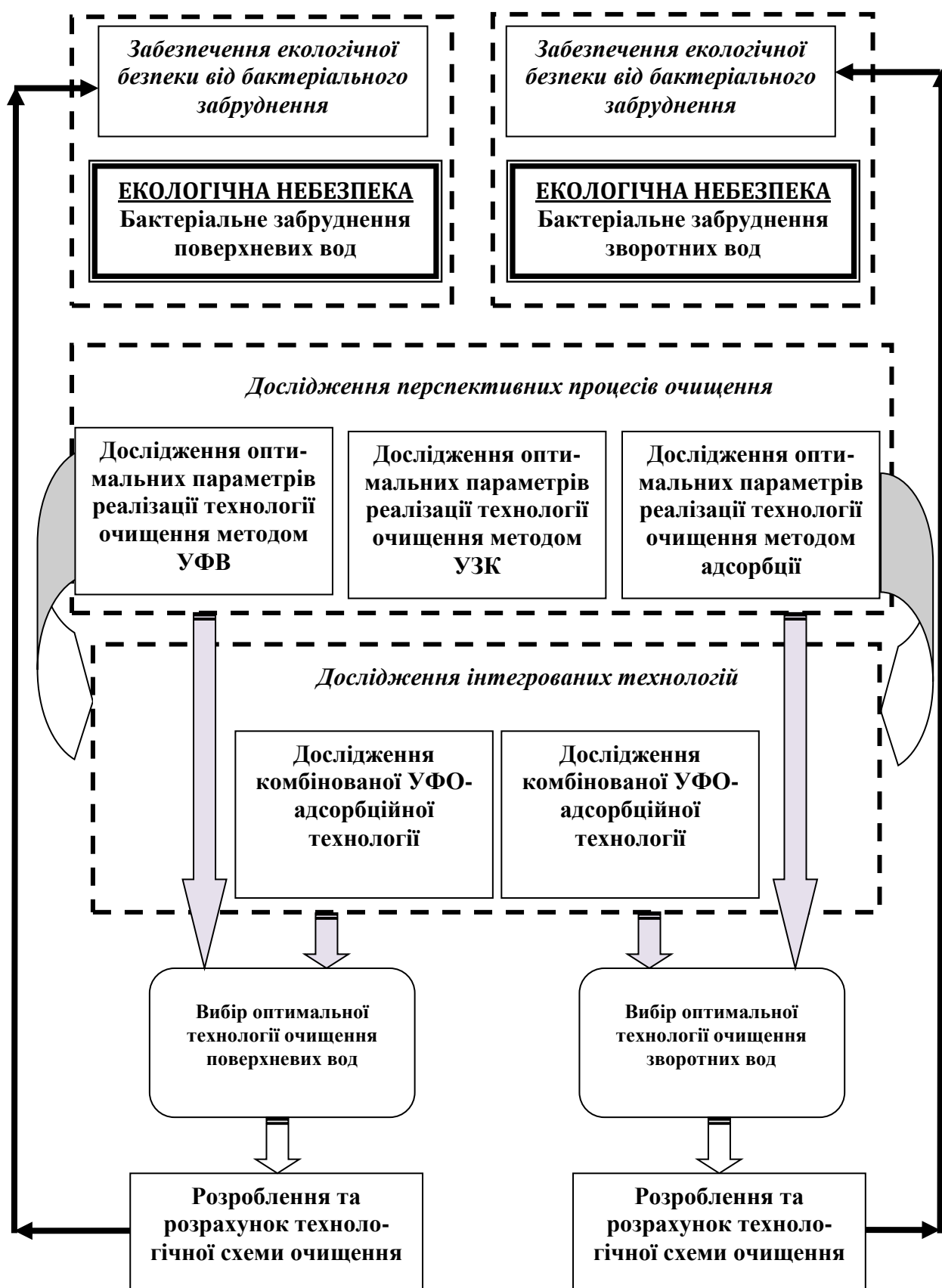


Рисунок 2.1. Структурно-логічна схема дисертаційного дослідження

- дослідження технологічних аспектів упровадження технологій очищення стічних вод від бактеріальних забруднень (5 розділ дисертації).

Слід зазначити, що важливим аспектом досліджень було встановлення параметрів процесів очищення, зміна яких призводить до зміни ефективності очищення стічних вод від бактеріальних забруднень та параметрів, змінювати які в промислових технологіях очищення складно або й неможливо. Досліджувати вплив таких параметрів на ефективність очищення недоцільно, оскільки застосувати отримані залежності на практиці буде нереально. Такими параметрами, у випадку очищення стічної води на муніципальних очисних спорудах, є температура та мутність (прозорість) стоків.

Стосовно температури варто зауважити, що в муніципальних стоках вона визначається температурою стічних вод, які потрапляють на очисні споруди, а також залежить від пори року, конструкції каналізаційних колекторів та їх характеристик, обраної технології очищення і т. п. Для зворотних вод ця температура є сталою і визначається характеристикою системи зворотного водопостачання.

Мутність (прозорість) стоків не піддається регулюванню. Необхідно встановлювати реальний характер зміни мутності стоків і, проводячи дослідження, узагальнювати рекомендації щодо оптимальних параметрів технологій очищення, беручи до уваги конкретні значення реально існуючої мутності стічних вод.

2.2. Характеристика матеріалів, які використовувались у дослідженнях

2.2.1. Характеристика досліджуваних стоків та мікроорганізмів. Для досліджень використовувались розчини:

- модельні стоки, штучно створені внесенням бактерій роду *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Sarcina*, *Diplococcus*;

- стічні води каналізаційних очисних споруд (КОС) м. Львова.

Як допоміжні речовини використовувались:

- м'ясопептонний агар (МПА);
- стерильна і дистильована вода;

- сорбенти (бентоніт, цеоліт, глауконіт).

Нижче приведемо характеристику мікроорганізмів, які найчастіше зустрічаються в стічних водах і їх використовували в модельних розчинах.

Bacillus – це бактерії паличкоподібної форми. Паличкова форма є найбільш численною і різноманітною групою бактерій. *Bacillus* належать до родини *Bacillaceae*. Здебільшого ці бактерії є сапрофіти. *Bacillus* – це споротворні паличкоподібні бактерії. Діаметр спор не перевищує поперечного розтину палички, тому спороутворення у *Bacillus* не призводить до зміни форми клітини. За типом дихання їх відносять до аеробів. Оптимальна температура росту 35 - 37°C. Клітинна стінка паличкоподібних бактерій – це тверда нееластична трубка. Тому вони ростуть переважно в довжину, а коливання товщини порівняно невеликі (зазвичай в межах 0,5 - 1 мкм). Форма кінців у *Bacillus* буває закруглена, загострена, обрубана. З патогенних бактерій до роду *Bacillus* відносять збудника сибірки [61].

Pseudomonas – дрібні поодинокі грам-негативні паличкоподібні бактерії. Належить до сімейства *Pseudomonadaceae*. Є аеробами. Вони є рухливими, тому що більшість з них мають один або кілька полярно розташованих джгутиків. Колонії бактерій дуже різноманітні: слизові і пастоподібні, опуклі і плоскі, великі й дрібні. У багатьох видів відзначається внутрішня структура колоній. Більшість бактерій роду *Pseudomonas* володіє гетеротрофним типом обміну речовин, тобто для побудови тіла їм потрібно готувати органічну речовину.

Бактерії роду *Pseudomonas* доволі поширені в природі. Їх можна знайти в повітрі, ґрунті, морських і прісних водоймах, стічних водах і мулі, на нафтових і газових родовищах [110].

Sarcina – це грам-позитивні бактерії кулястої форми (діаметр 0,8 - 3 мкм). *Sarcina* належить до родини *Coccaceae*. Ці бактерії є сапрофіти. За типом дихання вони аероби. Поділ відбувається в трьох взаємно перпендикулярних площинах. Після поділу бактерії утворюють жовтуваті колонії (існування кольору пов'язана з наявністю в клітинах пігменту каротину) [17].

Diplococcus – це грам-позитивні бактерії сферичної форми (діаметр 0,5 - 1 мкм). Це група коків, які після поділу існують парами внаслідок поділу в одній площині.

Типовими представниками є збудники епідемічного цереброспінального менінгіту та гонореї [19].

2.2.2. Характеристика природних дисперсних сорбентів. Як природні дисперсні сорбенти на стадії адсорбційного очищення інтегрованих технологій очищення використовувались бентоніт, цеоліт та глауконіт.

Бентоніт. У дослідженнях використовувався бентоніт Дашавського родовища [111, 112]. Фізико-хімічні властивості бентоніту подані в таблиці 2.1.

Таблиця 2.1.

Фізико-хімічні властивості бентоніту

Межа міцності у вологому стані:	1,05 МПа
Межа міцності в сухому стані:	4,7 МПа
Число пластичності:	39,7
Природна вогкість:	35%
Колоїдальність:	37%
Об'ємна маса:	1840 кг/м ³

Оксидний склад бентоніту, який використовувався, показано в таблиці 2.2.

Таблиця 2.2.

Оксидний склад бентоніту

Оксид	Вміст, % мас.	Оксид	Вміст, % мас.
SiO ₂	59,92	MgO	2,26
TiO ₂	0,75	K ₂ O	0,23
SO ₃	0,15	MnO	0,08
Fe ₂ O ₃	6,95	Al ₂ O ₃	14,78
FeO	0,07	Сульфід	0,07
P ₂ O ₅	0,05	CO ₂	0,44

Для досліджень використовувалась відібрана методом ситового розсіву фракція бентоніту +2 - 3 мм.

Цеоліт. Для досліджень використовувався цеоліт Сокирницького родовища. Це родовище природних цеолітів є одним із найбільших у світі [113]. Фізико-хімічні характеристики таких цеолітів наведені нижче:

мольне відношення	– $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ - 9,2
склад катіонів	– $\text{K}+\text{Na}>\text{Ca}+\text{Mg}$
максимальна ємність H_2O	
щодо пари води	– 5,8 ммоль/г
максимальна ємність H_2O щодо	
пари води після активізації	– 5,6 ммоль/г
границя термостабільності	– 800°C
Оптимальний режим	
прокалювання клиноптилоліту	– 250 - 300 °C протягом 2 - 3 годин

Оксидний склад цеоліту, який використовувався, подано в таблиці 2.3.

Таблиця 2.3.

Оксидний склад цеоліту

Оксид	Вміст, % мас.	Оксид	Вміст, % мас.
SiO_2	70,21	TiO_2	0,14
Al_2O_3	12,27	MnO	0,073
Fe_2O_3	1,2	P_2O_5	0,033
FeO	0,55	Na_2O	1,77
K_2O	3,05	SO_3	0,10
$\text{CaO}+\text{MgO}$	10,09		

Для досліджень використовувалась відібрана методом ситового розсіву фракція цеоліту +2 - 3 мм.

Глауконіт. Для досліджень використовувався глауконіт Адамівської групи родовищ Хмельницької області. Це природні піски, що містять 50 - 70% мінералу

глауконіту. Поширений у вигляді тонкокристалічних, інколи ґрунтовидних агрегатів. Забарвлення – різноманітні відтінки зеленого кольору [114, 115].

Властивості глауконіту відтворено в таблиці 2.4.

Таблиця 2.4.

Властивості глауконіту

Твердість	2 - 3
Густина	2200 - 2900 кг/м ³
Ефективна питома поверхня природного глауконіту	112 мг/г
Ємкість катіонного обміну природного глауконіту	15 мг-екв/дм ³ , активованого H ₂ SO ₄ (5 - 20%) – 17,0 - 6,6 мг-екв/дм ³
Ємкість моношару глауконіту природного	1,73 ммоль/1г, активованого H ₂ SO ₄ (5 - 25%) – 1.85 - 2.84 ммоль/1г

Оксидний склад глауконіту, який використовувався, подано в таблиці 2.5.

Таблиця 2.5.

Оксидний склад глауконіту

Оксид	Вміст, %	Оксид	Вміст, %
SiO ₂	59.97	CaO	2.71
TiO ₂	0.15	MgO	2.00
Al ₂ O ₃	7.15	K ₂ O	4.63
Fe ₂ O ₃	11.62	Na ₂ O	1.66
FeO	0.50	P ₂ O ₅	2.25
MnO	>0.01	H ₂ O	4.73

Для досліджень використовувалась відібрана методом ситового розсіву фракція глауконіту +2 - 3 мм.

2.3. Опис експериментальної установки

2.3.1. Опис експериментальної установки для дослідження дії ультразвуку на знезараження води. Для дослідження впливу кавітації на знезараження мікроорганізмів використано реактор, який зображено на рис. 2.2.

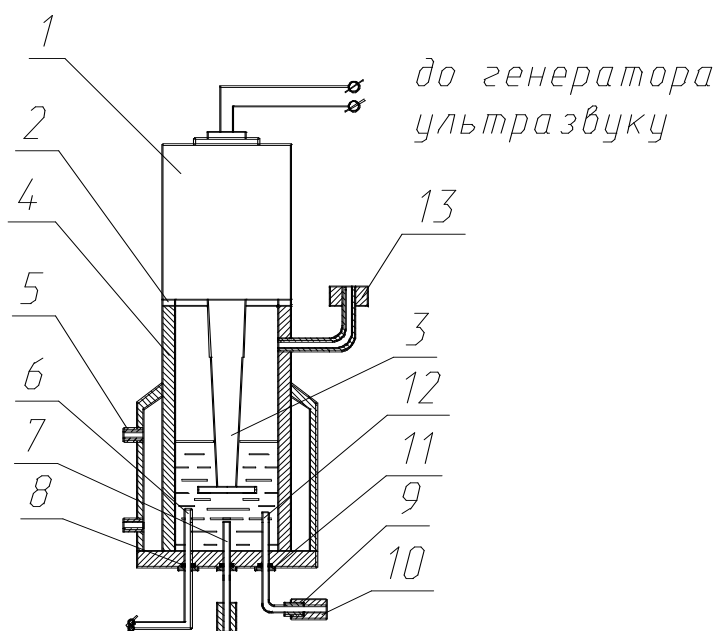


Рисунок 2.2. Схема реактора для процесу знезараження води:

1 – магнітостриктор; 2,8,9 – ущільнення; 3 – хвилевід; 4 – реактор; 5 – штуцери для теплоносіїв; 6 – терморпара; 7 – штуцери вводу газів; 10,11 – накидні гайки; 12 – штуцер для відбору проб; 13 – штуцери виходу газів.

У реакторі вмонтовано штуцери для відбору проб, подачі і виходу газу. Діаметр реактора – 36 мм, висота – 200 мм, частота коливання – 22 кГц, потужність – 35 Вт, інтенсивність – $1,65 \text{ Вт/см}^3$ на одиницю об'єму. УЗ-коливання від генератора УЗДН-2Т передавали за допомогою магнітострикційного випромінювача, який занурений у досліджувану рідину, об'ємом 150 см^3 з попередньо відомим значенням МЧ. Протягом усього процесу через досліджувану воду барботували кисень. Реактор безперервно охолоджувався проточною водою.

Досліди проводили при $T = 298 \text{ К}$, $P = 1 \cdot 10^5 \text{ Па}$, тривалість процесу – 2 год.

2.3.2. Опис експериментального апарату з мішалкою для дослідження процесу адсорбції. Для дослідження впливу адсорбції на знезараження мікроорганізмів використано апарат з мішалкою, схема якого представлена на рис.2.3.

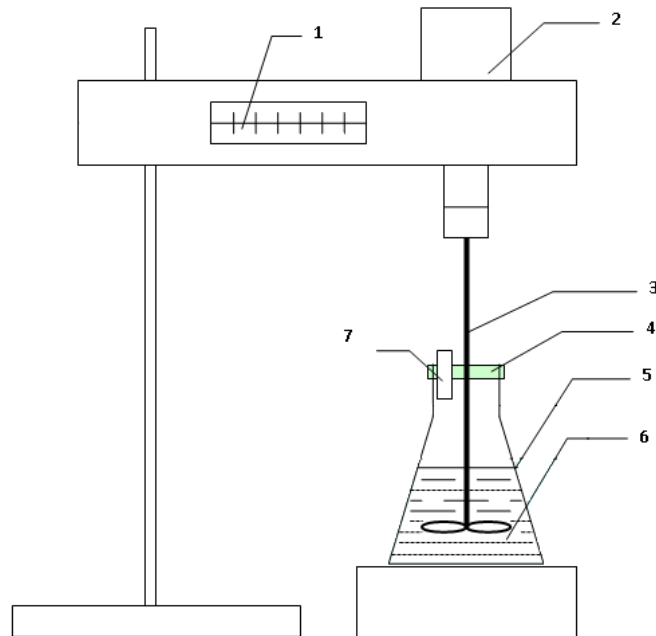


Рисунок 2.3. Схема експериментальної установки апарату з мішалкою:

1 – регулятор обертів мішалки, 2 – електродвигун, 3 – вал мішалки, 4 – ущільнювач, 5 – колба, 6 – досліджуване середовище, 7 – пристрій для відбору проб.

Методика досліджень полягала в тому, що в колбу 5, об'ємом 1 м^3 за умови ввімкненої мішалки, вал якої 2 обертався із кутовою швидкістю 300 об/хв, що задавалось регулятором 1, через пристрій для відбору проб 7 завантажувалось досліджуване середовище (заливалась досліджувана рідина, після цього завантажувався досліджуваний сорбент у певному співвідношенні до рідини). Використовували три види сорбенту – бентоніт, цеоліт, глауконіт. Концентрація кожного сорбенту в дослідженні складала 7 г/м^3 , 20 г/м^3 , 35 г/м^3 . Завершення завантаження сорбенту вважалось початком експерименту. Через 1 год із колби 5 через пристрій для відбору проб 7 відбирались проби, які відфільтровувались та аналізувались.

2.3.3. Опис експериментальної установки для дослідження дії ультрафіолетового випромінювання на знезараження води. Для дослідження впливу ультрафіолету на знезараження мікроорганізмів використано УФ установку лоткового типу, яка зображена на рис.2.4.

УФ-випромінювання подавалось від УФ-лампи 1 Philips TUV 15W/G15 T8 з потужністю 15 Вт, типом цоколя – G13, яка закріплена над ємністю лоткового типу для досліджуваної рідини 2. У ємності для води вмонтовано штучери для подачі досліджуваної рідини і відбору проб.

Досліди проводили за різної тривалості часу (від 5 с до 20 с) і за різної товщини шару досліджуваної рідини (від 25 мм до 45 мм).

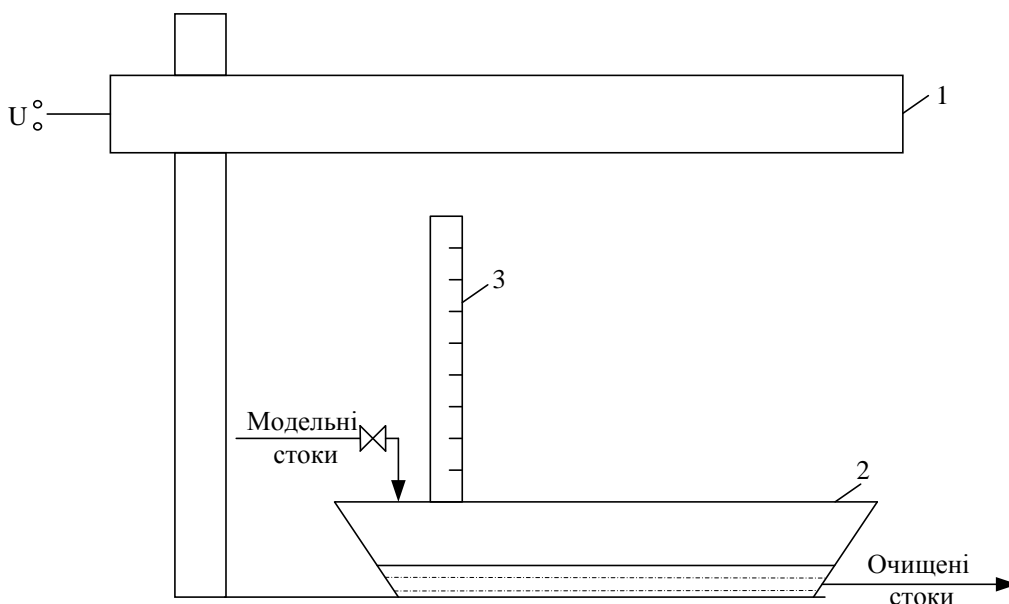


Рисунок 2.4 Схема експериментальної установки для процесу знезараження води:

1 – ультрафіолетова лампа, 2 – лоток для рідини, 3 – мірна рейка.

2.4. Методики проведення аналізів та оброблення результатів досліджень

2.4.1. Визначення загальної кількості мікроорганізмів. Санітарно-епідеміологічну оцінку якості води визначали показником мікробного числа (МЧ) – загальною кількістю бактерій в 1 см^3 досліджуваної води. МЧ оцінює загальну забрудненість стічних вод мікроорганізмами [116].

Суть методу полягає у визначенні загальної кількості МО, здатних рости на МПА при температурі $37 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ протягом 24 ± 2 год в 1 см^3 води з подальшим

обліком колоній, що вирости на даному середовищі. Попередньо готували МПА шляхом додавання до 1 дм³ дистильованої води 15 г агару. Потім нагрівають на водяній бані до повного розчинення агару, фільтрують, розливають у пробірки і флакони і стерилізують протягом 20 хв.

Попередньо готували пробірки (по одній для кожної проби води), об'ємом пробірки 9 см³ стерильної води (для розведення) та стерильні піпетки на 1 см³. Пробу води об'ємом 10 см³ переносили в порожню стерильну пробірку, позначали її «0» (без розведення), з якої далі стерильною піпеткою брали 1 см³ та вносили в пробірку для розведення. Одержували перше розведення 1:10. Потім з цієї ж пробірки «1» переносили стерильною піпеткою в наступну – друге розведення 1:100 і так далі.

Поживне середовище нагрівали на водяній бані та термостатували за $45 \pm 5^{\circ}\text{C}$.

Посіви виконували за такою методикою.

У стерильні чашки Петрі вносили стерильною піпеткою по 1 см³ води відповідного розведення, починаючи з найбільшого, з дотриманням правил стерильності. Злегка припіднімали кришку на чашці Петрі та швидко видували воду з піпетки, сюди ж вносили воду із пробірки МПА. Повертаючи чашку, середовище перемішували з водою для рівномірного покриття дна. В одну чашку Петрі вносили МПА без проби води, щоб пересвідчитись у стерильності середовища. Чашки залишали на столі до застигання агару. Потім чашки перевертали догори дном і переносили у термостат, де витримували 48 год за температури 37°C . Клітини бактерій розмножувались, їх маса зростала так, що утворювались колонії, помітні неозброєним оком.

2.4.2. Визначення титру кишкової палички трифазним бродильним методом. Трифазний бродильний метод належить до числа нестандартних методів дослідження [117]. Ним користуються зазвичай для визначення титру кишкової палички в забруднених водах річок, ставків, для дослідження морських та стічних вод.

Перший етап – перша бродильна проба. Для встановлення титру кишкової палички досліджувану воду в кількості 300 - 500 см³ (залежно від характеру

вододжерела) засівали в глюкозо-пептонне середовище (ГПС). Посів 300 см³ води робили таким чином: два об'єми води по 100 см³ засівали у дві пробірки з 10 см³ концентрованого ГПС. 10 об'ємів по 10 см³ засівали у 10 пробірок, що містили по 1 см³ того ж середовища. В процесі посіву 500 см³ води 4 об'єми засівали по 100 см³ (у колби) і 10 об'ємів по 10 см³ – у пробірки з тим ж середовищем. Посуд з посівами води поміщали у термостат за температури 43°C. За такого ж температурного режиму пригнічується розмноження сапрофітної мікрофлори і не затримується ріст кишкової палички.

Чотири десятиразово спадаючих об'єми досліджуваної води, наприклад 100; 10; 1 і 0,1 см³ або 10; 1; 0,1 і 0,01 см³ (залежно від передбачуваного ступеня забруднення досліджуваної води) засівали у середовище накопичення Єйкмана.

Великі обсяги води – 100 і 10 см³ – засівали у концентроване середовище Єйкмана, розливу відповідно по 10 і 1 см³ у колби і пробірки. 1 см³ і менші обсяги води засівали у пробірки, що містять по 10 см³ розведеного середовища Єйкмана.

Стічну воду засівали, починаючи від 1 см³ і закінчуючи об'ємами в 0,00001 - 0,000001 см³, з відповідних розведень. Посіви в середовищі Єйкмана інкубували у термостаті за температури 43°C протягом 18 - 24 год.

Другий етап. З посуду з ознаками росту мікробів (помутніння або помутніння і газоутворення) проводили висів петлею на середовище Ендо в чашки Петрі. Матеріал, який засівали, наносили на поверхню середовища у вигляді густопересічних ізольованих колоній. Посіви вирощували за температури 37°C протягом 24 год.

Третій етап. 1. Переглядали посіви, зроблені на середовищі Ендо. За відсутності на середовищі Ендо колоній, характерних для кишкової палички, давали остаточну негативну відповідь, припиняючи подальше дослідження.

2. Із колоній з ознаками, типових для групи бактерій кишкової палички, робили мазки, фарбували їх по Граму і мікроскопіювали. Виявлення в мазках грамнегативних паличок безперечно вказує на можливість наявності кишкових паличок.

3. Із колоній, які за культуральними та морфологічними ознаками є типовими для кишкової палички, проводили висів у розведене середовище Єйсмана (друга бродильна проба). Посіви вирощували за температури 43°C протягом 20 - 24 год.

Четвертий день. Брали до уваги результати другої бродильної проби. Помутніння вмісту пробірок без газоутворення давало право на остаточну негативну відповідь.

Грамнегативні неспорозні палички, які не зброджують глюкозу за температури 43°C, походять від холоднокровних тварин і для визначенні колі-титру не враховувались.

2.4.3. Підрахунок колоній. Для підрахунку колоній клали чашку догори дном на темний аркуш паперу (забезпечуючи тим самим кращу видимість колоній). За невеликої кількості підраховували колонії, які вирости. Для зручності кожну підраховану колонію відзначали з боку дна чашки олівцем або чорнилом для скла.

У маленькій кількості виростих колоній (від 30 до 500) підраховували всі колонії як на поверхні, так і в глибині поживного середовища. Для підвищення точності проведення експериментів паралельно для однієї проби висіви проводили в три чашки Петрі і для подальших розрахунків використовували середнє значення кількості мікроорганізмів. Похибка вимірювань становила 2 - 3%.

Отримані результати перераховували на початкову пробу води з урахуванням розведення за формулою:

$$X = a \cdot 10^n, \quad (2.1.)$$

де a – кількість колоній, які вирости в чашці; n – розведення.

За дуже великої кількості колоній, які вирости (500 і більше), користувались лічильною камерою Вольфгюгеля. Така камера – це квадрат скла із розграфленою на ньому квадратною сіткою. Площа кожного квадрата сітки 1 см². Скло розміщується на дерев'яній підставці. Для підрахунку колоній чашку Петрі встановлювали на підставку дном догори, накривали її лічильною камерою і починали підраховувати колонії за допомогою лупи за яскравого бокового освітлення. Число колоній

підраховували у 10 квадратах (тобто на 10 см^2), розташованих у різних частинах чашки.

Потім обчислювали кількість колоній, які вирости на всій поверхні агару. Для цього визначали кількість колоній на 1 см^2 :

$$\text{ЗМЧ} = \pi \cdot R^2 \cdot n, \quad (2.2.)$$

де R – радіус чашки, см

n – середня кількість колоній на 1 см^2 живильного середовища:

$$n = \frac{k_1 + k_2 + \dots + k_{10}}{10}, \quad (2.3.)$$

$k_1, k_2 \dots k_{10}$ – кількість колоній у десяти квадратах.

За наявності в 1 см^3 від 0 до 100 колоній мікроорганізмів вода вважається чистою, від 100 до 1000 колоній – сумнівною, більше 1000 – непридатною.

2.5. Висновки та узагальнення до 2 розділу

Відповідно до мети дисертаційної роботи, подано загальну характеристику об'єкта та предмета досліджень.

Представлена загальна характеристика матеріалів, які використовувались у дослідженнях. Детально описані методики експериментальних досліджень: методика та експериментальна установка для дослідження інактивації мікроорганізмів різних видів шляхом застосування перспективних технологій знезараження.

Описані методики аналізування проб, які відбирались у процесі досліджень: методика визначення загальної кількості мікроорганізмів за показниками загального мікробного числа, методика визначення титру кишкової палички трифазним бродильним методом.

Наведені методики та прилади проведення експериментальних досліджень забезпечили отримання достовірних результатів.

Результати, які подані в цьому розділі, детально висвітлено в публікаціях [119-131, 153, 154].

РОЗДІЛ 3

ДОСЛІДЖЕННЯ ПЕРСПЕКТИВНОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДІВ УФВ, УЗК ТА АДСОРБЦІЇ ПРИРОДНИМИ СОРБЕНТАМИ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНОЇ ВОДИ ВІД БАКТЕРІАЛЬНИХ ЗАБРУДНЕНЬ

Метод УФВ знаходить широке застосування для очищення питної води в багатьох країнах світу (хоча сьогодні, на жаль, знайшов обмежене застосування в Україні) завдяки його екологічній безпечності, невеликій вартості та простоті реалізації (що детально описано в першому розділі дисертації). Стосовно стічних вод, які характеризуються великою різноманітністю видів бактерій, які в них знаходяться, та значною їх концентрацією, то необхідно зауважити, що наукове обґрунтування доцільності застосування методу УФВ для очищення їх від бактеріологічних забруднень на сьогодні відсутні. Експериментальні дослідження та практичні рекомендації цього методу для стічних вод також нечисленні, що і викликало необхідність проведення цих досліджень, впровадження результатів яких дозволить зменшити рівень екологічної небезпеки від бактеріальних забруднень стічних вод.

Одним із перспективних напрямів очищення води є застосування ультразвукової кавітації (УЗК) [89], що призводить до активної інактивації мікроорганізмів. Дію УЗК використовують на практиці для обробки води, зважаючи на високу ефективність звільнення води від хімічних забруднень, біологічних об'єктів: сапрофітних та патогенних мікроорганізмів, вірусів, найпростіших тощо. УЗК є ефективним безреагентним високоекологічним методом очищення води від органічних та мікробіологічних компонентів [90]. Під час колапсу каверн виділена енергія призводить до процесів деструкції мікроорганізмів. Поблизу точок захоплення повністю знищується патогенна мікрофлора, утворюються активні радикали, які також беруть участь в очищенні та знезаражуванні. Каверни виникають в об'ємі камери ультразвукового випромінювача з частотою в декілька десятків кілогерц переважно на неоднорідностях, якими можуть служити спори грибів, бактерій [87].

Аналіз інформації про застосування природних сорбентів з метою очищення стічної води від бактеріальних забруднень свідчить, що цей метод на сьогодні не знайшов практичного застосування перш за все тому, що очищення стоків від концентрованих бактеріальних забруднень потребує використання великої кількості сорбенту і, відповідно, призводить до утворення великої кількості вторинних відходів – відпрацьованих сорбентів. Тому і нами він не розглядався як самостійний метод знезараження стоків, але, як буде показано в розділі 4, ефективним є доочищення (у разі потреби) попередньо очищених іншими методами стічних вод від залишкових кількостей мікроорганізмів. У цьому розділі для встановлення загальних залежностей адсорбційного очищення нами досліджувались особливості очищення стічних вод від різних типів бактерій найбільш поширеними видами природних сорбентів.

3.1. Аналіз умов та параметрів реалізації процесів, які впливають на ефективність очищення забруднених вод від бактеріальних забруднень

З метою встановлення оптимальних умов реалізації процесів очищення забруднених вод від бактеріальних забруднень необхідно провести серію досліджень. Важливим є встановлення параметрів, які можуть бути регульованими і які впливають на ефективність очищення, а також параметрів, які регулювати неможливо і які необхідно приймати в межах, що характерні для реалізації реальних процесів. Слід підкреслити, що метою очищення стічних вод (на відміну від очищення питної води) не є досягнення мінімально можливого рівня забруднення, оскільки після очищення стоки відводяться у поверхневі води, де існує певний стабільний рівень бактеріального забруднення (умовно його можна назвати фоновим). Водночас живильне середовище для розвитку бактерій зберігається. Тому навіть у випадку 100% очищення бактеріальні культури будуть розвиватись, а загальна концентрація їх у поверхневих водах через деякий час досягне фонового рівня. Важливим є очищення до рівня, що є нижчим від фонового. Стосовно зворотних вод можна зазначити, то необхідною умовою є також зниження рівня бактеріального забруднення до значення, нижчого від реально існуючого в системі.

Розглянемо послідовно параметри реалізації досліджуваних методів очищення.

На ефективність очищення забруднених вод від бактеріальних забруднень методом УФО температура не впливає [97]. З огляду на зазначене, цей параметр не аналізувався і не враховувався у математичній моделі процесу очищення, яка розглядається нижче.

Суттєвий вплив на ефективність очищення стоків методом УФО створює мутність води [97]. Краще становище щодо впливу цього параметра на очищення методом УВФ питної води, де мутність водного середовища практично відсутня. У випадку ж очищення стоків нехтувати цим параметром не можна. Тому нами проводився моніторинг мутності стоків, які будуть поступати на УФО в умовах Львівських муніципальних очисних споруд (після вторинних відстійників). Дані моніторингу відображені на рис. 3.1.

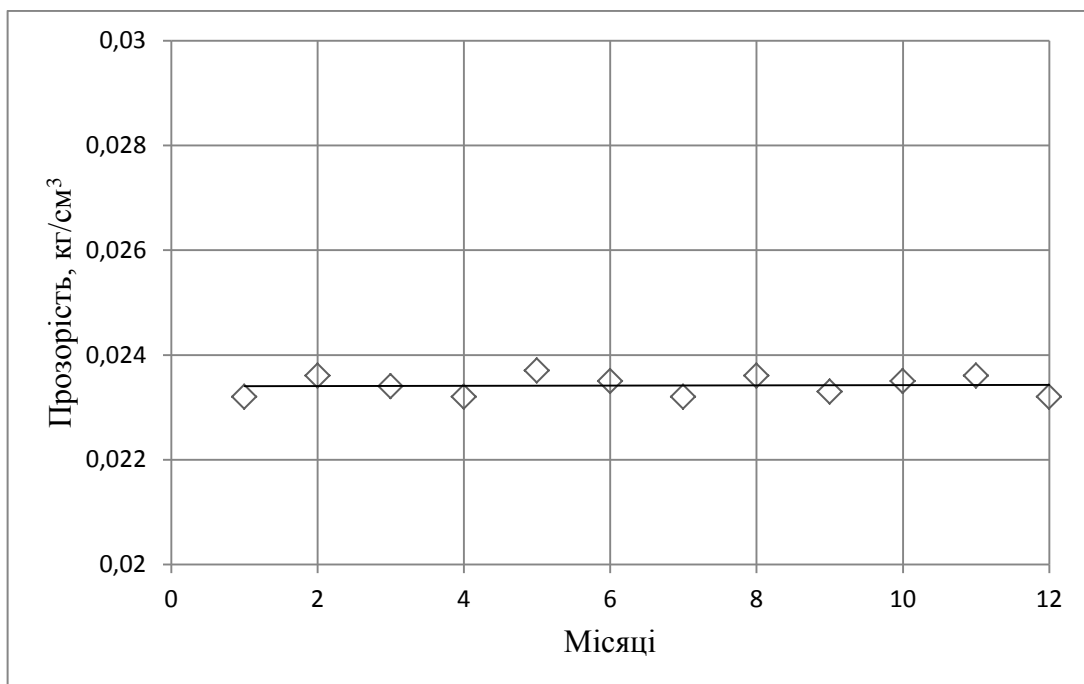


Рисунок 3.1. Моніторинг прозорості стоків Львівських муніципальних очисних споруд (після вторинних відстійників)

Наведені на рис. 3.1 дані свідчать, що впродовж року мутність стоків Львівських муніципальних очисних споруд (після вторинних відстійників) змінюється незначно – лінія тренду носить характер прямої, паралельно до осі

абсцис, середнє значення мутності стоків упродовж року складає $0,0234 \text{ кг/см}^3$. Тому надалі в запропонованій нижче математичній моделі мутність стоків не враховувалась. Для проведення дослідження готувався модельний розчин, до якого дрібними порціями додавався тонкомелений каолін з метою досягнення мутності $0,0234 \text{ кг/см}^3$ для того, щоб змодельювати умови очищення, які будуть спостерігатись у реальних умовах.

Важливим для очищення забруднених стоків є врахування гідродинаміки руху стоків, які очищаються, оскільки зміною цього параметра вдається значно інтенсифікувати процес очищення. Значною мірою дослідження гідродинамічних умов визначається фізичною моделлю руху рідини в реальному процесі очищення. Тому вже на етапі аналізу параметрів очищення забруднених стоків методом УФО необхідно визначитись із характером руху рідинного середовища в процесі очищення. З огляду на існуючу практику очищення питної води, можливі два варіанти організації промислового процесу очищення:

1) розміщення УФ-опромінювачів у закритому циліндричному корпусі в центральній позиції і рух рідинного середовища, яке піддається очищенню, у міжтрубному просторі;

2) розташування УФ-випромінювачів безпосередньо у відкритому лотку (каналі) при використанні лоткових (або каналних) систем.

Беручи до уваги практику очищення питної води УФО, ми вибрали систему розміщення УФ-опромінювачів у закритому циліндричному корпусі. Але в обох випадках час опромінювання менший, ніж 1 хв, товщина шару рідини не перевищує декількох сантиметрів. Тому турбулізація потоку, яка, окрім значних енергетичних затрат на сам процес, ще й доволі збільшує гідравлічний опір, є економічно невиправдано, а відтак нами в подальшому не досліджувалась.

Параметрами, які піддаються регулюванню, є взаємопов'язані в ракурсі впливу на ефективність очищення забруднених стоків – товщина шару стоків, які опромінюються УФ, та час опромінювання. Саме вплив цих параметрів на ефективність очищення стоків від бактеріального забруднення і досліджувалась у роботі.

Що ж стосується очищення забрудненого середовища від бактеріального забруднення методом УЗК, то ні температура, ні мутність стоків не впливають на ефективність очищення. Оскільки процес реалізується в закритому реакторі періодичної дії, вплив гідродинаміки досліджувати також недоцільно. Ми вибрали певні параметри, що впливають на ефективність очищення та піддаються регулюванню, – це час озвучування і тип газового середовища, у якому відбувається очищення. Саме ці показники будуть досліджуватись нижче.

На процес адсорбційного очищення не впливає мутність розчину, але значно впливає температура. Хоча температура муніципальних стоків, які підлягають адсорбційному очищенню, впродовж року змінюється в межах 11 - 21⁰С, то для такої незначної різниці температур вплив на процес адсорбції невеликий. Якщо ж розглядати зворотну воду, то в цьому випадку зміна температури взагалі не перевищує декількох градусів. Тому вплив температури на процес адсорбційного очищення нами не досліджувався. Усі дослідження проводились за температури 18 - 20⁰С. Нами не будувались і не аналізувались ізотерми адсорбції для досліджуваних систем, адже безпосередньо визначити вміст бактерій в адсорбентах після завершення процесу адсорбції неможливо методично, а знаходити вміст адсорбованих бактерій в адсорбентах балансовим методом, на нашу думку, дещо некоректно. Параметрами, які впливали на ефективність очищення і які досліджувались нами, були тип адсорбенту та його концентрація в очищуваному середовищі.

3.2. Дослідження процесу очищення забруднених вод від бактеріальних забруднень УФВ

3.2.1 Залежність зміни МЧ від тривалості процесу забруднених вод. Для дослідження очищення води від мікроорганізмів у досліджувану воду вносили різні види монокультури роду *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Sarcina*, *Diplococcus*, створюючи таким чином інфіковану модельну воду. Початкова кількість мікроорганізмів у досліджуваній воді була різною, оскільки для подальшого аналізу результатів важливо було створити модельну суміш з однаковими початковими концентраціями

бактеріальних забруднень. Дослідження проводились за методикою, детально описаною у розділі 2.4.1. Для досліджень використовувалась установка, представлена на рис. 2.4. Аналіз кількості мікроорганізмів у інфікованій воді проводився згідно з методикою, описаною в розділі 2.4.3. Результати досліджень представлені на рис. 3.2. та в додатку А1.

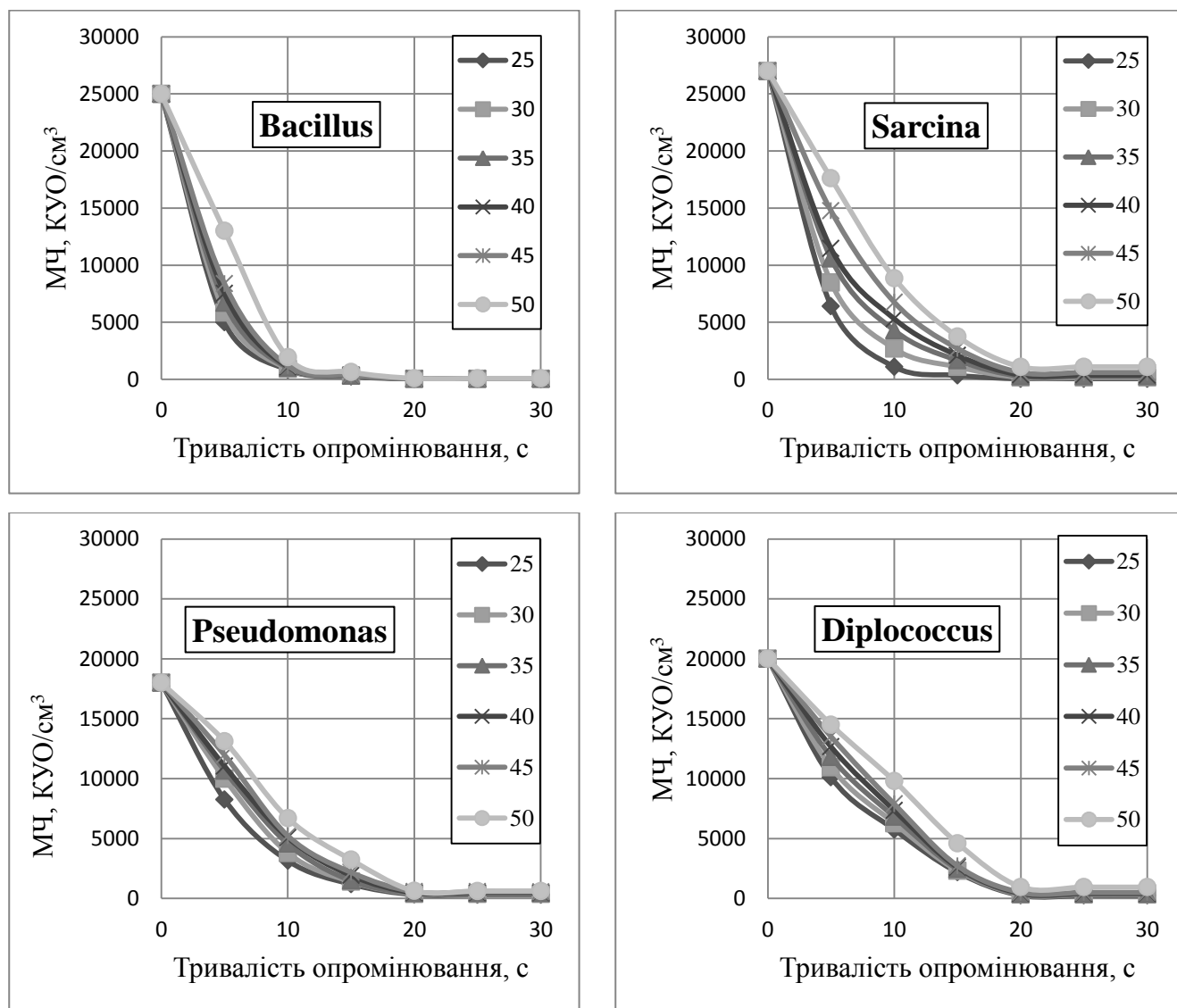


Рисунок 3.2. Залежність МЧ від тривалості опромінювання УФВ для різних видів бактерій та різної товщини шару стоків (мм)

Нами аналізувались результати дії УФО для різних товщин шару води і різної тривалості опромінювання. Так за умови 20-секундного опромінювання і товщини шару води 25 мм, МЧ для бактерій *Bacillus* становить 35 КУО/см³, а за тривалості опромінювання 20 с і товщини шару води 45 мм становила 51 КУО/см³. Після

20-секундного опромінювання і за товщини шару води 50 мм очистка практично не проходить. За умови 20 с опромінювання і товщини шару води 25 мм обробка ультрафіолетом дозволила понизити рівень МЧ для *Bacillus* у 714 разів, а за тривалості опромінювання 20 с і товщини шару 45 мм – у 490 разів.

Для бактерій *Sarcina* за 20 с опромінювання МЧ становило за товщини плівки 25 мм 50 КУО/см³, що дало змогу знезаразити воду у 540 разів, а за 45 мм цей показник становив 605 КУО/см³. Кількість бактерій в інфікованій воді знизилась у 44 рази.

Щодо впливу УФВ на бактерії виду *Pseudomonas*, то слід зауважити, що за тривалості опромінювання 20 с рівень МЧ за товщини шару води 25 мм становив 320 КУО/см³, а за товщини 45 мм МЧ було рівне 560 КУО/см³. Внаслідок очищення УФО було знижено кількість бактерій у 56 і 32 рази відповідно.

Дослідження показали, що за 20 с опромінювання і товщини шару води 25 мм МЧ для бактерій роду *Diplococcus* МЧ складало 260 КУО/см³. Рівень МЧ за товщини шару води 45 мм і за тривалості опромінювання 20 с був 505 КУО/см³. Кількість бактерій в інфікованій воді за товщини шару води 25 мм знизилась у 77 раз, а за товщини шару води, яка піддається очищенню 45 мм – у 40 разів.

Отже, як свідчать результати досліджень, на кожен вид мікроорганізмів УФВ діє по різному. Найкраще із використанням УФВ вдалось очистити інфіковану воду, яка містила бактерії роду *Bacillus*. Загалом слід зауважити, що метод УФВ дозволяє провести очищення стічної води з достатньою ефективністю у випадку, коли тривалість опромінювання не менше 20 с. Збільшення часу обробки звичайно зменшує величину МЧ, але це зменшення не таке суттєве, а тому з метою мінімізації енергетичних затрат на очищення найбільш доцільно обмежитись часом опромінювання 20 с. Але продемонстровані на рис. 3.2 залежності не дозволяють повною мірою оцінити вплив товщини шару інфікованої стічної води на ефективність її знезараження. А цей параметр, як і тривалість опромінювання, має вирішальне значення для проектування технологій знезараження води. Адже саме тривалість опромінювання та товщина шару води, яка піддається очищенню, визначають необхідні параметри проектування промислової установки для

зnezараження стічних вод. Тому нами проводився аналіз зміни МЧ від товщини шару води, яка піддається очищенню методом УФВ за різного фіксованого часу обробки.

3.2.2. Дослідження впливу товщини шару води на ефективність очищення від бактеріальних забруднень методом УФВ. Для побудови графіків, представлених на рис. 3.3, використовувались експериментальні дані, відтворені на рис. 3.2 та в додатку А2. Для аналізу отриманих результатів додатково будувались залежності $\lg(\text{МЧ}) = f(h)$, де h – товщина шару стоків, інфікованих різними видами бактерій, що продемонстровані на рис. 3.4.

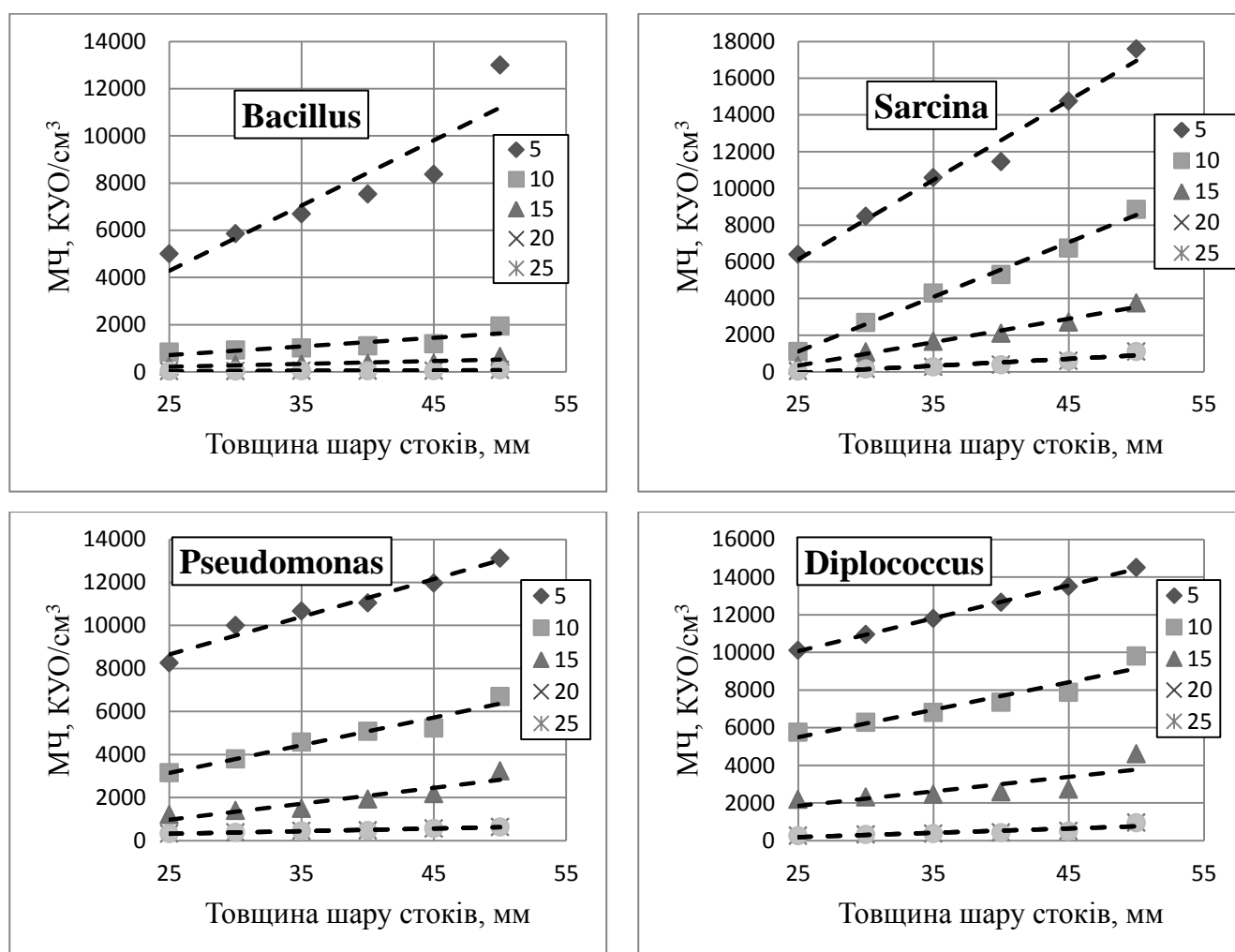


Рисунок 3.3. Залежність МЧ від товщини шару води, яка піддається очищенню методом УФВ, при використанні різних видів бактерій упродовж фіксованого часу опромінювання УФВ (с)

Аналіз даних, відтворених на рис. 3.3 та 3.4 підтверджує висунуті вище спостереження про те, що незалежно від товщини плівки води, яка піддається очищенню, прийнятні умови очищення спостерігаються для тривалості дії УФВ не менше 20 с. Разом з тим зображені дані свідчать, що у випадку збільшення товщини шару бактеріально забруднених стоків більше, ніж на 45 мм, очищення проходить неефективно, значення МЧ різко підвищується практично для всіх товщин шару стоків, які піддаються очищенню, для всіх варіантів інфікованих середовищ, які досліджувались. Це свідчить про недоцільність практичного застосування методу УФВ для очищення середовищ від бактеріального забруднення у випадку, коли товщина шару стоків, яка піддається очищенню, перевищує 45 мм. Саме такі параметри очищення і закладались нами в подальшому для очисної установки та технології очищення.

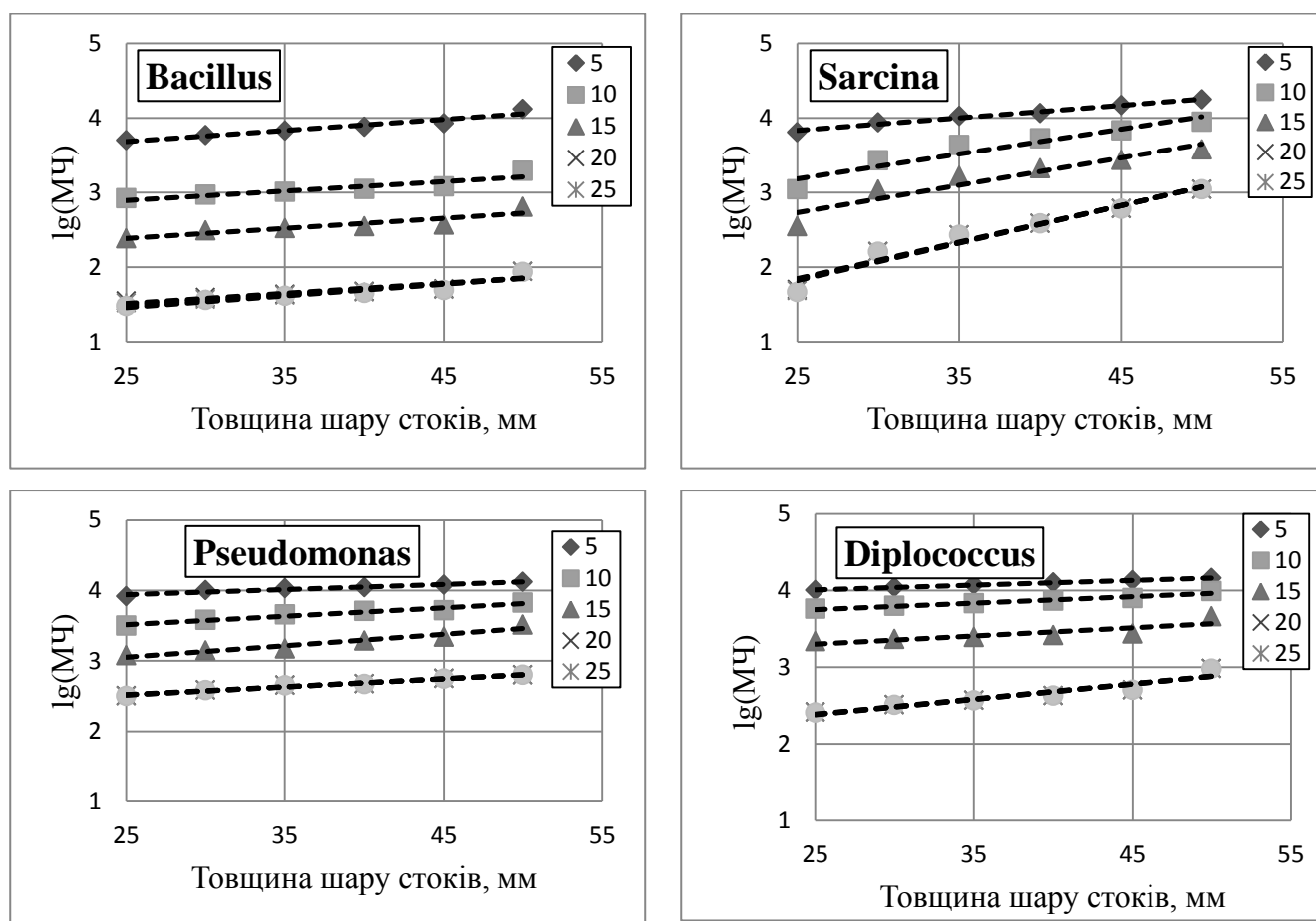


Рисунок 3.4. Залежність $Ig(MCF)$ від товщини шару води, яка піддається очищенню методом УФВ, при використанні різних видів бактерій упродовж фіксованого часу опромінювання УФВ

Аналіз характеру логарифмічних залежностей мікробного числа від товщини шару стоків, що відтворено на рис. 3.4, свідчить, що лінії тренду, які описують ці залежності для різних видів бактерій, носять яскраво виражений лінійний характер і розміщені практично паралельно для різної тривалості опромінювання УФВ. Але за час опромінювання більший, ніж 20 с інтенсивність процесу практично не зростає. Це вказує на те, що інтенсивність процесу знезараження стоків прямо пропорційна тривалості опромінювання УФВ, але збільшувати час опромінювання понад 20 с практично недоцільно й економічно неоправдано.

3.2.3. Залежність ефективності процесу очищення стоків від бактеріальних забруднень методом УФВ від параметрів його реалізації. На нашу думку мірою ефективності процесу знезараження стічних вод виступає ступінь очищення, який визначається за формулою:

$$N_{\text{оч}} = \frac{MЧ_0 - MЧ_1}{MЧ_0} = 1 - \frac{MЧ_1}{MЧ_0}, \quad (3.1)$$

де $MЧ_1$ – кількість мікроорганізмів, які залишилися у воді після дії УФО, КУО/см³;

$MЧ_0$ – кількість мікроорганізмів, які знаходились у воді перед початком її опромінювання, КУО/см³.

Дані, наведені на рис. 3.2, опрацьовувались згідно із залежністю (3.1). Отримані результати представлені на рис. 3.5 та в додатку Б1.

Ці дані свідчать про те, що ступінь очищення для бактерій роду *Bacillus* у межах шару рідини від 25 мм до 50 мм при часі опромінювання 20 с зменшився від 0,9986 до 0,99648, ступінь очищення для бактерій виду *Sarcina* за таких самих умов знизився від 0,99815 до 0,9593, для бактерій роду *Pseudomonas* – від 0,9822 до 0,965, а для бактерій виду *Diplococcus* цей показник зменшився від 0,987 до 0,9525.

Для проектування промислових процесів, впровадження яких дозволить зменшити екологічну небезпеку від бактеріально забруднених стічних вод, важливим є аналіз змін ступеня очищення за різних умов опромінювання для різних видів мікроорганізмів, які забруднюють стоки. Тому нами будувались залежності

зміни ступеня очищення для різних видів бактерій залежно від товщини шару стоків, яка піддається очищенню упродовж фіксованого часу опромінювання із використанням даних, представлених на рис. 3.5 та в додатку В1. Отримані результати відтворені на рис. 3.6 та в додатку В1.

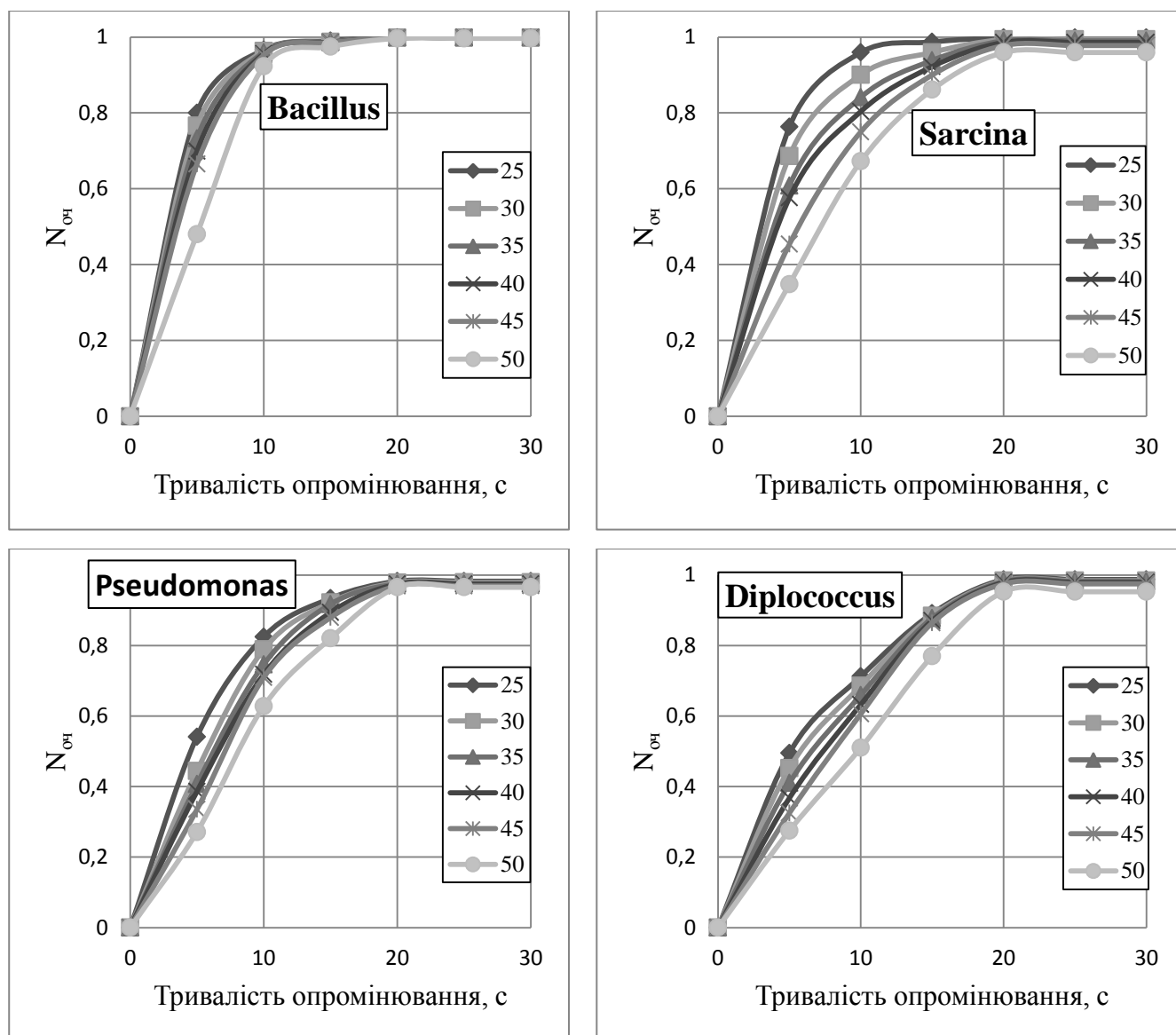


Рисунок 3.5. Залежність ступеня очищення від тривалості опромінювання при використанні різних видів бактерій для товщини шару води (мм)

Представлені на рис. 3.5 та рис. 3.6 результати можуть бути використані для прогнозування зміни ступеня очищення для різних видів мікроорганізмів залежно від параметрів реалізації очищення бактеріально забруднених стоків методом УФО (тривалості опромінювання та товщини шару стоків, які піддаються очищенню).

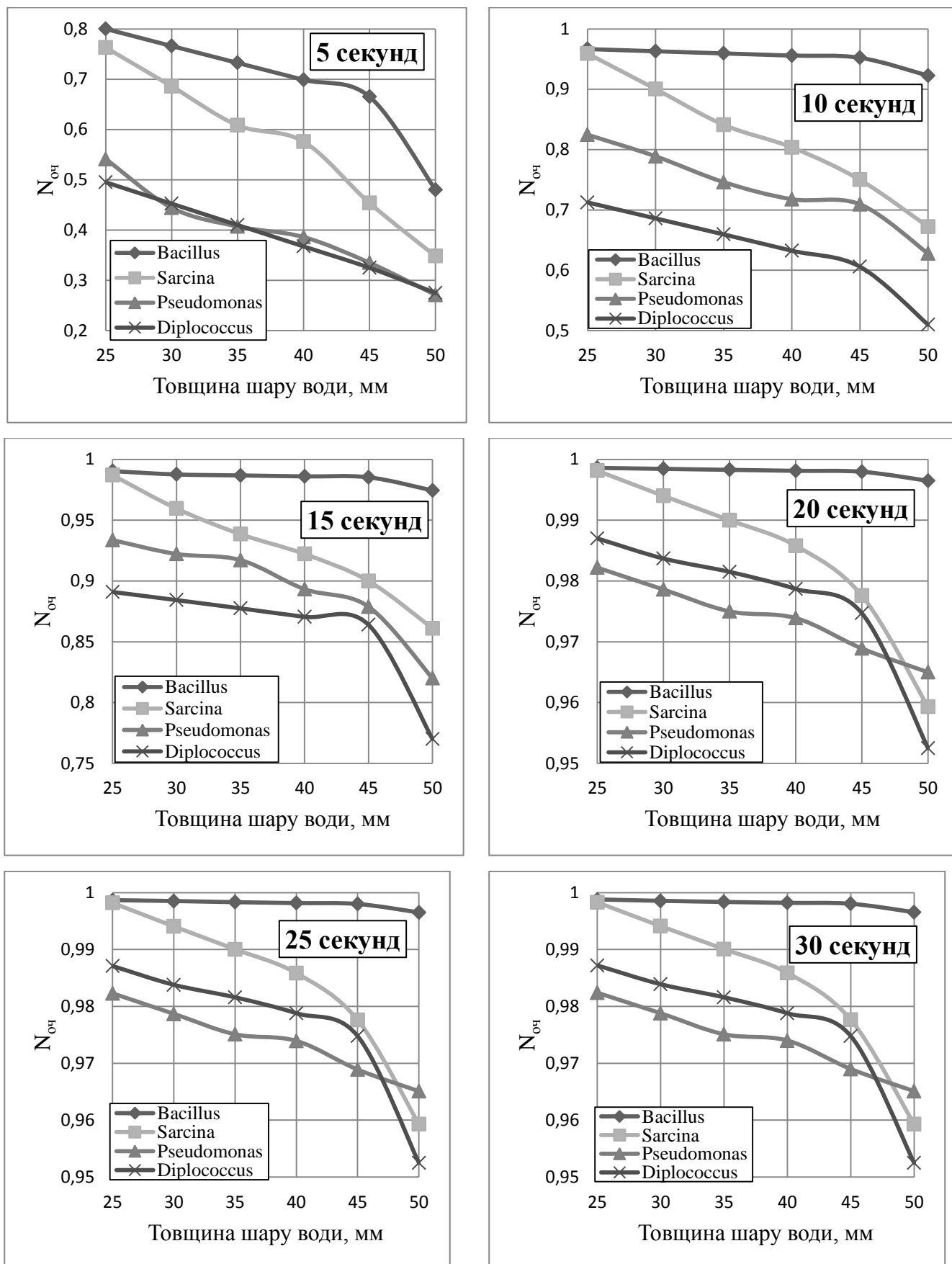


Рисунок 3.6. Залежність ступеня очищення від товщини шару води (мм) при використанні різних видів бактерій упродовж фіксованого часу опромінювання

Для математичного опису процесу очищення стоків від бактеріальних забруднень з допомогою УФО та встановлення кінетичних констант, які в подальшому можуть використовуватись для проектування та практичної реалізації процесу, нами був запропонований математичний опис процесу, відтворений у розділі 3.2.4.

3.2.4. Математичний опис процесу очищення стічних вод від бактеріальних забруднень методом УФВ. Для оцінки кількості поглинутого ультрафіолетового опромінювання, яке було затрачено для інактивації певного типу мікроорганізмів, необхідна розробка математичної моделі процесу і оцінка з її допомогою отриманих експериментальних даних. Рівняння (3.1) можна подати у вигляді:

$$\frac{MЧ_1}{MЧ_0} = 1 - N_{оч}, \quad (3.2)$$

Кількість мікроорганізмів, що залишились у воді після дії УФО, визначається виразом [97]:

$$MЧ_1 = MЧ_0 \exp\left(-\frac{Et}{k}\right), \quad (3.3)$$

де E – інтенсивність УФО, яке було поглинуто шаром води, мВт/см²;

k – коефіцієнт, який характеризує стійкість мікроорганізмів певного виду до дії УФО;

t – тривалість опромінювання, с.

Із рівняння (3.3) отримаємо:

$$\frac{MЧ_1}{MЧ_0} = \exp\left(-\frac{Et}{k}\right), \quad (3.4)$$

Прологарифмувавши обидві частини рівняння (3.4), отримаємо:

$$-\ln \frac{MЧ_1}{MЧ_0} = -\frac{Et}{k}, \quad (3.5)$$

Після підстановки в отриманий вираз (3.5) значення $\frac{MЧ_1}{MЧ_0}$ із рівняння (3.2) отримаємо вираз:

$$-\ln(1 - N_{оч}) = -\frac{Et}{k}, \quad (3.6)$$

Позначимо:

$$\frac{E}{k} = \chi, \quad (3.7)$$

$$\chi = \frac{E}{k}$$

χ – коефіцієнт інактивації дією УФО (коефіцієнт, який характеризує кількість поглинутого УФО, яке було затрачено для інактивації певного типу мікроорганізмів), c^{-1} .

Підставивши значення (3.7) у рівняння (3.6), отримаємо:

$$\ln(1 - N_{оч}) = \chi t, \quad (3.8)$$

Як видно із рівняння (3.8), між t і комплексом $\ln(1 - N_{оч})$ має існувати лінійна залежність. Для перевірки цього положення з використанням експериментальних даних, наведених на рис. 3.5, визначався вид такої залежності. Отримані графічні результати відтворені на рис. 3.7.

Рівняння отриманих лінійних апроксимацій, зображених на рис. 3.7, а також розраховані із використанням програми Excel значення коефіцієнтів кореляції представлені в таблиці 3.1.

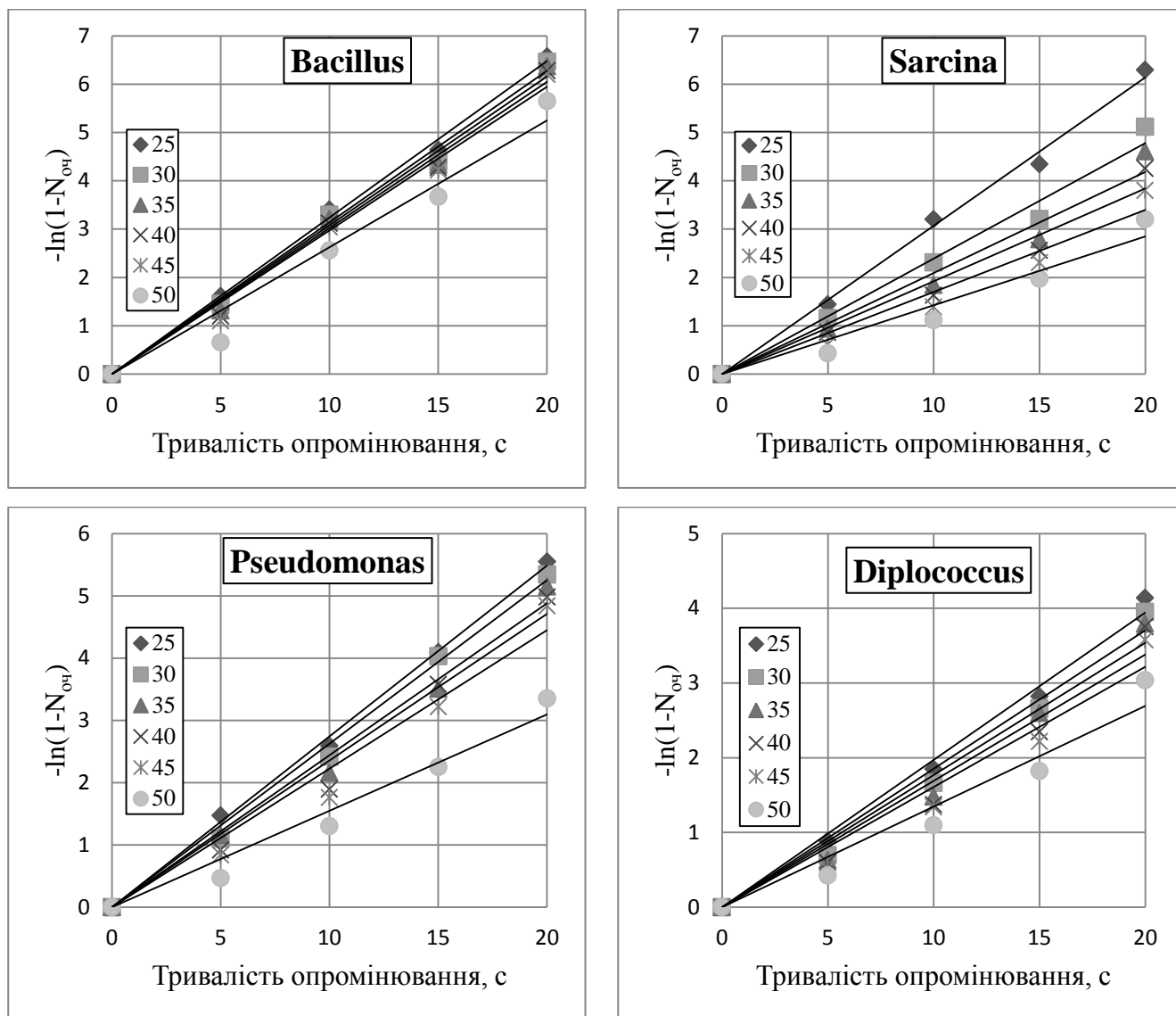


Рисунок 3.7. Залежність $\ln(1 - N_{оч}) = f(t)$ при використанні різних видів бактерій

Достовірність апроксимацій експериментальних даних лінійною регресійною залежністю підтверджується тим, що мінімальне значення коефіцієнта детермінації, ($R^2 = 0,95$), більше від нормованого значення коефіцієнта детермінації для заданого ступеня свободи з достовірністю 99,5% (0,8432, [118]). Це дає можливість за тангенсом кута нахилу отриманих лінеаризацій (лінійний коефіцієнт регресії) встановити значення коефіцієнта інактивації дією УФО χ . На рис. 3.8 відображені значення зміни коефіцієнта інактивації дією УФО при використанні різних видів бактерій.

Таблиця 3.1.

Опис лінеаризацій залежностей $\ln(1 - N_{оч}) = f(t)$
при використанні різних видів бактерій

Види бактерій	Товщина шару води, мм					
	25	30	35	40	45	50
<i>Bacillus</i>	$y=0,324x$ $R^2=0,9968$	$y=0,3138x$ $R^2=0,9931$	$y=0,3078x$ $R^2=0,9923$	$y=0,3023x$ $R^2=0,9906$	$y=0,2974x$ $R^2=0,9885$	$y=0,2624x$ $R^2=0,9679$
<i>Sarcina</i>	$y=0,307x$ $R^2=0,9951$	$y=0,2391x$ $R^2=0,9829$	$y=0,2093x$ $R^2=0,9701$	$y=0,192x$ $R^2=0,9651$	$y=0,1699x$ $R^2=0,9576$	$y=0,1425x$ $R^2=0,95$
<i>Pseudomonas</i>	$y=0,2741x$ $R^2=0,998$	$y=0,2625x$ $R^2=0,9943$	$y=0,2439x$ $R^2=0,9889$	$y=0,2355x$ $R^2=0,9779$	$y=0,2224x$ $R^2=0,9692$	$y=0,1548x$ $R^2=0,9691$
<i>Diplococcus</i>	$y=0,1971x$ $R^2=0,9921$	$y=0,1853x$ $R^2=0,9832$	$y=0,177x$ $R^2=0,9763$	$y=0,1691x$ $R^2=0,9614$	$y=0,161x$ $R^2=0,9599$	$y=0,1348x$ $R^2=0,9508$

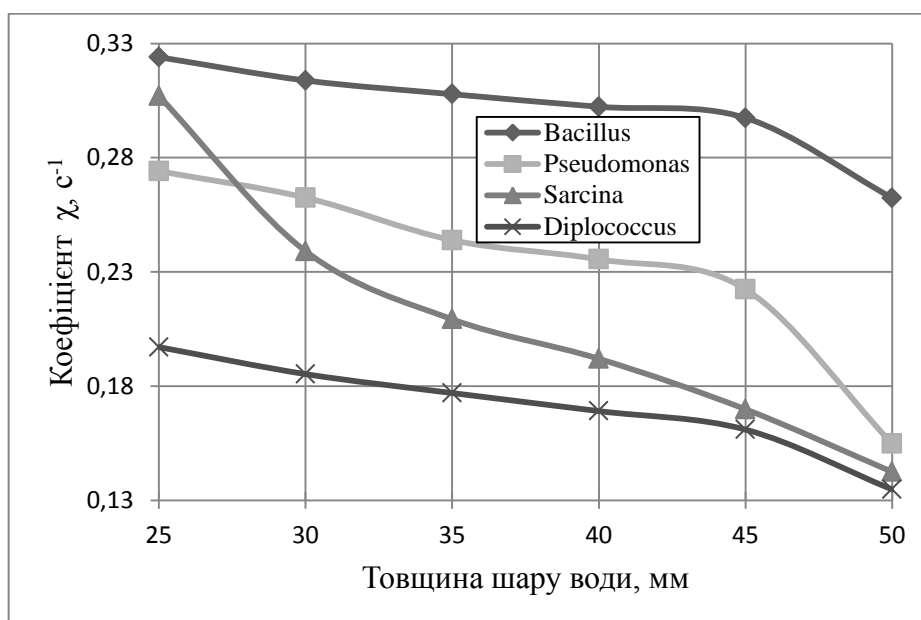


Рисунок 3.8. Залежність коефіцієнтів інактивації дією УФО від товщини шару води, яка піддається очищенню при використанні різних видів бактерій

Як видно із рис. 3.8, залежності коефіцієнтів інактивації дією УФО від товщини шару води, яка піддається очищенню, мають різний характер при використанні різних видів бактерій. Це, ймовірно, пов'язано з різною природою цих бактерій, впливом зовнішньої структури мікроорганізмів на ефективність дії УФО та різним ступенем їх опірності дії УФО. Отримані значення коефіцієнтів інактивації дією УФО можуть бути використані для розрахунку реальних процесів знезараження стоків УФО.

3.3. Дослідження очищення стоків від бактеріального забруднення методом УЗК

Детальні дослідження застосування методу УЗК для знезараження водних середовищ проводились [53, 85-87, 92, 119-128]. У процесі цих досліджень встановлювались оптимальні умови реалізації процесу, особливості його реалізації, апаратурне оформлення. Нами сумісно із авторами [119-128] встановлювався вид газового середовища, яке забезпечило б максимальний ступінь очищення води методом УЗ обробки, та опрацьовувались дослідні партії очищеного методом УЗК водного середовища з метою подальшого проведення досліджень ефективності інтегрованої УЗК-адсорбційної технології очищення стоків від бактеріальних забруднень.

Розраховані значення констант знезараження наведені в таблиці 3.2 (вихідне число мікроорганізмів $ЧМ_0$ складало $8 \cdot 10^2$ КУО/см³), а експериментальні дані очищення води за допомогою ультразвуку на модельній суміші – на рис. 3.9.

Таблиця 3.2.

Ступені знезараження води (D_d) та ефективні константи швидкості руйнування бактерій роду *Bacillus* (k_d)

Умови процесу	D_d , %	$k_d \cdot 10^4$, с ⁻¹
Ar/УЗ	95,9	4,29±0,06
He/УЗ	93,6	3,68±0,07
O ₂ /УЗ	90,5	3,6±0,07
CO ₂ /УЗ	91,1	1,67±0,13

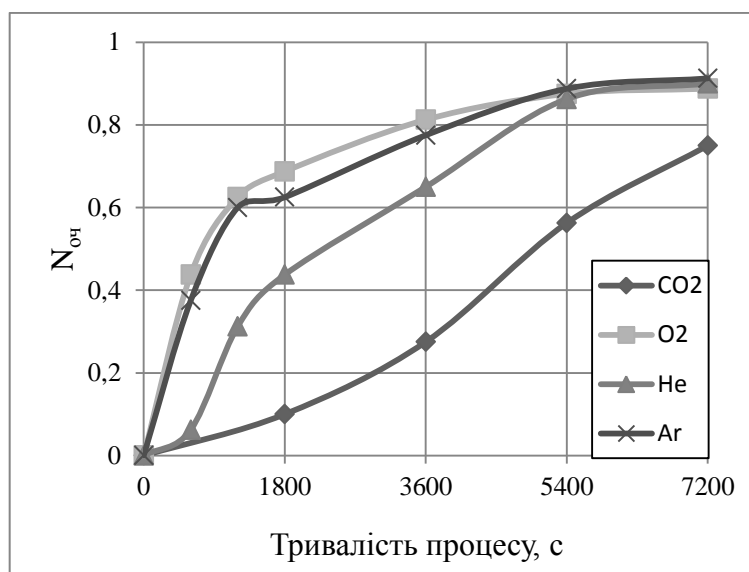


Рисунок 3.9. Залежність зміни ступеня очищення (бактерій *Bacillus*) від тривалості дії газу/УЗ у процесі барботування різних газів.

Як свідчать представлені дані, найбільша ефективність процесу знезараження спостерігається в разі застосування аргону та кисню. Оскільки на практиці застосування аргону більш високовартісне, у подальших дослідженнях для ультразвукового знезараження використовували кисень.

Одночасно слід зауважити, що ступінь очищення з допомогою УЗК достатньо низький навіть у випадку 2-годинної тривалості дії УЗК. Тому метод недоцільно застосовувати самостійно для знезараження стічних вод. У наступному розділі буде розглянуто перспективу застосування методу УЗК у комбінації з іншим методом (адсорбційне очищення).

3.4. Дослідження адсорбційного методу очищення стічних вод від бактеріального забруднення із використанням природних сорбентів

Дослідження ефективності очищення води від монокультур родів *Bacillus* у випадку використання різних видів сорбентів проводились на лабораторній установці, зображеній на рис. 2.3, за методикою, детально описаною в розділі 2.4.

Умови проведення експериментів: вид сорбенту – бентоніт, цеоліт, глауконіт; концентрація кожного сорбенту змінювалась від 0 до 40 г/дм³; тривалість процесу в усіх випадках складала 1 год, за умови постійного перемішування.

Відбір проб здійснювали перед початком та після проведення експерименту.

3.4.1. Залежність зміни МЧ від концентрації сорбенту. Результати досліджень представлені на рис. 3.10 та в додатку В2.

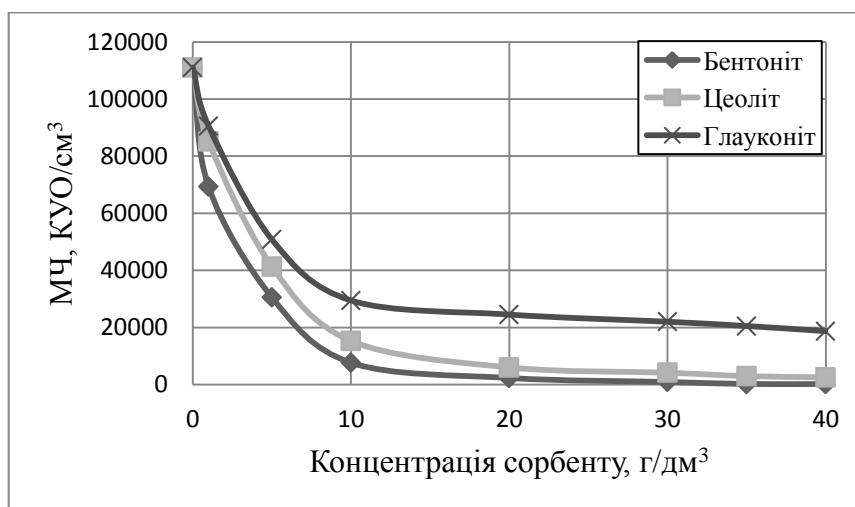


Рисунок 3.10. Залежність зміни числа мікроорганізмів у випадку очищення різними сорбентами при використанні бактерій роду *Bacillus*

Як видно із рис. 3.10, найбільший бактерицидний ефект у відношенні до мікроорганізмів *Bacillus* властивий бентоніту. У результаті очищення, під час якого використовувались різні типи сорбентів (бентоніт, цеоліт, глауконіт), спостерігалось зменшення кількості мікроорганізмів. Мікробне число через годину контакту води з цеолітом істотно змінилось: із значення 111000 КУО/см³ зменшилось до 2500КУО/см³. За таких же умов у випадку контакту води з глауконітом мікробне число зменшилось із 111000 до 18700 КУО/см³. Найкраще очистились досліджувані стоки, які контактували із бентонітом. З початкового забруднення 111000 вдалося очистити воду до 198 КУО/см³.

3.4.2. Залежність зміни ступеня очищення від концентрації сорбенту. Для аналізу залежності зміни ступеня очищення від концентрації сорбенту експериментальні дані, зображені на рис. 3.10, перетворювались у відповідності із рівнянням (3.1). Результати перетворення представлені на рис. 3.11.

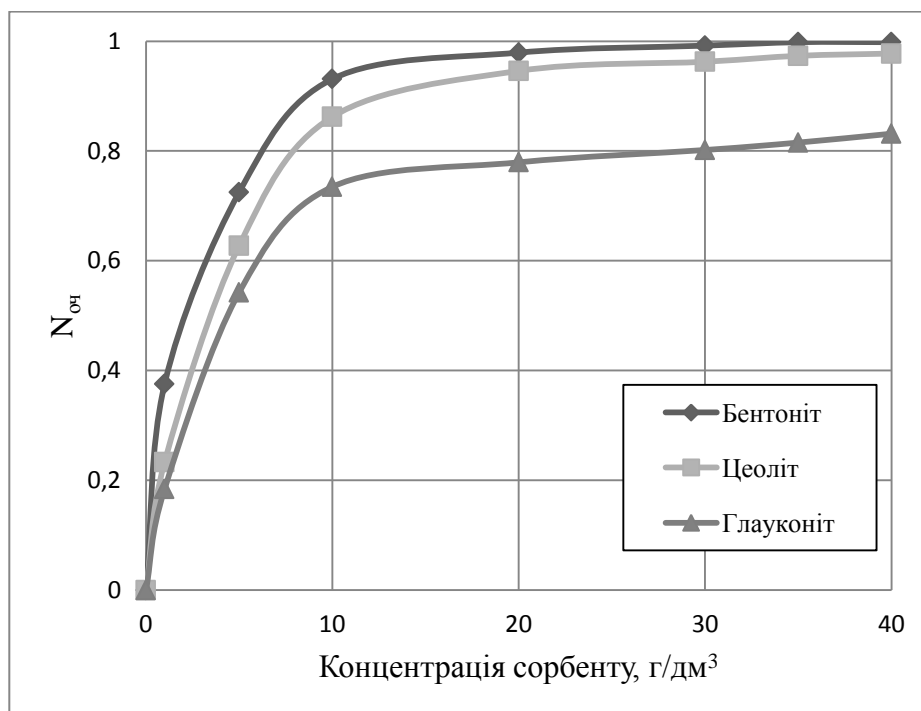


Рисунок 3.11. Залежність зміни ступеня очищення від концентрації сорбентів для знезараження бактерій роду *Bacillus*

Відтворені дані (рис. 3.11) підтверджують найбільшу ефективність очищення у разі застосування як сорбенту мікроорганізмів *Bacillus* бентоніту і, відповідно, доцільність застосування його для цих цілей. Попередні дослідження показали, що аналогічні залежності та аналогічний їх характер властивий і у випадку знезараження із використанням досліджуваних природних сорбентів інших родів монокультур (*Pseudomonas*, *Sarcina*, *Diplococcus*). Оптимальні результати досягаються за умови використання концентрації сорбенту 10 г/дм³, тоді ступінь очищення у випадку використання бентоніту складає 93,11%, у випадку використання цеоліту – 86,22%, а у випадку використання глауконіту – 73,47%.

3.5. Висновки та узагальнення до 3 розділу

Таким чином, у результаті проведених досліджень встановлено, що обробка стоків УФО дозволяє ефективно проводити процес знезараження для монокультур родів *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Sarcina*, *Diplococcus*. Оптимальні параметри очищення досягаються за умови часу опромінювання 20 с і товщини шару стоків, які піддаються очищенню, 45 мм. Найкраще із використанням УФВ вдалось очистити інфіковану воду, яка містила бактерії роду *Bacillus*. Аналіз характеру логарифмічних залежностей мікробного числа від товщини шару стоків свідчить, що лінії тренду, які описують ці залежності, для різних видів бактерій носять яскраво виражений лінійний характер і розміщені практично паралельно для різної тривалості опромінювання УФВ. Ці залежності підтвердили, що збільшувати час опромінювання понад 20 с практично недоцільно та економічно невиправдано.

Для оцінки ефективності використання УФО для знезараження стоків побудовані залежності ступеня очищення від тривалості опромінювання та від товщини шару стічних вод, які знезаражуються, аналіз чого підтверджує ефективність застосування УФО для знезараження стоків.

Для оцінки кількості поглинутого ультрафіолетового опромінювання, яке було затрачено для інактивації певного типу мікроорганізмів, розроблено математичну модель процесу знезараження стоків УФО (рівняння 3.8). Ідентифікація отриманих теоретичних залежностей експериментальним даним дозволила підтвердити адекватність математичної моделі реальному процесу та встановити значення коефіцієнтів інактивації дією УФО χ , які можуть бути використані для розрахунку реальних процесів, за умови використання різних видів бактерій. Залежності коефіцієнтів інактивації дією УФО від товщини шару води, яка піддається очищенню, мають різний характер для різного виду бактерій, що ймовірно, пов'язано з різною природою цих бактерій, впливом зовнішньої структури мікроорганізмів на ефективність дії УФО та різним ступенем їх опірності дії УФО.

Використання енергії ультразвукової кавітації є інтенсифікуючим фактором у процесах водоочищення, ефективним методом досягнення високого бактерицидного ефекту. Найбільша ефективність процесу знезараження спостерігається в разі

застосування аргону та кисню, але оскільки на практиці застосування аргону більш високовартісне, з погляду економічної ефективності для ультразвукового знезараження доцільно використовувати кисень. Проте ступінь очищення з допомогою УЗК достатньо низький навіть у випадку 2-годинної тривалості дії УЗК. Тому економічно й технологічно невиправдано використовувати метод УЗК як самостійну технологію знезараження стічних вод, метод може знайти застосування тільки в комбінації із іншими методами (наприклад адсорбційними), хоча перспективність такого комбінування повинна бути встановлена додатковими дослідженнями.

Проведені дослідження ефективності очищення води від монокультур родів *Bacillus* у випадку використання різних видів сорбентів продемонстрували, що найбільший бактерицидний ефект властивий бентоніту, хоча й у випадку використання інших типів сорбентів (цеоліт, глауконіт) зменшення кількості мікроорганізмів спостерігається. Оптимальні результати досягаються за умови використання концентрації сорбенту 10 г/дм^3 , за цих умов ступінь очищення у випадку використання бентоніту складає 93,11%, у випадку використання цеоліту – 86,22%, а у випадку використання глауконіту – 73,47%.

Відображені у 3 розділі дисертації теоретичні та експериментальні результати висвітлені у публікаціях [121, 126-131].

РОЗДІЛ 4

ДОСЛІДЖЕННЯ ІНТЕГРОВАНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНОЇ ВОДИ ВІД БАКТЕРІАЛЬНИХ ЗАБРУДНЕНЬ

4.1. Особливості реалізації інтегрованих технологій очищення стічних вод від бактеріальних забруднень

Технології, складовими яких завжди є декілька, а іноді й сотні процесів, прийнято розглядати як інтеграцію цих взаємопов'язаних процесів. Процеси інтегрованих технологій можуть реалізуватись у послідовному або паралельному порядку, реалізація їх взаємопов'язана, тому ступінь раціональності та ступінь оптимізації цієї реалізації є визначальними для оптимізації реалізації інтегрованої технології загалом. Тому досліджуючи певний процес інтегрованої технології, необхідно враховувати його взаємозв'язки з усіма іншими процесами. Методично більш правильним є дослідження процесів інтегрованих технологій у комплексі, що дозволяє надалі використовувати дані таких досліджень для реалізації певної інтегрованої технології загалом.

Основна частина процесів інтегрованих технологій є послідовними, тобто такими, які відбуваються в часі послідовно (процес інтегрованої технології, який реалізується в тому ж реакційному просторі, що й попередній, або в іншому починається після завершення попереднього процесу). Для послідовних процесів інтегрованих технологій початкові параметри n -го процесу є кінцевими параметрами $(n-1)$ -го процесу. Коли ж кінцеві параметри $(n-1)$ -го процесу визначають ступінь оптимізації протікання n -го процесу, такі процеси інтегрованих технологій слід вважати комбінованими. Комбіновані процеси доцільно планувати шляхом оптимізації та об'єднання (комбінації) послідовних процесів. Тому вони повинні бути більш інтенсивними, а досить часто комбіновані процеси є новим технологічними рішеннями в очищенні водних середовищ.

До паралельних процесів можна віднести суміщення (одночасну реалізацію в одному реакційному просторі) декількох процесів: одночасна реалізація декількох процесів (фільтрування та хімічне чи біологічне окиснення, екстрагування та

осадження, адсорбція та осадження тощо); одночасне очищення від декількох забруднювачів. Суміщення декількох процесів в одному реакційному просторі забезпечує інтенсифікацію паралельних процесів, забезпечує економію енергії. Особливо перспективні випадки суміщення декількох процесів досліджувались рядом дослідників:

- суміщення процесів розмелу із сушінням, обпалом або збагаченням – авторами [132-134];
- суміщення процесів самоподрібнення із сушінням – дослідниками [135, 136];
- суміщення процесів сульфідизації з розмелом – у працях [137, 138];
- суміщення процесів розмелу з екстрагуванням – авторами [139-152].

Найбільш перспективним є суміщення з розмелом таких масообмінних процесів, лімітуючою стадією яких є внутрідифузійний перенос (екстрагування [139-152], сушіння [135, 136]). У цьому випадку шляхом суміщення процесів часто вдається перенести лімітуючу стадію процесу із внутрідифузійної в зовнішньодифузійну. Так, досліджуючи процес сумісного самоподрібнення та сушіння природних цеолітів у млині самоподрібнення «Аерофол», автори [135, 136] встановили, що в процесі розмелу проходить постійне оновлення поверхні масообміну матеріалу. Тому дослідники прийняли допущення (яке пізніше було підтвержене експериментальними даними) про те, що процес сушіння проходить тільки в I періоді. Досліджуючи сумісний розмел та сульфатизацію деяких мінералів (хризоліт, арсенопірит, голеніт, пірит, малахіт, атакаміт), автори [137, 138] встановили вплив механічного активування в процесі розмелу в млинах, що характеризуються підвищеною енергонапруженістю (вібраційні, планетарні, відцентрові) на флотаційну здатність. Унаслідок механічної активації на поверхні цих мінералів виникають структурні зміни, які, у свою чергу, спричиняють зміни їх флотаційної здатності. Найбільш широке застосування знайшли процеси сумісного розмелу та екстрагування в технологіях переробки рослинної сировини [139-143]. Ці процеси реалізуються в основному в роторно-пульсаційних апаратах різних типів [139-141] (потрібно визнати, що багато із них обмежуються тільки лабораторним

застосуванням). Досліджувались особливості процесів сумісного розмелу й екстрагування сірки із суміші розчинної та полімерної сірки, встановлювались оптимальні умови реалізації цих процесів і аспекти їх практичного застосування авторами [147-152].

Необхідно констатувати, що в практиці очищення стічних вод сумісні процеси застосовуються рідко, зате знайшли широке застосування комбіновані процеси. Нами досліджувались комбіновані процеси інтегрованих технологій очищення стічних вод від бактеріологічних забрудників, що показано в таблиці 4.1.

Таблиця 4.1.

Дослідження комбінованих процесів інтегрованих технологій
очищення стічних вод від бактеріальних забруднень

№ з/п	Система очищення із застосуванням комбінованих процеси інтегрованих технологій	Стадії комбінування	
		I стадія	II стадія
1.	Очищення стічних вод від бактеріального забруднення	Ультрафіолетове опромінювання	Адсорбція природними сорбентами
2.	Очищення стічних вод від бактеріальних забруднень	Ультразвукова кавітація	Адсорбція природними сорбентами

З огляду на те, що процеси знезараження нами досліджувались з метою впровадження їх на міських очисних спорудах, не було потреби досліджувати ще одну стадію інтегрованої технології – осадження відпрацьованого сорбенту, адже вона реалізується у відстійниках каналізаційних очисних споруд, де проходить відділення від потоку очищених стоків винесеного активного мулу та інших механічних включень. Оскільки така стадія в існуючій технології очищення каналізаційних стоків існує, немає потреби окремо виділяти її в технології знезараження та досліджувати.

4.2. Дослідження комбінованої УФО-адсорбційної технології очищення стоків від бактеріальних забруднень

Очищення від бактеріальних забруднень із використанням комбінованої УФО-адсорбційної технології проводили у два етапи: очищення стоків від бактеріальних забруднень із використанням УФО, протікання якого детально досліджено в 3 розділі, та адсорбційне доочищення із використанням природних сорбентів, особливості якого також знайшли відображення в 3 розділі дисертації. Комбінування цих двох стадій очищення стоків дозволяє у підсумку добитись бажаного ступеня очищення стоків залежно від їх подальшого життєвого циклу (використання в зворотному водопостачанні чи скид у природні водойми).

На першому етапі досліджувалось руйнування мікроорганізмів під дією ультрафіолету. Забруднені штучним шляхом стоки для дослідження поміщали в ємність, де їх піддавали УФО згідно з методикою, детально описаною в розділі 2.3. Інфіковану модельну воду для досліджень створювало шляхом внесення різних видів монокультури родів *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Sarcina*, *Diplococcus*.

На другому етапі досліджень встановлювалась ефективність доочищення стоків від мікроорганізмів шляхом адсорбції залишкових кількостей мікроорганізмів різними видами сорбентів. Умови проведення експериментів: вид сорбенту – бентоніт, цеоліт, глауконіт; концентрація кожного із сорбентів, які вносились на стадії адсорбційного очищення, – 20 г/дм³. Тривалість процесу – 1 год за умови постійного перемішування.

Відбір проб здійснювали перед початком експерименту, після реалізації стадії УФО-очищення та після реалізації стадії адсорбційного доочищення із використанням природних сорбентів. Проби аналізувались відповідно до методики, описаної в розділі 2.3. Дослідження проводились для двох варіантів товщини шару стоків, які потрапляли на УФО – 25 та 45 мм. Результати досліджень наведені в додатку Д1, Д2 та на рис. 4.1 та рис. 4.2.

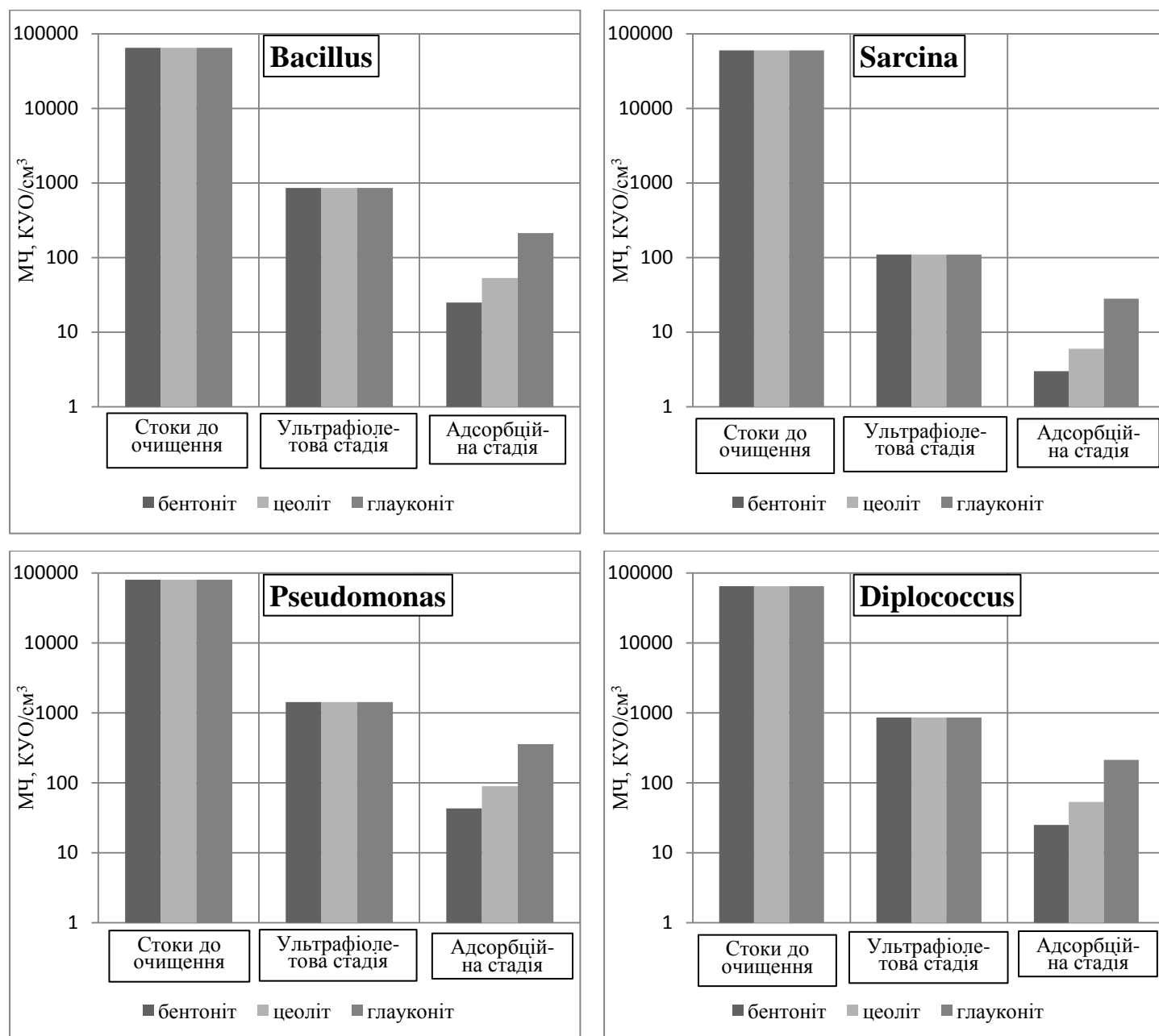


Рисунок 4.1. Залежність МЧ від реалізації комбінованої
УФО-адсорбційної технології очищення стоків від бактеріального
забруднення за товщини шару води 25 мм

Як видно із рис. 4.1, основне очищення проходить на стадії УФ-обробки стоків. Але застосування стадії додаткового адсорбційного доочищення дозволяє значно зменшити загальну кількість бактеріального забруднення.

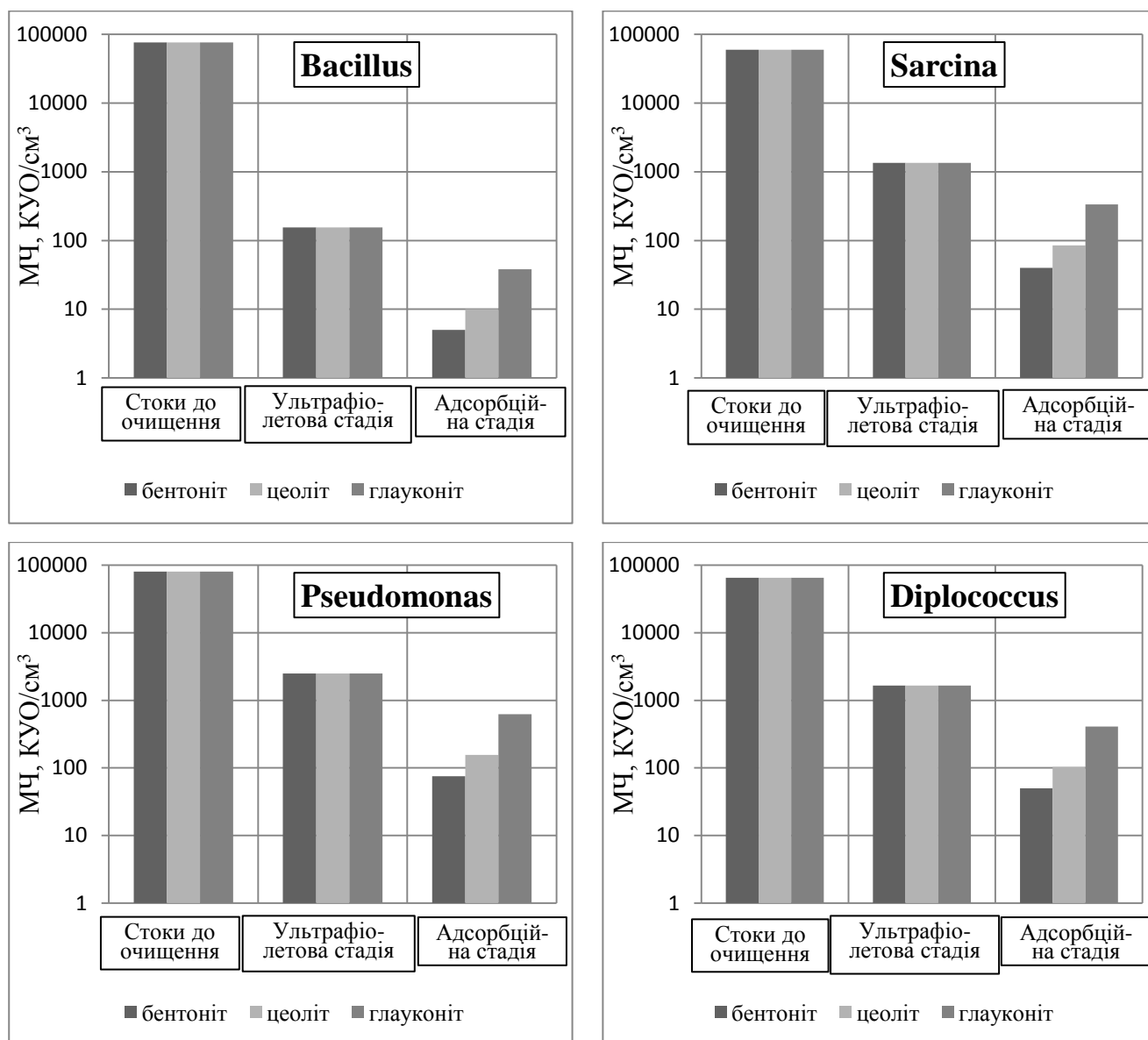


Рисунок 4.2. Залежність МЧ від особливості реалізації комбінованої УФО-адсорбційної технології очищення стоків від бактеріального забруднення за товщини шару 45 мм

Як і за товщини шару стоків, які піддається очищенню від бактеріального забруднення, 25 мм, так і за товщини цього шару рідини 45 мм залежності зміни мікробного числа мають аналогічний характер: основна кількість очищається на стадії УФО, остаточне доочищення реалізується на стадії адсорбції залишкових кількостей мікроорганізмів природними сорбентами. Застосування стадії доочищення дозволяє у випадку реалізації УФО-адсорбційної технології досягти загалом такої залишкової кількості різних типів мікроорганізмів:

Для товщини шару 25 мм:

– у випадку використання бентоніту – 3 КУО/см³ для роду *Bacillus*, 3 КУО/см³ для роду *Sarcina*, 43 КУО/см³ для роду *Pseudomonas* та 25 КУО/см³ для роду *Diplococcus*.

– у випадку використання цеоліту – 6 КУО/см³ для роду *Bacillus*, 6 КУО/см³ для роду *Sarcina*, 89 КУО/см³ для роду *Pseudomonas* та 357 КУО/см³ для роду *Diplococcus*.

– у випадку використання глауконіту – 26 КУО/см³ для роду *Bacillus*, 28 КУО/см³ для роду *Sarcina*, 357 КУО/см³ для роду *Pseudomonas* та 213 КУО/см³ для роду *Diplococcus*.

Для товщини шару 45 мм:

– у випадку використання бентоніту – 5 КУО/см³ для роду *Bacillus*, 40 КУО/см³ для роду *Sarcina*, 75 КУО/см³ для роду *Pseudomonas* та 50 КУО/см³ для роду *Diplococcus*.

– у випадку використання цеоліту – 10 КУО/см³ для роду *Bacillus*, 85 КУО/см³ для роду *Sarcina*, 156 КУО/см³ для роду *Pseudomonas* та 103 КУО/см³ для роду *Diplococcus*.

– у випадку використання глауконіту – 38 КУО/см³ для роду *Bacillus*, 335 КУО/см³ для роду *Sarcina*, 625 КУО/см³ для роду *Pseudomonas* та 410 КУО/см³ для роду *Diplococcus*.

Отже, можна зробити висновок, що і за товщини шару стоків, які піддаються очищенню від бактеріального забруднення, 25 мм і за товщини 45 мм УФО дозволяє досягти необхідного ступеня очищення. На стадії адсорбційного доочищення найкраще проходить очищення від бактеріального забруднення у випадку використання природного сорбенту бентоніту. Для кращої візуалізації експериментальних даних, представлених на рис. 4.1 та рис. 4.2, з метою встановлення оптимальних параметрів реалізації УФО-адсорбційної технології, дані трансформовані в логарифмічний вигляд. Результати трансформації для товщини шару стоків, які піддаються очищенню, на стадії УФО, 25 мм та 45 мм, представлені на рис. 4.3 та рис. 4.4, а також у додатках Д3, Д4.

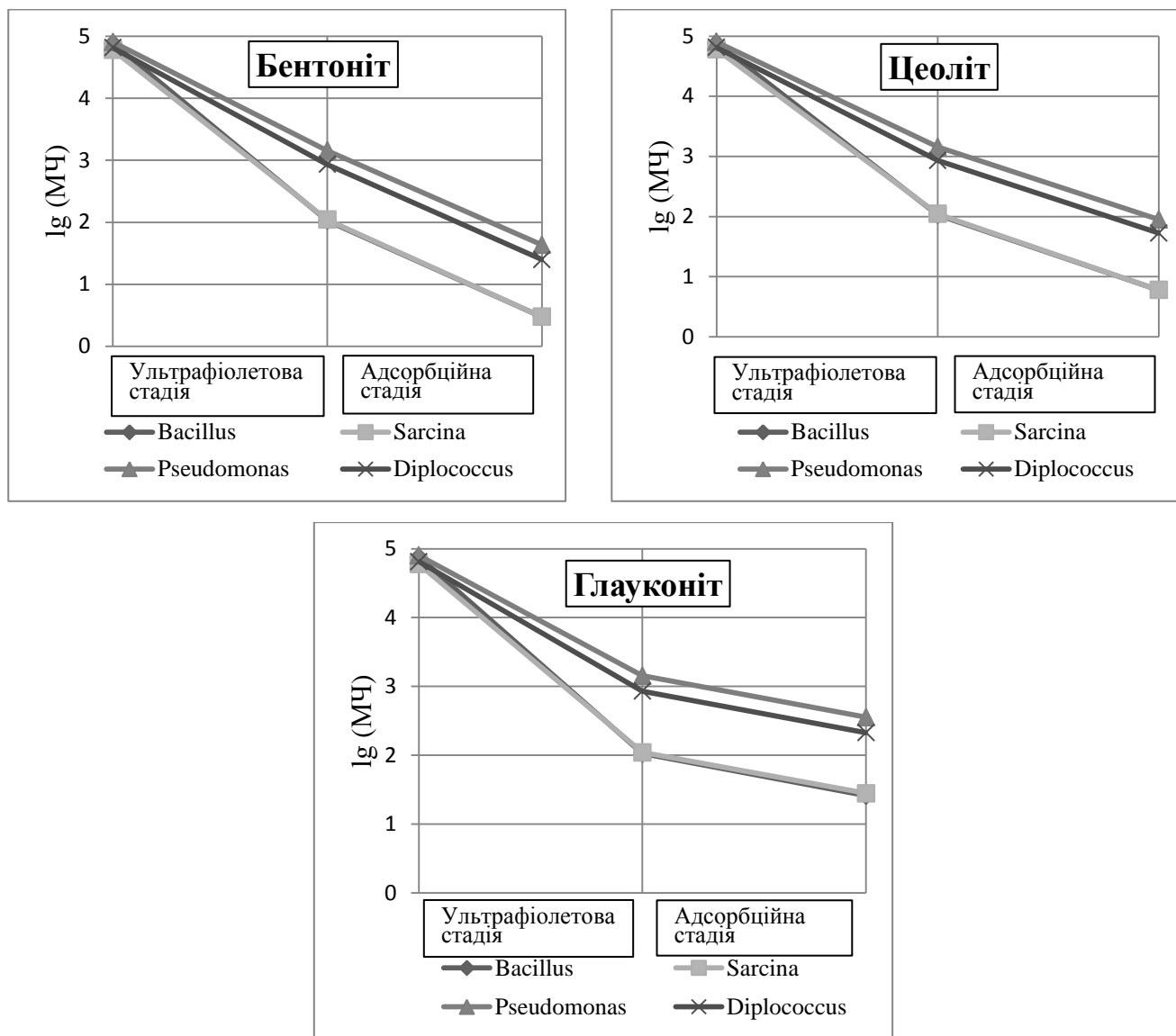


Рисунок 4.3. Залежність Ig (МЧ) від типу застосованого сорбенту в комбінованій УФО-адсорбційній технології очищення стоків від бактеріального забруднення за товщини шару води 25 мм

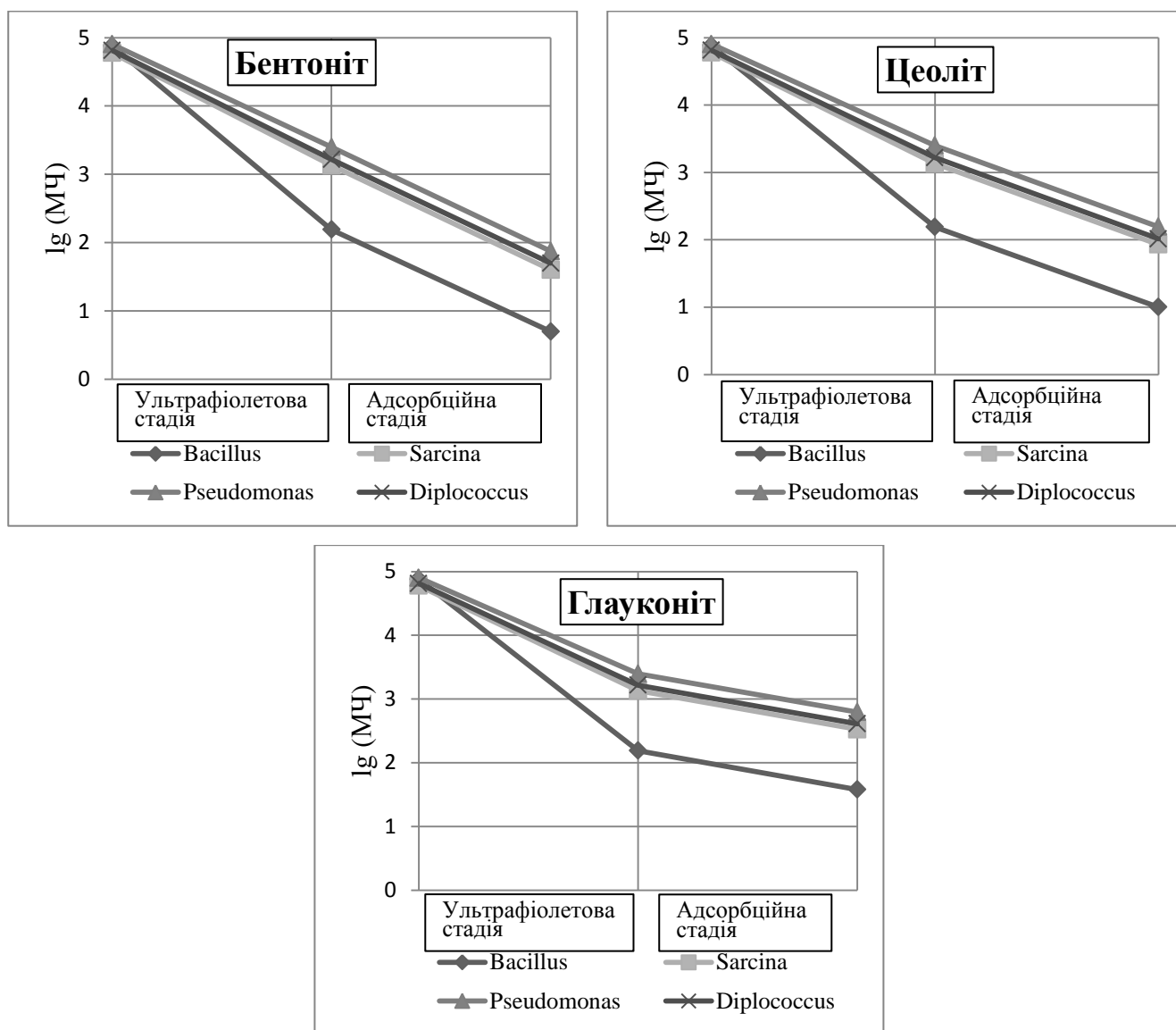


Рисунок 4.4. Залежність Ig (МЧ) від типу застосованого сорбенту в комбінованій УФО-адсорбційній технології очищення стоків від бактеріального забруднення за товщини шару води 45 мм

Отже, можна зробити висновок, що і за товщини шару води 25 мм і за товщини 45 мм досягається необхідний ступінь знезараження УФО для всіх досліджуваних типів мікроорганізмів. За ефективністю використання різних типів природних сорбентів на стадії доочищення стоків від бактеріального забруднення ці сорбенти можна розмістити в ряді: бентоніт \Rightarrow цеоліт \Rightarrow глауконіт.

Для аналізу ефективності очищення на кожній із стадій комбінованої УФО-адсорбційної технології та ефективності технології загалом, нами із

використанням формули (3.1) будувались залежності ступеня очищення від умов реалізації процесу. Побудовані залежності подані на рис. 4.5 і рис. 4.6, розрахункові дані відображені в додатках Д5, Д6.

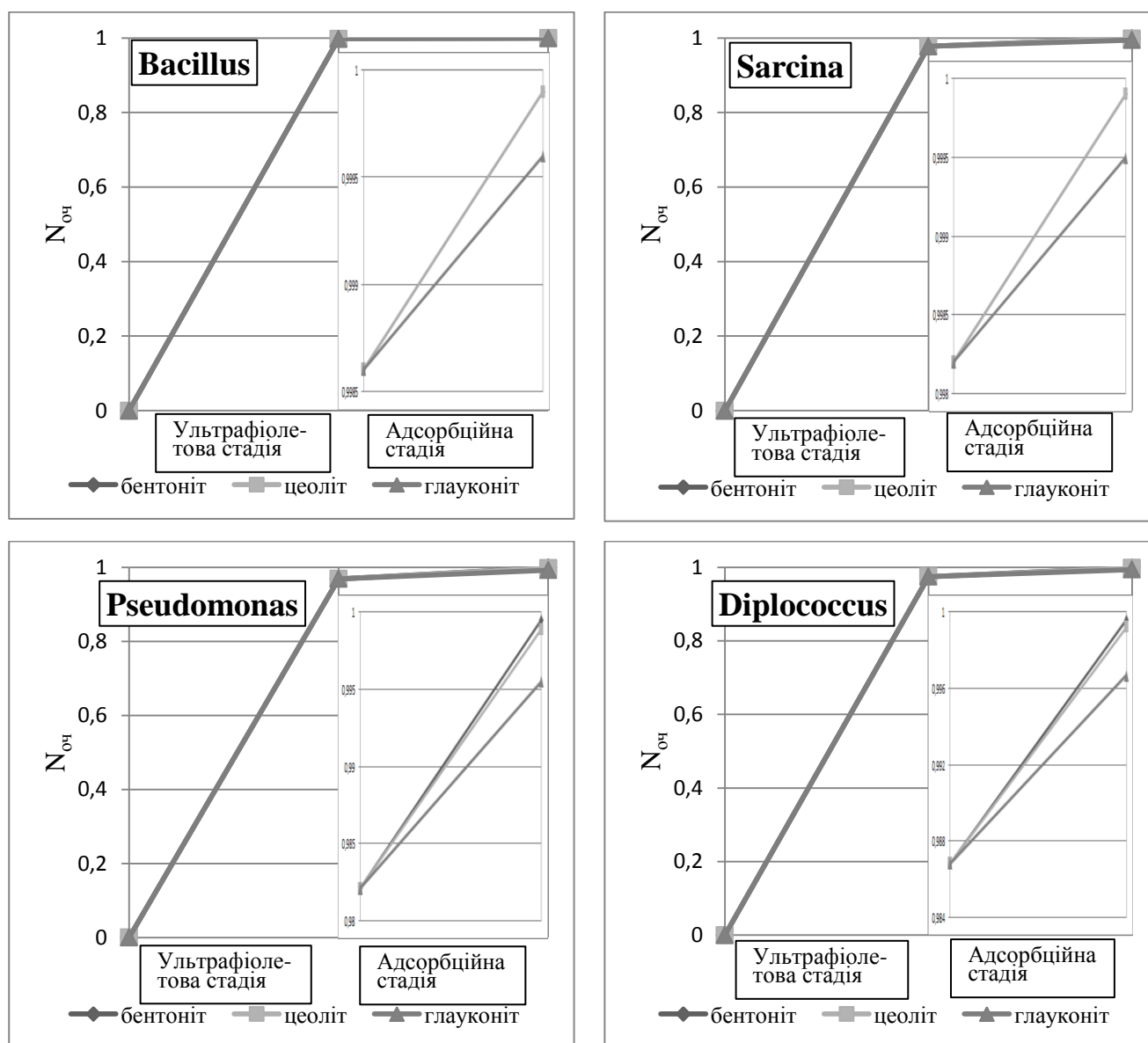


Рисунок 4.5. Залежність ступеня очищення при використанні різних видів мікроорганізмів від типу застосованих природних сорбентів на стадії адсорбційного доочищення в комбінованій УФО-адсорбційній технології знезараження стоків від бактеріального забруднення за товщини шару води на стадії УФО 25 мм

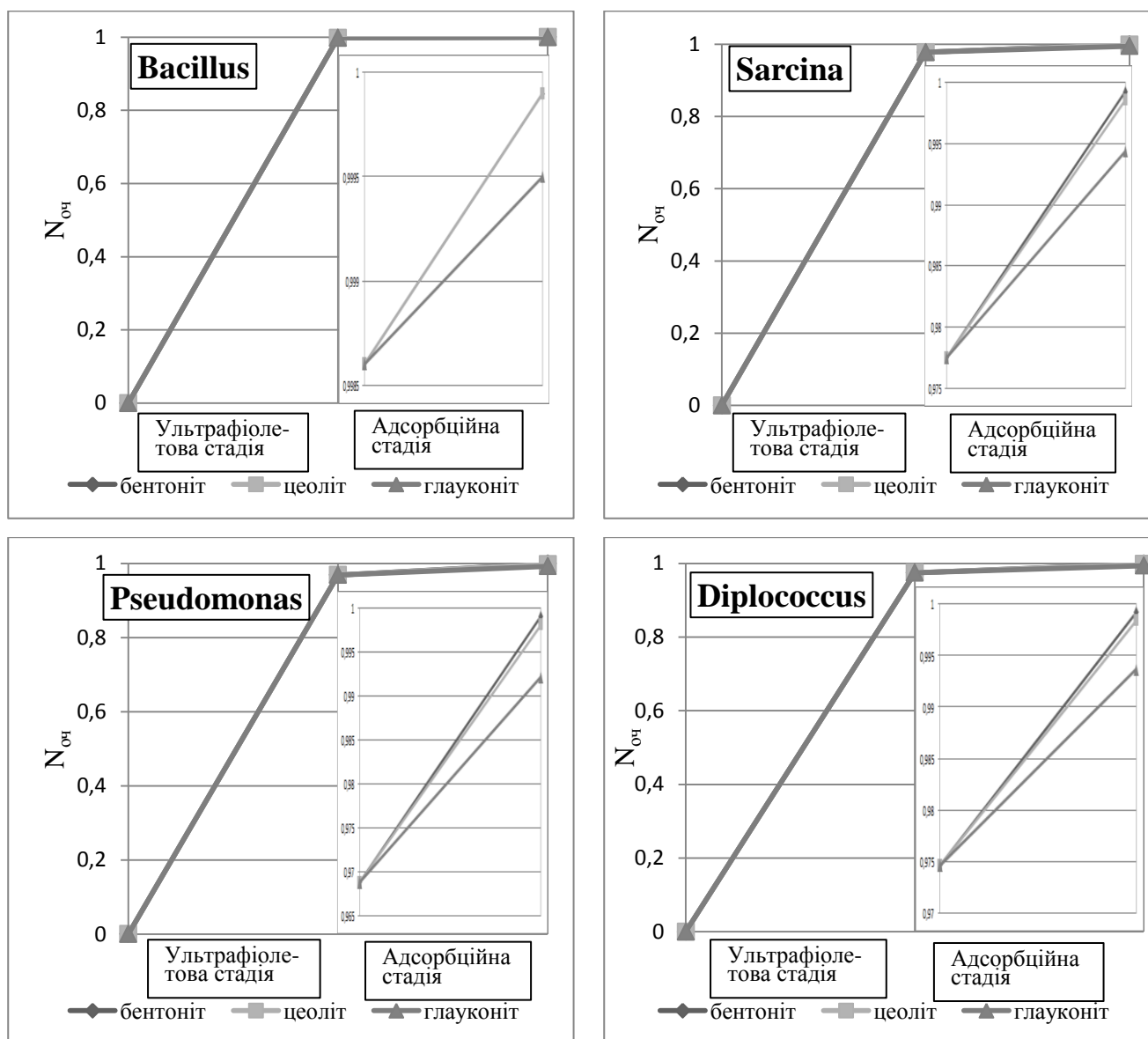


Рисунок 4.6. Залежність ступеня очищення при використанні різних видів мікроорганізмів від типу застосовуваних природних сорбентів на стадії адсорбційного доочищення в комбінованій УФО-адсорбційній технології знезараження стоків від бактеріального забруднення за товщини шару води на стадії УФО 45 мм

Аналіз результатів експериментальних досліджень запропонованої комплексної УФО-адсорбційної технології очищення стічних вод свідчить про те, що така технологія дозволяє ефективно провести очищення від бактеріальних забруднень, знизивши їх вміст у стічних водах. Після очищення вода може бути використана в системах зворотного водопостачання.

Застосування стадії доочищення дозволяє досягти такого ступеня очищення від різних типів мікроорганізмів у випадку реалізації УФО-адсорбційної технології загалом:

Для товщини шару 25 мм:

- у випадку використання бентоніту – 0,9999 для роду *Bacillus*, 0,9999 для роду *Sarcina*, 0,9995 для роду *Pseudomonas* та 0,9996 для роду *Diplococcus*.
- у випадку використання цеоліту – 0,9999 для роду *Bacillus*, 0,9999 для роду *Sarcina*, 0,9989 для роду *Pseudomonas* та 0,9992 для роду *Diplococcus*.
- у випадку використання глауконіту – 0,9996 для роду *Bacillus*, 0,9995 для роду *Sarcina*, 0,9955 для роду *Pseudomonas* та 0,9967 для роду *Diplococcus*.

Для товщини шару 45 мм:

- у випадку використання бентоніту – 0,9999 для роду *Bacillus*, 0,9993 для роду *Sarcina*, 0,9991 для роду *Pseudomonas* та 0,9992 для роду *Diplococcus*.
- у випадку використання цеоліту – 0,9999 для роду *Bacillus*, 0,9986 для роду *Sarcina*, 0,9981 для роду *Pseudomonas* та 0,9984 для роду *Diplococcus*.
- у випадку використання глауконіту – 0,9995 для роду *Bacillus*, 0,9944 для роду *Sarcina*, 0,9922 для роду *Pseudomonas* та 0,9937 для роду *Diplococcus*.

4.3. Дослідження комбінованої УЗК-адсорбційної технології очищення стоків від бактеріальних забруднень

Початкові дослідження (розділ 3) показали, що монокультури роду *Bacillus* у полі УЗК очистились найкраще. Тому для подальшого дослідження ефективності очищення стоків від бактеріальних забруднень шляхом реалізації комбінованої УЗК-адсорбційної технології використовувались тільки ці монокультури. Отримані експериментальним шляхом залежності зміни МЧ від особливості реалізації адсорбційної стадії доочищення (виду сорбенту та його концентрації) представлені на рис. 4.7 та в додатках Е1, Е2. Для аналізу ефективності очищення на кожній стадії комбінованої УЗ-адсорбційної технології та ефективності технології загалом, нами із використанням формули (3.1) будувались залежності ступеня очищення від умов реалізації процесу. Побудовані залежності подані на рис. 4.8.

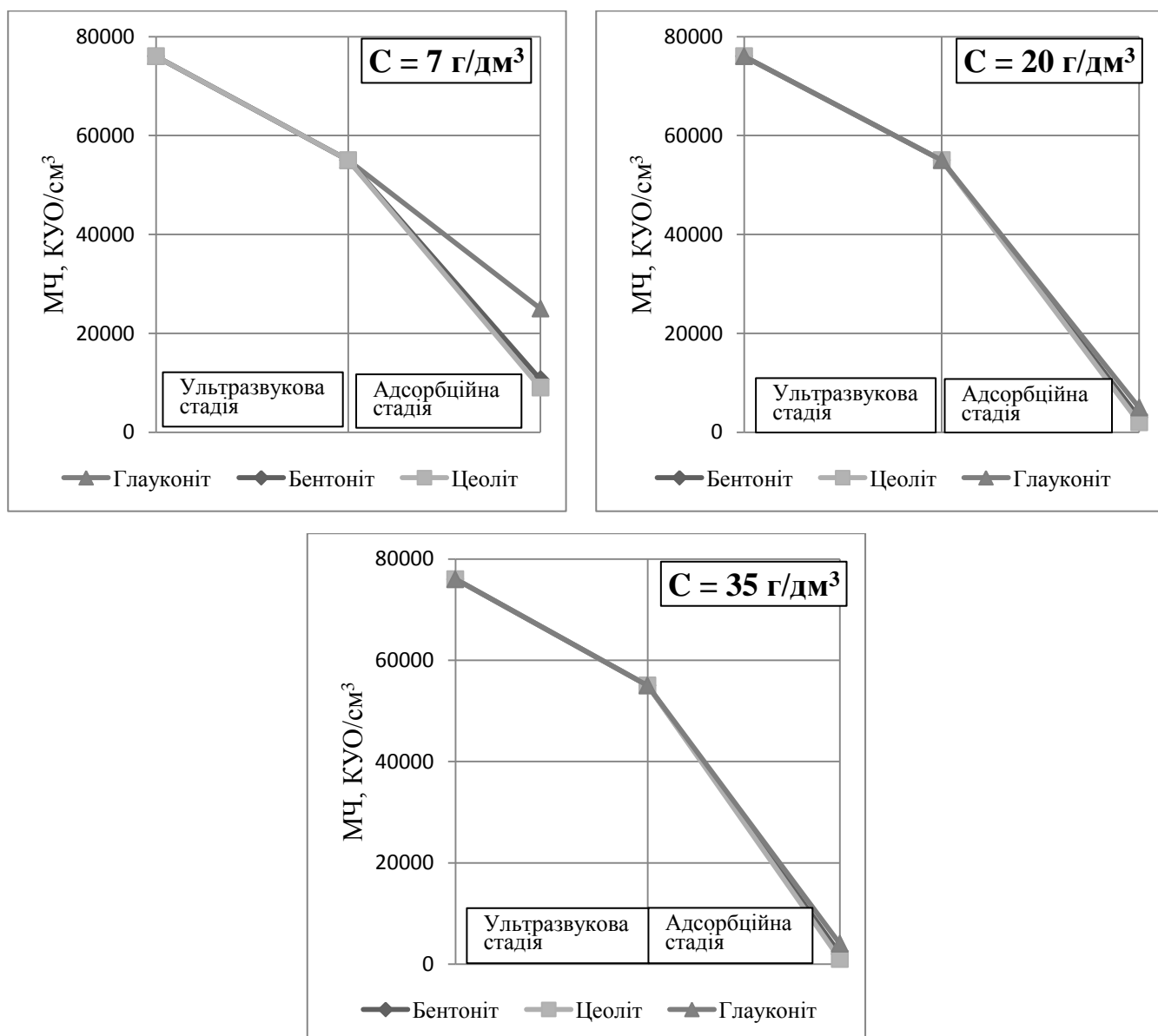


Рисунок 4.7. Залежність зміни МЧ від особливості реалізації адсорбційної стадії доочищення (виду сорбенту та його концентрації) у комбінованій УЗ-адсорбційній технології знезараження стоків від бактеріального забруднення

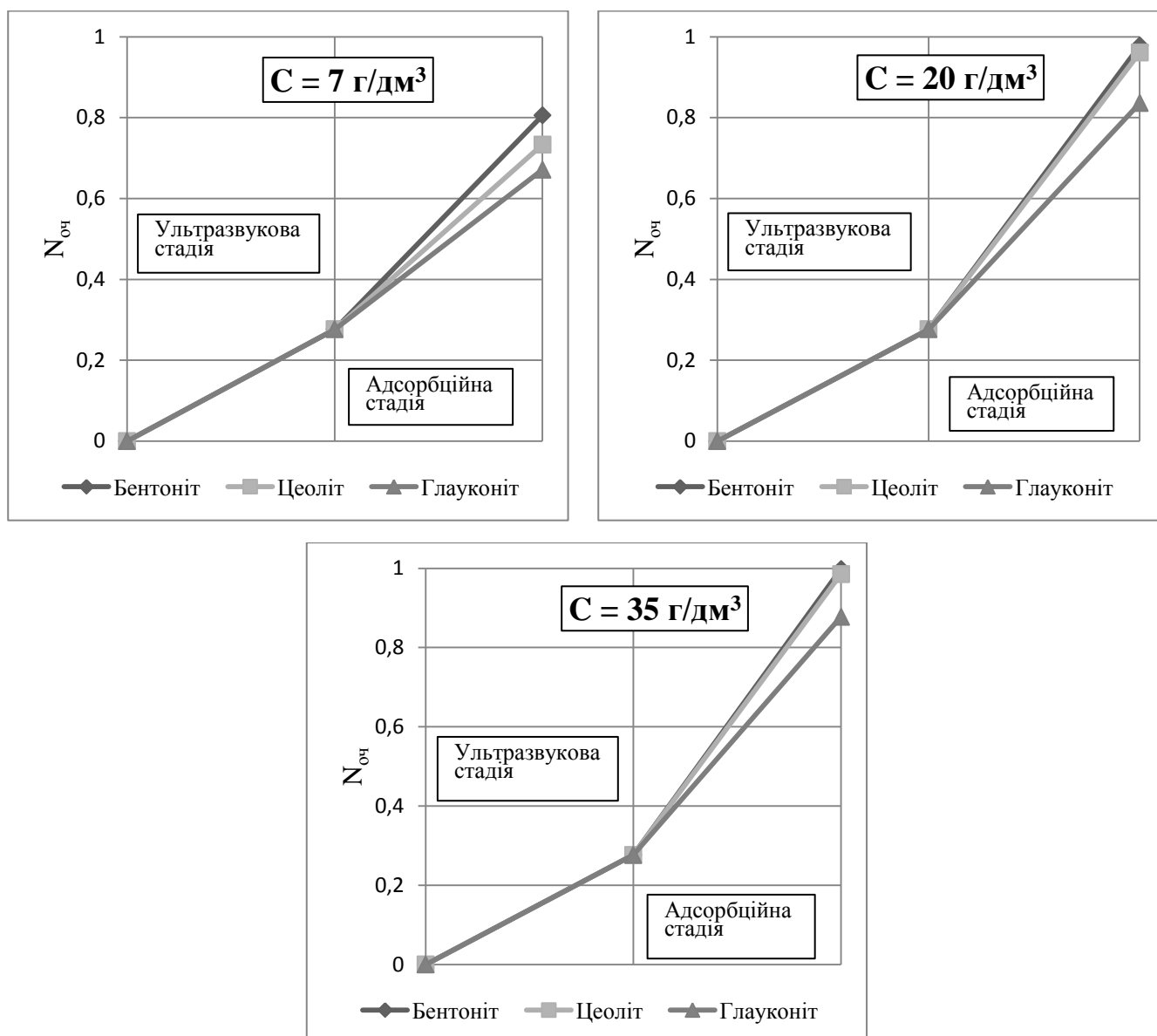


Рисунок 4.8. Залежність ступеня очищення стоків при використанні різних видів сорбентів від особливості реалізації адсорбційної стадії доочищення (тип сорбенту та його концентрації) у комбінованій УЗ-адсорбційній технології знезараження стічних вод від бактеріального забруднення

На першому етапі досліджувалось руйнування монокультур роду *Bacillus* під дією ультразвуку. Дослідження проводились згідно з методикою, детально описаною в розділі 2.4. Після закінчення процесу очищення стоків у полі УЗ, доочищення здійснювалось адсорбційним методом.

На другому етапі досліджень встановлювалась ефективність очищення води від монокультур роду *Bacillus* у випадку використання різних видів сорбентів. Умови

проведення експериментів: вид сорбенту – бентоніт, цеоліт, глауконіт; концентрація кожного сорбенту: 7 г/дм³, 20 г/дм³, 35 г/дм³; тривалість процесу – 1 год за умови постійного перемішування бактеріально забруднених стоків. Відбір проб здійснювали перед початком експерименту, після УЗ-реактора та після стадії адсорбційного доочищення із використанням природних сорбентів.

Виходячи із представлених на рис. 4.7 та рис. 4.8 експериментальних даних, для монокультур родів *Bacillus* після реалізації комплексної УЗ-адсорбційної технології залишкова кількість мікроорганізмів у стоках складе, у випадку використання на стадії адсорбційного доочищення глауконіту з концентрацією 7 г/дм³ – 25000 КУО/см³, концентрацією 20 г/дм³ – 5000 КУО/см³, концентрацією 35 г/дм³ – 4000 КУО/см³. Кінцевий ступінь очищення, відповідно, складе: за концентрації глауконіту 7 г/дм³ – 0,671, за концентрації 20 г/дм³ – 0,8355, а за концентрації 35 г/дм³ – 0,8776.

У випадку використання на стадії адсорбційного доочищення цеоліту з концентрацією 7 г/дм³ – 9000 КУО/см³, концентрацією 20 г/дм³ – 2000 КУО/см³, концентрацією 35 г/дм³ – 1000 КУО/см³. Кінцевий ступінь очищення, відповідно, складе: за концентрації цеоліту 7 г/дм³ – 0,7329, за концентрації 20 г/дм³ – 0,9605, а за концентрації 35 г/дм³ – 0,9855.

У випадку використання на стадії адсорбційного доочищення бентоніту з концентрацією 7 г/дм³ – 10700 КУО/см³, концентрацією 20 г/дм³ – 3000 КУО/см³, концентрацією 35 г/дм³ – 2000 КУО/см³. Кінцевий ступінь очищення, відповідно, складе: за концентрації бентоніту 7 г/дм³ – 0,8053, за концентрації 20 г/дм³ – 0,9776, а за концентрації 35 г/дм³ – 0,9980.

Відтворені на рис. 4.7 і рис. 4.8 дані свідчать, що хоч у випадку використання на першій стадії очищення УЗ-технології і вдається отримати досить значний ступінь очищення, але у порівнянні із отриманими і зазначеними вище результатами УФО-адсорбційної технології, цей ступінь очищення недостатній, у той же час енергії на його досягнення затрачається значно більше. Цей результат, а також врахування складності реалізації процесу та відсутність сьогодні промислових апаратів, де могла б реалізуватись УЗ-технологія очищення, спонукав нас

відмовитись надалі від досліджень у цьому ракурсі і від досліджень промислового впровадження як самостійно УЗ-технології, так і комплексної УЗ-адсорбційної технології.

4.4. Висновки та узагальнення до 4 розділу

Таким чином, проведений аналіз комбінованих процесів інтегрованих технологій свідчить про перспективність застосування таких комбінованих процесів для знезараження стоків. З огляду на це, далі досліджувались комбіновані технології УФО-адсорбційного та УЗК-адсорбційного очищення стоків від бактеріальних забруднень із використанням на стадії адсорбції природних дисперсних сорбентів (цеоліту, бентоніту й глауконіту).

Дослідження комплексної УФО-адсорбційної технології показали, що і за товщини шару стоків, які піддається очищенню від бактеріального забруднення, 25 мм та 45 мм УФО дозволяє досягти необхідного ступеня очищення. На стадії адсорбційного доочищення найкраще проходить очищення від бактеріального забруднення у випадку використання природного сорбенту бентоніту. За ефективністю використання різних типів природних сорбентів на стадії доочищення стоків від бактеріального забруднення ці сорбенти можна розмістити в ряду: бентоніт \Rightarrow цеоліт \Rightarrow глауконіт. Аналіз результатів експериментальних досліджень запропонованої комплексної УФО-адсорбційної технології очищення стічних вод свідчить про те, що він дозволяє ефективно провести очищення від бактеріальних забруднень, знизивши їх вміст у стічних водах. Після очищення вода може бути використана в системах зворотного водопостачання.

Аналіз даних експериментальних досліджень комплексної УЗК-адсорбційної технології знезараження стічних вод свідчить, що хоч у випадку використання на першій стадії очищення УЗ-технології і вдається отримати досить значний ступінь очищення, але в порівнянні із отриманими й наведеними вище результатами УФО-адсорбційної технології, цей ступінь очищення недостатній, у той же час енергії на його досягнення затрачається значно більше. Тому цей результат із

урахуванням складності реалізації процесу та відсутності на сьогодні промислових апаратів, де могла б реалізуватись УЗК-технологія очищення, змусив нас відмовитись надалі від досліджень промислового впровадження як самостійної УЗК-технології, так і комплексної УЗК-адсорбційної технології.

Наведені у 4 розділі дисертації теоретичні та експериментальні результати висвітлені у публікаціях [119, 120, 122-125, 128, 153, 154].

ґрунтується на використанні колоній мікроорганізмів – активного мулу. Незаперечними позитивними якостями аеротенків є простота їхньої конструкції, стабільність параметрів очищення (у випадку очищення нетоксичних, стабільних за показниками та помірно концентрованих за забрудненнями стічних вод), незначна вартість очищення, а також можливість очищення стічних вод, які змінюються за своїм складом у різні пори року [156].

Стандартною схемою застосування аеротенків для очищення стічних вод є координування їхньої роботи із вторинними відстійниками, роль яких у комплексній інтегрованій технології біологічного очищення муніципальних стічних вод полягає у виділенні із стічних вод активного мулу, який разом із очищеними стічними водами потрапляє з аеротенків. Частина активного мулу, що виділена з очищених у аеротенках стічних вод, випадає в осад, концентрується під дією гравітаційних сил і повертається в аеротенки (зворотний мул), а інша частина активного мулу подається на споруди для обробки осаду і виводиться з технології очищення на утилізацію [157, 158].

До умов, які визначають стан та окиснювальну здатність активного мулу, а також ефективність очищення муніципальних стічних вод у аеротенках загалом, відносять: склад та властивості стічних вод, співвідношення кількості забруднень, які поступають на очищення, та кількості активного мулу, який бере участь в очищенні, гідродинамічні умови реалізації процесу, ефективність аерації, температуру та динаміку зміни рН стоків, які очищаються, концентрацію елементів живлення мікроорганізмів, вміст активаторів та інгібіторів процесу [159, 160].

Нами проводилось дослідження щодо очищення стоків, які поступали на КОС-2 (на вході), від бактеріальних забруднень. Дослідження проводились за методикою, детально описаною в розділі 2.4. Для досліджень використовувалась установка, представлена на рис. 2.4. Аналіз кількості мікроорганізмів у воді проводився згідно з методикою, описаною в розділі 2.4. Результати досліджень подані на рис. 5.2 та в додатку Ж1. У порівнянні із дослідженнями, де використовувались штучно інфіковані стоки певними бактеріальними монозабрудненнями, про що детально описаними в 3 розділі, нами встановлювалась кінетика очищення реальних стоків

від суміші реальних мікроорганізмів. Тому в цьому випадку нами аналізувалась зміна не мікробного числа (МЧ) певного виду бактерій, а загального мікробного числа (ЗМЧ) суміші бактеріальних забруднень.

Дослідження показали, що за умови опромінювання 20 с і товщини шару води 25 мм, ЗМЧ становить 3757 КУО/см³, а за тривалості опромінювання 20 с і товщини шару води 45 мм становила 27097 КУО/см³. За умови опромінювання 20 с і товщини шару води 25 мм обробка УФ дозволила знизити рівень ЗМЧ у 48 разів, а за тривалості опромінювання 20 с і товщини шару води 45 мм – у 7 разів.

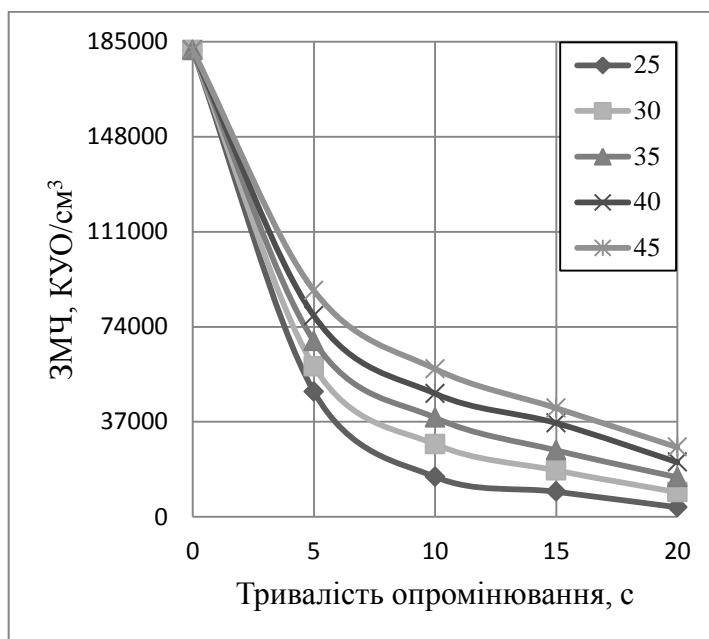


Рисунок 5.2. Залежність ЗМЧ від тривалості опромінювання УФВ та різної товщини шару стоків (мм)

Для побудови графіків на рис. 5.3, використовувались експериментальні дані, представлені на рис. 5.2 та в додатку Ж1. Для аналізу відтворених результатів додатково будувались залежності $\lg(\text{ЗМЧ}) = f(h)$, де h – товщина шару стоків на КОС-2 на рис. 5.4.

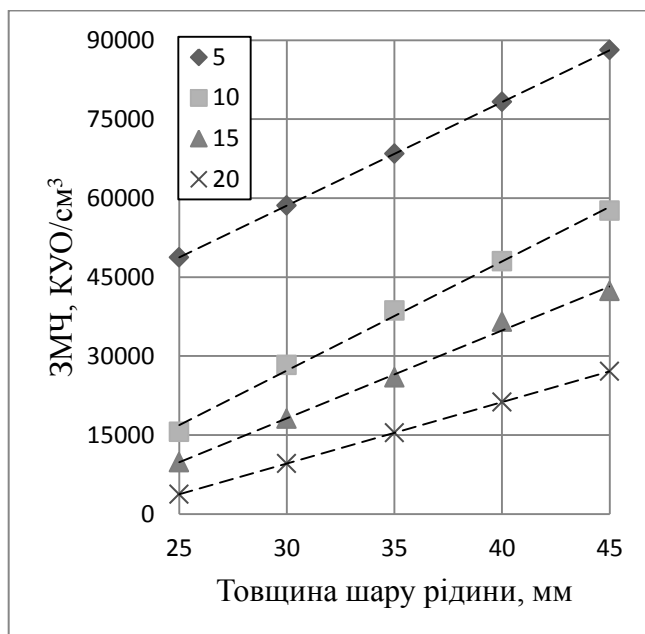


Рисунок 5.3. Залежність ЗМЧ від товщини шару води, яка піддається очищенню методом УФО упродовж фіксованого часу опромінення (с)

Додатково будувалась логарифмічна залежність зміни ЗМЧ залежно від товщини шару стоків, які піддаються очищенню, упродовж фіксованого часу опромінення. Отримані залежності представлені на рис. 5.4.

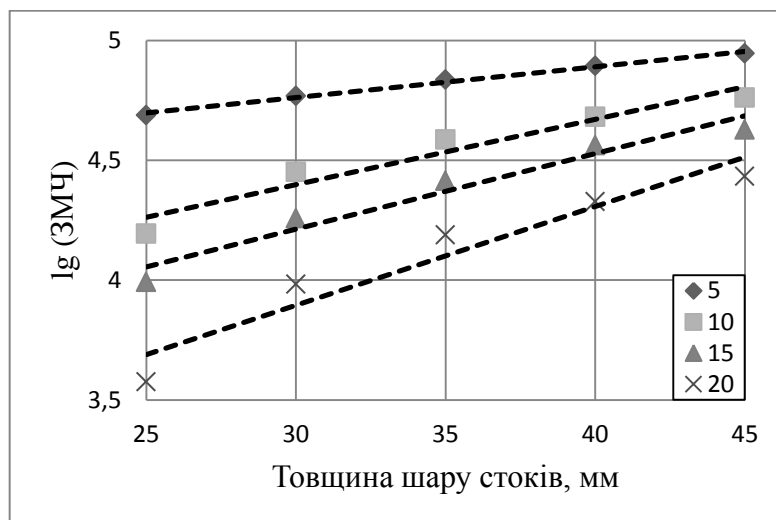


Рисунок 5.4. Залежність \lg (ЗМЧ) від товщини шару стоків, яка піддається очищенню методом УФВ, для стоків КОС-2 упродовж фіксованого часу опромінення

Аналіз даних на рис. 5.3 та рис. 5.4 підтверджує висунуті вище припущення про те, що незалежно від товщини шару стоків, які піддається очищенню, прийнятні умови очищення спостерігаються для тривалості дії УФО не менше 20 с. Значення ЗМЧ підвищується для всіх варіантів товщини шару стоків, які піддаються очищенню.

Аналіз характеру логарифмічних залежностей загального мікробного числа від товщини шару стоків, що подані на рис. 5.4, показує, що лінії тренду, які описують ці залежності для стічних вод КОС-2, носять яскраво виражений лінійний характер і розміщені практично паралельно для різної тривалості УФО.

Розраховані із використанням залежності (3.1) значення ступеня очищення у вигляді залежності цього показника від тривалості опромінювання УФ відтворені на рис. 5.5 та в додатку Ж2.

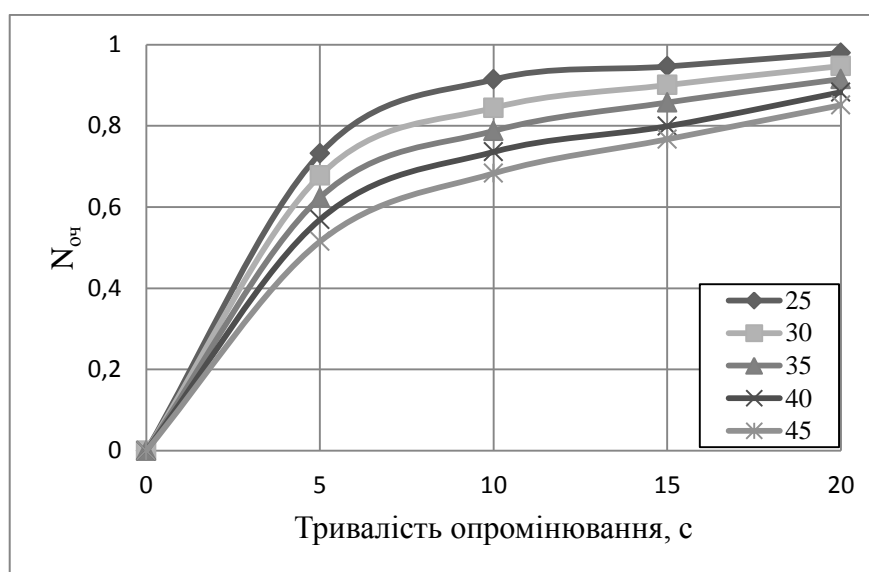


Рисунок 5.5. Залежність ступеня очищення від тривалості опромінювання для стічних вод КОС-2 за різної товщини шару рідини (мм)

Зазначені дані свідчать про те, що ступінь очищення для стічних вод КОС-2 в межах шару рідини від 25 мм до 45 мм при 20 с опромінювання зменшився від 0,9793 до 0,8508.

На рис. 5.6 представлена залежність ступеня очищення від товщини шару води (мм) для стічних вод КОС-2 упродовж фіксованого часу опромінювання.

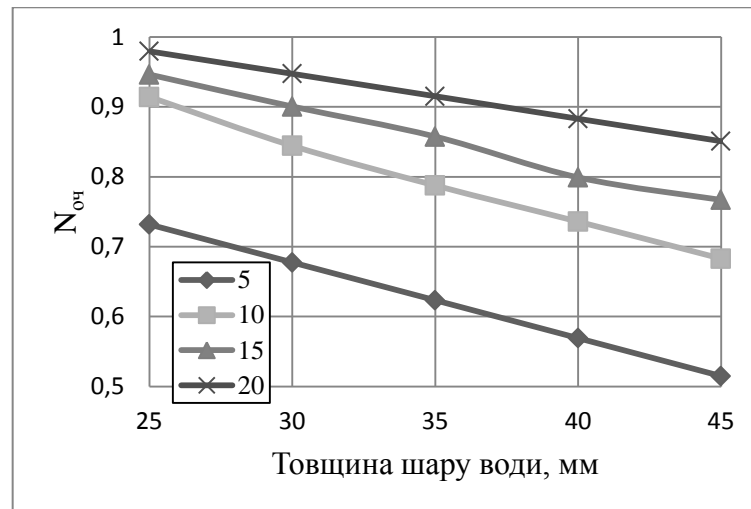
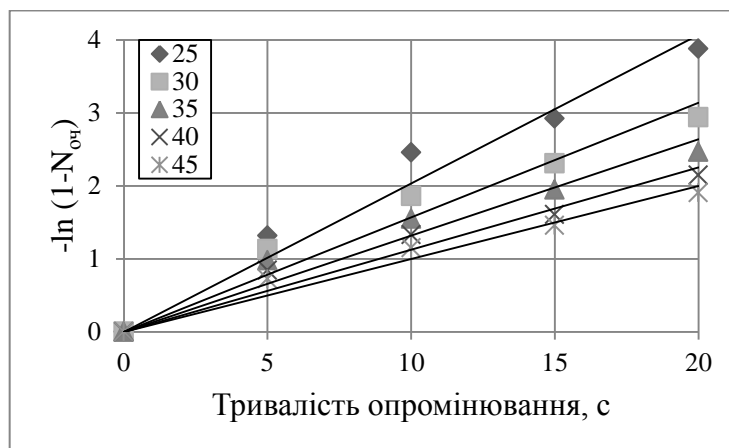


Рисунок 5.6. Залежність ступеня очищення від товщини шару води (мм) для стічних вод КОС-2 упродовж фіксованого часу опромінювання

Зображені на рис. 5.5 та рис. 5.6 результати показують зміну ступеня очищення для стічних вод КОС-2 в залежності від параметрів реалізації очищення бактеріально забруднених стоків методом УФО (тривалості опромінювання та товщини шару стоків, які піддаються очищенню).

Згідно із алгоритмом досліджень кінетичних констант процесу УФО муніципальних стоків, що детально описано в 3 розділі, будувалась залежність $\ln(1 - N_{оч}) = f(t)$ для стоків КОС-2. Отримані графічні результати подані на рис. 5.7. Рівняння отриманих лінійних апроксимацій, які представлені на рис. 5.7, а також розраховані із використанням програми Excel значення коефіцієнтів кореляції наведені в таблиці 5.1.

Рисунок 5.7. Залежність $\ln(1 - N_{оч}) = f(t)$ для стоків КОС-2

Таблиця 5.1.

Опис лінеаризацій залежностей $\ln(1 - N_{оч}) = f(t)$ для стоків КОС-2

Стічні води	Товщина шару води, мм				
	25	30	35	40	45
КОС-2	$y=0,2033x$ $R^2=0,9644$	$y=0,1569x$ $R^2=0,9521$	$y=0,1319x$ $R^2=0,9488$	$y=0,1126x$ $R^2=0,9475$	$y=0,1x$ $R^2=0,9604$

Достовірність апроксимацій експериментальних даних лінійною регресійною залежністю підтверджується тим, що мінімальне значення коефіцієнта детермінації, ($R^2 = 0,9475$), більше нормованого значення коефіцієнта детермінації для заданого ступеня свободи з достовірністю 99,5% (0,8432, [118]). Це дає можливість за тангенсом кута нахилу отриманих лінеаризацій (лінійний коефіцієнт регресії) встановити значення коефіцієнта інактивації дією УФО χ . На рис. 5.8 відображені значення зміни коефіцієнта інактивації дією УФО для стічних вод КОС-2.

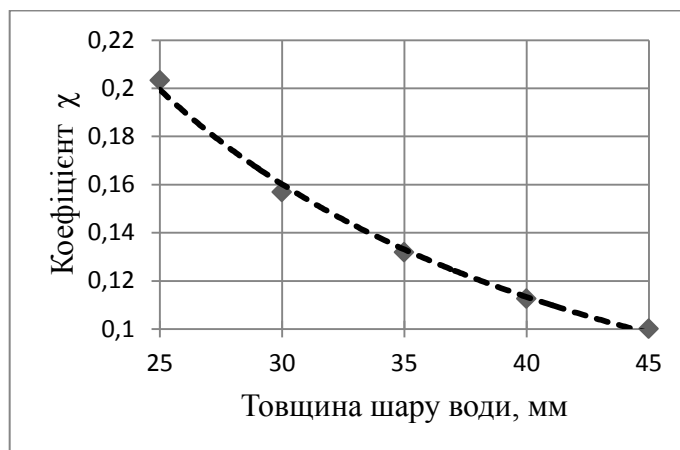


Рисунок 5.8. Залежність коефіцієнта інактивації дією УФО від товщини шару стоків, яка піддається очищенню

Лінійний характер представлених на рис. 5.7 залежностей свідчить про те, що і для бактеріальних полізабруднень реальних стічних вод може бути використаний запропонований у 3 розділі математичний апарат визначення коефіцієнта інактивації дією УФО χ , значення якого можуть бути використані для розрахунків та оцінки ефективності реальних процесів знезараження. Отримані із використанням експериментальних даних значення коефіцієнтів інактивації дією УФО χ , які відтворені на рис. 5.8, із високим ступенем достовірності ($R^2 = 0,9962$) описані експоненціальною залежністю $\chi = 9,5677x^{-1,203}$ (де x – товщина шару стоків, які очищаються, мм), що показана на рис. 5.8.

Нами також встановлювалась динаміка зміни індексу БГКП, який характеризує кількість загальних коліморфних та термотолерантних поліморфних бактерій. У процесі дослідження стічних вод на вході КОС-2 за допомогою трифазного бродильного методу, методика якого описана в розділі 2.4, було встановлено, що за тривалості опромінювання 5 секунд індекс БГКП з 23 000 000 КУО/дм³ зменшився до 230000 КУО/дм³ за товщини шару води 25 мм. За 20 с опромінювання і товщини шару води 45 мм індекс БГКП склав >2380000 КУО/дм³. Дані досліджень відтворені в таблиці 5.2.

Таблиця 5.2.

Динаміка зміни індексу БГКП для стоків КОС-2

Тривалість опромінювання, с	Індекс БГКП, КУО/дм ³		
	„0” проба	h = 25 мм	h = 45 мм
5	23 000 000	>2 380 000	>2 380 000
20	23 000 000	230 000	>2 380 000

Разом з тим, дослідження, які систематично проводяться лабораторією «Львівводоканалу» впродовж кількох років, свідчать, що за відсутності в загальній схемі очищення стічних вод у процесі очищення в аеротенках муніципальних стічних вод індекс БГКП зменшується орієнтовно в 10 разів. А у випадку введення додаткової стадії УФО за нашими дослідженнями вдасться досягти зменшення початкового значення індексу БГКП у 100 разів, що гарантує набагато більший рівень екологічної безпеки гідросфери.

5.2. Розроблення принципів технологічних схем знезараження стічних вод

Беручи до уваги дані теоретичних та експериментальних досліджень, представлені в 3 та 4 розділах дисертації, можна зробити висновок, що в практичному застосуванні найбільш перспективні дві технології знезараження стічних вод:

1. Використання для знезараження тільки УФО. Процес очищення від бактеріальних забруднень у цьому випадку інтегрується в існуючу (або проектувану) систему загального очищення стічних вод, у якій стадія знезараження була відсутня. Такий метод можна застосувати для знезараження стічних вод міських каналізаційних очисних споруд, де не ставляться вимоги глибокого бактеріального очищення.

2. Використання для знезараження інтегрованої УФО-адсорбційної технології. У цьому випадку технологія знезараження інтегрується в існуючу систему

очищення (або проєктовану) систему загального очищення стічних вод перед стадією відділення завислих частинок. Такий метод доцільно застосовувати для знезараження стічних вод, які потім будуть використовуватись у системі зворотного водопостачання з посиленими вимогами до залишкового бактеріального забруднення (харчові, фармакологічні, переробні підприємства і т. п.).

5.2.1. Упровадження знезараження стічних вод на міських каналізаційних очисних спорудах (на прикладі Львівських муніципальних стічних споруд).

Господарсько-побутові, виробничі та дощові стоки м. Львова закритим колектором річки Полтва потрапляють на каналізаційні очисні споруди проектною потужністю 490 тис. м³/добу, які складаються з двох технологічних ліній. Каналізаційні очисні споруди працюють за такою схемою: перший етап – механічна очистка, що включає проціджування стоків на решітках, вловлювання мінеральних домішок у піскопастках та відстоювання води у первинних відстійниках. Другий етап – біологічна очистка води в аеротенках і вторинних відстійниках. Осад, що утворюється на різних етапах очистки стічної води, потрапляє в цех механічного зневоднення. Зневоднений осад автотранспортом вивозиться на мулові поля. Стадія знезараження на каналізаційних очисних спорудах відсутня: вважається, що те зменшення бактеріального забруднення, яке відбувається в процесі біологічного очищення в аеротенках і вторинних відстійниках, є достатнім для забезпечення екологічної безпеки гідросфери. Коротка характеристика Львівських муніципальних каналізаційних очисних споруд подана в таблиці 5.3.

Таблиця 5.3.

Коротка технічна характеристика системи відведення стічних вод м. Львова

№ з/п	Показники	Значення
1	2	3
1	Середньодобова очистка стічних вод	440 тис. м ³ /добу
2	Кількість абонентів	260000
3	Кількість каналізаційних насосних станцій	15
4	Загальна протяжність каналізаційних мереж	605 км

1	2	3
5	Кількість каналізаційних насосів	39
6	Спосіб очищення стоків	Механічний, бактеріальний

На рис. 5.9 подана розроблена нами модернізована схема Львівських каналізаційних очисних споруд, яка включає стадію знезараження стоків УФВ (слід зауважити, що аналогічна схема буде прийнятною для будь-яких міських каналізаційних очисних споруд України).

Відповідно до цієї технологічної схеми, каналізаційні стоки із колектора поступають на механічні сита 1, на яких затримуються великі за розмірами предмети, що потрапили в стоки. Пізніше стоки насосами 2 направляються на піскопастки 3, де відбувається затримання менших за розмірами механічних включень, які пройшли крізь механічні сита. Зібрані механічні забруднення вивозяться самоскидами на сміттєзвалище, а частково очищені стоки потрапляють на первинні відстійники 4, де проходить усереднення їх складу в об'ємі відстійників, а також осідання завислих дрібнодисперсних забруднень (цей так званий первинний мул періодично подається на центрифуги 7 для зневоднення і відведення на станцію виробництва біогазу).

Після первинних відстійників 4 освітлені стоки подаються в аератор 5, де в аеробних умовах відбувається біологічне очищення стоків від сполук азоту та органічних забруднень колоніями мікроорганізмів (так званим активним мулом). Для забезпечення ефективності очищення в аератор 5 подається повітрорудувками 6 повітря, яке через розподільчі пристрої забезпечує активну аерацію стоків і, відповідно, високий рівень розчиненого кисню, необхідний для забезпечення високої інтенсивності очищення.

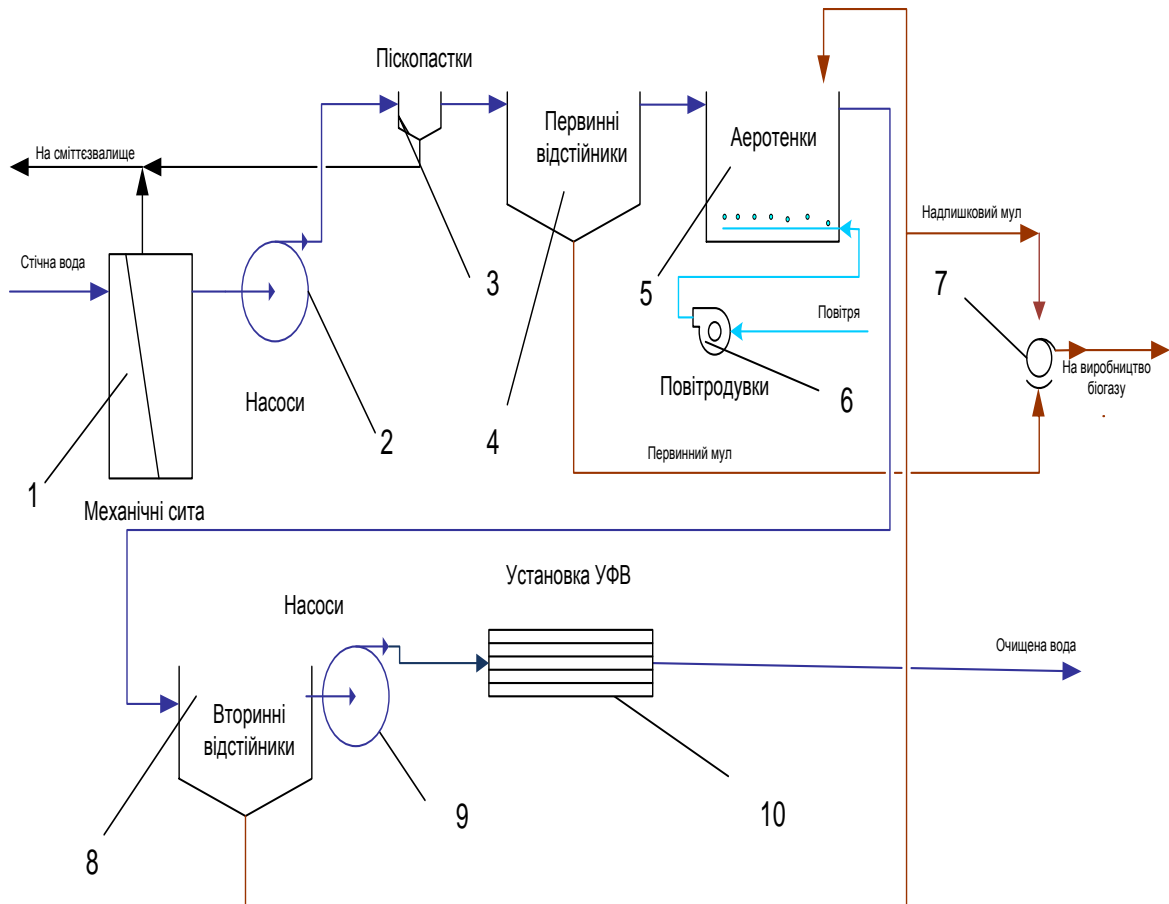


Рисунок 5.9. Модернізована технологічна схема Львівських міських очисних споруд: 1 – механічні сита; 2, 9 – насосна група; 3 – піскопастки; 4 – первинні відстійники; 5 – аеротенки; 6 – повітрорудувки; 7 – центрифуги; 8 – вторинні відстійники; 10 – установка знезараження.

Очищені стоки потрапляють на вторинні відстійники 8, де проходить осадження активного мулу. Частина активного мулу подається в аератор 4 для забезпечення біологічного очищення стоків, надлишковий мул доставляється на центрифугу 7. Після вторинних відстійників 8 насосами 9 освітлені очищені від сполук азоту та органіки стоки направляються на установку УФВ, де проходить їх очищення від бактеріального забруднення. Використання установки УФВ в кінці процесу очищення стоків забезпечує максимальну прозорість, що сприяє ефективній її роботі. Окрім того, частина бактеріальних забруднень знезаражується в аераторі (як показано у розділі 5.1), тому на кінцевій стадії очищаються залишкові

бактеріальні забруднення, що сприяє зменшенню екологічної небезпеки від цих забруднень.

5.2.2. Інтегрована УФО-адсорбційна технологія знезараження стоків. Принципова схема такої технології, що може застосовуватись для знезараження стічних вод, які потім будуть використовуватись у системі зворотного водопостачання з посиленими вимогами до залишкового бактеріального забруднення (харчові, фармакологічні, переробні підприємства і т. п.) представлена на рис. 5.10.

Стічні води збираються в ємності 1, та ємності 1 насосом 2 подаються на УФО-установку 3, де реалізується I стадія очищення від бактеріальних забруднень. Після УФО-установки 3 стоки потрапляють в апарат з мішалкою 5. Сюди ж шнековим транспортером 12 подається визначена кількість природного сорбенту. Перемішана протягом 1 год, суспензія поступає до відстійник 11, у якому проходить процес освітлення. Очищена вода насосом 7 подається через фільтр для очищення від залишків сорбенту 8 у ємність 20. Осад із відстійника 11 вологістю 90 - 95% поступає до відстійника 13, де проходить додаткове розділення неоднорідної суміші на шлам (адсорбент із адсорбованими на ньому бактеріологічними забрудниками) та освітлену стічну воду, яка насосом 18 подається у ємність 20. Накопичений шлам із відстійника 13 та фільтра 8 вологістю 60 - 70% шнековим транспортером 14 поступає на регенерацію.

Нами запропонована схема регенерації сорбенту шляхом термічної обробки в сушарці киплячого шару. Під дією високих температур теплоносія (150 - 180⁰С) проходить термічний розклад адсорбованих бактерій. Як теплоносії використовуються вихідні топкові гази, що подаються в сушарку вентилятором 16. Регенерований сорбент шнековим транспортером 21 знову повертається в технологічний процес.

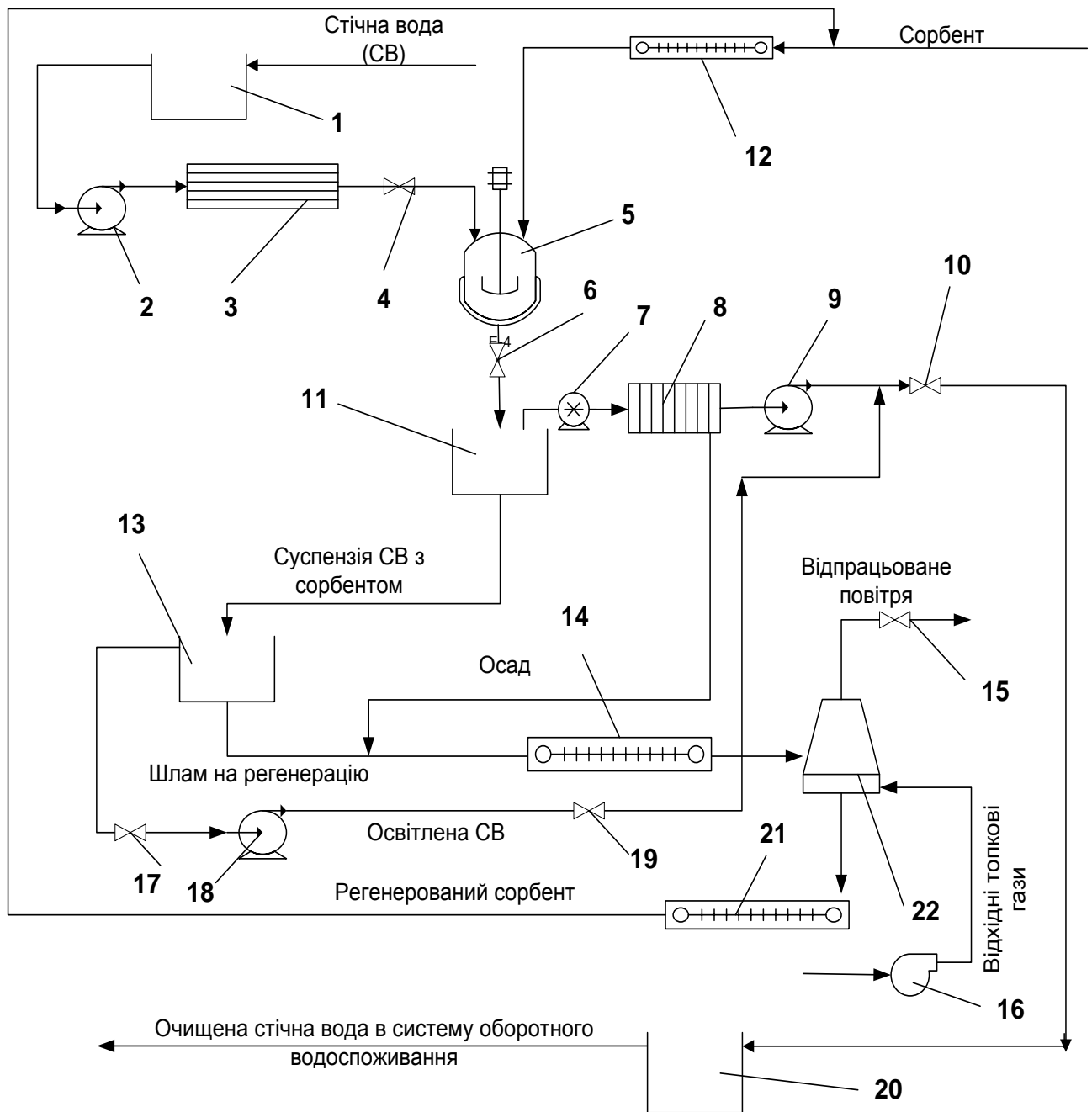


Рисунок 5.10. Технологічна схема інтегрованої УФО-адсорбційної технології знезараження стоків: 1, 11, 13, 20 – ємності; 2, 7, 9, 18 – насоси; 3 – установка УФВ; 4, 6, 10, 15, 17, 19 – вентилі; 5 – апарат з мішалкою; 8 – фільтр; 12, 14, 21 – шнекові транспортери; 16 – вентилятор; 22 – сушарка киплячого шару

Таким чином, пропонується замкнута схема очищення стічних вод від бактеріального забруднення за інтегрованою УФО-адсорбційною технологією. Пропонована схема очищення у випадку її впровадження дозволить мінімізувати

екологічну небезпеку від забруднення стічної води бактеріальними забрудненнями і сприятиме очищенню від них стоків до такого рівня, що дасть змогу повторно використовувати їх у системах зворотного водопостачання.

5.3. Алгоритм вибору оптимальних параметрів роботи установки УФО стічних вод від бактеріальних забруднень

Визначені в 3 розділі оптимальні конструкційні та режимні параметри роботи установки УФО, які забезпечують оптимальні режими очищення, потрібно використати для проектування очисних установок. Зокрема, необхідним конструкційним параметром є товщина шару стоків, які піддається очищенню. За даними досліджень, представленими в 3 розділі, товщина повинна складати 45 мм. Виходячи з наявної інформації про існуючі види УФО-установок, приймаємо конструкцію типу «труба в трубі», де у внутрішній кварцовій трубі розміщені УФ-випромінювачі, а в міжтрубному просторі рухається потік води. Для установки пропонуємо амальгамні УФ-лампи JLE 28250, які випускаються серійно. Характеристика ламп приведена в таблиці 5.4.

Таблиця 5.4.

Характеристика амальгамної УФ-лампи JLE 28250

№ з/п	Параметр	Значення
1	Потужність, Вт	270
2	Сила струму, А	3,2
3	Потужність УФВ, Вт	87
4	Довжина лампи, мм	1200
5	Діаметр трубки, мм	28
6	Термін служби, год	16000
7	Напруга, В	220
8	Покриття кварцу	J-LivePower+

З метою полегшення процесу заміни ламп, їх встановлюють в ізольовані кварцові труби-чохли, зовнішній діаметр яких складає 36 мм. Тоді внутрішній діаметр зовнішніх скляних труб, які створюють міжтрубний простір для проходження по ньому стоків, що знезаражуються, повинен складати $36 + 2 \cdot 45 = 126$ мм. Площа поперечного перерізу лампи F складе:

$$F = \frac{\pi(D^2 - d^2)}{4}, \quad (5.1)$$

де D і d – відповідно внутрішній діаметр зовнішньої труби і зовнішній діаметр кварцової труби-чохла, м.

$$F = \frac{\pi(0,126^2 - 0,036^2)}{4} = 0,0114453 \text{ м}^2$$

Прийmemo робочу зону області УФВ $l = 1000$ мм (1м). Тоді для забезпечення часу контакту УФО із стічними водами, які піддаються очищенню, витрата стоків повинна складати:

$$Q = \frac{l \times F}{t} = \frac{1 \times 0,0114453}{20} = 0,000572265 \text{ м}^3/\text{с} = 2,060154 \text{ м}^3/\text{год}$$

тут t – оптимальне значення періоду опромінювання, яке, згідно з результатами продемонстрованих у розділі 3 досліджень, складає 20 с.

Для забезпечення необхідної продуктивності щодо очищення стічних вод від бактеріальних забруднень слід впровадити установку УФО, яка складається із певної кількості модулів, що визначається залежністю:

$$n = \frac{Q_{\text{заг}}}{2,060154}, \quad (5.2)$$

де n – необхідна кількість модулів;

$Q_{\text{заг}}$ – загальна необхідна продуктивність установки, м³/год.

5.4. Висновки та узагальнення до 5 розділу

Таким чином, дослідження знезараження методом УФО реальних стоків із КОС-2 Львівських муніципальних очисних споруд показали, що за умови 20 с опромінювання і товщини шару води 25 мм, ЗМЧ становить 3757 КУО/см³, а за тривалості опромінювання 20 с і товщини шару води 45 мм ця величина становила 27097 КУО/см³. За умови 20 с опромінювання і товщини шару води 25 мм обробка УФ дозволила понизити рівень ЗМЧ у 48 разів, а за тривалості опромінювання 20 с і товщини шару води 45 мм – у 7 разів. Аналіз характеру логарифмічних залежностей загального мікробного числа від товщини шару стоків показує, що лінії тренду, які описують ці залежності для стічних вод КОС-2, носять яскраво виражений лінійний характер і розміщені практично паралельно для різної тривалості УФО.

Встановлено, що для бактеріальних полізабруднень реальних стічних вод може бути використаний запропонований у 3 розділі математичний апарат визначення коефіцієнта інактивації дією УФО χ , значення якого можуть бути використані для розрахунків та оцінки ефективності реальних процесів знезараження. Отримані із використанням експериментальних даних значення коефіцієнтів інактивації дією УФО χ описані експоненціальною залежністю $\chi = 9,5677x^{-1.203}$.

Встановлено, що у випадку введення додаткової стадії УФО вдасться досягти зменшення початкового значення індексу БГКП у 100 разів, а це гарантуватиме екологічну безпеку гідросфери.

Запропоновані для впровадження дві технології знезараження стічних вод:

1. Використання для знезараження тільки УФО. Технологію можна застосувати для знезараження стічних вод міських каналізаційних очисних споруд, де не ставляться вимоги глибокого бактеріального очищення.

2. Використання для знезараження інтегрованої УФО-адсорбційної технології. Технологію доцільно застосовувати для знезараження стічних вод, які потім будуть використовуватись у системі зворотного водопостачання з посиленими вимогами до

залишкового бактеріального забруднення (харчові, фармакологічні, переробні підприємства і т. п.).

Для обох технологій запропоновані принципові технологічні схеми та обладнання для реалізації основних процесів очищення.

Розроблений алгоритм вибору оптимальних параметрів роботи установки УФО стічних вод від бактеріальних забруднень. Встановлені оптимальні параметри роботи установки, які забезпечують необхідний ступінь знезараження стічних вод.

Результати, відображені в 5 розділі дисертації, повною мірою висвітлені в публікаціях [120, 123, 124].

ВИСНОВКИ

У результаті виконання дисертаційної роботи розв'язано актуальне науково-практичне завдання підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери шляхом впровадження перспективних методів очищення стічних вод від бактеріальних забруднень.

Основні наукові та практичні результати роботи полягають у наступному:

1. Експериментально досліджений процес інактивації мікроорганізмів різних видів шляхом застосування перспективних технологій знезараження (УЗК та УФО). Встановлено, що оптимальні параметри очищення УФО досягаються за умови часу опромінювання 20 с і товщини шару стоків, які піддаються очищенню 45 мм. Найбільша ефективність процесу знезараження методом УЗК спостерігається в разі застосування кисню, але ступінь очищення з допомогою УЗК достатньо низький, тому економічно й технологічно невиправдано використовувати його як самостійну технологію знезараження стічних вод.

2. Розроблена математична модель процесу знезараження стоків УФО, ідентифікація отриманих теоретичних залежностей експериментальним даним дозволила встановити значення коефіцієнтів інактивації дією УФО χ , які можуть бути використані для розрахунку реальних процесів, для різних видів бактерій.

3. Встановлено, що оптимальні результати адсорбційного очищення досягаються за умови використання концентрації сорбенту 10 г/дм³, ступінь очищення у випадку використання різних типів природних сорбентів складає: для бентоніту – 93,11%, для цеоліту – 86,22%, для глауконіту – 73,47%

4. Встановлено, що перспективною для очищення стоків, які можуть бути використані в системах зворотного водопостачання, є УФО-адсорбційна технологія, водночас застосування УЗК-адсорбційної технології не дозволяє досягти необхідного ступеня очищення.

5. Дослідження знезараження методом УФО реальних стоків із КОС-2 Львівських муніципальних очисних споруд довели, що за умови 20-секундного опромінювання і товщини шару води 45 мм вдається досягти ступеня очищення 0,85, значення коефіцієнтів інактивації дією УФО χ описуються експоненціальною

залежністю $\chi = 9,5677x^{-1.203}$. У випадку введення додаткової стадії УФО в існуючу технологію очищення стоків вдасться досягти зменшення початкового значення індексу БГКП у 100 разів, що забезпечить екологічну безпеку гідросфери.

6. Для обох запропонованих технологій (використання для знезараження тільки УФО та використання для знезараження інтегрованої УФО-адсорбційної технології) запропоновані принципові технологічні схеми та обладнання для реалізації основних процесів очищення.

7. Розроблений алгоритм вибору оптимальних параметрів роботи установки УФО стічних вод від бактеріальних забруднень. Встановлені оптимальні параметри роботи установки, які забезпечують необхідний ступінь знезараження стічних вод.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Экология окружающей среды [Электронный ресурс] – название з контейнера. Режим доступа к сайту: <http://www.eco-mir.net/show/635/>.
2. Кострикин Ю. М. Водоподготовка и водный режим энергообъектов низкого и среднего давления : Справочник / Кострикин Ю. М., Мещерский Н. А.; Коровина О. В. – М. : Энергоатомиздат, 1990. – 265 с.
3. Джигирей В. С. Екологія та охорона навколишнього природного середовища: навч. пос. для студ. вуз / В. С. Джигирей. – К. : Знання, 2000. – 203 с.
4. Резников А. А. Методы анализа природных вод / Резников А. А., Муликовская Э. П., Соколов И. Ю. – М. : Изд-во «Недра», 1970 г. – 48 с.
5. Путімов А. В. Охорона навколишнього середовища / Путімов А. В., Копреев А. А., Петрухін Н. В. – М. : Хімія, 1991. – 223 с.
6. Руководство по гигиене водоснабжения / [С. Н. Черкинский, И. И. Беляев, Р. Д. Габович и др.] — М. : Медицина, 1975. — 321 с.
7. Каналізація промислових підприємств / [Жуков А. В., Демидов Л. Р., Монгайт І. Л., Родзиллер І. Д.]. – М. : Стройиздат, 1970 – 258 с.
8. Громов Б. В. Экология бактерий / Б. В. Громов, Г. В. Павленко. – Л. : Изд-во Ленингр. ун-та, 1989. – 248 с.
9. Справочник помощника санитарного врача и помощника эпидемиолога / [Никитин Д. П., Новиков Ю. В., Рощин А. В. и др.] ; под ред. Д. П. Никитина, А. И. Заиченко. – [2-е изд., перераб. и доп.]. – М. : Медицина, 1990. — 512 с.
10. Литвин В.Ю. Факторы патогенности бактерий: функции в окружающей среде / В.Ю. Литвин, В.И. Пушкарева // Журнал микробиологии, эпидемиологии и иммунологии. – 1994. – №3 – С. 83-87.
11. Кочемасова З. Н. Санитарная микробиология и вирусология / Кочемасова З. Н., Ефремова С. А., Рыбакова А. М. – М. : Медицина, 1987. – 352 с.
12. Лозановская И. Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении / Лозановская И. Н., Орлов Д. С., Садовникова Л. К. – М. : Стройиздат, 1998. – 287 с.

13. Физическая химия. Теоретическое и практическое руководство: [Учеб. пособие для вузов / под ред. акад. Б.П. Никольного]. – Л. : Химия, 1987. – 880 с.
14. Фелленберг Г. Загрязнение природной среды / Г. Фелленберг. – М. : Мир, 1997. – 232 с.
15. Кульский Л.А. Технология очистки природных вод / Л.А. Кульский, П.П. Строкач. — К. : Вища школа, 1986. — 352 с.
16. Тец В. И. Санитарная бактериология / В. И. Тец. – Л. : Медгиз, 1953. – 300 с.
17. Асонов Н. Р. Мікробіологія / Н. Р. Асонов. – М. : Агропромиздат, 1989. – 368 с.
18. Скрыпник И.Н. Современные спорообразующие пробиотики в клинической практике / И.Н. Скрыпник, А.С. Маслова // Сучасна гастроентерологія. – 2009.– № 3 (47) – С. 81-90.
19. Шлегель Г. Общая микробиология / Г. Шлегель. – М. : Мир, 1987. – 567 с.
20. Основи мікробіології / [Гудзь С. П., Кузнецова Р. О., Кучерас Р. В. та ін.]. – К. : НМКВО, 1991. – 236 с.
21. Струтинська А.В. Сучасні підходи очищення стічної води біотехнологічних виробництв. / А.В. Струтинська, А.О. Косогорова, К.Г. Гаркава, В.Є. Нежанківська // Збірник матеріалів II-го всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю. 2014 р. – С. 1-4.
22. Руководство по химическому и технологическому анализу воды. – М. : Стройиздат, 1979. – 272 с.
23. Ваганов І. І. Інженерна геологія та охорона навколишнього середовища : [Навчальний посібник для студентів вищих навчальних закладів] / І. І. Ваганов, І. В. Маєвська, М. М. Попович. Вінниця : Універсум, 2009. – 375 с.
24. Чудновская Н.В. Антивирусная активность пробиотиков из бацилл / Н.В. Чудновская, С.Л. Рыбалко, И.Б. Сорокулова, В.А. Белявская, С.Р. Резник, В.В. Смирнов // Доповіді Національної академії наук України. – 1995.– № 2 – С. 124-126.
25. Запольський А. К. Водопостачання, водовідведення та якість води / А. К. Запольський. – К. : Вища школа, 2005. – 671 с.

26. Соколов А. К. Охрана производственных сточных вод и утилизация осадков / А. К. Соколов. – М. : Стройиздат, 1992 – 223 с.
27. Эффективные методы очистки воды на предприятиях Украины / [Шаповалюк В. Н., Федоткин И. М., Вьюн В. И., Боровский В. В.]; под. ред. И. М. Федоткина. – Винница, 1994. – 150 с.
28. Борисов Л. Б. Медицинская микробиология, вирусология, иммунология / Л. Б. Борисов. – М. : Медицинское информационное агентство, 2002. – 736 с.
29. Роуз Э. Химическая микробиология / Э. Роуз; пер. с англ. под ред. Н. С. Егорова. – М. : Мир, 1971. – 294 с.
30. Мишустин Е. Н. Микробиология / Е. Н. Мишустин, В. Т. Емцев. – М. : Агропромиздат, 1987. – 368 с.
31. Кагановский А. М. Очищення промислових стічних вод / А. М. Кагановский. – К. : «Будтельник», 1974 – 389 с.
32. Бо Д. Практика озонирования в обработке питьевых вод / Д. Бо, Г.Н. Герасимов // Водоснабжение и санитарная техника. – 2000. – № 1. – С. 26—29.
33. Векірчик К. М. Мікробіологія з основами вірусології: [підручник] / К. М. Векірчик. – К. : Либідь, 2001. – 312 с.
34. Домарецкий В. А. Технология пивоваренного и безалкогольного производства / В. А. Домарецкий. – К. : Вища шк., 1986 – 191 с.
35. Домарецький В.А. Технологія харчових продуктів / Домарецький В.А., Остапчук М.В., Українець А.І. – К. : НУХТ, 2003. – 576 с.
36. Борисов Л. Б. Медицинская микробиология, вирусология и иммунология / Л. Б. Борисов. – М. : ООО Мед. информ. агентство, 2002. – 736 с.
37. Очистка производственных сточных вод / [Яковлев С. В., Карелин Я. А., Ласков Ю. М., Воронов Ю. В.]. – М. : Стройиздат, 1979. – 320 с.
38. Экологические проблемы окружающей среды [Электронный ресурс] – название з контейнера. Режим доступа к сайту: <http://www.ecologylife.ru/>.
39. Лурье Ю. Ю. Унифицированные методы анализа вод / Ю. Ю. Лурье. – Издание 2-е, исправленное. – М. : «Химия», 1973. – 376 с.

40. Пирог Т. П. Загальна мікробіологія: [підручник] / Т. П. Пирог. – К. : НУХТ, 2004. – 471 с.
41. Калицун В. І. Основи водопостачання і каналізації / В. І. Калицун – М. : Стройиздат, 1973 – 423 с.
42. Мудрецова-Висс К. О. Микробиология, санитария и гигиена / К. О. Мудрецова-Висс, В. А. Дедюхина. – М. : Деловая л-ра, 2001. – 378 с.
43. Климнюк С. І. Практична мікробіологія / Климнюк С. І., Ситник І. О., Творко М. С. – Тернопіль : “Укрмедкнига”, 2004. – 144 с.
44. Лоренц В.И. Очистка сточных вод предприятий пищевой промышленности / В.И. Лоренц. – К. : Будівельник, 1972. – 188 с.
45. Колашников А.М. Технология солода / А.М. Колашников ; под ред. Грачевой И.М. – М. : Пищпром 1980. – 504 с.
46. Экология окружающей среды [Электронный ресурс] – название з контейнера. Режим доступа к сайту: <http://www.eco-mir.net/show/361/>.
47. Кезля К.О. Очищення стічних вод молокопереробних підприємств – перспективний напрям прикладної екології / К.О. Кезля, Т.Л. Ткаченко, О.І. Семенова, Н.О. Бублієнко // Збірник тез доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції «Вода в харчовій промисловості». – Одеса : ОНАХТ, 2011. – С. 144-145.
48. Эпоян С.М. Анализ существующих методов очистки сточных вод молокозаводов / С.М. Эпоян, Н.С. Горбань, С.С. Фомин // Науковий вісник будівництва. – Харків : ХДТУБА, ХОТВ АБУ, 2010. – №. 57. – С. 393-398.
49. Ткаченко Т.Л. Інтенсифікація аеробної ферментації стічних вод підприємств молокопереробної галузі / Т.Л. Ткаченко, О.І. Семенова, Н.О. Бублієнко // Екологія / Ekology – 2009 : II Всеукраїнський з’їзд екологів з міжнародною участю, Вінниця, 23-26 вересня 2009. – С. 66.
50. Васюкова Г.Т. Екологія : [підручник] / Г.Т. Васюкова, О.І. Грошева. – К. : Кондор, 2009. – 524с.

51. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод : підручник / [Запольский А. К., Мішкова-Клименко Н. А., Астрелін І. М. та ін.]. – К. : Лібра, 2000. – 552 с.

52. Фрог Б. Н. Водоподготовка : учеб. пособие / Б. Н. Фрог, А. П. Шевченко. – М. : МГУ, 1996. – 680 с.

53. Гребенюк В.Д. Электрохимическое обеззараживание воды / В.Д. Гребенюк, Г.И. Корчак, Т.Т. Соболевская [и др.] // Химия и технология воды. – 1990. – Т. 12, №1. – С. 78-80.

54. Жуков А. И. Методы очистки производственных сточных вод / Жуков А. И. Монгайт И. Л., Родзиллер И. Д. – М. : Высшая школа, 1987. – 211 с.

55. Яковлев, С. В. Водоотведение и очистка сточных вод: учебник для вузов / С. В. Яковлев, Ю. В. Воронов. – М. : АСВ, 2004. – 704 с.

56. Ботудо Б. О. Каналізаційні мережі / Ботудо Б. О., Ржевський Б. Н., Федотов Н. Ф. – М. : Будивиздат, 1966. – 231 с.

57. Канализация : [учебник для вузов] / С. В. Яковлев, Я. А. Кармен, А. И. Жуков, С. К. Колобанов. – [изд. 5-е, перераб. и доп.]. – М. : Стройиздат, 1975. – 632 с.

58. Алексеев Л.С. Дезинфекция при подготовке водопроводной воды / Л.С. Алексеев // Химия и технология воды. – 1990. – Т. 12, № 8. – С. 754-858.

59. Обеззараживание воды, стоков. Ультрафиолет, ультразвук – чистая вода [Электронный ресурс] – название з контейнера. Режим доступа к сайту: <http://www.svarog-uv.ru/>.

60. Колобанов С. К. Нова техніка очищення стічних вод / С. К. Колобанов. – К. : Будівельник, 1970 – 88 с.

61. Пяткін К. Л. Мікробіологія / К. Л. Пяткін, Ю. С. Кривошеш. – Київ, 1992. – 420 с.

62. Савлук О.С. Обеззараживание питьевой воды / О.С. Савлук, Н.Г. Потапченко, В.Н. Косинова // Химия и технология воды. – 1998. – Т. 20, № 1. – С. 99-111.

63. Бабенков Е.Д. Интенсификация обеззараживания воды от споровых форм бактерий / Е.Д. Бабенков, А.И. Борисов, Т.С. Свистунова // Химия и технология воды. – 1990. – Т. 12, № 9. – С. 852-854.

64. Хижняк О.О. Знезараження води / Хижняк О.О., Запольський А.К. // Харчова та переробна промисловість. – 2008 р. – № 2. – С. 28-30.

65. Слипченко А.В. Современное состояние методов окисления примесей воды и перспективы хлорирования / А.В. Слипченко, Л.А. Кульский, Е.С. Мацевич // Химия и технология воды. – 1990. – Т. 12, № 4. – С. 326-349.

66. Загорский В.А. Обеззараживание сточных вод / В.А. Загорский, М.Н. Козлов, Д.А. Данилович // Матеріали III Міжнародного Конгресу “ЕКВАТЕК-98”. – С. 400-401.

67. Берлінова Л.В. Знезараження води в процесі бутелювання / Л.В. Берлінова // Науковий вісник Полтавського університету економіки і торгівлі. – 2011. – № 1 (52). – С. 124-127.

68. Стискал О.А. Аналіз чинників екологічної небезпеки хлорованої питної води / О.А. Стискал, В.Г. Петрук // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2014. – № 5 – С. 69-75.

69. О.А. Стискал. Вплив хлорорганічних сполук у питній воді на злякисні новоутворення (на прикладі Вінницької області) / О.А. Стискал, В.Г. Петрук // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2015. – № 2. – С. 16-21.

70. Потапченко Н.Г. Кинетика гибели *E.coli* под действием озона / Н.Г. Потапченко, Т.И. Левадная, Н.М. Соболева, А.А. Носонович, В.В. Гончарук // Химия и технология воды. – 2007. – Т. 29, № 6. – С.583-594.

71. Потапченко Н.Г. Обеззараживание воды озоном. Взаимосвязь кинетики гибели бактерий в бидистиллированной воде с параметрами озонирования / Н.Г. Потапченко, В.В. Гончарук, В.Н. Косинова [и др.] // Химия и технология воды. – 2001. – Т. 23, № 1. – С. 427-438.

72. Потапченко Н.Г. Обеззараживающие действие озона в воде на *Escherichia coli* 1257 / Н.Г. Потапченко, О.С. Савлук, В.Ф. Горчев [и др.] // Химия и технология воды. – 1997. –Т. 19, № 3. – С. 315-319.

73. Щербина Г.П. Особенности обеззараживания и окисления природных вод озоном / Г.П. Щербина, С.Г. Кожушко, Г.Г. Руденко // Матеріали III Міжнародного Конгресу “ЕКВАТЕК-98” – С. 684-685.

74. Гончарук В.В. Обеззараживание природных вод озонированием совместно с УФ-облучением / В.В. Гончарук, Н.Г. Потапченко, В.Ф. Вакуленко [и др.] // Химия и технология воды. – 2005. – Т. 8, № 5. – С. 25-42.

75. Гончарук В.В. Современное состояние проблемы обеззараживания воды / В.В. Гончарук, Н.Г. Потапченко // Химия и технология воды. – 1998. – Т. 20, № 2. – С. 190-217.

76. Бичківський Р.В. Забезпечення якості питної води за допомогою її озонування / Р.В. Бичківський, О.Й. Гонсьор // Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Автоматика, вимірювання та керування. – 2004. – № 500. – С. 117-123.

77. Ульянов А.Н. Ультрафиолет для дезинфекции воды / А.Н. Ульянов // Сантехника и водоснабжение. – 2010. – № 6. – С. 49-56.

78. Савлук О.С. Изучение обеззараживания питьевой воды в макетной УФ-установке / О.С. Савлук, Н.Г. Потапченко, В.В. Илляшенко // Химия и технология воды. – 1993. – Т. 15, № 11–12. – С. 797-803.

79. Авчинников А. В. Гигиеническая оценка современных способов обеззараживания питьевой воды / А.В. Авчинников // Гигиена и санитария. – 2001. – № 1. – С. 11-18.

80. Алешин В.М. Достоинства и недостатки промышленных методов обеззараживания воды / В.М. Алешин, С.В. Волков, Ф.Я. Гильбух // Водоснабжение и санитарная техника. – 1996. – № 12. – С. 2-7.

81. Григорьева Л.В. Устойчивость и реактивация в воде адгезивности и колициногенности энтеробактерий при действии ультрафиолетового излучения / Л.В. Григорьева, Г.И. Корчак, Т.В. Бей // Химия и технология воды. – 1992. – Т. 14, №10. – С. 794-799.

82. Потапченко Н.Г. Использование ультрафиолетового излучения в практике обеззараживания воды / Н.Г. Потапченко, О.С. Савлук // Химия и технология воды. – 1991. – Т. 13, №12. – С. 1117-1129.

83. Кожушко Г.М. Технологія та установки фінішного знезараження питної води ультрафіолетовим випромінюванням / Г.М. Кожушко, В.І. Ткаченко, Л.В. Гусаченко // Науковий вісник Полтавського університету споживчої кооперації України. – 2008. – № 1 (28). – С. 128-133.

84. Решняк В.И. Обеззараживание сточной воды / В.И. Решняк, С.Е. Посашкова // Вестник государственного университета морского и речного флота им. адмирала С.О. Макарова. – 2014. – № 2 (14). – С. 177-182.

85. Шевчук Л.І. Дослідження впливу різних газів на процес знезараження води в умовах ультразвукової кавітації / Л.І. Шевчук, І.З. Коваль // Вопросы химии и химической технологии. – 2007. – № 1. – С. 194-198.

86. Гончарук В.В. Изменение свойств воды под влиянием электрохимической обработки / В.В. Гончарук В.В., В.В. Малярченко // Химия и технология воды. – 2001. – Т. 23, №4. – С. 345-353.

87. Гончарук В.В. Использование ультразвука при очистке воды / В.В. Гончарук, В.В. Малярченко, В.А. Яременко // Химия и технология воды. – 2008. – Т. 30, №3. – С.253-277.

88. Кульский Л.А. Основы химии и технологии воды / Л.А. Кульский. – К.: Наукова думка, 1991. – 568 с.

89. Федоткин И. М. Использование кавитации в технологических процессах / И. М. Федоткин, А. Ф. Немчин. – Киев : Высшая школа, 1986. – 67 с.

90. Шиялев А. С. Физические основы применения ультразвука в медицине и экологии: учебно-методическое пособие / Шиялев А. С., Кундас С. П., Стукин А. С. ; под общ. ред. профессора С.П. Кундаса. – Минск : МГЭУ им. А. Д. Сахарова, 2009. – 110 с.

91. Гащин О.Р. Особенности кинетики обеззараживания воды, содержащей *E.coli* в условиях гидродинамической кавитации / Гащин О.Р., Витенько Т.Н. // Химия и технология воды. – 2008. – № 5 – С. 567-575.

92. Гашин О. Оцінка ефективності та інтенсивності роботи кавітаційних пристроїв у технології водо підготовки / О. Гашин, Т. Вітенько // Матеріали 5-ї міжнародної науково-практичної конференції “Проблеми економії енергії”, 23-25 жовтня 2008р., Львів, 2008р. – С. 282-286.

93. Стренк Ф. Перемешивание и аппараты с мішалками / Ф. Стренк ; пер. с польск. под ред. Щупляка И. А. – Л. : «Химия», 1975. – 387 с.

94. Яковлев С. В. Механічна очистка стічних вод / С. В. Яковлев, С. В. Калицун. – М. : Стройиздат, 1972 – 411 с.

95. Кравченко А.В. Антимикробное действие тлеющего разряда на патогенные, условно-патогенные и индикаторные бактерии в воде / Кравченко А.В., Подгорный О.А., Царенко В.В. [и др.] // Химия и технология воды. – 1995. – Т. 17, № 5. – С. 549-553.

96. Строкин Н.А. Электронно-лучевая подготовка питьевой воды в промышленной системе / Н.А. Строкин // Химия высоких энергий. – 2007. – Т. 41, № 1. – С.3-6.

97. Соколов В. Ф. Обеззараживание воды бактерицидными лучами / В. Ф. Соколов. – М. : Изд-во лит. по строительству, 1964. – 236 с.

98. Кульский Л.А. Теоретические основы и технология кондиционирования воды / Л.А. Кульский. – К. : Наук. думка, 1983. – 528 с.

99. Интенсификация процессов обеззараживания воды : [под ред. Л.А. Кульского]. – К. : Наук. думка, 1978. – 96 с.

100. Базякина Н. А. Очищення концентрованих промислових стічних вод / Н. А. Базякина. – М. : Стройиздат, 1958. – 428 с.

101. Сергійчук М. Г. Будова бактеріальної клітини та методи її дослідження / М. Г. Сергійчук. – К. : Фітосоціоцентр, 2001. – 232 с.

102. Гусев М. В. Микробиология / М. В. Гусев, Л. А. Минеева. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 2003. – 464 с.

103. Николадзе Р. В. Водопостачання / Р. В. Николадзе. – М. : Стройиздат, 1972 – 247 с.

104. Жуков А. И. Методы очистки производственных сточных вод : [текст] / А.И. Жуков. – М. : Стройиздат. – 2008. – 114 с.

105. Гончарук Е. И. Очистка и обеззараживание сточных вод лечебных учреждений / Е. И. Гончарук, В. А. Прокопов. – Киев : Будівельник, 1973. — 168 с.

106. Карелін Я. А. Біохімічне очищення стічних вод підприємств харчової промисловості / Я. А. Карелін, Б. Н. Рєпін. – М. : Пищепромиздат, 1974 – 169 с.

107. Ульянов А.Н. Технология «Лазурь» – новый шаг в обеззараживании воды и стоков / А.Н. Ульянов // Вода: химия и экология. – 2009. – №5. – С. 11-15.

108. Гончаренко А.І. Застосування УФ випромінювання для знезараження стічних вод / А.І. Гончаренко, О.А. Колесніченко, С.М. Шаляпін // Виробничо-практичний журнал «Водопостачання та водовідведення». – Харків, 2012. – № 6. – С. 28-35.

109. Гончарук В.В. Влияние режима перемешивания воды на динамику дезинфекции УФ-излучением и озоном в непроточных и проточных реакторах / В.В. Гончарук, М.П. Черноморец, Д.Г. Ковальчук, О.С. Савлук, Н.Г. Потапченко // Химия и технология воды. – 2007. – т. 29, №5. – С.395-412.

110. Лысак В. В. Микробиология : учеб. пособие / В. В. Лысак. – Минск: БГУ, 2007. – 430 с.

111. Тарасевич Ю.И. Физико-химические основы и технологии применения природных и модифицированных сорбентов в процессах очистки воды / Ю.И. Тарасевич // Химия и технология воды. – 1998. – Том 20. -№1. – С. 42-51.

112. Третинник В.Ю. Природные дисперсные минералы Украины и перспективы их использования в технологии водоочистки / В.Ю. Третинник // Химия и технология воды. – 1998. – Том 20. -№2. – С. 183-189.

113. Природные цеолиты / [Г.В. Цицишвили, Т.Г. Андроникашвили, Г.Н. Киров, Л.Д. Филизова]. – М. : Химия, 1985. – 224 с. 112. Третинник В.Ю. Природные дисперсные минералы Украины и перспективы их использования в технологии водоочистки / В.Ю. Третинник // Химия и технология воды. – 1998. – Том 20. -№2. – С. 183-189.

114. Природные сорбенты СССР / [Дистанов У.Г., Михайлов А.С., Конюхова Т.П. и др.]. – М. : Недра, 1990. – 208 с.

115. Грим Р.Э. Мінералогія и практическое использование глин / Р.Э. Грим. – М. : Мир, 1967. – 511 с.

116. Слюсаренко Т. П. Лабораторный практикум по микробиологии пищевых производств / Т. П. Слюсаренко. – М. : Легкая и пищевая промышленность, 1984. – 208 с.

117. Лабинская А. С. Микробиология с техникой микробиологических исследований / А. С. Лабинская. – Изд. 4-е, перераб. и доп. – М. : «Медицина», 1978. – 394 с.

118. Львовский Е.Н. Статистические методы построения эмпирических формул/ Е.Н.Львовский. - М.:Высшая школа, 1988. - 239 с.

119. Мальований М.С. Комплексна адсорбційно-ультразвукова технологія водоочищення / М.С. Мальований, В.Л. Старчевський, Н.Ю. Вронська, Л.І. Шевчук, Г.В. Сакалова // Науково-виробничий журнал «Хімічна промисловість України». – 2012. – № 6 (113). – С. 49-52.

120. Vronska N. On the use of natural sorbents for removal of microbial contaminants from water solutions / Nataliya Vronska, Myroslav Malovanyu // Sustainable development. International journal, Bulgaria, 2015. – Vol. 4 (25). – P. 113-116.

121. Мальований М.С. Порівняльні дослідження перспективних методів очищення природних вод / М.С. Мальований, Н.Ю. Вронська, І.З. Коваль, Г.М. Сакалова // Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Хімія, технологія речовин та їх застосування. – 2013. – № 761. – С. 280-284.

122. Malovanyu M. Integrated adsorption and ultrasonic technology for water treatment processes / Myroslav Malovanyu, Volodymyr Starchevskyu, Nataliya Vronska, Iryna Koval // Environmental Problems. – 2016. – Vol. 1. – P. 65-68.

123. Мальований М.С. Комплексні адсорбційно-ультразвукові технології для процесів водоочищення харчових виробництв / М.С. Мальований, В.Л. Старчевський, Л.І. Шевчук, Н.Ю. Вронська, І.З. Коваль // Сучасні технології та

обладнання харчових виробництв : Міжнародна науково-технічна конференція, 29-30 вересня 2011 р. Тернопіль : тези доповідей. – 2011. – С. 231.

124. Мальований М.С. Комплексна адсорбційно-ультразвукова технологія для процесів водоочищення / М.С. Мальований, В.Л. Старчевський, Н.Ю. Вронська, І.З. Коваль, Л.І. Шевчук, Г.В. Сакалова // Безпека людини у сучасних умовах : III Міжнародна науково-методична конференція, 8-9 грудня 2011 р. : тези доповідей. – 2011. – С. 90-91.

125. Malovanyu M. Microbial pollutants removal from water with use of complex adsorption-ultrasound technology / Myroslav Malovanyu, Nataiya Vronska, Iryna Koval, Halyna Sakalova // 13th Meeting of European Society of Sonochemistry, July 01-05, 2012 : theses. – 2012. – P. 185.

126. Вронська Н.Ю. Оцінка ефективності різних методів очищення води від мікробіологічного забруднення / Вронська Н.Ю., Захірі Сана, Мальований М.С. // Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування : п'ята міжнародна студентська науково-практична конференція : тези доповідей. – 2012 р. – С. 38-39.

127. Вронська Н.Ю. Порівняльні дослідження ефективності різних методів очищення природних вод / Н.Ю. Вронська, М.С. Мальований // Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів : XXI (щорічна) міжнародна науково-технічна конференція, 25-26 квітня 2013 р. : тези доповідей. – 2013. – С. 77-78.

128. Вронська Н.Ю. Аналіз фізичних методів для очищення стічних вод від мікробіологічного забруднення / Н.Ю. Вронська, М.С. Мальований // Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки : Міжнародна науково-практична конференція, 4 грудня 2015 р. : тези доповідей. – 2015. – С. 131.

129. Вронська Н.Ю. Очищення стічної води методом ультрафіолетового опромінювання / Н.Ю. Вронська, М.С. Мальований, О.Р. Попович // Науково-виробничий журнал «Хімічна промисловість України». – 2015. – № 6 (131). – С. 29-33.

130. Вронська Н.Ю. Дослідження ефективності застосування ультрафіолету для очищення водних розчинів від мікробіологічного забруднення / Н.Ю. Вронська, М.С. Мальований // Захист навколишнього середовища Енергоощадність. Збалансоване природокористування : 2-ий Міжнародний конгрес, 19-22 вересня 2012р. : тези доповідей. – 2012. – С. 151.

131. Вронська Н.Ю. Вплив УФ-випромінювання на різні види монокультур роду *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Sarcina*, *Diplococcus* / Н.Ю. Вронська, М.С. Мальований // V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з Міжнародною участю, 23-26 вересня 2015 р. : тези доповідей. – 2015. – С. 148.

132. Lars N. Modelling of grinding in ball mills / N. Lars // Finns Chemical. Congress: congress, 14-18 June 1990: theses. – 1990. – P.980-981.

133. Шишкин С.Ф. Расчет процесса измельчения в замкнутом цикле / С.Ф. Шишкин, С.М. Техов // Дезинтеграторные технологии: 8 Всесоюзный семинар, 8-10 сентября 1991г. : тезисы докладов. – 1991. – С. 37-39.

134. Постников И.В. Совмещение процессов измельчения и высокотемпературного обжига материалов / И.В. Постников, С.П. Бобков, В.Н. Блиничев // Дезинтеграторные технологии: 8 Всесоюзный семинар, 8-10 сентября 1991г. : тезисы докладов. – 1991. – С. 103-104.

135. Гумницький Я. М. Кінетичні особливості фізичної активації цеолітів у млині самоподрібнення «Аерофол» / Я. М.Гумницький, М.С.Мальований, В.А.Ларін // Хім. промисловість України. – 1999. – №3. – С. 41-45.

136. Мальований Мирослав. Екологічно чиста енергоощадна технологія модифікування природних дисперсних сорбентів шляхом суміщення технологічних процесів / Мирослав Мальований, В'ячеслав Ларін, Микола Санніков, Володимир Троцький // Вісник Державного університету «Львівська політехніка». Серія «Проблеми економії енергії». – 1999. – №2. – С. 284-288.

137. Мальований М.С. Установка подрібнення цеоліту з використанням млина самоподрібнення «Аерофол» / М.С.Мальований, В.А.Ларін, В.І.Троцький // Экологические технологии и ресурсосбережение. – 1998. – №6. – С. 54-57.

138. Мальований Мирослав Дослідження сумісного помолу та сушіння природних цеолітів / Мирослав Мальований, В'ячеслав Ларін // Технічні вісті. – 1998. – №1-2. – С. 56-58.

139. Зозуля И.И. Измельчение природных цеолитов на мельницах сухого самоизмельчения «Аэрофол» / И.И. Зозуля, В.А. Ларин, М.С. Малеваный и др. // Хим. промышленность. – 1991. – №6. – С. 54-57.

140. Вайда М.С. Комплексная переработка цеолитового сырья / М.С. Вайда, В.А. Ларин, М.С. Малеваный и др. // Хим.промышленность. – 1992. – №5. – С. 25-28.

141. Малеваный Мирослав. Совмещение процессов в технологиях модификации природных дисперсных сорбентов / Мирослав Малеваный, Зоряна Однориг, Николай Санников, Вячеслав Ларин // XLII Zjazd naukowy Polskiego towarzystwa chemicznego i stowarzyszenia inzynierow i technikow przemyslu chemicznego: Zjazd, 6-10.09 1999 : materially. – 1999. – P. 203.

142. Гумницький Я.М. Кінетичні особливості фізичної активації цеолітів у млині самоподрібнення «Аерофол» / Я.М. Гумницький, М.С. Мальований, В.А. Ларін // Теоретичне і експериментальне вивчення міжповерхневих явищ та їх технологічне застосування: 3 Українсько-польський симпозиум, 2-5 березня 1998 р.: тези доповідей. – 1998. – С. 82 - 83.

143. Костырко А.С. Совершенствование технологии производства цеолитовых продуктов / А.С. Костырко, В.Т. Ивашко, Ф.В. Пирус, В.А. Ларин // Использование природных цеолитов Сокирницкого месторождения в народном хозяйстве : Республиканская научно-практическая конференция, 23-24 октября 1990 г. : сообщения. – 1991. – С. 14-16.

144. Ларин В.А. Рациональная технологическая схема производства цеолитовой продукции для различных отраслей народного хозяйства / В.А. Ларин, М.С. Вайда, М.С. Малеваный и др. // Использование природных цеолитов Сокирницкого месторождения в народном хозяйстве : Республиканская научно-практическая конференция, 23-24 октября 1990 г. : сообщения. – 1991. – С. 16-17.

145. Мальований М.С. Рациональні технології модифікування природних дисперсних сорбентів та застосування цих продуктів в природоохоронних цілях / М.С. Мальований, М.І. Санніков, З.С. Одноріг, В.А. Ларін // Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов : научно-техническая конференция, 6-9 червня 1999 р. : труды. – 1999. – С. 78-80.

146. Ларін В.А. Сумісне подрібнення та сушіння природних цеолітів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : спец. 05.17.08 «Процеси та обладнання хімічної промисловості» / В.А. Ларін. – Львів, 2000. – 16 с.

147. Киримова Е.А. Поведение сульфидов в флотационных процессах при механической активации / Е.А. Киримова, Т.С. Юсупов, И.П. Асанов // Физико-технические проблемы разработки полезных ископаемых. – 2000. – №1. – С. 102-106.

148. Бектурганов Н.С. Сульфидизация окисленных минералов меди сульфидными растворами аммония на стадии измельчения / Н.С. Бектурганов, Т.С. Юсупов, Б.Н. Оманов // Физико-технические проблемы разработки полезных ископаемых. – 1999. – №4. – С. 65-71.

149. Любанский Б.П. Закономерности процесса извлечения экстрактивных веществ древесины лиственницы в экстракторе роторно-пульсационного типа / Б.П. Любанский, А.А. Барам, В.Б. Коган // Всесоюзная конференция по экстракции : научно-техническая конференция, 10-12 ноября 1977 г. : тезисы докладов, Т.2. – 1977. – С. 25-27.

150. Лошакова О.А. Влияние микроструктуры потоков роторно-пульсационного экстрактора на закономерности экстракции в системе жидкость – твердое тело / О.А. Лошакова, А.А. Барам // Всесоюзная конференция по экстракции : научно-техническая конференция, 10-12 ноября 1977 г. : тезисы докладов, Т.2. – 1977. – С. 17-20.

151. Бунякин В.В. Измельчение семян кориандра в среде растворителя / В.В. Бунякин, Е.П. Кошевой, А.Г. Курносков // Масложировая промышленность. – 1977. – №3. – С. 33-35.

152. Кошевой Е.П. Исследование процесса экстракции, совмещенного с измельчением / Е.П.Кошевой, В.В.Бунякин // Всесоюзная конференция по экстракции : научно-техническая конференция, 10-12 ноября 1977 г. : тезисы докладов, Т.2. – 1977. – С. 23-25.

153. Вронська Н.Ю. Дослідження ефективності застосування ультрафіолетово-адсорбційної технології для очищення стічної води від мікробіологічного забруднення / Н.Ю. Вронська, М.С. Мальований, Г.М. Сакалова // Науковий вісник НЛТУ України. Збірник науково-технічних праць. – 2015. – № 25.8. – С. 146-149.

154. Пат. № 93545 на корисну модель України МПК C02F 1/32, C02F 1/28. Спосіб очищення стічних вод / Вронська Н.Ю., Мальований М.С.; заявник і патентовласник Національний університет «Львівська політехніка». – № u104617; заявл. 27.07.2015; опубл. 10.02.2016, Бюл. № 3, 2016 р.

155. Концепція «Загальнодержавної програми розвитку та реконструкції централізованих систем водовідведення населених пунктів на 2012-2020 роки» від 22.08.2011 № 1004-р // Офіційний вісник України. – 2011. – № 79. – С. 41-42.

156. Очищення виробничих стічних вод в аеротенках / [Карелін Я. А., Жуков Д. Д., Журов, М., Рєпін Б. Н.]. – М. : Стройиздат, 1973. – 210 с.

157. Абрамов Н. Н. Водопостачання / Н. Н. Абрамов. – М. : Стройиздат, 1974. – 578 с.

158. Роговська Ц. В. Біохімічний метод очищення виробничих стічних вод / Ц. В. Роговська. – М. : Стройиздат, 1967 – 112 с.

159. Скирдов И.В. Влияние концентрации активного ила на скорость биохимического окисления / И.В. Скирдов, Е.А. Дмитриева // Очистка промышленных сточных вод : труды ВНИИ ВОДГЕО : сборник. – 1974. – № 43. – С. 21-23.

160. Транскордонний менеджмент водного господарства в українсько-польському прикордонному регіоні басейну річок Західний Буг та Сян : проект з надання консультативної допомоги FKZ 308 01 143 ДРЕБЕРІС. – Дрезден, 31 січня 2008 р.

ДОДАТКИ

Додаток А1

Залежність МЧ від тривалості опромінювання УФВ для різних видів бактерій та різної товщини шару стоків (мм).

Товщина шару стоків, мм	МЧ для <i>Bacillus</i> , КУО/см ³						
	Тривалість опромінювання, с						
	0	5	10	15	20	25	30
25	25000	5000	835	242	35	33	30
30	25000	5850	925	310	39	37	36
35	25000	6690	1015	330	43	42	41
40	25000	7530	1105	350	47	46	45
45	25000	8370	1195	368	51	50	49
50	25000	13000	1935	640	88	87	86

Товщина шару стоків, мм	МЧ для <i>Sarcina</i> , КУО/см ³						
	Тривалість опромінювання, с						
	0	5	10	15	20	25	30
25	27000	6400	1100	350	50	48	46
30	27000	8480	2690	1090	162	160	159
35	27000	10575	4290	1660	270	269	268
40	27000	11450	5300	2100	383	382	381
45	27000	14750	6750	2700	605	604	603
50	27000	17600	8850	3750	1100	1099	1098

Товщина шару стоків, мм	МЧ для <i>Pseudomonas</i> , КУО/см ³						
	Тривалість опромінювання, с						
	0	5	10	15	20	25	30
1	2	3	4	5	6	7	8
25	18000	8260	3155	1195	320	318	316
30	18000	10000	3800	1400	385	383	381

1	2	3	4	5	6	7	8
35	18000	10670	4570	1490	450	449	448
40	18000	11050	5080	1920	470	469	468
45	18000	11970	5230	2180	560	559	558
50	18000	13120	6700	3240	630	629	628

Товщина шару стоків, мм	МЧ для <i>Diplococcus</i> , КУО/см ³						
	Тривалість опромінювання, с						
	0	5	10	15	20	25	30
25	20000	10100	5750	2180	260	258	256
30	20000	10950	6280	2315	325	323	321
35	20000	11800	6810	2450	370	369	368
40	20000	12650	7350	2590	425	424	423
45	20000	13500	7880	2720	505	504	503
50	20000	14500	9800	4600	960	949	948

Додаток А2

Залежність МЧ від товщини шару води, яка очищається методом УФВ, для бактерій різних видів для різної тривалості опромінювання УФВ (сек).

Тривалість опромінювання, с	МЧ для <i>Bacillus</i> , КУО/см ³					
	Товщина шару стоків, мм					
	25	30	35	40	45	50
5	5000	5850	6690	7530	8370	13000
10	835	925	1015	1105	1195	1935
15	242	310	330	350	368	640
20	35	39	43	47	51	88
25	33	37	42	46	50	87
30	30	36	41	45	49	86

Тривалість опромінювання, с	МЧ для <i>Sarcina</i> , КУО/см ³					
	Товщина шару стоків, мм					
	25	30	35	40	45	50
5	6400	8480	10575	11450	14750	17600
10	1100	2690	4290	5300	6750	8850
15	350	1090	1660	2100	2700	3750
20	50	162	270	383	605	1100
25	48	160	269	382	604	1099
30	46	159	268	381	603	1098

Тривалість опромінювання, с	МЧ для <i>Pseudomonas</i> , КУО/см ³					
	Товщина шару стоків, мм					
	25	30	35	40	45	50
1	2	3	4	5	6	7
5	8260	10000	10670	11050	11970	13120
10	3155	3800	4570	5080	5230	6700

1	2	3	4	5	6	7
15	1195	1400	1490	1920	2180	3240
20	320	385	450	470	560	630
25	318	383	449	469	559	629
30	316	381	448	468	558	628

Тривалість опромінювання, с	МЧ для <i>Diplococcus</i> , КУО/см ³					
	Товщина шару стоків, мм					
	25	30	35	40	45	50
5	10100	10950	11800	12650	13500	14500
10	5750	6280	6810	7350	7880	9800
15	2180	2315	2450	2590	2720	4600
20	260	325	370	425	505	960
25	258	323	369	424	504	949
30	256	321	368	423	503	948

Додаток Б1

Залежність ступеня очищення від тривалості опромінювання для бактерій
різних видів для товщини шару стоків (мм)

Товщина шару стоків, мм	$N_{оч}$ для <i>Bacillus</i>				
	Тривалість опромінювання, с				
	0	5	10	15	20
25	0	0,8	0,9666	0,99032	0,9986
30	0	0,766	0,963	0,9876	0,99844
35	0	0,7324	0,9594	0,9868	0,99828
40	0	0,6988	0,9558	0,986	0,99812
45	0	0,6652	0,9522	0,98528	0,99796
50	0	0,48	0,9226	0,9744	0,99648

Товщина шару стоків, мм	$N_{оч}$ для <i>Sarcina</i>				
	Тривалість опромінювання, с				
	0	5	10	15	20
25	0	0,76296	0,9592	0,98704	0,99815
30	0	0,6859	0,9004	0,9596	0,994
35	0	0,6083	0,8411	0,9385	0,99
40	0	0,5759	0,8037	0,9222	0,9858
45	0	0,4537	0,75	0,9	0,9776
50	0	0,3482	0,6722	0,8611	0,9593

Товщина шару стоків, мм	$N_{оч}$ для <i>Pseudomonas</i>				
	Тривалість опромінювання, с				
	0	5	10	15	20
1	2	3	4	5	6
25	0	0,5411	0,8247	0,9336	0,9822
30	0	0,4444	0,7889	0,9222	0,9786

1	2	3	4	5	6
35	0	0,4072	0,7461	0,9172	0,975
40	0	0,3861	0,7178	0,8933	0,9739
45	0	0,335	0,7094	0,8789	0,9689
50	0	0,2711	0,6278	0,82	0,965

Товщина шару стоків, мм	$N_{оч}$ для <i>Diplococcus</i>				
	Тривалість опромінювання, с				
	0	5	10	15	20
25	0	0,495	0,7125	0,891	0,987
30	0	0,4525	0,686	0,8843	0,9837
35	0	0,41	0,6595	0,8775	0,9815
40	0	0,3675	0,6325	0,8705	0,9787
45	0	0,325	0,606	0,864	0,9747
50	0	0,275	0,51	0,77	0,9525

Додаток В1

Залежність ступеня очищення від товщини шару води (мм) для бактерій різних видів та різного фіксованого часу опромінювання

Види бактерій	N _{оч} для 5 с					
	Товщина шару стоків, мм					
	25	30	35	40	45	50
<i>Bacillus</i>	0,8	0,766	0,7324	0,6988	0,6652	0,48
<i>Sarcina</i>	0,76296	0,6859	0,6083	0,5759	0,4537	0,3482
<i>Pseudomonas</i>	0,5411	0,4444	0,4072	0,3861	0,335	0,2711
<i>Diplococcus</i>	0,495	0,4525	0,41	0,3675	0,325	0,275

Види бактерій	N _{оч} для 10 с					
	Товщина шару стоків, мм					
	25	30	35	40	45	50
<i>Bacillus</i>	0,9666	0,963	0,9594	0,9558	0,9522	0,9226
<i>Sarcina</i>	0,9592	0,9004	0,8411	0,8037	0,75	0,6722
<i>Pseudomonas</i>	0,8247	0,7889	0,7461	0,7178	0,7094	0,6278
<i>Diplococcus</i>	0,7125	0,686	0,6595	0,6325	0,606	0,51

Види бактерій	N _{оч} для 15 с					
	Товщина шару стоків, мм					
	25	30	35	40	45	50
<i>Bacillus</i>	0,99032	0,9876	0,9868	0,986	0,98528	0,9744
<i>Sarcina</i>	0,98704	0,9596	0,9385	0,9222	0,9	0,8611
<i>Pseudomonas</i>	0,9336	0,9222	0,9172	0,8933	0,8789	0,82
<i>Diplococcus</i>	0,891	0,8843	0,8775	0,8705	0,864	0,77

Види бактерій	N _{оч} для 20 с					
	Товщина шару стоків, мм					
	25	30	35	40	45	50
<i>Bacillus</i>	0,9986	0,99844	0,99828	0,99812	0,99796	0,99648
<i>Sarcina</i>	0,99815	0,994	0,99	0,9858	0,9776	0,9593
<i>Pseudomonas</i>	0,9822	0,9786	0,975	0,9739	0,9689	0,965
<i>Diplococcus</i>	0,987	0,9837	0,9815	0,9787	0,9747	0,9525

Види бактерій	N _{оч} для 25 с					
	Товщина шару стоків, мм					
	25	30	35	40	45	50
<i>Bacillus</i>	0,99868	0,99852	0,99832	0,99816	0,998	0,99652
<i>Sarcina</i>	0,9982	0,99407	0,99004	0,98585	0,97763	0,9593
<i>Pseudomonas</i>	0,9823	0,9787	0,9751	0,97394	0,9689	0,9651
<i>Diplococcus</i>	0,9871	0,9838	0,9816	0,9788	0,9748	0,9525

Види бактерій	N _{оч} для 30 с					
	Товщина шару стоків, мм					
	25	30	35	40	45	50
<i>Bacillus</i>	0,9988	0,99856	0,99836	0,9982	0,99804	0,99656
<i>Sarcina</i>	0,9983	0,99411	0,99007	0,98589	0,97767	0,95933
<i>Pseudomonas</i>	0,9824	0,9788	0,9751	0,974	0,969	0,9651
<i>Diplococcus</i>	0,9872	0,9839	0,9816	0,9788	0,9748	0,9525

Додаток В2

Залежність зміни числа мікроорганізмів у випадку очищення
різними сорбентами для бактерій роду *Bacillus*

Бентоніт		Цеоліт		Глауконіт	
С, г/дм ³	МЧ, КУО/см ³	С, г/дм ³	МЧ, КУО/см ³	С, г/дм ³	МЧ, КУО/см ³
0	111000	0	111000	0	111000
1	69300	1	85100	1	90550
5	30550	5	41350	5	50800
10	7650	10	15300	10	29450
20	2300	20	6000	20	24500
30	900	30	4150	30	22000
35	200	35	2950	35	20500
40	198	40	2500	40	18700

Додаток Д1

Залежність МЧ від особливості реалізації комбінованої
УФО-адсорбційної технології очищення стоків від бактеріального
забруднення за товщини шару води 25 мм.

Види бактерій	МЧ ₀ , КУО/см ³	МЧ після УФО, КУО/см ³	МЧ після очищення сорбентом, КУО/см ³		
			Бентоніт	Цеоліт	Глауконіт
<i>Bacillus</i>	76000	106	3	6	26
<i>Sarcina</i>	60000	110	3	6	28
<i>Pseudomonas</i>	80000	1430	43	89	357
<i>Diplococcus</i>	65000	855	25	53	213

Додаток Д2

Залежність МЧ від особливості реалізації комбінованої
УФО-адсорбційної технології очищення стоків від бактеріального
забруднення за товщини шару води 45 мм

Види бактерій	МЧ ₀ , КУО/см ³	МЧ після УФО, КУО/см ³	МЧ після очищення сорбентом, КУО/см ³		
			Бентоніт	Цеоліт	Глауконіт
<i>Bacillus</i>	76000	155	5	10	38
<i>Sarcina</i>	60000	1350	40	85	335
<i>Pseudomonas</i>	80000	2500	75	156	625
<i>Diplococcus</i>	65000	1650	50	103	410

Додаток ДЗ

Залежність $\lg(\text{МЧ})$ від типу застосовуваного сорбенту у
комбінованій УФО-адсорбційній технології очищення стоків від
бактеріального забруднення за товщини шару води 25 мм

Види бактерій	$\lg(\text{МЧ})_0$	$\lg(\text{МЧ})$ після УФО	$\lg(\text{МЧ})$ після очищення сорбентом		
			Бентоніт	Цеоліт	Глауконіт
<i>Bacillus</i>	4,8808	2,0253	0,4771	0,7781	1,415
<i>Sarcina</i>	4,7782	2,0414	0,4771	0,7781	1,4472
<i>Pseudomonas</i>	4,9031	3,1553	1,6335	1,9494	2,5527
<i>Diplococcus</i>	4,8129	2,932	1,3979	1,7243	2,3284

Додаток Д4

Залежність \lg (МЧ) від типу застосовуваного сорбенту у
комбінованій УФО-адсорбційній технології очищення стоків від
бактеріального забруднення за товщини шару води 45 мм

Види бактерій	\lg (МЧ) ₀	\lg (МЧ) після УФО	\lg (МЧ) після очищення сорбентом		
			Бентоніт	Цеоліт	Глауконіт
<i>Bacillus</i>	4,8808	2,1903	0,6990	1,0000	1,5798
<i>Sarcina</i>	4,7782	3,1303	1,6021	1,9294	2,5250
<i>Pseudomonas</i>	4,9031	3,3979	1,8751	2,1931	2,7959
<i>Diplococcus</i>	4,8129	3,2175	1,6990	2,0128	2,6128

Додаток Д5

Залежність ступеня очищення від різних типів мікроорганізмів від типу застосовуваних природних сорбентів на стадії адсорбційного доочищення у комбінованій УФО-адсорбційної технології очищення стоків від бактеріального забруднення за товщини шару води на стадії УФО 25 мм

Види бактерій	Ступінь очищення поч.	Ступінь очищення після УФО	Ступінь очищення після обробки сорбентом		
			Бентоніт	Цеоліт	Глауконіт
<i>Bacillus</i>	0	0,9986	0,9999	0,9999	0,9996
<i>Sarcina</i>	0	0,9982	0,9999	0,9999	0,9995
<i>Pseudomonas</i>	0	0,9821	0,9995	0,9989	0,9955
<i>Diplococcus</i>	0	0,9868	0,9996	0,9992	0,9967

Додаток Д6

Залежність ступеня очищення від різних типів мікроорганізмів від типу застосовуваних природних сорбентів на стадії адсорбційного доочищення у комбінованій УФО-адсорбційної технології очищення стоків від бактеріального забруднення за товщини шару води на стадії УФО 45 мм

Види бактерій	Ступінь очищення поч.	Ступінь очищення після УФО	Ступінь очищення після обробки сорбентом		
			Бентоніт	Цеоліт	Глауконіт
<i>Bacillus</i>	0	0,9980	0,9999	0,9999	0,9995
<i>Sarcina</i>	0	0,9775	0,9993	0,9986	0,9944
<i>Pseudomonas</i>	0	0,9688	0,9991	0,9981	0,9922
<i>Diplococcus</i>	0	0,9746	0,9992	0,9984	0,9937

Додаток Е1

Залежність зміни МЧ від особливості реалізації адсорбційної стадії доочищення (виду сорбенту та його концентрації) у комбінованій УЗ-адсорбційній технології очищення стоків від бактеріального забруднення

С = 7 г/дм ³			
Сорбенти	МЧ ₀ , КУО/см ³	МЧ після УЗ, КУО/см ³	МЧ після очищення сорбентом, КУО/см ³
Бентоніт	76000	55000	10700
Цеоліт	76000	55000	9000
Глауконіт	76000	55000	25000
С = 20 г/дм ³			
Бентоніт	76000	55000	3000
Цеоліт	76000	55000	2000
Глауконіт	76000	55000	5000
С = 35 г/дм ³			
Бентоніт	76000	55000	2000
Цеоліт	76000	55000	1000
Глауконіт	76000	55000	4000

Додаток Е2

Залежність ступеня очищення від різних типів мікроорганізмів від особливості реалізації адсорбційної стадії доочищення (виду сорбенту та його концентрації) у комбінованій УЗ-адсорбційній технології очищення стоків від бактеріального забруднення

Сорбенти	Ступіньочищення поч., КУО/см ³	Ступіньочищення після УЗ, КУО/см ³	Ступіньочищення після обробки сорбентом, КУО/см ³
С = 7 г/ дм ³			
Бентоніт	0	0,2763	0,8053
Цеоліт	0	0,2763	0,7329
Глауконіт	0	0,2763	0,671
С = 20 г/ дм ³			
Бентоніт	0	0,2763	0,9776
Цеоліт	0	0,2763	0,9605
Глауконіт	0	0,2763	0,8355
С = 35 г/ дм ³			
Бентоніт	0	0,2763	0,998
Цеоліт	0	0,2763	0,9855
Глауконіт	0	0,2763	0,8776

Додаток Ж1

Залежність ЗМЧ від тривалості опромінювання УФВ та
різної товщини шару стоків (мм)

Товщина шару стоків, мм	ЗМЧ, КУО/см ³				
	Тривалість опромінювання, с				
	0	5	10	15	20
25	181667	48742	15600	9800	3757
30	181667	58582	28300	18100	9592
35	181667	68423	38600	25900	15427
40	181667	78264	48000	36512	21262
45	181667	88105	57600	42349	27097

Додаток Ж2

Залежність ступеня очищення від тривалості опромінювання для стічних вод КОС-2 за різної товщини шару рідини (мм)

Товщина шару стоків, мм	N _{оч}				
	Тривалість опромінювання, с				
	0	5	10	15	20
25	0	0,7317	0,9141	0,9461	0,9793
30	0	0,6775	0,8442	0,9004	0,9472
35	0	0,6234	0,7875	0,8574	0,9151
40	0	0,5692	0,7358	0,799	0,8829
45	0	0,515	0,6829	0,7669	0,8508

03317



УКРАЇНА

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»

вул. С. Бандери, 12, Львів, 79013, тел. (380-32) 237-49-93, 258-27-58, факс: (380-32) 258-26-80
 ел. пошта: coffice@lp.edu.ua, інтернет: www.lp.edu.ua

25.02.2016 № 67-01-401

на № _____

До спеціалізованої вченої ради
 К 35.052.22 Національного університету
 «Львівська політехніка»

ДОВІДКА

про використання у навчальному процесі
 Національного університету «Львівська політехніка»
 результатів досліджень та розробок, одержаних
 при виконанні дисертаційної роботи
 Вронської Наталії Юріївни

Основні положення та результати дисертаційного дослідження Вронської Наталії Юріївни на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека, впроваджені у навчальний процес Національного університету «Львівська політехніка» та застосовуються при викладанні дисципліни «Технології та устаткування для очищення промислових стічних вод» на кафедрі екології та збалансоване природокористування Національного університету «Львівська політехніка» для студентів спеціальності 7.04010601 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування». Зокрема, у навчальному процесі використовується аналіз процесу знезараження води від мікробіологічних забрудників (Розділ 9, Тема «Біологічне очищення стічних вод»).

Проректор з науково-педагогічної роботи
 Національного університету
 «Львівська політехніка»,
 доц.

Давидчак О.Р.

«Затверджую»

Перший заступник Генерального
директора ТзОВ «Інститут
гірничохімічної промисловості»

Гелетій Г.М.

26 січня 2016 року

АКТ

передачі матеріалів дисертаційної роботи Вронської Н.Ю. для використання при проектуванні серійної промислової установки очищення води від мікробіологічних забрудників із застосуванням ультрафіолетового опромінення і природних дисперсних сорбентів.

Цим актом стверджується, що Вронською Н.Ю. передано ВАТ «ГІРХІМПРОМ» результати її дисертаційної роботи по дослідженню процесу знезараження стоків від мікробіологічних забрудників. Матеріали дисертації будуть використані для розроблення вихідних даних на проектування серійної промислової установки очищення води від мікробіологічних забрудників із застосуванням ультрафіолетового опромінення та природних дисперсних сорбентів. Час опромінення на установці буде складати 20 сек., товщини плівки шару стоків, які очищаються – 45 мм, концентрація сорбенту складе 10 г/л. Згідно проведених розрахунків внаслідок впровадження технології вдасться досягти планового показника – ступінь очищення 0,85. У випадку введення додаткової стадії УФО в існуючу технологію очищення стоків вдасться досягти зменшення початкового значення БГКП у 100 разів. Очікуваний економічний ефект від впровадження установки, розрахований відділом кошторисів ТзОВ «ГІРХІМПРОМ» складе 487,6 тис. грн в рік.

Від ТзОВ «ГІРХІМПРОМ»**Від Національного університету
«Львівська політехніка»**

Перший заступник

Генерального директора

 Гелетій Г.М.

Головний інженер

 Ковалишин В.В.

Зав.кафедри ЕЗП, д.т.н., проф.

 Мальований М.С.

Асистент

 Вронська Н.Ю.