

**РОЗРОБКА ЗАХОДІВ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ ТЕХНОЛОГІЙ  
ОЧИЩЕННЯ КОНЦЕНТРОВАНИХ СТІЧНИХ ВОД  
ХАРЧОВИХ ВИРОБНИЦТВ**

2018/2019 н.р.

## ЗМІСТ

ВСТУП	3
1 АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	5
2 ОБ'ЄКТ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	9
2.1 Об'єкти досліджень	9
2.2 Схема проведення досліджень	11
3 ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТАНОВОГО БРОДІННЯ КОНЦЕНТРОВАНИХ СТІЧНИХ ВОД ХАРЧОВИХ ВИРОБНИЦТВ	13
3.1 Постановка проблеми	13
3.2 Характеристика технології метанового бродіння та оптимальних параметрів протікання процесу	14
3.3 Дослідження процесу метанового бродіння СВ харчових виробництв	22
ВИСНОВКИ	30
СПИСОК ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ	31

## ВСТУП

На сьогоднішній день рівень забрудненості навколишнього середовища продуктами життєдіяльності людини досягає критичної точки. Особливий вплив припадає на водні джерела.

Підприємства харчової промисловості є одними з найбільших водоспоживачів, де 95% стічних вод, що утворюються в процесі виробництва, містять високі концентрації забруднюючих речовин. Для отримання готової продукції витрачається в кілька разів більше води, ніж обробляється сировини.

Нині лічені підприємства харчової промисловості забезпечені власним комплексом споруд для очищення стічних вод. У кращому випадку підприємства скидають свої стоки в міську каналізаційну мережу, але у зв'язку з тим, що в зазначених відходах можуть міститися специфічні забруднення, їх скид у каналізацію обмежений комплексом вимог.

Розробка ефективної енерго- та ресурсощадної технологічної схеми обробки стічних вод цієї категорії дасть змогу створити систему очищення стоків, якість яких відповідатиме нормативним вимогам при скиданні стічних вод у міську каналізацію.

Сучасні біологічні методи, до яких відноситься анаеробне (метанове) бродіння дозволяють не тільки очистити стічні води, але також отримати високоякісні добрива та електроенергію від спалювання біогазу [1, 2].

**Актуальність теми.** Останнім часом все частіше виникає необхідність в локальному очищенні стічних вод харчових виробництв. Існуючі на сьогоднішній день традиційні технології відрізняються недосконалістю, непристосованістю до повного очищення висококонцентрованих стічних вод харчових виробництв і в ряді випадків не забезпечують необхідну ступінь очищення і утилізацію всіх побічних продуктів, що утворюються в цьому процесі. Традиційні біологічні споруди працюють нестабільно через нерівномірну подачу вод на очистку, як за кількістю, так і за якістю очищуваних стоків з значним коливанням хімічного споживання кисню. Тому

розробка високоефективної та екологічно безпечної технології утилізації стічних вод даного класу є актуальною.

**Практичне значення теми:** обґрунтовано кращу з екологічної точки зору технологію утилізації концентрованих стічних вод харчових виробництв та розроблено рекомендації щодо її оптимізації. Використання сформульованих в роботі рекомендацій дозволить не лише суттєво підвищити екологічність харчових виробництв, але й забезпечити прибуток від утилізації відходів виробництва.

**Мета роботи:** кількісна оцінка екологічності технологій очищення концентрованих стічних вод харчових виробництв, обґрунтування вибору найкращої з точки зору екологічності технології та надання рекомендацій щодо її оптимізації.

Для досягнення поставленої мети вирішувались наступні **завдання**:

- охарактеризувати стічні води харчових виробництв за джерелами утворення та забрудненістю;
- охарактеризувати основні технології очищення стічних вод харчової промисловості;
- розрахувати вуглецевий слід найбільш показових технологій очищення концентрованих стічних вод харчової промисловості;
- обґрунтувати вибір найбільш ефективної та екологічно безпечної технології;
- дослідити закономірності метанової ферментації концентрованих стічних вод харчових виробництв;
- розробити рекомендації щодо інтенсифікації метанового бродіння концентрованих стічних вод харчових виробництв;
- розробити рекомендації щодо екологізації технологій утилізації концентрованих стічних вод харчових виробництв.



## 1 АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

Виробництво харчових продуктів супроводжується утворенням рідких, газоподібних і твердих відходів, що забруднюють гідросферу, атмосферу та ґрунти. Але основною проблемою екології харчових виробництв є проблема води, що використовується безпосередньо в технології основного продукту, для миття обладнання та інших цілей. Більшість цієї води у вигляді забруднених стоків виводиться із процесу та надходить у навколишнє середовище. Основною їх особливістю є високий вміст розчинених органічних речовин [3]. Характеристика стічних вод підприємств харчової промисловості наведена в таблиці 1.1 [4, 5].

Таблиця 1.1 – Склад стічних вод різних харчових виробництв

Виробництво	pH	ЗР, мг/л	ХСК, мг О <sub>2</sub> /л	БСК <sub>5</sub> , мг О <sub>2</sub> /л
Цукрові виробництва	6-9	1200-2600	4900	1400-3600
Виробництво дріжджів	6,8	1900	1800	1500
Пивоварні підприємства	6,9	2650	2000-6000	1500-4000
Спиртзаводи (барда)	4	32 000- 45 000	20 000- 48 000	15 500-29 900
Виробництво слабоалкогольних напоїв	6	-	1760	1200
Крохмалепереробні (картопля) заводи	7,2	600-4700	100-2520	300-1300
Молочні підприємства	6,5-9	350-600	1200-3000	500-2000
Сирзаводи	3,55	400-750	51200	40 000
Плодоовочеві виробництва	4	20-1800	440-2690	350-2175
М'ясопереробні виробництва	6,5-7,5	410-12 000	1800- 12 500	650-5100
Кондитерські (усереднений сток) підприємства	4,5-9,9	1220-1790	6060	2190
Виробництва морозива	6-11	8000	6000	4000

Реалізація технологій харчових продуктів супроводжується утворенням значної кількості скидів СВ, до яких переходить близько третини перероблюваної сировини, а концентрація забруднювальних компонентів у них у 10...100 разів більша, ніж у господарсько-побутових. Кількість СВ, що утворюється на підприємствах харчової промисловості наведено в табл. 1.2 [6].

Стічні води харчових виробництв представляють собою складні полідисперсні системи і містять різні за природою забруднення: жир, молоко, луску, шерсть, кров, солі, пісок, ворсинки, мінеральні нерозчинні домішки, миючі засоби та ін. Це ускладнює роботу каналізаційних мереж, насосних станцій і очисних споруд (ОС). Стічні води харчових виробництв різноманітні як за компонентним складом, так і за концентрацією забруднювальних речовин і є складною фізико-хімічною системою.

Таблиця 1.2 – Кількість СВ, що утворюється на підприємствах харчової промисловості

Підприємство	Кількість СВ
Хлібозавод потужністю 30 т/добу	2,8 м <sup>3</sup> /т виробів
Хлібозавод із кондитерським цехом потужністю 40 т/добу	3...4 м <sup>3</sup> /т виробів
Макаронна фабрика потужністю 105 т/добу	5,3 м <sup>3</sup> /т виробів
Дріжджовий завод	170 м <sup>3</sup> /т дріжджів
Консервний завод, що переробляє огірки	4...5 м <sup>3</sup> /1000 умовних банок
Завод із виробництва цукру-піску	1,7 м <sup>3</sup> /т буряка
Завод первинного виноробства	0,2 м <sup>3</sup> /т винограду
Завод вторинного виноробства (марочні вина)	28 м <sup>3</sup> /т винограду
Завод шампанських вин (резервуарний спосіб)	6,7 м <sup>3</sup> /1000 пляшок шампанського
М'ясно-спиртовий завод із цехом хлібопекарських дріжджів	830 м <sup>3</sup> /1000 дал спирту
Спиртовий завод, що переробляє зерно	1 300 м <sup>3</sup> /1000 дал спирту
Завод із виробництва солоду	18 м <sup>3</sup> /т солоду
Пивоварний завод	76 м <sup>3</sup> /1000 дал пива

В цілому стічні води харчових виробництв забруднені переважно органічними домішками, що є залишками сировини та продуктів її

трансформації. На жаль, тепер ці води та інші відходи переважно викидають за територію заводів.

На багатьох підприємствах стічні води, що містять розчинні і важкорозчинні органічні сполуки, скидають у міську каналізаційну мережу, з якої вони потрапляють на міські ОС. Останні часто мають недосконалі технології і здебільшого працюють незадовільно, тому недостатньо очищена стічна вода може потрапляти в природні водойми. При цьому у водоймах відбувається окиснення вуглеводів, білків і жирів за участю розчиненого кисню, що є одним із найважливіших факторів існування гідробіонтів. Наслідком цього є погіршення умов життєдіяльності останніх і порушення динамічної рівноваги водних екосистем.

Із метою запобігання негативним наслідкам скидання забруднених вод у природні водойми існують встановлені державні нормативи щодо їх складу. До загальних показників якості промислових вод, що скидаються у відкриті водойми господарсько-питного і культурно-побутового призначення, належать: запах, забарвленість, вміст завислих речовин, величина рН, концентрація розчиненого кисню, температура, БСК, мінеральний склад тощо.

Суворі правила щодо скидання стічних вод промислових підприємств у природні водойми ставлять високі вимоги до ступеня очищення стоків з урахуванням їх складу та властивостей.

Способи очищення стічних вод поділяються на механічні, хімічні, фізико-хімічні та біологічні [7, 8-10].

На особливу увагу на підприємствах харчової промисловості заслуговують біологічні способи очищення. Досягнення останніх десятиліть у мікробіології, гідробіології та біотехнології дають змогу стверджувати, що сучасні біологічні способи можна успішно використовувати для очищення стічної води від більшості забруднювальних компонентів. Сучасні біологічні методи, до яких відноситься анаеробне (метанове) бродіння дозволяють не тільки очистити стічні води, але також отримати високоякісні добрива та електроенергію від спалювання біогазу [1, 2].

Щодо відносної дешевизни, прибутковості, надійності та екологічної бездоганності біологічне очищення стічних вод підприємств харчової промисловості має безсумнівну перспективу закріпити свою роль в охороні водного басейну від забруднень.

Отже, особливу загрозу навколишньому середовищу становлять відходи м'ясопереробних, молочних, пивоварних, олійно-жирових, крохмале-патокових комбінатів та спиртових заводів для яких характерна висока водосмність та відсутність досконалих ОС, і, як наслідок, забруднення прилеглих водойм висококонцентрованими стоками, що утворюються в процесі виробництва продукції.

Стічні води підприємств даних галузей харчової промисловості відносяться до категорії висококонцентрованих і мають нестабільні за якістю і кількістю показники. Традиційні технології очищення висококонцентрованих стоків є недосконалими, і, в ряді випадків, не забезпечують необхідну ступінь очищення і утилізацію всіх побічних продуктів, що утворюються в цьому процесі. Тому розробка високоефективної технології їх утилізації є актуальною.

## 2 ОБ'ЄКТ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

### 2.1 Об'єкти дослідження

*Об'єктом дослідження* в роботі були технології очищення концентрованих стічних вод харчових виробництв – м'ясного та молочного, у т.ч. молочної сироватки.

*Предметом досліджень* були еколого-технологічні аспекти очищення концентрованих стічних вод м'ясного та молочного виробництв.

*Стічні води м'ясопереробної промисловості.* СВ м'ясопереробної промисловості утворюються на всіх стадіях виробництва м'яса – при митті й вимочуванні м'ясної сировини, туш і напівфабрикатів, при душовій відмивці ковбас і в агрегатах їх термічної обробки, при митті обладнання, тари і підлоги. Вони містять частинки жиру, м'яса, крові, білки, невеликі кількості нітриту, селітри і солі. Характеристика забруднень СВ м'ясопереробних підприємств наведена в табл. 2.1.

Таблиця 2.1 – Хімічний склад СВ підприємств м'ясопереробної промисловості

Показники СВ	Значення показників	
	довідкові	максимальні
Температура, °С	18-25	-
pH	6,5-8,5	-
ХСК, мгО <sub>2</sub> /л	1600-2000	12500
БСК <sub>повн</sub> , мгО <sub>2</sub> /л	1300-1500	8600
ЗР, мг/л	1300-2000	12000
Жири, мг/л	1200-1300	2000
Азот <sub>заг</sub> , мг/л	100-150	190
Фосфор (в перер. на Р <sub>2</sub> О <sub>5</sub> ), мг/л	35-60	80
Хлориди	150-350	-
Сульфати	500	-

*Стічні води молочної промисловості.* На підприємствах молочної промисловості утворюються два види виробничих СВ: забруднені і незабруднені. Забруднені стічні води утворюються при митті обладнання,

технологічних трубопроводів, автомобільних і залізничних цистерн, фляг, склотари, підлог, панелей виробничих приміщень. Незабруднені стічні води утворюються при охолодженні молока і молочних продуктів та обладнання, і як правило, направляються в систему оборотного водопостачання або на повторне використання для миття обладнання, тари та інших цілей.

Стічні води підприємств по переробці молока містять багато органічних речовин, в числі яких багато білкових сполук, які швидко загнивають і призводять до забруднення атмосфери. Стічні води характеризуються високим вмістом здобрювальних елементів (азоту, калію). Хімічний склад СВ молокопереробних виробництв наведений в табл. 2.2.

Таблиця 2.2 – Хімічний склад СВ підприємств молочної промисловості

Показники СВ	Значення показників	
	довідкові	максимальні
Температура, °C	16-33	70
pH	6,2-7,5	3,5-11,5
ХСК, мгО <sub>2</sub> /л	1200-3000	15000
БСК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /л	800-2400	10000
ЗР, мг/л	300-600	1500
Осади, мг/л	1400-3400	-
Жири, мг/л	100-200	450
Азот <sub>заг</sub> , мг/л	50-60	90
Фосфор,(в перер. на Р <sub>2</sub> О <sub>5</sub> ), мг/л	8-25	25
Хлориди, мг/л	150-200	-

Оскільки при виробництві молочної продукції у СВ можуть потрапляти молоко і напівфабрикати, варто мати уявлення про їх вплив на забруднення СВ, тобто про величину екологічних показників цих продуктів: ХСК і БСК (Табл. 2.3).

Забруднення СВ молочних заводів в десятки разів перевищує норми скидання в каналізацію. Існують підприємства, які скидають стічні води безпосередньо в водоймище або збирають попередньо в резервуари, після чого стічні води практично в неочищеному вигляді потрапляють у водойми.



Таблиця 2.3 – Потреба кисню на окиснення органічних речовин в залежності від складу молока та молочних продуктів

Найменування	Показники забруднення, мгО <sub>2</sub> /л	
	ХСК	БСК
Сироватка	75000	50000
Молоко цільне	200000	150000
Молоко незбиране	110000	75000
Пахта	110000	75000

Кожен літр СВ молочної промисловості псує більше 1000 л чистої води водоймища. Всі забруднення, що скидаються в атмосферу чи водоймища, можна значно зменшити, але не можна уникнути цілком, доки не будуть створені безвідхідні технології.

Отже, проаналізувавши джерела утворення, склад та основні проблеми очищення СВ даного класу, робимо висновок, що СВ підприємств розглянутих галузей харчової промисловості відносяться до категорії висококонцентрованих і мають нестабільні за якістю і кількістю показники. Традиційні технології очищення висококонцентрованих стоків є недосконалими, і, в ряді випадків, не забезпечують необхідну ступінь очищення і утилізацію всіх побічних продуктів, що утворюються в цьому процесі. Сучасні методи, до яких відноситься анаеробне (метанове) бродіння, дозволяють не тільки очистити СВ, але також отримати органічні добрива та енергію у вигляді біогазу.

## 2.2 Схеми проведення досліджень

За результатами аналізу літературних джерел та виходячи з особливостей обраних для дослідження об'єктів пропонується наступна схема проведення дослідження (рис. 2.1).

Відповідно до представленої схеми на першому етапі досліджень було охарактеризовано стічні води харчових виробництв за джерелами утворення й забрудненістю та наведено класифікацію методів їх очищення.

Другим етапом були постановка мети і завдань досліджень та уточнення теми наукової роботи.



Рис. 2.1 – Схема досліджень

На останньому етапі було охарактеризовано технологію метанового бродіння та оптимальні параметри протікання процесу, проведено експериментальне дослідження метанового бродіння концентрованих стічних вод харчових виробництв. Зроблено відповідні висновки.



## **3 ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТАНОВОГО БРОДІННЯ КОНЦЕНТРОВАНИХ СТІЧНИХ ВОД ХАРЧОВИХ ВИРОБНИЦТВ**

### **3.1 Постановка проблеми**

Після детального аналізу вищенаведених технологій робимо висновок, що для очищення висококонцентрованих стічних вод харчових виробництв доцільно застосовувати комплекс технологію, що включає повну біологічну очистку.

Вважається, що біологічні методи видалення органічних забруднень є найбільш економічно ефективними та екологічно прийнятними [11]. В даний час найбільш широке поширення стосовно до стічних вод підприємств харчової промисловості отримала очистка за допомогою аеробних мікроорганізмів, здійснювана в аеротенках. Однак, традиційні технології аеробного біологічного очищення в аеротенках володіють, стосовно до висококонцентрованим стічних вод харчової промисловості, наступними істотними недоліками:

- висока витрата електроенергії на аерацію;
- високий приріст надлишкової біомаси, що володіє поганими водовіддавальними властивостями і вимагає стабілізації;
- нестійкість до залпових скидів легкоокислюваних забруднень, перерв у подачі стічних вод.

Останнім часом розроблені технології локальної попереднього очищення стічних вод галузі з використанням біофільтрів з пластмасовими завантаженнями, або із застосуванням реагентної фізико-хімічної обробки [12].

Однак, використання біофільтрів стримується високою вартістю сучасних завантажувальних матеріалів. Фізико-хімічні технології, насамперед, реагентному флотація, будучи ефективними у відношенні жирових забруднень, не можуть вирішити проблему очищення від розчинених забруднень (вуглеводів). Крім того, вони породжують вторинну проблему – утворення великої (до 10% від обсягу стічних вод) кількості легкозагниваючих органо-мінеральних осадів, що вимагають стабілізації і зневоднення.

Виключити вказані недоліки аеробних і фізико-хімічних технологій може використання в якості попереднього очищення анаеробної обробки методом метанового зброджування, яка, не вимагаючи витрат на аерацію і реагенти, дозволяє трансформувати органічні забруднення в цінний енергоносіє – метан, і призводить до утворення значно меншої кількості надлишкового мулу.

Перевагами анаеробної очистки СВ є не лише ефективне та екологічно безпечне попереднє видалення забруднень в результаті зброджування метанутворюючими мікроорганізмами органічних речовин, що містяться у СВ, але й також можливість одержання додаткових ресурсів – біодобрив та енергії у вигляді біогазу, що є економічно вигідним для реалізації комплексної технології.

Метанове зброджування в анаеробних реакторах є найбільш значимим етапом будь-якої технології біологічної очистки СВ, який визначає хід всього подальшого процесу, здійснює вирішальний вплив на ефективність очищення і економічний ефект застосовуваної технології.

На сучасному етапі метод анаеробного (метанового) бродіння є найбільш проблемним, недосконалим та маловивченим, але водночас і найбільш перспективним з екологічної та енергетичної точки зору методом біологічної очистки стоків.

Тому предметом подальших досліджень в області розробки ефективної та екологічної безпечної технології утилізації висококонцентрованих СВ харчової промисловості був вибраний метод метанового зброджування СВ як найважливіша складова технології комплексного біологічного очищення.

### **3.2 Характеристика технології метанового бродіння та оптимальних параметрів протікання процесу**

*Метанове бродіння (біометаногенез)* – це процес перетворення органічних сполук біомаси на біогаз за участю метанутворюючих анаеробних мікроорганізмів. Коефіцієнт трансформації енергії біомаси в енергію метану при цьому процесі досягає 80 % [13].

На сьогоднішній день встановлено, що деградація органічних речовин при метаногенезі здійснюється як багатоступеневий процес, в якому вуглецеві зв'язки поступово руйнуються під дією різних груп мікроорганізмів [14,8].

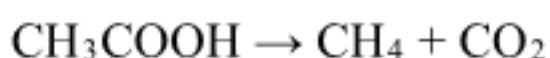
Процес метанового бродіння сирого осаду поділяють на три, а іноді й чотири етапи [15]:

1. Гідролізна фаза. Під час протікання цієї фази, в результаті життєдіяльності аеробних гідролітичних (ацетогенних, наприклад *Syntrophobacter wolinii*) бактерій, стійкі субстанції (протеїни, жири і вуглеводи) розкладаються на прості складові (амінокислоти, глюкоза, жирні кислоти).

2. Кислотоутворююча фаза. Утворені під час попередньої фази прості складові розкладаються кислотоутворюючими бактеріями на інші органічні речовини (оцтову, пропіонову кислоти, спирти і альдегіди) та неорганічні речовини  $H_2$ ,  $CO_2$ ,  $N_2$ ,  $H_2S$ . Цей процес протікає до тих пір, поки розвиток бактерій не сповільниться під впливом утворених кислот.

3. Ацетогенна фаза. Під впливом ацетогенних бактерій з утворених кислот виробляється оцтова кислота.

При переробці різних промислових стоків харчових виробництв основним субстратом для метаногенів є ацетат, який також перетворюється в метан:

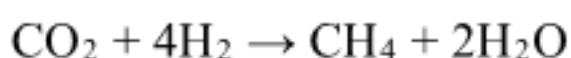


До цієї групи метаногенів відносяться *Methanosarcina barkeri*, *Methanococcus mazei*, *Methanotherixsoe*genii. При конверсії ацетата в метан за їх допомогою дуже мало змінюється вільна енергія субстрату ( $\Delta G^\circ = -32$  кДж), тому швидкість їх росту низька і їх генерація триває не менше 10 діб.

4. Метаногенез. Оцтова кислота розкладається на метан, вуглекислий газ і воду:



Водень і вуглекислий газ перетворюються на метан і воду:



Склад продуктів обміну речовин за стадіями анаеробного зброджування наведений на рис. 3.1

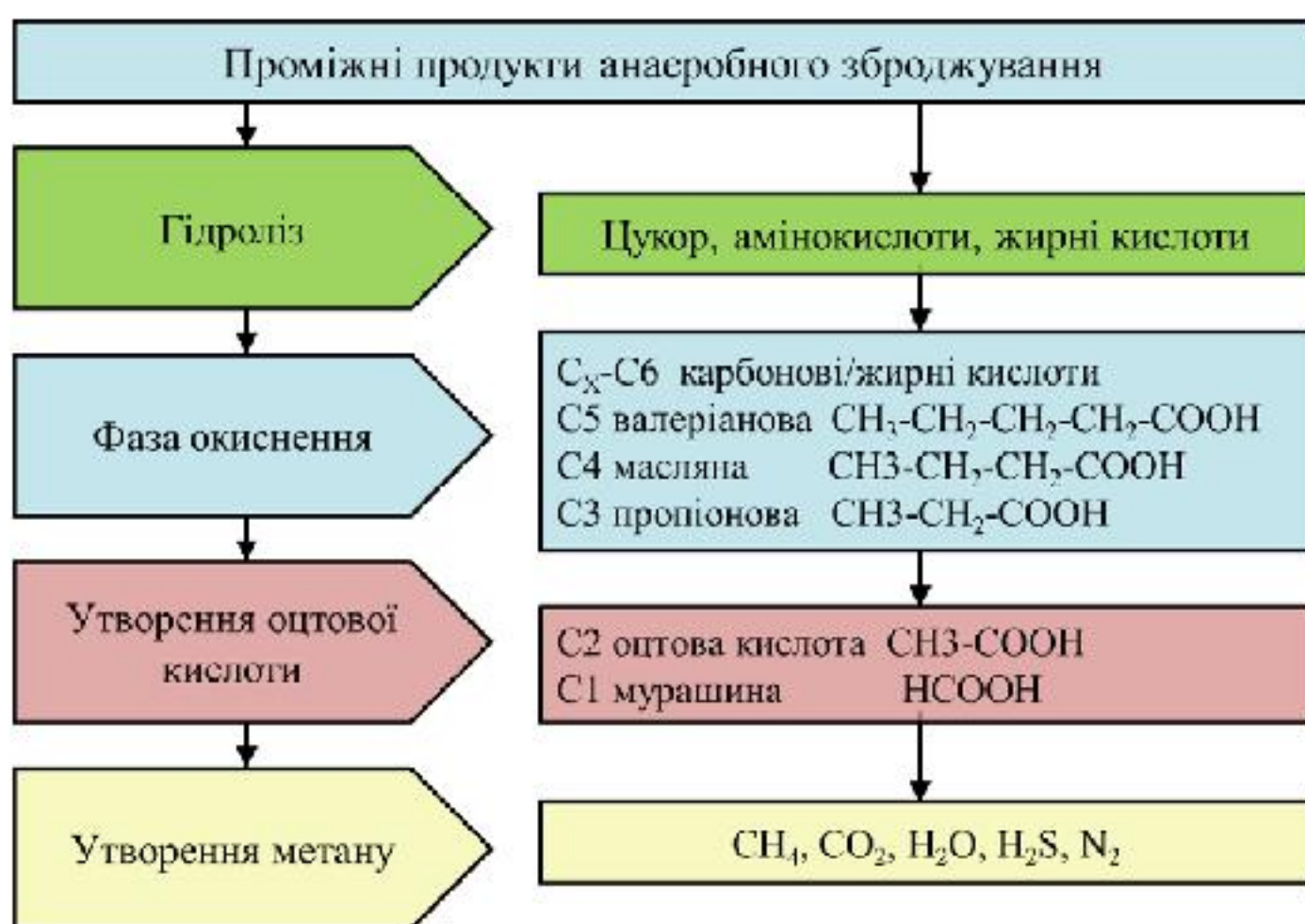


Рис. 3.1 – Продукти обміну речовин анаеробного розкладання [16]

Всі стадії метанового бродіння зводяться до двофазної схеми процесу бродіння (рис. 3.2) [10].

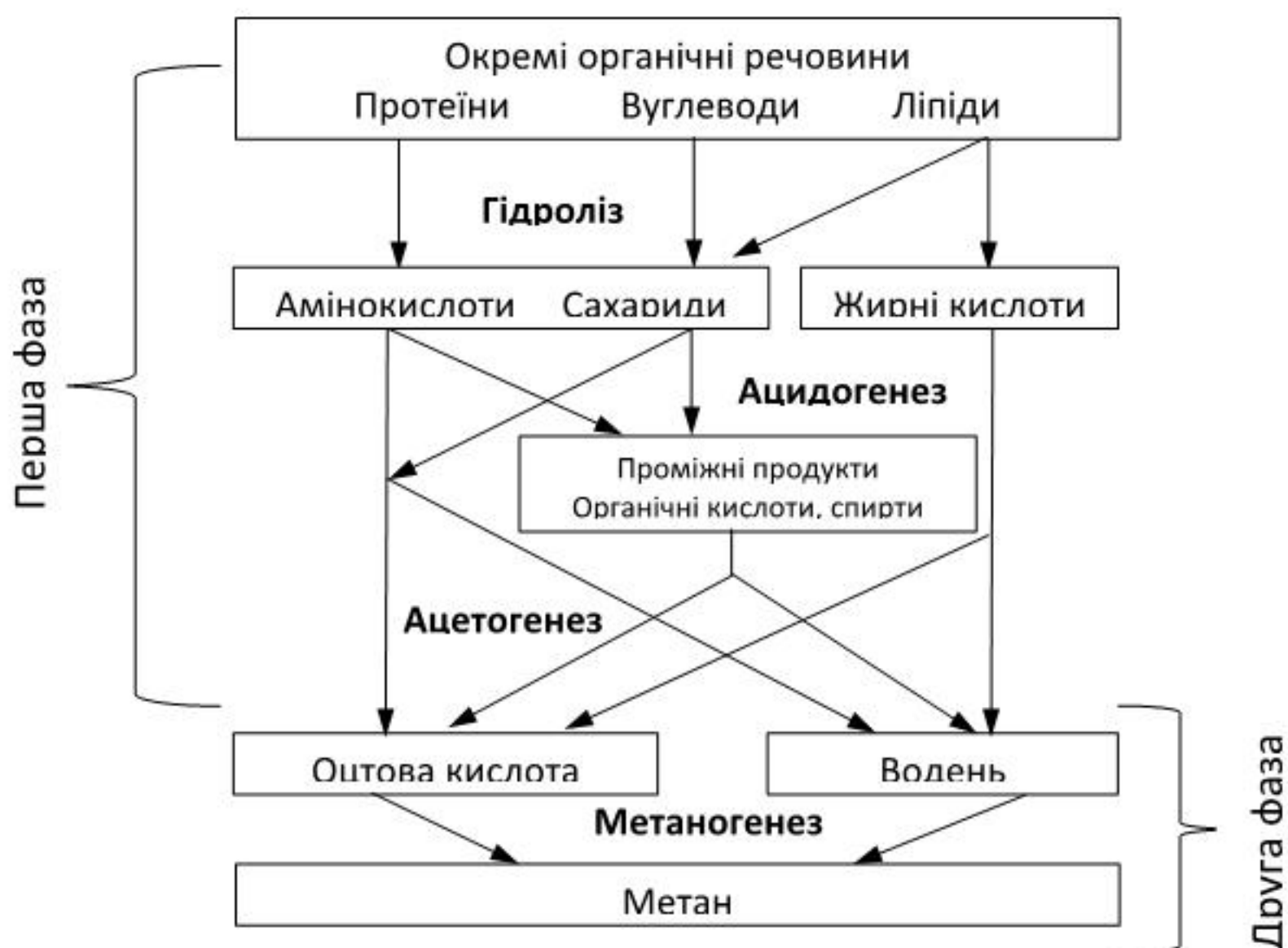


Рис. 3.2 – Двофазна схема процесу бродіння



Для протікання процесу метанового бродіння і для якості одержуваного в його кінцевому результаті біогазу важливими є наступні параметри: анаеробні умови в реакторі, температура, рН середовища, склад і якість сировини, інгібітори, вологість середовища, співвідношення вмісту вуглецю і азоту, кислотно-лужний баланс, технологічний час циклу бродіння, інтенсивність перемішування, рівномірна подача субстрату та ін.

*Вибір апаратурного забезпечення.* Найбільш доцільно використовувати метантенк з безперервною подачею сировини, оскільки при цьому інтенсивність розкладання є найбільшою. Кількість органічної речовини, яка додається за одиницю часу до субстрату, що знаходиться у реакторі, відповідає вже розкладеній на даний момент кількості органічної речовини [12].

*Методи попередньої обробки сировини.* Застосування різних методів попередньої обробки вихідної сировини дозволяє збільшити біодоступність сировини для зброджування та підвищити ступінь розкладу беззольної речовини. Серед способів обробки найбільшу увагу привертають ультразвукова, термолужна і термічна обробка, механічна гомогенізація, внесення стимулюючих добавок, що оптимізують хімічний склад субстрату.

*Вологість середовища.* Метанові бактерії можуть жити і розмножуватися, коли субстрати в достатній мірі розчинені у воді (у складі мінімум 50% води). На відміну від аеробних бактерій, дріжджів та грибів вони не можуть існувати в твердій фазі. Верхня межа концентрації твердих речовин відповідає 10-15%, при якій ще можливе вільне переміщення фаз. При більших значеннях вихід газу значно зменшується [15].

*Підтримка анаеробних умов.* В анаеробному процесі розщеплення органічних субстратів приймає участь цілий ряд мікроорганізмів. Близько 50% беруть участь бактерій є аеробами або факультативними анаеробами і вимагають або добре переносять кисень [74]. Тільки метанові бактерії є винятковими анаеробами, ріст деяких з них повністю пригнічується при появі в газовій фазі 0,004% кисню [16, 17].

Велике значення має окисно-відновлювальний потенціал, що являє собою ступінь готовності іонів приймати електрони. Для росту анаеробних бактерій цей потенціал повинен знаходитися на дуже низькому рівні (-0,1V). Оскільки кисень має високий окислювально-відновний потенціал (+1,78), то це шкодить анаеробним бактеріям [15].

*Виключення потрапляння світла.* Хоча світло і не є для бактерій смертельним, воно уповільнює процес. Виключити вплив світла можна за допомогою світлонепроникної кришки.

*Водневий показник.* Метанопродукуючі бактерії найкраще пристосовані для існування в нейтральних або злегка лужних умовах. У процесі метанового бродіння другий етап виробництва біогазу є фазою активної дії кислотних бактерій. У цей час рівень рН знижується, тобто середовище стає більш кислим.

Однак при нормальному ході процесу життєдіяльність різних груп бактерій в реакторі проходить однаково ефективно і кислоти переробляються метановими бактеріями. Оптимальним значення протікання процесу метанового бродіння є рН, що дорівнює 6,8-7,4 [17]. Звичайно величина рН завдяки буферним властивостям субстрату при нерівномірному утворенні кислот підтримується на постійному рівні. Буферні властивості обумовлені утворенням карбонатів в кількостях, що перевищують кількість виділеного при бродінні  $\text{CO}_2$ .

*Лужність.* Концентрація гідрокарбонату та іонів карбонату у воді повинна складати 1500-5000 мг  $\text{CaCO}_3$  на 1л субстрату [11].

*Вміст летких кислот.* Вміст летких кислот повинен знаходитись у межах 600-1500 мг на 1л субстрату [11].

*Температурні умови.* Метанові бактерії проявляють свою життєдіяльність в межах температури 0-70°C. Якщо температура вища, вони починають гинути, за винятком кількох штамів, які можуть жити при температурі середовища до 97 °C. При мінусовій температурі вони виживають, але припиняють свою життєдіяльність. Нижня межа температури знаходиться в межах 3-4 °C [15]. Підтримка оптимальної температури є одним з найважливіших чинників

процесу зброджування. Для оптимізації процесу переробки органічної сировини для отримання біогазу та біодобрих виділяють три температурні режими [17].

- психрофільний температурний режим визначається температурами до 15 - 25 °C,
- мезофільні температурний режим визначається температурами від 25 °C до 40 °C і
- термофільний температурний режим визначається температурами понад 40-55 °C.

Кожен із наведених режимів має свій температурний оптимум, при якому спостерігається найкраща ефективність розкладання органічної сировини та найвищий вихід біогазу. Оптимальною температурою для мезофільного температурного режиму є 34-37 °C, а для термофільного 52-54 °C. Психрофільний температурний режим дотримується в установках без підігріву, в яких відсутній контроль за температурою. Найбільш інтенсивне виділення біогазу в психрофільному режимі відбувається при 23 °C [17].

На практиці більш поширені два температурні режими, це термофільний і мезофільний. У кожного з них є свої переваги і недоліки. Переваги термофільного процесу зброджування це підвищена швидкість розкладання сировини, і отже більш високий вихід біогазу, а також практично повне знищення хвороботворних бактерій, що містяться в сировині. До недоліків термофільного розкладання можна віднести; велика кількість енергії, потрібна на підігрів сировини в реакторі, чутливість процесу зброджування до мінімальних змін температури і дещо нижча якість отримуваних біодобрих. Крім того, при підвищенні температури відбувається зниження вмісту метану в загальному обсязі газу, що виділяється.

При мезофільному режимі зброджування зберігається високий амінокислотний склад біодобрих, але знезараження сировини не таке повне, як при термофільному.

Варто зазначити, що процес ферментації дуже чутливий до перепадів температури і залежить від режиму, в якому відбувається переробка сировини. Чим вище температура процесу, тим чутливіші бактерії до її коливань. Перепади температури 2-4 °C не роблять особливого впливу на ефективність процесу в мезофільному режимі. У той же час при роботі в термофільному режимі перепади не повинні перевищувати 1 °C [15].

Важливим параметром процесу отримання біогазу є *тривалість* процесу ферментації, яка залежить більшою мірою від температури бродіння.

Оптимальний час зброджування визначається температурним режимом, в якому протікає процес і становить [18]:

- Психрофільний температурний режим: 30-40 діб;
- Мезофільні температурний режим: 10-20 діб;
- Термофільний температурний режим: від 5-10 діб.

*Вміст поживних речовин* – співвідношення вуглецю (вуглекислого газу  $\text{CO}_2$ ) і азоту (азотистих сполук – вуглекислий  $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$  і хлористий  $(\text{NH}_4\text{Cl})$  амоній) у сировині. Оптимальним значенням є співвідношення C/N, що складає 10...16 [14]. Якщо у вихідному субстраті вуглеводів більше, ніж білкових речовин, то утворюється мало амонійного азоту. Внаслідок цього виділяється менше  $\text{CH}_4$  і більше  $\text{H}_2$  і  $\text{CO}_2$ , що призводить до збільшення виходу кислот, зниженню рН і тим самим до подальшого зменшення інтенсивності метанового бродіння. З іншої сторони, надлишок білка й амінокислот зумовлює зростання значення рН понад 8, що також призводить до згасання процесу метаноутворення.

Крім вуглецю та азоту, необхідно також забезпечити достатню кількість інших мінеральних поживних речовин – фосфору, сірки, кальцію, калію, магнію та інших мікроелементів.

*Органічні і мінеральні компоненти.* В сировині повинні міститись органічні та мінеральні речовини в об'ємі 75-85/15-25 % [11].

*Перемішування.* На поверхні органічної маси періодично утворюється плаваюча кірка, що заважає виходу біогазу. Тому її необхідно видаляти,



перемішуючи вміст біореактора. Перемішування сприяє також рівномірному розподілові температури і кислотності в біомасі, яка знаходиться у камері зброджування [10].

Потрібно враховувати, що процес зброджування являє собою симбіоз між різними штамами бактерій. Коли спільнота розбивається, процес ферментації буде непродуктивним до того, як утворюється нове співтовариство бактерій. Тому дуже часте або тривале і інтенсивне перемішування шкідливе. Рекомендується повільно перемішувати сировину через кожні 4-6 годин [17].

*Рівномірна подача субстрату.* З метою запобігання переогодовування бактерій, найкраще рівномірно подавати субстрат в ферментатор через короткі інтервали часу. Чим легше розкладається матеріал, тим частіше слід подавати субстрат. Таким чином вдасться також уникнути різкого зниження температури. Для установок з великим завантаженням ферментатора рекомендованою є подача з інтервалом в годину [15].

Вихідний субстрат не повинен містити речовин *інгібіторів*, що негативно впливають на життєдіяльність мікроорганізмів, оскільки вони сповільнюють, а іноді і припиняють процес анаеробного бродіння. До них, насамперед, відносяться важкі метали, кисень, аміак, нітрати, сульфіді, органічні кислоти, антибіотики, детергенти, сірководень, а також ефірні масла, щавелева кислота, ціаніди, таніни.

*Розкладання органічної речовини.* Розкладання до 30-33% зазвичай забезпечує максимальний вихід біогазу і кращий по якості перебродивший субстрат (шлам). Під час перебування біомаси в біореакторі протягом 14-15 днів повнота її розкладання складає 25% [12]. При безперервному способі зброджування, коли вивантаження певного об'єму «відпрацьованої» у реакторі органічної речовини відбувається одночасно із завантаженням такого ж об'єму свіжого матеріалу, виділяється найбільша кількість біогазу.

*Границя зброджування.* Даний параметр відповідає органічній речовині осаду 50-60%, надлишковому активному мулу – 42-45%. Стабілізованим

вважається осад, ступінь зброджування якого у метантенку складає  $\approx 90\%$  границі зброджування [11].

Узагальнені оптимальні параметри, що забезпечують найкраще протікання метаногенезу є наведені в табл. 3.1.

Таблиця 3.1– Оптимальні параметри, що забезпечують найкраще протікання метаногенезу

Параметри процесу	Оптимальні значення
Вологість середовища, %	>50
Кисень, %	<0,004
pH	6,8-7,4
Окисно-відновлювальний потенціал	-0,1 V (400 мВ)
C:N:P	(75-150):5:1
Органічні і мінеральні компоненти, %	75-85/15-25
Температурний режим, °C:	0-70
Психрофільний	15-25
Мезофільний	25-40
Термофільний	45-55
Зміна температури, °C:	
Психрофільний	2-4
Мезофільний	1-3
Термофільний	0,5-1
Час перебування у реакторі, діб	
Психрофільний режим	30-40
Мезофільний режим	10-20
Термофільний режим	5-10
Перемішування,	кожні 4-6 годин
Подача сировини	1 раз на годину
Розкладання органічної речовини, %	до 30-33

### 3.3 Дослідження процесу метанового бродіння СВ харчових виробництв

Виходячи із вищенаведеного, експеримент із оптимізації процесів утилізації стічних вод проводимо наступним чином.

Для проведення експерименту використовуємо спрощений метод попереднього дослідження метанового бродіння, описаний в Розділі 2. В якості показника ефективності очищення модельної СВ від органічних забруднень

вважаємо ХСК, яке виміряємо з інтервалом у 2 доби на протязі 30 днів за методикою, наведеною в розділі 2 (прискорений біхроматний метод).

Порівнюючи оптимальні параметри (табл. 3.1) з фактичними значеннями стічних вод, що потребують очищення (табл. 2.1-2.3) можна зробити висновок про необхідність оптимізації їх хімічного складу та підвищення температури бродіння. Із можливих добавок до стічної води найбільш доцільним вважаємо використання тирси з листяних порід як джерела підвищення концентрації Карбону (табл. 3.2). Замінником тирси може бути солома зернових, яка за співвідношенням подібна до тирси.

Таблиця 3.2 – Хімічний склад можливих добавок

Компонент	Вміст, %	
	Тирса	Солома
Карбон	50	44,9
Водень	6	5,4
Кисень	44	48
Азот	0,1-0,2	1,7
C/N	208	48

При проведенні експерименту були використані наступні параметри управління ефективністю протікання метаногенезу:

- *температура*. Бродіння здійснювали при температурах  $35 \pm 1$ ,  $53 \pm 1^\circ\text{C}$ , що відповідає мезофільному та термофільному режимам;
- *хімічний склад СВ* (вміст поживних речовин). Проводили експеримент без використання добавок та з корекцією співвідношення C:N:P до оптимального (15:1:0,2) за рахунок використання в якості джерела Карбону тирси із листяних порід чи соломи зернових;
- *можливість активації анаеробного бродіння*. Експеримент проводили без використання активаторів та з додаванням джерела анаеробних бактерій (гній великої рогатої худоби) з метою підвищити їх початкову концентрацію.

#### *Стічні води молочної промисловості*

Модельний розчин СВ готуємо у пропорції 7,5:1 – 300 мл забрудненої води та 40 мл молочної сироватки. Тирсу попередньо подрібнюємо до величини

часток не більше 1 мм і додаємо в кількості 2,5 %. Гній ВРХ додаємо в кількості 5 % до маси модельного субстрату.

Виходячи з наведених параметрів, отримуємо чотири варіанти субстрату для проведення дослідження (табл. 3.3).

Таблиця 3.3 – Характеристики модельних СВ

Показник забруднення	Значення			
	вихідна СВ	СВ з доданням тирси	СВ з доданням активатору	СВ з доданням тирси та активатору
	Субстрат 1	Субстрат 2	Субстрат 3	Субстрат 4
Температура, °C	18	18	18	18
pH	7,8	7,7	7,7	7,6
ХСК, мгО <sub>2</sub> /л	7502,3	11172,7	12025,2	15492,8
БСК, мгО <sub>2</sub> /л	5021,1	5188,5	5848,5	6012,3
Азот <sub>заг</sub> , мг/л	60	66	150	160
Карбон, мг/л	77	1377	1697	2997
Фосфор (в пер.), мг/л	14	14	33	33
ЗР, мг/л	600	25300	21650	54680
Жири, мг/л	250	245	240	240
C:N:P	1,3:1:0,24	21:1:0,21	11,3:1:0,22	18,7:1:0,21

Таким чином, умови проведення експерименту наступні (табл. 3.4).

Таблиця 3.4 – Умови проведення експерименту

№ досліджу	СВ, мл	Температура, °C	Добавка (тирса), г	Активатор (гній ВРХ), г
1	300	35±1	0	0
2	300	35±1	7,5	0
3	300	35±1	0	15
4	300	35±1	7,5	15
5	300	53±1	0	0
6	300	53±1	7,5	0
7	300	53±1	0	15
8	300	53±1	7,5	15



Для зручності аналізу зміну ХСК на протязі всього терміну бродіння та динаміку зміни за кожні 2 доби експерименту для мезофільного та термофільного режимів представлено у вигляді графіків (рис. 3.3-3.6).

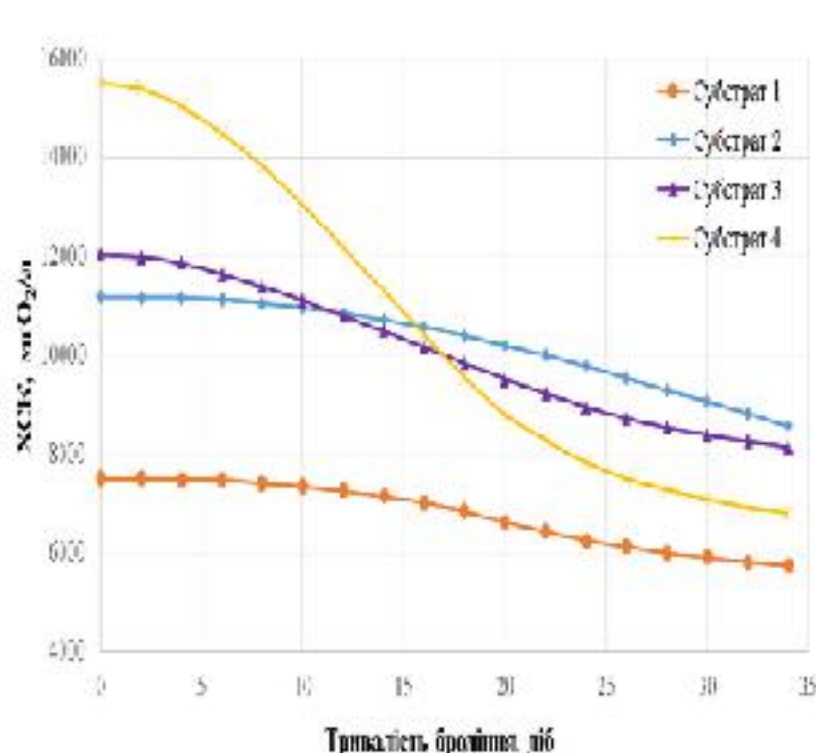


Рис. 3.3 – Значення ХСК в процесі зброджування в мезофільному режимі

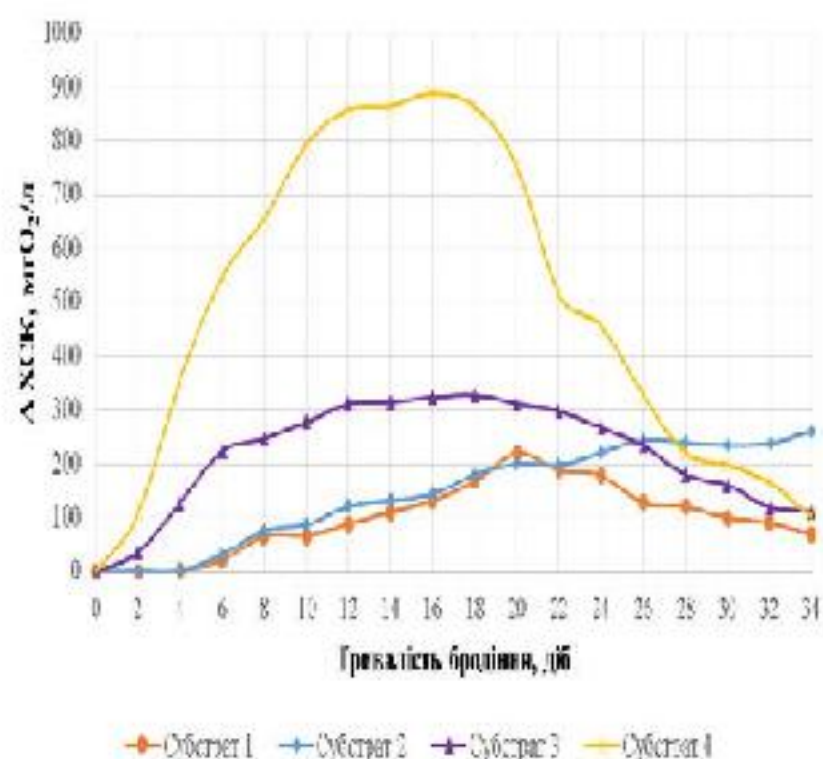


Рис. 3.4 – Зміна ХСК в процесі зброджування в мезофільному режимі

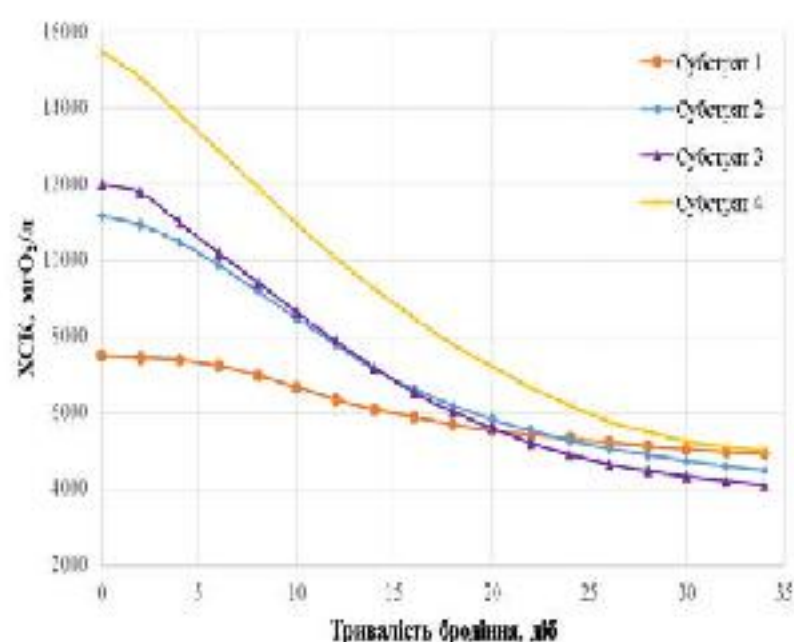


Рис. 3.5 – Значення ХСК в процесі зброджування в термофільному режимі

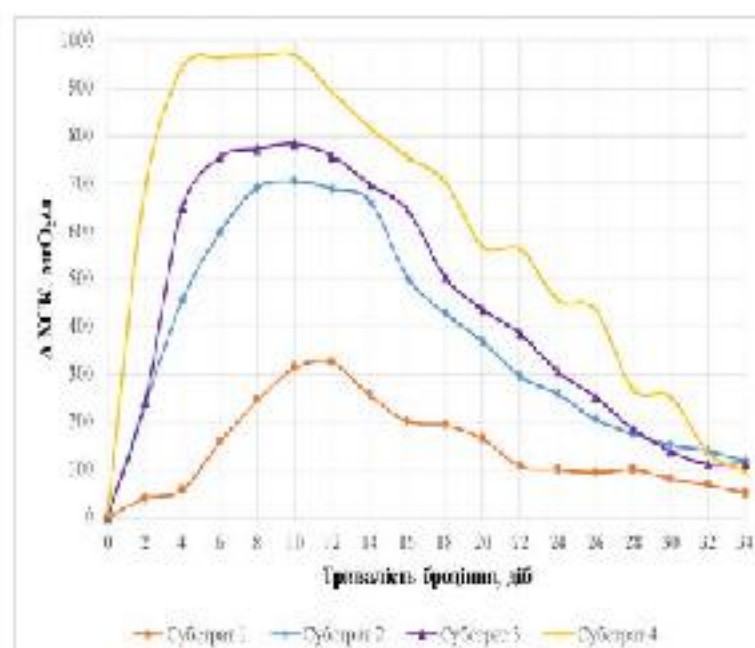


Рис. 3.6 – Зміна ХСК в процесі зброджування в термофільному режимі

Як видно з представлених даних найбільш суттєве, відносно початкового значення, зменшення ХСК характерне для зразків субстрату зі збалансованим співвідношенням С:N та з додаванням активатора. Причому, одночасна

присутність активатору та джерела Карбону нівелює гальмуючий вплив на процес метаногенезу низької температури (дослід № 4), а висока температура за відсутності активатору бродіння та джерела Карбону не дивлячись на те, що інтенсифікує процес метаногенезу в 1,5 рази, все ще залишається незадовільною з точки зору відносного зменшення ХСК.

Як видно з представлених даних найкращими параметрами динаміки процесу анаеробного зброджування володіє субстрат № 4 (одночасна добавка активатора та джерела Карбону). Бродіння цього субстрату відрізняється максимальними значеннями відносного зменшення ХСК та швидкості досягнення максимуму інтенсивності бродіння. Також цей зразок швидше досягає відносного мінімуму інтенсивності бродіння, що вказує на можливість суттєвого скорочення ефективного терміну зброджування.

Порівнюючи субстрати та приймаючи до уваги, що 4 субстрат крім джерела метаногенів має ще й джерело Карбону, можна зробити наступні висновки:

- оптимізація співвідношення С:N приводить до дво-, трикратного відносного зменшення ХСК за рахунок значного збільшення інтенсивності зброджування та його повноти;
- внесення метаногенів у субстрат може мати значення лише на стадії запуску біогазової установки неперервної чи напівнеперервної дії та для кожного завантаження біогазової установки періодичної дії.

#### *Стічні води м'ясної промисловості*

Модельний розчин СВ готуємо з води, у якій вимочували шматок закривавленого м'яса з подальшим розведенням забрудненої води до ХСК, що відповідає середньому значенню для стічних вод м'ясних підприємств (п. 2.1). Солому попередньо подрібнюємо до величини часток не більше 1 мм і додаємо в кількості 5 %. Гній ВРХ додаємо в кількості 5 % до маси модельного субстрату.

Виходячи з наведених параметрів, отримуємо чотири варіанти субстрату для проведення дослідження (табл. 3.5).

Таблиця 3.5 – Характеристики СВ, що використовується для експерименту

Показник забруднення	Значення			
	вихідна СВ	СВ з соломою	СВ з активатором	СВ з соломою та активатором
	Субстрат 1	Субстрат 2	Субстрат 3	Субстрат 4
Температура, °C	22	22	22	22
pH	7,5	7,4	7,7	7,6
ХСК, мгО <sub>2</sub> /л	1850,0	9217,0	6225,2	13492,8
БСК, мгО <sub>2</sub> /л	1441,0	1580,0	2543,5	2614,0
Азот <sub>заг</sub> , мг/л	130	227	223	300
Карбон, мг/л	46	2295	1680	3950
Фосфор (в перер.), мг/л	44	78	53	82
ЗР, мг/л	1400	51320	22530	76800
Жири, мг/л	450	445	440	445
C:N:P	0,3:1:0,3	10,1:1:0,34	7,5:1:0,24	13,2:1:0,21

Отримуємо наступні умови проведення експерименту (табл. 3.6).

Таблиця 3.6 – Умови проведення експерименту

№ досліду	СВ, мл	Температура, °C	Добавка (солома), г	Активатор (гній ВРХ), г
1	300	35±1	0	0
2	300	35±1	15	0
3	300	35±1	0	15
4	300	35±1	15	15
5	300	53±1	0	0
6	300	53±1	15	0
7	300	53±1	0	15
8	300	53±1	15	15

Результати проведених досліджень та результати їх обробки представлені на рисунках 3.7-3.10.



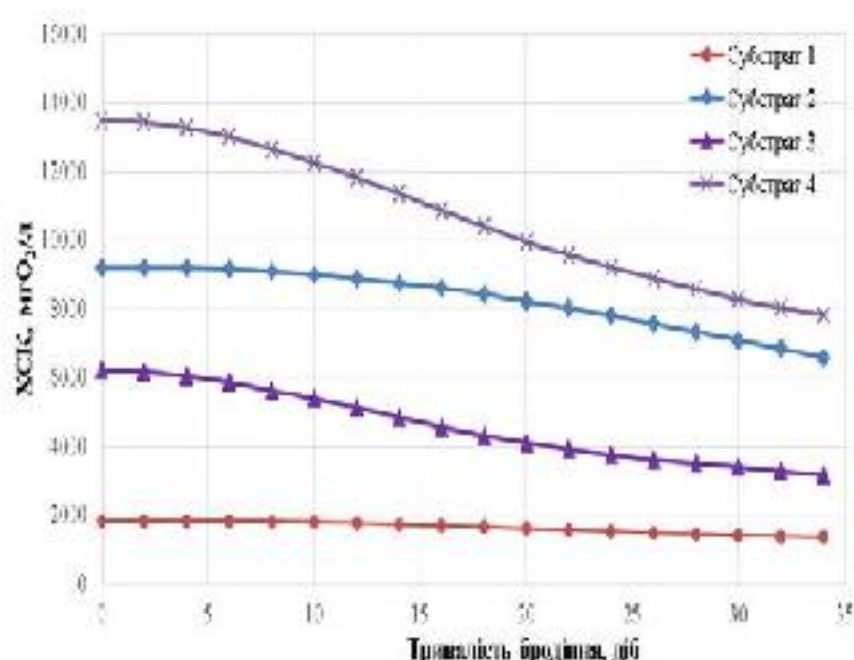


Рис. 3.7 – Значення ХСК в процесі зброджування в мезофільному режимі

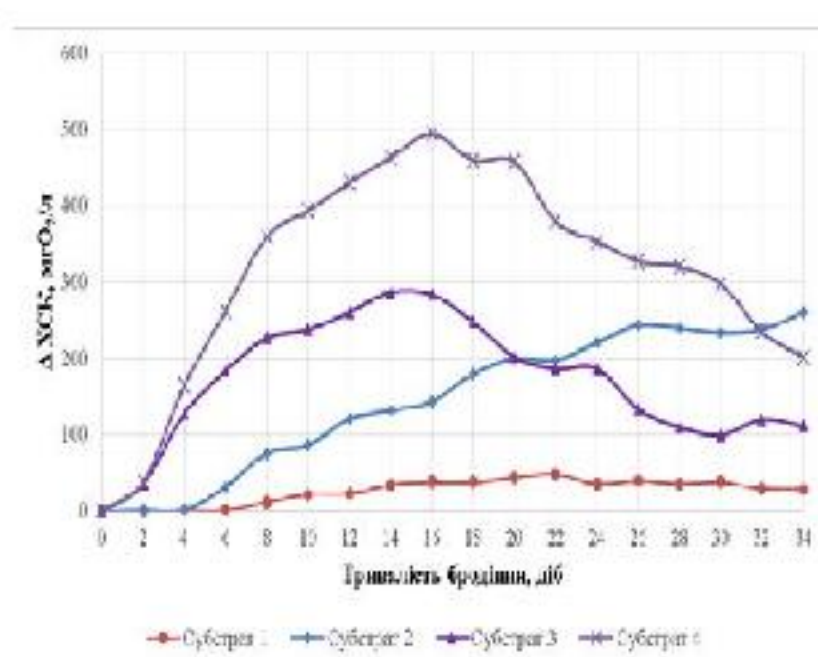


Рис. 3.8 – Зміна ХСК в процесі зброджування в мезофільному режимі

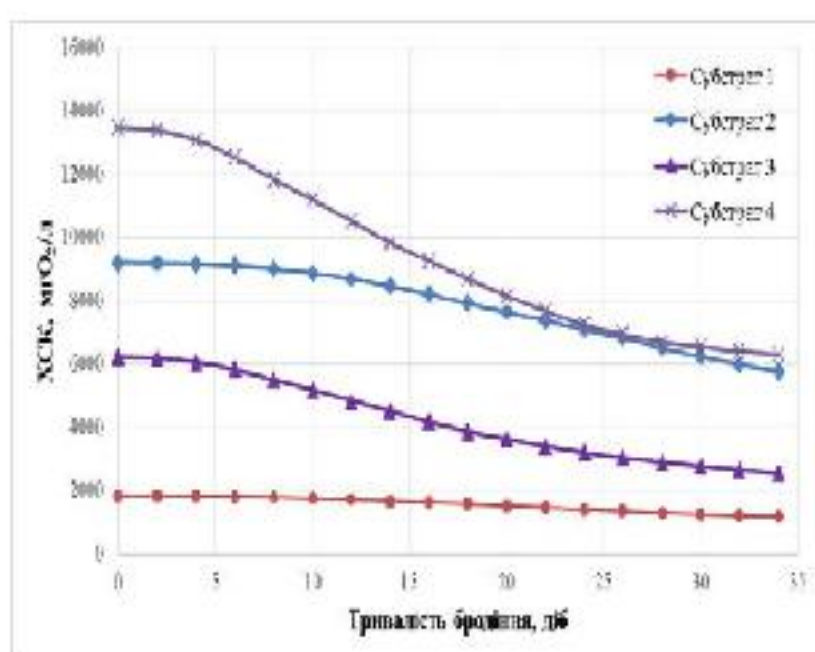


Рис. 3.9 – Значення ХСК в процесі зброджування в термофільному режимі

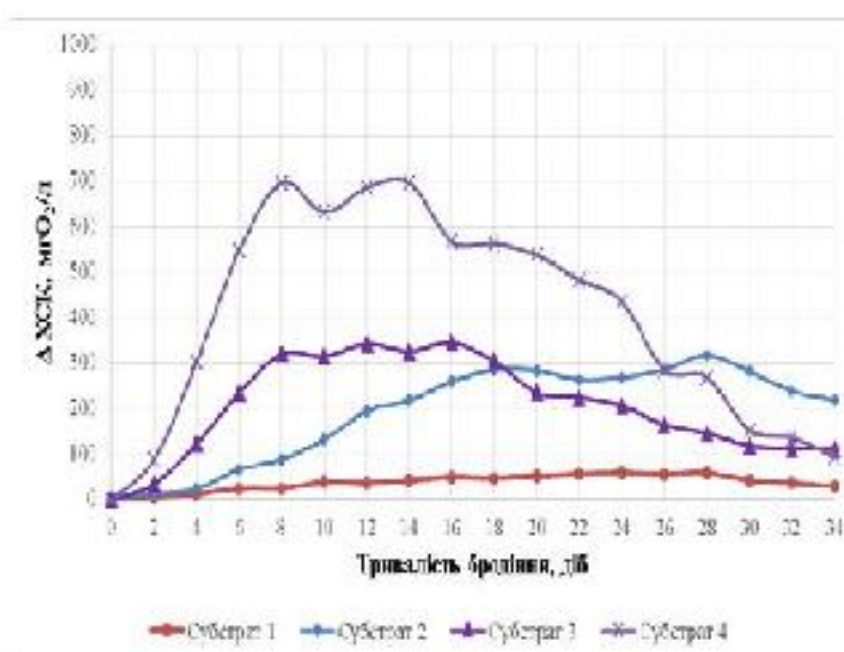


Рис. 3.10 – Зміна ХСК в процесі зброджування в термофільному режимі

Як видно з представлених даних найбільш суттєве, відносно початкового значення, зменшення ХСК характерне для зразків субстрату з додаванням активатору та, меншою мірою, зі збалансованим співвідношенням С:N. Кращі відносні результати зразка з додаванням лише активатору можуть пояснюватись вищим співвідношенням метаногенні бактерії:субстрат. Висока температура для всіх зразків хоч і інтенсифікує їх зброджування, але загалом



абсолютне зменшення ХСК не таке значне, як можливо було сподіватись. Порівнюючи субстрати та приймаючи до уваги, що 4 субстрат крім джерела метаногенів є ще й джерелом Карбону, можна зробити наступні висновки:

- найкращими параметрами динаміки процесу анаеробного зброджування володіє субстрат № 3 (добавка активатора). Бродіння цього субстрату відрізняється максимальними значеннями абсолютного зменшення ХСК та швидкості досягнення максимуму інтенсивності бродіння;

- оптимізація співвідношення C:N приводить до збільшення інтенсивності зброджування та його повноти;

- внесення метаногенів у субстрат може мати значення лише на стадії запуску біогазової установки неперервної чи напівнеперервної дії та для кожного завантаження біогазової установки періодичної дії.

Також, аналізуючи графіки можна зробити припущення про необхідність збільшення концентрації метаногенів для інтенсифікації та зменшення тривалості зброджування.

## ВИСНОВКИ

1. Охарактеризовано стічні води харчових виробництв та ідентифіковано основні їх складові.
2. Прийнято, що метанове зброджування концентрованих стоків є найбільш перспективним з екологічної та енергетичної точки зору, але водночас найбільш проблемним, недосконалим та маловивченим методом біологічної очистки стоків.
3. Проведено експериментальне дослідження метанового бродіння досліджуваних стічних вод з варіацією вихідних субстратів. Досліджувались вихідна стічна вода, стічна вода з додаванням джерела Карбону (тирса), стічна вода з додаванням активатору метаногенних бактерій (гній ВРХ) та стічна вода з одночасним додаванням тирси та активатору.
4. В ході обробки експериментальних даних встановлено, що найкращими параметрами динаміки процесу анаеробного зброджування стічних вод молочної промисловості володіє субстрат з одночасною добавкою активатора та джерела Карбону. Бродіння цього субстрату відрізняється максимальними значеннями відносного зменшення ХСК та швидкості досягнення максимуму інтенсивності бродіння. Для стічних вод м'ясної промисловості температура мала менше значення.
5. За результатами експерименту виявлено, що підвищення температури бродіння (термофільний режим) прискорює процес та посилює активуючу дію внесених добавок. Разом з тим висока температура за відсутності активатору бродіння та джерела Карбону не дивлячись на те, що інтенсифікує процес метаногенезу, все ще залишається незадовільною з точки зору відносного зменшення ХСК.
6. Результати дослідження анаеробного зброджування стічних вод м'ясної промисловості дають змогу зробити припущення про необхідність збільшення концентрації метаногенів для інтенсифікації та зменшення тривалості зброджування.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Саблій Л.А. С.В. Глибоке біологічне очищення стічних вод [Текст] / Саблій Л.А., Кононцев С.В. // Збірник матеріалів конференції “Сучасні проблеми охорони і раціонального використання водних ресурсів та очистки стічних вод”, м. Миргород. – Київ: “Знання України”, 2002. – С. 29-34.
2. Лукашевич Є.А. Очищення загального стоку молочного виробництва по комплексній інтенсивній технології [Текст] /. Лукашевич Є.А. //Харчова і переробна промисловість. – 2002 – №2 – С. 17-18.
3. Левандовський Л.В. Вплив відходів харчової промисловості на довкілля [Текст] / Левандовський Л.В., Лукашевич Є.А., Нікітін Г.О., Диба А.О. // Матеріали міжнародної конференції “Перший Всеукраїнський з’їзд екологів”, Київ, Україна – С. 151-153.
4. Корчик М.М. Технології очистки стічних вод підприємств харчової промисловості [Текст] // Матеріали 4-ї міжнародної конференції 31 січня-1 лютого 2007 р., Харків, Україна – С. 223-224.
5. Маркітанова Л.И. Моніторинг забрудненості водних систем органічними речовинами [Текст] //Електронний науковий журнал «Процеси і апарати харчових виробництв». – М.: Санкт-Петербурзький державний університет низькотемпературних і харчових технологій Серія «Процеси и апарати харчових виробництв». – 2006 Випуск №2 вересень. С. 8 – 11.
6. Очистка сточных вод предприятий мясной и молочной промышленности [Текст] / С.М. Шифрин, Г.В. Иванов, Б.Г. Мишуков, Ю.А. Феофанов. –М.: Легкая и пищевая пром-сть, 1981. – С. 65-68.
7. Шиян П.Л. Інноваційні технології спиртової помисловості [Текст] / Шиян П. Л., Сосницька В.В., Олійнічук С.Т. Теорія і практика. – К.: Асканія, 2009. – С. 24-23.
8. Седнин А.В. Анализ факторов, влияющих на производство биогаза при сбраживании осадка сточных вод [Текст] / А. В. Седнин [и др.] // Изв. Высших учебных заведений и энергетических объединений СНГ – ЭНЕРГЕТИКА: Теплоэнергетика. – 2009. – №5. С. 49-58.

9. Зыкова И.В. Утилизация избыточных активных илов [Текст] / И.В. Зыкова, В.П. Панов // Экология и промышленность России. – 2001. №12. – С.20-25.
10. Практичний посібник «Біогазові установки» [Текст]. Под. науч. ред. И.А. Реддих. – М.,– 2011. – С 19-26.
11. Данилович Д.А. Интенсификация очистки сточных вод предприятий молочной промышленности в анаэробных условиях [Текст]: дис. ... канд. техн. наук : 05.23.04 : защищена 22.09.05 : утв. 26.12.05 / Данилович Дмитрий Анатольевич. – М., 2005. – С
12. Данилович Д.А. Интенсификация очистки сточных вод предприятий молочной промышленности в анаэробных условиях [Текст]: дис. ... канд. техн. наук : 05.23.04 : защищена 22.09.05 : утв. 26.12.05 / Данилович Дмитрий Анатольевич. – М., 2005. – С
13. Сидыганов Ю.Н. Анаэробная переработка отходов для получения биогаза [Текст] / Ю.Н. Сидыганов, Д.Н. Шамшуров, Д.В. Костромин // Механизация и электрификация сел. хоз-ва.-2008.-№ 6.-С. 42-43.
14. Увеличение эффективности дальнейшего использования и сжигания биогаза [Текст] / Курис Ю.В., Степанов Д.В., Ткаченко С.И., Хажмурадов М.А., Карнацевич Л.В: «Достижения и перспективы». // Фаховий журнал “Енергетика и электрификация”. г. Киев, – №12. – 2006. – С. 67–79.
15. Зыкова И.В. Утилизация избыточных активных илов [Текст] / И.В. Зыкова, В.П. Панов // Экология и промышленность России. – 2001. №12. – С.20-25.
16. Практичний посібник «Біогазові установки» [Текст]. Под. науч. ред. И.А. Реддих. – М.,– 2011. – С 19-26.
17. Руководство по биогазовым технологиям [Электронный ресурс]. – Режим доступа:<http://www.fluid-biogas.com/rukovodstvo/Manual%20on%20biogas> – Назва з екрану.
18. Калюжный С.В. Высокоэффективные анаэробные биотехнологии очистки промышленных сточных вод [Текст] // Катализ в промышленности. – 2004. №6. С 42-50.

**«ВІДХОДИ ДЕЗОДОРАЦІЇ»**

**РОЗРОБКА РЕСУРСОЗБЕРІГАЮЧОЇ ТЕХНОЛОГІЇ  
УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ ОЛІЙНО-ЖИРОВОЇ  
ПРОМИСЛОВОСТІ**

2018/2019 н.р.

## ЗМІСТ

ВСТУП .....	3
1. АНАЛІЗ ВИКОРИСТАННЯ ВІДХОДІВ ОЛІЙНО-ЖИРОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА КОМБІКОРМІВ .....	4
1.1. Відходи олійно-жирової промисловості як новий компонент комбікорму для хутряних звірів .....	4
1.2. Роль жирів у харчуванні хутряних звірів .....	5
Висновки до розділу .....	7
2. МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ І ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА БАЗА .....	7
2.1. Об'єкти і програма дослідження .....	7
2.2. Методи дослідження фізико-хімічних властивостей ПДСО .....	7
2.3. Методи дослідження розсипних комбікормів .....	8
ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ .....	9
3. ДОСЛІДЖЕННЯ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВІДХОДІВ ОЛІЙНО- ЖИРОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ, ЯК КОМПОНЕНТУ КОМБІКОРМІВ .....	9
3.1. Фізико-хімічні властивості .....	9
3.2. Дослідження змін якісних показників відходів олійно-жирової промисловості в процесі зберігання .....	17
ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ .....	21
4. РОЗРОБКА МЕТОДІВ ВВЕДЕННЯ ПОГОНІВ ДЕЗОДОРАЦІЇ СОНЯШНИКОВОЇ ОЛІЇ (ПДСО) В КОМБІКОРМ ДЛЯ ХУТРОВИХ ЗВІРІВ, НА ПРИКЛАДІ НОРОК .....	22
4.1. Вивчення хімічних і фізико-механічних властивостей розсипних комбікормів, збагачених ПДСО в процесі їх зберігання .....	22
4.2. Розробка принципової схеми технологічного процесу виробництва комбікормів для норок в розсипному вигляді .....	25
ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ .....	29
ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ .....	30
СПИСОК ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ .....	31

Додаток №1

Додаток №2

## ВСТУП

Для забезпечення стабільної екологічної ситуації навколишнього середовища необхідно більш раціональне і економне використання матеріальних ресурсів в народному господарстві, комплексна переробка сировини, маловідходна, на товари хутряної промисловості. Подальший розвиток розведення хутряних звірів вимагає укріплення кормової бази господарств, використання нових кормових засобів.

Включення до складу раціону жиру - найважливіша умова зміцнення кормової бази тваринних господарств і здешевлення годування хутрових звірів, тому що скорочуються витрати дефіцитних і дорогих білкових кормів.

Збірний жир, що використовується в даний час, суттєво підвищує собівартість годування і зменшує харчові ресурси. Його частково треба замінити на нові джерела, і, зокрема, відходи олійно-жирової промисловості - погони дезодорації олій, які в даний час використовуються нераціонально, як малоцінний відхід при миловарінні, при цьому такі цінні речовини як токофероли, стерини та інші речовини, що містяться в них, втрачаються. Залучення цих відходів дозволить здешевити годівлю хутрових звірів, розширити кормову базу тваринництва і зменшити негативний вплив на навколишнє середовище.

Метою роботи є обґрунтування і розробка ресурсоефективної технології виробництва комбікормів з використанням відходів олійно-жирової промисловості.

Для досягнення зазначеної мети необхідно вирішити такі завдання:

- визначити хімічний склад, фізичні властивості ПДСО, обґрунтувати можливість і доцільність використання ПДСО при виробництві комбікормів;
- розробити принципову схему технологічного процесу виробництва комбікормів з підвищеним вмістом жиру



# **1. АНАЛІЗ ВИКОРИСТАННЯ ВІДХОДІВ ОЛІЙНО-ЖИРОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ ДЛЯ ВИРОБНИЦТВА КОМБІКОРМІВ**

## **1.1. Відходи олійно-жирової промисловості як новий компонент комбікорму для хутряних звірів**

Комбікормова промисловість в даний час недостатньо забезпечена кормовими жирами, які використовують головним чином в птахівництві та свинарстві, додаючи їх в основному при гранулюванні в кількості 2-3% до маси комбікорму. У тваринництві застосовують переважно збірні жири. Тому пошук нових джерел жиру є актуальним завданням.

У вирішенні цього завдання великим резервом є відходи олійно-жирової промисловості - погони дезодорації соняшникової олії (ПДСО).

Очікуване зростання дезодораційного виробництва в поєднанні з вдосконаленням конструкцій і режимів роботи вузлів уловлювання в технологічній схемі дезодорації олії дозволяє розглядати погони дезодорації олій як перспективний компонент комбікорму. У нас в країні було перероблено 8924 тис. т всіх видів олійної сировини, в тому числі соняшникового насіння 3299 тис. т. Виробництво рослинних олій в цьому ж році склало 2650 тис. т, в тому числі соняшникової - 1692 тис. т.

Погони дезодорації олій є цінним побічним продуктом, одержуваним при дезодорації олії, тобто видалення ароматичних речовин з олії при пропущенні через нього водяної пари в умовах високого вакууму. При цьому в летючих продуктах відгону (погонах) зосереджується значна кількість вітаміну Е (токоферолів)[13], стерини, стериди, стероли, жирні кислоти та інші фізіологічно активні речовини.

Хімічний склад ПДСО на сьогоднішній день недостатньо вивчений.

Поряд з позитивним впливом на організм тварин, багато дослідників відзначають, що в погонах дезодорації олій містяться речовини, що мають несприятливий вплив на організм. До них відносяться 3,4-бензпірен і пестициди (гексахлорциклогексан, гептахлор, альдрин, група ДДТ). Однак даних про концентрації цих речовин і їх якісний склад нами не виявлено.



До теперішнього часу погони дезодорації олій використовуються для миловаріння в якості малоцінного технічного відходу виробництва. При цьому такі біологічно активні речовини як токофероли, стерини, фосфатиди та інші неомиляючі речовини втрачаються, в той час як вони могли б бути раціонально використані з великим ефектом.

## **1.2. Роль жирів у харчуванні хутряних звірів**

Кормові жири рослинного і тваринного походження знайшли широке застосування в годуванні птахів, свиней, інших продуктивних сільськогосподарських тварин, а також хутрових звірів.

Дослідженнями останніх років доведено, що ніякий синтез, що відбувається в організмі, не може повністю замінити жири, одержувані з кормами, тому що жири необхідні не тільки як один з джерел енергії і незамінних жирних кислот, але також як транспортна система для жиророзчинних вітамінів.

У більшості тваринницьких господарств, молодняк норки вирощують на раціонах з вмістом 30-35% перетравного протеїну, 30-40% жиру і 30-35% вуглеводів. Це забезпечує нормальний ріст, фізіологічний стан звірів, отримання хутра хорошої якості. При вмісті жиру в раціоні від 18 до 23% (до сухої речовини корму) молодняк норки найбільш інтенсивно росте і дає велику повноцінну шкурку, витрачаючи при цьому на 40% менше перетравного протеїну.

Використання раціону з високим вмістом жиру обумовлено фізіологією і будовою травного тракту хутрових звірів. Відомо, що хутрові звірі - типові представники загону хижих. Травний канал у них, починаючи з ротової порожнини і закінчуючи товстим кишечником, пристосований до споживання і перетравлювання тваринних кормів. Через малу місткість ротової порожнини корм в ній затримується лише на короткий час. Мала довжина кишківника і його будова визначають властиву хижим тваринам високу швидкість проходження їжі через травний канал. Через те що харчові маси недовго затримуються в шлунково-кишковому каналі (у норки до 240 хв), а повне

видалення з'їденого корму відбувається через 15-20 годин після споживання, його нечисленна мікрофлора не грає настільки суттєвої ролі в перетравленні рослинних кормів і синтезі вітамінів, як це відбувається у інших видів тварин. Цим пояснюється нездатність хутрових звірів перетравлювати клітковину і необхідність отримувати ззовні всі вітаміни групи В.

При введенні жирів в раціон необхідно враховувати їх жирнокислотний склад, оскільки найбільшу біологічну дію жир виявляє лише при певному співвідношенні ненасичених і насичених жирних кислот. Жири, що містять більше пальмітинової, стеаринової та інших насичених кислот, містять менше обмінної енергії в порівнянні з жирами, в яких більше ненасичених кислот - олеїнової, лінолевої. Рівень обмінної енергії в яловичому жирі становить 26,4-27,7; в свинячому - 36,7-36,9; в соєвому, кукурудзяному і соняшниковій олії 37,7-39,0 кДж / г.

Додавання 3,6% жиру в корм хутрових звірів підвищує їх плодовитість і на 15,4% здешевлює прокорм молодняка.

Додавання жиру позитивно впливає на стан шкірного покриву і інші захисні бар'єри організму, підвищуючи його стійкість до інфекцій і інших несприятливих факторів зовнішнього середовища. Збільшення частки жиру в раціоні веде до підвищення в крові рівня імунних білків, знижує захворюваність тварин, підвищує стійкість до екстремальних температурних умов середовища як низьким, так і високим.

Жири відіграють в харчуванні важливу роль фактора, що підвищує використання білка в організмі, є численні експериментальні спостереження про те, що недолік жиру в їжі викликає посилений розпад білка і, навпаки, при достатньому його надходженні розщеплення білка знижується і зростає засвоєння і відкладення азоту.

Встановлено, що додавання в раціон норок і песців достатньої кількості рослинної олії, багату на незамінні жирні кислоти (НЖК), добре впливає на якість волосяного покриву.

З огляду на важливу роль жирів в підвищенні поживної та біологічної повноцінності комбікормів для хутрових звірів, розширення виробництва хутра в країні і наявний на сьогоднішній день дефіцит в жирах, необхідність вишукування нових джерел стає актуальним завданням.

## **ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ**

Аналітичний огляд літературних джерел дозволив зробити наступні висновки:

1. Новим джерелом жиру можна вважати відходи олійно-жирової промисловості - погони дезодорації соняшникових олій (ПДСО).
2. Погони дезодорації олій як компонент комбікорму вивчені недостатньо. Їх хімічний склад повністю не встановлений, відомості про їх поживність, біологічну повноцінність та перетравність відсутні.

## **2. МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ І ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНА БАЗА**

### **2.1. Об'єкти і програма дослідження**

Відповідно до мети і завдань дослідження в якості об'єктів дослідження обрані погони дезодорації соняшnikової олії (ПДСО) і погони дезодорації соняшnikового саломаса ПДС з Одеського масложиркомбінату (ОМЖК), а також комбікорм для норок, вироблений за рецептом К№100-3.

У відповідності з поставленими завданнями була складена програма дослідження, що включає наступні серії дослідів:

- вивчення фізико-хімічних властивостей ПДСО;
- вивчення фізико-механічних властивостей збагачених ПДСО розсипних комбікормів в процесі зберігання.

### **2.2. Методи дослідження фізико-хімічних властивостей ПДСО**

Відповідно до програми дослідження на першому етапі вивчали фізико-хімічні властивості ПДСО.

Для розробки технології введення погонів в комбікорми важливими показниками фізичних властивостей ПДСО є в'язкість, температура плавлення і

застигання, масова частка вологи, показники органолептичної оцінки досліджуваних відходів.

Колір, запах, прозорість ПДСО визначали органолептичним методом. Визначення показника заломлення (рефракції) проводили на рефрактометрі ИРФ-22. В'язкість ПДСО визначали за допомогою віскозиметра Гепплера при температурах 55 і 75 ° С, масову частку вологи - за ДСТУ 4603: 2006 [7]

При дослідженні ПДСО визначали такі хімічні показники: масову частку сирого жиру і сирого золи, перекисне, кислотне і йодне числа, числа Рейхерта-Мейссля і Поленське.

Масову частку сирого жиру і сирого золи в ПДСО визначали відповідно за ДСТУ 7458: 2013[3] і ГОСТ 26226-95[4]. Перекисне і кислотне числа жиру - відповідно за ДСТУ 4350: 2004[5] і ДСТУ 4568: 2006[6], а йодне число - методом Кауфмана.

Визначення нешкідливості досліджуваних відходів проводили на стандартизованому тест-об'єкті *Tetrahymena piriformis*.

Для розробки технології зберігання ПДСО було вивчено зміну показників якості погонів в процесі їх зберігання з різними антиокислювачами - ділудину, сорбінової, ортофосфорної і лимонної кислотами. При цьому в процесі 100-денного зберігання періодично відбирали проби і визначали за вищевикладеними методикам такі показники, як масова частка вологи та сирого жиру, кислотне, перекисне, йодне числа, вміст токоферолів. Ці показники потім порівнювали з контрольним зразком (без антиокислювачів).

### **2.3. Методи дослідження розсипних комбікормів**

Наступним етапом дослідження була розробка способу введення ПДСО в розсипні комбікорми, заснованого на використанні жиропоглиначів. Як жиропоглинач застосовували такі наповнювачі як тальк, бентоніт натрію і цеоліт, силохром, аеросил А-175, аеросил А-300.

Партії розсипних комбікормів для проведення лабораторних досліджень готували відповідно до ДСТУ 4687: 2006[8] згідно з рецептом К№100-3 для

хутрових звірів. До складу рецепта входять пшениця, ячмінна і вівсяна кормова мука по 30% і дріжджі кормові - 10%.

Зберігання комбікормів проводили ексикаторним методом. Для цього ексикатори однакового діаметра заповнювали розчином сірчаної кислоти, зміною концентрації якої створювали певну пружність водяної пари над розчинами (ф) яка в наших дослідах дорівнювала 60 і 80%. У ексикатори над розчинами поміщали комбікорм масою 1 кг, запакований в чотирьохшарові паперові крафт-мішки. Відстань продукту від поверхні кислоти в кожному досвіді було однаковим. Температура навколишнього повітря під час досвіду не стабілізувалася і перебувала в межах 18-23 ° С

### **ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ**

1. Складена програма досліду;
2. Згідно з програмою досліду розроблені методи дослідження ПДСО, а також комбікормів збагачених ними;

## **3 ДОСЛІДЖЕННЯ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВІДХОДІВ ОЛІЙНО-ЖИРОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ, ЯК КОМПОНЕНТУ КОМБІКОРМІВ**

### **3.1. Фізико-хімічні властивості**

При розробці технології введення погонів дезодорації в комбікорми, необхідно знати їхні фізичні характеристики, такі як щільність, в'язкість, коефіцієнт заломлення, температура плавлення, застигання та ін. Оскільки фізичні властивості ПДСО вивчені недостатньо, то першим етапом дослідження було вивчення фізичних властивостей погонів дезодорації. Об'єктом досліджень були зразки, отримані з Одеського олійно-жирового комбінату (ОМЖК). Результати цих досліджень представлені в табл.1.

Колір погонів коливається від світло-жовтого до темно-коричневого. У прямій залежності з візуально визначуваним кольором знаходиться показник кольоровості погонів, який визначається кількістю міліграмів йоду. Показник кольоровості погонів корелює з відповідним показником соняшникової олії.



Запах погонів нагадує маргариновий, або рослинної олії, тому можна припустити, що їх добре будуть їсти тварини.

Як відомо, щільність олій залежить від складу жирних кислот, що входять в тригліцериди, їх молекулярної маси і ступені їх насиченості. На рис.1 наведені графіки залежності щільності досліджуваних погонів від температури. Як видно, щільність різних ПДСО неоднакова і коливається при температурі 45°C від 0,88 до 0,90. При температурі 75°C графіки мають перегини, що свідчить про зниження щільності в цій точці до 0,87 - 0,88 г / см<sup>3</sup>.

Залежно від застосовуваної на заводі технології, вмісту в погонах вологи та їх жирнокислотного складу, змінюється їх здатність до плавлення, застигання. Так, ПДСО мають температуру плавлення в межах 20-44°C. Температура плавлення, як відомо, пов'язана зі складом жирних кислот. Тому можна припустити, що спостерігаються зміни в температурах плавлення і застигання обумовлені складом жирних кислот вихідного жиру і встановленим температурним режимом дезодорації в технологічному процесі.

Для різних рослинних олій залежність в'язкості від температури носить однаковий характер: при підвищенні температури від 0 до 50°C в'язкість швидко падає, а при подальшому підвищенні температури швидкість зниження в'язкості зменшується.

В'язкість погонів при 75°C майже в 1,7 рази менше, ніж при 5°C. Це вказує на доцільність підігріву погонів перед введенням їх в комбікорми, що має сприяти більш рівномірному їх розподілу в масі комбікорму.

Поряд з цим було вивчено вплив введення розчинника (ізопропанолу) на зміну в'язкості погонів. Результати цих спостережень представлені на рис.2. Дослідження проведені в інтервалі температур від 55 до 75 ° С.

Встановлено, що оптимальними є концентрація ізопропанолу - 0,8% і температура погонів 75 °С. В'язкість погонів при цьому становить 5,6 сСт.

Для визначення коефіцієнта заломлення готували розчини погонів в хлороформі трьох концентрацій 25, 50, 75%. Показники заломлення склали 1,4560-1,4620.



Таблиця 1 – Фізичні властивості погонів дезодорації соняшникової олії

Найменування	Консистенція	Колір	Кольоровість , мг I <sub>2</sub>	Густина , г/см <sup>3</sup>		Температура, °С		В'язкість , сСт		Коефіцієнт заломлення
				При 45°С	При 75°С	плавлення	загустіння	При 55°С	При 75°С	
Погони дезодорації соняшникового саломаса (ОМЖК) - зразок №1	мазеподібна	темно-жовтий	6	0,89	0,87	43,5	42,0	12,8	8,2	1,457
Погони дезодорації соняшникової олії(ОМЖК) - зразок №2	мазеподібна	Світло-коричн.	6	0,89	0,88	45,0	43,0	12,5	7,4	1,456
-зразок №3	мазеподібна	Світло-коричн.	5	0,90	0,88	15,0	13,0	15,7	9,2	1,462
соняшникова олія ДСТУ 4492:2005 [1]	рідка	жовтий	4-12	При 15°С = 0,92		-	16-19	При 20°С = 55		1,474
Саломас (технічний) ДСТУ 7378:2013[2]	тверда	жовтий	4-8	0,88		0,86	38,0	36,0		12,4

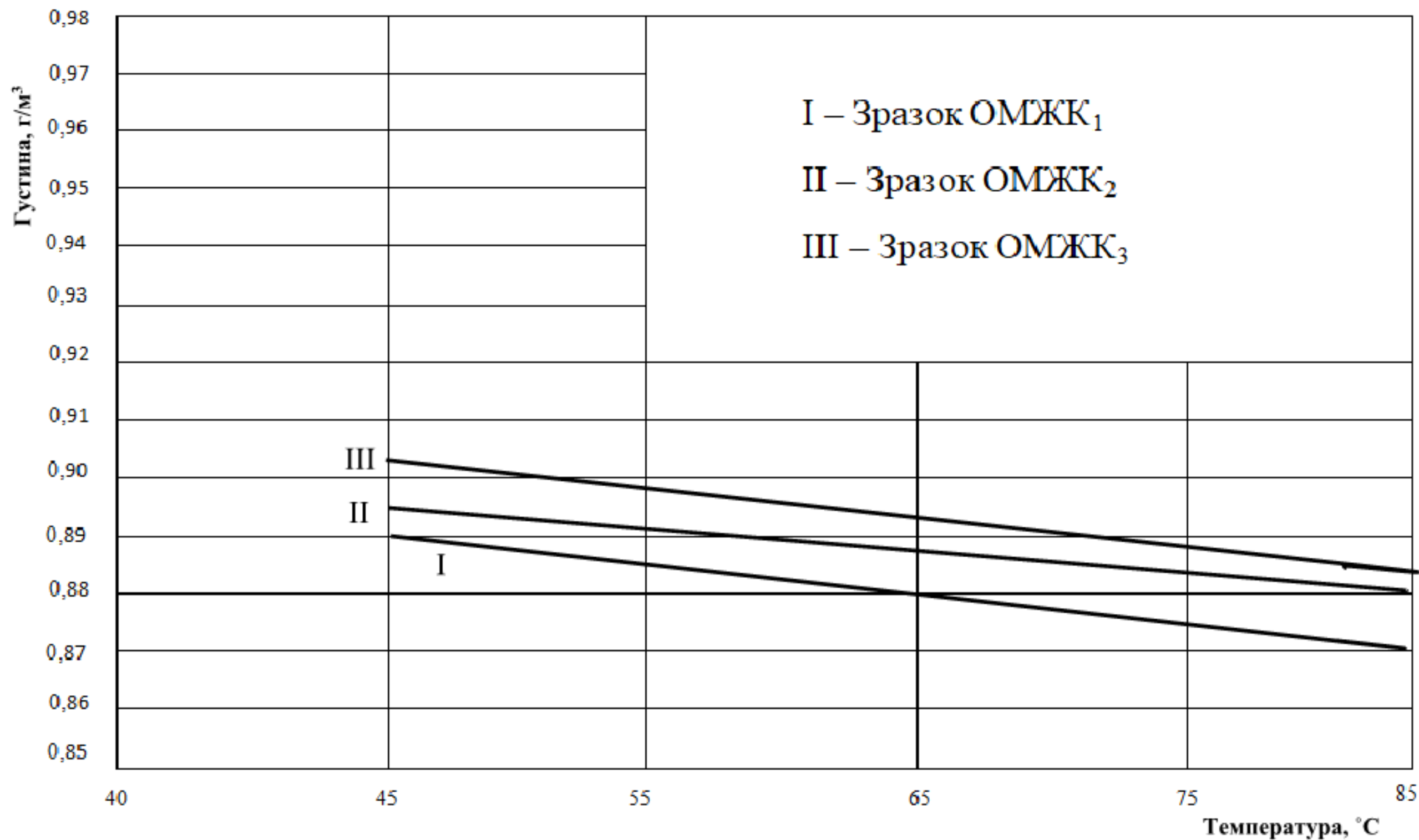


Рис.1 - Зміна густини ПДСО від температури

Як видно з табл.1, коефіцієнти заломлення для всіх досліджуваних зразків коливаються незначно і знаходяться в однакових межах.

З порівняння фізичних властивостей досліджуваних зразків погонів з фізичними властивостями соняшникової олії (ДСТУ 4492: 2005) [1] випливає, що погони відрізняються в основному тільки температурами плавлення і застигання, при нагріванні до температури 55°C в'язкість погонів, як і їх питома маса, стають однаковими. За іншими показниками вони подібні.

Спільність фізичних властивостей погонів з фізичними властивостями соняшникової олії дозволяє зробити висновок, що їх можна вводити по тій же технологічній схемі, за якою готують кормові жири і масла, використовуючи однакові прийоми підготовки:

- очищення від сторонніх включень;
- підігрів до 70-75°C;
- дозування.

Через те що основна маса погонів дезодорації представлена сирим жиром, то наступним етапом дослідження було вивчення основних констант жиру. Результати дослідження хімічних властивостей погонів представлені в табл.2.

Дослідженнями встановлено, що масова частка вологи в погонах коливається від 0,9 до 16,8%, причому в різних зразках з одного заводу, в залежності від стійкості режиму дезодорації, вміст вологи різний.

Масова частка сирого жиру також неоднакова. У зразках соняшникового саломаса - 83,1 - 87,5%. Масова частка сирої золи в погонах дезодорації коливається від 0,06 до 0,9%.

Для визначення якості жиру погонів ми визначали такі його константи, як кислотне, перекисне і йодне числа, число омилення, числа Рейхерт-Мейссля і Поленського.

Кислотне число різних зразків погонів неоднаково. Найменша - 1,9 мг КОН встановлено в зразку ПДСО, а найбільше - 28,5 мг КОН ПДС, що прямо

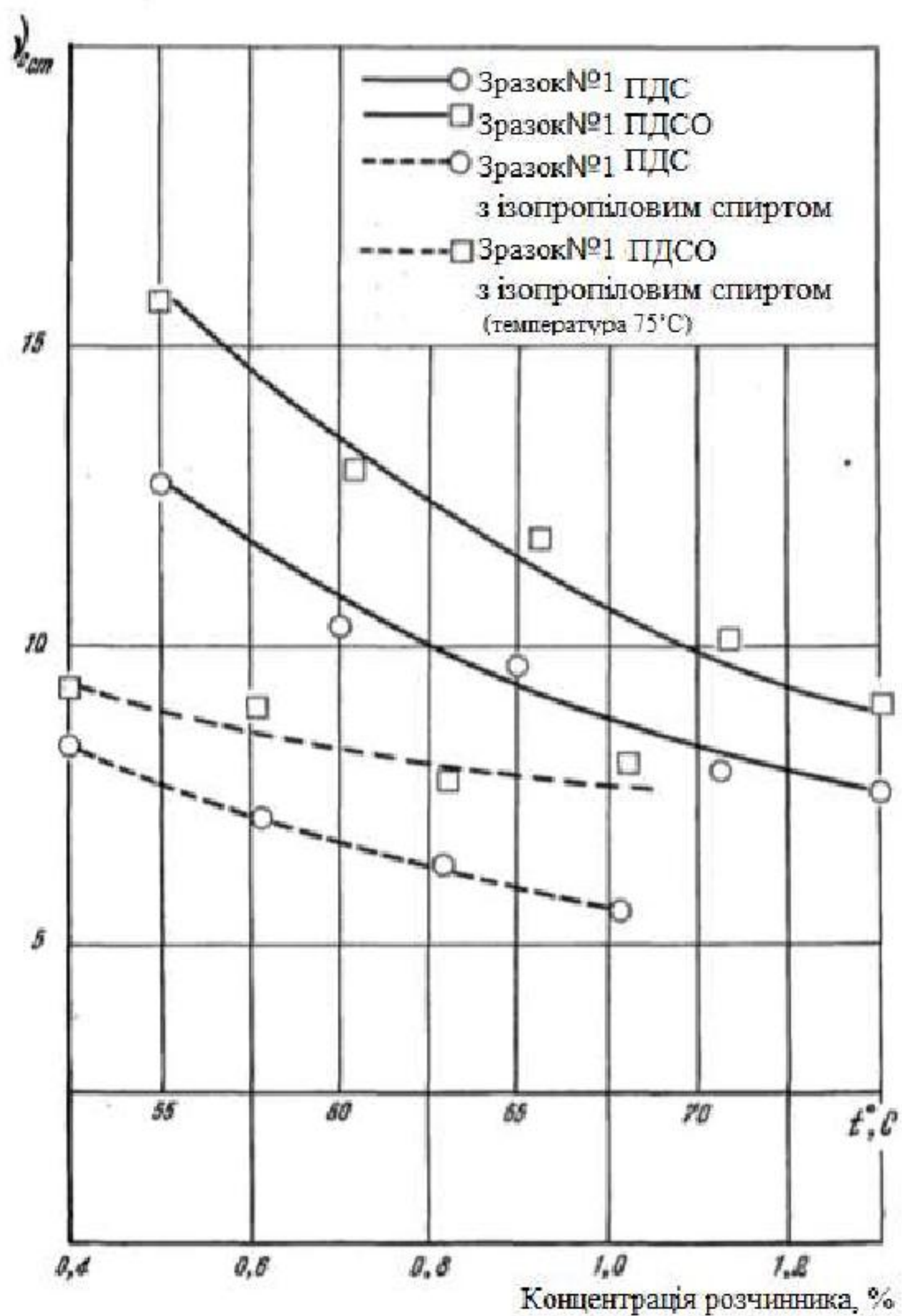


Рис.2. – Зміна в'язкості ПДСО від температури та концентрації розчинника

пропорційно вмісту вільних жирних кислот в погонах (коефіцієнт перерахунку на олеїнову кислоту дорівнює 0,503).

Перекисне число погонів характеризує утворення первинних продуктів окислення жиру - перекисів. З табл.2 випливає, що найбільш свіжим в момент дослідження був зразок ПДСО, а найбільш окисленим - зразок № 2 ПДС.

Йодное число коливалося з 83,1 (у ПДС) до 112,7% (в ПДСО).

Відомо, що число омилення (Ч.О.) є характерним показником гліцеридного складу і коливається для олії у вузьких межах. Причому встановлено, що Ч.О. моно- і дигліцеридів нижче Ч.О. відповідних тригліцеридів.

Вміст тригліцеридів в погонах дезодорації обумовлюють застосування погонів дезодорації в миловарному виробництві, що на нашу думку, є нераціональним.

Згідно з літературними даними, число Рейхерт-Мейссля (ч. Р-М), що характеризує вміст у жирах летючих жирних кислот, у згірклих і окислених жирів значно вище.

Жири з високим числом омилення зазвичай мають також велику кількість розчинних у воді жирних кислот.

Число Поленського свідчить про вміст летючих нерозчинних у воді жирних кислот.

Відомо, що дезодорація олій є досить ефективним способом виведення канцерогенного поліциклічного вуглеводню 3,4-бензпірену. Вміст 3,4-бензпірену в усіх зразках не перевищувало 10-15 мкг/кг. Крім того, в погонах, як і в початковій нерафінованій олії, можлива наявність певної кількості пестицидів.

Нами вивчено вміст хлороорганічних пестицидів: ДДТ, ГХЦГ і ПХП в зразках погонів, що відбираються протягом 3-х місяців на Одеському МЖК. Дослідження проведені на Одеській обласній сатарно-епідеміологічній станції (додатки 1 і 2). З дев'яти досліджуваних зразків тільки в трьох з них

Таблиця 2 – Хімічні властивості погонів дезодорації олії та саломаса

найменування	Масова частка, %			Кислотне число, мг КОН	Йодне число, % I <sub>2</sub>	Перекисн е число, % I <sub>2</sub>	Число омиленн я (ч.о.)	летючі жирні кислоти (Ч.Р-М)	Нерозчин ні летючі жирні кислоти (Ч.П)
	вологи	золи	Сирого жиру, %						
Погони дезодорації соняшниковог о саломаса (ОМЖК)- зразок №1	16,5	0,04	85,0	3,5	85,4	0,28	200,2	2,8	5,3
Зразок № 2	16,8	0,06	83,1	3,2	83,1	0,26	198,1	3,6	6,3
ПДСО (ОМЖК)	12,4	0,1	87,5	1,9	112,7	0,1	221,9	0,96	1,2
соняшникова олія ДСТУ 4492:2005 [1]	0,1	-	-	0,4	125...145	-	190,6	0,2	0,9
Саломас (технічний) ДСТУ 7378:2013[2]	0,2	-	-	1...2	63...105	0,10	192...210	1...1,2	1,3...3,0



виявлені отрутохімікати, причому лише в одному в кількості, що перевищує гранично допустиму концентрацію (ГДК) для харчових продуктів. У комбікормі, збагаченому погонами, ці отрутохімікати не виявлені (додаток2).

Оскільки в ході подальшої розробки способів введення підвищеної кількості погонів в розсипні комбікорми потрібно вводити наповнювач, то в лабораторії вентсанекспертизи Одеського сільськогосподарського інституту була проведена експертиза на нешкідливість комбікорми К№ 100-3, склад якого були включені 20% ПДСО і 5% аеросилу марки А-300. Дослідження були проведені на курчатах тижневого віку і на сортованому тест-об'єкті (*Tetrahymena piriformis*).

### **3.2. Дослідження змін якісних показників відходів олійно-жирової промисловості в процесі зберігання**

Хімічний склад погонів дезодорації - вміст у них до 16,4% вологи, вільних жирних кислот до 30,5% і їх жирнокислотний склад (наявність поліненасичених кислот) - передбачає не довготривале збереження цього продукту. Тому метою роботи на даному етапі є розробка технології зберігання погонів.

Конкретні завдання роботи полягали у вивченні стійкості погонів при зберіганні в нерегульованих умовах (температури і відносної вологості повітря).

Як об'єкти були досліджені зразки ПДСО з Одеського МЖК. Зберігання проводили в лабораторних умовах протягом 100 днів. Середньомісячна температура повітря становила 18-22°C, а відносна вологість повітря 78-86%.

Як антиокислювачі були використані ділудин і сорбінова кислота. Оскільки токофероли, що містяться в погонах, є природними антиокислювачами, то нами додатково вивчена можливість посилення їх дії, введенням синергистів, які, як відомо, не маючи антиокислювальні

властивості, підвищують дію консервантів. Як синергіст використовували лимонну і ортофосфорну кислоти.

Досліджуваний продукт підігрівали до температури 70-75°C, потім в нього додавали антиокислювач або синергіст в процентному відношенні до маси погонів - 0,01; 0,03; 0,05; 0,07; 0,1. Прийняті дозування обумовлені тим, що жирнокислотний склад погонів відмінний від жирнокислотного складу жирів, тому потрібні додаткові дослідження для стабілізації як погонів і комбікормів..

Критерієм оцінки процесів пероксидації було прийнято перекисне число. Результати досліджень зміни перекисного числа жиру ПДСО в залежності від виду та дози антиокислювача наведені на рис.3.

Введення антиокислювачів сприяє зниженню пероксидації жирів, причому зі збільшенням маси антиокислювача підвищується термін зберігання. Слід зазначити, що в однаковій мірі ефективним є як дилудин, так і ортофосфорна кислота, що вводяться в кількості 0,1% до маси ПДСО. Нижчими антиокислювальними властивостями володіє сорбінова кислота.

У табл. 3 наведені зміни основних показників хімічного складу погонів після 100 днів зберігання в нерегульованих умовах з консервантами і без них. Як видно з цих даних, у всіх досліджених зразках до кінця зберігання відбулися зміни як в кількісному, так і в якісному складі ліпідного комплексу.

Масова частка сирого жиру в усіх зразках зменшилася незначно. У всіх зразках ПДСО відзначено збільшення кислотного числа жиру. У зразках без антиокислювача ці зміни значно вище (37,2-39,0 мг КОН). Введення в ПДСО 0,1% дилудину знижує кислотне число на 27,8%, а в ПДС - на 96,2% в порівнянні з кислотним числом не стабілізованих ПДСО.

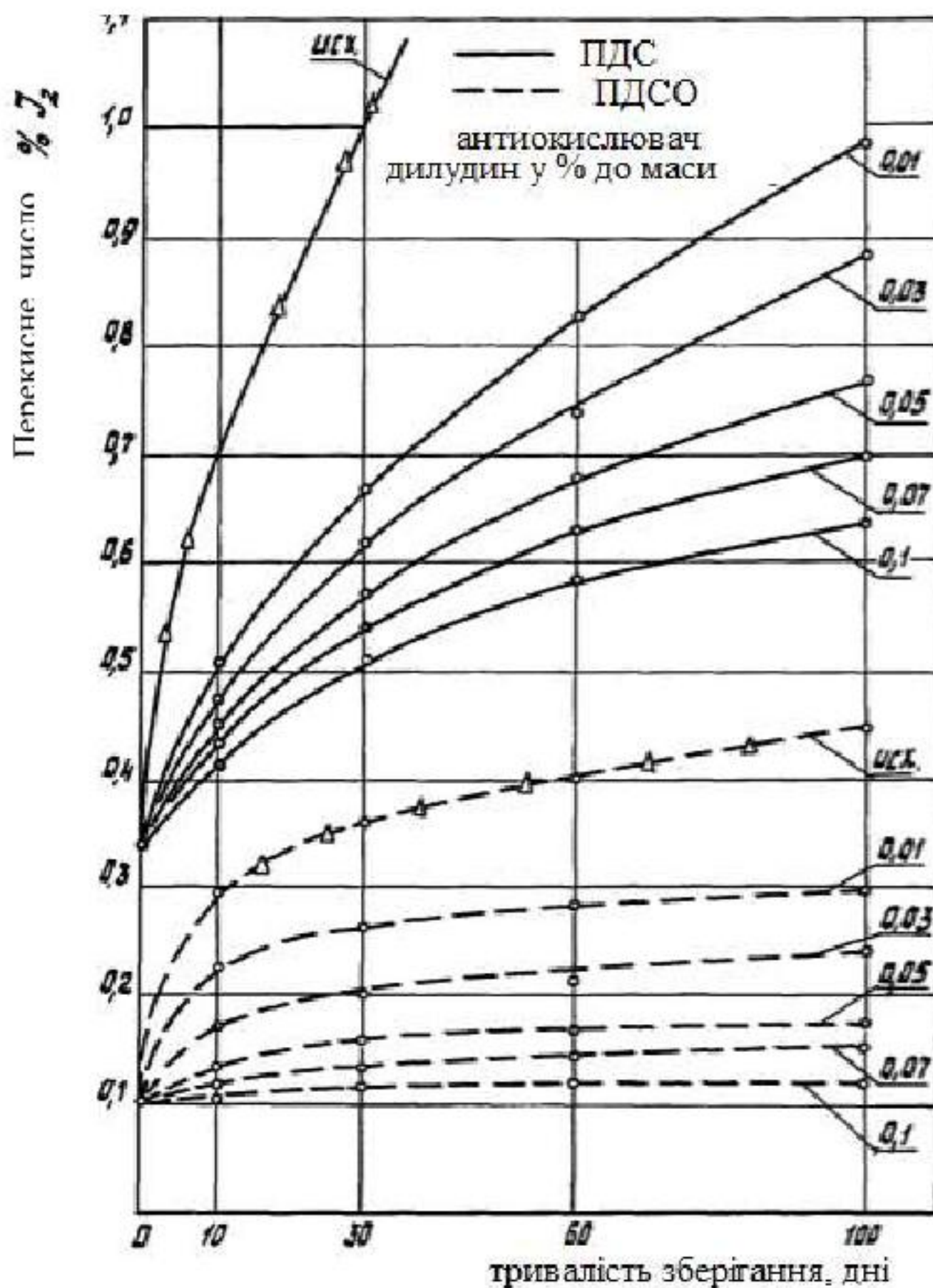


Рис. 3 – Зміна перекисного числа жиру відходів олійно-жирової промисловості від тривалості зберігання та різної концентрації антиокислювача

Таблиця 3 – Зміна хімічного складу ПДСО під час зберігання

Об'єкт дослідження	Масова частка					Кислотне число		Йодне число		Перекисне число	
	вологи	Сирого жиру		токоферолів		Мг КОН	% зміни до контролю	% I <sub>2</sub>	% зміни до контролю	% I <sub>2</sub>	% зміни до контролю
		%	% зміни до контролю	г/кг	% зміни до контролю						
ПДСО з Одеського МЖК											
вихідний зразок (контроль)	16,9	83,1	-	2,30	-	18,1	-	86,1	-	0,1	-
Через 100 днів зберігання (без антиокислювача)		83,0	-0,12	1,15	50	25,2	-	85,4	-0,81	0,45	350
З 0,1% дилудіну		83,0	-0,12	2,23	3,1	23,2	-	85,3	-0,93	0,11	10
З 0,1% лимонної кислоти		83,2	+0,12	1,97	14,4	24,8	-	86,0	-0,11	0,36	260

Накопичення перекисів в ПДСО залежить від термінів зберігання, якості вихідного продукту, концентрації і виду антиокислювача. Якщо в ПДСО без антиокислювача до кінця зберігання перекисне число підвищилося на 350% і в ПДС на 397%, то при введенні дилудину ці зміни відповідно склали 10 і 30,3%. Йодне число в процесі зберігання практично не змінюється. Збереження вітаміну Е з введенням дилудину підвищилася. Так, у не стабілізованих ПДСО кількість токоферолів зменшилася на 32,5-50%, а при стабілізації дилудину - на 3,1-6,1%.

На підставі проведених досліджень встановлено, що в процесі зберігання ПДСО і ПДС спостерігається значне збільшення пероксидації ліпідів, яке визначається по збільшенню перекисного і кислотного чисел, зниження рівня токоферолів. Введення до складу ПДСО антиокислювачів (дилудину і сорбінової кислоти) і синергістів (ортофосфорної і лимонної кислот) уповільнює окислювальні процеси. Найбільш ефективним антиокислювачем виявився дилудин, а з синергістів - ортофосфорна кислота в кількості 0,1% від маси погонів. За умови своєчасної стабілізації ПДСО їх допустимий термін зберігання становить 100 днів.

### **ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ**

1. Встановлено, що погони дезодорації соняшникової олії та саломаса є цінним кормовим засобом, тому що містять енергетично цінні (тригліцериди і жирні кислоти), біологічно активні (вітаміни А і Е) і пластично регуляторні (фосфоліпіди і стерини) речовини і можуть бути рекомендовані в якості компонента комбікорму для хутрових звірів. Масова частка тригліцеридів дорівнює 60,5%, вільних жирних кислот - 30,5%, фосфоліпідів - 2,7%, стеринів - 1,3%, вітаміну А - 2,6 - 3,3 г / кг, вітаміну Е - 1,8-2,2 г / кг.

2. Запропоновано ефективний метод стабілізації ПДСО шляхом застосування дилудину або ортофосфорної кислоти в кількості 0,1% від маси ПДСО. При цьому допустимий термін зберігання досліджуваних відходів збільшений з 10 до 100 днів.



3. Вивчено фізичні властивості ПДСО за такими показниками як щільність, в'язкість, температура плавлення і застигання. Встановлено, що мінімальну в'язкість ПДСО мають при температурі 70 - 75 ° С. Ефективною речовиною, що знижує в'язкість ПДСО, є ізопропанол (0,8% до маси).

#### **4. РОЗРОБКА МЕТОДІВ ВВЕДЕННЯ ПОГОНІВ ДЕЗОДОРАЦІЇ СОНЯШНИКОВОЇ ОЛІЇ (ПДСО) В КОМБІКОРМ ДЛЯ ХУТРОВИХ ЗВІРІВ, НА ПРИКЛАДІ НОРОК**

##### **4.1. Вивчення хімічних і фізико-механічних властивостей розсипних комбікормів, збагачених ПДСО в процесі їх зберігання**

Стійкість комбікормів в процесі зберігання була вивчена як для комбікормів з введенням ПДСО і ПДС без наповнювача, так і комбікормів з погонами дезодорації і наповнювачами.

Для дослідження були взяті вихідний комбікорм, вироблений за рецептом К №100-3, комбікорм, збагачений 20% свинячого жиру і комбікорм з 20% ПДС.

У першому випадку виконані порівняльні дослідження стійкості двох партій комбікормів, що зберігалися протягом 60-ти днів при різних умовах. Одна партія зберігалася в нерегульованих умовах протягом 2-х місяців. Температура повітря в приміщенні коливалася від +17 до +22 ° С. Відносна вологість повітря - 76-80%. Друга партія цих же комбікормів була поміщена в термостат при температурі +10 ° С. Для комбікормів, що зберігалися в нерегульованих умовах, відбір зразків для досліджень проводився при закладці, на 30-й і 60-й день зберігання. Результати досліджень представлені в табл.4.

З аналізу результатів спостережень видно, що у всіх трьох зразках, що зберігалися в нерегульованих умовах, на 60-й день зберігання зсушились, причому в зразку № 2 трохи більше, в порівнянні зі зразками № 1 і 3. Слід зазначити, що в цих же зразках комбікормів на 30-й день зберігання відзначено збільшення вологості на 0,4-2,1% (в абсолютних величинах), що,



пов'язано зі зміною відносної вологості повітря і температури в приміщеннях.

У комбікормах, що зберігалися в регульованих умовах, також відзначена усушка на 60-й день, проте величина втрат вологи виявилася в 1,5-2 рази менше і склала 0,9% для зразка №1 і по 1,4% - для зразків № 2 та 3. Кислотні числа жиру комбікормів, що зберігалися в нерегульованих умовах, збільшилися за абсолютною величиною відповідно в 1,3 рази (І зр.), в 1,9 рази (ІІ зр.) і в 1,2 рази (ІІІ зр.). У регульованих же умовах кислотні числа жиру зросли в значно меншій мірі: в 1,1 рази (І і ІІІ зр.) і в 1,3 рази (ІІ зр.).

Перекисні числа жиру комбікормів, що зберігалися в нерегульованих умовах, збільшувалися в 2 рази (І зр.) і в 3 рази (ІІ і ІІІ зр.). У регульованих умовах перекисні числа зросли у всіх зразках в 1,5 рази. Слід зазначити, що комбікорми що містять ПДС зберігаються краще, ніж ті, що містять свинячий жир. Це можна пояснити наявністю в погонах дезодорації природних антиоксидантів: токоферолов і каротиноїдів. Оскільки в ПДС міститься в 1,5-2 рази більше природних антиоксидантів, ніж в свинячому жирі, то вони і є більш стійкими до окислення.

Одночасно з дослідженням гігроскопічних властивостей вивчали вплив умов і термінів зберігання на хімічний склад і фізико-механічні властивості готового комбікорму з різними наповнювачами. У лабораторних умовах були вироблені комбікорми, якість яких досліджували за такими показниками: масова частка вологи, вміст сирого жиру, а також загальна кислотність комбікормів.

Таблиця 4 - Зміна хімічного складу комбікормів при різних умовах

№ зр аз ка	Комбікорм	Умови	Масова частка вологи, %				Кислотне число, мг КОН				Перекисне число, %I <sub>2</sub>			
			при закладці (контроль)	дні		Змін а, у раз	при закладці (контроль)	дні		Змін а, у раз	при закладці (контроль)	дні		Змін а, у раз
				30	60			30	60			30	60	
I	вихідний комбікорм	не регулюючі	13,9	14,3	11,9	-2	7,2	8,0	9,1	1,3	0,02	0,03	0,04	2,0
		регулюючі	13,9	-	13,0	-0,9	7,2	-	8,4	1,1	0,02	-	0,03	1,5
II	вихідний комбікорм +20% свинячого жиру	не регулюючі	12,3	13,0	9,7	-2,6	3,8	4,2	18,8	1,9	0,06	0,08	0,1	3,0
		регулюючі	12,3	-	10,9	-1,4	3,8	-	4,8	1,3	0,06	-	0,09	1,5
III	вихідний комбікорм +20%ПДС	не регулюючі	14,3	14,3	9,8	-2,4	4,8	4,8	11,4	1,2	0,02	0,02	0,06	3,0
		регулюючі	12,2	10,9	10,9	-1,4	4,8	-	7,5	1,1	0,02	-	0,03	1,5

Фізичні властивості комбікормів характеризували величиною кута природного укосу і коефіцієнтом внутрішнього тертя. Крім того, визначали якість виділеного з комбікорму жиру (за величинами кислотного і перекисного чисел).

Дослідження проведені при двох значеннях відносної вологості повітря. Дослідженнями встановлено, що глибина та інтенсивність фізико-хімічних змін, що відбуваються в комбікормах при зберіганні, обумовлена перш за все відотною вологістю середовища.

#### **4.2. Розробка принципової схеми технологічного процесу виробництва комбікормів для норок в розсипному вигляді**

На підставі проведених досліджень рекомендована принципова схема технологічного процесу виробництва комбікормів, збагачених ПДСО в розсипному вигляді (рис.4).

Продуктивність спеціалізованої лінії виробництва розсипних комбікормів, збагачених 20-23% ПДСО становить 6 т/год. Схемою передбачено такі технологічні лінії: зернової сировини, відділення плівок, кормових продуктів харчових виробництв, введення рідких видів сировини (ПДСО), введення наповнювача і преміксу (П90-1), дозування і змішування основних компонентів з введенням наповнювача і підготовленими ПДСО.

Очищення зерна від мінеральних і органічних домішок виробляють на зернових сепараторах. Очищене зерно в одну стадію подрібнюють на молоткових дробарках, обладнаних ситами з отворами діаметром 3 мм. Обов'язковий контроль продуктів розмелювання за крупністю з метою забезпечення необхідної нормативної документації гранулометричного складу продуктів.

Для відділення квіткових плівок ячменю використовують спосіб мокрого лущення ячменю, при якому досягається більш високий відсоток зняття квіткових плівок. Підготовку дріжджів здійснюють на просіювальних машинах, струшувачах і інших, обладнаних решітними полотнами з

отворами діаметром 15-20мм або дротяними сітками з комітками 14-18мм для відділення крупних домішок, які направляють в негідні відходи, і сортувальні - з отворами діаметром 3 мм або осередками 2,5мм, після яких направляють на дробарку, обладнану решітним полотном з отворами діаметром 4-5мм.

Для забезпечення введення в розсипний комбікорм 20-23% ПДСО обов'язковим є організація лінії введення наповнювача і преміксу. На лінії наповнювача встановлюють пиловловлювач.

Після розтарування в пиловловлювачах, наповнювач подають за окремою лінією аерозольтранспорту, використовуючи для цієї мети живильник А1-ДПК-5, наддозаторний бункер і вводять до складу суміші сипучих компонентів комбікорму згідно зі встановленою відповідністю. Оскільки аеросил відрізняється високою розпилюваністю, технологічне обладнання і транспортні машини для його введення повинні ретельно герметизувати і аспірувати для зменшення запиленості повітря в приміщенні.

Залежно від вмісту ПДСО в готовому комбікормі кількість введенного наповнювача приймають рівним 1: 4-1: 5 відповідно для аеросилу марок А-175 і А-300.

Введення ПДСО здійснюють в підігрітому до 70-75°C стані за допомогою вихрового підігрівального насоса або шестеренчатого насоса. Перед подачею ПД в видатковий бак передбачена фільтр-пастка, в якому встановлена дротова сітка, з осередками 0,8х0,8 або 1,0х1,0мм.

Якщо погони дезодорації надходять на завод в нестабілізованому вигляді, видатковий бак обладнують мішалкою, або передбачають додаткову смість з мішалкою. Дозування ПДСО здійснюють насосами-дозаторами, встановленими в комплекті з витратоміром. Для згладжування пульсації на трубопроводі встановлюють депульсатор з манометром. Замість насоса-дозатора можлива установка мірного бачка, за допомогою якого зважується або відміряється порція погонів дезодорації на одну порцію комбікорму.

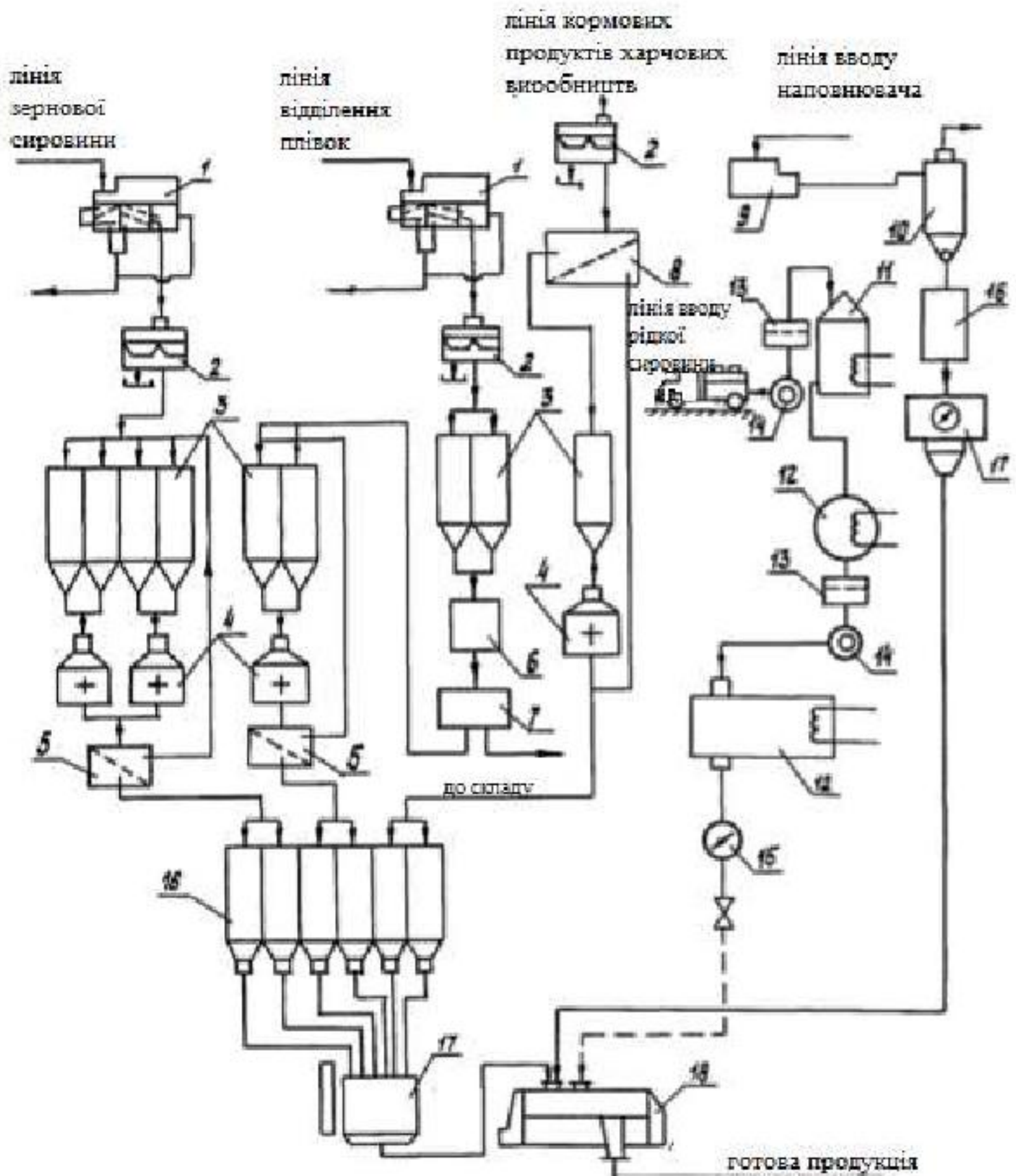


Рис. 4 – Принципова технологічна схема виготовлення збагачених ПДСО розсипних комбікормів для норок

1-сепаратор; 2-магнітна колонка; 3,16-оперативні бункери; 4-молоткова дробарка; 5,8-просіювальна машина; 6-луцильна машина; 7-аспіратор; 9-шлюзовий живильник; 10-відцентровий пиловідокремлювач; 11-накопичувальний бак; 12-видатковий бак; 13-фільтр; 14-насос; 15-витратомір; 17-багатокомпонентні ваги; 18-змішувач.



Дозування компонентів комбікорму проводиться на комплексі КДК-2, причому для дозування аеросилу і преміксу застосовуємо ваги ОДПК-8, призначені для автоматичного дозування сипких компонентів з об'ємною масою 0,2-0,6 т/м<sup>3</sup>. Змішування компонентів виробляють на змішувачі А1-ДСЖ. Загальна тривалість змішування становить 10хв, в тому числі завантаження сухих компонентів - 1хв, їх попереднє змішування - 2хв. Потім протягом 2 хвилин в змішувач через форсунки під впливом стиснутого повітря вводять в розпиленому вигляді рідкі компоненти і протягом 4 хв триває спільне змішування сухих і рідких компонентів комбікорму.

Управління процесом доцільно здійснювати в автоматичному режимі. Результати досліджень показали можливість виробництва розсипних комбікормів збагачених 20% ПДСО. В якості наповнювача був використаний аеросил марки А-175. Розсипний комбікорм, вироблений за запропонованою схемою, відповідає наступним показникам якості.

Таким чином, запропонований спосіб введення погонів дезодорації олій дозволяє отримати розсипний комбікорм з вмістом жиру до 25%, рівномірність розподілу якого (9,3%), забезпечує допустиме значення коефіцієнта варіації (10%). Збагачені 20-23% ПДСО комбікорми в розсипному вигляді рекомендується відпускати споживачеві не пізніше ніж через 2-3 доби після їх вироблення.

Таким чином, встановлено, що в процесі 100-денного зберігання комбікормів при різних значеннях відносної вологості повітря, загальний вміст жиру в комбікормі практично не змінюється. Основні константи жиру (кислотне і перекисне числа) як при  $\varphi = 60\%$  так і при  $\varphi = 80\%$  зазнають змін, проте величина цих змін нижче в порівнянні з контролем.

Технологічні властивості комбікормів, що характеризуються величиною кута природного укосу і коефіцієнтом внутрішнього тертя, практично не змінилися. Найбільш стійким в процесі зберігання виявився комбікорм, збагачений 20-25% погонів, в якому наповнювачем був аеросил.



Таблиця 5 - Показники якості комбікорму, збагаченого 20% ПДСО

Назва показників	Численне значення	
	Відпрацьованого комбікорму	Вимоги ДСТУ 4478:2005 [9]
Масова частка вологи комбікорму, %	8,5	Не більше 14,5
Крупність - Залишок на решетом полотні з отвором діаметру 3мм, %	нема	Не допускається
- Залишок на решетом полотні з отвором діаметру 2мм, %	5	Не більше 15
Вміст сирого протеїну, %	12,2	Не менше 12
Вміст сирової клітковини, %	2,5	Не менше 4,3
Кут природнього ухилу, град	39±1	-

### ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ

1. Доведено, що з усіх досліджуваних наповнювачів (тальк, бентоніт натрію, цеоліт, біла сажа, сілохром, аеросили марок А-175 та А-300) найбільшу жиропоглинальну здатність має аеросил. За співвідношенням між аеросилом та ПДСО 1:4-1:5 у розсипний комбікорм можна вводити 20-23% ПДСО.

2. Розроблений спосіб і запропонована принципова технологічна схема виробництва розсипних комбікормів для норок, що дозволяє вводити в склад комбікорму 20-23% ПДСО без зниження технологічних властивостей готової продукції.

## **ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ**

- 1.** Вивчено хімічний склад погонів дезодорації рослинних олій. Основна маса ПДСО представлена ліпідною фракцією. Масова частка сирого жиру складає 83,1-98,4%, вологи - 16,8-0,9%, золи – 0,06-0,9%.
- 2.** Встановлено, що ПДСО є цінним кормовим засобом, через те що містять енергетично цінні (тригліцериди и жирні кислоти), біологічно активні (вітамін А та Е) та пластично-регуляторні (фосфоліпіди та стерини) речовини.
- 3.** Вивчені фізичні властивості ПДСО за такими показниками як в'язкість, густина, температура плавлення та застигання. Мінімальну в'язкість ПДСО мають при температурі 70-75°C. Ефективною речовиною, що знижує в'язкість ПДСО є ізопропанол (0,8% до маси).
- 4.** Запропонований ефективний метод стабілізації ПДСО шляхом застосування дилудину чи ортофосфорної кислоти у кількості 0,1% від маси ПДСО. При цьому термін зберігання ПДСО збільшується з 10 до 100днів.
- 5.** Встановлено, що найбільшу жиропоглинальну властивість має аеросил, використання якого дає змогу вносити у склад розсипного комбікорму до 23% жиру.
- 6.** Розроблений спосіб і запропонована принципова технологічна схема виробництва розсипних комбікормів для норок, що дозволяє вводити в склад комбікорму 20-23% ПДСО без зниження технологічних властивостей готової продукції.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. ДСТУ 4492:2005 «Олія соняшникова. Технічні умови».
2. ДСТУ 7378:2013 «Саломас (технічний). Технічні умови».
3. ДСТУ 7458:2013 Продукти білкові рослинного походження.

Метод визначання вмісту жиру

4. ГОСТ 26226-95 Корма, комбикорма, комбикормовое сырье.

Методы определения сырой золы

5. ДСТУ 4350: 2004. Олії. Методи визначання кислотного числа.
6. ДСТУ 4568:2006 Олії. Методи визначання колірного числа
7. ДСТУ 4603:2006 Олії. Методи визначення масової частки вологи

та летких речовин

8. ДСТУ 4687:2006. Комбікорми, премікси, вітамінні препарати, продукція птахівництва. методи визначення вітаміну А, Е, В2 та каротиноїдів

9. ДСТУ 4478:2005 ПРОДУКТИ ПЕРЕРОБЛЕННЯ БАРДИ ЗЕРНОВОЇ ПІСЛЯСПИРТОВОЇ. Загальні технічні умови

10. Клецкин П.Т., Снитко В.С. Про використання сухих тваринних кормів – Тваринництво, 1989, №6, с.9

11. Казаков Е., Гончпрова З. Фізико-механічні властивості інгредієнтів комбікормів, 1993, №10,с.22-23

12. Балакирев, Н.А. Постановка научно-хозяйственных опытов по кормлению пушных зверей / НА. Балакирев, В.К. Юдин // Методические указания. НИИПЗК, 1994. - 31 с.

13. Балакирев Н. А. Проблемы кормления пушных зверей и пути их решения. Н. А. Балакирев. Кормление сельскохозяйственных животных и кормопроизводство. 2011. № 1.С. 8–11.

14. Ильина Т.Н. Закономерности распределения витаминов А и Е в организме пушных зверей / Т. Н. Ильина, И. В. Баишникова // Кролиководство и звероводство. – 2010. – №2. – С. 13–15.

## ДОДАТОК №1

Результати аналізу зразків проб, що були доставлені для визначення  
кількості отрутохімікатів

№ аналізу	Назва продукту	Назва отрутохімікату	Результат дослідження
1	ПДСО, пр.№4	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено Не виявлено Не виявлено
2	ПДСО, пр.№2	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено Не виявлено Не виявлено
3	ПДСО, пр.№3	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено Не виявлено Не виявлено
4	ПДСО, пр.№4	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено 0,2мг/л Не виявлено
5	ПДСО, пр.№5	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено 0,33мг/л Не виявлено
6	ПДСО, пр.№6	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено Не виявлено Не виявлено

## ДОДАТОК №2

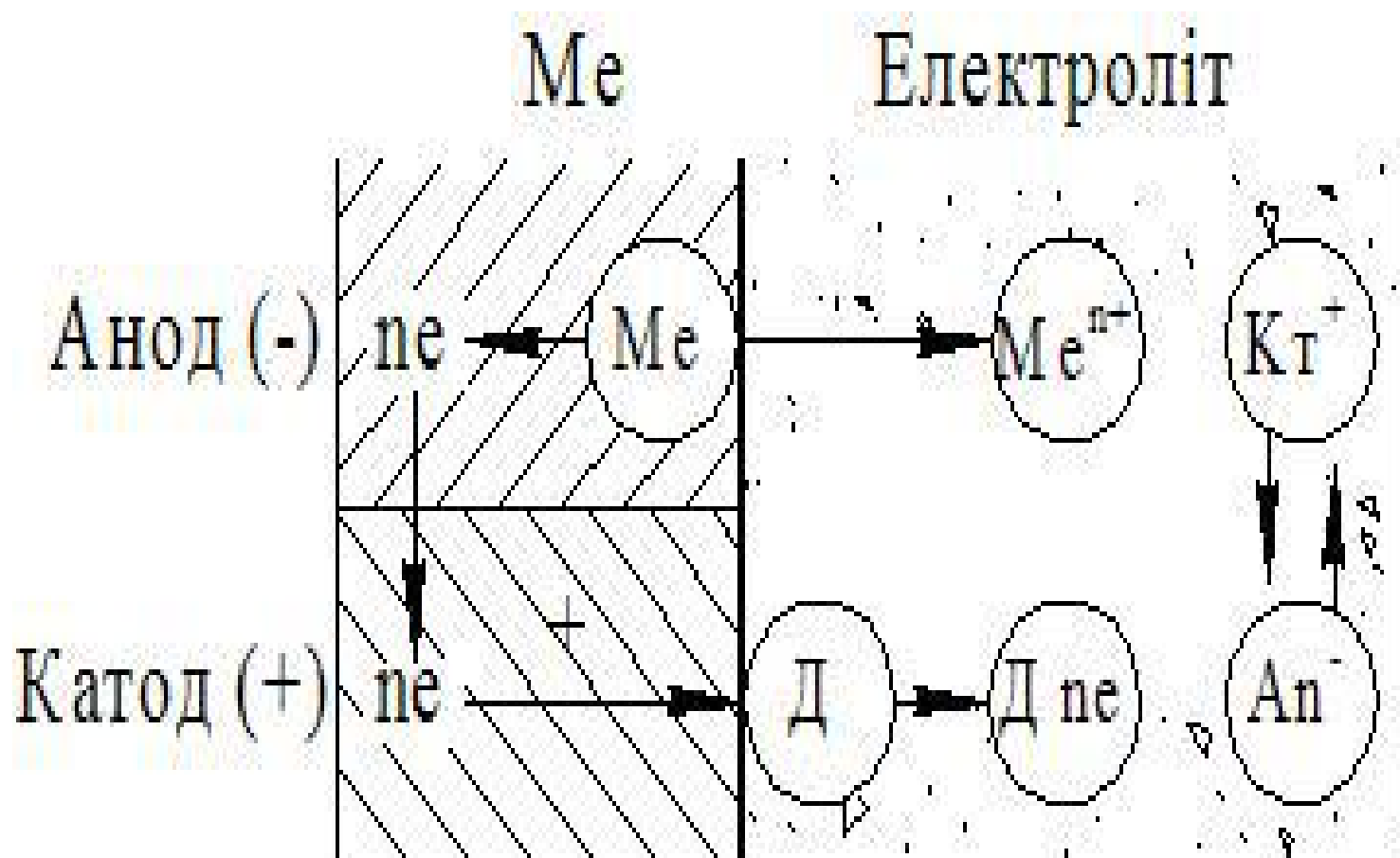
Результати аналізу проб, що були доставлені для визначення кількості отрутохімікатів

№ аналізу	Назва продукту	Назва отрутохімікату	Результат дослідження
7	Рідкий жир E37857 Пр.№1(м)	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено Не виявлено Не виявлено
8	Рідкий жир E10457 Пр.№2(р)	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено Не виявлено Не виявлено
9	Рідкий жир E12840 Пр.№8(с)	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено 1мг/кг Не виявлено
10	Комбікорм пр№1 (вихідний)	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено Не виявлено Не виявлено
11	Комбікорм пр№2 (зі свинячим жиром)	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено Не виявлено Не виявлено
12	Комбікорм пр№3 (з ПД)	ДДТ ГХЦГ ПХП	Не виявлено Не виявлено Не виявлено



# ДОДАТКИ

Схема електрохімічної корозії



## Додаток Б.1

### Класифікація ґрунтів за механічним складом

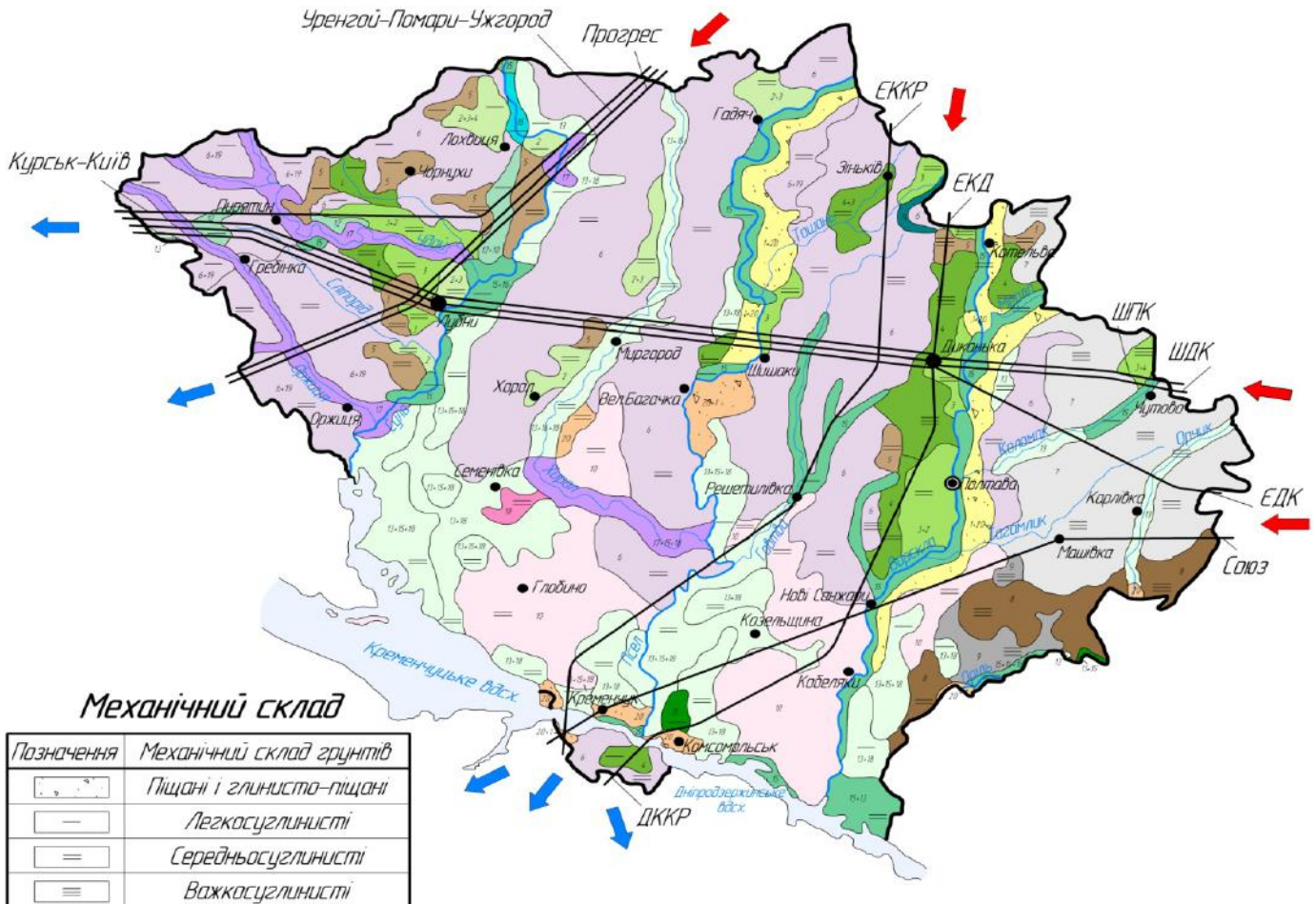
№ з/п	Назва ґрунту	Вміст частинок розміром менше 0,01 мм, %
1	Глини важкі	80
2	Глини середні і легкі	60-80
3	Суглинки важкі	40-60
4	Суглинки середні	30-40
5	Суглинки легкі	20-30
6	Супіски	10-20
7	Піски	0-10

## Додаток Б.2

### Корозійна активність водного середовища при проходженні через них газопроводів

Вода	Корозійна активність	Вміст органічних речовин, %	pH	Вміст азотних речовин (нітратів), мг/л	Загальна жорсткість
Озерна	Низька	< 20	6,5-7,4	< 10	> 15
Ґрунтова, річна	Середня	21-40	6-6,5 і 7,4-8,2	11-20	14-9
Річна, болотна	Висока	> 40	<6 і > 8,2	> 20	< 8

# Типи та механічний склад ґрунтів, через які проходять магістральні нафто-газопроводи Полтавської області

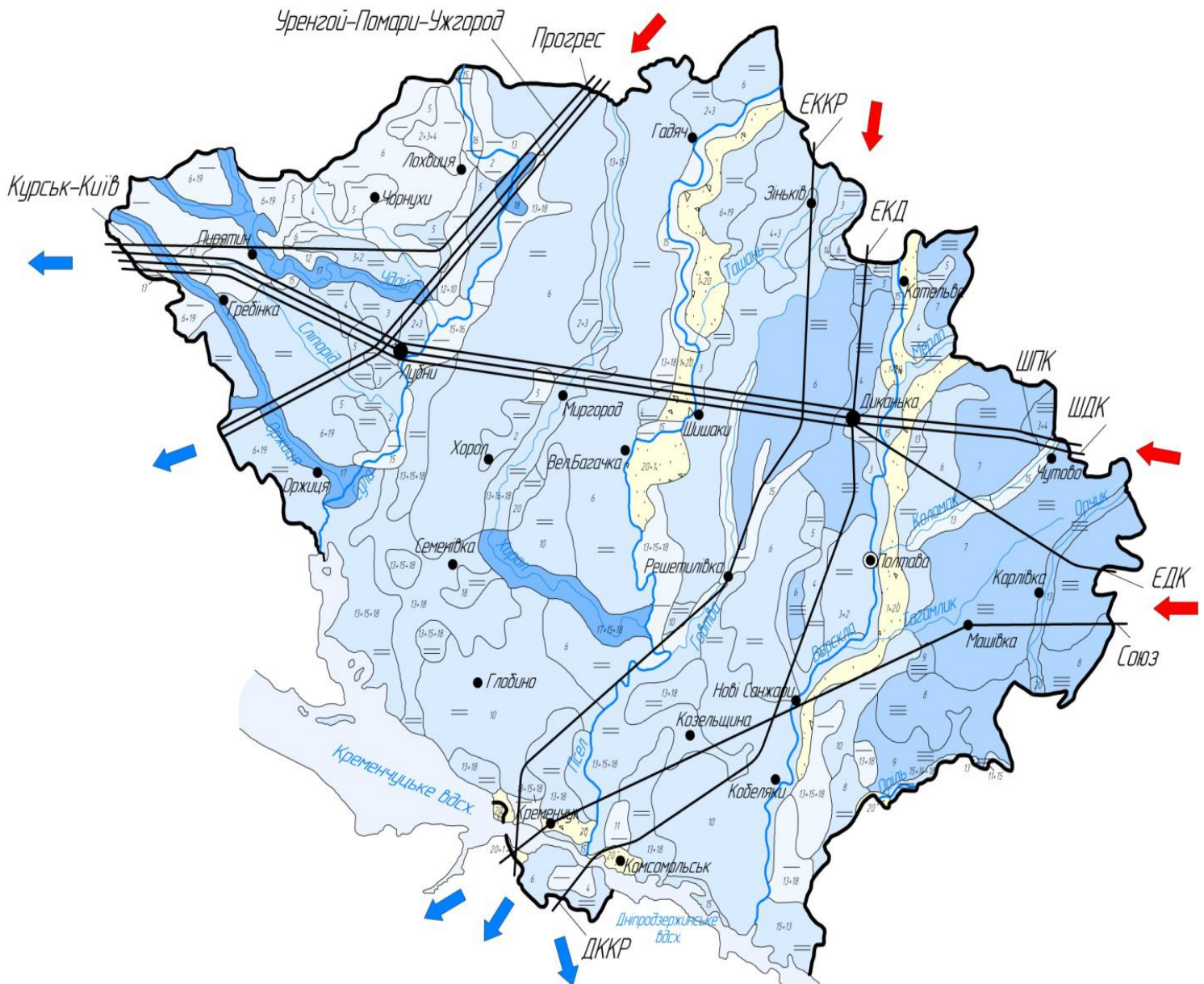


## Типи та підтипи ґрунтів Полтавської області

Позначення	Типи та підтипи ґрунтів	Позначення	Типи та підтипи ґрунтів
	Дерново-підзолисті ґрунти на давньоалювіальних водно-льодовикових відкладах і морені		Лучно-чорноземні ґрунти переважно на лесових парадах
1	– дернові слабодізолисті піщані і глинисто-піщані	11	– лучно-чорноземні
	Опідзолені ґрунти (змиті і незмиті) переважно на лесових парадах і глинах	12	– лучно-чорноземні поверхнево-солонцюваті
2	– ясно-сірі та сірі опідзолені	13	– лучно-чорноземні глибоко-солонцюваті
3	– темно-сірі опідзолені		Лучні ґрунти на делювіальних і алювіальних відкладах
4	– чорноземи опідзолені	14	– лучні
	Реграбовані ґрунти (змиті і незмиті) переважно на лесових парадах	15	– лучні солонцюваті
5	– чорноземи реграбовані		Болотні ґрунти на алювіальних, делювіальних і водно-льодовикових відкладах
	Чорноземи типові (змиті і незмиті) на лесових парадах	16	– лучно-болотні та болотні
6	– чорноземи типові малогумусні і слабогумусовані		Торфво-болотні ґрунти і торфовища
7	– чорноземи типові середньогумусні	17	– торф'яно-болотні ґрунти і торф'яники низинні
	Чорноземи звичайні (змиті і незмиті) на лесових парадах		Солонці
8	– чорноземи звичайні мало- і середньогумусні потужні	18	– солонці переважно солончакові
9	– чорноземи звичайні малогумусні		Осолоділі ґрунти
	Чорноземи залишково-солонцюваті на лесових парадах	19	– лучно-чорноземні і дерново осолоділі глеєві ґрунти і солоді
10	– чорноземи типові залишково-солонцюваті		Дернові ґрунти
		20	– дернові переважно оглеєні піщані, глинисто-піщані і супіщані ґрунти в комплексі зі слабогумусованими пісками



Корозійна активність ґрунтів Полтавської області залежно від вологості ґрунту



Характер корозії залежно від вологості ґрунту

Позначення	Вологість ґрунту, %	Характеристика ґрунту	Характеристика швидкості корозії
	0	ґрунт сухий	Корозії немає
	10-12	Збільшення вологості до критичного значення	Збільшення швидкості корозії до максимальної величини
	12-25	Збереження критичного значення вологості	Можливе досягнення максимальної швидкості корозії
	25-40	Утворення суцільного шару води	Зниження швидкості корозії
	Свыше 40	Збільшення товщини суцільного шару води	Невисока постійна швидкість корозії



## Додаток Е.1

### Значення рН ґрунтів Полтавщини за типами ґрунту

№ з/п	Ґрунти	Значення рН
1	2	3
1	Чорноземи типові мало- і середньогумусні потужні	5, 9-6, 7
2	Чорноземи залишково-солонцюваті потужні; солонцюваті; солончакуваті і осолоділі	6,1-6,9 верхній шар 6, 9-7,2 нижній шар
3	Чорноземи звичайні	6, 3-7, 0
4	Сірі лісові та інші опідзолені ґрунти	5, 8-6,2
5	Лучно-чорноземні солонцюваті, місцями осолоділі	6,7-7,4 (7,3-7,6 у горизонті В)*
6	Лучні (в т.ч. солонцюваті) і алювіальні лучні	6,7-7,4 (7,3-7,6 донизу)
7	Лучно-болотні, більшою мірою солонцюваті	7,2
8	Болотні; торфувато- і торфово-болотні	7,1-7,2
9	Торфовища	кислі
10	Дерново-підзолисті	5, 3-6,0

\* В – горизонт вмивання (з верхніх шарів сюди надходять ґрунтовий розчин з рештками перегною і глинясті частки), найбільш щільний

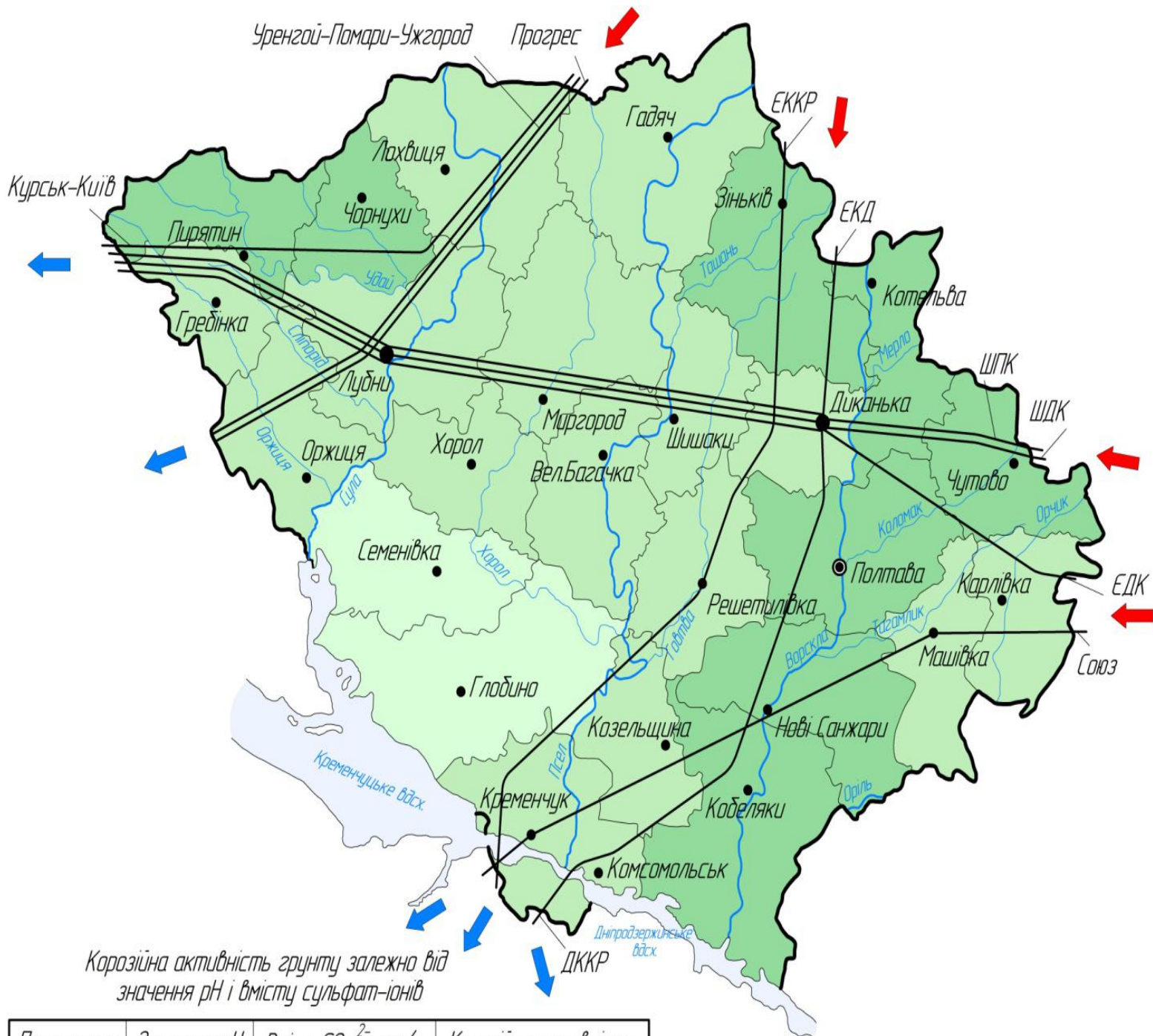
## Додаток Е.2

### Середні значення рН ґрунтів Полтавщини по районах

№ з/п	Райони	рН
1	Великобагачанський, Лубенський, Хорольський	6,5
2	Гадяцький, Карлівський, Шишацький	6,3
3	Глобинський	6,6
4	Гребінківський, Кременчуцький, Решетилівський	6,2
5	Диканський	6,1
6	Зіньківський, Машівський, Козельщенський	6,0
7	Кобеляцький, Новосанжарський, Пирятинський, Чутівський	5,9
8	Котелевський	5,6
9	Лохвицький, Оржицький	6,4
10	Миргородський	6,5
11	Полтавський	5,4
12	Семенівський	6,8
13	Чорнухинський	5,8

## Додаток Є.1

Корозійна активність ґрунту Полтавської області залежно від значення рН і вмісту сульфат-іонів у ґрунті (по районах)



Позначення	Значення рН	Вміст $SO_4^{2-}$ , мг/л	Корозійна активність
	6,5-8,5	менше 100	низька
	8,5-14,0	100-200	середня
	6,0-6,5	200-300	підвищена
	6,0	більше 300	висока

**Додаток Ж.1**

Вміст гумусу у ґрунтах Полтавщини за типами ґрунтів

№ з/п	Ґрунти	Вміст гумусу, %
1	1. Чорноземи типові мало- і середньогумусні потужні	3,8-6,2
2	2. Чорноземи залишково-солонцюваті потужні; солонцюваті; солончакуваті і осолоділі	3,7-4,4
3	3. Чорноземи звичайні	4,6-5,9
4	4. Сірі лісові та інші опідзолені ґрунти	1,5-4,0
5	5. Лучно-чорноземні солонцюваті, місцями осолоділі	4,3-5,6
6	6. Лучні (в т.ч. солонцюваті) і алювіальні лучні	3,1-5,3
7	7. Лучно-болотні, більшою мірою солонцюваті	5,0-5,9
8	8. Болотні; торфувато- і торфово-болотні	6,0-10
9	9. Торфовища	Торф
10	10. Дерново-підзолисті	0,7-1,3

**Додаток Ж.2**

Вміст гумусу у ґрунтах Полтавщини по районах

№ з/п	Райони	гумус
1	Великобагачанський, Глобинський, Решетилівський	3,3
2	Гадяцький, Кобеляцький,	3,0
3	Гребінківський, Зіньківський, Миргородський, Семенівський, Шишацький	3,4
4	Диканський	3,7
5	Карлівський	4,3
6	Козельщенський, Лубенський,	2,9
7	Котелевський	3,2
8	Кременчуцький, Пирятинський,	2,8
9	Лохвицький, Оржицький	3,1
10	Машівський	4,4
11	Новосанжарський, Хорольський	3,6
12	Полтавський	3,5
13	Чорнухинський	2,6
14	Чутівський	4,1

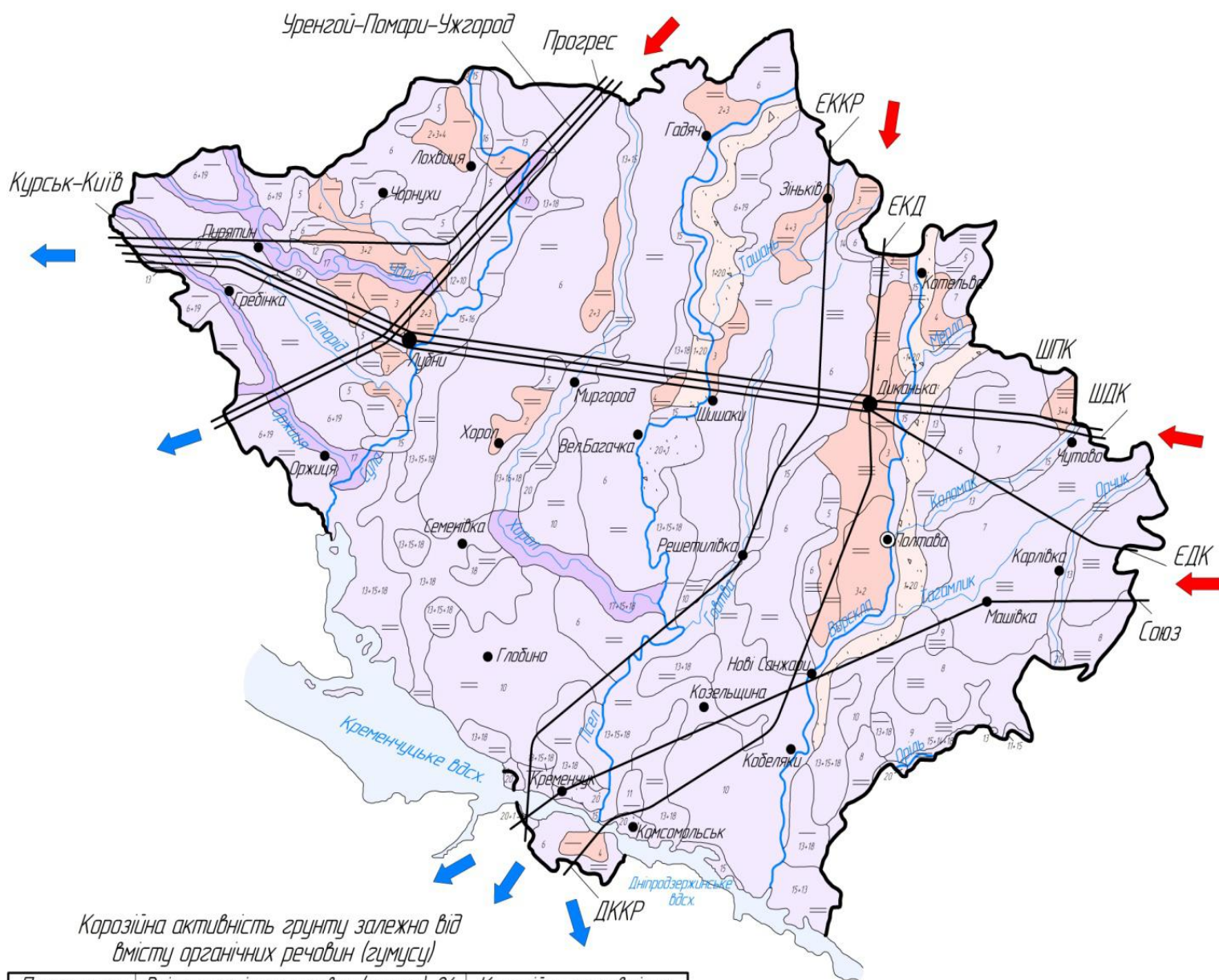
**Додаток Ж.3**

Корозійна активність ґрунту залежно від вмісту гумусу

Корозійна активність ґрунту	Вміст органічних речовин (гумусу), %
Низька	Не більше 1
Середня	1- 1,5
Висока	Більше 1,5

## Додаток И.1

Корозійна активність ґрунту Полтавської області залежно від вмісту органічних речовин (гумусу)



Позначення	Вміст органічних речовин (гумусу), %	Корозійна активність
	не більше 1	низька
	1-1,5	середня
	більше 1,5	висока

**Додаток К.1**

Вміст азотних речовин у ґрунтах Полтавщини за типами ґрунтів

№ з/п	Ґрунти	Вміст азотних речовин, %
1	1.Чорноземи типові мало- і середньогумусні потужні	0,19-0,31
2	2.Чорноземи залишково-солонцюваті потужні; солонцюваті; солончакуваті і осолоділі	0,18-0,22
3	3.Чорноземи звичайні	0,23-0,29
4	4.Сірі лісові та інші опідзолені ґрунти	0,08-0,2
5	5. Лучно-чорноземні солонцюваті, місцями осолоділі	0,21-0,28
6	6. Лучні (в т.ч. солонцюваті) і алювіальні лучні	0,15-0,26
7	7. Лучно-болотні, більшою мірою солонцюваті	0,25-0,29
8	8.Болотні; торфувато- і торфово-болотні	0,3-0,5
9	9.Торфовища	Торф
10	10. Дерново-підзолисті	0,03-0,06

**Додаток К.2**

Вміст азотних речовин у ґрунтах Полтавщини по районах

Райони	Вміст азотних речовин, %	Райони	Вміст азотних речовин, %
Великобагачанський	0,001	Машівський	0,001
Гадяцький	0,0004	Миргородський	0,0006
Глобинський	0,001	Новосанжарський	0,002
Гребінківський	0,002	Оржицький	0,005
Диканський	0,0004	Пирятинський	0,002
Зіньківський	0,0004	Полтавський	0,0001
Карлівський	0,0002	Решетилівський	0,0003
Кобеляцький	0,0007	Семенівський	0,0008
Козельщенський	0,0006	Хорольський	0,003
Котелевський	0,0003	Чорнухинський	0,0001
Кременчуцький	0,001	Чутівський	0,0002
Лохвицький	0,003	Шишацький	0,0004
Лубенський	0,001		

**Додаток К.3**

Корозійна активність ґрунту залежно від вмісту азотних речовин (нітратів)

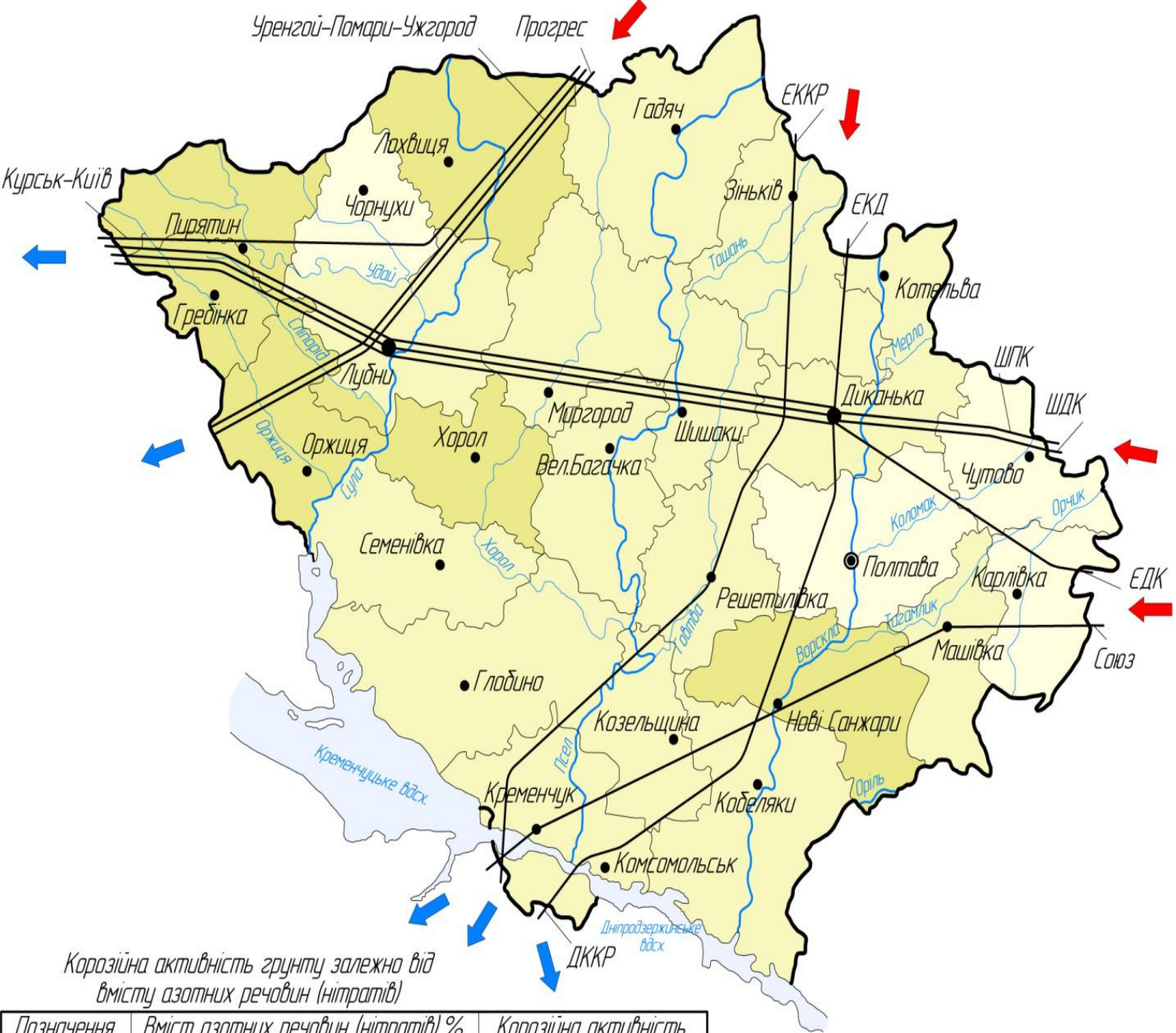
Ступінь корозійної активності	Вміст азотних речовин (нітратів), %
Низька	Не більше 0,0001
Середня	0,0001-0,001



Висока	Більше 0,001
--------	--------------

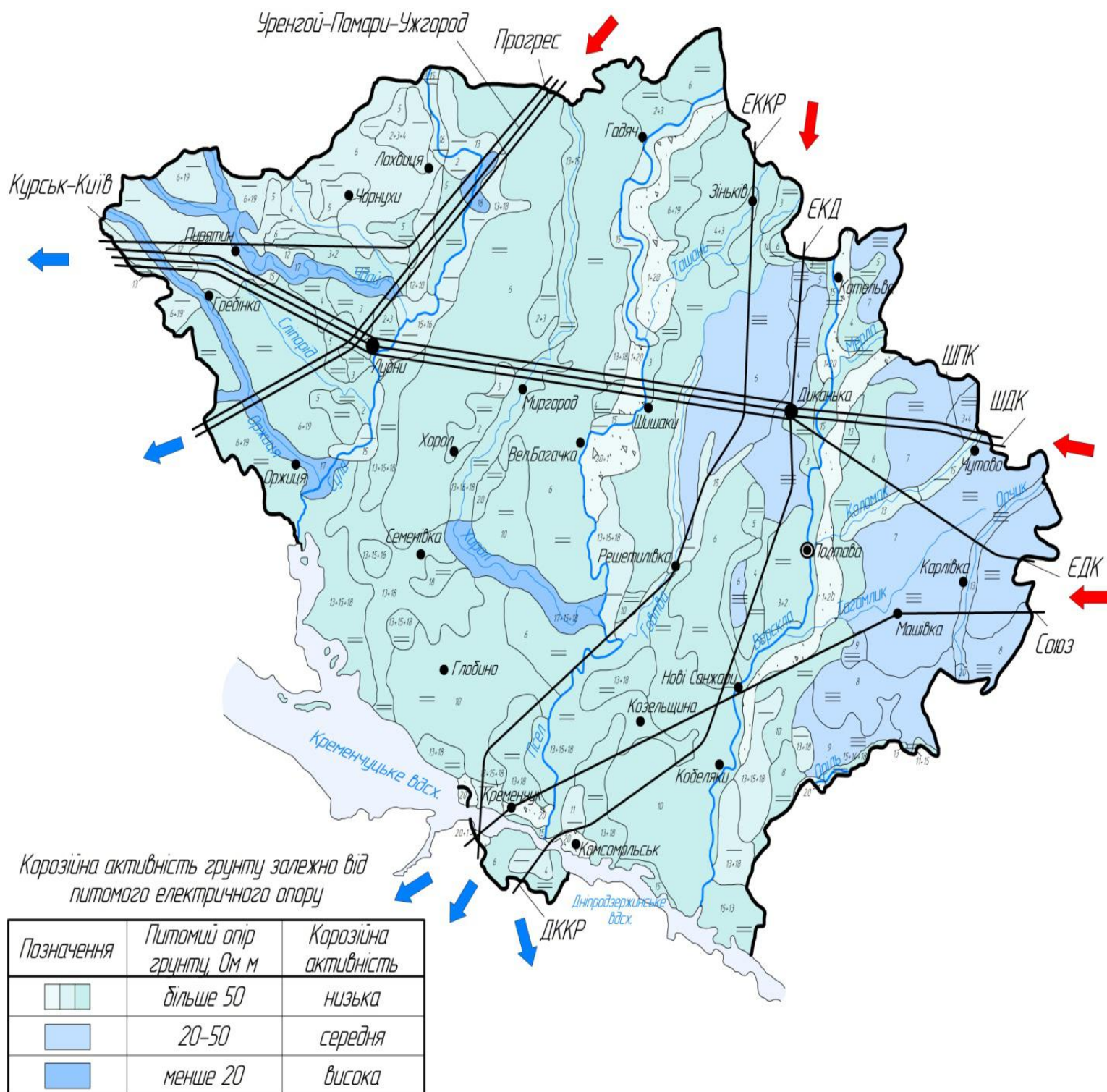
Додаток Л.1

Корозійна активність ґрунту Полтавської області залежно від вмісту азотних речовин (нітратів)



Позначення	Вміст азотних речовин (нітратів), %	Корозійна активність
	менше 0,0001	низька
	0,0001-0,001	середня
	більше 0,001	висока

Карта корозійної агресивності ґрунту Полтавської області по відношенню до сталі залежно від питомого електричного опору ґрунту

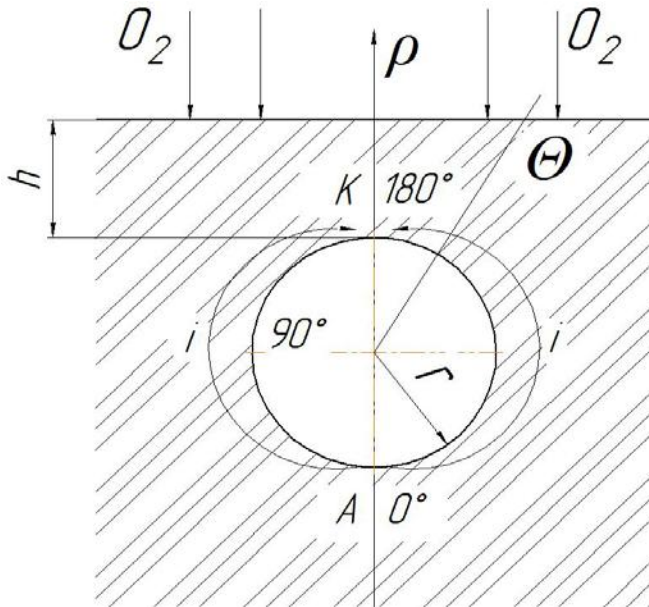




## Додаток Н.1

Схема перерізу газопроводу діаметром  $2r$ , що знаходиться на глибині  $h$  в ґрунті

$K$  – катодна зона;  $A$  – анодна зона;  $i$  – струм,  $A$ ;  $r$  – радіус газопроводу, м;

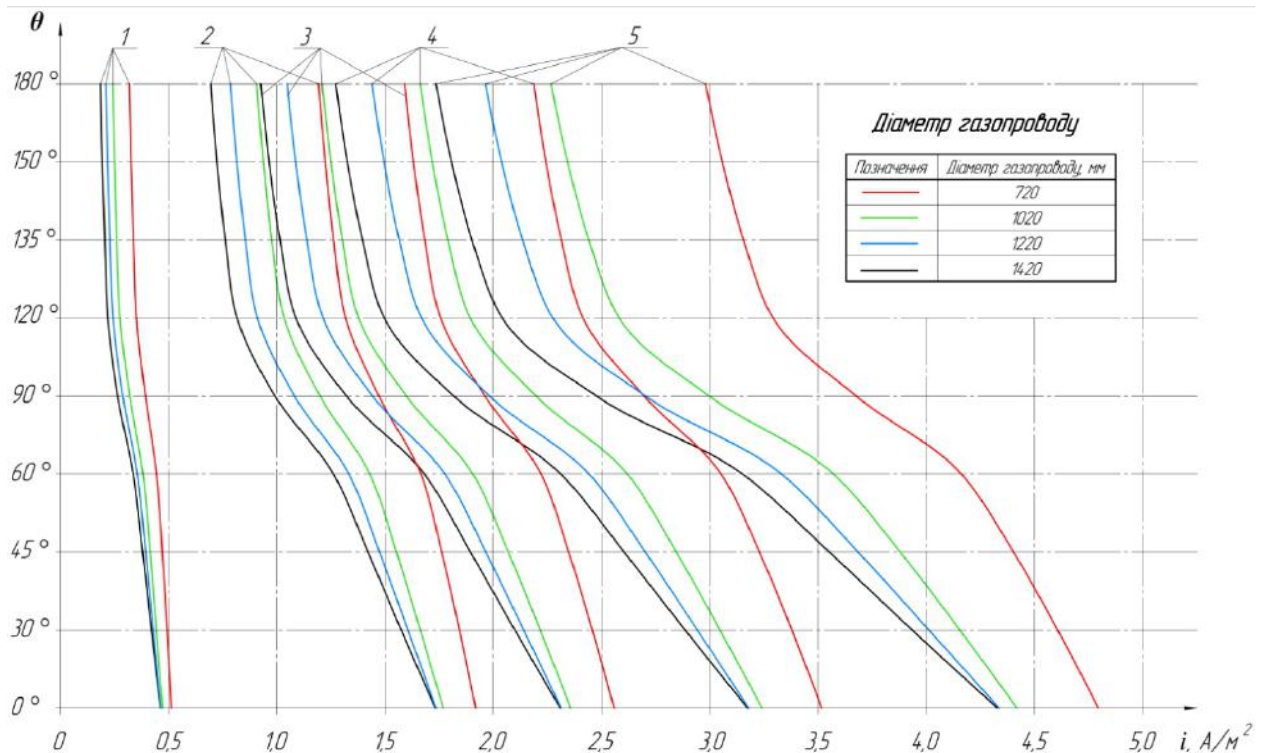


$h$  – глибина залягання газопроводу в ґрунті, м;  $\theta$  – кут, під яким надходить кисень до металу газопроводу, градуси;  $(\rho, \theta)$  – координати.

Слід відмітити, що коефіцієнт дифузії кисню в ґрунті в загальному випадку залежить від координат  $(\rho, \theta)$ . З метою спрощення завдання приймаємо, що масообмін в ґрунті стаціонарний і не змінюється по довжині газопроводу.

## Додаток Н.2

Номограма для визначення щільності струму при кисневій деполяризації:



1 – для піску; 2 – для легкого суглинку; 3 – для середнього суглинку; 4 – для важкого суглинку; 5 – для торфу.

## Додаток П.1

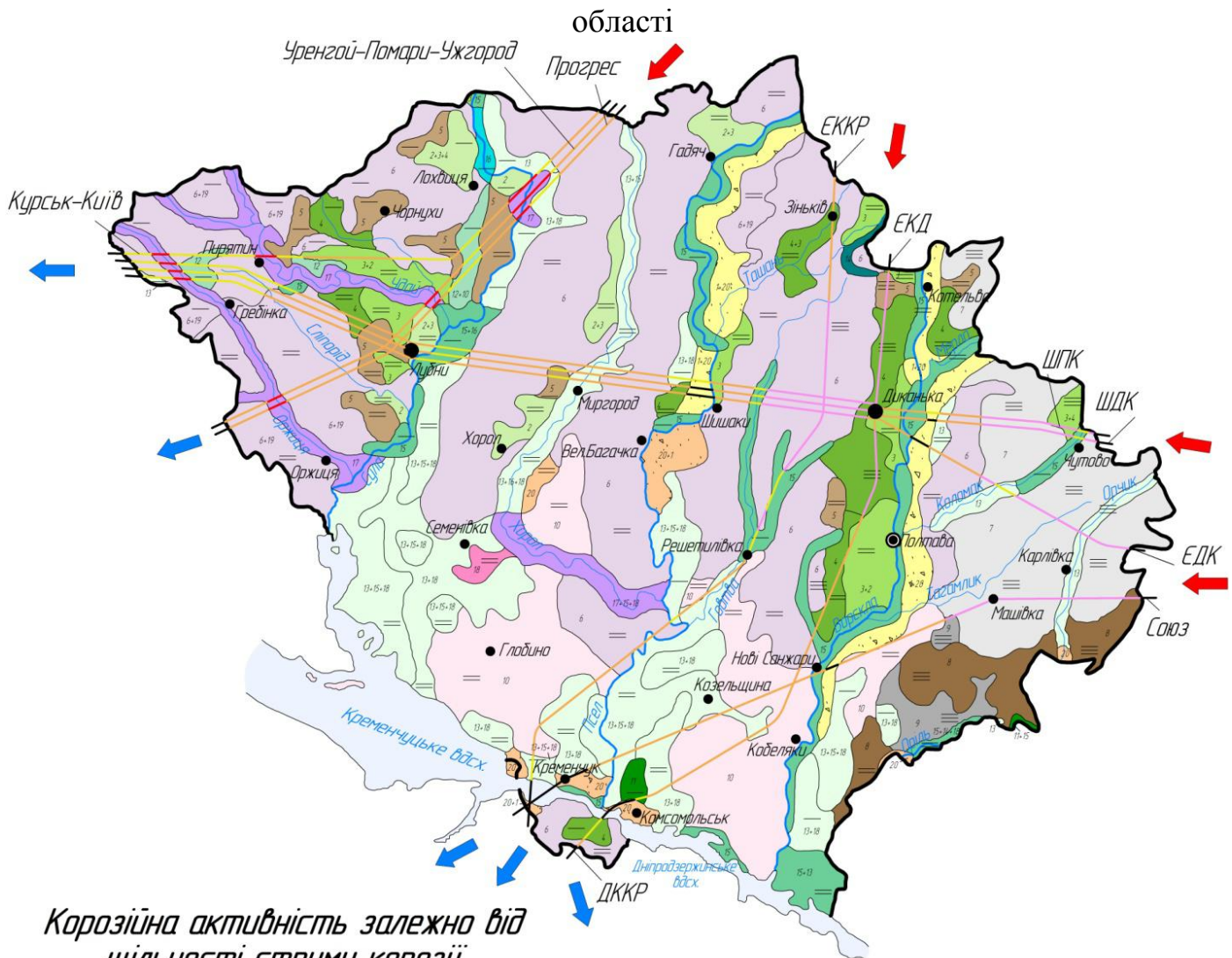
Ступінь корозійної активності залежно від щільності корозійного струму за

Н. Л. Стаскевичем

Корозійна активність	Щільність корозійного струму, А/м <sup>2</sup>
Низька	До 0,5
Середня	0,5-2,0
Підвищена	2,0-3,0
Висока	3,0-4,0
Дуже висока	Більше 4,0

## Додаток П.2

Щільність корозійного струму на ділянках газопроводів Полтавської



Позначення	Корозійна активність	Щільність струму корозії, А/м <sup>2</sup>
—	низька	до 0,5
—	середня	0,5-2,0
—	підвищена	2,0-3,0
—	висока	3,0-4,0
—	дуже висока	більше 4,0

Студентська наукова робота:

**ЕКОЛОГІЧНИЙ АУДИТ КОРОЗІЙНОЇ АКТИВНОСТІ ҐРУНТІВ  
ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**



## ЗМІСТ

АННОТАЦІЯ.....	3
<b>РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ УМОВ ЕКСПЛУАТАЦІЇ ПІДЗЕМНИХ НАФТО-ГАЗОПРОВОДІВ.....</b>	<b>6</b>
1.1 Стан та умови експлуатації нафто-газотранспортної системи Полтавської області.....	6
1.2 Аналіз причин відмов нафто-газотранспортної мережі регіону.....	7
<b>РОЗДІЛ 2. КОРОЗІЯ ЯК ФАКТОР ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ МАГІСТРАЛЬНИХ НАФТО-ГАЗОПРОВОДІВ.....</b>	<b>10</b>
2.1 Особливості корозії підземних транспортних споруд .....	10
2.2 Аналіз корозійної активності ґрунтів в Полтавській області.....	12
<b>РОЗДІЛ 3 РОЗРАХУНОК ЩІЛЬНОСТІ СТРУМУ ПОПЕРЕЧНИХ МАКРОГАЛЬВАНІЧНИХ ПАР.....</b>	<b>27</b>
3.1 Теоретичні відомості щодо корозії металів з кисневою деполяризацією.....	27
<b>ВИСНОВКИ.....</b>	<b>31</b>
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....</b>	<b>32</b>

## АНОТАЦІЯ

наукової роботи під шифром «корозійна активність»

**Актуальність роботи.** Україна, зокрема Полтавська область, має досить розвинену мережу магістральних нафтопроводів, нафтопродуктопроводів та газопроводів, середній термін експлуатації яких складає понад 30 років, а перші збудовані нафтопроводи працюють більше 48 років.

Основною формою впливу магістральних нафто-газопроводів на довкілля при їх експлуатації є можливість забруднення ґрунтового масиву, повітряного басейну, води продуктами транспортування у разі виникнення аварійних ситуацій. Однією з найсерйозніших проблем експлуатації магістральних нафто-газопроводів є їх аварійність, що супроводжується порушенням забезпечення споживачів сировиною, втратою транспортованих продуктів, виходу з ладу та знешкодженням коштовного обладнання, завданням великих матеріальних збитків, пожежами і вибухами, катастрофічним впливом на навколишнє середовище.

Екологічна безпечність трубопроводів значною мірою визначається корозією, тому що умови для її виникнення існують завжди, а кількість аварій нафто-газо трубопроводів через корозію з кожним роком зростає і складає близько 60 %.

Тривала взаємодія металу труби з навколишнім середовищем призводить до інтенсифікації корозійних процесів, до деградації фізико-механічних властивостей матеріалу стінки труби. Трубопроводи експлуатуються в агресивних ґрунтових умовах. Для забезпечення надійної експлуатації підземних трубопроводів необхідно враховувати корозійну активність середовища експлуатації.

Запроектовані й виготовлені відповідно до вимог нормативних документів трубопроводи повинні бути стійкими до дії середовища. Але дефекти при виготовленні, ураження сприяють початку і розвитку корозійних процесів на трубопроводі. Внаслідок цього зростає ризик аварійно-небезпечних дефектів, що негативно впливає на екологічну безпеку експлуатації

трубопроводів. Одним із шляхів підвищення екологічної безпеки експлуатації нафто-газопроводів України є врахування факторів, що характеризують корозійні процеси на металі трубопроводів, таким чином попереджаючи утворення тріщини на поверхні та витікання сировини.

**Мета.** Метою даної роботи є аналіз корозійної активності ґрунтів у Полтавській області, оцінка впливу корозійних процесів на підземних трубопроводах, виходячи з різних ґрунтових умов та роботи корозійних гальванопар.

**Об'єкт дослідження.** Об'єктом досліджень є магістральні нафто-газопроводи.

Для досягнення поставленої мети роз'язувалися такі завдання:

- ✓ аналіз впливу ґрунтового середовища на корозію магістральних нафто-газопроводів України і Полтавщини та факторів, що впливають на їх безаварійну роботу;
- ✓ дослідження ґрунтових умов експлуатації нафто-газопроводів Полтавської області;
- ✓ з'ясування механізму корозії нафто-газопроводів та аналіз основних математичних моделей корозії;

**Наукова частина роботи** полягає у:

- ✓ комплексному дослідженні факторів, що визначають умови протікання корозійних процесів на ділянках нафто-газопроводів:
  - дослідженні корозійної активності ґрунтів Полтавщини;
  - визначенні реальних значень вмісту вологи та кисню у ґрунтах та значень щільності струму на ділянках нафто-газопроводів;
- ✓ розробленні карт для визначення швидкості протікання корозії за показниками.

**Методика дослідження:** розроблення методології дослідження корозії нафто-газопровідних систем, встановлення основних закономірностей і залежностей корозійної активності ґрунтів, а також корозійних процесів нафтогазопроводів в різних ґрунтових умовах експлуатації.

Методи дослідження:

- аналітичні методи (при розробці математичних моделей роботи гальванопар, при розробці залежностей для оцінювання залишкового ресурсу);
- експериментальні (при оцінці та розрахунках гальванічної і загальної корозії нафто-газопроводу).

**Загальна характеристика наукової роботи.** Наукова робота складається з пояснювальної записки, до якої входить вступ, 3 розділи у супроводі табличного і графічного матеріалу (таблиць, рисунків), висновки, список використаних наукових джерел (23 найменувань) та додатків. Обсяг роботи становить 31 сторінку.

**Ключові слова:** магістральний трубопровід, екологічна небезпека, корозійна агресивність ґрунту, електрохімічна корозія, локальний корозійний елемент, макрогальванічна пара, корозійна виразка.

# **РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ УМОВ ЕКСПЛУАТАЦІЇ ПІДЗЕМНИХ НАФТО-ГАЗОПРОВОДІВ**

## **1.1 Стан та умови експлуатації нафто-газотранспортної системи Полтавської області.**

Нафтогазовий комплекс Полтавщини є одним з найбільш потужних у державі. Питома вага видобутку паливно-енергетичних ресурсів у Полтавській області є досить значною.

Нафтогазова галузь Полтавщини поєднує в собі підприємства, що не лише видобувають і переробляють нафту й газ, а й транспортують їх [1]. Тому мережа трубопроводного транспорту області, є досить розгалуженою. Усього через область проходить 10 магістральних газопроводів. Територією Полтавської області проходять гілки нафтопроводу «Дружба», що служить засобом транспортування нафти із Глинсько-Розбишівського, Радченківського та Зачепилівського родовищ до пунктів приймання або переробки на Кременчуцькому НПЗ.

У зв'язку зі значною протяжністю нафто-газотранспортних магістралей територією області створюються різні ґрунтові умови експлуатації трубопроводів. Ділянки трубопроводів проходять різні ґрунтові умови на території Полтавської області, що обумовлює неоднорідність умов їх експлуатації. А це створює всі умови для виникнення корозійних процесів на підземному трубопроводі.

З метою забезпечення надійності транзиту нафти і газу, а також збереження конкурентоздатності та привабливості нафто-газотранспортної системи України розроблені й впроваджуються програми реконструкції і технічного переозброєння нафто-газопроводів та їх споруд, світові стандарти їх експлуатації, використання енергозберігаючих технологій і устаткування.

Тому аналіз умов експлуатації трубопроводів, оцінка корозійної активності середовища експлуатації та прогнозування корозійних процесів, які допоможуть виявити потенційно-небезпечні ділянки менш затратним шляхом, наразі є дуже актуальною.

## 1.2 Аналіз причин відмов нафто-газотранспортної мережі регіону

Аналіз розподілу надзвичайних ситуацій у 2017 року за видами прояву показує, що питома вага надзвичайних ситуацій унаслідок аварій на транспорті, пожеж і вибухів складає значну частину – 44 % (рис. 1).

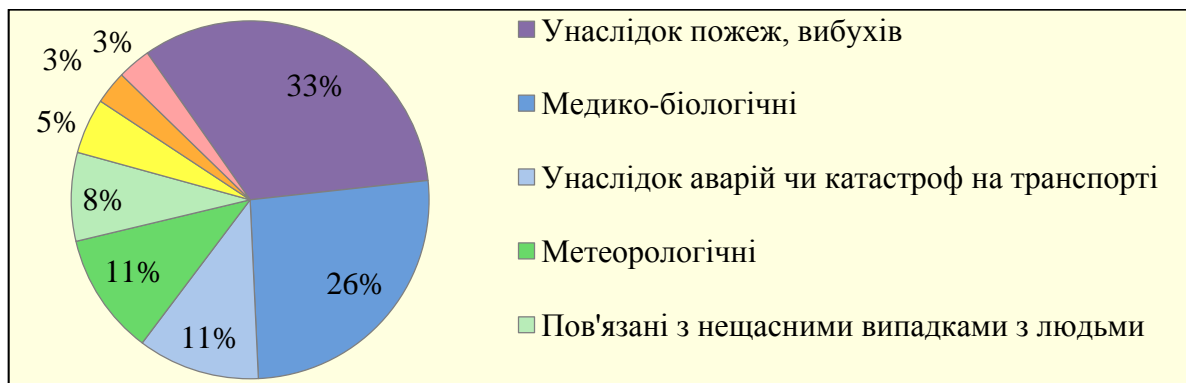


Рисунок 1 – Надзвичайні ситуації за видами прояву

Надзвичайні ситуації, що стаються на магістральних нафто- газопроводах, входять саме до цих 44 %, оскільки підприємства і об'єкти нафтогазового комплексу є одними з тих, що мають найбільш високий рівень пожежо- і вибухонебезпеки [2].

Обладнання об'єктів нафтогазового комплексу експлуатується декілька десятків років в умовах агресивного середовища без оновлення. Аналіз документів з інвентаризації об'єктів нафто-газотранспортного комплексу свідчить, що 25 % устаткування, машин, споруд основного і допоміжного виробництва, 5 % газопромислового устаткування, 69 % свердловин, а також 23 % спеціальних машин і устаткування відпрацювали до 50 % свого ресурсу.

У доповідній записці щодо пропозиції про прийняття розпорядження Кабінету Міністрів України «Про схвалення Концепції розвитку, модернізації і переоснащення газотранспортної системи України на 2009-2015 роки» від 21 жовтня 2009 року N 1417-р вказується, що із загальної довжини газопроводів України 70 % відпрацювали понад 20 років (рис.2) [3].



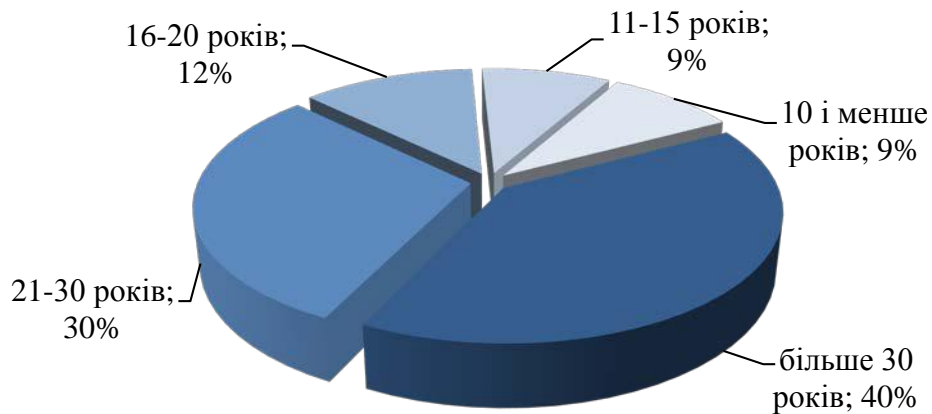


Рисунок 2 – Структура нафто-газопроводів України за тривалістю експлуатації

Магістральні нафто- газопроводи Полтавської області експлуатуються вже більше 20 років: 4 газопроводи – понад 20 років, 2 газопроводи – понад 30 років, 3 газопроводи – понад 40 років і газопровід Шебелинка-Полтава-Київ експлуатується вже 55 років.

Близько 47 % виявлених витоків нафти і газу на зовнішніх нафто-газопроводах сталися через їх корозійні пошкодження, при цьому з них майже 22% – на підземних. Кількість відмов трубопроводів через корозію (рис. 3).

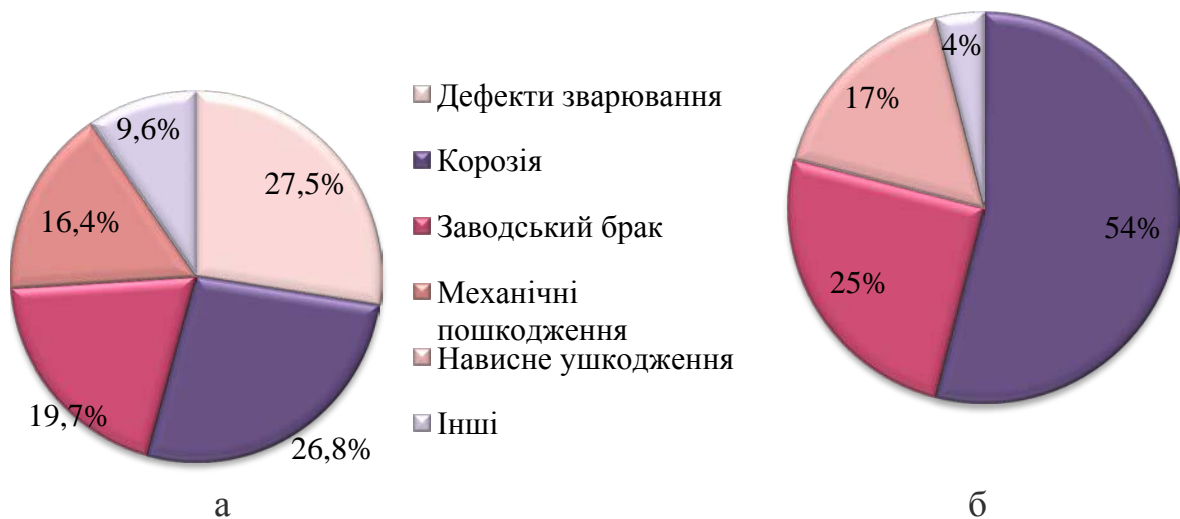


Рисунок 3 – Розподіл відмов нафто- газопроводів за причинами виникнення у 1965-1990 рр. (а) і у 2002-2008 рр. (б)

Отже, аналіз причин відмов нафто- газопроводів показав, що більшість аварій на них стаються внаслідок корозії металу труб, тобто через зменшення перерізу трубопроводу. Це різко підвищує екологічний ризик подальшої

експлуатації таких конструкцій і актуалізує проблему оцінки їхнього залишкового ресурсу.

З метою забезпечення надійності транзиту вуглеводневої сировини, розроблені й впроваджуються програми реконструкції і технічного переозброєння нафто-газопроводів та їх споруд, світові стандарти їх експлуатації, використання енергозберігаючих технологій і устаткування, своєчасне оцінювання та прогнозування строку безпечної експлуатації споруди.

Тому розроблення залежностей, які дозволять попереджати аварійні ситуації при транспорту вуглеводневої сировини, тим самим зменшуючи вплив на навколишнє середовище є актуальною проблемою, враховуючи те, що з кожним роком таких конструкцій стає все більше.

## **РОЗДІЛ II КОРОЗІЯ ЯК ФАКТОР ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ МАГІСТРАЛЬНИХ НАФТО-ГАЗОПРОВОДІВ**

### **2.1 Особливості корозії підземних транспортних споруд**

Корозія є фізико-хімічним процесом і закономірності її протікання визначаються загальними законами термодинаміки та кінетики гетерогенних систем, так як корозія протікає на межі двох фаз: метал-середовище.

У загальному вигляді процес корозії металу виражається схемою:

метал + корозійне середовище (агресивний компонент) → продукт корозії.

Металевий ізолюваний трубопровід, покладений у ґрунт, має незначні контакти з вологою ґрунту через нещільності в шарі ізоляції. Ґрунтова волога являє собою електроліт різного складу й концентрації. Контакт металу із ґрунтовим електролітом викликає утворення у системі «метал-окислювач-електроліт» великого числа корозійних (локальних, гальванічних) елементів, тобто систем, в яких відбувається перетворення хімічної енергії в електричну

Так, поверхня кородуючого металу трубопроводу зазвичай являє собою багатоелектродний гальванічний елемент. Цю поверхню можна розглядати як двохелектродну систему, яка складається з катодних та анодних ділянок.

У гальванічному елементі електрод з більш негативним значенням потенціалу – анода, з більш позитивним – катод. Більш активний метал, анод,

кородує. Перехід електронів від атомів металу до окислювача здійснюється не безпосередньо від металу до окислювача, як при хімічній корозії, а через катод (тобто через посередника).

Якщо на поверхні металу, зануреного в електроліт, є ділянки з різними електричними потенціалами й вони з'єднані через масу металу, то в зовнішньому ланцюзі, з'єднаній через електроліт, між анодом і катодом корозійної пари виникає струм. Напрямок струму є протилежним напрямку руху електронів. Протікання струму від катоду до аноду здійснюється в металі електронами, а в розчині електроліту – іонами: аніони переміщуються від катоду до аноду, а катіони – від анода до катоду.

У результаті протікання електричного струму на аноді відбувається руйнування металу з перенесенням його іонів в електроліт (процес окислення металу) і корозія поширюється у глиб металу. Анод, руйнуючись, утворює в трубі свищ. Вільні електрони, що залишилися, переміщуються по металу до катодних ділянок, де відбувається відновлення окисника.

При цьому залізо вкривається шаром іржі – сумішшю гідроксидів феруму (II) і феруму (III), продуктів їх розкладу і взаємодії з іншими речовинами навколишнього середовища. Іржа в основному складається з  $\text{FeO}$  (нестабільне з'єднання), метегідроксиду заліза ( $\text{FeO}(\text{OH})$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) та гідратованого оксиду заліза (III) ( $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ). Загальна схема електрохімічної корозії показана в додатку А.1.

Найбільш ймовірні причини виникнення на поверхні нафто-газопроводу гальванічних елементів невеликого розміру – корозійних мікропар – такі:

- структурна неоднорідність металу (анод – більш активний метал);
- подряпини, щілини, тобто заводський ризик (дно подряпини – анод);
- нашарування, окисли, окалина (виступають катодом);
- вм'ятина, наклеп, тобто деформована ділянка (виступають анодом);
- неоднорідність середовища (наприклад, ділянка під глинистою грудкою – анод);
- зварювальний шов (виступає анодом).

Певного поділу корозійних гальванопар на мікро- і макропари за їх розмірами немає. Однак наступні приклади відносяться явно до категорії макропар, виникнення яких у неоднорідних середовищах обумовлено фактично одним загальним фактором – диференціальною аерацією: при різному складі (наприклад, пісок чи глина, неоднакова концентрація солей) і вологості ґрунту; при проходженні трубопроводу через дорогу; при різному надходженню кисню до труби; при неоднорідності металу газопроводу; при порушенні ізоляційного покриття газопроводу [4].

Таким чином, для магістральних трубопроводів через неоднорідність середовища – ґрунту – створюються всі умови для виникнення гальванопар, корозія яких, як правило, протікає за електрохімічним механізмом, при якому поряд з хімічними процесами проходять й електричні (перенесення електронів та виникнення струму).

## **2.2 Аналіз корозійної активності ґрунтів в Полтавській області**

Ґрунт представляє собою складну гетерогенну систему. Всі три фази – тверда, рідка і газоподібна – неоднорідні. Інколи умовно виділяють *живу фазу* як сукупність організмів, які населяють ґрунт і беруть безпосередню участь у ґрунтоутворенні, але всі ці організми теж складаються з твердої, рідкої та газової фаз.

Неоднорідність ґрунту обумовлює відповідний вплив на процес корозії, але конкретні залежності між характеристиками ґрунту і швидкістю корозії є відносними, оскільки на ґрунтову корозію діє багато факторів одночасно.

Ґрунт, як агресивне середовище, в якому відбувається процес корозії, характеризується різноманітними взаємозв'язаними та динамічними параметрами. Їх складний взаємозв'язок призводить до того, що той чи інший параметр при різному поєднанні може впливати не тільки з різною інтенсивністю, але й змінювати свій напрямок впливу, тобто в одному випадку може прискорювати, а в іншому – гальмувати корозійний процес.

Швидкість корозії в залежності від багатьох факторів постійно змінюється, що зумовлює постійну необхідність визначення корозійної активності ґрунтів [1,5].

Так, корозійну активність ґрунтів для підземних трубопроводів визначають за ГОСТ 9.602-2005 «Сооружения подземные. Общие требования к защите от коррозии» [6] за питомим опором ґрунту, як найвизначальнішою його характеристикою для оцінки корозійності ґрунту.

Але на протікання корозійних процесів впливає чимало інших факторів, важливість яких не можна недооцінювати. До них відносять: тип ґрунту; механічний (гранулометричний) склад ґрунту; структура ґрунту; вологість ґрунту; аерація (насичення повітрям) ґрунту і його пористість; хімічний склад ґрунту; вміст водорозчинних солей, іонів  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^{2+}$ ; вміст органічних речовин (гумусу); вміст азотних речовин (нітратів); кислотність ґрунту; температура ґрунту; питомий опір ґрунту тощо.

Розглянемо вплив вище перелічених факторів на протікання ґрунтової корозії нафто-газопроводів.

**Тип ґрунту** – опорна, основна одиниця систематики ґрунтів. Типи ґрунтів можуть бути розділені на більш дрібні одиниці – підтипи.

Характерні риси і єдність ґрунтового типу визначаються: однотипністю надходження органічних речовин і процесів їхнього розкладання і перетворення в гумус; однотипним комплексом процесів розкладання мінеральної маси і синтезу органо-мінеральних новоутворень; однотипним характером міграції й акумуляції речовин; однотипною будовою ґрунтового профілю і характером генетичних горизонтів; однотипною спрямованістю заходів щодо підвищення і підтримки родючості ґрунтів і меліоративних заходів.

Ґрунтовий покрив Полтавської області, зокрема і тип ґрунтів, зумовлений помірним континентальним кліматом, лісовою та степовою рослинністю, різноманітністю рельєфу, ґрунтового зволоження та має територіальні відмінності, що дає підстави виділити в області 4 ґрунтово-кліматичні зони.



В *західній лісостеповій зоні* (Гадяцький, Гребінківський, Лохвицький, Лубенський, Оржицький, Пирятинський і Чорнухінський райони) переважають чорноземи глибокі малогумусні, здебільшого легко- та середньосуглинисті, поширені опідзолені деградовані суглинкові ґрунти легкого механічного складу і змиті чорноземи, а також сірі опідзолені ґрунти.

В *східній лісостеповій зоні* (В.Багачанський, Глобинський (крім південно-західної частини), Диканський, Зінківський, Котелевський, Миргородський, Полтавський, Решетилівський, Чутівський, Шишацький, Хорольський (крім західної частини) райони) найбільш поширені ґрунти – чорноземи глибокі мало- і середньогумусні середньоглинисті, друге місце за площею займають суглинисті ґрунти і опідзолені чорноземи. В долинах річок – дернові піщані та глинисто-піщані ґрунти. Зустрічаються чорноземно-лучні ґрунти, частково солонцюваті та солончакові.

У *перехідній південній зоні* (Карлівський, Кобеляцький, Козельщинський (південно-східна частина), Кременчуцький (правобережна частина), Машівський і Новосанжарський райони) поширені найбагатші ґрунти Полтавщини – чорноземи типові потужні середньогумусні. Також наявні чорноземи глибокі середньо- та малогумусні легкого або середнього механічного складу, зустрічаються чорноземи солонцюваті.

У *південно-західній зоні на солонцюватих ґрунтах* (Глобинський (південно-західна частина), Козельщинський (крім південно-східної частини), Кременчуцький (крім правобережної частини), Семенівський, Хорольський (західна частина) райони) ґрунтовий покрив представлений переважно чорноземами глибокими, залишково- і слабосолонцюватими. Іноді зустрічаються засолені, лучні і болотні солонцюваті та солончакові ґрунти.

Загалом ґрунтовий покрив Полтавської області досить строкатий: виділяють 13 типів та 20 підтипів ґрунтів. Найбільш поширеними в області є різних видів чорноземи (майже 2/3 території області, 93 %) і опідзолені ґрунти (сірі лісні, 2,6 %). Серед чорноземів основними є чорноземи типові та звичайні мало- і середньогумусні на лесових породах (59,5 %) [7, 8].

Саме ці два типи ґрунтів – чорноземи і підзолисті – є найнебезпечнішими у корозійному відношенні. Так, високу корозійну активність по відношенню до сталей має багатий чорнозем, що містить органічні кислоти, і підзол, в якому сталь кородує в 5 разів швидше, ніж в інших ґрунтах. Торф'яники та ґрунти, забрудненні сміття, вапном, шлаком, також є висококорозійними.

Розглянувши лише типи ґрунтів, видно, що на Полтавщині є умови для розвитку й протікання корозійних процесів на газопроводах. Це зумовлює необхідність проведення досліджень корозійної активності ґрунтів області.

**Механічний (гранулометричний) склад ґрунту** – це відсоткове співвідношення твердих частинок (механічних елементів) різного розміру: фракцій фізичної глини (механічних елементів  $< 0,01$  мм) і фізичного піску (механічних елементів  $> 0,01$  мм).

Тверді частинки ґрунту, хоч і не приймають безпосередньої участі в корозійному процесі, але справляють вплив, на інші параметри, такі як пористість, доступ до металу повітря, вологі і розчинів електролітів, здатність утримувати вологу і водорозчинні солі, характер контакту з поверхнею металу, тобто визначають швидкість і характер корозійних процесів і руйнувань [9].

Аналіз літератури показав, що існує багато класифікацій ґрунтів залежно від вмісту твердих частинок. Так, за однією із них тверда фаза ґрунту в основному складається з 4-х складових: гумусу, піску, пилу та мулу. При їх різному відсотковому вмісті ґрунт має свою характеристику за складом.

Важливою для подальших досліджень корозійності ґрунтів є класифікація за механічним складом за Н. А. Качинським подано таблиці Б.1 [10].

За механічним складом на Полтавщині присутні піщані, глинисто-піщані, легко-, середньо- і важко суглинисті ґрунти.

Піщані ґрунти зустрічаються в заплавах та в прибережних зонах р. Псел, р. Ворскла і р. Оріль, а також на берегах Дніпродзержинського і Кременчуцького водосховищ поблизу м. Комсомольськ і м. Кременчук. Торф'яно-болотні ґрунти та торф'яники низинні є в заплавах річок Оржиця, Удай та Хорол. Легкосуглинисті ґрунти знаходяться в основному на північному заході,

важкосуглинисті – на сході. Середньосуглинисті ґрунти займають більшу частину територій області, головним чином центральну. Загалом, в Полтавській області переважають важкі та середні суглинки.

За механічним складом висококорозійними є важкі глинисті ґрунти, які тривалий час утримують вологу, середньокорозійними – легкі глинисті, практично інертними в корозійному відношенні – піщані та піщано-глинисті.

На рисунку у додатку В.1 наведено типи та механічний склад ґрунтів Полтавщини через які проходять магістральні газопроводи. На основі цих параметрів ґрунтів виконані подальші дослідження.

Дані рисунку у додатку В.1, вказують, що в Полтавській області магістральні газопроводи проходять через різні типи ґрунтів неоднакові за механічним складом. Їх аналіз вказує на те, що можливість протікання корозійних процесів у ґрунтових умовах Полтавщини достатньо великий, оскільки в області на значних територіях наявні ґрунти, які є корозійно-небезпечними. Це чорноземи, підзоли, важкі суглинки, в заплавах річок – торфовища.

**Структура ґрунту.** Для характеристики ґрунту як корозійного середовища велике значення має його структура. Структурою ґрунту називають окремі грудки різної форми і величини, на які розпадається ґрунт при механічному впливі. Розрізняють наступні види структур:

- зерниста структура, частки якої мають округлу форму з шорсткою поверхнею діаметром 0,5-5 мм;
- грудкувата структура (при дрібногрудкуватій структурі діаметр часток 0,5-3 мм, а при крупногрудкуватій – 3-5 мм);
- горіхувата структура (частки досить правильної пірамідальної і кубічної форми з гострими ребрами і гладкими гранями діаметром 5-20 мм);
- призматична структура відрізняється витягнутими частками розміром 2-6 см по довжині і 1-4 см по товщині;
- пластинчаста структура розташовується правильними горизонтальними шарами товщиною 1-3 мм;

- безструктурні ґрунти (ґрунти пухкого складення, що здатні у вологому стані спливатися);
- роздільночасткові структури (окремі елементи, стикаючись один з одним, не вступають у взаємне з'єднання, наприклад пісок).

На структуру ґрунту великий вплив мають гумус і вапно, які, як цемент, склеюють в грудочки окремі частинки ґрунту. Сода, навпаки, переводить гумус з твердого стану в рідкий, і внаслідок цього структура руйнується.

Вплив структури на корозійний процес проявляється в тому, що вона утворює твердий скелет – просторову решітку, заповнену повітрям, водою і різними солями, – від якого залежить вміст вологи і газів в ґрунті.

Отже, структура ґрунту, як і механічний склад, визначає цілий ряд фізичних і фізико-хімічних властивостей, які є важливими у корозійному відношенні: це пористість, повітропроникність, здатність утримувати вологу і розчинні солі, характер контакту з поверхнею газопроводу тощо [11].

**Вологість ґрунту.** Ґрунтова вода, розчиняючи солі, утворює електроліт. Волога є саме тим електролітом, який при контакті з металом забезпечує протікання процесів корозії. Значить, без вологи корозійний процес не можливий.

Ґрунти являють собою капілярно-пористі, часто колоїдні системи, пори яких заповнені повітрям і вологою. Так, за формою зв'язку води з ґрунтом розрізняють хімічно-зв'язану, фізично-зв'язану і вільну воду.

*Вологість ґрунту* зазвичай виражається у відсотках води, що знаходиться в одиниці об'єму, до ваги сухої твердої речовини, що знаходиться в цьому об'ємі. Залежить від таких властивостей ґрунту: гігроскопічності, водопроникності, вологоємності, випаровуючої здатності, насиченості водяними парами атмосферного повітря тощо.

Зміна вищезазначених характеристик по довжині газопроводу створюють умови для розвитку корозії.

Так, в абсолютно сухих ґрунтах корозії не повинно бути через відсутність електроліту, необхідного для створення корозійних елементів. Однак, навіть

фізично-зв'язана вода, яка завжди присутня в ґрунті, забезпечує виникнення корозійного процесу.

При мінімальній вологості ґрунту швидкість корозії невелика. З підвищенням вологи до 10-12 % швидкість корозії зростає внаслідок збільшення інтенсивності роботи корозійних елементів, зменшення їх опору і збільшення їх розміру. Гранична вологість, що забезпечує максимальну швидкість корозії, залежить від природи ґрунту: для глин і суглинків – близько 10-12 %, для піску – трохи нижче.

Якщо відсоток вологості перевищить зазначену цифру, то максимальна величина швидкості корозії не змінюється до деякої межі. Згідно з роботами А.В.Соловйова, В. Ф. Негреєва і Г. А. Аллахвердієва такою межею можна вважати 20-25 %. При такій вологості насичення ґрунту водою ще не досягає максимуму, зберігається можливість доступу кисню до металу, яка необхідна для підтримання деполяризації і забезпечення постійної швидкості корозії.

Після вказаної межі настає таке насичення ґрунту водою, при якому утворюється суцільний її шар, що різко уповільнює доступ кисню до металу. Швидкість корозії сильно знижується через усунення деполяризації [11, 12].

Загалом, виділяють 5 зон, пов'язаних із залежністю характеру корозії від вологості ґрунту. На рисунку додатка Д.1 представлена карта Полтавщини з виділеними зонами корозійної активності ґрунтів залежно від рівня вологості ґрунту. Для її побудови було використано такі значення вологості: для піску – 4-10 %, для легкого і середнього суглинку – 18-27 %, для важкого суглинку – 23-40 %, для торфу – 86-94%.

Ґрунти основної частини території Полтавщини мають можливість досягнення максимальної швидкості корозії. Це легко- і середньосуглинисті ґрунти, розташовані майже на всій території області, за винятком західної і північно-західної частини, де наявні важкі суглинки і для яких є можливість зниження швидкості корозії через утворення суцільного шару води, адже вони є погано водопроникними. У заплавах річок Оржиця, Удай і Хорол, де наявні

торфовища, можлива постійна невисока швидкість корозії, а у піщаних ґрунтах швидкість корозії може наближатися до максимальної величини.

Побудована карта є орієнтовною, так як вологість ґрунтів коливається в значних межах в залежності від пори року, частини доби, погодних умов, властивостей ґрунтів та інших факторів.

Нафто-газопроводи Полтавської області також перетинають водні середовища: водосховища (газопроводи ЄККР, ЄКД, Союз) та річки. Залежність корозії від деяких показників водних джерел наведена у таблиці додатка Б.2 [13].

**Аерація ґрунту та його пористість.** На швидкість корозії здійснює значний вплив насиченість ґрунту повітрям, або повітроємність ґрунту. Найбільший вплив на корозійний процес надає саме вільне повітря, вміст якого в ґрунті залежить в основному від його пористості і вологості.

Пористість (повітропроникність) ґрунту впливає на здатність тривалий час зберігати вологу і аерацію. При певній пористості ґрунту вміст у ньому повітря знаходиться в зворотній залежності від кількості води.

Пористість залежить від складу ґрунту, його щільності та вологості. Ґрунти, що добре пропускають повітря, є більш агресивними. Тож за цим показником найбільш агресивними є піщані ґрунти. Якщо трубопровід проходить послідовно в піщаному, а потім в глинистому ґрунті, де умови аерації металевої поверхні дуже різняться, виникають аераційні гальванічні корозійні зони. Поверхня трубопроводу в піщаній зоні буде грати роль катода, в глинистій – анода. Руйнування металу відбуватиметься на анодних ділянках, що мало аеруються, тобто ускладнений доступ кисню до поверхні.

Склад ґрунтового повітря відрізняється від атмосферного в основному підвищеним вмістом вуглекислоти і зниженим вмістом кисню. Крім того, ґрунтове повітря майже завжди насичене парами води.

Вміст кисню та інших газів в ґрунті залишається постійним, незважаючи на безперервний обмін повітрям шляхом дифузії і дихання ґрунту між атмосферою і ґрунтом. Кисень надає особливий вплив при корозії з кисневою



деполяризацією, сприяє і мікробіологічним процесам, а в анаеробних умовах спостерігається воднева деполяризація і анаеробна біокорозія. Отже, відсутність повітря не може служити ознакою відсутності корозії. Однак, киснева деполяризація зазвичай значно підвищує швидкість корозії.

**Кислотність ґрунтів** – це властивість ґрунтів, зумовлена присутністю в ґрунтовому розчині водневих іонів; представляється через рН.

В ґрунтах рН коливається від 3,5 (верхові торф'яники) до 8-9 (солончаки і солонці). Для Полтавщини рН ґрунтів за їх типами наведено у таблиці додатка Е.1 та значення рН ґрунтів для по районах подано у таблиці додатка Е.2 [14, 15].

Корозійна активність ґрунту значною мірою визначається рН, від величини якого залежить стійкість плівок, що виникають на поверхні металу.

У межах рН 7-8,5 активна реакція ґрунтів залежить від системи  $\text{HCO}_3:\text{CaCO}_3$ . Більш лужна реакція звичайно обумовлюється наявністю в ґрунтовому розчині соди. У межах рН 6-7 агресивність ґрунту створюється системою  $\text{H}_2\text{CO}_3:\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ . Значна кислотність пояснюється присутністю в ґрунтовому розчині вугільної кислоти, а максимальна – мінеральних кислот.

Інтенсивна корозія може спостерігатися при різних значеннях рН: у кислих ґрунтах з рН 3-4, в лужних з рН до 14 і в нейтральних з рН = 7. Однак при високих показниках кислотності (рН = 2-3) і лужності (рН = 11-14) завжди спостерігається інтенсивна корозія. При кислотності, близькій до нейтральної (рН=5-8), інтенсивна корозія обумовлюється іншими факторами.

У таблиці 1 наведено оцінку корозійної активності ґрунту за В. Д. Тараном, Е. А. Нікітенком та В. Б. Атабековим [13, 16, 17].

Таблиця 1

Корозійна активність ґрунту залежно від значення рН

Ступінь корозійної активності	Значення рН
Низька	6,5-7,4
Середня	5,8-6,5 і 7,4-8,5
Висока	< 5,8 і > 8,5

У таблиці 2 наведено оцінку корозійної активності ґрунту за методикою проведення діагностичного обстеження підземних трубопроводів «Газпром», згідно з якою поряд із значеннями рН наводиться вміст сульфат-іонів [18].

Таблиця 2

Корозійна активність ґрунту відносно сталі залежно від значення рН  
і вмісту сульфат-іонів

Ступінь корозійної активності середовища	Значення рН	Вміст $\text{SO}_4^{2-}$ , мг/л
Низька	6,5-8,5	<100
Середня	8,5-14	100-200
Підвищена	6,0-6,5	200-300
Висока	6,0	$\geq 300$

За результатами аналітичних даних побудовано карти корозійної активності ґрунтів Полтавщини залежно від значення рН і вмісту сульфат-іонів наведено рисунки додатка Є.1.

Основна частина ґрунтів (північ, схід, захід і центр області) має підвищену корозійну активність (це чорноземи типові), південна частина, крім правобережжя області, – низьку (чорноземи звичайні, чорноземи залишково-солонцюваті, лучно-чорноземні і лучні ґрунти). Частина області на правому березі Дніпра має підвищену та високу активність ґрунту. Висока активність ґрунтів спостерігається і поблизу річок області (це дерново-підзолисті, опідзолені і торф'яні ґрунти).

Високу корозійність мають ґрунти на заході області (Пирятинський і Чорнухівський райони) і ґрунти, що простягнулися на сході області з півночі на південь (Зіньківський, Диканський, Чутівський, Новосанжарський, Полтавський і Кобеляцький райони). Ґрунти Семенівського і Глобинського районів (південний захід) мають низьку корозійну активність, ґрунти інших районів, а це основна частина Полтавщини, – підвищену.

Отже, корозійна активність ґрунту залежно від значення рН і вмісту сульфат-іонів у ґрунті по Полтавській області в основному є підвищеною.

**Хімічний склад ґрунту.** Ґрунт складається з безлічі хімічних сполук і елементів, багато з яких тільки прискорюють корозійний процес.

*Вміст водорозчинних речовин, іонів  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Na^+$ .* Для корозії основне значення мають хімічні складові, які є водорозчинними і, значить, можуть визначати властивість ґрунтового розчину – електроліту.

Хоча вміст водорозчинних речовин у ґрунті зазвичай невеликий (не більше 2 %, рідко досягає 5-6 %), але вони відіграють велику роль в утворенні електроліту, створенні його омичного опору і впливають на протікання всього процесу корозії. У ґрунтовій воді зазвичай розчинені мінеральні солі і деякі органічні речовини.

Найбільш широко поширеними мінеральними солями в ґрунті є сульфати, хлориди, карбонати і бікарбонати магнію, калію, натрію і кальцію, рідше – азотнокислі, фосфорнокислі солі цих же металів, також солі заліза. В деяких кількостях зустрічаються певні кислоти, головним чином, органічні і лужні.

Встановити пряму залежність швидкості корозії від будь-якої складової ґрунту є дуже складною задачею. Однак Притулою В.А, помічено важливість присутності  $Cl^-$  і  $SO_4^{2-}$ : з підвищенням вмісту іонів  $Cl^-$  і  $SO_4^{2-}$  (приблизно понад 0,1%) агресивність ґрунту часто збільшується. Але відомі випадки, коли при дуже високому вмісті хлоридів швидкість корозії була невеликою.

Очевидно, також велике значення може мати вміст катіонів  $Ca^{2+}$  і  $Na^+$  (за Притулою В.А), так як перший з них входить до складу вапна, а другий – соди. Обидві сполуки надають вплив на водо- і повітропроникність ґрунту, тобто на явище аерації. Так, вміст вапна забезпечує створення окремих грудок, що утворюють структуру ґрунту. Це дозволяє підвищувати її волого- і повітропроникність. Вміст соди руйнує структуру ґрунту, переводячи перегній з твердого стану в рідкий, і цим зменшує її повітропроникність [13].

*Вміст органічних речовин (гумусу).* Невід'ємною складовою частиною будь-якого ґрунту є *органічна речовина*, тобто сукупність живої біомаси й органічних решток рослин, тварин, мікроорганізмів, продуктів їх метаболізму і специфічних новоутворених темнозбарвлених гумусових речовин, що рівномірно пронизують ґрунтовий профіль.

Гумус є найбільш нестабільною складовою ґрунту. Його кількість і склад змінюються залежно від характеру рослинних речовин, залишків тваринного походження і продуктів життєдіяльності мікроорганізмів. Характерна особливість гумусу – міцне зчеплення його з частками ґрунту.

Гумус надає ґранту сірий, а іноді чорний колір. За кольором ґрунту можна грубо визначити вміст гумусу. Так, при 8-15 % гумусу ґрунт має майже чорний колір, при 5-8 % – темно-сірий, при 3-5 % – сірий і при 1-3 % – світло-сірий колір. Ґрунти Полтавщини багаті на гумус, його вміст сягає 10 % .

Вміст гумусу у ґрунтах Полтавщини за типами ґрунтів подано у таблиці додатка Ж.1 та вміст гумусу у ґрунтах Полтавщини по районах подано у таблиці додатка Ж.2.

Вплив органічних сполук на ґрунтову корозію полягає в тому, що гумінові кислоти збільшують швидкість корозії подана у таблиці додатка Ж.3 [18].

Оцінюючи корозійну активність ґрунтів за вмістом гумусу по районах, бачимо, що вона є високою у всіх районах Полтавщини.

Корозійну активність ґрунту залежно від вмісту гумусу за типами ґрунтів показано на рисунку додатка И.1.

Отже, майже по всій території Полтавської області корозійна активність ґрунтів є високою, найвищою – у торф'яних ґрунтах (у заплавах річок Удай, Оржиця і Сула). Середню корозійну активність мають опідзолені ґрунти (в основному біля річок Ворскла, Удай та Хорол), а низьку – дерново-підзолисті, піщаними за механічним складом (біля р. Псел і р. Ворскла).

*Вміст азотних речовин (нітратів).* Вміст азотних речовин в різних ґрунтах коливається від 0,05 до 0,5 % і залежить від типу ґрунтів, механічного складу і складових гумусу. Вміст мінеральних з'єднань азоту, які приймають участь в живленні рослин, незначний – 1-3%, інша частина азоту (97-99%) міститься у формі складних з'єднань, які в різних ґрунтах з різною швидкістю перетворюються у більш доступні форми.

Враховуючи те, що в ґрунті міститься близько 5 % азоту, за вмістом азоту в ґрунті можна визначити вміст гумусу (вміст азоту у % множать на 20) і, навпаки, за вмістом гумусу в ґрунті можна визначити вміст азоту.

Вміст азотних речовин у ґрунтах Полтавщини в перерахунку від гумусу показано у таблиці додатка К.1 та вміст азотних речовин, нітратів, у ґрунтах на контрольних ділянках сільськогосподарських підприємств Полтавщини показано у таблиці додатка К.2 [15].

Вплив азотних речовин на ґрунтову корозію полягає в тому, що із збільшенням їх кількості корозійна активність ґрунтів зростає показано у таблиці додатка К.3.

Оцінюючи корозійну активність ґрунтів за вмістом азотних речовин у ґрунтах Полтавщини за типами ґрунтів, бачимо що усі ґрунти можна віднести до висококорозійних.

Корозійну активність ґрунту залежно від вмісту азотних речовин по районах показано на рисунку додатка Л.1.

Високу корозійність мають ґрунти на заході та південному сході області (Пирятинський, Гребінківський, Оржицький, Хорольський, Новосанжарський і Лохвицький райони) Ґрунти північного заходу і сходу області (Чорнухівський, Полтавський, Чутівський і Карлівський райони) мають низьку корозійну активність. Ґрунти усіх інших районів, а це основна частина Полтавщини, відносяться до підвищеної корозійної активності.

***Електропровідність ґрунту.*** На ґрунтову корозію великий вплив справляє провідність ґрунту, так як контролюючим фактором корозійних елементів великих розмірів часто є опір ґрунту. Провідність є величиною, оберненою електричному опору.

Майже завжди, визначивши електропровідність ґрунту, можна говорити про його ступінь корозійної агресивності для сталі. Виняток становлять водонасичені ґрунти.

Опір ґрунту залежить, головним чином, від її вологості і вмісту водорозчинних солей, а також в деякій мірі і від інших факторів.

Кожен вид ґрунту має своє певне значення електропровідності: від 1/10 до 1000 Ом·м. Низькі значення опору відносяться до сильно засолених ґрунтів з великим вмістом води, а високі – до дуже сухих. Якщо ґрунт піщаний, то його опір сильно зростає, оскільки такий ґрунт погано тримає воду і є більш пухкий [12]. Величини питомого опору ґрунтів прийняті згідно [19].

Між опором ґрунту і небезпечністю корозії в певних межах існує пряма залежність: чим менший опір, тим більша можливість корозії.

За результатами аналітичних даних побудовано карту корозійної агресивності ґрунту залежно від його питомого електричного опору зображено у додатку М.1.

Ґрунти основної частини території Полтавщини мають низьку корозійну активність за питомим електричним опором. Це піщані, легко- і середньосуглинисті ґрунти, розташовані майже на всій території області, за винятком західної і північно-західної частини, де наявні важкі суглинки і для яких корозійна активність є середньою. У заплавах річок Оржиця, Удай і Хорол, де наявні торфовища, корозійна активність ґрунтів є високою.

Аналіз корозійних відмов є величиною ймовірнісною (рис. 4) [20].

Найбільша кількість відмов припадає на газопроводи, що прокладені в ґрунтах з питомим опором менше 10 Ом·м, тобто в ґрунтах високої і дуже високої корозійної активності, як правило, сильно засолених вологих чи періодично зволжених. Кількість корозійних відмов зі зниженням корозійної активності ґрунтів зменшується. Але, оскільки ґрунт – гетерогенна система, навіть у ґрунтах з низькою корозійною активністю, що мають питомий опір більше 100 Ом·м, можуть бути включення, які збільшують корозійну агресивність.

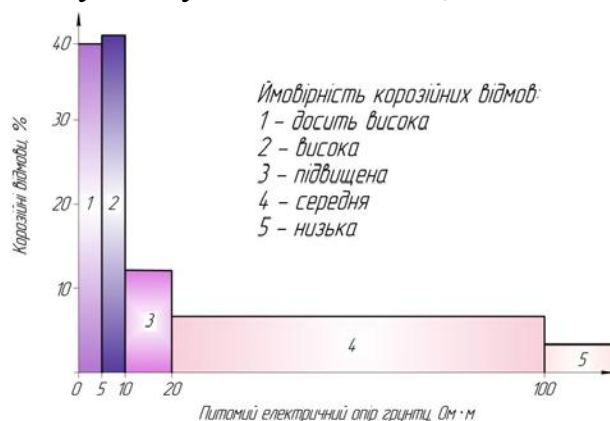




Рисунок 4 – Зміна корозійних відмов газопроводу залежно від питомого електричного опору ґрунту

Так, на корозійну активність ґрунтів і їх питомий опір впливають багато факторів, наприклад, будівництво трубо-проводів, застосування хімічних добрив. В результаті ґрунти, що вважалися корозійно-безпечними, можуть перейти, навпаки, в корозійно-небезпечні.

### РОЗДІЛ III РОЗРАХУНОК ЩІЛЬНОСТІ СТРУМУ ПОПЕРЕЧНИХ МАКРОГАЛЬВАНІЧНИХ ПАР

#### 3.1 Теоретичні відомості щодо корозії металів з кисневою деполяризацією

Характерною особливістю ґрунтової корозії трубопроводів є можливість доступу кисню до їхньої поверхні. Корозійні процеси, у яких катодна деполяризація здійснюється розчиненням в електроліті киснем, називають *процесами корозії металів з кисневою деполяризацією*. Корозія у ґрунті, як правило, протікає саме з кисневою деполяризацією.

Механізм процесу кисневої деполяризації був вивчений такими вченими як Г. В. Акімовим, Н. Д. Томашовим, А. Н. Фрумкіним. Було показано, що відновлення кисню на катодних ділянках металу протікає не за рахунок окислення водню, а по наступній реакції:



Тож загальна схема кисневої деполяризації зводиться до відновлення молекулярного кисню до іона гідроокису. При цьому процесі катодні ділянки мікроелементів кородуючого металу слід розглядати як кисневі електроди, на яких відбувається зв'язування електронів атомами кисню з утворенням іонів гідроокису.

Корозійний процес можливий тільки у тому випадку, коли кількість кисню, що надходить у ґрунт, рівна кількості кисню, що витрачається.

Можна вважати, що фактори, які сприяють збільшенню доступу кисню до катодних ділянок металу, підвищують швидкість його корозії [21].

Процеси обміну ґрунтового повітря з атмосферним називають аерацією чи газообміном. Газообмін здійснюється через систему повітроносних пор ґрунту,

що сполучаються між собою і з атмосферою. Одним з факторів, що викликає газообмін є дифузія [22].

Кількісна оцінка явища дифузії базується на рівнянні переносу, яке носить назву *рівняння Фіка* (перший закон Фіка), що застосовується не тільки до однофазного (повітряного) середовища, але і до тривимірної пористої системи, якою є ґрунт.

Згідно з цим рівнянням потік газоподібної речовини ( $dq$ ), що протікає через одиницю площі ґрунтового середовища за одиницю часу, розраховується:

$$dq = -DS \frac{dc}{d\delta} dt \quad (1)$$

де  $dq$  – маса газу, що переноситься;  $D$  – коефіцієнт дифузії,  $\text{см}^2 \cdot \text{с}$ ;  $S$  – площа, через яку йде дифузія;  $dc/dx$  – градієнт, або зміна концентрації на одиницю довжини вздовж напрямлення  $x$ ;  $c$  – концентрація газу в ґрунтовому повітрі,  $\text{мг}/\text{см}^3$ ;  $x$  – координата, збігається з напрямком переважного переносу речовини;  $t$  – час дифузії.

Знак мінус вказує, що дифузія йде в сторону більш низьких концентрацій.

Для визначення значення щільності струму при кисневій деполяризації розглянемо переріз трубопроводу діаметром  $2r$ , який знаходиться на глибині  $h$  в ґрунті з постійною концентрацією кисню  $C_n$  рисунок додатка Н.1.

Відповідно до закону Фіка при  $D=\text{const}$  стаціонарний масообмін за дифузійним механізмом може бути описаний наступним диференціальним рівнянням:

$$\frac{1}{\rho} \cdot \frac{\partial}{\partial \rho} \cdot \left( \rho \cdot \frac{\partial C(\rho, \Theta)}{\partial \rho} \right) + \frac{1}{\rho^2} \cdot \frac{\partial^2 C(\rho, \Theta)}{\partial \Theta^2} = 0, \quad (2)$$

де  $C = f(\rho, \Theta)$  – концентрація кисню в довільній точці  $M(\rho, \Theta)$ .

В якості граничних умов можна прийняти:

$$C \Big|_{\rho=\frac{h}{\cos \Theta}} = C_i ; C \Big|_{\rho=r} = 0. \quad (3)$$

Рішення диференціального рівняння (3) здійснюється методом поділу змінних за допомогою конформного перетворення координат.

Якщо на електроді справедливі умови дифузної кінетики, то в стаціонарному стані щільність струму може бути виражена через швидкість дифузії деполяризатора, віднесеної до одиниці площі поверхні електрода:

$$q = -D \cdot \left( \frac{\partial C}{\partial \rho} \right)_{\rho=r}, \quad (4)$$

де  $D$  – коефіцієнт дифузії кисню в ґрунті, м<sup>2</sup>/рік;  $\frac{\partial C}{\partial \rho}$  – градієнт концентрації кисню поблизу поверхні газопроводу.

За розрахованою щільністю потоку кисню ( $q$ ) може бути визначений розподіл щільності струму навколо перерізу трубопроводу:

$$i = \frac{F \cdot q}{M_{\text{e}}}. \quad (5)$$

В кінцевому вигляді отримана залежність:

$$i = \frac{F \cdot D \cdot C_{\text{t}} (a^2 - 1)}{M_{\text{e}} \cdot r (1 + a^2 - 2a \cdot \cos \Theta) \cdot \ln a}, \quad (6)$$

де  $i$  – щільність струму, А/м<sup>2</sup>;  $F$  – число Фарадея,  $F = 96485$  А·с/моль;  $D$  – коефіцієнт дифузії кисню в ґрунті, м<sup>2</sup>/рік;  $C_{\text{t}}$  – початкова концентрація кисню, г/м<sup>3</sup>;  $M_{\text{e}}$  – молярна маса кисню,  $M_{\text{e}} = 15,9994$  г/моль;  $\Theta$  – кут, під яким надходить деполяризатор (кисень) до газопроводу;  $a$  – коефіцієнт, що залежить від радіусу газопроводу та глибини закладання до верху трубопроводу:

$$a = \frac{h + \sqrt{h^2 + r^2}}{r}, \quad (7)$$

де  $r$  – радіус трубопроводу, м;  $h$  – глибина закладання до верху трубопроводу, м.

Таким чином, при  $\frac{F}{M_{\text{e}}} = \frac{96485 / (365 \cdot 24 \cdot 3600)}{15,9994} = 1,91 \cdot 10^{-4}, \text{А} \cdot \text{д}^3 \text{е} \cdot \text{а}^{-1}$  щільність корозії газопроводу при кисневій деполяризації можна визначити за формулою [23]:

$$i = \frac{1,91 \cdot 10^{-4} \cdot C_{\text{t}} \cdot D (a^2 - 1)}{r (1 + a^2 - 2a \cdot \cos \Theta) \cdot \ln a}. \quad (8)$$

Розрахуємо значення щільностей струмів на поверхні перерізу нафтогазопроводів в різних ґрунтових умовах. Для цього спочатку визначимо ґрунтові умови, в яких залягають нафтогазопроводи в Полтавській області.

Приймаємо коефіцієнт дифузії кисню в ґрунті:

$$D = 0,03 \text{ см}^2/\text{с}, \text{ або } D = 0,03 \cdot 0,0001 \cdot 365 \cdot 24 \cdot 3600 = 94,608 \text{ м}^2/\text{рік}.$$

Прийmemo кількість кисню у ґрунтовому повітрі 15 %, тоді концентрація кисню в ґрунті при його щільності  $0,00142897 \text{ г/см}^3$  становить:

$$C = 0,15 \cdot (0,00142897 \cdot 10^6) \text{ г/м}^3 = 214,35 \text{ г/м}^3.$$

Ґрунтове повітря займає всі пори ґрунту, не зайняті водою, і, отже, кількість його залежить від пористості і вологості ґрунту. Чим вище пористість і менше вологість ґрунту, тим більше міститься повітря в ній. Так як вологість і пористість ґрунту не залишаються без змін при різних умовах, то і повітроємність також представляє величину динамічну.

У розрахунках використано наступні значення пористості ґрунтів:

- для піщаних та глинисто-піщаних – 8 %; для легкого суглинку – 30 %; для середньосуглинистих ґрунтів – 40 %; для важкого суглинку – 55 %; для торф'яно-болотних і торф'яників низинних – 75 %.

При прийнятій пористості концентрація кисню в ґрунті буде змінюватися таким чином: 1) для піщаних та глинисто-піщаних –  $C_n = 17,15 \text{ г/м}^3$ ; 2) для легкого суглинку –  $C_n = 64,31 \text{ г/м}^3$ ; 3) для середньосуглинистих ґрунтів –  $C_n = 85,74 \text{ г/м}^3$ ; 4) для важкого суглинку –  $C_n = 117,89 \text{ г/м}^3$ ; 5) для торф'яно-болотних і торф'яників низинних –  $C_n = 160,76 \text{ г/м}^3$ .

Розрахунки ведуть наступним чином. Газопровід Шебелинка-Полтава-Київ проходить через усі види ґрунтів за механічним складом.

Для легкосуглинистого ґрунту коефіцієнт, що залежить від радіусу газопроводу та глибини закладання до верху трубопроводу, становитиме при  $r = 0,36 \text{ м}$  та прийнятому значенні для всіх газопроводів  $h = 1,5 \text{ м}$ :

В роботі проведено розрахунок щільностей струму для кожного нафтогазопроводу, що проходить через Полтавську область, в кожному типі

грунту при надходженні деполяризатора під кутом 0, 30, 45, 60, 90, 120, 135, 150, 180 градусів, враховуючи задані ґрунтові умови.

На основі отриманих результатів побудовано номограму для визначення щільності струму при кисневій деполяризації наведена у додатку Н.2.

Розподіл щільності струму на поверхні трубопроводів за умов кисневої деполяризації нерівномірний. У найближчих до поверхні ґрунту точках трубопроводу ускладнень з доставкою повітря (кисню) не виникає, тому верхня частина працює катодом і спостерігаються менші щільності струму, а у найвіддаленіших від поверхні ґрунту точках перерізу трубопроводу, де доставка кисню ускладнена, спостерігаються більші щільності струму, тобто нижня частина відіграє роль анода. Останні кородують дужче, ніж у найближчих до поверхні ґрунту точках нафто-газопроводу.

Чим більшою є пористість ґрунту, а, значить, більше повітря і більша концентрація кисню у ґрунті, тим вищою є щільність струму, тим більшою є корозія металу, оскільки повітря пришвидшує корозію через деполяризаційну властивість. Однак, необхідно зауважити, що значне збільшення вмісту повітря в ґрунті призводить до зменшення її провідності, а, значить, до зменшення корозії там, де вона контролюється омичним фактором.

Також результати показали, що на трубопроводах меншого діаметру щільність струму є вищою і навпаки.

Отже, розрахунок щільностей струму при кисневій деполяризації підтвердив твердження, що корозійна активність ґрунтів є найбільш високою у торф'яних ґрунтах, меншою – у суглинках та низькою – у піщаних ґрунтах.

За щільністю струму можна оцінити ступінь корозійної активності по відношенню до сталі. Н. Л. Стаскевич пропонує класифікацію таблиця П.1 [23].

За даними таблиці П.1 ділянки нафтогазопроводів Полтавської області в різних ґрунтових умовах мають різну корозійну активність: від низької до дуже високої. Отримані результати нанесено на карту у вигляді потенційно-небезпечних ділянок газопроводів рисунок П.2 з якої видно, що у торф'яних

грунтах та важких суглинках корозійна активність є найбільшою, у середніх та легких суглинках – середньою, у піщаних грунтах – низькою.

Отже, результати розрахунків корозійного струму і дослідження корозійності ґрунтів співпали. Тому розглянута залежність для визначення корозійного струму може використовуватися для оцінки швидкості корозії на ділянках газопроводів.



## **ВИСНОВКИ**

Проведено оцінку корозійної активності ґрунтів Полтавської області по відношенню до сталі трубопроводів залежно від основних характеристик ґрунту: тип ґрунту, мінералогічний склад, вологість ґрунту, хімічний склад, електричний опір.

Побудовано карти ґрунтів Полтавської області враховуючи ґрунтові показники, що впливають на корозійну активність ґрунтів.

Отже, у Полтавській області лише торф'яні ґрунти, безсумнівно, відносяться до висококорозійних, корозійну ж активність інших ґрунтів за різними показниками можна оцінювати неоднозначно. Враховуючи те, що корозійність оцінюють за максимальним значенням показників, то в цілому можна зробити висновок, що на Полтавщині існують всі умови для розвитку й протікання корозійних процесів на ділянках газопроводів, оскільки в узагальненому випадку газопроводи Полтавській області експлуатуються в умовах високої корозійної активності ґрунту.

В роботі проведено розрахунки щільності струму при корозії з кисневою деполяризацією в ґрунтових умовах Полтавської області, побудовано відповідну карту і номограму.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Борисов Б.И. Защитная способность изоляционных покрытий подземных трубопроводов, 1987.- 128с.
2. Назимко В.В., Костенко В.К., Назимко О.І., Колеснікова В.В. Ґрунтознавство. Навчальний посібник для студентів екологічних спеціальностей, Донецьк, 2008.
3. Побережний Л. Корозійний моніторинг транзитних газопроводів. Вісник ТНТУ.- 2011.-Том 16. - № 3. - С.20-26. — (механіка та матеріалознавство).
4. Ткаченко В. Н. Электрохимическая защита трубопроводных сетей: Учебное пособие. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Стройиздат, 2004. – 320 с.
5. Г.Н. Экилик. Электрохимические методы защиты металлов. Методическое пособие по спецкурсу. Ростов-на Дону, 2004 г.
6. Рогознюк В.В., Гужов Ю.П., Кузьменко Ю.О. Технічна експлуатація систем захисту від підземної корозії магістральних газопроводів.- К.: Техдіагаз, 2000.
7. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Полтавській області у 2009 році: Державне управління охорони навколишнього природного середовища в Полтавській області. – 2009.
8. Корнієнко С. В., Корбутяк О. М. Ресурси підземного геологічного простору України. Вісник Київ. ун-ту. Серія: Геологія. – 2008. – №43. – С. 35–37.
9. Корнієнко С., Корбутяк О. Проблеми впливу ґрунтового середовища на корозію магістральних газопроводів України. Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка, 2009.
10. Г.М. Кривенко. Прогнозування екологічного та технічного ризиків при експлуатації магістральних нафтопроводів з пересіченим профілем траси: автореф. на здобуття наук. ступ. канд. техн. наук / Г.М. Кривенко. – Івано-Франківськ: Івано-Франківський націон. техн. ун-т нафти і газу, 2005. – 23 с.
11. Побережний Л.Я. Закономірності корозійно-механічної деградації трубопроводів у складних умовах експлуатації: автореф. на здобуття наук. ступ. докт. техн. Наук / Л.Я. Побережний. – Івано-Франківськ: Івано-Франківський націон. техн. ун-т нафти і газу, 2008. – 34 с.
12. Степова О.В. Забезпечення екологічної безпеки експлуатації нафтопроводів за допомогою моніторингу електрохімічних параметрів. ПолтНТУ, 2008.

13. URL: [www.ukrgazproekt.com](http://www.ukrgazproekt.com)
14. Інформаційно-аналітична довідка про виникнення НС в Україні у I кварталі 2013 року: Державна служба України з надзвичайних ситуацій. – 2013.
15. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2012 р.: Державна служба України з надзвичайних ситуацій. – 2012.
16. Екологічний паспорт Полтавської області за 2011 рік: Міністерство екології та природних ресурсів України. – 2011.
17. Потравич Л.Д. Вплив будівництва та проектування магістральних газопроводів на навколишнє середовище на прикладі Богородчанського газотранспортного вузла. Серія: Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ. – 2006. – №1. – с. 96-101.
18. Бабаджанова О. Ф., Павлюк Ю. Е., Сукач Ю. Г. Фактори, що обумовлюють пожежну небезпеку лінійної частини магістрального газопроводу: Зб. наук. Праць. Серія: Пожежна безпека. – Львів, 2011. – №18. –с. 27-34.
19. Семенова И. В., Флорианович Г. М., Хорошилов А. В. Коррозия и защита от коррозии / Под ред. И. В. Семеновой. – 2-е изд.-М.: ФИЗМАТЛИТ, 2006.-376 с.
20. Иванцов О. М. Надежность строительных конструкций магистральных трубопроводов. – М.: Недра, 1985. – 231 с.
21. Поляков К. А., Сломьянская Ф. Б., Полякова К. К. Коррозия и химически стойкие материалы. – Москва-Ленинград: Госхимиздат, 1953. – 362 с.
22. Ревут И. Б. Физика почв. – Изд. 2-е, дополн. и переработ. – Л.: «Колос», 1972. – 368 с.
23. Степова О. В. Забезпечення екологічної безпеки експлуатації нафтопроводів за допомогою моніторингу електрохімічних параметрів: Збірник наукових праць/Національний університет водного господарства та природокористування. Серія: технічні науки. – Рівне: НУВГП, 2011. – Вип. 1(53). – С. 201–207.

шифр: "Конфігурація"

Спосіб прискореного, низько затратного відбору проб ґрунтових  
компонентів для визначення об'ємної конфігурації точкового  
забруднення хлорорганічними пестицидами

**3MICT**

## ВСТУП

В Україні після заборони використання хлорорганічних пестицидів (ХОП) в сільському господарстві необхідно в короткі терміни провести ремедіацію ґрунтів на площах, прилеглих до колишніх складів їх зберігання. Вона викликана даними екологічного моніторингу які показали багаторазове перевищення гранично допустимих концентрацій ХОП в цих ґрунтах [1], а тривала, не менше 50 років, стійкість цих речовин до катаболізму в природному середовищі, їх міграція з інфільтратами атмосферних опадів в ґрунт і підземні води, надходження і накопичення в трофічному ланцюгу біоти вимагає якнайшвидших заходів, що дозволяють виключити ці види забруднення [2,3].

Наявність великої кількості (понад 5 тисяч), площ прилеглих до ліквідованих складів пестицидів на території України дозволяє вважати дану проблему національною. Необхідність її вирішення встановлено Конституцією України та Земельним Кодексом, в яких передбачені необхідність рекультивації і правила використання пошкодженими землями, а також правова відповідальність за заподіяння шкоди земельному фонду [4,5].



## **Актуальність.**

Всі розробки технологій ремедіації ґрунтів вимагають конкретних кількісних показників, що характеризують об'ємну конфігурацію забруднення ґрунтових компонентів ХОП понад їх гранично-допустимих концентрацій. Ці показники можуть бути отримані при проведенні екологічного моніторингу всіх забруднених земель.

Попереднє вивчення методик польового відбору проб для встановлення об'ємної конфігурації забруднення ґрунтових компонентів визначила їх основний недолік при використанні в екологічному моніторингу великої кількості різних площ забруднених земель, який полягає у відборі дуже великої кількості проб забруднених ґрунтових компонентів. Тривалий час відбору проб, сумарна вартість цього процесу, час і вартість аналізу великої кількості проб, роблять неможливим практичне здійснення екологічного моніторингу великої кількості (понад 5000) площ забруднених ХОП вище їх ГДК.

Виходячи з цього, очевидна актуальність розробки способу прискореного, низько затратного відбору проб ґрунтових компонентів для визначення об'ємної конфігурації точкового забруднення хлорорганічними пестицидами.

## **Мета роботи.**

На підставі досліджень і зібраного фактичного матеріалу розробити спосіб прискореного, низько затратного відбору проб ґрунтових компонентів для визначення об'ємної конфігурації точкового забруднення хлорорганічними пестицидами.

## **Завдання дослідження.**

В ході досягнення поставленої мети вирішувалися наступні завдання:

1. Дослідження наукової літератури, розділів методик і державних стандартів екологічного моніторингу хімічного забруднення земель, що стосуються кількості точок відбору проб;

2. Розробка способу прискореного, низько затратного відбору проб ґрунтових компонентів для визначення об'ємної конфігурації точкового забруднення ХОП.

**Об'єкт дослідження.**

Якість ґрунту, відбір проб.

**Предмет дослідження.**

Нові методи екологічного моніторингу забруднених земель.

**Наукова новизна.**

Вперше створено спосіб прискореного, низько затратного відбору проб ґрунтових компонентів для визначення об'ємної конфігурації точкового забруднення хлорорганічними пестицидами.

**Практичне значення.**

Можливість використання результатів роботи в екологічному моніторингу забруднених земель.

**Результати досліджень.**

Заявка на корисну модель способу прискореного, низько затратного відбору проб ґрунтових компонентів для визначення об'ємної конфігурації точкового забруднення хлорорганічними пестицидами. Катков М.В., Мусієнко О.Г. Буланова А.А. ХНУМГ ім. О.М. Бекетова., Петрук Р.В. ВНТУ, Юрченко А.І. УкрНДІЕП м. Харків.

**РОЗДІЛ 1 ШКІДЛИВИЙ ВПЛИВ ХОП НА ЕКОСИСТЕМИ І  
НЕОБХІДНІСТЬ РОБІТ СПРЯМОВАНИХ НА ПОМ'ЯКШЕННЯ  
НАСЛІДКІВ ЇХ ВПЛИВУ**

Однією з великих екологічних проблем є проблема забруднення навколишнього середовища продуктами органічного синтезу, серед яких одне з перших місць за значенням займають хімічні засоби захисту рослин пестициди. Застосування пестицидів є одним з основних шляхів інтенсифікації сільськогосподарського виробництва. Однак, незалежно від форм і способів застосування, пестициди продовжують потрапляти в ґрунт, накопичуватися в ній і впливати на мікробні спільноти. Встановлено, що реакція ґрунтових мікроорганізмів на дію пестицидів надзвичайно різноманітна і залежить від багатьох факторів: хімічної природи, ґрунтово-кліматичних характеристик та інше.

Природні процеси самовідновлення і самоочищення, які тисячоліттями підтримували і забезпечували життєздатність природної системи, вже не справляються з колосальною кількістю вступників у неї забруднень, і дестабілізація навколишнього середовища стала помітною в змінах становлять її середовищ, в тому числі водної, повітряної і ґрунтової.

Для ремедіації ґрунтів успішно застосовують технології, які впливають на сам забруднювач, при цьому відбувається деструкція або окислення токсичних речовин або їх трансформація в менш токсичні сполуки. Методи ремедіації, засновані на обробці токсикантів, класифікуються як фізичні, в тому числі термічні методи, хімічні, в тому числі затвердіння і стабілізація, і біологічні методи - Біоремедіація.

Біоремедіація - це комплекс методів очищення ґрунтів і вод, заснований на використанні біохімічного потенціалу мікроорганізмів (бактерій, грибів), водоростей, вищих рослин.



Рис. 1.1 – Схема методу біоремедіації ґрунтів

Найважливіша перевага цих технологій полягає в їх безпеці для навколишнього середовища: вони засновані на процесах самоочищення живої природи, і, як правило, при цьому відсутні вторинні відходи, що утворюються при інших методах ремедіації. Перевага біоремедіаційних технологій пов'язано з можливостями живих систем, особливо мікроорганізмів, метаболізувати в тій чи іншій мірі величезну кількість різних органічних речовин. Крім того, що застосування біоремедіаційних технологій передбачає м'який вплив на очищується середовище, не приводить до істотних змін основних ґрунтових показників.

На основі узагальнених літературних даних вітчизняної та зарубіжної літератури показано небезпечність стійких органічних забруднювачів (зокрема хлорорганічних пестицидів) для об'єктів довкілля і організму людини. Висвітлено сучасний стан проблеми поводження із непридатними та забороненими пестицидами. Описані підходи по дослідженню міграції ХОП в ґрунтовому профілі. Показано, що проблема забруднення ґрунтів стійкими

хлорорганічними пестицидами є досить актуальною для всіх регіонів країни. [6]

В Україні існує понад 5000 територій на місцях розміщення колишніх складів зберігання хлорорганічних пестицидів (ХОП), де ґрунтові компоненти забруднені ХОП вище гранично допустимих концентрацій (ГДК), [7]

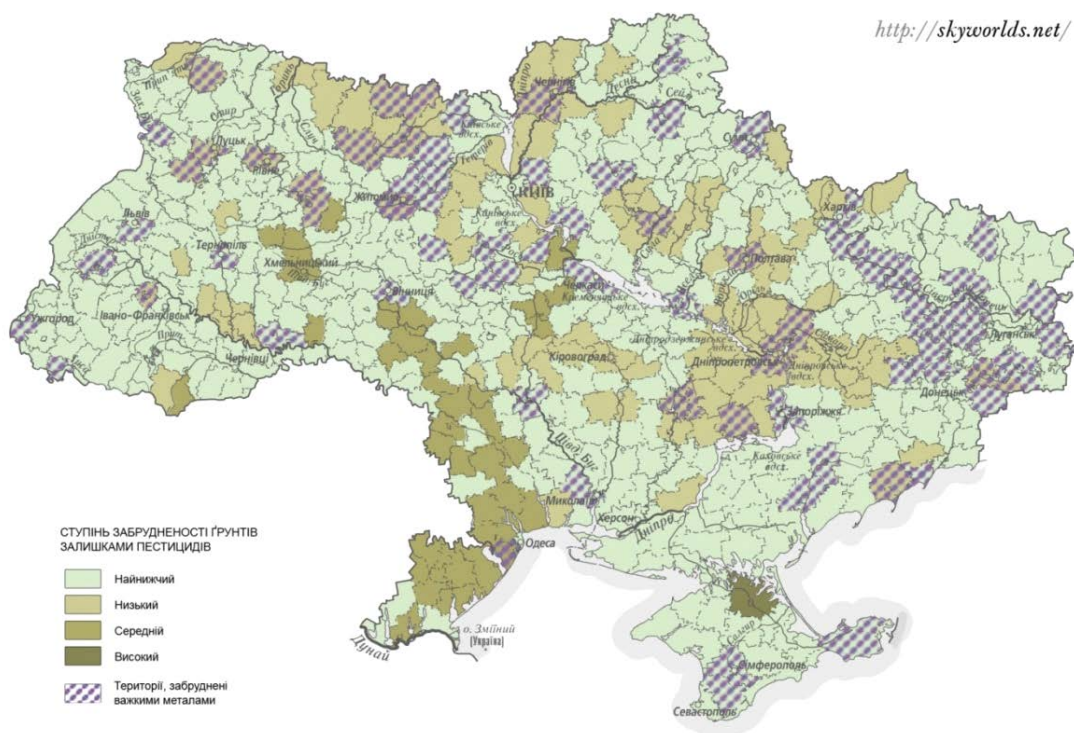


Рис. 1.2 – Забруднення в Україні ґрунтів залишковими кількостями пестицидів

З безлічі забруднюючих речовин, що надходять в природні об'єкти, ХОП відносять до найвищого класу небезпеки, так як вони мають найбільший негативний вплив на стан біоти. Це супертоксиканти, які діють при дуже низьких концентраціях і утворюють міцні комплекси з компонентами ґрунту і на десятки років зберігають свої біоцидні властивості. Показово, що ізомери ХОП і їх метаболіти можуть бути більш стійкими і більш токсичні ніж вихідні з'єднання. Небезпека ХОП полягає в тому, що, проникнувши в компоненти навколишнього середовища вони починають власний рух не контрольований людиною. Накопичуючись в клітинах

рослин, ХОП істотно порушують процес фотосинтезу, викликають морфологічні та ультраструктурні зміни, а постійний вплив на живі організми навіть малих концентрацій ХОП призводить до повного припинення їх розмноження і виникнення мутагенних ефектів, і навіть загибелі при більш високих концентраціях. Вплив ХОП відзначається порушенням імунної системи, відхиленням в розвитку скелета, зниженням частоти пульсу і так далі. В кінцевому підсумку це все може призвести до масової загибелі живих організмів. Наслідки впливу ХОП на організм людини проявляються у розвитку патологій, провокується і посилюється багато неспецифічних захворювань, в тому числі деякі види раку, порушення роботи імунної та репродуктивної системи зі спадковим ефектом, зниження розумових здібностей, мутагенна дія, що негативно позначається на здоров'ї наступних поколінь.

Ситуація ускладнюється тривалим збереженням ХОП в ґрунті. Природний період напіврозпаду одного з представників ХОП - ДДТ в ґрунті, певний в роботі [8], становить 50-70 років.



Рис. 1.3 – Шляхи проникнення пестицидів в організм людини:

Циркуляція пестицидів може відбуватися за такими схемами:



→ Повітря - рослини - ґрунт - рослини - трав'яні тварини - людина.

→ Ґрунт - вода - зоофітопланктон - риба - людина. [9]

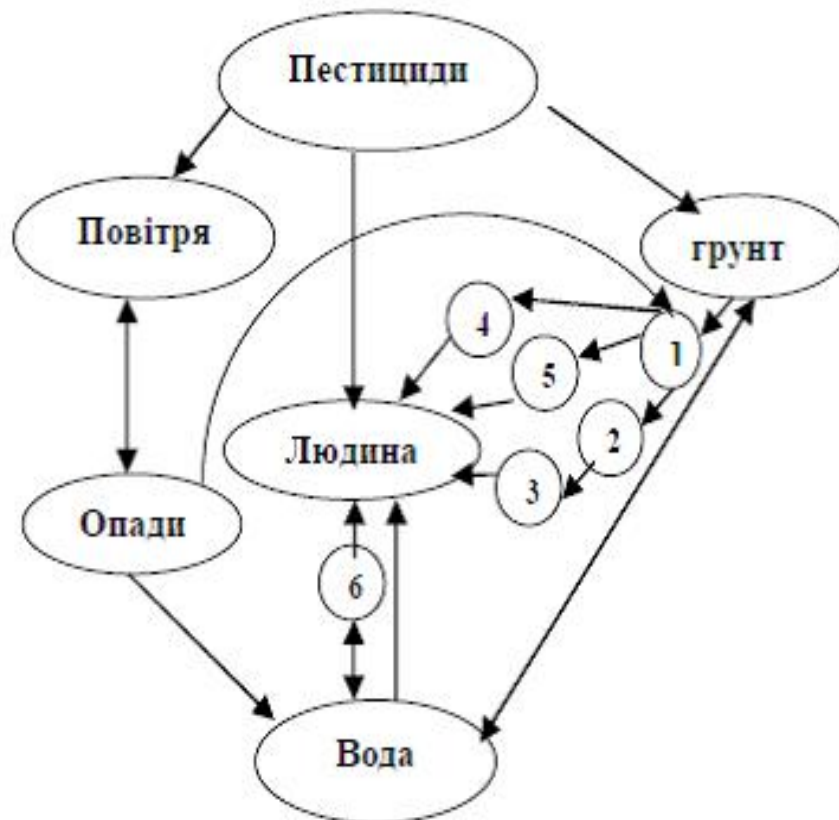


Рис. 1.4 - Схематичне зображення механізму потрапляння пестицидів в організм людини:

1 - рослини; 2 - тварини; 3 - продукти тваринного походження; 4 - ліки з добавками рослинного походження; 5 - косметичні засоби; 6 - риба.

Питання збереження і охорони земель посідають чільне місце в законодавстві України, яке враховує специфіку земель як засобу виробництва та умови життєдіяльності людей.

Стаття 14 Конституції передбачає, що земля є основним національним багатством, що перебуває під особливою охороною держави. Таке конституційне положення є підставою для правової охорони землі як основного елемента навколишнього природного середовища. Правова охорона земель передбачає систему правових засобів, за допомогою яких здійснюються заходи з відновлення, підтримання та поліпшення якісного стану земель.



У статті 167 Земельного кодексу України передбачено гранично допустимі концентрації хімічних, радіоактивних та інших шкідливих речовин у ґрунті і порядок їх визначення. Господарська та інша діяльність, яка зумовлює забруднення земель і ґрунтів понад встановлені гранично допустимі концентрації небезпечних речовин забороняється.

#### Стаття 164 Зміст охорони земель

Охорона земель включає: захист земель від ерозії, солей, підтоплення, заболочування, вторинного засолення, осушення, ущільнення, забруднення відходами виробництва, хімічними і радіоактивними речовинами та від інших несприятливих природних і техногенних процесів;

#### Стаття 165 Стандартизація і нормування в галузі охорони земель та відтворення родючості ґрунтів

У галузі охорони земель та відтворення родючості ґрунтів встановлюються такі нормативи:[10]

- а) оптимального співвідношення земельних угідь;
- б) якісного стану ґрунтів;
- в) гранично допустимого забруднення ґрунтів;
- г) показники деградації земель та ґрунтів.

Державні рішення проблеми моніторингу забруднених ХОП земель, відновлення їх природних властивостей, проведення наукових досліджень в цих областях, узгоджуються з матеріалами Стокгольмської конференції про стійкі органічні забруднювачі [11] (Дата ратифікації Україною 18.04 2007. Дата вступу в силу для України 24.12.2007).

Сторони конвенції визнають, що «стійкі органічні забруднювачі мають токсичні властивості, виявляють стійкість до розкладання, характеризуються біоаккумуляцією, є об'єктами транскордонного переносу повітрям, водою і

мігруючими видами, а також осідають на великій відстані від джерела їх викиду накопичуючись в екосистемах суші та водних екосистемах ».

Сторони конвенції визнають необхідність вживання заходів щодо запобігання шкідливого впливу стійких органічних забруднювачів на всіх етапах їх життєвого циклу і заохочують наукові дослідження, розробку моніторингу та співпраці стосовно стійких органічних забруднювачів, а також проведення наукових досліджень спрямованих на пом'якшення наслідків впливу стійких органічних забруднювачів на репродуктивну функцію. [12]

## **РОЗДІЛ 2 ДОСЛІДЖЕННЯ РОЗДІЛІВ МЕТОДИК І ДЕРЖАВНИХ СТАНДАРТІВ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЗЕМЕЛЬ, ЩО СТОСУЮТЬСЯ КІЛЬКОСТІ ТОЧОК ВІДБОРУ ПРОБ, ВІДПОВІДНОЇ НАУКОВОЇ ЛІТЕРАТУРИ**

Екологічний моніторинг забруднених земель регламентує спосіб відбору проб ґрунтових компонентів[12]: [ДСТУ ISO 10381-1:2004](#). Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 1. Настанови щодо складання програм відбирання проб; [ДСТУ ISO 10381-2:2004](#). Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб; [ДСТУ ISO 10381-3:2004](#). Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 3. Настанови з безпеки; [ДСТУ ISO 10381-4:2005](#) Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо процедури дослідження природних, майже природних та оброблюваних ділянок; [ДСТУ ISO 10381-5:2009](#). Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 5.

Настанови з процедури дослідження міських и промислових ділянок відносно забрудненості ґрунту. Цей спосіб застосовується в різнопланових своїх модифікаціях, в тому числі при оцінці точкового забруднення ґрунтових компонентів, на місцях розміщення колишніх складів.

У стратегію відбору проб [13]зазвичай входять рішення за наступними факторами :

- схеми відбору проб
- точки відбору проб
- с глибини відбору проб

У запропонованому дослідженні можна виділити три схеми відбору проб засновані на місцевому розподілі речовини і відомі як «гаряча точка».

Крім того, усі ДСТУ не дають ніяких загальних рекомендацій з глибини, з якої повинні бути взяті проби, або щодо максимальної глибини. Глибина залежить від цілей і може бути прийнята для здійснення програми.

## **2.1 Діагональна схема відбору проб**

Застосування діагональних схем має бути засноване на:

- оцінці однорідного розподілу речовини;
- придатні тільки для однорідно розвинутих площ. З частин площі, які мають відхилення, проби мають відбиратися окремо;
- рекомендується застосування більше ніж однієї діагоналі;
- відстань між точками відбору проб однакова для кожної діагоналі;
- вибір точки відбору проб не залежить від місцевих характеристик;
- точки бажано встановлювати вимірюючи відстань кроками.

Діагональні схеми застосовуються при оцінці рівномірного розподілу речовини і придатні для однорідно якісних площ, за цією схемою відстань між точками відбору беруть однакою на кожній діагоналі.

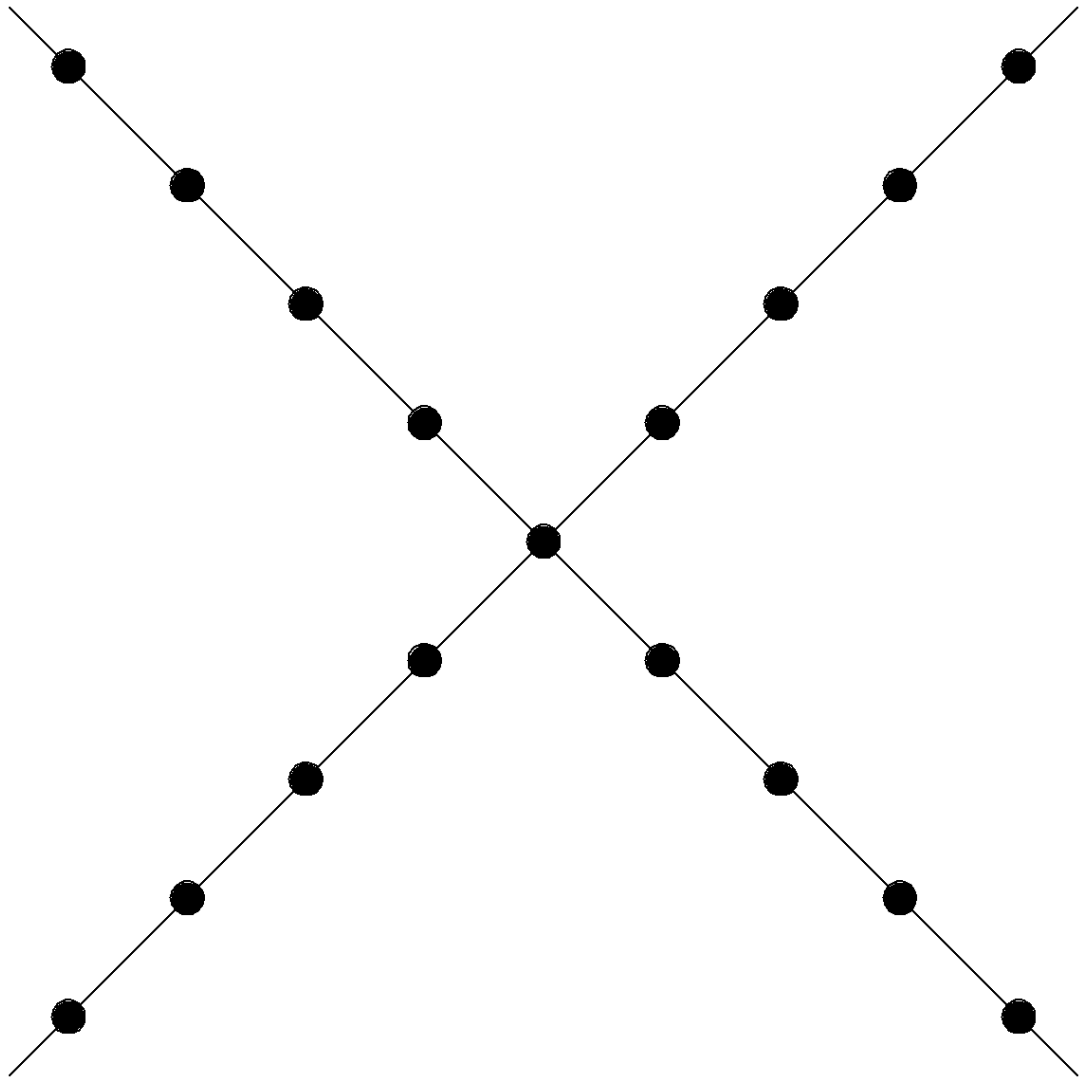


Рисунок 2.1 - Діагональна схема відбору проб (X-форма)

(ДСТУ ISO 10381-1: 2004)

## 2.2 Кругла схема відбору проб

Відбір проб, заснований на круглих сітках може забезпечувати різну інформацію:

- інформацію щодо концентрації речовини в центрі сітки;
- інформація щодо розподілу забруднення;

-форма розподілу забруднення.

Недоліки круглих сіток:

-радіальне місце розташування точок відбору проб є практичним, але не оптимальним;

-круглі сітки зазвичай не застосовуються для взяття комплексних зразків, тому що виміряні значення не надають інформацію ні про середнє значення, ні про максимальну концентрацію на площі відбору проб.

Кругла схема відбору проб придатна для визначення обмежених областей забруднення. Відбір проб проводиться в секціях концентричних кіл, по 8 головним румбам компаса, розміри радіусів залежать від передбачуваної площі забруднення.

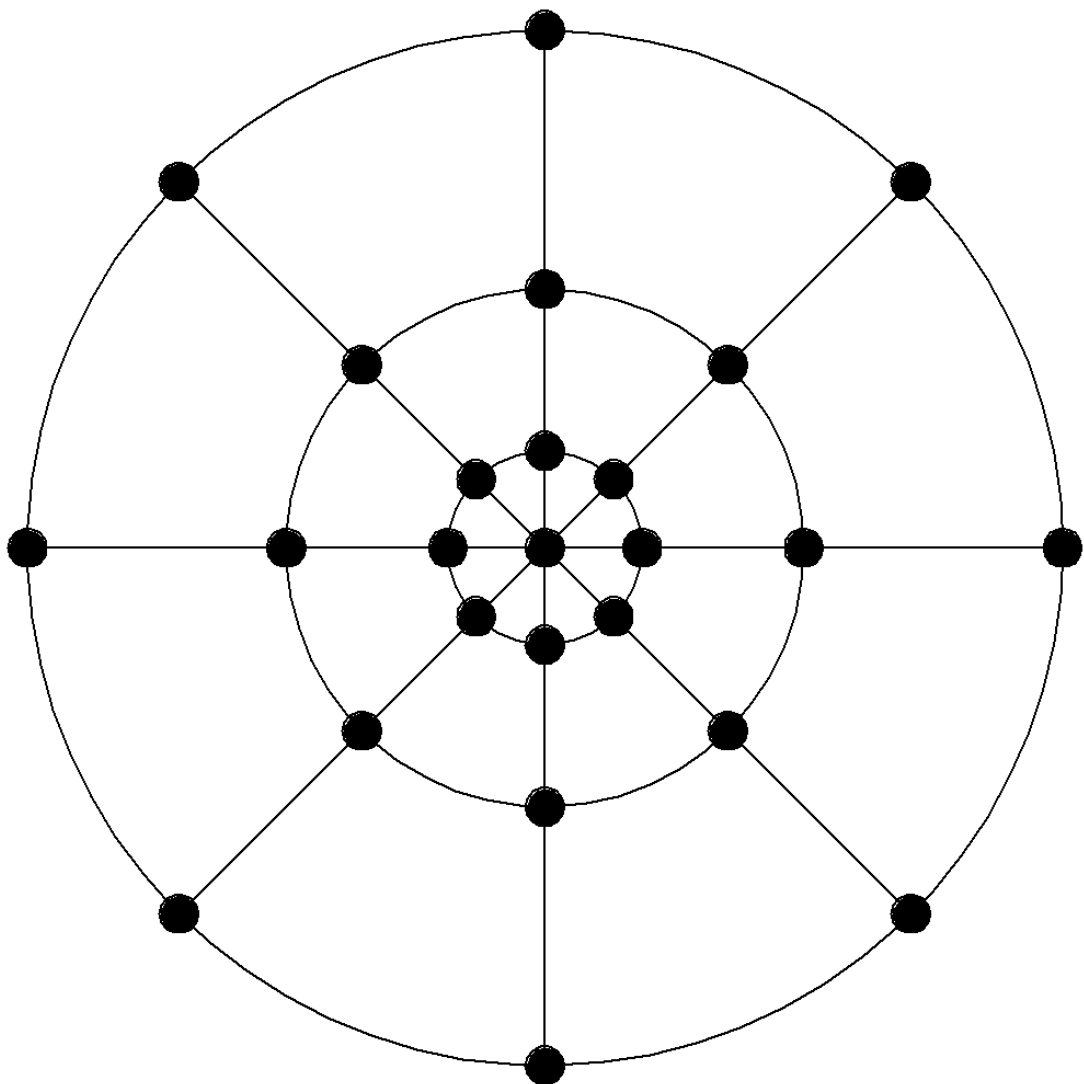


Рисунок 2.2 - Кругла схема відбору проб  
(ДСТУ ISO 10381-1: 2004)

### 2.3 Правильна схема (сітка) відбору проб

У багатьох випадках для відбору ґрунтових проб вибирається правильна схема або сітка відбору проб. Інтервал між точками відбору проб може змінюватися в залежності від мети дослідження. Перевага правильної сітки, в основному полягає в тому, що її розміри легко змінювати.

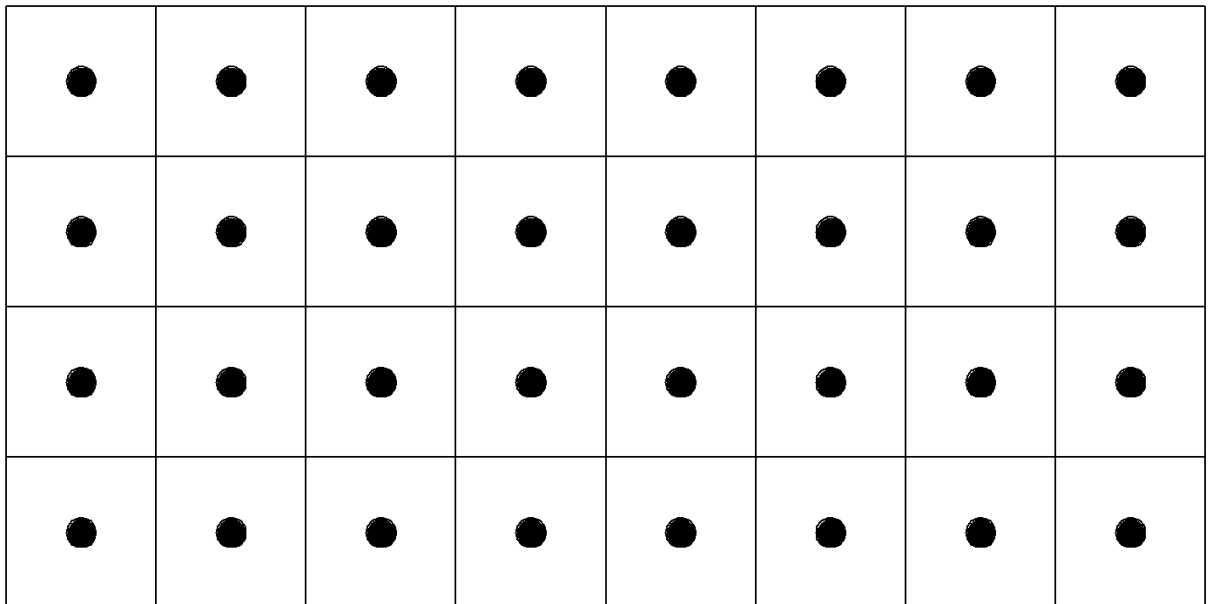


Рисунок 2.3 - Правильна схема (сітка) відбору проб  
(ДСТУ ISO 10381-1: 2004)

**Згідно з методикою, розробленою УкрНДІЕП[14],** для визначення кількості та площі поширення забруднювачів слід відбирати по 5 змішаних зразків ґрунту в різні боки через кожні 10 м, а також одну пробу в центрі складу.



### **РОЗДІЛ 3 ПРИКЛАДНИЙ АНАЛІЗ МІНІМАЛЬНОЇ КІЛЬКОСТІ ТОЧОК ВІДБОРУ ПРОБ І ЗАГАЛЬНОЇ КІЛЬКОСТІ ПРОБ**

За основу аналізу взяті дані забруднення ґрунту різними видами ХОП на територіях колишніх складів зберігання пестицидів у с. Добропілля, Валківського району Харківської області, у с. Мельниково, Валківського району Харківської області та у с. Сподобівка, Валківського району Харківської області.

В основу роботи покладені відомі дані про максимальні радіуси і глибини забруднення ґрунтових компонентів ХОП до їх ГДК.

Максимальний радіус забруднення ґрунту  $\beta$ -ГХЦГ до ГДК в селі Мельниково становить 109,66м, а максимальна глибина забруднення ґрунту ДДД до ГДК в селі Добропілля становить 6,72м.

Тобто в роботі, використовуючи діагональну, круглу і правильну схеми відбору проб, визначалася кількість точок відбору проб і загальна кількість проб на площі 220·220м і до глибини 7м (взято як зразок за максимальними параметрами площі та глибини забруднення в повному ході польових досліджень у с. Сподобівка Шевченківського району, у с. Добропілля Валківського району, у с. Мельниково Валківського району Харківської

області), кількість точок попереднього моніторингу для визначення меж і глибини можливого забруднення не беремо до уваги.

### **3.1 Аналіз мінімальної кількості точок відбору проб і загальної кількості проб за діагональною схемою відбору проб**

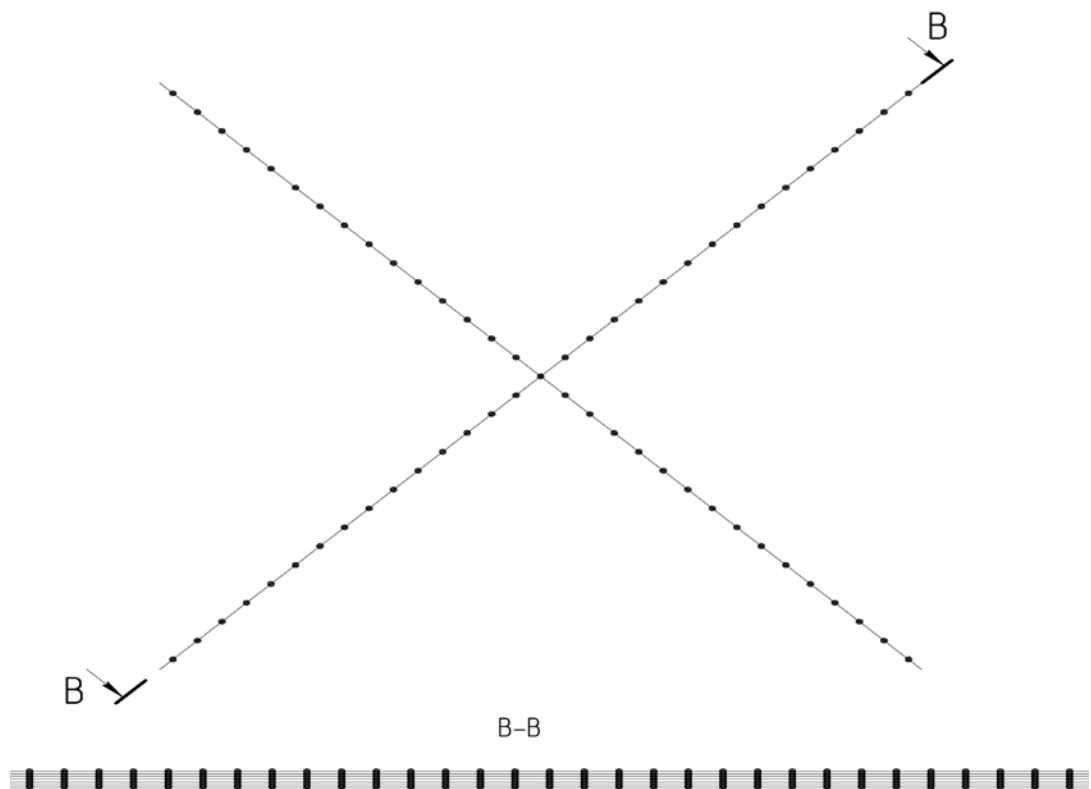


Рисунок 3.1 – План розподілу точок відбору проб на діагональній сітці (X-форма), на площі 220·220м

Як видно з Рис. 3.1.необхідно провести 61 відбір проб на поверхні ґрунту.

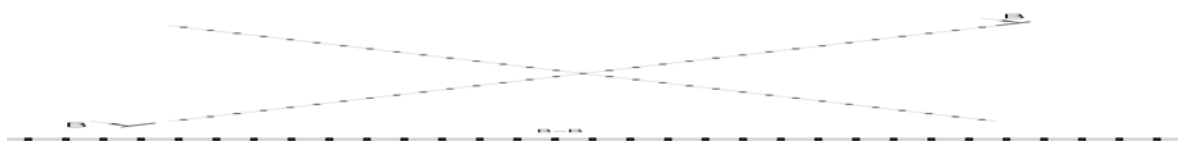


Рисунок 3.2 - Розподіл точок відбору проб за розрізом В - В до глибини 7м.

- Необхідно провести  $61 \cdot 7 = 427$  відборів проб до глибини 7м;
- Загальна кількість відбору проб при використанні діагональної сітки –

$$61 + 427 = 488$$

### 3.2 Аналіз мінімальної кількості точок відбору проб і загальної кількості проб за круглою схемою відбору проб

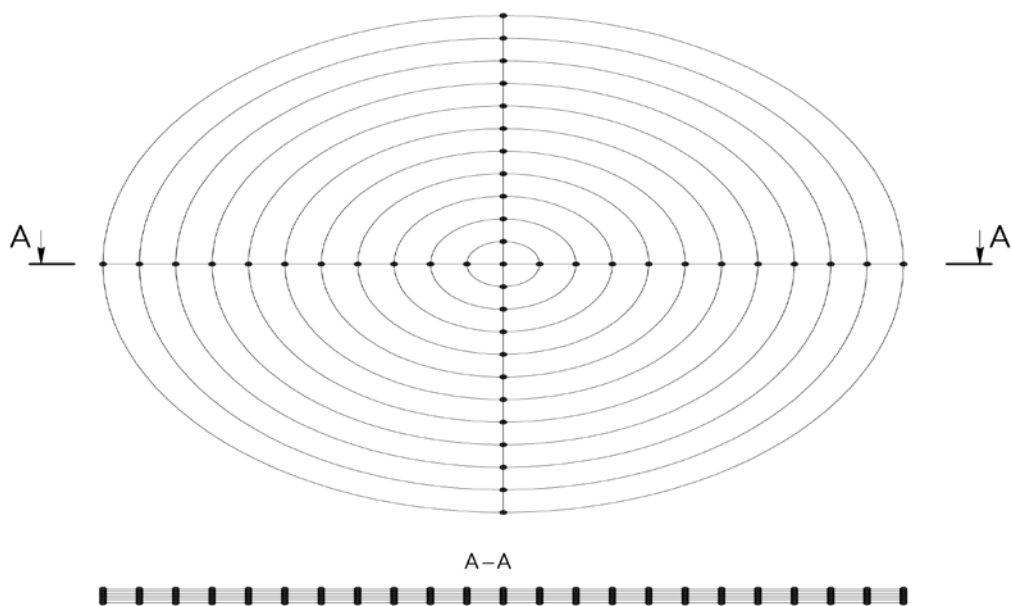


Рисунок 3.3 - План - Розподіл точок відбору проб на круглій схемі

Як видно з Рис. 3.3 необхідно провести 45 відборів проб на поверхні ґрунту.  
 $(22 \cdot 2 + 1)$

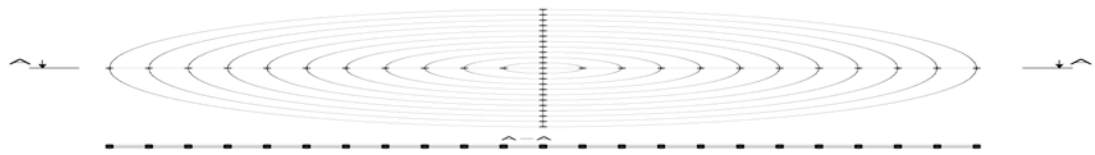


Рисунок 3.4 - Розподіл точок відбору проб за розрізом А - А до глибини 7м.

- Необхідно провести  $45 \cdot 7 = 315$  до глибини 7 м;
- Загальна кількість відбору проб при використанні круглої схеми:

$$45 + 315 = 360$$

### 3.3 Аналіз мінімальної кількості точок відбору проб і загальної кількості проб при правильній схемі (сітці) відбору проб

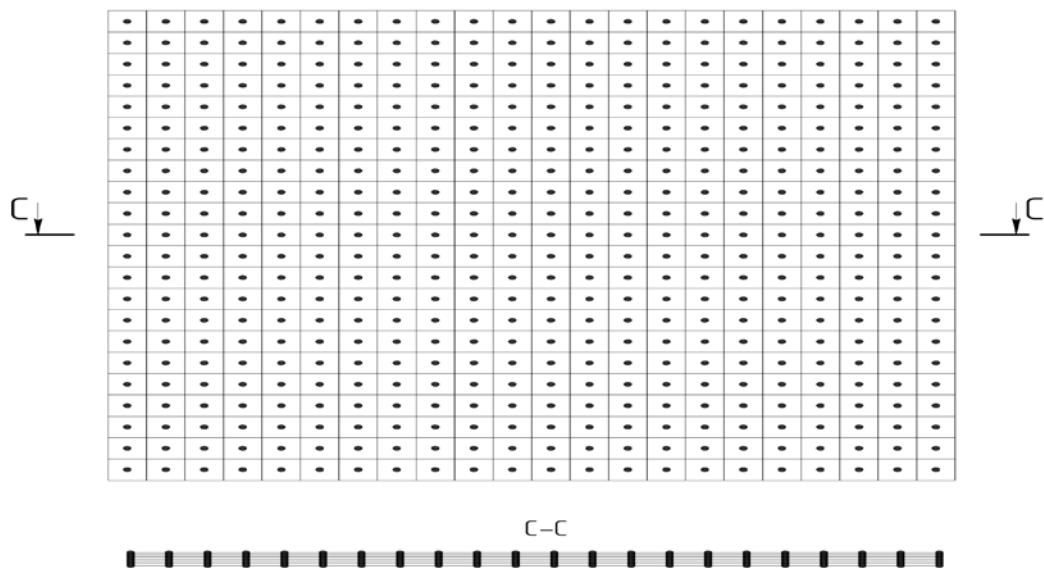


Рисунок 3.5 - План - Розподіл точок відбору проб на правильній сітці

Необхідно провести мінімум 484 відбору проб на поверхні ґрунту ( $22 \cdot 22$ )



Рисунок 3.6 - Розподіл точок відбору проб за розрізом С - С до глибини 7м.

- Необхідно провести  $484 \cdot 7 = 3388$  до глибини 7 м;
- Загальна кількість відбору проб при використанні правильної сітки

$$3388 + 484 = 3872$$

Час відбору проб залежить від глибини і методу відбору за даними УкрНДІЕП . Час відбору проб з глибини від 0,1 до 0,55 м приблизно пів години; з глибини 0,55 до 2м приблизно 1 година; понад 2 м - відбір проводиться за допомогою бурової установки , час відбору від 3 до 7 годин, але так як це пов'язано з дуже великою вартістю такий відбір проб проводиться вкрай рідко.

Вартість аналізу одного зразка ґрунтів на вміст хлорорганічних пестицидів за допомогою газорідинної хроматографії становить 466грн за розцінками 2017 року ДУ « Держґрунтохорона».

Якщо взяти мінімальну кількість проб з використанням круглої сітки, що дорівнює 360 з мінімальною кількістю часу відбору пів години, то спільний час відбору проб буде більше 180 годин, а вартість аналізу всіх 360 проб становитиме  $360 \cdot 466 = 167760$ грн .

Явно, що навіть такі мінімальні значення часу і вартості відбору та аналізу забруднених хлорорганічними пестицидами ґрунтових компонентів роблять практично неможливим здійснення екологічного моніторингу 5000 забруднених площ на території України.

#### **РОЗДІЛ 4 РОЗРОБКА СПОСОБУ ПРИСКОРЕНОГО, НИЗЬКО ВИТРАТНОГО ВІДБОРУ ПРОБ ҐРУНТОВИХ КОМПОНЕНТІВ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ ОБ'ЄМНОЇ КОНФІГУРАЦІЇ ТОЧКОВОГО ЗАБРУДНЕННЯ ХОП**

Новий спосіб прискореного низько затратного відбору проб ґрунтових компонентів для визначення об'ємної конфігурації точкового забруднення хлорорганічних пестицидів реалізується в такий спосіб:

- відбираються проби забруднених ґрунтових компонентів в довільних обраних точках відбору проб на відстані від 5 до 20м від центральної точки забруднення (центру складу) на глибині від 0,1 до 1 м;
- згідно проведеним дослідженням кафедри ІЕГ , науково-дослідний інститут екологічних проблем концентрація ХОП в ґрунтових компонентах убуває в залежності від відстані точки відбору проб, як від центру складу, так і від глибини відбору проб. Тобто концентрація в кожній і точці відбору проб дорівнює:

$$C_i = C_{\max} \cdot e^{\beta h_i + \alpha r_i}$$

**(1)**

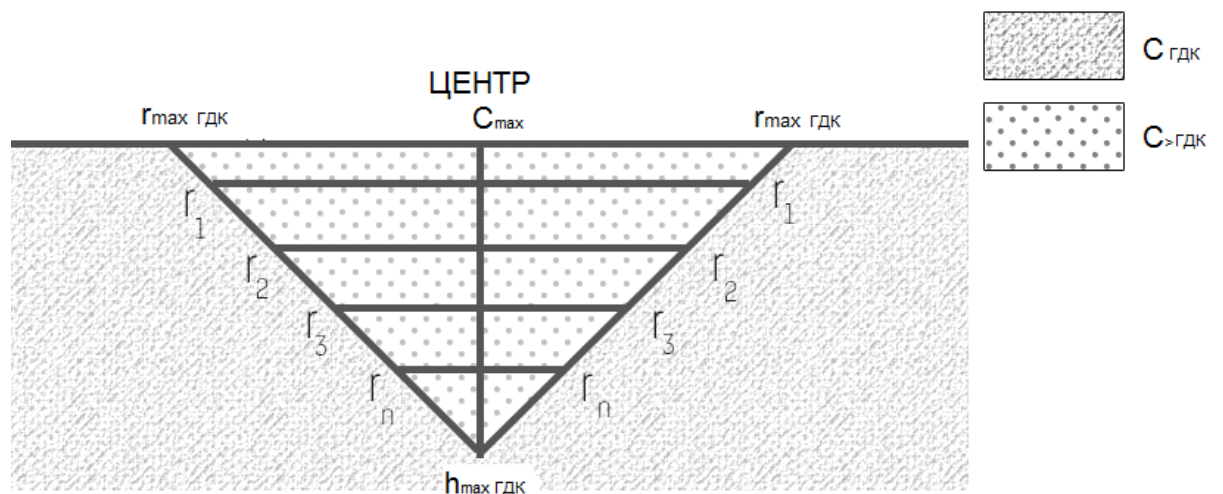
де,  $C_i$  - концентрація ХОП в і точці відбору проб, мкг/кг;



$C_{\max}$  - концентрація ХОП при глибині відбору проб, мкг/кг;  $h=0$  м і відстані від центру  $r=0$  м;  
 $r_i$  - відстань  $i$  точки відбору проб від центру забруднення;  
 $h_i$  - глибина  $i$  точки відбору проб;  
 $\alpha$  - невідомий параметр рівняння регресії;  
 $\beta$  - невідомий параметр рівняння регресії;

Рисунок 4.1 – Схема визначення конфігурації забруднення

Об'ємна конфігурація забруднення ґрунтових компонентів всередині якої забруднення хлорорганічними пестицидами вище ГДК представляє собою конус з віссю перпендикулярні поверхні ґрунтових компонентів, що проходить через центр складу.



Розміри конуса об'ємної конфігурації забруднення ґрунтових компонентів ХОП при малій кількості точок відбору проб можна розрахувати шляхом логарифмічної лінеаризації рівняння 1:

$$\ln C_i = \ln C_{\max} + \alpha r_i + \beta h_i$$

Позначаємо  $\ln C_{\max} = B$  і отримуємо переобумовлену систему лінійних рівнянь відносно 3 невідомих параметрів  $B, \alpha, \beta$ :

$$B + \alpha r_i + \beta h_i = \ln C_i (i = 1, \dots, n) \quad (3)$$

Кількість точок відбору проб повинна бути більша невідомих параметрів, тобто більше трьох.

3) Обчислюємо коефіцієнт детермінації. Для прийнятних моделей передбачається, що коефіцієнт детермінації повинен бути хоча б не менше 50% (в цьому випадку коефіцієнт множинної кореляції перевищує по модулю 70%). Моделі з коефіцієнтом детермінації вище 80% можна визнати досить хорошими (коефіцієнт кореляції перевищує 90%). Якщо значення коефіцієнта детермінації достатньо велике, то вибрана кількість точок відбору проб відображає реальний процес розподілу ХОП в ґрунтових компонентах;

4) За допомогою метода найменших квадратів вирішуємо систему рівнянь (3) і визначаємо невідомий параметр  $B, \alpha, \beta$ ;

5) Знаючи ГДК будь-якого хлорорганічного пестицида в ґрунтових компонентах можна виразити:

$$\ln C_{\text{ГДК}} = \ln C_{\max} + \alpha r_{\text{ГДК}} + \beta h_{\text{ГДК}} \quad (4)$$

Де  $r_{\text{ГДК}}$  - відстань від осі центру складу, на якому концентрація ХОП в ґрунтових компонентах досягає ГДК;

$$r_{\text{ГДК}} = \frac{1}{\alpha} \ln \frac{C_{\text{ГДК}}}{C_{\max}} \quad (5)$$

$h_{\text{ГДК}}$  - глибина відбору проб на якій концентрація ХОП в ґрунтових компонентах досягає ГДК;

$$h_{\text{ГДК}} = \frac{1}{\beta} \ln \frac{C_{\text{ГДК}}}{C_{\text{max}}}$$

(6)

Наводимо приклад розроблений магістрами кафедри інженерної екології міст Опанасенко А. І., Тімощенко Ю.І. у своїх магістерських роботах можливого практичного застосування запропонованого метода прискореного низько затратного способу відбору проб ґрунтових компонентів для визначення об'ємної конфігурації точкового забруднення хлорорганічними пестицидами, на прикладі розрахунку коефіцієнта детермінації радіусів і глибини конусів забруднення хлорорганічними пестицидами в селах на основі даних екологічного моніторингу забруднених земель в с. Сподобівка, Шевченківського району, в с. Добропілля, Валківського району, в с. Мельниково Валківського району Харківської області.(табл.4.1-4.10)

Таблиця 4.1

**Вміст ДДТ і його метаболітів в ґрунтах земельної ділянки на території складу с. Сподобівка, Шевченківського району з урахуванням винятків (мкг / кг абсолютно сухого ґрунту)**

Відстань від центра	Глибина відбору проб, м	Назва речовини, концентрація, мкг/кг		
		ДДТ	ДД	ДДЕ

складу, м				
7	0,1	91350,321	59562,236	27070,944
10	0,1	38181,491	14577,261	25790,029
15	0,1	2216,953	249,658	380,368
15	0,55	55,196	25,82	14,278

Таблиця 4.2

**Вміст ізомерів ГХЦГ в ґрунтах земельної ділянки на території складу с. Сподобівка, Шевченківського району з урахуванням винятків (мкг / кг абсолютно сухого ґрунту)**

Відстань від центра складу, м	Глибина відбору проб, м	Назва речовини, концентрація, мкг/кг		
		$\alpha$ -ГХЦГ	$\beta$ -ГХЦГ	$\gamma$ -ГХЦГ
10	0,1	417,407	1313,875	374,865
10	0,55	42,057	6,008	21,529
15	0,1	722,856	196,267	273,688
15	0,55	51,553	5,941	20,665

Таблиця 4.3

**Вміст ДДТ і його метаболітів в ґрунтах земельної ділянки на території складу с. Добропілля, Валківського району з урахуванням винятків (мкг / кг абсолютно сухого ґрунту)**

Відстань від центра складу, м	Глибина відбору проб, м	Назва речовини, концентрація, мкг/кг		
		ДДТ	ДДД	ДДЕ
7	0,1	12763,181	7710,96	4301,174
7	0,55	9218,419	6581,88	4091,815
15	0,1	3870,407	1023,47	861,309
17	0,1	-	-	1085,158
17	0,55	631,830	274,545	-

Таблиця 4.4

**Вміст ізомерів ГХЦГ в ґрунтах земельної ділянки на території складу с. Добропілля, Валківського району з урахуванням винятків (мкг / кг абсолютно сухого ґрунту)**

Відстань від центра складу, м	Глибина відбору проб, м	Назва речовини, концентрація, мкг/кг		
		$\alpha$ -ГХЦГ	$\beta$ -ГХЦГ	$\gamma$ -ГХЦГ
7	0,1	285,820	4188,594	-
7	0,55	216,593	1805,032	103,590
15	0,1	-	1383,032	135,505
15	0,55	77,873	-	-
17	0,1	102,889	1101,135	58,411
17	0,55	74,143	163,330	29,013

Таблиця 4.5

**Вміст ДДТ і його метаболітів в ґрунтах земельної ділянки на території складу с. Мельниково, Валківського району з урахуванням винятків (мкг / кг абсолютно сухого ґрунту)**

Відстань від центра складу, м	Глибина відбору проб, м	Назва речовини, концентрація, мкг/кг		
		ДДТ	ДДД	ДДЕ
7	0,1	1054,741	830,903	576,073
7	0,55	162,105	133,158	103,158
20	0,1	1035,424	227,703	306,273
20	0,55	16,514	15,482	13,418

Таблиця 4.6

**Вміст ізомерів ГХЦГ в ґрунтах земельної ділянки на території складу с. Мельниково, Валківського району з урахуванням винятків (мкг / кг абсолютно сухого ґрунту)**

Відстань від центра складу, м	Глибина відбору проб, м	Назва речовини, концентрація, мкг/кг		
		$\alpha$ -ГХЦГ	$\beta$ -ГХЦГ	$\gamma$ -ГХЦГ
2	0,1	207,108	519,285	104,059
7	0,1	-	339,445	-
7	0,55	36,842	-	8,947
20	0,1	83,575	366,769	46,542
20	0,55	14,450	301,901	8,773

Таблиця 4.7

## Розрахунок коефіцієнта детермінації

Склад в селі	Показник	Назва речовини					
		ДДТ	ДДД	ДДЕ	$\alpha$ -ГХЦГ	$\beta$ -ГХЦГ	$\gamma$ -ГХЦГ
Сподобівка	Коефіцієнт детермінації	0,940	0,909	0,898	0,993	0,852	0,995
Мельниково	Коефіцієнт детермінації	0,800	0,944	0,840	0,995	0,981	0,982
Добропілля	Коефіцієнт детермінації	0,912	0,977	0,994	0,998	0,904	0,951

Таблиця 4.8

Параметри конусів забруднення ґрунту різними видами ХОП на території колишнього складу зберігання пестицидів с. Сподобівка Шевченківського району Харківської області

Забруднююча речовина	Радіус різних глибин конуса забруднення, м	Глибина забруднення, м	Обсяг забрудненого ґрунту, м <sup>3</sup>
ДДТ	23,59	1,32	769,45
ДДД	21,37	2,23	1066,59
ДДЕ	19,47	1,35	535,94
$\alpha$ -ГХЦГ	17,48	0,23	73,57
$\beta$ -ГХЦГ	26,19	0,51	362,81
$\gamma$ -ГХЦГ	63,14	0,37	1527,89

Таблиця 4.9

Параметри конусів забруднення ґрунту різними видами ХОП на території колишнього складу зберігання пестицидів с. Добропілля Валківського району Харківської області

Забруднююча речовина	Радіус різних глибин конуса забруднення, м	Глибина забруднення, м	Обсяг забрудненого ґрунту, м <sup>3</sup>
ДДТ	30,98	3,77	3789,37

<b>ДДД</b>	<b>22,77</b>	<b>6,72</b>	<b>3648,57</b>
<b>ДДЕ</b>	<b>30,71</b>	<b>2,08</b>	<b>2054,30</b>
<b><math>\alpha</math>-ГХЦГ</b>	<b>17,72</b>	<b>2,4</b>	<b>789,22</b>
<b><math>\beta</math>-ГХЦГ</b>	<b>30,45</b>	<b>1,79</b>	<b>1738,38</b>
<b><math>\gamma</math>-ГХЦГ</b>	<b>16,88</b>	<b>1,01</b>	<b>301,17</b>

Таблиця 4.10

**Параметри конусів забруднення ґрунту різними видами ХОП на території колишнього складу зберігання пестицидів с. Мельникова Валківського району Харківської області**

<b>Забруднююча речовина</b>	<b>Радіус різних глибин конуса забруднення, м</b>	<b>Глибина забруднення, м</b>	<b>Обсяг забрудненого ґрунту, м<sup>3</sup></b>
<b>ДДТ</b>	<b>47,30</b>	<b>0,63</b>	<b>1476,11</b>
<b>ДДД</b>	<b>28,28</b>	<b>0,75</b>	<b>626,65</b>
<b>ДДЕ</b>	<b>32,62</b>	<b>0,62</b>	<b>694,19</b>
<b><math>\alpha</math>-ГХЦГ</b>	<b>21,81</b>	<b>0,36</b>	<b>177,29</b>
<b><math>\beta</math>-ГХЦГ</b>	<b>11,12</b>	<b>5,09</b>	<b>659,97</b>
<b><math>\gamma</math>-ГХЦГ</b>	<b>13,59</b>	<b>0,09</b>	<b>17,86</b>



## **ВИСНОВКИ**

Згідно запропонованого способу на площі точкового забруднення ґрунтових компонентів  $220 \cdot 220\text{м}$  можна обмежитися 6 відборами проб ґрунтових компонентів на глибині від 0,1 до 0,55м для визначення об'ємної конфігурації точкового забруднення хлорорганічними пестицидами та отримати більше ніж 60 кратне зниження часу відбору, часу аналізу і вартості аналізу всіх проб.

Таким чином, дані наведені в роботі підтверджують можливість застосування запропонованого нового прискореного, низько затратного відбору проб ґрунтових компонентів для визначення об'ємної конфігурації точкового забруднення хлорорганічними пестицидами при здійсненні екологічного моніторингу.

## ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ НАУКОВИХ ДЖЕРЕЛ

- 1 Юрченко А. І., Величко Г. М. і інші. Забруднення об'єктів довкілля в районі колишніх місць складування непридатних до застосування пестицидів в Харківській області // Зб.наук.стат. X міжнародн. наук.-практ. конф. «Екологічна безпека:проблеми і шляхи вирішення», вересень, 2014, м. Харків. Харків, 2014, с. 200–210.
- 2 Катков М.В., Тимошенко Ю. И., Юрченко А.И, Аппроксимация уровня загрязнения почв вокруг бывших складов непригодных к использованию пестицидов в харьковской области // Научно-производственный журнал «Экология и промышленность». – 2016. – №4.с.38-45.
- 3 Конституція України: станом на 16 груд. 2016 р. / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – Київ : Відомості Верховної Ради України, 2002. – 4 с. – (Бібліотека офіційних видань).
- 4 Земельний кодекс України: станом на 16 груд. 2016 р. / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – Київ: Відомості Верховної Ради України, 2002. – 9 с. – (Бібліотека офіційних видань).
- 5 Курдюков В.В. Последствие пестицидов на растительные и животные организмы. -М.: Колос, 1982. -128 с
- 6 Мусиенко О. Г., Ефремова А. А. Анализ методов проведения ремедиации почв загрязненных хлорорганическими пестицидами пестицидами. В кн.: XXV Міжнародна науково-практична конференція «Актуальні проблеми життєдіяльності суспільства» (25-та Міжнародна науково-практична конференція), Кременчук, 2018: матеріали. Кременчук: Кременчуцький національний університет ім. Михайла Остроградського, 25-26 квітня 2018 р. - с.295
- 7 Корнет В.А., Підліснюк В.В. Проблема непридатних і заборонених пестицидів на Україні та їх вплив на здоров'я населення. «Екологічна безпека»/- 2010.- т.2. -№ 10.- С. 43 – 45.

- 8 Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. – Stockholm, Sweden. – 2001. – 179 p
- 9 Верховна Рада України; Закон від 18.04.2007 № 949-V. ... Текст документа від 18.04.2007: ЗАКОН УКРАЇНИ. Про ратифікацію Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднювачі. ( Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2007, N 30, ст.396).
- 10 Іутинська Г.О., Лоханська В.Й., Піндрус А.А., Ямборко Н.А. Біоремедіація ґрунтів, забруднених пестицидами / І-й Всеукраїнський з'їзд екологів: міжнар. наук.-техн. конф., 4–7 жовтня 2006 р.: тези допов. – Вінниця, 2006. – С. 134.
- 11 Ранжированный перечень наилучших доступных технологий по очистке загрязненных территорий и ликвидации накопленного экологического ущерба: [Електронний ресурс]. – Режим доступ : <https://studfiles.net/preview/3912843/>
- 12 Янкевич М.И., Хадеева В.В., Мурыгина В.П. Биоремедиация почв: вчера, сегодня, завтра. Междисциплинарный научный и прикладной журнал «Биосфера» 2015.- 7 №2, с.199 – 207.
- 13 Джонстон Дж. Эконометрические методы / Дж. Джонстон; пер. с англ. А.А.Рывкина. – М.: Статистика, 1980. – 444 с.
- 14 Бронштейн И.Н. Справочник по математике для инженеров и учащихся втузов / И.Н. Бронштейн, К.А. Семендяев. – М.: Наука, 1986. – 544 с.
- 15 Державні санітарні правила та норми ДСанПін 8.8.1.2.3.4-000-2001. Допустимі дози, концентрації, кількості та рівні вмісту пестицидів у сільськогосподарській сировині; харчових продуктах, повітрі робочої зони, атмосферному повітрі, воді водоймищ, ґрунті: – К., 2001–244 с.

Шифр «Автотранспортне навантаження»

Назва роботи

«Оцінювання екологічного навантаження від автотранспорту  
у межах міста»

2019

## АНОТАЦІЯ

до наукової роботи під шифром «АВТОТРАНСПОРТНЕ НАВАНТАЖЕННЯ»

Наукова робота: 27 сторінок, 7 таблиць, 2 рисунки.

Об'єкт дослідження: ділянка вулично-дорожньої мережі міста Харків (вулиця Матюшенка від перетину з вул. Челюскінчев і до перетину з вул. Шолом-Алейхема).

Актуальність – автотранспорт являється найбільшим джерелом впливу на довкілля урбанізованих територій. Вони є джерелом утворення інгредієнтного та параметричного забруднення. Тому постає актуальна проблема щодо виявлення рівня забруднення і детальної оцінки спричинених впливів на навколишнє середовище.

Метою роботи – дослідження впливу транспортного потоку на рівень інгредієнтного та параметричного забруднення урбанізованої території в умовах житлової забудови великих міст.

Задачі роботи :

- виявити вплив функціонування автомобільної дороги на рівень екологічного стану придорожнього простору урбанізованої території;
- виявити рівень екологічного стану придорожнього простору урбанізованої території при функціонуванні автомобільної дороги;
- запропонувати природоохоронні заходи щодо зниження рівнів забруднення навколишнього середовища.

Методи дослідження – розрахунковий на основі «Методика дослідження викидів автомобільного транспорту для проведення сводных розрахунків забруднення атмосфери міст».

Ключові слова: АВТОМОБІЛЬНИЙ ТРАНСПОРТ, ЕКОЛОГІЧНЕ НАВАНТАЖЕННЯ, ІНГРЕДІЄНТНЕ ЗАБРУДНЕННЯ, ПАРАМЕТРИЧНЕ ЗАБРУДНЕННЯ.

## ЗМІСТ

Вступ	4
1 Вплив функціонування автомобільної дороги на рівень екологічного стану придорожнього простору урбанізованої території	
1.1 Характеристика екологічного стану	
1.2 Особливості інгредієнтного забруднення повітряного у зоні впливу автомобільної дороги	
1.3 Параметричне забруднення зони впливу транспортної мережі	
2 Дослідження екологічних показників функціонування автомобільної дороги	
2.1 Характеристика об'єкта дослідження	
2.2 Оцінка інгредієнтного впливу на атмосферне повітря придорожнього простору урбанізованої території	
2.3 Оцінка параметричного впливу у зоні впливу	
3 Природоохоронні заходи	
3.1 Заходи щодо зниження інгредієнтного забруднення	
3.2 Заходи щодо зниження параметричного впливу	
Висновки	
Перелік посилань	

## ВСТУП

В умовах сьогодення питання оцінювання рівня техногенного впливу в умовах урбанізованих територій набуває все більшої актуальності. Серед джерел такого впливу особливо слід відмітити автомобільний транспорт, який під час своєї експлуатації є джерелом інгредієнтного та параметричного впливу. Він спричиняє негативні ефекти для атмосферного повітря, ґрунтів, поверхневих та підземних вод, одночасно з цим, для урбанізованих територій найбільших безпосередній вплив від автотранспорту спричиняється на

Тому постає актуальна проблема щодо виявлення рівня забруднення і детальної оцінки спричинених впливів на навколишнє середовище.

У сформованих умовах проблема охорони навколишнього природного середовища набуває особливої актуальності, обґрунтовану її високою позицією.

Метою роботи – дослідження впливу транспортного потоку на рівень інгредієнтного та параметричного забруднення урбанізованої території в умовах житлової забудови великих міст.

Задачі роботи :

- виявити вплив функціонування автомобільної дороги на рівень екологічного стану придорожного простору урбанізованої території;
- виявити рівень екологічного стану придорожного простору урбанізованої території при функціонуванні автомобільної дороги;
- - запропонувати природоохоронні заходи щодо зниження рівнів забруднення навколишнього середовища.



# 1. ВПЛИВ ФУНКЦІОНУВАННЯ АВТОМОБІЛЬНОЇ ДОРОГИ ТА ПОЛПШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПРИДОРОЖНЬОГО ПРОСТОРУ УРБАНІЗОВАНОЇ ТЕРИТОРІЇ

## 1.1 Характеристика екологічного стану

Нинішню екологічну ситуацію на території України в цілому можна охарактеризувати як напружену. Існуючий рівень екологічного стану здебільшого обумовлений надзвичайно високим техногенним навантаженням на територію України.

Екологічний стан - це набір відомостей щодо екологічної ситуації у всіх регіонах держави, в тому числі - інформація стосовно її актуальних екологічних проблем.

Прояви екологічних проблем спричиняють небезпеки для здоров'я і життя людей в різних регіонах України, внаслідок негативного впливу техногенної діяльності та небезпечних природних процесів, останнім часом набувають тенденції до зростання. Економіці України притаманна висока питома вага ресурсомістких та енергоємних технологій, впровадження та нарощування яких здійснювалося найбільш дешевим способом без будівництва відповідних очисних споруд. Це було можливим за відсутності ефективно діючих правових, адміністративних та економічних механізмів природокористування та врахування вимог екологічної безпеки.

На погіршення екологічного стану впливають такі чинники:

- Промисловість ( головними причинами, що призвели до загрожуючого стану довкілля, є: застаріла технологія виробництва та обладнання, відсутність належних природоохоронних систем (очисних споруд, оборотних систем водозабезпечення тощо));
- енергетика і підприємства ядерної галузі;
- сільське господарство (використання у великій кількості мінеральних добрив, пестицидів та інших хімічних препаратів разом з промисловим і

радіаційним забрудненням може ще більше ускладнити екологічну ситуацію в Україні);

- житлово-комунальне господарство;
- промислові відходи;
- військова діяльність та конверсія військово-промислового комплексу
- транспорт.

Значним забруднювачем довкілля є транспортна галузь, зокрема рухомі її засоби (автомобілі, тепловози, морські та річкові судна), що використовують як паливо різні види нафтопродуктів.

Значної шкоди довкіл्लю завдають відпрацьовані гази автомобілів, пально-мастильні матеріали, зливні води після миття автомобілів та їх агрегатів, пари різних шкідливих речовин, кислот, матеріалів, які використовуються в технологічних процесах ремонту автомобілів. Але найбільшої шкоди для населення завдає інгредієнтне та пераметричне забруднення урбанізованої території.

## 1.2 Особливості інгредієнтного забруднення повітряного у зоні впливу автомобільної дороги

Для здійснення руху транспортних засобів залежно від конструктивних особливостей застосовується рідке чи газоподібне паливо. За рахунок того, що виробники палива для забезпечення необхідних експлуатаційних властивостей додають в нього домішки, присадки та інші додаткові компоненти, вихлопні гази містять значну кількість забруднюючих речовин та сполук, небезпечних для людей[1].

При згорянні палива в двигуні автомобіля в повітря виділяються наступні небезпечні речовини [2-6]:

- оксид вуглецю CO (здійснює токсичну дію, підвищує стомлюваність людини, викликає в неї сонливість та зменшення концентрації уваги, що є особливо небезпечно для водіїв; при значній концентрації та довготривалій дії спричиняє суттєвий несприятливий вплив, викликає запаморочення, втрату

свідомості, утруднення дихання та інші важкі наслідки; відповідно до [7] максимально разова гранично допустима концентрація (ГДК) речовини становить  $5 \text{ мг/м}^3$ , середньодобова ГДК становить  $3 \text{ мг/м}^3$ , клас небезпеки – 4);

- вуглеводні сполуки  $\text{C}_n\text{H}_m$  (у продуктах згоряння палива налічується більш ніж 150 видів, чинять переважно токсичну та канцерогенну дію на організм людини);

- оксиди азоту  $\text{NO}_x$  (подразнюють слизові оболонки та чинять токсичну дію на людину, клас небезпеки – 3);

- альдегіди (акролеїн, формальдегід та інші; акролеїн чинить подразнюючу та канцерогенну дію на організм людини, максимально разова ГДК становить  $0,03 \text{ мг/м}^3$ , середньодобова ГДК становить  $0,03 \text{ мг/м}^3$ , клас небезпеки – 2; формальдегід чинить канцерогенну дію на організм людини, максимально разова ГДК становить  $0,035 \text{ мг/м}^3$ , середньодобова ГДК становить  $0,003 \text{ мг/м}^3$ , клас небезпеки – 2);

- сажа (канцерогенна дія; максимально разова ГДК становить  $0,15 \text{ мг/м}^3$ , середньодобова ГДК становить  $0,05 \text{ мг/м}^3$ , клас небезпеки – 3);

- з'єднання сірки (токсична та подразнююча дія на організм людини, клас небезпеки – 2);

- бенз(а)пірен (чинить канцерогенний та мутагенний вплив на людину, максимально разова ГДК не встановлюється, середньодобова ГДК становить  $0,1 \text{ мкг на } 100 \text{ м}^3$ , клас небезпеки – 1).

Зазначено, що, оскільки в житлових приміщеннях для провітрювання практично не застосовується система очищення припливного повітря, шкідливі речовини можуть потрапити всередину житлових кімнат. Основне навантаження при цьому несуть нижні поверхи житлових будинків. Проведені дослідження показали, що в будинках, розташованих поблизу магістральних вулиць, вміст шкідливих речовин в припливному повітрі, яке надходить до житлових приміщень, перевищує гранично допустимі концентрації в 15 – 23 рази. Це доводить важливість питання захисту забудови, прилеглої до магістральних вулиць, від інгредієнтного забруднення автотранспортного потоку[1].

### 1.3 Параметричне забруднення зони впливу транспортної мережі

Як було зазначено вище, транспортні засоби чинять не тільки інгредієнтне, але й параметричне (акустичне та вібраційне) забруднення навколишнього середовища. Слід відмітити, що в теперішній час проблема шумового забруднення автомобільними дорогами навколишнього середовища є не менш актуальною, ніж інгредієнтного, оскільки проведені дослідження визначають нові аспекти негативного акустичного впливу на здоров'я мешканців мегаполісів[1].

Із збільшенням кількості транспортних засобів та швидкості їх пересування по вулицях великих промислових міст світова спільнота визначила шум як один з головних чинників, які погіршують рівень життя людей в містах[1].

Негативний вплив шуму обумовлений його фізичними параметрами (рівень звукового тиску, частота, інтенсивність, тривалість впливу), специфікою людського організму (вік, стать) та впливом супутніх факторів, які можуть підсилити шкідливий вплив шуму [8-10].

Вплив транспортного шуму на людину можливо розглядати в різних аспектах, зокрема стосовно:

- водіїв;
- працівників адміністративних та офісних будівель, лікарень, шкіл та інших об'єктів з особливими вимогами стосовно рівнів шуму, які розташовані поблизу автомобільних доріг,
- мешканців будинків, що розташовані в безпосередній близькості до автомобільних шляхів із значною інтенсивністю руху.

## 2 ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ФУНКЦІОНУВАННЯ АВТОМОБІЛЬНОЇ ДОРОГИ

### 2.1 Характеристика об'єкта дослідження

В якості досліджуваного ділянки автомобільної дороги була обрана ділянка вул. Матюшенка (від перетину з вул. Челюскінців і до перетину з вул. Шолом - Алейхема). Протяжність, якої склала 0,5 км. Яка розташована в Київському районі міста Харків.

Київський район розташований в північно-східній частині Харкова і межує з Шевченківським, Московським, Червонозаводськом районом міста. Загальна площа району - 4620 га, з яких під забудовою - 2315 га, промислова зона - 356 га [11].

Станом на 1 січня 2018 року чисельність населення району становила 182,1 тис. людей, постійних - 177,7 тис. людей.

Близько 80 промислових підприємств району входить в сектор великих підприємств. Провідні галузі виробництва в районі є машинобудування, ремонт та монтаж машин і устаткування, а також фармацевтичне виробництво.

Найбільші підприємства за обсягами реалізації продукції:

- Харківське державне авіаційне виробниче підприємство - серійне виробництво літаків;

- ДП «ХМЗ«ФЕД» - розробка і виробництво інтегральних гідроприводів, паливно-регулюючої апаратури і гідро блока для потреб авіакосмічної промисловості та машинного будівництва;

- ДНВП «Об'єднання Комунар» - випуск комплексів систем управління для ракетної техніки, систем анти зледеніння і кондиціонування повітря для літаків серії «Ан», побутових приладів обліку електроенергії і води, систем зварювальних комплектів приладів і електроустаткування для залізничних вагонів;

- ТОВ науково-виробниче підприємство «Хартрон-плант ЛТД» - створення і модифікація систем управління ракетноносіїв;

- ТОВ «Фармацевтична компанія» Здоров'я »- виробництво фармацевтичних препаратів.

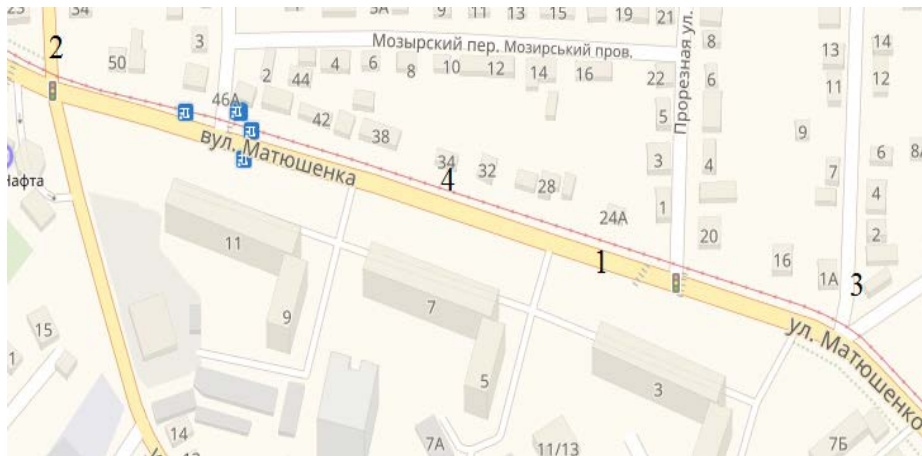
Житловий фонд комунальної власності налічує 846 житлових будинків загальною площею 2696,5 тис. кв. м, в яких проживають 110,3 тис. людей. На території району також розташовані 49 житлово-будівельних кооперативів загальною площею 359,4 тис. кв. м з чисельністю мешканців 15,4 тис. людина, а також 36 співвласників об'єднань багатоквартирних будинків загальною площею 64,7 тис. кв. м з чисельністю мешканців 2,5 тис. людей.

У 2018 році в районі оформили 60 нових клумб, на яких висаджено 8150 квітів і 120 дерев. Для створення зелених зон, поліпшення стану повітря у 2018 році знесли 274 сухих і напівсухих дерева, замість них висадили нові.

У 2018 протягом року комунальні служби району виконували роботи щодо утримання інженерних комунікацій в робочому стані. Зокрема, підрядні організації та шляхово-експлуатаційна філія №2 КП «Шляхрембуд» Київський район виконав поточний ремонт 13 тис. кв. м асфальтового покриття на 49 вулицях. Філія №2 КП «Шляхрембуд» виконав поточний ремонт 5 тис. кв. м асфальтового покриття на 18 внутрішньо квартальних вулицях, капітальний ремонт 1,7 тис. кв. м внутрішньо квартальних доріг і тротуарів. Київська філія КП «Харківські теплові мережі» замінив 0,24 км теплових магістральних мереж, 1,64 км внутрішньо квартальних теплових мереж, виконав ремонт семи котлоагрегатів і п'яти теплообмінників.

## 2.2 Характеристика досліджуваної ділянки автомобільної дороги

Інтенсивність руху транспортних засобів (кількість транспортних засобів, що проходять через поперечний переріз дороги в певному напрямку або напрямках в одиницю часу). на ділянці вул. Матюшенка (від перетину з вул. Челюскінців і до перетину з вул. Шолом - Алейхема) склала 3664 авт. / год. На рис. 2.2 наведена ділянка дороги.



1 – вул. Матюшенко; 2 – перетин з вул. Челюскінців; 3 – перетин з вул. Шолом-Алейхема; 4 – трамвайні колії, які проходять вздовж обраної ділянки

Рисунок 2.1 – Досліджувана ділянка автомобільної дороги

В табл. 2.1 представлена картка обстеження інтенсивності руху транспорту.

Таблиця 2.1 – Картка обстеження інтенсивності руху транспорту.

Період часу	Напрямок руху									
	З вул. Челюскінців					До вул. Шолом-Алейхема				
	Кількість транспортних засобів за видами, од.									
	Легкові авто	Середні автобус	Великі автобус	Двовісні вантажів	Тривісні вантажів	Легкові авто	Середні автобус	Великі автобус	Двовісні вантажів	Тривісні вантажів
14:00- 14:15	1675	92	49	60	-	1625	70	38	55	-

За даними філії №2 КП «Шляхрембуд» на ділянці автомобільної дороги проглядаються так звані «хвилі» на покриттях та гребенів і западини уздовж дороги. Спостерігається на покриттях, що містять органічне в'язуче, а також на гравійних покриттях - найчастіше в місцях зупинок транспортних засобів, поблизу перехресть в одному рівні, на крутих спусках.

Дана ділянка дороги має чотири смуги руху (2х2), загальна ширина яких склала 15 м [14]. Праворуч від дороги, на відстані 25 м, знаходяться житлові багатоповерхові забудови (9 поверхів), ліворуч також житлової, але одноповерховий (приватний) будинок. Для даної ділянки характерні такі зелені насадження, як береза, тополі, клен, акація, фруктові дерева - вишня, абрикоса. Середня висота дерев 3 - 4 м, посаджені в 3 ряди, знаходяться безпосередньо біля дороги.

Заміри акустичного забруднення, на даній ділянці району, проводились за допомогою шумовимірювача «Октава-101 А-Ультра-Плюс», на відстані 1 м від проїзної частини дороги, протягом 20 хвилин впродовж 3 днів для усереднення даних.

В табл. 2.2 наведені заміри шумовимірювачем поблизу проїзної частини дороги.

Таблиця 2.2 – Заміри розсіювання шуму на ділянці автомобільної дороги.

Назва точок	Отримані заміри	Норми допустимого шуму	
		вдень	вночі
1 точка ( на перехрещенні вул. Матюшенко з вул. Челюскінців)	75 дБА	70 дБА	60 дБА
2 точка ( вул. Матюшенко)	78 дБА		
3 точка ( після перехрещення вул. Матюшенко з вул. Шолом-Алейхема)	87 дБА		

Згідно проведених замірів в трьох точках було отримано усереднені результати 75 – 87 дБА.

При порівнянні отриманих замірів з нормативами допустимого шуму на прилеглих до житлових будинків територіях було виявлено перевищення норм приблизно в 1,5 рази. Це послугувало для побудови акустичної карти.



На придорожній території досліджуваної ділянки автомобільної дороги висаджено три ряди дерев з кущами висотою 1,5 – 4 м на газоні шириною 15 – 20 м, що дозволяє знизити концентрацію забруднення на 40 %.

Побудова карти рівня акустичного забруднення на ділянці автомобільної дороги - вул. Матюшенка (від перетину з вул. Челюскінчев і до перетину з вул. Шолом - Алейхема), представлена на рис. 2.2.

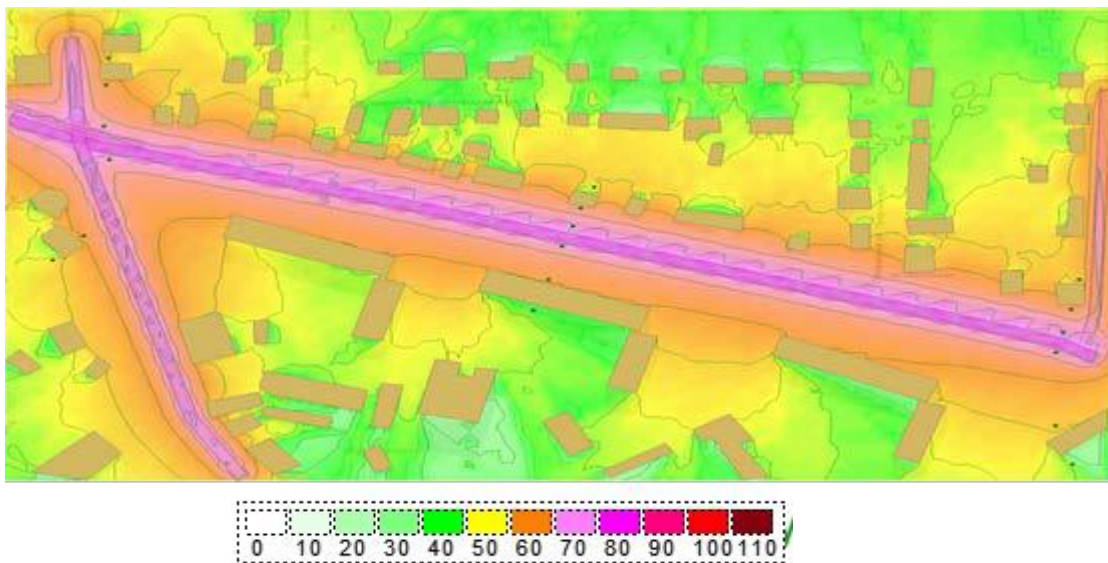


Рисунок 2.2 – Карта акустичного забруднення

За допомогою палітри кольорів, які позначають інтенсивність забруднення, можна зрозуміти на скільки забруднена територія.

Виходячи з результатів які отримано при побудові акустичної карти визначено рівень (максимальний) шумового забруднення, який склав 75 - 87 дБА, що значно перевищує гранично допустимі рівні. Це пояснюється тим, що на даній ділянці дороги доволі велика інтенсивність руху, яка складає 3664 авт./год., присутністю маршрутного таксі та трамвая. Різниця між значеннями рівнів забруднення, по обидві сторони від дороги, пояснюється наявністю висаджених смуг зелених насаджень – з лівої сторони дороги 3 ряди, з правої сторони 1 ряд зелених насаджень. Оскільки висадка зелених насаджень не дозволяє знизити рівень акустичного забруднення до гранично допустимих рівнів, то найбільш ефективним засобом захисту від транспортного шуму є

застосування шумозахисних екранів. Так як багатоповерхові забудови теж можуть виступати екрануючими спорудами, то на відстані 25 м праворуч від дороги можна досягнути максимально допустимий рівень шуму. Ліворуч від дороги досягнути допустимий рівень шуму вдасться лише через 50 м, так як тут присутні одноповерхові забудови і головним екрануючим засобом виступають зелені насадження..

### 2.3 Розрахунок викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря придорожного простору

Вище зазначалося, що інтенсивність та швидкість руху, а також якісний склад автотранспортного потоку обумовлюють концентрацію забруднюючих речовин в навколишньому середовищі, а параметри навколишнього середовища та характеристика забудови впливають на ступінь розповсюдження цих речовин в атмосфері. Метою дослідження є встановлення залежності між рівнем інгредієнтного забруднення, параметрами автотранспортного потоку та оточуючим середовищем.

Загальна концентрація забруднюючих речовин та пилу в повітрі залежить від кількості речовин, що викидаються в повітря при русі автомобіля. Визначимо їх орієнтовну кількість для різних типів автотранспортних засобів, що можуть бути присутні в автотранспортному потоці, враховуючи нормативні витрати палива для різних типів автомобільного транспорту.

Розрахунки проводилися за нормативним документом «Методика дослідження викидів автотранспорту для проведення зведених розрахунків забруднення атмосфери міст», яка призначена для оцінки величин викидів забруднюючих речовин в атмосферу автотранспортними потоками на міських магістралях.

Отримані величини викидів автотранспортних потоків на міських автомагістралях застосовуються при проведенні зведених розрахунків забруднення атмосферного повітря міста (регіону) викидами промисловості та

транспорту.

В якості вихідних даних для розрахунку викидів автотранспорту в атмосферу використовуються результати натурних обстежень інтенсивності автотранспортних потоків з розподілом на категорії автотранспортних засобів.

Наведені усереднені питомі значення показників викидів відображають основні закономірності їх зміни при реальному характері автотранспортного руху в міських умовах, що визначаються за доцільне вибором передавального відношення від двигуна до трансмісії. При цьому враховується, що в місті автомобіль здійснює безперервно розгони і гальмування, переміщаючись з деякою середньою швидкістю на конкретній ділянці автомагістралі, яка визначається дорожніми умовами.

Розрахунки викидів виконуються для наступних шкідливих речовин, що надходять в атмосферу з відпрацьованими газами автомобілів:

- оксид вуглецю (CO);
- оксиди азоту (NO<sub>x</sub>), (в перерахунку на діоксид азоту);
- вуглеводні (CH);
- сажа;
- діоксид сірки (SO<sub>2</sub>);
- сполуки свинцю;
- формальдегід;
- бенз(а)пірен.

Під час розрахунків особлива увага приділялася перехрестям, під час роботи автомобілів на холостому ходу при забороненому сигналі світлофору та проведено розрахунок викидів рухомого транспорту.

Для розрахунку викидів забруднюючих речовин автотранспортом була використана формула 2.1.

$$M = \sum_1^n (M_{\Pi_1} + M_{\Pi_2}) + M_{L_1} + M_{L_2} + \sum_1^m (M_{\Pi_3} + M_{\Pi_4}) + M_{L_3} + M_{L_4} \quad (2.1)$$

де: МП<sub>1</sub>, МП<sub>2</sub>, МП<sub>3</sub>, МП<sub>4</sub> – викид у атмосферу автомобілями, які знаходяться в зоні

перехрестя при забороняючому сигналі світлофора;  $ML_1, ML_2, ML_3, ML_4$  – викид у атмосферу автомобілями, які рухаються по автомагістралі в період часу, який розглядається;  $n$  та  $m$  – число зупинок автотранспортного потоку перед перехрестям відповідно на одній та іншій вулицях, які його створюють за 20-ти хвилинний період часу; індекси 1 та 2 відповідають кожному з 2-х напрямлень руху по автомагістралі з більшою інтенсивністю руху, а 3 та 4 – відповідно для руху автомагістралі з меншою інтенсивністю руху.

Розрахунок викидів рухомого автотранспорту було здійснено за формулою 2.2.

$$M_{L_i} = \frac{L}{3600} \sum_1^k M_{k,i}^{\Pi} \cdot G_k \cdot r_{v_{k,i}} \quad (2.2)$$

де:  $M_{k,i}^{\Pi}$  (г/км) – пробіговий викид  $i$ -ої шкідливої речовини автомобілями  $k$ -ої групи для міських умов експлуатації;  $k$  – кількість груп автомобілів;  $G_k$  (1/год) – фактична найбільша інтенсивність руху, тобто кількість автомобілів кожної групи  $k$ , що проходять через фіксований зріз вибраної ділянки автомагістралі за одиницю часу в обох напрямках по всім полосам руху;  $r_{v_{k,i}}$  – поправний коефіцієнт, який враховує середню швидкість руху транспортного потоку ( $V_{k,i}$  (км/год) на вибраній автомагістралі (або її ділянці);  $\frac{1}{3600}$  – коефіцієнт перерахунку «год» в «сек»;  $L$  (км) – протяжність автомагістралі (або її ділянки) з якої виключена протяжність черги автомобілів перед забороняючим сигналом світлофора, та довжина відповідної зони перехрестя (для перехрестя, на яких проводились додаткові обстеження).

Розрахунок викидів автотранспорту в районі регулюючого перехрещення проводився за формулою 2.3.

$$M_{\Pi_i} = \frac{P}{40} \sum_{n=1}^{N_{\Pi}} \sum_{k=1}^{N_{\Gamma}} (M'_{\Pi_i,k} \cdot G_{k,n}), \text{ г/мин} \quad (2.3)$$

де:  $P$  (хв) – тривалість дії забороняючого сигналу світлофора (включаючи жовтий колір);  $N_{\Pi}$  – кількість циклів дії забороняючого сигналу світлофора за 20-ти хвилинний період часу;  $N_{\Gamma}$  – кількість груп автомобілів;  $M_{\Pi_i,k}$  (г/хв.) – питомий викид  $i$ -го ЗВ автомобілями,  $k$ -ої групи, які знаходяться в «черзі» у забороняючого сигналу світлофора;

$G_{k,n}$  – кількість автомобілів групи  $k$ , які знаходяться в «черзі» в зоні перехрестя на кінці  $n$ -го циклу забороняючого сигналу світлофора; Значення  $M_{п,к}$  визначається за таблицею, в якій приведені середні значення питомих викидів (г/хв), що враховують режими руху автомобілів в районі перетину перехрестя (гальмування, холостих хід, розгін), а значення  $P$ ,  $N_{ц}$ ,  $G_k$  – за результатами натурних досліджень.

Під час натурного спостереження було отримано вихідні дані для подальших розрахунків, які представлені в табл. 2.3.

Таблиця 2.3 – Вихідні дані отримані під час натурних спостережень.

Найменування показника	Ділянка автомобільної дороги, на якій проводились спостереження	
	вул. Матюшенка (від перетину з вул. Челюскінчев)	вул. Матюшенка (до перетину з вул. Шолом - Алейхема)
Інтенсивність руху автомобільного транспорту	3664 авт. / год.	
Зелений показчик світлофора	41 сек.	31 сек.
Жовтий показчик світлофора	4 сек.	4 сек.
Червоний показчик світлофора	66 сек.	55 сек.

При проведенні розрахунку забруднюючих речовин рухомого автомобільного транспорту для даної ділянки було враховано наявність зони регульованих та нерегульованих перехрещень, так як районі перехрестя викидається найбільша кількість шкідливих речовин автомобілем за рахунок гальмування і зупинки автомобіля перед заборонним сигналом світлофора і

подальшим його рухом в режимі «розгону», який дозволяє сигнал світлофора.

Це обумовлює необхідність виділити на обраній автомагістралі ділянки перед світлофором, на яких утворюється черга автомобілів, що працюють на холостому ходу протягом часу дії заборонного сигналу світлофора.

Результати розрахунку забруднюючих речовин рухомого автомобільного транспорту в районі регульованого перехрестя на вул. Матюшенка (від перетину з вул. Челюскінчев) представлено в табл. 2.4.

Таблиця 2.4 – Значення забруднюючих речовин рухомого автомобільного транспорту на вул. Матюшенка (від перетину з вул. Челюскінчев)

Найменування забруднюючої речовини	Викид забруднюючої речовини в зоні перехрещення при заборонному сигналі світлофора (г/хв.)
Оксид вуглецю (CO)	45,81
Оксиди азоту (NO <sub>x</sub> ) (в перерахунку на діоксид азоту)	1,85
Вуглеводні (CH)	5,30
Сажа	0,23
Діоксид сірки (SO <sub>2</sub> )	0,64
Формальдегід	0,05
Сполуки свинцю	0,04
Бенз(а)пірен	0,00002

Результати розрахунку забруднюючих речовин рухомого автомобільного транспорту після регульованого перехрестя на вул. Матюшенка (до перетину з вул. Шолом - Алейхема) представлено в табл. 2.5.

При розрахунку викидів забруднюючих речовин не можна зробити точного висновку про те чи є це шкідливим на населення, яке проживає в зоні впливу. Тому потрібно провести розрахунок розсіювання викидів від автотранспорту та визначити концентрації CO та C<sub>n</sub>H<sub>m</sub>, так як вони є найшкідливішими, на відстанях від автомобільної дороги.

Таблиця 2.5 – Значення забруднюючих речовин рухомого автомобільного транспорту на вул. Матюшенка (до перетину з вул. Шолом - Алейхема)

Найменування забруднюючої речовини	Викид забруднюючої речовини в зоні перехрещення при заборонному сигналі світлофора (г/хв.)
Оксид вуглецю (CO)	27,25
Оксиди азоту (NO <sub>x</sub> ) (в перерахунку на діоксид азоту)	0,59
Вуглеводні (CH)	2,12
Сажа	0,11
Діоксид сірки (SO <sub>2</sub> )	0,17
Формальдегід	0,01
Сполуки свинцю	0,005
Бенз(а)пірен	0,00001

Дані для подальшого розрахунку представлені в табл. 2.6.

Таблиця 2.6 – Вихідні дані для розрахунку розсіювання забруднюючих речовин

Показник	Дані					
$N$ , авт./добу	3664					
Сонячна радіація	Слабка					
	1	4	8	10	14	18
	10	40	80	100	150	200
$V$ , м/с	2,5					
$\varphi$	39					
$F$ , г/м <sup>3</sup>	CO		1,50			
	$C_nH_m$		0,30			
$K_6$	CO		0,6			
	$C_nH_m$		0,12			
ГДК <sub>сд</sub> , мг/м <sup>3</sup>	CO		3,0			
	$C_nH_m$		1,5			

Розрахунок розсіювання викидів від автотранспорту та визначення концентрації токсичних речовин на різних відстанях від автомобільної дороги виконується за допомогою моделі Гаусового розподілу домішок у атмосфері на невеликих висотах за формулою 2.4:

$$C = \frac{2q}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma \cdot V \cdot \sin \varphi} + F, \quad (2.4)$$

де  $C$  – концентрація даного виду забруднення у повітрі, г/м<sup>3</sup>,

$\sigma$  – стандартне відхилення Гаусового розподілу у вертикальному напрямі, м;

$V$  – швидкість вітру у розрахунковий місяць літнього періоду, м/с;

$F$  – фонові концентрації забруднюючої речовини у повітрі, г/м<sup>3</sup>;

$\varphi$  – кут, який складає напрям вітру до траси дороги. При  $30^\circ < \varphi < 90^\circ$  швидкість вітру помножують на  $\sin \varphi$ , при  $\varphi < 30^\circ$  використовують коефіцієнт 0,5.

Результати розрахунку концентрації забруднюючих речовин у повітрі придорожньої зони представлені у табл. 2.7.

Таблиця 2.7 – Отримані значення

Вид викиду	Концентрація забруднювача у атмосфері на відстані у метрах від кромки проїжджої частини дороги, мг/м <sup>3</sup>						Норми ГДК, мг/м <sup>3</sup>
	10 м	40 м	80 м	100 м	150 м	200 м	
$CO$	150,8062	150,2016	150,1008	150,0806	150,0576	150,0448	3
$C_n H_m$	30,16743	30,04186	30,02093	30,01674	30,01196	30,0093	1,5

Після розрахунку рівня забруднення атмосферного повітря придорожньої території встановлено, що концентрація кожної забруднюючої речовини значно перевищує їх гранично допустимі концентрації. Тобто слід застосувати природоохоронні заходи.

Отже, виходячи з даних розрахунків можна зробити висновок, що великий потік автомобільного транспорту завдає значного впливу прилеглим до автомагістралі територіям та людям, що там проживають, за рахунок викидів забруднюючих речовин з відпрацьованими газами та шуму.



### 3. ЗАХОДИ ЩОДО ЗНИЖЕННЯ РІВНІВ ІНГРЕДІЄНТНО – ПАРАМЕТРИЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

3.1 Заходи щодо зниження інгредієнтного забруднення придорожного простору у межах міста

Постає нагальна потреба в розробці організаційно-технічних заходів, які б перешкоджали утворенню та розповсюдженню забруднюючих газів в атмосферний простір.

Основними напрямками покращення стану атмосферного повітря та захисту людей, які працюють чи мешкають поблизу автомобільних доріг, є:

1. Підвищення екологічності транспортних засобів на етапі проектування, експлуатації, технічного обслуговування і ремонту.

2. Перешкоджання розповсюдженню забруднюючих речовин в сільбищну зону.

3. Регулювання кількості викидів забруднюючих речовин засобами організації дорожнього руху.

Розглянуті напрямки можна деталізувати наступним чином:

1. Підвищення екологічності транспортних засобів забезпечується як на етапі їх проектування так і в ході подальшої експлуатації. Ці заходи включають в себе [15-18]:

1) на етапі проектування транспортного засобу:

- використання екологічно чистих видів палива;
- удосконалення конструкції нейтралізаторів та сажевловлювачів відпрацьованих газів;

- удосконалення робочого циклу двигунів внутрішнього згорання;

- використання альтернативних двигунів;

2) на етапі експлуатації транспортного засобу:

- використання антитоксичних паливних домішок;

- застосування якісних паливних та мастильних матеріалів з покращеними екологічними властивостями;

- посилення державного контролю за станом екологічної безпеки автотранспортних підприємств;

- запровадження економічних важелів стимулювання оновлення автомобільного парку;

3) при технічному обслуговуванні і ремонті:

- удосконалення системи технічного обслуговування і ремонту транспортних засобів;

- контроль складу відпрацьованих газів після ремонту транспортного засобу;

- застосування сучасного обладнання та матеріалів при відновленні вузлів та агрегатів.

2. Перешкоджання розповсюдженню небезпечних забруднюючих речовин на сельбищну зону здійснюється за рахунок впровадження наступних заходів:

- розміщення зелених насаджень із щільним листям;

- дотримання регламентованих відстаней від автомобільної дороги до житлової чи офісної забудови;

- використання локальних конструкційних перешкод;

- розташування будівель нежитлового призначення між автомобільною дорогою та житловою забудовою;

- використання тунелів в місцях близького розташування житлової забудови до магістральної вулиці при високій інтенсивності руху транспортних засобів;

3. Регулювання кількості викидів забруднюючих речовин засобами організації дорожнього руху:

- Вдосконалення системи об'їздних шляхів для автотранспортних засобів в об'їзд житлової забудови;

- Підвищення пропускної здатності автомобільних доріг.

### 3.2 Заходи щодо зниження шкідливого впливу транспортного шуму

Складний процес розповсюдження транспортного шуму на робочі місця та сельбищну зону вимагає розробки й впровадження комплексних шумозахисних заходів.

Стосовно захисту від шуму сельбищної зони й робочих місць, розташованих у будинках поблизу автомобільної дороги на вул. Матюшенка, доцільно використовувати акустичну карту, за допомогою якої можна виявити межі розсіювання шуму.

Для зменшення впливу шумового забруднення на житлові забудови доцільно використовувати такі акустичні засоби захисту: засоби звукоізоляції; засоби звукопоглинання, віброізоляції, демпфування та глушники шуму. Причому стосовно питання боротьби із транспортним шумом заходами з виконання звукоізоляції є підвищення звукоізолюючих властивостей конструкцій будинків і споруд, а також конструкції кабіни водія, що огорожують; акустичні екрани, відгородження [19-21]. При захисті будинків та кабін транспортних засобів від шуму використовуються засоби звукопоглинання, а саме звуковбирні облицювання. Також можливе поєднання засобів звукоізоляції та звукопоглинання в конструкціях, що огорожують.

Використання архітектурно-планувальних та організаційно-технічних методів захисту будинків від шуму транспортних потоків може виконувати як захисні, так й естетичні функції. Ці методи містять у собі оптимальні акустичні рішення щодо планування розташування будинків; створення й оптимальне акустичне планування зон та режиму руху транспортних засобів і транспортних потоків; створення шумозахищених зон у різних місцях можливого перебування людини в процесі своєї життєдіяльності [19-20].

Одним з найбільш перспективних напрямків захисту сельбищної зони та робочих місць, що знаходяться у приміщеннях будівель, які розташовані поблизу автомобільних доріг, є застосування захисних інженерних споруд. До переваг застосування захисних екранів у порівнянні, наприклад, з зеленими

насадженнями, слід віднести сталу ефективність, незалежно від періоду року, щільності листя. Крім того ефективність дії захисних інженерних конструкцій настає з моменту їх встановлення, в той час як для досягання певної шумозахисної ефективності зеленими насадженнями потрібний тривалий час, доки дерева та кущі здобудуть певну висоту та інші характеристики[1].

Якщо порівнювати захисні екрани із земляними валами чи виїмками, то очевидно, що ці шумозахисні заходи доцільно застосовувати в місцях, де це дозволяє робити природний рельєф місцевості[19].

Слід зазначити, що вищезазвані шумозахисні заходи, а саме: земляні вали чи виїмки практично не мають застосування в умовах міста. Теж саме можна сказати про захист від транспортного шуму відстанню. Створення буферних зон в умовах зростання щільності міської забудови буде економічно невиправданим[20].

## ВИСНОВКИ

1. Транспортний потік, який рухається вулицями міста, завдає значної шкоди навколишньому середовищу завдяки інгредієнтно-параметричному забрудненню сельбищної зони, що прилягає до автомобільних доріг. Значна частка мешканців м. Харкова, що живе або працює поблизу магістральних вулиць, отримує суттєве екологічне навантаження, величина якого залежить від параметрів транспортного потоку та зовнішнього середовища.

2. Під час розрахунків особлива увага приділялася перехрестям, під час роботи автомобілів на холостому ходу при забороняючому сигналі світлофору та проведено розрахунок викидів рухомого транспорту. Отже, виходячи з даних розрахунків можна зробити висновок, що великий потік автомобільного транспорту завдає значного впливу прилеглим до автомагістралі територіям та людям, що там проживають, за рахунок викидів забруднюючих речовин з відпрацьованими газами та шуму.

3. Аналізуючи заходи, спрямовані на покращення стану повітряного середовища поблизу автомобільних доріг, можна зробити висновок, що за двома критеріями інгредієнтне та параметричне забруднення – вони є суперечливими. Так, наприклад, оскільки середня швидкість руху транспортних засобів в потоці безпосередньо впливає на еквівалентний рівень шуму, для зменшення рівнів акустичного навантаження доцільним є зменшення цього значення. Однак це, в свою чергу, викликає підвищення інгредієнтного забруднення на даній ділянці автомобільної дороги. Більшість заходів, які були б однозначно ефективними і в аспекті інгредієнтного, і в плані зменшення акустичного навантаження (наприклад - тунелі) потребують значних капіталовкладень. Створення буферних зон, яке б могло захистити сельбищну зону від вказаних небажаних впливів транспортних потоків, йде в розріз з тенденцією ущільнення міської забудови в мегаполісах, а також не може бути впроваджене для архітектурної забудови, що вже склалася. Зелені насадження, які висаджують для захисту будівель від зазначених шкідливих факторів, для

отримання суттєвого ефекту повинні розміщуватися шириною більш ніж 20 м, що є майже нездійсненним в містах.

4. Найбільш дієвими заходами захисту житлової забудови від шкідливого впливу магістральних вулиць, є впровадження локальних заходів, які дозволяють зменшити екологічне навантаження на зону впливу автомобільної дороги.

Нажаль, повністю усунути шкідливий вплив автотранспортних потоків на людей, які працюють чи мешкають в будівлях, розташованих поряд з автомобільною дорогою, неможливо. Однак потрібно намагатися, щоб небезпека була зведена до мінімуму. Тому в роботі ставиться ряд задач:

- проаналізувати фактори, які формують інгредієнтно-параметричне забруднення в зоні впливу автомобільних доріг;
- дослідити фактори, які впливають на збільшення інгредієнтної емісії транспортного потоку;
- вивчити фактори, що призводять до зростання шуму транспортного потоку;
- встановити залежності між параметрами автотранспортного потоку й зростанням екологічного навантаження автомобільної дороги на навколишнє середовище;
- удосконалити математичні моделі, що характеризують залежність інгредієнтно-параметричного забруднення від параметрів транспортного потоку та навколишнього середовища;
- оцінити прогностичні властивості отриманих математичних залежностей;
- на підставі проведених досліджень запропонувати заходи для зниження рівня забруднення зони, прилеглої до автомобільної дороги.

## ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. <http://er.nau.edu.ua/bitstream/NAU/22233/1/Дисертаційна%20робота%20Малишева.pdf>;
2. Екологія та автомобільний транспорт : навч. посібник / Ю.Ф. Гутаревич, Д.В.Зеркалов, А.Г. Говорун [та ін.]. – К. : Арістей, 2006. – 292 с.
3. Экологическиепроблемыавтомобильноготранспорта : учеб. пособие / Е.А. Заха- ров, С.Н. Шумский. – Волгоград : ВолгГТУ, 2007. – 107 с.
4. Экологическаябезопасность транспортних средств : учеб. пособие / В.С. Морозо- ва, В.Л. Поляцко. – Челябинск : Издательский центр ЮУрГУ, 2011. – 154 с.
5. Автотранспортные потоки и окружающая среда : учеб. пособие для вузов / В.Н. Луканин, А.П. Буслаев, Ю.В. Трофименко ; под ред. В.Н. Луканина – М.: ИНФРА- М, 1998. – 408 с.
6. Пляцук Л.Д. Оцінка викидів шкідливих речовин від автотранспортних засобів / Л.Д. Пляцук, Р.А. Васькін, В.О. Соляник [та ін.] // Екологічна безпека. – Вип. 2/2011 (12). – Кременчуг: КрНУ, 2011. – С. 116–118.
7. Державнісанітарні правила охорони атмосферного повітрянаселенихмісць (відзабрудненняхімічними та біологічними речовинами) : Правила № 201 ) [Чиннийвід 1997–07–09]. – К., 1997. – 28 с.
8. Оцінка стану забруднення атмосферного повітря в Ужгороді та його вплив на по- ширеністьхвороб органів дихання серед дітей [зб. наук. пр.] / В.П. Маркович, В.І. Петричко, В.В. Орел. – Вип. 59. – К.: Державна установа «Інститут гігієни та медич- ної екології ім. О.М. Марзєєва АМН України», 2012. – С. 57–62.
9. Вплив хімічного забруднення атмосферного повітря на онкологічну захворюва- ність населення [зб. наук. пр.] / О.В. Швагер, О.М. Литвиченко, І.О.Черниченко. – Вип. 58. – К.: Державна установа «Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва АМН України», 2011. – С. 136–142.
10. Деякі аспекти канцерогенної небезпеки забруднення повітря житлових приміщень [зб. наук. пр.] / І.О. Черниченко, Н.О. Зінченко, Н.В.

Баленко, Л.С. Соверткова. – Вип. 55. – К.: Державна установа «Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва АМН України», 2010. – С. 145–150.

11. Офіційний сайт Харківської міської ради, міського голови, виконавчого комітету [Електронний ресурс] - <http://city.kharkov.ua>

12. Горев А. Э., Бёттгер К., Прохоров А. В., Гизатуллин Р. Р. Транспортное моделирование / А. Э. Горев. — 1-е издание. — СПбГАСУ. — СПб.: СПбГАСУ, 2015. — С. 30. — 168 с.

13. С.Г. Цупиков, А.Д. Гриценко, А.М. Борцов, И.М. Гуряева, Т.В. Москвитина, Н.С. Казачек, В.В. Кузьмин, О.А. Иванова. Справочник дорожнего мастера. – М.: «Инфра – Инженерия», 2005. – 928 с.

14. Т. Бондарь, В Вирожемський / Державні будівельні норми України. Автомобільні дороги. – К.: «Укрархбудінформ», 2015. – 104 с.

15. Базаров Б.И. Экологическая безопасность автотранспортных средств / Б.И. Базаров. – Вид. 2-ге. – Ташкент: ТАДИ, 2007. – 104 с.

16. Аксенов И.Я. Транспорт и охрана окружающей среды / И.Я. Аксенов, В.И. Аксенов. – М.: Транспорт, 1986. – 176 с.

17. Сафронов Э.А. Транспортные системы городов и регионов : учеб. пособие / Э.А. Сафронов. – Издательство АСВ. – М., 2011. – 272 с.

18. Угненко Є.Б., Ужвієва О.М. Удосконалення методу обґрунтування будівництва обходів населених пунктів з урахуванням екологічних показників : монографія / Є.Б. Угненко, О.М. Ужвієва; Харків. нац. автомоб.-дорож. ун-т. - Харків : ХНАДУ, 2014. 135 с.

19. Данова В.В. Акустичні та архітектурно-планувальні засоби зниження транспортного шуму / К.В. Данова, В.В. Данова // Науковий вісник будівництва. – Харків: ХДТУБА ХОТВ АБУ, 2009. – № 53. – С. 253–257.

20. Данова В.В. Вплив транспортного шуму на людину та шляхи його зниження / К.В. Данова, В.В. Данова // Науковий вісник будівництва. – Харків: ХДТУБА ХОТВ АБУ, 2009. – № 55. – С. 270–273.

21. Малишева В.В. Захист сельбищної зони від шуму транспортної магістралі акустичними методами / М.В. Хворост, С.А. Грязнова, В.В.



Малишева // Збірник науко- вих праць Харківського університету Повітряних Сил. – Харків: Харківський уні- верситет Повітряних Сил імені Івана Кожедуба, 2014. – № 4 (41). – С. 79–81.

**Шифр «Нафтошлам»**

**«Утилізація нафтових відходів та нафтошламів»**

## ЗМІСТ

	С.
Вступ.....	3
Розділ 1 Літературний огляд проблеми техногенного навантаження на довкілля відходами нафтопереробки.....	5
1.1 Склад нафтошламів та розподіл їх компонентів у місцях зберігання.....	5
1.2 Аналіз проблеми забруднення довкілля нафтошламами.....	8
Розділ 2 Аналіз сучасних способів поводження з нафтошламами.....	11
2.1 Загальні принципи поводження з відходами нафтопереробки.....	11
2.2 Термічний спосіб утилізації нафтошламів.....	12
2.3 Фізико-хімічні способи переробки нафтошламів.....	16
2.4 Хімічний спосіб утилізації відходів нафтопереробки .....	17
2.5 Біологічний метод переробки нафтошламів.....	18
Розділ 3 Комплексний підхід до вирішення проблеми поводження з відходами нафтопереробки.....	20
3.1 Загальна схема комплексної переробки нафтошламів.....	20
3.2 Особливості надкритичної флюїдної екстракції.....	21
3.3 Принципи застосування біосорбентів.....	23
3.4 Біоремедіація при очистці нафтозабруднених ґрунтів.....	24
3.5 Розроблення технології розділення відходів .....	26
Висновки.....	29
Список використаних джерел.....	30
Додатки .....	33

## ВСТУП

**Актуальність роботи.** Виробнича діяльність людини на сьогодні створює значне техногенне навантаження на навколишнє природне середовище (НПС), що призводить до необхідності розробки та впровадження як превентивних, так і ліквідуючих природоохоронних заходів. Відходи нафтопереробки займають чільне місце серед усього спектру промислових відходів, ураховуючи їх кількість та ступінь небезпеки і токсичності для живих організмів.

У процесі діяльності підприємств нафтопереробної галузі промисловості утворюються ресурсно-цінні відходи у вигляді нафтошламів. Основними джерелами їх утворення є технологічні процеси видобутку, збору, підготовки, зберігання та переробки нафти, робота технологічного обладнання, зачистка резервуарів тощо. Відомо, що на одну тонну переробленої нафти припадає 7 кг нафтошламів, що призводить до великого скупчення останніх у земляних амбарах нафтопереробних підприємств. Відходи нафтопереробки при надходженні до НПС становлять реальну загрозу для біоти, й у першу чергу для життя і здоров'я людини.

Найбільш небезпечними для НПС є об'єкти, що мають незадовільний стан протифільтраційних екранів. До них відносяться місця тимчасового зберігання та розміщення нафтовмісних відходів таких як шламонакопичувачі, аварійні й шламові амбари, ставки-відстійники, нафтовловлювачі. Додаткове навантаження на довкілля створюють об'єкти з пошкодженими гідроізоляційними екранами, які відносяться до постійно діючих джерел забруднення навколишнього природного середовища (грунтів, поверхневих і підземних вод) відходами нафтопереробки.

Проблема техногенного навантаження на навколишнє середовище при нафтопереробці й підвищення рівня екологічної безпеки у зоні впливу відходів шляхом перероблення нафтошламів висвітлюється у працях таких провідних українських та зарубіжних фахівців: Я. М. Семчук, Л. Є. Шкіца, А. В. Пукіш, Б. Ю. Депутат, П. Г. Дригулич, І. М. Фесенко, Г. Г. Ягафарова, В. Б. Барахніна,

Г. М. Позднишев, Т. П. Косуліна, А. Х. Сафаров, Marwa S. Al-Ansary, Abir Al-Tabbaa, John A. Veil, Maurice B. Dusseault, Dariusz Knez, Andrzej Gonet.

Основну потенційну небезпеку при поводженні з відходами нафтопереробки становлять недосконалі термічні процеси утилізації нафтошламів, що супроводжуються викидами бензапірену та важких металів, що є виразним прикладом безвідповідального поводження із цінними невідновлювальними ресурсами. Саме тому створення сучасних раціональних та екологічних схем утилізації та відходів нафтопереробки є основним завданням на сьогодні.

**Мета роботи** – підвищення рівня екологічної безпеки за рахунок впровадження раціональної комплексної системи поводження з відходами нафтопереробки.

Для досягнення зазначеної мети було поставлено та вирішено такі **завдання**:

- вивчити особливості утворення відходів нафтопереробки та оцінити ступінь небезпечності нафтошламів з точки зору їх впливу на навколишнє середовище і людину;
- дослідити сучасні методи поводження з нафтошламами;
- проаналізувати існуючі технології утилізації відходів нафтопереробки з позицій екологічної безпеки;
- надати рекомендації з впровадження комплексного системного підходу до переробки відходів нафтопереробки.

**Об’єкт дослідження** – техногенне навантаження на навколишнє природне середовище при розміщенні відходів нафтопереробки.

**Предмет дослідження** – комплексний екологічно безпечний підхід до системи поводження з відходами нафтопереробки.

**Методи дослідження**: аналітичні – при аналізі кількісних та якісних показників технологій, в основі яких лежать різні способи поводження з відходами нафтопереробки; системного аналізу – при дослідженні техногенного навантаження на довкілля нафтошламами.

# РОЗДІЛ 1

## ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД ПРОБЛЕМИ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ДОВКІЛЛЯ ВІДХОДАМИ НАФТОПЕРЕРОБКИ

### 1.1 Склад нафтошламів та розподіл їх компонентів у місцях зберігання

У результаті діяльності нафтопереробної галузі промисловості утворюється значна кількість нафтошламів. В умовах роботи нафтопереробних заводів (НПЗ) їх розміщують у спеціально відведених місцях – шламонакопичувачах, спеціальних ставках-відстійниках тощо. Явище утворення нафтошламів є негативним з двох причин. По-перше, вуглеводні, що входять до складу нафтошламів, відносять до втрат вуглеводнів на НПЗ, знижуючи глибину перероблення нафти. Цей показник в Україні у 2007 р. становив – 73 %, у 2010 р. – 75 %, на перспективу у 2030 році планується досягти 85 % шляхом освоєння нових технологій з глибокої переробки нафтових залишків. По-друге, відкриті ємкості для зберігання нафтошламів є значною загрозою для навколишнього середовища через постійне випаровування вуглеводнів і забруднення повітряного басейну, ґрунтів та ґрунтових вод небезпечними компонентами [1].

Усі нафтошлами можна умовно розділити на дві групи: нещодавно утворені (так звані «свіжі») нафтошлами та нафтошлами тривалого зберігання. Перша група нафтошламів утворюється внаслідок роботи очисних споруд та інших об'єктів загальнозаводського господарства і зберігається у спеціальних шламонакопичувачах. Друга група нафтошламів («застарілі») утворені давно і зберігаються десятками років в амбарах-накопичувачах, розташованих на території або поблизу НПЗ.

Ученим С.В. Вдовенко у своїй праці [2] було визначено склад нафтошламів шляхом розділення проб досліджуваних відходів на три фази: воду, механічні домішки і вуглеводневу частину. Для проведення цієї операції у лабораторних умовах використовували багатостадійний процес, що складався з

відстоювання за підвищеної температури, промивання водою, сушіння та фільтрування за підвищеної температури. Склад нафтошламів (НШ1–НШ10), визначений за такою методикою, наведено в табл.1.1. і 1.2.

Таблиця 1.1 – Склад недавно утворених («свіжих») нафтошламів

Вміст у нафтошламів	Номер проби				
	НШ1	НШ2	НШ3	НШ4	НШ5
Вода, % мас.	2,5	38,7	26,9	12,6	6,1
Механічні домішки, % мас.	0,3	5,3	12,2	24,9	28,7
Органічна частина, % мас.	97,2	56,0	60,9	62,5	65,2

Таблиця 1.2 – Склад нафтошламів тривалого зберігання

Вміст у нафтошламів	Номер проби				
	НШ6	НШ7	НШ8	НШ9	НШ10
Вода, % мас.	11,2	13,4	10,4	55,7	39,4
Механічні домішки, % мас.	7,9	8,7	7,6	23,0	32,5
Органічна частина, % мас.	80,9	77,9	82,0	21,3	28,1

Аналіз складу проб нафтошламів (табл. 1.1) показав, що вміст у них води, механічних домішок і органічної (вуглеводневої) частини змінюється у широких межах. Якщо розглядати шламонакопичувач у розрізі, то залежно від глибини занурення у ньому можна умовно виділити декілька шарів (рис. 1.1).

Верхній шар (НШ1) – нафтомазутний шар – складається в основному з органічної (вуглеводневої) частини та порівняно незначної кількості води і механічних домішок. Це шар нафтопродукту (так звана «пасткова нафта» або «пастковий продукт»). Його товщина залежно від умов може складати від декількох сантиметрів до декількох десятків сантиметрів.

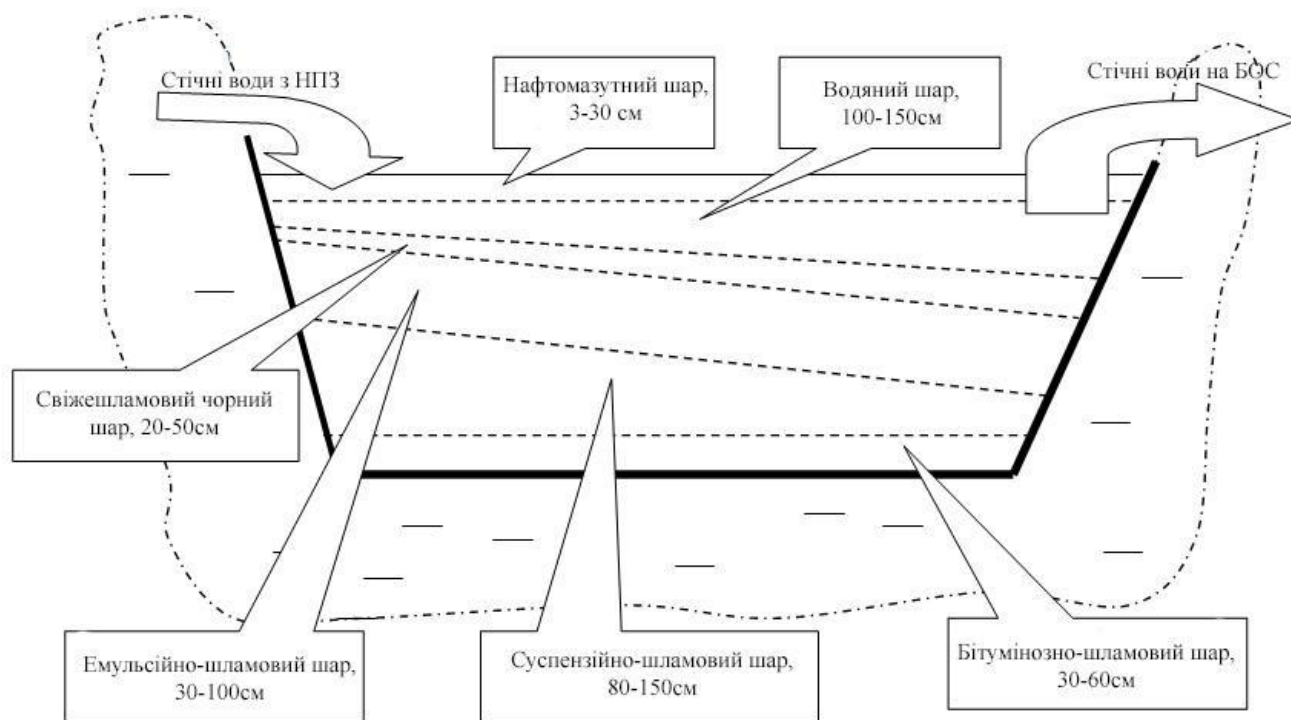


Рисунок 1.1 – Переріз шламонакопичувача для зберігання свіжих нафтошламів

Середній шар, утворений в шламонакопичувачі, – це водяний шар товщиною 50–150 см. Він складається з води, яка забруднена нафтопродуктами і механічними домішками. У ньому відбувається осідання суспензійно-вуглеводневих агрегатів та спливання емульсійних і крапельних вуглеводнів.

Свіжошламовий шар (НШ2) – дуже рухливий і має яскраво виражений чорний колір, очевидно внаслідок значної кількості мазутних компонентів, захоплених механічними частинками при їх осіданні. Товщина шару – 20–50 см.

Емульсійно-шламовий шар (НШ3). Має темно-сірий колір, високу в'язкість, характерну для концентрованих емульсій. Містить вуглеводні в складному суспензійно-емульсійному агрегатному стані і включає механічні домішки малих розмірів. Товщина шару становить 30–100 см.

Суспензійно-шламовий шар (НШ4). Має світло-сірий колір та яскраво виражені пластично-в'язкісні властивості, характерні для паст чи мастик. Містить механічні домішки середніх розмірів і вуглеводні, основна частина з яких адсорбована на їх поверхні. Товщина шару становить 80–150 см.



Бітумінозно-шламовий шар (НШ5). Має сіро-чорний колір, не текучий, малорухомий за низьких температур. Складається із спресованих вуглеводнів і механічних домішок. Товщина шару становить 30–60 см.

Установлено, що характеристика цих шарів є досить умовною і дає лише загальне уявлення про залягання вуглеводневої частини, механічних домішок і води по висоті шламонакопичувача. Склад і товщина шарів залежить від режиму заповнення шламонакопичувача, технологічних особливостей НПЗ, властивостей перероблюваної нафти тощо [3].

На відміну від попереднього, по глибині шламонакопичувачів, де нафтошлами перебувають тривалий час, можна умовно виділити два шари: продуктивний (НШ6–НШ8) і придонний (непродуктивний НШ9 і НШ10) (табл. 1.2). До складу верхнього (продуктивного) шару входять основна частина вуглеводнів (78,0–82,0 % мас) і порівняно невелика кількість води та механічних домішок. Нижній (непродуктивний) шар складається з приблизно однакових кількостей води, механічних домішок і органічної (вуглеводневої) частини. Це, очевидно, зумовлено умовами тривалого зберігання нафтошламів, а саме: потрапляння на їх поверхню атмосферних опадів, відсутність перемішування тощо.

## **1.2 Аналіз проблеми забруднення довкілля нафтошлами**

Забруднення навколишнього середовища нафтою й нафтопродуктами є одним з найбільш масштабних і небезпечних видів впливу людини на навколишнє середовище.

Нафтопереробна галузь промисловості в силу специфіки своєї діяльності є потенційно небезпечною для довкілля. Це обумовлено токсичністю вуглеводнів, які утворюються у технологічних процесах та відносяться до 3–4 класів небезпеки.

Одним з істотних джерел забруднення навколишнього середовища є нафтошлами. У процесі видобутку нафти, при промисловій експлуатації

родовищ та бурінні свердловин, при очищенні технологічного обладнання і утворенні стічних вод відбувається утворення відходів, що вміщують нафту, які не знайшли рентабельної технології їх використання або переробки. Ці відходи носять загальну назву нафтошлами.

За походженням нафтошлами поділяються на групи, що розрізняються за фізико-хімічними властивостями. Переробка та утилізація нафтошламів – це важлива екологічна та економічна задача.

Нафтошлами забруднюють практично всі компоненти природного середовища – атмосферне повітря, поверхневі і підземні води, ґрунтово-рослинний покрив [4].

Накопичення рідких відходів на виробничих територіях може привести до інтенсивного забруднення ґрунту, повітря і ґрунтових вод. Забруднення повітря відбувається у результаті випаровування вуглеводнів, ґрунт забруднюється за рахунок зливу з амбарів надлишку відходів нафтопереробки, що небезпечно для верхніх прісноводних горизонтів.

При вивченні впливу нафтошламу на ембріональний розвиток деяких видів риби було встановлено, що концентрація шламу у воді понад 0,007 г/л вже на сьомий день призводить до гальмування розвитку ембріонів. Встановлено, що при виведенні амбарів з експлуатації ступінь забруднення водних ресурсів хоча і знижується, але залишається високим навіть через 10 років [5].

Істотний внесок у забруднення води здійснюють об'єкти нафтопереробки, в процесі експлуатації яких утворюються виробничі і злизові стічні води. Систематичні витіки і аварійні розливи нафтопродуктів на територіях нафтопереробних заводів і нафтобаз сприяють забрудненню води і утворенню техногенних лінз нафтопродуктів в ґрунтах зони аерації і на поверхні ґрунтових вод.

Вплив підприємств НПЗ на поверхневі води може проявлятися також опосередковано в результаті надходження до них забруднених підземних вод. НПЗ підприємства є потенційним джерелом інтенсивного забруднення підземних вод.

Польовими дослідженнями показано, що при надходженні в ґрунт відходів нафтопереробки, що містять токсичні для ґрунтів сольові компоненти (іони хлору, натрію, сульфат-іони, гідрокарбонат-іони) різко погіршуються всі властивості ґрунтів і помітно падає врожайність вирощуваних на таких ділянках сільгоспкультур. Показано, що при утриманні в складі нафтошлему більш 15 % нафтопродуктів навіть на родючих чорноземах врожайність сільгоспкультур падає практично до нуля і ґрунт не відновлюється протягом 3-6 років.

При попаданні відходів нафтопереробки в ґрунти в ґрунтовому покриві відбуваються зміни, що призводять до погіршення найважливіших фізико-хімічних показників, зокрема в морфологічних властивостях ґрунтів. У результаті закупорки капілярів ґрунту нафтою сильно порушується аерація, створюються анаеробні умови, порушується окисно-відновний потенціал.

В Україні ГДК нафти і продуктів її переробки в ґрунті не визначена, є лише посилання на орієнтовно допустиму концентрацію (ОДК) 0,2 г/кг у "Методиці визначення збитку, обумовленого забрудненням і засміченням земельних ресурсів у результаті порушення природоохоронного законодавства". На територіях, прилеглих до підприємств переробки, видобування та зберігання нафтопродуктів, фон досягає 6 г/кг.

Тривале зберігання нафтошламів в амбарах, існуючих часто десятки років з початку освоєння родовища, що не відповідають сучасним екологічним вимогам, призводить не тільки до вилучення земель, а й до викидів забруднюючих речовин в атмосферу в результаті випаровування легких фракцій; фільтрації в підземні водоносні горизонти через борти і підставу накопичувачів; порушення обвалування сховищ відходів і скидання стічних вод на рельєф місцевості; загибелі перелітних птахів і тварин.

## РОЗДІЛ 2

### АНАЛІЗ СУЧАСНИХ СПОСОБІВ ПОВОДЖЕННЯ З НАФТОШЛАМАМИ

#### **2.1 Загальні принципи поводження з відходами нафтопереробки**

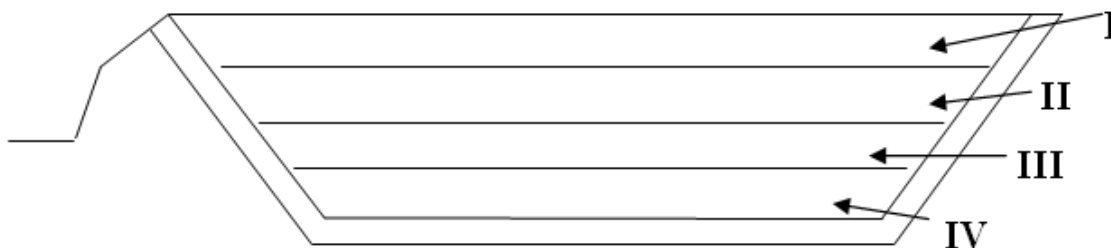
Використання такої вторинної сировини як нафтошлами, що включає їх збирання, зберігання, очищення, регенерацію та повернення у технологічний процес, зумовлені рядом екологічних та економічних потреб. Це складна кілька рівнева процедура, регламентована відповідними законодавчими актами, розпорядженнями і ухвалами Міністерств і відомств. Ними затверджуються певні норми збору нафтошламів, які обчислюються у відсотках від витрати свіжих нафтошламів, згодом на їх основі розробляють плани збору і регенерації відпрацьованої нафти для підприємств різних галузей.

Для отримання позитивного результату від регенерації, тобто отримання високо якісного продукту, необхідно чітко дотримуватись вимог до проведення попередніх заходів. До них відносять збирання відпрацьованих продуктів різних марок та різного ступеню забруднення в окремих резервуарах з відповідним маркуванням, зберігання їх з дотриманням необхідної температури (з використанням теплоізоляції та засобів підігрівання), транспортування до пунктів регенерації. На рис. 2.1 наведений типовий нафтошламонакопичувач та його пошарова структура [4].

При зберіганні нафтошламів підприємства мають дотримуватись вимог ДСТУ 4454:2005.

Методи переробки нафтошламів розділяють на такі групи (Додаток В):

- термічні – спалювання у відкритих коморах, печах різних типів, отримання бітумінозних залишків [9];
- фізичні – захоронення в спеціальних могильниках, розділення у відцентровому полі, вакуумне фільтрування і фільтрування під тиском;



1 – рівень нафтопродукту; 2 – обвалування; I – шар нафтопродукту, що прогрівається у літній період; II – шар застиглого нафтопродукту; III – шар води; IV – осад; V – основа нафтошламонакопичувача

Рисунок 2.1 – Типовий нафтошламонакопичувач та його пошарова структура

– хімічні – екстрагування за допомогою розчинників, затвердіння із застосуванням неорганічних (цемент, рідке скло, глина) і органічних (епоксидні і полістироли смоли, поліуретани і ін.) добавок;

– фізико-хімічні – застосування спеціально підібраних реагентів, що змінюють фізико-хімічні властивості, з подальшою обробкою на спеціальному устаткуванні;

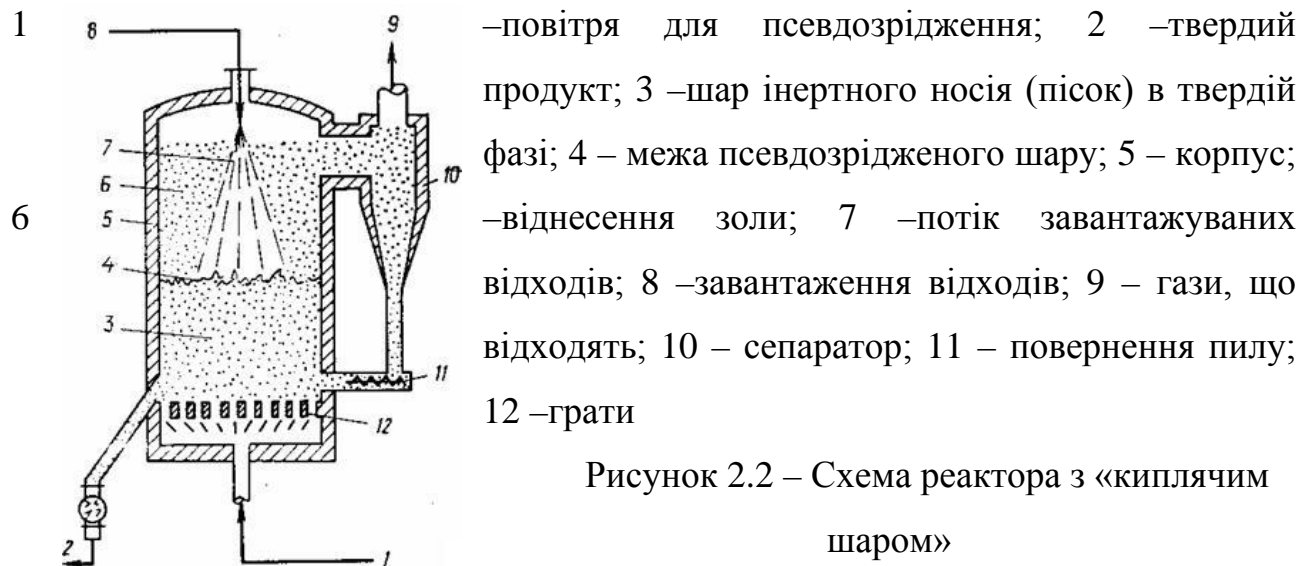
– біологічні – мікробіологічне розкладання в ґрунті безпосередньо в місцях зберігання, біотермічне розкладання.

## 2.2 Термічний спосіб утилізації нафтошламів

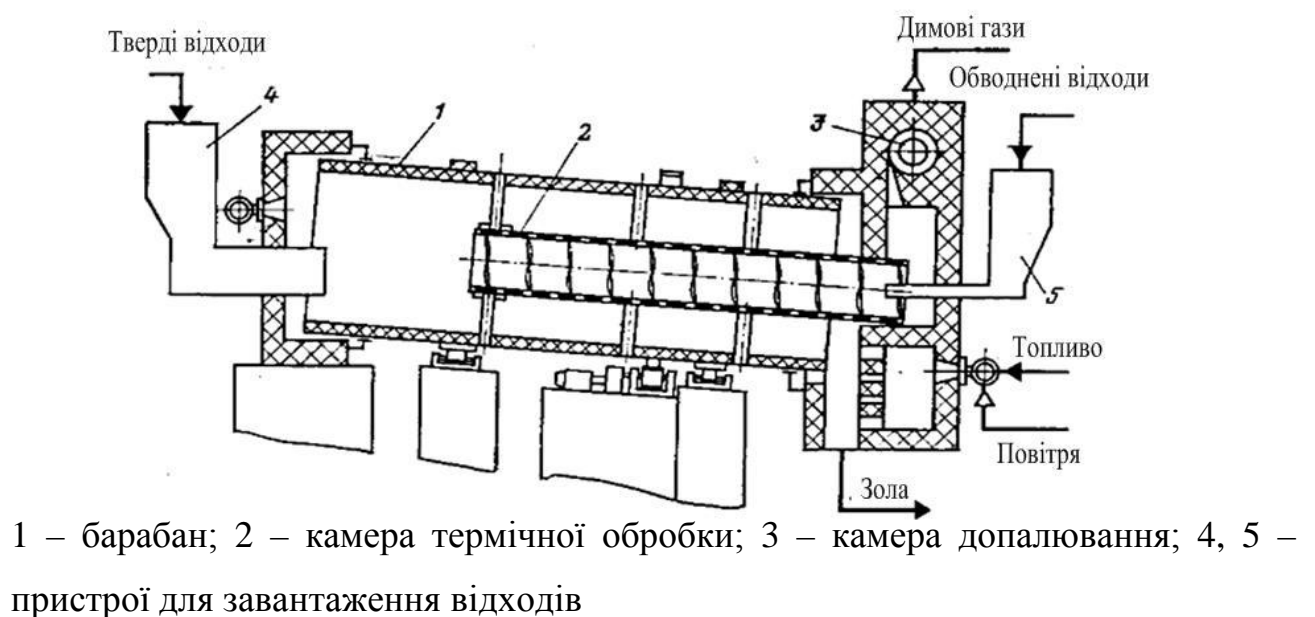
На даний час найбільше розповсюдження знаходить метод термічного знешкодження нафтошламу.

Для спалювання нафтошламів широко застосовуються печі різних типів і конструкцій: камерні, барботажні, циклонні і печі з киплячим шаром. Термічний метод дозволяє спільно з нафтошламу спалювати забруднені фільтри, промаслене дрантя, тверді побутові відходи. Вторинні відходи, що утворюються при цьому, відносяться до 4 класу небезпеки і підлягають вивозу на полігони захоронення. Об'єм вторинних відходів в порівнянні з первинним зменшується до 10 разів [10].

Одним з перспективних напрямів термічного знешкодження твердих нафтовмісних відходів є використання принципу «киплячого шару». У печах «киплячого шару» зміна кінетичної енергії транспортуючого газового потоку відбувається в результаті подолання опору газорозподільних ґрат і шару матеріалу (пісок), який переходить із спокійного стану в стан «кипіння». Схема реактора «киплячого шару» представлена на рис. 2.2



Найбільше розповсюдження при утилізації нафтовмісних відходів мають установки для термічної обробки з барабанною піччю, що обертається (рис. 2.3).



Основними перевагами способу спалювання нафтовмісних відходів у печах різного типу і конструкцій є: значне зменшення кількості відходів; економічно прийнятний; об'єм золи, що утворюється, в 10 разів менше початкового продукту; при використанні як наповнювача до 10% глини можливо отримання замість золи пористого гранульованого будівельного матеріалу – керамзиту; висока ефективність знешкодження; можлива утилізація тепла.

Проведені дослідження фазового складу і властивостей шламів нафтопереробних заводів показали, що вони характеризуються достатньо високим вмістом нафтопродуктів і стійкістю водної емульсії, а спалювання їх відбувається з поглинанням великої кількості тепла. На підставі цього був зроблений висновок про недоцільність прямого спалювання нафтошламів. Такі нафтошлами доцільно не просто виділяти з сумарного відходу підприємства, а перетворювати їх в ході виділення в низькомолекулярні з'єднання, які складають основу легких фракцій нафти – бензинової, гасової і дизельної [11].

Ще одним технологічним прийомом термічної переробки нафтошламів є процес піролізу, який здійснюється за температури 500-550 °C з такими продуктами: горючі гази і твердий залишок. Цей процес рекомендується для переробки твердих нафтошламів, що володіють невисокою вологістю (не більше 1-3%). У результаті піролізу утворюється масляна фракція, близька по складу до дизельного палива. Процес екологічно безпечний і рентабельний. Гази, що відходять, з установок, включають в сотні разів менше оксидів азоту і сірки, аерозолі і легких вуглеводнів порівняно з газами печей спалювання. Проте, цей спосіб вимагає високих матеріальних і енергетичних витрат.

На основі піролізу фірма «MAN GUTENJHFNUNGANUTTE AG» (м. Оберхаузен, Німеччина) розробила ряд установок для знешкодження забруднених нафтопродуктами ґрунтів. Забруднений ґрунт після сушки і подрібнення за допомогою завантажувального шнека подається в реактор, де при температурі 600-750°C утворюється нафтовий газ і відбувається коксування

грунту. Залишок після піролізу залежно від вмісту коксу або відправляється на захоронення, або повертається на попереднє місце.

Один з різновидів термічного методу – сушка в сушарках різних конструкцій. Позитивними аспектами даного способу є збереження цінних компонентів; зменшення об'єму в 2-3 рази; можливість комбінування з іншими природоохоронними процесами. До негативних моментів можна віднести великі витрати палива. Вологість опадів після обробки в барабанних сушарках складає 30–40 % [12]. Фірмою «Industrial supply company» (США) запропонована технологія термічної сепарації нафтошламів (рис. 2.4). Технологія полягає в коалесценції частинок емульгованої нафти і води при контакті з жаровими трубами. Термічна обробка шламів при температурі 900-1000°C приводить до розкладання токсичних органічних речовин до простих газів і перетворенню мінеральних складових шламів у суміш оксидів і зневоднених солей лужноземельних металів. При цьому утворюється вторинний шлам, що містить найменшу кількість токсичних речовин.

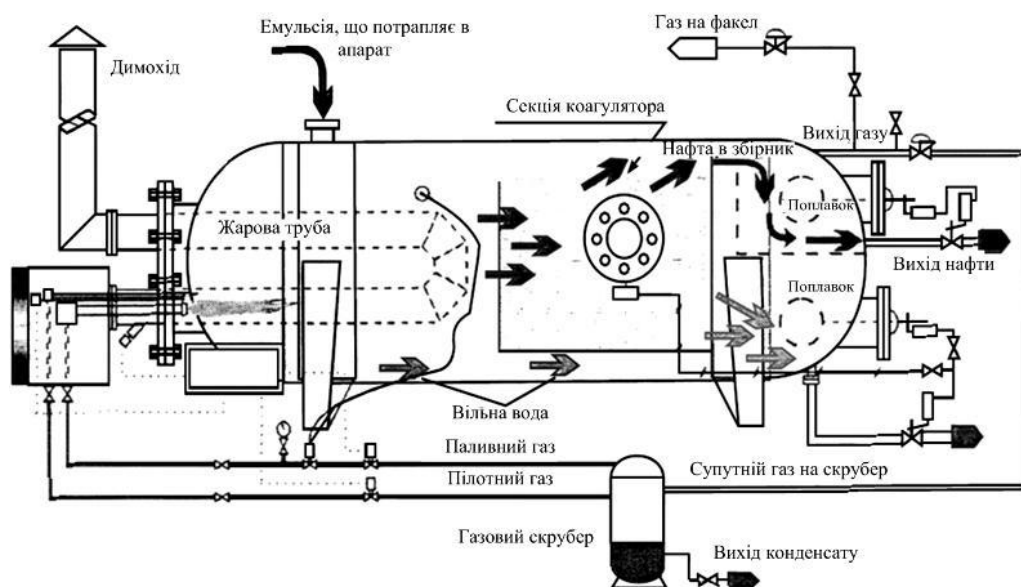


Рисунок 2.4 – Принципова схема трьохфазного сепаратора фірми «Industrial supply company»

Недолік способу – вуглеводні, що входять до складу нафтового шламу, при спалюванні виділяють велику кількість продуктів згоряння, більшість з яких токсичні. Крім того, спалювання є дорогим процесом, призводить до втрат нафти, забруднення атмосфери, та витрачається велика кількість тепла.



### 2.3 Фізико-хімічний спосіб переробки нафтошламів

Суть фізико-хімічного методу полягає в застосуванні спеціально підібраних поверхнево-активних речовин (деемульгаторів, диспергаторів, змочувачів і т.д.), допоміжних речовин, що впливають на зміну стану (розмір частинок) і колоїдний – дисперсної структури зважених частинок в нафтовій і водній фазах. Переваги методу – можливість інтенсифікації процесу при порівняно невеликих добавках речовин, що вводяться, добре поєднується з фізичним і біологічним методами. Недоліки – висока вартість реагентів; вимагає застосування спеціального дозуючого устаткування; перемішуючих пристроїв; може служити лише частиною іншого методу [16].

Для розділення нафтовмісних шламів застосовують флокулянти – водорозчинні полімерні електроліти, що вводяться перед центрифугуванням або обробкою на прес-фільтрах. Ці реагенти викликають десорбцію вологи з поверхні твердих частинок, підсилюють коагуляційну взаємодію між ними, сприяють швидкому і ефективному обезводненню шламів. Позитивний ефект зафіксований при використанні флокулянтів одночасно з деемульгаторами, традиційно використовуваними в системах розділення водонафтових емульсій на стадіях добутку і транспорту нафти. Правильний вибір деемульгаторів забезпечує якнайповніше відділення нафти від води з механічними домішками і солями. Складний механізм стабілізації емульсованих систем обумовлює застосування не індивідуальних речовин, а деемульгуючих композицій.

Дуже часто для вилучення з нафтошламів вуглеводневої складової використовують екстракцію. Екстрактор є порожнистим апаратом, що обігрівається, забезпечений люком для завантаження сировини і розчинника, манометром і вентилем для вивантаження одержуваних продуктів. В якості розчинника використовувався прямогінний бензин (НК 28 – 30°C, КК 62 – 70°C).

Екстракційні методи виділення ароматичних вуглеводнів засновані на виборчій розчинності в полярних розчинниках. Ці вуглеводні мають високу

щільність, мають найбільш високу розчинювальну здатність по відношенню до емульгаторів, краще адсорбуються полярними адсорбентами і розчиняються в більшості полярних розчинників, в тому числі в воді. Зазначені властивості пов'язують з більш високими, ніж у насичених вуглеводнів, силовими полями, що характеризується відношенням теплот випаровування або вільних енергій взаємодії до обсягу або площі поверхні молекул. Найменша розчинна здатність у парафінових вуглеводнів, нафтові займають проміжне положення [17].

Голландська фірма «Сас Гауда» (Sas Gouda) для обробки нафтошламів екстракційним методом пропонує технологію, що дозволяє отримати з шламу нафту, що містить менше 1% твердих домішок і менше 1% води, а також чисту воду і тверді домішки.

## **2.4 Хімічний спосіб утилізації відходів нафтопереробки**

Одним з перспективних методів утилізації нафтовмісних відходів є хімічний метод, що припускає капсулювання і нейтралізацію реагентом на основі оксидів лужно-земельних металів. Суть методу хімічного капсулювання полягає в хіміко-механічному перетворенні нафтовмісних відходів в порошкоподібний нейтральний для зовнішнього середовища матеріал, кожна частинка якого покрита гідрофобною водонепроникною оболонкою.

Спосіб заснований на властивостях оксиду мінеральних сорбентів ( $\text{CaO}$ ,  $\text{MgO}$  і ін.) при гасінні збільшувати питому поверхню в 15-30 разів і перетворюватися на об'ємну речовину з високою здатністю адсорбувати вуглеводні нафти. Реакція гасіння супроводжується виділенням великої кількості тепла [18].

Перевагою такого методу є висока ефективність процесу переробки нафтовмісних відходів в порошкоподібний гідрофобний матеріал, який може бути використаний в дорожньому будівництві. Проте даний метод вимагає застосування спеціального устаткування, значної кількості негашеної вапно високої якості, проведення додаткових досліджень дії на навколишнє середовище гідрофобних продуктів, що утворюються.

Процес обробки проводять таким чином: нафтошлам обробляють розчинником; розчинник випаровують з нафтопродукту, витягнутого з нафтошламу або ґрунту, конденсують і повертають в процес переробки нафтошламу або забрудненого нафтопродукту ґрунту або на очищення резервуару; розчинник випаровують з очищеного шламу або ґрунту гострою водяною парою або димовим газом, потім пари розчинника конденсують спільно з водяною парою [8]; димовий газ, що містить пари розчинника, пропускають через забруднений нафтопродуктами ґрунт.

На основі хімічного методу розроблена установка для переробки нафтошламових, ловущечних і дренажних емульсій (Патент RU 2116106).

Загальний недолік реагентних технологій – залежність ступеня знешкодження від ефективності перемішування і чистоти реагенту. Утворений порошок не володіє абсолютними гідрофобними властивостями, і при попаданні в поровий простір води мікрофлора поступово розкладає органічні речовини, що входять до складу порошку, що призводить до вторинного забруднення навколишнього природного середовища.

## **2.5 Біологічний спосіб переробки нафтошламів**

Біологічні методи знешкодження відходів знаходять все більш широке застосування в нашій країні і особливо за кордоном. Вони засновані на здатності різних штамів мікроорганізмів в процесі життєдіяльності розкласти або засвоювати в своїй біомасі багато органічними забруднювачами. У процесі біообеззараження відбувається вторинне забруднення атмосферного повітря продуктами гниття клітин мікроорганізмів – сірководнем і аміаком.

Їх можна умовно поділити на мікробіодеградацію забруднювачів, біопоглинання і перерозподіл токсикантів [19].

Отримані методами генної інженерії штами псевдомонад утилізують сиру нафту, що уможлиблює очищення розливів нафти на суші. Ця технологія передбачає періодичний полив земель водою до повної утилізації нафти

бактеріями. Недоліком біотехнологічних процесів є невисока швидкість протікання процесів, що сильно збільшує капітальні вкладення при спорудженні промислових об'єктів. Найпростішими способами активації мікрофлори є механічні розпушування, оранка, дискування. Необхідна умова розмноження мікроорганізмів – створення оптимального температурного діапазону. При температурі повітря нижче + 10 °С біоштами практично не працюють. Для прискорення міграції мікрорганізмів використовують активацію біодеградації, наприклад ультразвуком.

Необхідною умовою біодеградації нафтових забруднень є внесення мінеральних добрив. Ідеальною для біорозкладання є середовище з нейтральною кислотністю. Для нейтралізації лужних ґрунтів вносять гіпс, для нейтралізації кислих ґрунтів – вапно [20].

Одним з методів, що забезпечують розпилення нафтових забруднень і поліпшують контакт з мікроорганізмами, є внесення ПАР. Миючі речовини вимивають із ґрунтів нафтопродукти разом з водою. Поєднання застосування ПАР з внесенням мінеральних добрив прискорює біодеструкцію.

Внесення культур мікроорганізмів використовується тільки при аварійних забрудненнях або при відсутності розвиненого природного біоценозу. Однак іноді відбувається виродження мікроорганізмів до досягнення необхідного рівня очищення, а також їх застосування може порушувати природні біоценози. Зазвичай для очищення використовують спільноти бактерій *Bakterium*, *Actinomyces*, *Artrobactes*, *Thiobacterium desulfotomasilium* *Pseudomons*, *Hydiomonas*, *Bacillus* і інші, а також нижчі форми грибів [21].

Біотехнологія відноситься до числа найбільш перспективних технологій знешкодження і переробки відходів. Створені природою бактерії і мікроорганізми, отримані методами генетичної біології, в тому числі генної інженерії, пристосовуються вченими для виконання нових функцій. В даний час в світі активно розвивається біотехнологічна промисловість. Сьогодні з її допомогою створюються ліки, добрива, білкові корми і багато іншого.

## РОЗДІЛ 3

### КОМПЛЕКСНИЙ ПІДХІД ДО ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМИ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ НАФТОПЕРЕРОБКИ

#### 3.1 Загальна схема комплексної переробки нафто шламів

Оскільки при обробці шламів не завжди вдається досягти одностадійного процесу, як це було показано раніше, то використовують комплексні схеми обробки. Найчастіше тільки механічні або фізико-хімічні методи не можуть дати ефективного розділення, і, отже, знешкодження через високу стабілізацію дисперсії (шламу). При цьому існує закономірність: чим більш тривалий час зберігається шлам і складніше шляхи його виникнення, перекачування і транспортування, тим вище його стабільність. І в таких випадках доцільно застосовувати комплексний підхід до переробки відходів, що включає поетапну реалізацію таких технологій.

Було запропоновано проводити комплексну переробку нафтошламів із застосуванням таких методів та технологій на різних стадіях процесу: надкритичної флюїдної екстракції, біосорбції та біоремедіації.

1) Надкритична флюїдна екстракція (НКФЕ) полягає у використанні надкритичного флюїду (НКФ) для вилучення нафтових вуглеводнів із забрудненого ґрунту. Такі розчинники характеризуються станом речовини, в якому температура і тиск перевищують критичні параметри. Багато фізичних властивостей НКФ (щільність, в'язкість, швидкість дифузії) є проміжними між властивостями рідини і газу.

2) Біосорбція застосовується для поглинання залишкових кількостей нафтопродуктів із забрудненого ґрунту. Принципіальними особливостями біосорбенту є мікробіологічне завантаження, що дозволяє провести одночасну деструкцію органічних речовин до безпечних для НПС сполук.

На рис. А.1 в Додатку А представлена технологічна схема, на якій зображено комплекс робіт по очистці нафтозабруднених земель з наступною рекультивацією.

У свою чергу, розрізняють два типи адсорбції - фізичну адсорбцію, при якій підвищення концентрації сорбата на поверхні розділу фаз зумовлено неспецифічними (тобто не залежать від природи речовини) силами Ван-дер-Ваальса і хімічну адсорбцію, обумовлену протіканням хімічних реакцій сорбата з речовиною поверхні сорбенту. Фізична адсорбція слабоспецифічна, оборотна і її тепловий ефект невеликий (одиниці кДж / моль). Хемосорбція вибіркова, зазвичай незворотна і її теплота становить від десятків до сотень кДж / моль.

3) Біоремедіація – комплекс методів очищення вод, ґрунтів і атмосфери з використанням метаболічного потенціалу біологічних об'єктів – рослин, грибів, комах, черв'яків і інших організмів.

### **3.2 Особливості надкритичної флюїдної екстракції**

Унікальні властивості НКФ як розчинника знаходять широке застосування для екстракції і розділення. У надкритичних середовищах можливо розчинення молекул з різними розмірами, молекулярною масою і полярністю. У порівнянні з рідкою фазою, НКФ більш стискувані, мають більший молярний об'єм, що може сприяти утворенню кластерів і нестійких комплексів і позитивно впливати на підвищення розчинності. На тепершній час в якості НКФ використовується широкий спектр органічних і неорганічних сполук, таких як  $N_2O$ ,  $CH_3F$ ,  $CH_2F_2$ ,  $CHF_3$ ,  $C_6H_6$ ,  $SF_6$ .

Однак, найбільш популярним і широко використовуваним розчинником в надкритичному стані, на основі якого здійснено понад 80% всіх досліджень в області надкритичних флюїдних технологій (НКФТ) і процесів, є діоксид вуглецю. Це обумовлено його зручними критичними параметрами (температура 31,2 °С, тиск 72,8 атм.). Крім того, діоксид вуглецю є нетоксичним, негорючим і відносно недорогим речовиною, яке при нормальних умовах є газом, що

полегшує його поділ з цільовими продуктами після завершення процесу. Використання діоксиду вуглецю замість органічних розчинників підвищує екологічну безпеку виробництв, а також ступінь чистоти одержуваних продуктів, з огляду на відсутність у них слідів досить токсичних органічних розчинників і містяться в них домішок [22].

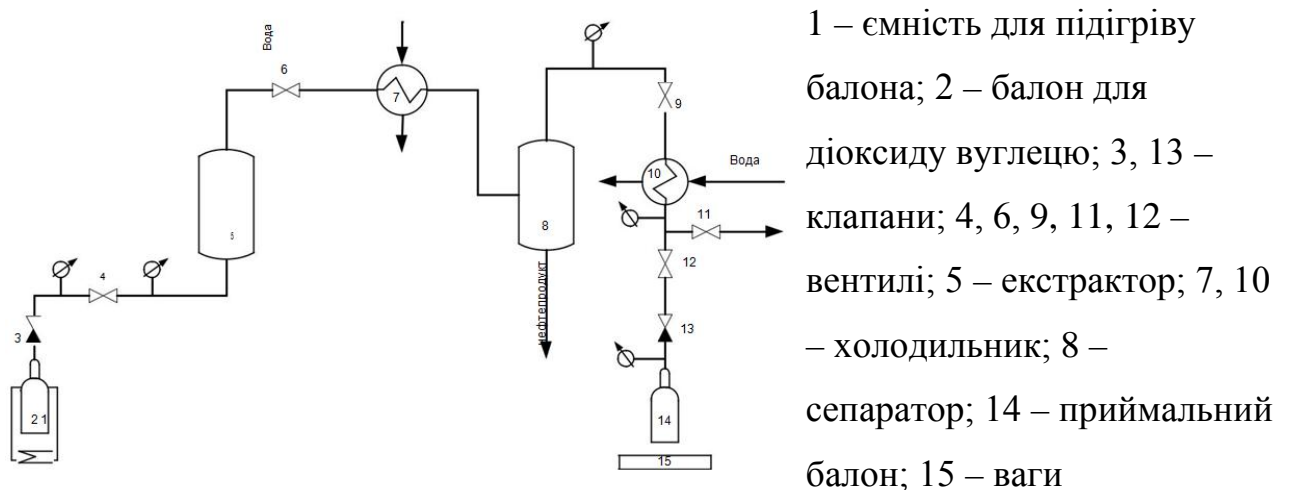


Рисунок 3.2 – Схема експериментальної установки екстракції нафтопродуктів з ґрунту з використанням надкритичного діоксиду вуглецю

З початку 90-х років сверхкритические флюїди активно вивчаються в якості середовищ для проведення різних технологічних процесів. До теперешнього часу такі процеси знаходять застосування в самих різних областях науки і техніки, наприклад, в таких як харчова промисловість, фармацевтика і медицина, виробництво та обробка полімерів, отримання нових матеріалів, аналітична хімія (пробопідготовка і аналіз), екологія, біотехнологія і переробка біоматеріалів, очищення поверхонь і регенерація сорбентів, переробка нафти, газу і вугілля, відходів металургії та в деяких інших напрямках. При надкритичній екстракції основною проблемою є вибір розчинника, від якого залежить ефективність процесу [23].

З цієї точки зору великий інтерес представляє діоксид вуглецю ( $CO_2$ ), який відрізняється відносно низькою критичною температурою, високою придатним для регенерації, низькою в'язкістю, нетоксичний, нешкідливий для навколишнього середовища, не запалюється, дешевий і доступний.

Використовуючи унікальні властивості  $CO_2$  в надкритичному стані, в ІНХП (Інститут нафтохімічних процесів) Нана створений і запатентований препаративний метод визначення асфальтенов в нафтошламах. Цей метод, на відміну від існуючих методів, дозволяє кількість навішування випробуваного продукту підвищити від 5-10 до 100 г, скоротити кількість розчинника від 40 до 1-2-кратного, покращує чіткість осадження асфальтенов і не вимагає великих витрат часу [24].

Основними перевагами надкритичних флюїдів як розчинників є:

1. Поєднання властивостей газів при високому тиску (низька в'язкість, високий коефіцієнт дифузії) і рідин (висока растворяюча здатність);
2. Швидкий масоперенос, здійснюваний завдяки низькій в'язкості і високому коефіцієнту дифузії;
3. Поєднання нехтує малого міжфазного натягу з низькою в'язкістю і високим коефіцієнтом дифузії, що дозволяє надкритичних флюїдам проникати в пористі середовища легше в порівнянні з рідинами;
4. Висока чутливість розчинюючої здатності НКФ до зміни тиску або температури;
5. Простота поділу надкритичних флюїдів і розчинених в них речовин при скиданні тиску.

### **3.3 Принципи застосування біосорбентів**

Всі прийоми відновлення ґрунтів умовно ділять на 2 етапи: технічна ремедіація і біоремедіація. На етапі технічної ремедіації запобігають подальше поширення забруднення і проводять первинне очищення ґрунту за допомогою різних прийомів. Для механічного прибирання нафтошламів з поверхні ґрунту застосовують різні нафтозбірні пристрої і сорбенти.

На даний момент розроблено близько двох сотень різних сорбентів, що мають органічну і неорганічну природу. До першої групи відносять каустичної-біоліти (торф, вугілля, графіт і т.п.), природна сировина рослинного і



тваринного походження і відходи їх переробки (мох, листя, кора, тирса, лушпиння зернових, макулатура і ін.) і синтетичні (поліпропілен, поліуретан, тефлон, пінопласти). До другої групи належать сорбенти на основі природних мінералів (пісок, глина тощо), штучних мінералів (перліт, керамзит, силікагель і т.п.) і органомінерали (сапропель, сланці і ін.). Сорбенти на основі рослинної і тваринної сировини, а також органо матеріалів, володіють більш низькою нафтомісткістю і відносно високим водопоглинанням у порівнянні з синтетичними сорбентами.

Особливу групу складають біосорбенти – сорбенти різної природи з іммобілізованими на них клітинами мікроорганізмів. В даний час розроблено значну кількість біосорбентів нафтоокислюючих дії, які є носіями углекислого кисню мікроорганізмів. Клітини, закріплені на сорбенті, менше реагують на зовнішні чинники, при цьому збільшується їх ферментативна активність [25].

### **3.4 Біоремедіація при очистці нафтозабруднених ґрунтів**

Під біоремедіацією розуміють біотехнологічний метод очищення і рекультивації забруднених ґрунтів і земельних територій, за рахунок комплексу заходів, спрямованих на відновлення продуктивності та господарської цінності порушених ґрунтів. Основним завданням біоремедіації є зниження впливу нафтошламів і супутніх токсичних речовин на навколишнє середовище і доведення їх концентрацій до допустимого нормативного рівня, а також відновлення вихідних ґрунтових характеристик [26]. Основні фактори, від яких залежить ефективність процесу біоремедіації, представлені в табл. А.1

Прийняття технологічного рішення умовно можна розбити на 2 етапи:

*1 етап. Вибір методу біоремедіації.* Застосовування в біоремедіації ґрунтів методи можна розділити на методи In-situ і Ex-situ. У свою чергу методи Ex-situ підрозділяються на методи On-site і Off-site (рис. А.2).

*2 етап. Вибір методів інтенсифікації біоремедіації.* Інтенсифікація мікроорганізмів можлива в основному двома способами: 1) активізацією метаболічної активності аборигенної мікрофлори шляхом створення і підтримки оптимальних умов для її життєдіяльності; 2) внесення у нафтозабруднений ґрунт спеціально підібраних адаптованих до біодеструкції вуглеводнів нафтинакопичувальних культур окремих штамів або консорціуму мікроорганізмів. Інтенсифікація процесу очистки також можлива за рахунок створення оптимальних умов для мікрофлори, що найбільш часто досягається за рахунок комплексу агротехнічних заходів, спрямованих на нормалізацію обмінних процесів в ґрунті. Одним з агротехнічних заходів є розпушування НПЗ, що призводить до збільшення дифузії кисню в ґрунтові агрегати, забезпечують розрив поверхневих пір, насичених нафтою, але в той же час сприяє рівномірному розподілу компонентів нафтошламів в ґрунті і збільшення активної поверхні [27].

*Біоремедіація методом In-situ.* Методи In-situ реалізуються безпосередньо на місці залягання нафтошламів, виключаючи виїмку і транспортування забрудненого ґрунту. До методів In-situ можна віднести біоаугментацію і біостимуляцію. Біоаугментація полягає в обробці НПЗ культурами нафтоокислюючих мікроорганізмів, в поєднанні з внесенням комплексу мінеральних добрив. Високою нафтоокислюючою активністю володіють представники пологів різних бактерій, які в різних комбінаціях використовуються для створення біопрепаратів.

Біостимуляція являє собою комплекс агротехнічних заходів (оранка ґрунтової поверхні, для поліпшення аерації, внесення структуратора, мінеральних речовин), які проводять для стимуляції аборигенної ґрунтової мікрофлори [28].

*Біоремедіація методом Ex-situ.* Навідміну від методів In-situ методи Ex-situ передбачають виїмку яка утворилася в нафтозасміченому ґрунті і її переробку поза місцем утворення з проведенням необхідних заходів по інтенсифікації процесу біологічної очистки ґрунту [29].

### 3.5 Розроблення технології розділення відходів

Для підвищення ефективності розділення нафтового шламу на фази з подальшим їх використанням та одержанням продуктів, використовується експериментальна установка. Її основний елемент – трикантер. За його допомогою можливо досягти максимального ефекту розділення.

Трикантер виконує трифазний поділ, тобто одночасне розділення двох незмішуваних рідин з різною щільністю і однієї твердої фази за умови, що тверда фаза - найважча фаза. Основною відмінністю від декантера та звичайної центрифуги є роздільне вивантаження двох рідких фаз [13].

Трикантер здійснює вивантаження важкої рідини за допомогою регульованого імпеллера під тиском, і виділення легкої фази самотією. Регульований імпеллер забезпечує миттєву адаптацію до умов що змінюються, в зоні поділу рідина (важка)–рідина (легка), що сприяє підвищенню чистоти рідин і відсутності необхідності в супутньому додатковому обладнанні [13].

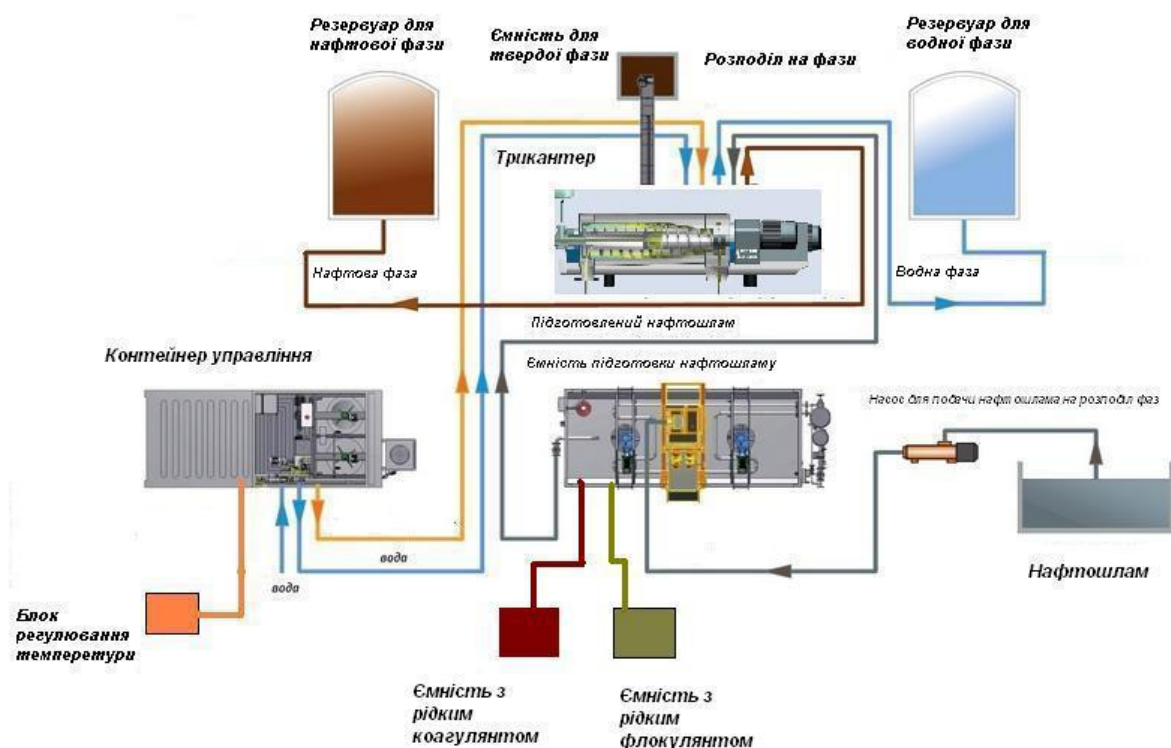


Рисунок 3.3 – Експериментальна установка розділення нафтового шламу

Спочатку, за допомогою насосу нафтошлам подається до ємності підготовки нафтошламу. Одночасно в дану ємність подається розчин коагулянта та флокулянта.

Так, для прискорення процесу осадження зважених часток ми використовували в якості коагулянту сульфат алюмінію  $Al_2(SO_4)_3$ , а для покращення процесу хімічного осадження – флокулянт поліакриламід (ПАА). Він сприяє збільшенню розмірів пластівців при коагуляції.

На основі експериментальних робіт ми визначили оптимальні дози коагулянтів та флокулянтів.

Було виявлено, що використання 10% та 20%-го розчину коагулянту недостатньо для повного осадження домішок, так як утворюється в'язка маса, пастоподібний осад.

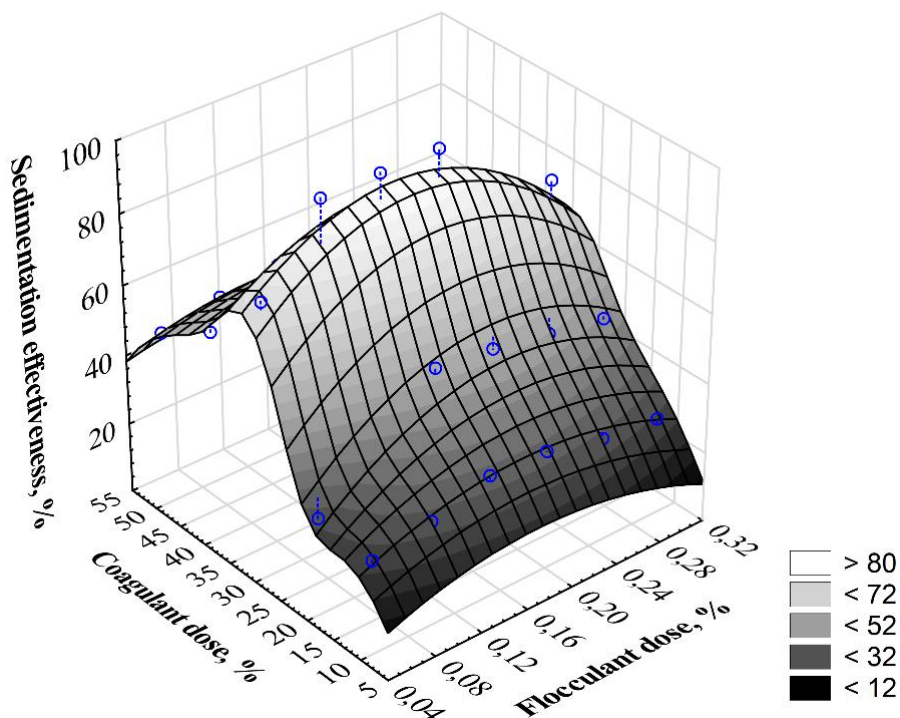


Рисунок 3.4 – Залежність ефективності седиментації від дози коагулянту і дози флокулянта

У випадку застосування 30%-го розчину спостерігається чітке розділення рідкої та твердої фаз, а утворений осад є пластівцями з рихлою структурою.

Подальше збільшення концентрації коагулянту до 40% і 50% призводить до поглинання та зв'язування осадом води, що ускладнює її відділення. Тому найбільш ефективним є 30%-ий розчин коагулянту. Але крім коагулянту ми використовували також і флокулянт ПАА, для оптимальної роботи якого потрібне кисле середовище. Тому у розчин вводили хлоридну кислоту. Провівши низку експериментів, визначили оптимальну дозу флокулянта та концентрацію кислоти. Виявилось, що такими є 0,1–0,2% флокулянта за основною речовиною та 9–10% розчин кислоти.

Слід зазначити, важливою є послідовність введення реагентів. Досліди показали, що спочатку треба в буровий розчин додати соляну кислоту для створення відповідного середовища, а потім – ПАА і сульфат алюмінію. У цьому випадку осад містить мінімальну кількість води і полегшується процес відділення твердої фази від рідкої у трикантері. Після підготовки шлам з реагентами подається в трикантер. Також, в трикантер надходить вода. Температура води та розчину нафтошлану регулюється блоком регулювання температури. Експериментально було встановлено, що оптимальною робочою температурою є 24°C.

За допомогою трикантерної установки відбувається розділення нафтового шлану на фази. Перша фаза – тверда. Це знешкоджені крупні, середні та мілкі залишки нафтошлану, які подаються з трикантера до ємності твердої фази. Друга фаза – водна. Це розділена вода, що входила до складу нафтошлану та додаткова, спеціально підготовлена вода для приготування розчину. Ця вода збирається у резервуарі для водної фази. Її можна використовувати для приготування наступної порції розчину. Третя фаза – нафтова. Це найлегша фаза, яка складається з нафтопродукту що був виділений з нафтошлану. Дана фаза подається в спеціальний резервуар для зберігання. У подальшому її можливо використовувати у нафтопереробній промисловості для одержання палива або як додаток до паливних сумішей.

## ВИСНОВКИ

У цій роботі було розглянуто екологічний аналіз способів поводження з відходами нафтопереробки. Були детально вивчені нафтошлами, їх склад (свіжі та застарілі), умови, джерела виникнення і їх вплив на людину і навколишнє середовище. Нафтошлами утворюються в результаті переробки нафти, очищенні стічних вод, розливів при зливно-наливних операції, зачистці резервуарів та зберігається в шламонакопичувачах.

Небезпека нафтошламу визначається високим вмістом в ньому низькокиплящих нафтових фракцій, в яких сконцентровані поліароматичні вуглеводні, більшість з яких завдають істотної шкоди здоров'ю людини (нафтошлами містять у своєму складі за різними оцінками близько 38 хімічних сполук, що мають мутагенну та канцерогенну дію і тому вони також завдають шкоду організму людини) і навколишньому середовищу (атмосферне повітря, поверхневі і підземні води, ґрунтово-рослинний покрив), надаючи канцерогенну дію. Активізують фотохімічний смог у містах.

Також були розглянуті методи по утилізації рідких і твердих нафтошламів. З яких найбільш оптимальним і ефективним є метод комплексної переробки. Оскільки при обробці шламів не завжди вдається досягти одностадійного процесу, як це було показано раніше, то використовують комплексні схеми обробки. Найчастіше тільки механічні або фізико-хімічні методи не можуть дати ефективного поділу, і, отже, знешкодження через високу стабілізацію дисперсії (шламу). При цьому наголошується закономірність: чим більш тривалий час зберігається шлам і складніше шляхи його виникнення, перекачування і транспортування, тим вище його стабільність і в таких випадках доцільно застосовувати комплексний підхід до переробки відходів, що включає поетапну реалізацію таких технологій.

Було запропоновано проводити комплексну переробку нафтошламів із застосуванням таких методів та технологій на різних стадіях процесу: надкритичної флюїдної екстракції, біосорбції та біоремедіації.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Петросова М.Р. Аналіз зарубіжних підходів до проблеми утилізації відпрацьованих нафтопродуктів / М.Р. Петросова, В.М. Школярів // Мир нефтепродуктов. – 2004. – № . – С. 10–15.
2. Способи переробки нафтошламів / Баширов В.В., Бриль Д.М. і ін. // Захист від корозії і охорона довкілля. – 2004. – № 10. – С. 7-14.
3. Белов П.С. Екологія виробництва хімічних продуктів з вуглеводнів нафти і газу / П.С. Белов, І.А. Голубєва, С.А. Низова. – М .: Хімія, 2011. – 120 с.
4. Бокови́кова Т.Н. Розробка ресурсозберігаючих технологій утилізації рідких і твердих нафтошламів / Т.Н. Бокови́кова, Д.Р. Шпербер, О.Р. Шпербер // Захист довкілля в нафтогазовому комплексі. – 2009. – №10. – С. 35 - 39.
5. Брондз Б.І. Устаткування для комплексної переробки і утилізації рідких і твердих нафтошламів НПЗ / Б.І. Брондз// [и др.]. – М .: ЦНІТЕІ нефтехим, 2002. – 72 с.
6. Відновлення нафтозабруднених ґрунтових екосистем: Зб. науч. тр. М .: Наука, 2008. – С. 25-28.
7. Гажельє С. Отримання шляхом власної адаптації різних типів мікроорганізмів, здатних засвоювати і переробляти нафтові фракції / С. Гажельє // Нафтохімія. – 2003. – Т. 3. – № 5. – С. 6-8.
8. Галеев Р.Г. Сучасний стан очищення стічних вод НПЗ з обробкою нафтошламів / Р.Г. Галеев, А.В. Купцов, А.А. Локшин, В.А. Байков // Нафтопереробка і нафтохімія. – 2008. – № 9. – С. 61-62.
9. Головцев М.В. Переробка нафтошламів з подальшим доочищенням до екологічно безпечного рівня /М.В. Головцев // дис. канд. техн. наук: 03.00.16. – Уфа, 2008. – 119 с.
10. Госсен Л.П. Екологічні проблеми нафтогазового комплексу / Л.П. Госсен, Л.М. Величкина (огляд) // Нафтохімія. – 2006. – Т. 46. – № 2. – С. 83–88.

11. Владимірова А. І. Екологія нафтогазового комплексу. Навчальний посібник. У 2 т. / За заг. ред. А. І. Владимірова і В.В. Ремізова. – М.: ГУП Изд-во «Нафта і газ» РГУ нафти і газу ім. І.М. Губкіна, 2003. – 416 с.
12. Жаров О.А. Сучасні методи переробки нафтошламів / О.А. Жаров, В.Л. Лавров // Екологія виробництва. – 2004. – №5. – С. 43–51.
13. Ісмаїлов Н.М. Мікробіологічна і ферментативна активність нафтозабруднених ґрунтів / Н.М. Ісмаїлов // Відновлення нафтозабруднених ґрунтових екосистем. – М.: Наука, 2009. – 119 с.
14. Кофман Д.І. Комплекс для термічного знищення твердих і рідких небезпечних відходів/ Д.І. Кофман, М.М. Востріков, А.В. Антоненко, В.В. Алексєєв // Екологія виробництва. – 2009. – №9. – С. 42 – 45.
15. Красногорська М.М. Утилізація і переробка нафтових шламів / М.М. Красногорська, Н.А. Трифонова // Безпека життєдіяльності. – 2006. – № 5. – С.33–37.
16. Литвинова Т.А. Реагентний спосіб знешкодження нафтошламів / Т.А. Литвинова, Т.В. Віннікова, Т.П. Косулина // Екологія і промисловість Росії. – 2009. – № 10. – С. 40–43.
17. Мазлова Е.А. Шламові відходи нафтогазових компаній / Е.А. Мазлова, І.А. Меньшикова // Захист довкілля в нафтогазовому комплексі. – 2010. – №1. – С. 43–51.
18. Мазлова Е.А. Проблеми утилізації нафтошламів і способи їх переробки / Е.А. Мазлова, С.В. Мещеряков. – М.: Ноосфера, 2001. – 56 с.
19. Моніторинг забруднення ґрунтів ксенобіотиками та адсорбційні методи детоксикації: матеріали Всерос. науч. симпозіуму. – Краснодар, 2003. – 59 с.
20. Мустафін І.А. Розробка комплексної установки утилізації нафтових шламів / І.А. Мустафін // дис. канд. техн. наук: 05.17.07. – Уфа, 2013. – 135 с.
21. Нагорнов С.А. Підвищення ефективності утилізації нафтошламів / С.А. Нагорнов, С.В. Романцова, В.В. Остриков // Хімічне і нафтогазове машинобудування. – 2002. – № 1. – С. 31–32.



22. Нікітіна Е.В. Біоремедіація відходів нафтохімічного виробництва з використанням компостування / Є.В. Нікітіна, О.І. Якушева, А.В. Гарусов, Р.П. Наумова // Біотехнологія. – 2006. – №1. – С. 53–61.
23. Плановський А.Н. Процеси і апарати хімічної технології / А.Н. Плановський, В.М. Рамм, С.З. Каган. – Москва: Изд-во Госхимиздат, 2007. – 220 с.
24. Пономарьов В.Г. Очищення стічних вод нафтопереробних заводів / В.Г. Пономарьов, Є.Г. Іоакіміс, І.П. Монгайт. – М.: Хімія, 2005. – 230 с.
25. Ручкінова О.І. Екологічні технології: огляд основних напрямків використання нафтовідходів в якості вторинної сировини / О.І. Ручкінова // Інженерна екологія. – 2004. – № 1. – С. 3 – 13.
26. Садовникова Л.К. Екологія та охорона навколишнього середовища при хімічному забрудненні / Л.К. Садовникова, Д.С. Орлов, И.Н. Лозановская. – М., 2009. – 30 с.
27. Сафієва Р.З. Дослідження впливу поверхнево-активних речовин на фракційний склад нафтових дистилатів палив / Р.З. Сафієва // Хімія і технологія палив і олив. – 2005. – №2. – С. 19–22.
28. Селуянов, А.А. Проблеми природокористування при видобутку нафти / А.А. Селуянов // Міжнародний журнал експериментальної освіти. – 2010. – №5 – С. 74–75.
29. Смиков В.В. Про проблему утилізації нафтових відходів / В.В. Смиков, Ю.В. Смиків, А. І Ториков // Екологія і промислова безпека. – 2005. – №3. – С. 30–33.

## ДОДАТКИ

### Додаток А

#### Біоремедіація нафтозабруднених земель

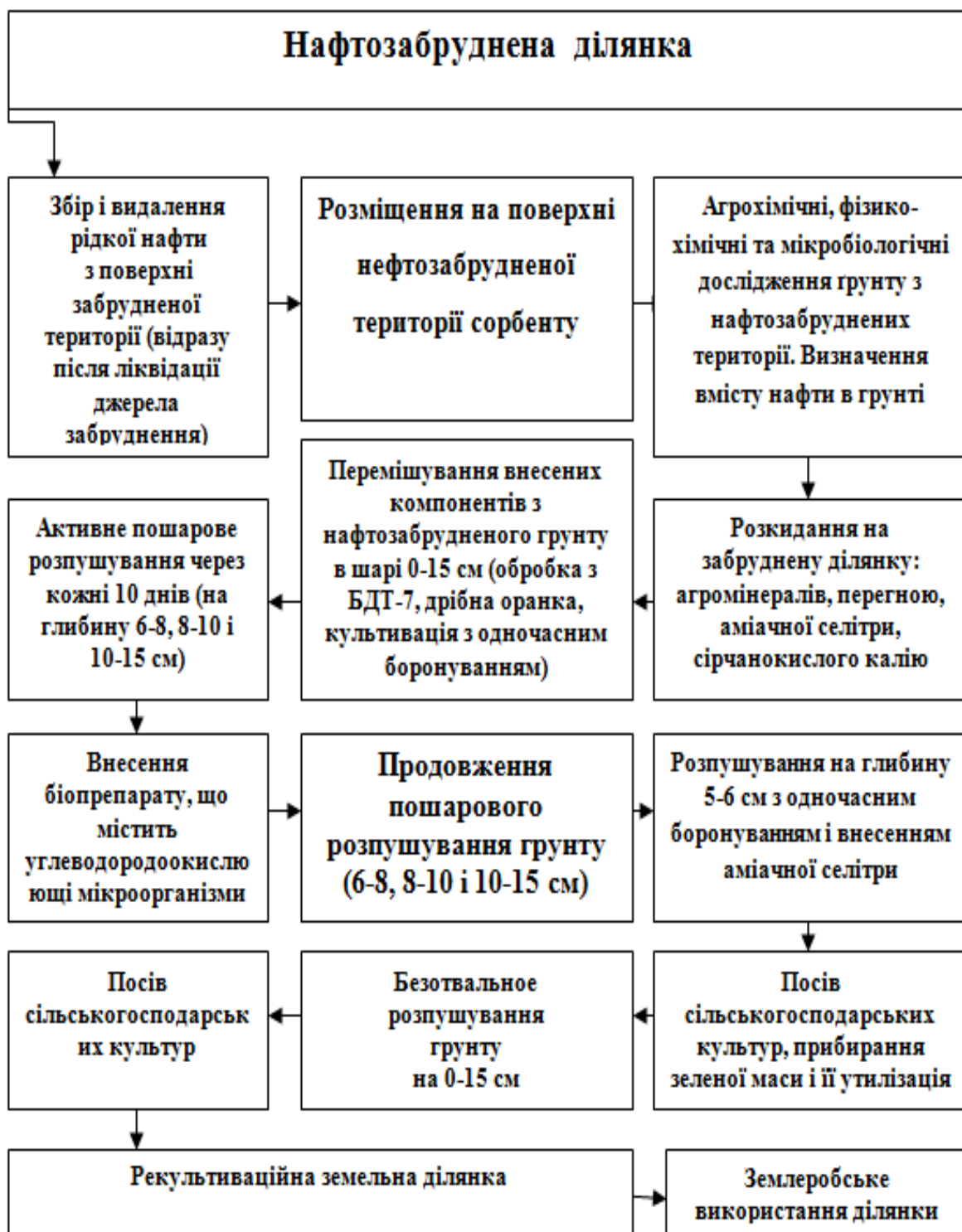


Рисунок А.1 – Технологічна схема рекультивації нафтозабруднених земель

Таблиця А.1 – Фактори, що забезпечують ефективність процесу біоре mediaції

Фактор	Описання	Оптимальні значення
Температура субстрата	Швидкість біодиструкції буде залежати від температури. При низьких температурах процеси життєдіяльності мікроорганізмів уповільнюються, як наслідок зниження швидкості біодиструкції.	20-30 С°
Вологість субстрата	При високій вологості субстрата можливе уповільнення біодиструкції внаслідок зменшення швидкості перенесення кисню повітря в ґрунт та створення анаеробних умов. Дефіцит вологості негативно впливає на розвиток мікроорганізмів.	40-80 %
Елемент живлення	Для ефективного росту мікроорганізмів – деструкторам необхідні біогенні елементи азот та фосфор в оптимальному співвідношенні.	С: N: P 100:10:1
Значення рН	Значення рН варіюється в широких межах для різних груп мікроорганізмів. рН близькі до нейтральних є оптимальними для розкладання нафти в ґрунті.	6,5 -8,0
Аерація субстрата	Необхідна аерація субстрата з метою запобігання виникнення «застійних» анаеробних зон. Досягається за рахунок агротехнічних заходів оранки, розпушування.	10%
Об'ємна доля структуратора	Для покращення агрофізичних властивостей застосовуються структуратори ,як правило, це опил, солома, перліт, деревна кора і інші деревні відходи.	25-30%
Чисельність УВОМ	Висока чисельність УВОМ забезпечує потенційно більш високу швидкість біодиструкції вуглеводнів нафти	10-10
Концентрація вуглеводнів нафти в вихідному субстраті	Високі дози ксенобіотиків можуть призвести до токсичного ефекту на мікрофлору. Проте низькі концентрації вуглеводнів можуть виявитися недостатніми для розвитку мікроорганізмів.	80-100 г/кг

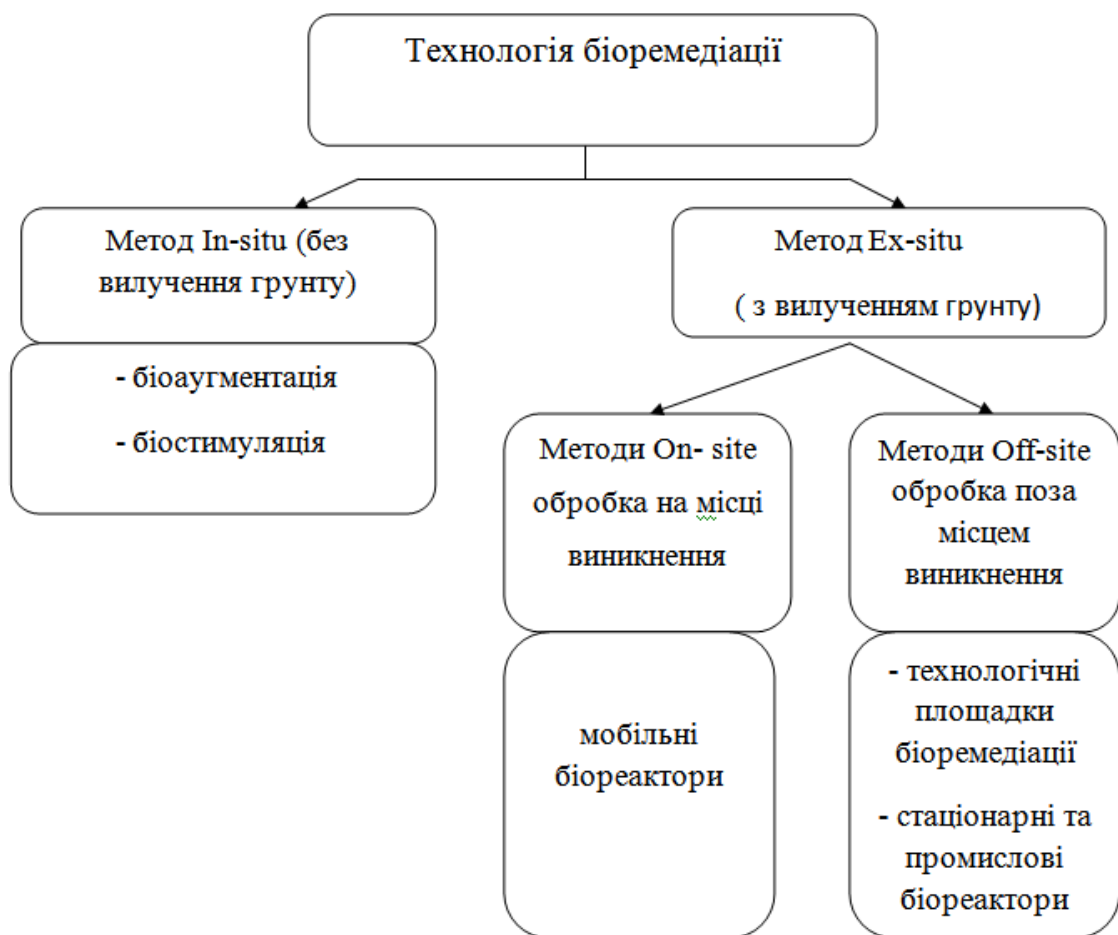


Рисунок А.2 – Класифікація методів біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів

**Біотехнологічний напрямок покращення екологічного стану ґрунтів,  
забруднених важкими металами**

**Шифр «Детоксикація ґрунтів»**

**2019 р.**

## Зміст

Вступ.....	3
Розділ 1. Екологічна проблематика забруднення ґрунтів важкими металами.....	4
1.1 Аналітичне дослідження процесів поведінки важких металів у ґрунті та взаємозв'язок із іншими компонентами екосистеми.....	4
1.2 Огляд методів очищення ґрунту від важких металів.....	6
1.3 Біоремедіація як ефективний шлях зниження вмісту важких металів у ґрунтах.....	7
1.4 Використання органічних добрив та органо-мінеральних композицій для ремедіації ґрунтів.....	12
Розділ 2. Дослідження впливу органо-мінеральних композицій на детоксикацію ґрунтів.....	15
2.1 Характеристика ґрунтів, забруднених важкими металами.....	15
2.2 Умови проведення мікропольового дослідження.....	16
2.3 Дослідження впливу різних органо-мінеральних композицій на рухомі форми важких металів.....	17
Розділ 3. Технологічні аспекти реалізації процесу детоксикації ґрунті.....	20
3.1 Технологічна реалізація методів біоремедіації ґрунту.....	20
3.2 Розробка комплексного біотехнологічного рішення ремедіації ґрунтів.....	23
Висновки.....	26
Список використаних джерел.....	27

## Вступ

Одними з найбільш небезпечних для здоров'я людини і тварин забруднювачами природного середовища є важкі метали (ВМ). Вони не розкладаються в навколишньому середовищі та акумулюються в тканинах живих організмів [1]. Розроблення ефективних шляхів збереження та охорони довкілля потребує визначення і постійного контролю напрямків розповсюдження токсикантів в екосистемі, зокрема в едафотопі, відповідно їх розподілу за ґрунтовим профілем. При цьому першочергове значення набуває необхідність комплексного застосовування заходів їх іммобілізації в нерухомі форми. Екологічно безпечним методом деконтамінації ґрунтів вважається традиційно фіторе mediaція, завдяки якій процес видалення токсикантів відбувається без руйнування структури ґрунту і зменшення його родючості. На сьогодні ведуться розробки новітніх біотехнологічних методів детоксикації та відновлення ґрунтових комплексів природньо-антропогенних ландшафтів.

**Мета і завдання дослідження.** Метою роботи є вивчення впливу біотехнологічної обробки ґрунту на локалізацію ВМ в ґрунтовому комплексі.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі завдання:

- дослідити процеси поведінки важких металів у ґрунтовому комплексі у взаємозв'язку із іншими компонентами екосистеми;
- здійснити огляд методів очищення ґрунту від важких металів та оцінити ефективність їх використання;
- визначити напрямки біоре mediaції ґрунтів в процесі очищення їх від ВМ;
- дослідження впливу органо-мінеральних композицій на детоксикацію ґрунтів;
- розробка технологічної схеми реалізації комплексної біотехнології ре mediaції ґрунтів, забруднених важкими металами.

**Об'єктом дослідження** є ґрунт верхнього орного горизонту (0-30 см), що забруднений важкими металами.

**Предмет дослідження** – процес фіксації важких металів у ґрунті з

використанням біотехнологічних методів ремедіації.

## **Розділ 1. Екологічна проблематика забруднення ґрунтів важкими металами**

### **1.1 Аналітичне дослідження процесів поведінки важких металів у ґрунті та взаємозв'язок із іншими компонентами екосистеми**

Як тільки ВМ проникають в навколишнє середовище, вони потрапляють до різних його компонентів (ґрунт, вода, повітря), а також організмів у відповідних екосистемах.

ВМ у повітрі можуть безпосередньо поглинатися/вдихатись або досягати поверхні ґрунту. Рослини поглинають кореневою системою розчинені метали із забрудненого ґрунтового комплексу. Рослини, забруднені ВМ, представляють собою продукт харчування для людей та тварин. З іншого боку, забруднення може відбуватися за рахунок інфільтрації в підземних водах, які згодом виносять забруднюючі речовини (ЗР) на поверхню з подальшим попаданням в питну воду [1]. На рис. 1.1 представлено явище залишкового забруднення при взаємодії різних компонентів екосистеми. Важливим чинником розповсюдження в екосистемі ВМ є буферні властивості ґрунту.

Орні ґрунти забруднюються такими елементами як Hg, As, Pb, Cu, Sn, Bi, які потрапляють в ґрунт у складі отрутохімікатів, біоцидів, стимуляторів росту рослин, структуроутворювачів. З традиційних мінеральних добрив фосфорні добрива містять домішки Mn, Zn, Ni, Cr, Pb, Cu, Cd. Зони забруднення ґрунтів та їх розмір тісно пов'язані з векторами переважаючих вітрів. Рельєф, рослинність, міські будівлі можуть змінювати напрямок і швидкість руху приземного шару повітря. В залежності від вмісту у ґрунті ВМ виступають як каталізатори або інгібітори біохімічних процесів в рослинах. Підвищення їх вмісту в ґрунтах інактивує ферменти, в першу чергу дегідрогеназу і протеазу, іноді подавляючи їх повністю [2].



Накопичення у ґрунті ВМ веде до зниження рН, руйнує ґрунтово-поглинальний комплекс. Слід зауважити, що забруднення ВМ супроводжувалось суттєвими змінами ґрунтової біоти: зменшенням загальної кількості бактерій, різким зменшенням актиноміцетів і збільшенням кількості грибів, зменшенням кількості ґрунтових комах і дощових черв'яків.

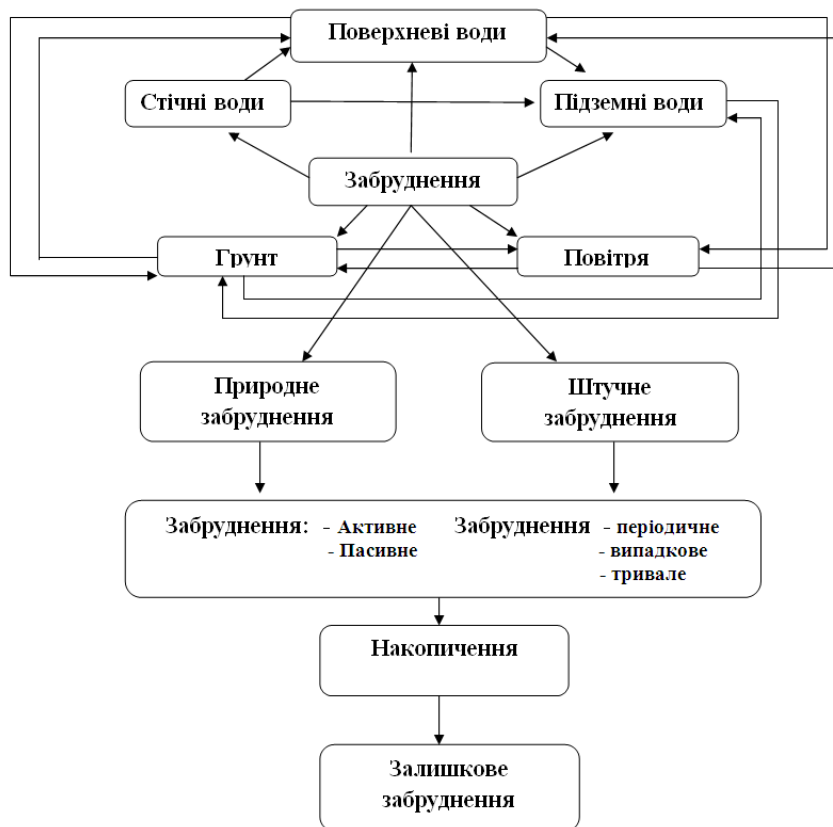


Рисунок 1.1 – Схема залишкового явища забруднення [1]

Акумуляція основної частини забруднюючих речовин спостерігається переважно в гумусово-аккумулятивному ґрунтовому горизонті, де вони зв'язуються алюмосилікатами, не силікатними мінералами, органічними речовинами за рахунок різних реакцій взаємодії. Перерозподіл і міграція їх в ґрунті залежить від вмісту органічної речовини, гранулометричного складу, типу водного режиму, реакції середовища ґрунтового розчину, температури окремих горизонтів.

Так, високий вміст гумусу і вільних окисів заліза, які є основними носіями ВМ, слабокисла реакція ґрунту, важкий гранулометричний склад забезпечують міцну фіксацію мікроелементів і відносну їх нерухомість у

грунтовому профілі [3].

Кількісні показники адсорбції важких металів в значній мірі залежать від рН середовища. Процеси адсорбції металів можуть змінювати, а саме, знижувати величину рН ґрунтових розчинів. На думку цих авторів причинами цього явища є виділення протонів при гідролізі солей важких металів, витіснення катіонів при специфічній адсорбції металів [2].

## 1.2 Огляд методів очищення ґрунту від важких металів

Наукові та методичні питання очищення ґрунтів та інших компонентів геологічного середовища від токсичних забруднень розробляються в рамках нового наукового напрямку – геопургології.

Серед заходів, спрямованих на зниження впливу забруднювачів на ґрунт слід виділити 4 основних: хімічні, технологічні, механічні та біотехнологічні. Сформована блок-схема за цими напрямками наведена на рис. 3 [4].



Рисунок 1.2 – Основні заходи зниження впливу ВМ на ґрунти

Найбільш перспективним і екологічно безпечним методом деконтамінації забруднених ґрунтів вважається фіторе mediaція. Механізм очищення ґрунтується переважно на використанні рослин-гіперакумуляторів, які здатні вилучати токсиканти із середовища у високих концентраціях і проявляти толерантність до їх дії.

Головна перевага фітотехнологій – процес видалення забруднюючих речовин відбувається без руйнування структури ґрунту і зменшення його родючості.

Для очищення ґрунтів від важких металів використовують [5]: фітоекстракцію (поглинання та накопичення забруднювачів в організмі рослини), фітостабілізацію (зменшення мобільності поллютантів і/чи накопичення у кореневій системі рослини-акумулянта або у ризосфері) чи ризофільтрацію (метали абсорбуються і зв'язуються у кореневих системах фіторемедіантів).

У дослідженнях [6] здійснено моделювання механізмів впливу біогенного композитного матеріалу на основі мулових осадів та фосфогіпсу на захисні функції ґрунту та описано динаміку величини мікробного біому ґрунту у системі «біотична складова – біогенний продукт – токсикант» при стимулюючій дії біокомпозиту. При цьому потребує подальшого визначення еколого-біохімічні аспекти впливу органо-мінерального біокомпозиту на розвиток природних ґрунтових мікроорганізмів і процес формування сприятливих біохімічних умови відновлення порушених земель.

### **1.3 Біоре mediaція як ефективний шлях зниження вмісту важких металів у ґрунтах**

Біологічні методи ремедіації забруднених ґрунтів є одним із ефективних інструментів природоохоронних технологій. Тривалий вплив фактора забруднення ВМ на ґрунти різних типів та різного призначення має істотні наслідки, що виявляються як у порушенні властивостей, структури та функцій ґрунтової системи, так і у зниженні продуктивності рослин, низькій їх якості й необхідності виведення забруднених ґрунтів із використання з подальшою їх консервацією. Пошук ефективних методів ремедіації забруднених ґрунтів є необхідною складовою у вирішенні проблеми, що склалася. Для цієї мети використовують, у тому числі, і методи біоре mediaції, базовий принцип дії яких засновано на здатності різних груп живих організмів у процесі своєї

життєдіяльності розкласти або акумулювати у своїй біомасі забруднювачі. За умови відновлення життєздатності й видової розманітності природного мікробіоценозу ґрунту біологічні методи є ефективними, проте сам процес очищення забрудненого ґрунту досить повільний і тривалий [7].

Використовуються класи біологічних методів ремедіації техногенно забруднених ґрунтів з градацією їх на **дві групи** [8]:

- методи біодеградації забруднювачів за використання мікроорганізмів;
- методи біонакопичення рослинами та /або перерозподілу забруднювачів у ґрунті за одночасного впливу на біологічну та косну складові ґрунту, що призводить до оптимізації його екологічного стану за рахунок збільшення вмісту органічної речовини та її зв'язування глинистими мінералами і поліпшення структурного стану ґрунту, трофічного і газового режимів, властивостей ґрунтової системи в цілому; до біодетоксикації та біодеконтамінації ВМ через розширення популяцій ґрунтових мікроорганізмів, використання рослин - фітомеліорантів.

В залежності від способу застосування методи поділяються на: *in situ* (у середовищі) та *ex situ* (поза середовищем). Методи *ex situ* (*in vivo*) передбачають вилучення забрудненого ґрунту за допомогою механічних засобів і перенесення його на полігон для ремедіації. Очищений ґрунт повертають у середовище. Ремедіація *in situ* ґрунтується на деструкції чи трансформації забруднювачів, їх іммобілізації, зменшенні біодоступності або екстракції із ґрунтового об'єму без попереднього вилучення (екскавації) ґрунту із середовища. Методи *in situ* мають ряд переваг: низька ціна у порівнянні із *ex situ*, а також являються більш екологічно безпечними для середовища [9].

### **1.3.1 Методи деградації поліутантів у ґрунтах за використання мікроорганізмів**

Відносно новим напрямом досліджень у сфері фіторемедіації є вивчення ефективності застосування ґрунтової мікробіоти у процесі очищення. Ґрунтові мікроорганізми мають здатність впливати на біологічну доступність і процес

поглинання важких металів, а також можуть сприяти росту та зменшувати токсичну дію поллютантів на рослини. Приблизно 80% надземних рослин мають симбіотичні асоціації мікроорганізмів. Здатність існувати у забрудненому важкими металами середовищі характерна для багатьох видів, що живуть у ризосфері, причиною стійкості ґрунтової мікробіоти може бути, як вроджені механізми адаптації, так і набуті.

У забруднений ґрунт можуть вносити характерні для нього мікроорганізми (внутрішня біоремедіація) або виділені із певного середовища, а потім інтродуційовані у забруднене (біоаугментація).

**Біоаугментація** - внесення (у вигляді біопрепаратів) спеціалізованих мікроорганізмів, чужорідних для даного місця проживання, які заздалегідь були виділені з природних джерел або спеціально генетично модифіковані та селекціоновані. Відбувається деструкція забруднювачів різними видами мікроорганізмів за рахунок активізації аборигенної мікрофлори або внесення у ґрунт певних культур мікроорганізмів, використання комплексних біопрепаратів та інших методів за створення оптимального середовища для розвитку певних груп мікроорганізмів, що розкладають забруднювач. Ґрунт стає придатним для вирощування рослин. Внесені мікроорганізми розкладають основну масу забруднень, знижують їх негативний вплив на біоту і тим самим стимулюють процеси самоочищення [10].

Доцільність їх використання обумовлена відсутністю розвиненого природного мікробіологічного ценозу за імпактного характеру забруднення.

*Переваги використання:*

- селективність;
- можливість виведення штамів мікроорганізмів, що піддають деструкції токсиканти ґрунту.

*Недоліки використання:*

- ефективність мікробних культур не є однаково високою через вузький діапазон сприятливих умов функціонування;

- ризик прояву явища виродження мікроорганізмів до досягнення необхідного рівня очищення ґрунту;
- ризик порушення природних мікробіоценозів за застосування мікробних культур.

Для очищення використовують бактерії родів *Actinomyces*, *Arthrobacter*, *Thiobacterium*, *Desulfoioma*, *Pseudomonas*, *Bacillus* і ін., гриби з бактеріальними генами. У складних випадках забруднення ґрунту ВМ найбільш ефективним є його очищення комплексними біопрепаратами, що містять спектр культур і водночас поживні речовини.

До таких біопрепаратів можна віднести:

- різні органічні відходи та ін. матеріали, модифіковані при хімічній або мікробіологічній дії, в процесі анаеробного зброджування, аеробної ферментації, компостування або вермикомпостування;
- спеціалізовані препарати на основі мікроорганізмів і ферментів: біодобрива, які включають азотфіксатори, препарати ендомікоризних грибів та ін.;
- біопрепарати проти збудників різних захворювань рослин (засоби захисту рослин), для поліпшення фітосанітарного стану ґрунтів [11].

Для біодеградації ВМ у ґрунтах розроблено спосіб їх очищення [12] шляхом обробки культурою бактерій (штам *Bacillus fastidiosus* ВКПМ В-4368) у рідкому мінеральному поживному середовищі, яке містить вуглеводи. Процес біовилуговування проводять до досягнення значення рН = 4,0–6,0 з витратою рідкого компонента у кількості 0,4–10 масових частин на 1 масову частину ґрунту, що обробляється. Метод ефективний, але є матеріалозатратним (доведення рН 2,8 до рН 4–6 потребує велику кількість нейтралізуючої речовини, витрати 0,4–10 масових частин поживного середовища на 1 масову частину ґрунту також є ресурсозатратними).

### **1.3.2 Застосування ефекторів**

Ефективність використання фітотехнології визначається рівнем фітодоступності важких металів у ґрунтового середовищі. Для підсилення

ремедіації застосовують ефектори, які представлені переважно хелатними сполуками, проте іноді застосовують мікроорганізми. Поширеними ефекторами є: ЕДТА (етилендіамінтетраоцтова кислота), лимона кислота, ДТРА (диетилентриамінпентаоцтова кислота), ЕГТА (етиленгліколь тетраоцтова кислота) та інші. Синтетичні хелатні сполуки вважаються більш ефективними, але мають серйозний недолік при застосуванні – утворюється велика кількість розчинних і рухомих форм металів [9].

У роботі бразильських вчених порівняно застосування синтетичних ефекторів і природно отриманих органічних кислот із низкою молекулярною масою (LMWOA), а також оцінено їх здатність збільшувати фітоекстракцію важких металів гірчицею сарептською (*Brassica juncea* (L.) Czern.) за умови комплексного забруднення ґрунтового середовища. Встановлено, що галова і лимонна кислоти стимулюють видалення Cd, Zn, Cu і Ni із ґрунту без збільшення ризику вилуговування важких металів. Головною перевагою застосування органічних кислот є низький рівень їх фітотоксичності у порівнянні із синтетичними хелатними сполуками [13].

Вивчено вплив ЕДТА та лимонної кислоти на акумуляцію Zn, Cu, Pb і Cd чорнобривцями (*Tagetes erecta*). Внесення у ґрунт ЕДТА у кількості 30 мг/л спричиняє пригнічення росту та розвитку рослин, що проявляється переважно у зменшенні кількості хлорофілу, вмісту білків, а також біомаси. При внесенні однакових концентрацій ефекторів, ЕДТА є більш ефективним засобом для збільшення акумуляції поллютантів. При внесенні ЕДТА у концентрації 30 мг/л із всіх металів Zn накопичується у найбільшій кількості (526,34 мг/кг), потім Cu (443,14 мг/кг), Pb (393,16 мг/кг) і Cd (333,62 мг/кг) [14].

У іншій роботі вчені (Dawood Muhammad та ін., 2009) досліджували вплив ЕДТА і лимонної кислоти на процес вилучення Cd, Cu, Pb і Cr із штучно забрудненого ґрунту, у якому культивували рогіз вузьколистий (*Turpha angustifolia* L.). За результатами дослідження найбільш ефективним для комплексного вилучення Cd, Pb і Cr є додавання ЕДТА у концентрації 5 ммоль/кг, проте відмічено значне зменшення біомаси і затримання росту

рослини. Вміст Cd у паростках підвищувався на 36,9% при додаванні лимонної кислоти та ЕДТА у кількості 10 ммоль/кг. Найбільша концентрація Pb у корінні відмічена при обробці ґрунту розчином лимонної кислоти (2,5 ммоль/кг), проте ЕДТА, навпаки, збільшує акумуляцію свинцю у паростках. Максимальне накопичення Cd, Cu, Pb у корінні і Cr у надземній частині *Turpha angustifolia* L. спостерігалось при додаванні лимонної кислоти у концентраціях 5 і 10 ммоль/кг.

Використання ЕДТА (0,5 і 1,0 г/кг ґрунту) для підсилення ремедіації ґрунтів жерушником шаровидним (*Rorippa globosa*) на стадіях розвитку рослини перед цвітінням пригнічує її ріст та вилучення Cd з ґрунтового середовища. У порівнянні із контролем кількість сухої біомаси, концентрація Cd і загальний показник акумуляції металу у надземній частині знизились відповідно на 39,6%, 3,1 і 41,0% при внесенні ефектора у кількості 1,0 г/кг. Додавання ЕДТА у період цвітіння і дозрівання плодів рослини сприяло її розвитку і абсорбції Cd, особливо у концентрації 1,0 г/кг. Таким чином, застосування помірної концентрації ЕДТА на оптимальній стадії розвитку *Rorippa globosa* є ефективним для збільшення кількості вилученого Cd із ґрунту [13].

Також окрім цього використовують зміну рН ґрунтового середовища, окислювально-відновні добавки, явище антагонізму іонів за створення конкуренції між іонами ВМ за сорбційні місця тощо.

#### **1.4 Використання органічних добрив та органо-мінеральних композицій для ремедіації ґрунтів**

Новим напрямком досліджень вчених є використання альтернативних іммобілізаторів та оцінка їх ефективності у порівнянні із традиційними засобами.

Для зменшення біодоступності Cr шляхом формування органічних комплексів у ґрунт додавали подріблену зовнішню оболонку кокосових горіхів і пташиний послід. Меліоранти є найбільш ефективними у кількості 12,5 т/га



(волокна кокосу) та 5 т/га (послід) та здатні знижувати концентрації рухомих форм Cr у суглинку відповідно на 61 – 75% та 62,3 – 68% [8].

У роботі Adejumo Sifau та ін. (2011) досліджено вплив неорганічного добрива (NPK, 100 кгN/га), компостів із касави (*Manihot utilissima* Pohl.) і тітонії (*Tithonia diversifolia*) у концентраціях 20 і 40 т/га на процес іммобілізації Pb у ґрунті, в якому вирощували кукурудзу (*Zea mays* L.). Встановлено, що концентрація рухомого свинцю у ґрунтовому середовищі при застосуванні компосту із тітонії і касави у кількості 40 т/га, знизилась на 71,6% і 67,33% а при 20 т/га – відповідно на 66,06% і 49,47%. Додавання компосту сприяло збільшенню висоти рослини на 89 – 94%, а також площі листків та їх кількості (особливо при внесенні у ґрунт компосту із тітонії у концентрації 40 т/га).

У експериментальній роботі [15] у якості іммобілізатора використовували компост, який отримували при переробці осаду стічних вод і «зелених відходів» та збагачували його мінералами (клиноптилолітом і бентонітом). Ґрунти із різними ступенями забруднення змішували з компостом у різних співвідношеннях. Критерієм оцінки слугували: кількість продукрованої біомаси і акумульованих металів райграсом (*Lolium perenne* L.). Результати досліджень показали, що використання компосту (із зелених відходів) зменшує вилуговування Cd і Zn до 48%, тоді як внесення компосту із осаду стічних вод сприяє акумуляції Zn рослиною (удвічі більша кількість металу в тканинах), проте концентрація у райграсі Cd, Cu, Pb, навпаки, зменшується у середньому на 80%.

Була досліджена ефективність застосування компосту, який збагачували цеолітом і/або оксидом заліза, для ремедіації ґрунту, забрудненого As. Біодоступність металу визначали шляхом оцінки кількості вилученого поллютанта райграсом (*Lolium perenne* L.). За результатами досліджень концентрація As у райграсі зменшилась до 2 мг/кг при використанні компосту із 5% вмістом оксиду заліза або цеоліту (співвідношення кількості меліоранту до кількості ґрунту – 1:7). Таким чином, після застосування іммобілізатора райграс екстрагував із ґрунту менше ніж 0,01% загальної кількості металу.

Застосування обох видів меліорантів було ефективним та забезпечувало значний ріст рослин на забрудненому ґрунті. Кількість рухомих форм важких металів у ґрунті зменшилась у середньому на 10 – 37%.

Продукт змішування забрудненого ґрунту з осадами стічних вод (ОСВ) [16], за умови дотримання вимог щодо вмісту ВМ у ОСВ та у ґрунті, розглядається як добриво, що підвищує біологічну активність ґрунту за активізації мікроорганізмів, іммобілізує ВМ шляхом їх переведення у малодоступні для рослин форми за рахунок абсорбції органічною речовиною ОСВ. Отже, забезпечується ремедіація забруднених ВМ ґрунтів [17].

Дози органічних добрив з ОСВ на забруднених ґрунтах визначають за урахування якості осадів, біологічних особливостей рослин, вимог охорони довкілля; властивостей ґрунтів (механічний склад, вміст гумусу, кислотність), тому що залежно від цих факторів змінюється рухомість ВМ (Cd, Zn, Ni), їх транслокація до рослин, міграція у глибинні шари ґрунтів і ґрунтові води. На легких піщаних ґрунтах рухомість ВМ є вищою (міграція на глибину від 50 см і нижче) а на суглинках і глинистих ґрунтах ВМ затримуються в шарі глибиною до 25 см. Дози не мають перевищувати 30–40 т ОСВ /га за три роки за суцільного внесення й 3–5 кг /м<sup>2</sup> , розраховуючи на кожні 10 см ґрунту за поверхневого і локального (траншейний або прикореневий) способів внесення добрива. Діючих норм щодо застосування добрив з ОСВ на ґрунтах в Україні не розроблено [16].

Активізацію біодеградації забруднювачів за рахунок підтримки оптимальної температури проводять шляхом покриття чорною поліетиленовою плівкою взимку забрудненого ґрунту для підвищення температури, влітку – використовують прозору плівку для зниження випаровування з поверхні.

## Розділ 2 Дослідження впливу органо-мінеральних композицій на детоксикацію ґрунтів

### 2.1 Характеристика ґрунтів, забруднених важкими металами

На рис. 2.1 наведено фотографію зрізу ґрунтового профілю у місці відбору проб ґрунту для аналізу вмісту ВМ.



Рисунок 2.1 – Профіль сірого лісового ґрунту

Ґрунтам притаманна менш чітка, порівняно з незмитими аналогами, диференціація профілю за елювіально-ілювіальним типом. У профілі сірих лісових ґрунтів поблизу відвалу фосфогіпсу виділено такі горизонти (рис. 2.1):  $H_0$  – дерен темно-бурого кольору (потужністю до 2 см);  $H$  – гумусово-аккумулятивний з дерном темно-сірого кольору з кремнеземистою присипкою (7–11 см);  $E_1$  — елювіальний сірувато-білястого кольору, структурний склад порошокато-грудкуватий з карбонатними включеннями, містить багато коренів рослин (18–20 см);  $E_2$  – перехідний елювіально-ілювіальний плитчасто-горіхуватий з кремнеземистою присипкою, буро-коричневими колоїдами на

структурних гранях, також із карбонатними включеннями, ущільнений; перехід поступовий (6–10 см); І – ілювіальний коричневого кольору грудкувато-призматичний (32–35 см) та Р – материнська порода з глибини 60–80 см [18].

Груповий склад гумусу сірих лісових ґрунтів характеризується незначною перевагою гумінових кислот у складі ґрунтового гумусу, насиченістю основами – 18 – 30 мг – екв. на 100 г ґрунту; в ілювіальному обрії ємність поглинання помітно збільшується.

Загальні запаси гумусу функціонально відображають продуктивність природної трав'янистої рослинності. Ґрунтовий гумус має високі сорбційні властивості, утворюючи в ґрунтах з високим вмістом важких металів складні й комплексні сполуки.

Істотним фактором, що легкокорозчинних у воді, а тому рухливих фульвокислот, які обумовлюють процеси інтенсивного вимивання із ґрунтового профілю багатьох мікроелементів – Fe, Mn, Zn, Cd, Pb, Sr, V, у тому числі й важких металів. Цей процес характерний і сірим лісовим ґрунтам.

В основній фазі спектра представлені: оксид кремнію  $\text{SiO}_2$ , сполуки алюмосилікатів типу  $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ , оксид заліза  $\text{FeO}$ .

Проведений дифрактометричний аналіз даних ґрунтів виявив наявність різних за структурою сполук (оксиди, сульфати, фосфати, карбонати), у тому числі й таких, що містять важкі метали, у першу чергу, – Cd, Pb.

## **2.2 Умови проведення мікропольового досліджу**

Дослідження кількісних і якісних змін у фракційному складі ґрунтового комплексу сірого лісового ґрунту проводилось при внесенні зростаючих доз органо-мінеральних композицій, такого складу:

- біогенний композит, продукт анаеробної переробки мулових осадів та фосфогіпсу;
- органо-мінеральний компост на основі суміші фосфогіпсу (10 % мас.), суперфосфату (1 % мас.) і перегною ВРХ;
- комбінація суміші гумату натрію з суперфосфатом (1:1).

Дослід проводився в блоках з оргскла з днищем площею 0,20 м<sup>2</sup>(0,5 х 0,4 м). Блоки були заповнені сірим лісовим ґрунтом із території з високим рівнем техногенного навантаження, що містить свинець на рівні 17,6–21,2 мг/кг та кадмій – 0,55–1,00 мг/кг (валова форма). Температура у приміщенні підтримувалась на рівні 22-25 °С.

Для приготування витяжки з повітряно-сухих зразків ґрунту був використаний амонійно-ацетатний буферний розчин із  $pH = 4,8$  од. Цей екстрагент прийнятий агрохімічною службою для вилучення доступних рослинам мікроелементів і слугує для оцінки забезпеченості ґрунтів цими елементами. Отримані розчини були проаналізовані на спектрофотометрі С115-М1 (ВАТ «СЕЛМІ», Україна) з електротермічним атомізатором.

Статистична обробка результатів здійснювалася в програмі MS EXCEL. Визначався відсотковий вміст рухомих форм ВМ, вивільнених екстрагентом від їх валового вмісту до і після обробки ґрунту органо-мінеральними композиціями. Потім визначався ступінь зниження рухомості важких металів у ґрунті при внесенні різних органо-мінеральних композитів за формулою:

$$D_m = \frac{b_0 - b_1}{b_0} \cdot 100\%, \quad (2.1)$$

де  $D_m$  – ступінь зниження рухомості важких металів у ґрунті, %;

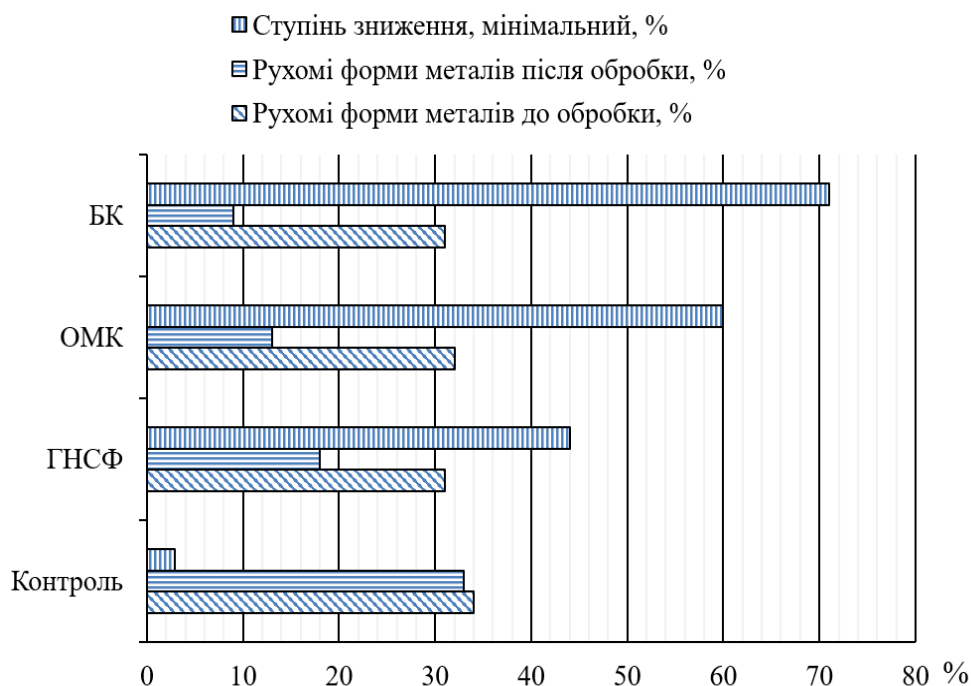
$b_0$  – початковий відсотковий вміст рухомих форм ВМ, %;

$b_1$  – відсотковий вміст рухомих форм ВМ після обробки, %.

### **2.3 Дослідження впливу різних органо-мінеральних композицій на рухомі форми важких металів**

На рис. 2.2 наведена характеристика впливу різних органо-мінеральних композицій на ступінь зниження рухомих форм ВМ у ґрунті (сірий лісовий) за тривалості експозиції 2 місяці. При внесенні органо-мінерального компосту на основі суміші фосфогіпсу, суперфосфату і перегною ВРХ (ОМК) було визначено, що при зменшенні частки рухомих форм ВМ до 12% від валового вмісту ступінь зниження рухомих форм ВМ склав 60%, що перевищує в 1,3

рази значення цього показника у порівнянні із обробкою ґрунту за допомогою комбінації суміші гумату натрію з суперфосфатом (ГНСФ).



БК – біогенний композит, продукт анаеробної переробки мулових осадів та фосфогіпсу; ОМК – органо-мінеральний компост на основі суміші фосфогіпсу (10 % мас.), суперфосфату (1 %мас.) і перегною ВРХ; ГНСФ – комбінація суміші гумату натрію з суперфосфатом (1:1)

Рисунок 2.2 – Порівняльна характеристика впливу різних органо-мінеральних комплексів на процес зв'язування рухомих форм важких металів (Pb, Cd)

Сполучення з гуміновими кислотами ВМ вважається досить ефективним засобом їх іммобілізації при задіяні мінеральної складової ґрунту. Але штучне впровадження гуматів у ґрунт в певному композиційному складі не завжди визначає високу ефективність зв'язування ВМ у недоступні для міграції форми, що свідчить про необхідність додаткових досліджень і раціоналізації співвідношень у композиції ГНСФ відповідно до біохімічних та фізико-хімічних ґрунтових умов. Промислові гумати виявляють стимулюючий ефект при зростанні рослин, але в залежності від технології виробництва та сировини у відносно високих дозах вони можуть проявляти певний рівень токсичної дії,

що також необхідно враховувати, адже хімічна структура і властивості природних і промислових гуматів мають відмінності, що впливає на їх екологічні функції в ґрунтовому комплексі. При внесенні біогенного композиту (БК), що є продуктом анаеробної переробки мулових осадів та фосфогіпсу, спостерігається вищий порівняно з іншими органо-мінеральними комплексами ступінь зниження мобільності ВМ (не менше 70 %). Слід зауважити, що основні характеристики біогенного композиту була досліджена у [6]. Відповідно важливим є формування технологічної схеми реалізації процесу очищення та відновлення ґрунтів біотехнологічними засобами.

### Розділ 3. Технологічні аспекти реалізації процесу детоксикації ґрунту

#### 3.1 Технологічна реалізація методів біоре mediaції ґрунту

Для *ex situ* очищення забруднених ґрунтів та інших матеріалів можна використовувати різні конструкції біореакторів, серед яких виділяють реактори з фіксованим шаром (твердофазний біореактор) і суспензійні з перемішуванням (шламовий біореактор).

Для біологічного очищення забрудненого ґрунту переважно використовуються суспензійні (шламові) реактори (рис. 3.1). Кількість ґрунту в суспензійних реакторах з перемішуванням може становити до 30 % від загального об'єму. Їх переваги над твердофазними реакторами полягають в більш легкому управлінні, кращому контролі процесу, можливості забезпечувати більш високий рівень аерації. Вони не схильні до замулювання, засмічення осадами і зваженими часточками, надлишковою біомасою. З іншого боку, конструкції суспензійних реакторів складніші, споживають більше енергії, а також вимагають великих витрат на очищення відпрацьованого повітря.

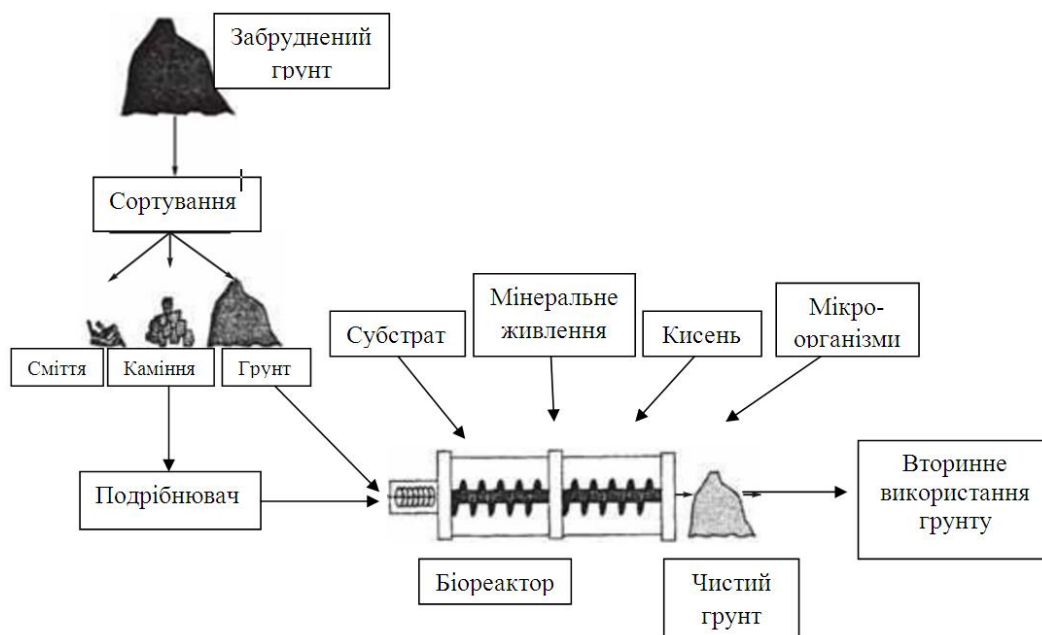


Рисунок 3.1 – Обробка ґрунту з використанням шламового біореактора [19]



Аеробні біогеохімічні бар'єри можуть створюватися на шляху міграції ґрунтових вод з підвищеним вмістом  $\text{Sr}^{2+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ . Внаслідок утворення вуглекислоти при окисленні мікроорганізмами органічних субстратів, що вносяться до зони контакту, відбувається осадження карбонатів (рис. 3.2), а також процесів біовилуження (рис. 3.3)

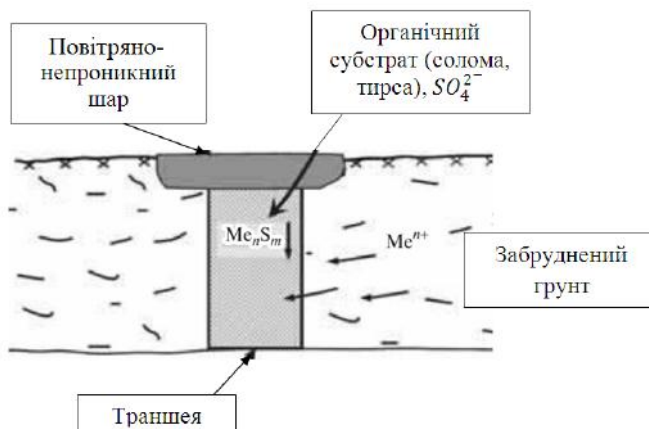


Рисунок 3.2 – Штучний біогеохімічний бар'єр

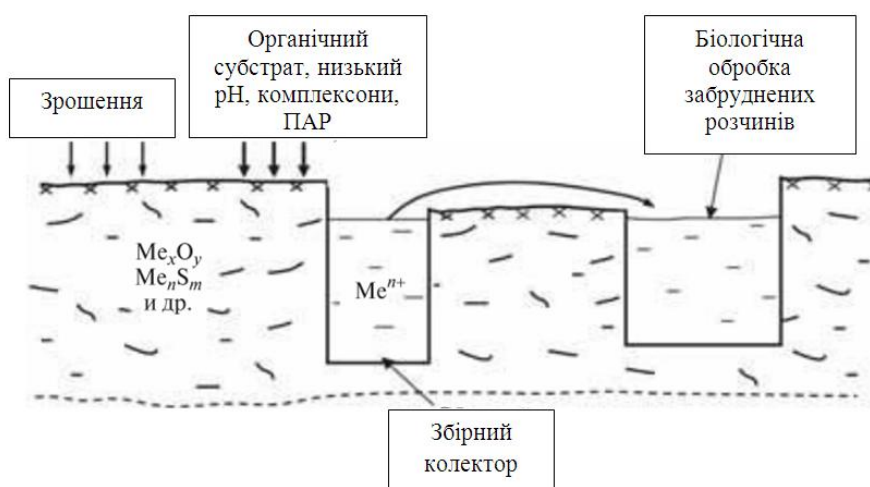


Рисунок 3.3 – Технологічна організація процесу біовилуговування [19]

Розвиток залізоокислюючих бактерій в аеробних умовах сприяє утворенню  $\text{Fe}^{3+}$ , при взаємодії якого з фосфатом утворюються нерозчинні сполуки. Біологічно ініційоване відновлення сульфату супроводжується формуванням сульфідів ВМ, що відбувається таким чином [20]:





У цих реакціях  $CH_2O$  є органічний вуглець, а  $Me^{2+}$  позначає двовалентний катіон ВМ.

Біоекран може бути організований шляхом аерування ділянки ґрунту в напрямку, що перпендикулярний руху ґрунтових вод. При цьому забруднення може бути біологічно окислене або десорбуване потоком повітря [21].

**Методи електрокінетичної активізації біодеградації** включають використання електричного струму, що забезпечує міграцію мікроорганізмів, з власним зарядом, у забрудненій зоні та збільшення швидкості, ефективності рівномірного очищення ґрунту [22]. Ультразвук використовують для активізації біодеградації, що включає руйнацію великих ґрунтових агрегатів для збільшення доступності забруднювача для мікроорганізмів [23].

Електрокінетична ремедіація пов'язана з пропусканням постійного електричного струму низької напруги ( $20 - 40 \text{ мА/см}^2$ ) з різницею потенціалу в кілька вольт через ґрунт протягом певного інтервалу часу від 5 – 10 до 120 – 150 хвилин, що може здійснюватися в місці забруднення, коли електроди встановлюються в ґрунті *in situ*, або в спеціально обладнаному реакторі (рис. 3.4).

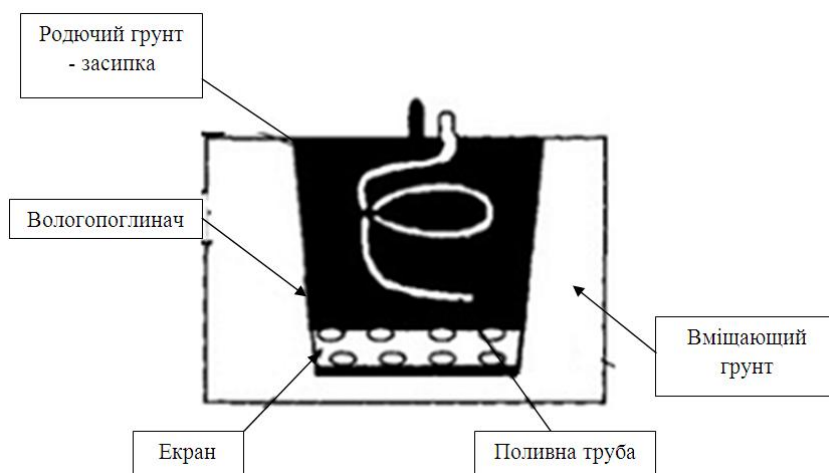


Рисунок 3.4 – Концептуальна схема промивання ґрунту для видалення ВМ з наступною регенерацією ПАР і видаленням металів з водної фази

**Поліпшення умов аерації** ґрунту також сприяє біодеградації забруднення ґрунтів шляхом продування ґрунтів і ґрунтових вод повітрям під різним тиском у поєднанні із введенням поживних речовин через отвори разом із повітрям або розбризкуванням мікрочасток поживних розчинів [10, 19].

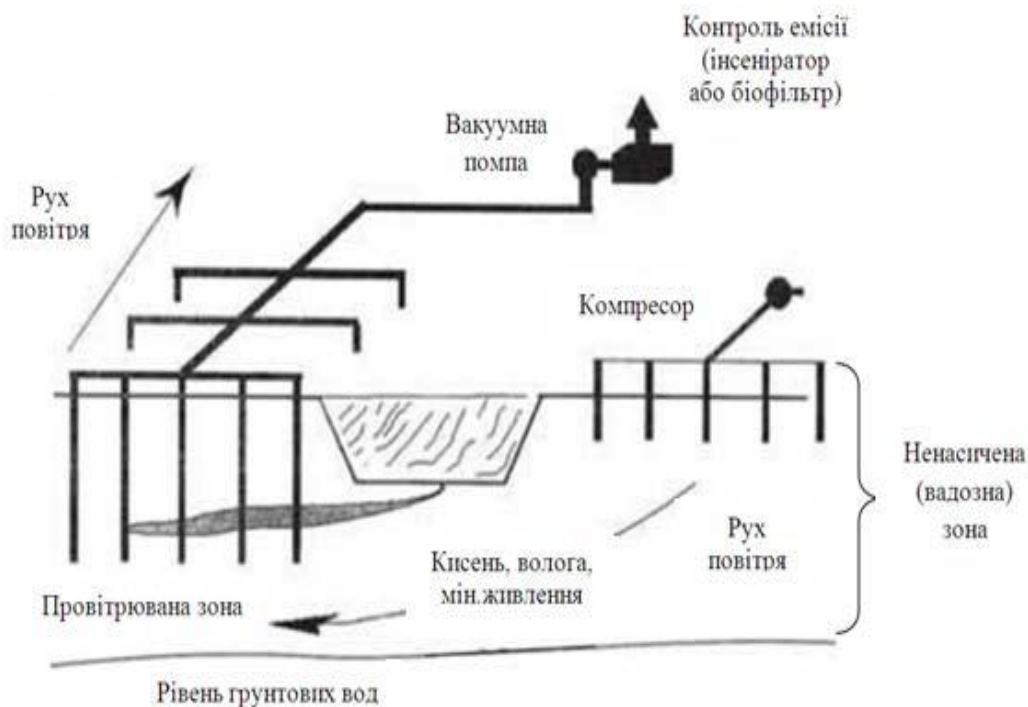


Рисунок 3.5 – Типова система біовентиляції ґрунту

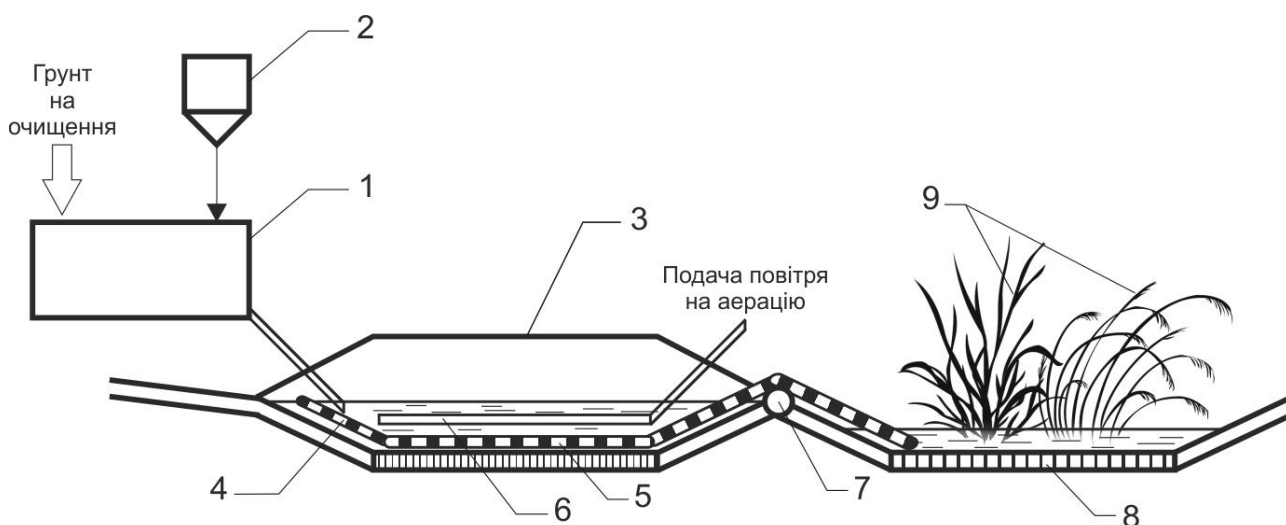
### 3.2 Розробка комплексного біотехнологічного рішення ремедіації ґрунтів

Чітка і структурована побудова технологічної схеми руху матеріальних потоків потрібна для реалізації комплексної біотехнології ремедіації ґрунтів.

До основних організаційних вимог, які ставляться до біотехнологічної схеми, відносять такі:

- простоту виконання та автоматизацію устаткування;
- доцільність розміщення устаткування відповідно до напрямку матеріальних потоків;
- вибір оптимального режиму роботи технологічного устаткування – безперервного чи періодичного;
- проведення процесів у постійних умовах;
- виділення кінцевого продукту обробки;

На підставі обробки та аналізу теоретичних та експериментальних даних була розроблена технологічна схема аеробної установки із біодетоксикації ґрунтів (рис. 3.6).



1 – бункер для змішування подрібненого ґрунту та біокомпозиту; 2 – дозатор для подачі біокомпозиту; 3 – біореактор; 4 – скребковий транспортер; 5 – ізольоване днище; 6 – система аерації; 7 – електропривод; 8 – майданчик; 9 – рослини-фіторемедіанти

Рисунок 3.6 – Принципова біотехнологічна схема детоксикації ґрунтів

Технологічна схема працює таким чином. Подрібнений забруднений важкими металами ґрунт та біокомпозит, який подається з дозатору (2) поступають в бункер для змішування (1). Ця суміш по трубопроводу потрапляє в біореактор (3), виконаний у вигляді траншеї з ізольованим днищем (5) із скребковим транспортером (4), по якому здійснюється переміщення ґрунту.

Над транспортером улаштована система аерації (6), завдяки якій відбувається подача повітря у біореактор для поліпшення умов аерації. Біореактор оснащений електроприводом (7) і покритий зверху герметичним світлонепроникним полімерним покриттям.

Попередньо очищений ґрунт скребковим транспортером (4) подається на спеціальний майданчик (8), на якому в нього висаджуються рослини –

ремедіанти (9) для подальшого очищення, моніторингу та контролю вмісту поліютантів.

Таким чином, очищення ґрунту від важких металів та відновлення його родючості, внаслідок покращення умов розвитку ґрунтової мікробіоти пропонується у двохстадійному процесі:

1. аеробна обробка ґрунту разом з біокомпозитом;
2. стадія фіторемедіації для доочищення та контролю вмісту токсикантів у ґрунті.

## Висновки

1. Вивчено особливості процесів поведження важких металів у ґрунті та взаємозв'язок із іншими компонентами екосистеми та виділено фактори, від яких залежать показники адсорбції важких металів.

2. Здійснено огляд існуючих методів очищення ґрунту від важких металів та обґрунтовано, що відновлення техногенно забруднених ВМ ґрунтів при використанні біологічних методів є найбільш перспективним напрямом, що динамічно розвивається та вважається екологічно безпечним.

3. Виділено дві групи біологічних методів очищення ґрунтів, серед яких методи за використанням мікроорганізмів та методи біонакопичення рослинами та /або перерозподілу поліутантів у ґрунті за одночасного впливу на біологічну та косну складові ґрунту. Досліджено особливості біоаугментації, переваги та недоліки цього методу; вплив ефекторів, які представлені переважно хелатними сполуками, на деградацію поліутантів у ґрунтах, деякі їх особливості визначено на основі огляду досліджень зарубіжних та вітчизняних вчених.

4. Експериментально досліджено можливість використання альтернативних комплексів іммобілізаторів – орґано-мінеральних композицій різного складу та визначено їх вплив на ступінь зниження рухомих форм ВМ у ґрунті за тривалості експозиції 2 місяці.

5. Здійснено огляд технологічних рішень інтенсифікації процесів біоремедіації ґрунту, що дозволить зменшити тривалість обробки, за допомогою біореакторів, серед яких виділяють реактори з фіксованим шаром і суспензійні з перемішуванням, проаналізовано методи та технологічні засоби активізації мікрофлори і поліпшення процесів біоремедіації (електрокінетична активізація, поліпшення умов аерації за допомогою продування ґрунту повітрям тощо). Відповідно розроблена та описана біотехнологічна схема детоксикації ґрунтів, що має двох стадійний характер: 1. аеробна обробка ґрунту разом з біокомпозитом; 2. стадія фіторемедіації для доочищення та контролю вмісту токсикантів у ґрунті.

### Список використаних джерел

1. Раду К. Теоретичні дослідження, що стосуються залишкового забруднення ґрунтів важкими металами. Пер. з англ. / Крістіан Раду, Валентин Недеф, Олександра-Дана Читимус // Журнал інженерних вчень і досліджень. – 2013. – Т. 19. - № 2. - С. 89-96.
2. Водяницкий Ю.Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами / Ю.Н. Водяницкий, Д.В. Ладонин, А.Т. Савичев; под общ. ред. Ю.Н. Водяницкого. – Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева М: РАСХН, 2012. – 306 с.
3. Медведєв В.В. Родючість ґрунтів. Моніторинг та управління / В.В. Медведєв. – К.: Урожай, 2002. – 232с.
4. Шуліпа Є. Засади екологічного моніторингу вмісту важких металів у ґрунті / Є. Шуліпа, Є. Черниш // Збірник матеріалів міжнародної науково-технічної конференції молодих вчених «GeoTerrace-2018», Львів, 13 – 15 грудня 2018 р. – Львів, 2018. – С. 52-55.
5. Гнатенко О. Ф. Охорона ґрунтів: навчальний посібник / О. Ф. Гнатенко, Л. Р Петренко, П. В. Капштик; за ред. М. К. Шикули – К.: Т-во «Знання», КОО, 2001. – 398 с.
6. Черниш Є. Ю. Моделювання процесу стимулювання захисних функцій ґрунтового комплексу при використанні біогенного композиту на основі техногенних відходів. / Черниш Є. Ю., Пляцук Л. Д // Екологічні науки. –2017. – № 1–2 (16–17). –С. 129–140.
7. Дабахов М.В. Рекультивация почвенного покрова рекреационных зон города, загрязненных тяжелыми металлами / М.В. Дабахов, Н.А. Смирнова, В.И. Титова // Агрохим. Вестник. – 2005. – № 3. – С. 30–32.
8. Лысенко Л. Л. Проблема загрязнения почв тяжелыми металлами, перспективы решения / Л. Л. Лысенко, М. И. Пономарев, Б. Ю. Корнилович // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2001. – № 4. – С. 58–63.
9. Ghosh M. Review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products / M. Ghosh, S. Singh // Asian Journal on Energy and Environment. – 2005. – №6(04). – P. 214 – 231.

10. Пат. на корисну модель 20299 UA. Спосіб детоксикації важких металів у системі ґрунт – рослина / А.І. Фатєєв, В.Л. Самохвалова; опубл. 15.01.2007, Бюл. № 1.
11. Звягінцева Д.Г. Мікроорганізми і охорона ґрунтів / Д. Г. Звягінцева. – М., 1997. – С.129–149.
12. Пат. на изобретение 2157605 RU. Способ рекультивации земель / С.И. Зарубин, А.Г. Ананенков, Г.Л. Ставкин, Н.В. Рыжук, В.М. Поляков; № 2000106893; Заявл. 22.03.2000; Опубл. 20.02.2000, Бюл. № 29.
13. Do Nascimento C. W. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil / C. W. Do Nascimento, D. Amarasiriwardena, B. Xing // *Environmental Pollution*. – 2006. – №140(1). – P. 114–123.
14. Oyler P.E. In situ stabilization of metals contaminated soil near a smelter: An ecological remediation of a Superfund site / P.E. Oyler, A. John // *Technology Evaluation Report*. 1995. – P. 116-125.
15. Adejumo S. A. In situ remediation of heavy metal contaminated soil using Mexian Sunflower (*Tithonia diversifolia*) and Cassava waste composts / S. A. Adejumo, A. O. Togun, J. A. Adediran, M. B. Ogundiran // *World Journal of Agricultural Sciences*. – 2011. – № 7(2) – P. 224 – 233.
16. Линдиман А. В. Процессы миграции свинца и кадмия в системе «почва –растение» : автореф. дисс. на соискание ученой степени кандидата химических наук : спец. 03.00.16 «Экология» / Линдиман А. В. – Иваново, 2009. – 17 с.
17. Гюнтер Л.И., Беляева С.Д. К проблеме утилизации ОСВ в качестве удобрения / Л. И. Гюнтер, С. Д. Беляева // *Изв. ЖКХ. Гор. хозяйство и экология*. – 1997. – 2. –С. 38–48.
18. Chernysh Y., Plyatsuk L., Yakhnenko O., Trunova I., Kozii I. Research of migration patterns of heavy metals in the area of phosphogypsum storage influence / Chernysh Y., Plyatsuk L., Yakhnenko O., Trunova I., Kozii I. // *Environmental problems*. – 2018. – Vol. 3. – № 1. – P. 49–52.



19. Кузнецов А. Е. Прикладная экобиотехнология [Электронный ресурс]: учебное пособие: в 2 т. Т.1 / А. Е. Кузнецов и др. – 2-е изд. (эл.) – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2012. – 629 с.
20. Vodyanitskii Yu. N. Biogeochemical Barriers for Soil and Groundwater Bioremediation / Yu. N. Vodyanitskii, S. A. Shoba // Moscow University Soil Science Bulletin. – 2016. – Vol. 71. – No. 3. – P. 89–100.
21. Баюрова Ю. Л. Искусственные геохимические барьеры для решения экологических и технологических задач / Ю.Л. Баюрова, Д.В. Макаров, Д.П. Нестеров, Е.А. Корнева // Научный вестник. – 2013. – №2(35).– С. 11–19.
22. In situ bioinventing at a natural gas dehydrator site: Field demonstration. In Situ Aeration: Air Sparking, bioinventing / Lawrence A.W., Miller D.L., Miller J.A. et al. // Relet. Rem. Processes (Pap. Int. In Situ on – Site Bioreclam. Symp.). – 3rd. – 1995. – P. 581–592.
23. Киреева Н. А. Фитотоксичность антропогенно-загрязнённых почв / Н. А. Киреева и др.; отв. ред. Р. Р. Ахметов. –Уфа: Гилем, 2003. – 266 с.

**«БІОІНДИКАЦІЙНА ЗДАТНІСТЬ ХВОЙНИХ РОСЛИН В ОЦІНЦІ  
СТАНУ УРБОГЕННИХ УМОВ ДОВКІЛЛЯ»**

Шифр: «Біоіндикація. Хвойні»

2018

## АНОТАЦІЯ

На сьогоднішній день рід *Juniperus* L. налічує близько 70 видів і понад 450 культиварів, які набули значного поширення в озелененні провідних країн світу. В Україні існує великий попит на культивари ялівців і дефіцит вітчизняного посадкового матеріалу. Однією з передумов успішної культури ялівців в Україні є вивчення рівня їхньої адаптації до урбогенних умов довкілля..

Одним із елементів широкої фітомеліорації урбогенного середовища великих міст спрямованої на поліпшення стану довкілля, є озеленення відкритих просторів. Враховуючи круглорічну вегетуючу здатність хвойних рослин, їхня участь в озелененні міст має бути значно розширеною. Особливо це стосується кущових видів ялівців, які відіграють не лише значну санітарно-гігієнічну (газопоглиняльну, пиле- і газофільтрувальну, фітонцидну, іонізуючу, шумопоглиняльну), але й естетичну роль, особливо в осінньо-зимовий період з його монохроматичним міським ландшафтом (Вергунов, 1991; Владимиров, 1999; Кучерявий, 1984, 1991, 2001; 2017; Білоус, 2001; Фурсова, 1988; Сичева, 2007; Сокольская, 2007).

Еколого-біологічні особливості розвитку кущових ялівців в основному досліджувались у природних умовах ботанічних садів, дендраріїв, парків. Лише окремі з наукових робіт опубліковані в Україні (Бровко О.Ф., 2011, Колодяженська Т.І., 2014) стосувалися росту і розвитку ялівців в урбогенних умовах. Тому дослідження біоіндикаційних можливостей і життєвості кущових ялівців в урбогенних умовах м. Львова із притаманною йому ксерофітністю та забрудненим поллютантами середовищем, є справою актуальною, спрямованою на наукове обґрунтування фітомеліоративних методів управління станом довкілля та успішності інтродукції рослинного матеріалу в урбогенні умови зростання.

*Мета роботи* – дослідження рівня життєвості видів і культиварів хвойних, на прикладі кущових ялівців, в урбогенних умовах м. Львова, використання їх у біоіндикації стану довкілля.

*Завдання досліджень:*

- виявити біоіндикаційні властивості кущових ялівців для потреб екологічного моніторингу.
- виявити вплив урбогенних, едафічних факторів на ріст та розвиток кущових ялівців;
- зв'язувати рівень життєвості вегетуючих поверхонь кущових ялівців.

*Об'єкт дослідження* – процеси росту і розвитку кущових видів ялівців та їхніх культиварів в урбогенних умовах середовища та їх біоіндикаційна здатність.

*Предмет дослідження* – інтродуковані кущові види і культиварів ялівці в умовах урбогенезу

Робота займає 32 сторінки друкованого тексту. Складається із 3 розділів, містить 3 таблиць, 10 рисунків та 20 джерел використаної літератури.

**КЛЮЧОВІ СЛОВА:** ХВОЙНІ, ЯЛІВЕЦЬ, КУЛЬТИВАР, УРБОГЕНЕЗ, ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА, БІОІНДИКАЦІЯ, ФІТОІНДИКАЦІЯ.

## ЗМІСТ

ВСТУП.....	5
<b>РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНА РОЛЬ ЗЕЛЕНИХ НАСАДЖЕНЬ В УМОВАХ УРБООЕКОГЕНЕЗУ.....</b>	<b>6</b>
1.1. Еколого-меліоративна функція міського озеленення.....	6
1.2. Урбоекологічні особливості інтродукції рослин в озеленення населених місць.....	7
<b>РОЗДІЛ 2. ОЦІНКА ЕДАФО-КЛІМАТИЧНИХ УМОВ ТА МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕНЬ БІОІНДИКАЦІЙНОЇ ЗДАТНОСТІ КУЩОВИХ ВИДІВ ЯЛІВЦІВ .....</b>	<b>10</b>
2.1. Едафо-кліматичні умови об'єкту дослідження.....	
2.1.1. Кліматичні особливості.....	10
2.1.1. Геоморфологія.....	11
2.1.3.Геологічна будова.....	12
2.1.4.Орогідрографія.....	
2.1.5.Гідрологічна мережа.....	
2.1.6. Едафічні умови.....	
2.1.7. Рослинний покрив.....	
2.2. Програма досліджень .....	17
2.3. Прилади, методики та матеріали досліджень .....	17
<b>РОЗДІЛ 3. БІОІНДИКАЦІЙНА ЗДАТНІСТЬ КУЩОВИХ ВИДІВ РОДУ ЯЛІВЕЦЬ В УМОВАХ КЗЗМ ЛЬВОВА: КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ТА ОПТИМІЗАЦІЯ.....</b>	<b>19</b>
3.1. Газостійкість видів і культиварів кущових ялівців .....	19
3.2. Біоіндикаційна оцінка життєвості кущових ялівців засобами флуоресценції .....	22
3.3. Біоіндикаційна оцінка хвої кущових ялівців у різних еколого-фітоценотичних поясах м. Львова .....	27
ВИСНОВКИ.....	30
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	31
ДОДАТКИ.....	33

## ВСТУП

Урбогенні градієнти середовища, які розрізняють на території міст за їх едафічними та кліматичними характеристиками, а також за станом забруднення абіотичного та біотичного довкілля, вимагають трудомістких і дорогих інструментальних досліджень. Крім того, вони не можуть водночас дати комплексної оцінки стану середовища.

Важливе місце у процесі диференціації комплексних урбогенних градієнтів середовища, відводять біоіндикації стану довкілля, яка здійснюється на п'ятих рівнях: *фізіоло-біохімічний* (клітинний), *анатомо-морфологічний* (організмовий), *популяційний*, *ценотичний* і *біогеоценотичний*.

Комплексний урбогенний градієнт середовища (КУГС), проявляє себе в міру пересування від периферії до центру міста і його приміської зони, створюючи екокліни або еколого-фітоценотичні пояси. Біологічне індексування дає змогу встановити реакцію різних маркерів на вплив КУГС в цих екоклінах.

Атмосферне повітря сучасних міст містить десятки різних забруднювачів, як газових, так і завислих. Більшість з них несуть різні рівні небезпеки для довкілля, складовою частиною якого є людська спільнота.

Тому в містах організовані системи для спостереження за забруднювачами і їх вимірювання. В різних пунктах міст встановлені прилади (нерідко складні самореєструючі та дорогі), які повинні інформувати про кількість забруднювачів як у певний час, так і в динаміці.

Така інструментальна реєстрація може бути успішно доповненою біоіндикаційними (ліхено-, бріо-, фітоіндикаційними) методами визначення ступеня забрудненості атмосферного повітря. Ці методи ряд важливих особливостей: 1) дешеві і потребують порівняно мало часу; 2) біоіндикаційні дані відбивають багаторічний середній стан атмосферного середовища; 3) при повторних дослідженнях (картування) біоіндикація дає уяву про динаміку ступеня забрудненості міста в цілому і окремих його районів.

## **Розділ 1. Еколого-біологічна роль зелених насаджень в умовах урбоєкогенезу**

### **1.1. Еколого-меліоративна функція міського озеленення**

У літературних джерелах значна увага приділяється еколого-фітомеліоративній функції озеленення, оскільки міська рослинність володіє високим екологічним потенціалом. Це обумовлено тим, що в умовах міської забудови, яка, як правило характеризується високою щільністю і дефіцитом відкритих просторів, відзначається високий рівень загазованості повітряного басейну, пилу, сажі та підвищений рівень шуму. Відомо, що на листяному покриві дерев і чагарників, осідає і затримується значна частка пилу, сажі, які продукують транспорт, промислові підприємства. Поверхня рослин *“приймає”* на себе більшу кількість цих продуктів щоденної *“життєдіяльності”* міста [2, 6]

Рослинний намет парків і скверів, регулює радіальні (вертикальні) геопотоки: затримує сонячну енергію й створює перепони для випромінювання з поверхні ґрунту, що дуже важливо у спекотні дні літніх місяців і дефіциті атмосферних опадів [4, 6, 10, 12]

Міська рослинність впливає й на рівень вологості ґрунту і довколишнього простору, утворюючи своєрідну випаровувальну поверхню, яка у багато разів перевищує площу території, яку займають рослини. Мікрокліматична ж роль зелених насаджень полягає в регулюванні латеральних (горизонтальних) потоків [10, 12, 16]

Киснезбагачувальна функція зелених насаджень полягає у наповненні атмосфери киснем, споживання якого постійно зростає, особливо у місцях концентрації транспорту та промисловості [10, 16]

Для здоров'я людей, їх нормальної психофізіологічній діяльності велику роль відіграє іонізація кисню, яка надає йому високої біологічної активності. Згідно даних С.В. Белова (1983), високий ступінь іонізації кисню який присутній у лісах і горах є у 2-3 рази вищим, ніж кисень морський, і у 5-10 разів

вищим, ніж кисень атмосфери міст. Важливими є також фітонцидні властивості рослин [10]

Важливе значення для оздоровлення міського середовища має фільтрувальна здатність насаджень, яка пояснюється архітектонікою будови крони і листя рослин. При проходженні запиленого повітря через цей природний лабіринт відбувається своєрідна його фільтрація. Значна частина пилу затримується на поверхні листя, гілок і стовбура. При випаданні опадів вона змивається і разом з водяними радіальними потоками виноситься в каналізаційну мережу [1, 4, 6, 12]

## **1.2. Урбоекологічні особливості інтродукції рослин в озеленення населених місць**

Пришвидшені темпи урбанізаційних процесів – невідємна складова життя сучасного суспільства. Цей процес супроводжується створенням умов навколишнього середовища, якому притаманне: забруднення атмосферного повітряного басейну, поверхневих і ґрунтових вод, трансформація рельєфу, забруднення і ущільнення едафотопів, антропогенний вплив на зростаючу рослинність, людей та тваринний світ [10]. Усі ці фактори негативно впливають на процес інтродукції.

Фактори впливу міського середовища поділяються на три групи: фізичні, хімічні та антропогенні, що зумовлені людським впливом. Перші з них впливають на функціонування на розвиток підземної частини рослини, а саме кореневих систем: підвищене ущільнення поверхні, збіднення ґрунтових товщ поживними речовинами, дефіцит вологи, підвищена лужна реакція. Друга група впливає на надземну частину рослинного організму: запиленість, задимленість і загазованість повітряного басейну і опадів, забруднення поверхні ґрунту та рослин важкими металами, радіонуклідами, підвищена ксерофілізація зумовлена частим дефіцитом вологи і підвищеними температурами (додатній або від'ємний градієнти середовища і рослин), радіаційне забруднення, механічні пошкодження, порушення розвитку та



зниження життєвості рослин через неправильну агротехніку догляду, або ж взагалі відсутність догляду за рослинами, що часто трапляється [16]

Промислові викиди, вихлопи автотранспорту, кількість якого зростає щорічно, суттєво впливають на життєвість і декоративні якості зелених насаджень, які ростуть у місті. Транспортні вихлопи містять до 200 шкідливих компонентів, особливо небезпечним із яких є сполуки свинцю, які осідають на поверхню ґрунту, поверхневі і ґрунтові води, а потім поглинаються корінням рослинності. Токсичні гази потрапляючи через епідерміс в листовий покрив розчиняються у воді клітинних оболонок і взаємодіють із цитоплазмою. Газові суміші, розчиняючись у воді клітин, утворюють кислоти або ж луг, які взаємодіючи із протоплазмою, частково нейтралізуються, а решта залишається у вільному стані. Забруднюючі кислоти змінюють рН тканин листа і стійкість біоколоїдів цитоплазми. Збільшують дисперсність колоїдів та гігроскопічність тканин, порушують обмін речовин і знижуючи інтенсивність фотосинтезу, збільшують дихання. Сажа і пил осідають шаром на поверхню дерев, кущів і трав'яного покриву, закупорюючи пори і продихи, порушуючи процеси фотосинтезу, дихання. Забруднюючі аерозолі, що переносяться повітряними потоками або випадають із атмосферними опадами розсіваючись дуже суттєво зменшують прозорість атмосфери, як наслідок нестача необхідної для життєдіяльності рослин інсоляції, крім того менше надходить тепла, що відбивається на особливостях вегетаційного процесу - погіршує ріст, зменшує інтенсивність цвітіння та плодоношення [1, 5, 6, 7]

Варто зазначити, що дуже шкідливими для життєдіяльності рослин є вплив двоокису сірки, яка попавши на вегетуючу поверхню спричиняє хлороз, некроз листя. Крім того сульфатні і хлоридні з'єднання спричиняють підкислення ґрунтів, а магній, аміак навпаки олузнення. Сполуки фтору, свинцю, азоту, вуглецю теж є шкідливими і у високих концентраціях спричиняють поступову загибель рослин. Наприклад, пороговий рівень накопичення у листях сполук хлору є у межах 0,1-0,5 %, а сірки 0,2-0,9 %.

Реальне ж накопичення у зоні впливу перехресть у рослинах може бути 2,0-2,5% [6, 11, 13, 14]

Запиленість повітряного басейну міста спричиняє ще один негативний процес - акумуляцію тепла у верхніх горизонтах. Наслідком є формування островців тепла, де особливо відчувається дисбаланс тепла і вологи, у порівнянні з парковими зонами. Рослини, які зростають у цих місцях мають дуже низьку життєвість і тривалість життя [10]

Суттєве забруднення спричиняють важкі метали (мідь, кадмій, кобальт, окиси азоту, сірки, нікелю і миш'яку) та радіонукліди. Вони здатні пригнічувати діяльність мікрофлори і мікрофауни. Важкі метали своїм токсичним впливом спричиняють денатурацію білків, ферментів, зменшувати доступність елементів живлення, переводячи їх у важкорозчинні сполуки, важко засвоювані кореневою системою рослин [1, 5, 11, 15]

Едафотопи міських парків за характером походження поділяють на дві групи: природні та насипні [163, 166]. Першій групі ґрунтів притаманна підвищена кислотність (рН 4,6-4,9), нестачею поживних речовин (0,2-11,6 мг фосфору, 9,5-40 калію, 0,03-0,19 мг азоту). Наслідком збіднення ґрунтів є ослабленість і передчасне старіння рослин, податливість до дії хворіб і шкідників, а у кінцевому випадку і відмирання. Другій групі – насипним ґрунтам притаманна нейтральна або слабо лужна реакція і достатня кількість поживних речовин, вище значення гумусу, ніж у природних. У них часто є присутнє висока щільність, порушення аераційних процесів, кисневе голодування рослин. Результатом цих деструктивних процесів є порушення верхнього шару земної поверхні та структура ґрунтового вкриття. У міському середовищі спостерігається значна ксерофілізація клімату, результатами якої є підвищений баланс і понижений рівень вологи (вийняток I і II ЕФП). Особливо це відчувається у III і IV ЕФП, а саме у скверах, вуличних посадках, де підвищений рівень асфальтованих поверхонь, які нагріваються і сильно

збільшують температуру навколишнього простору знижують захисні функції рослин [2, 4, 12, 16]

Таким чином, для потреб зеленого будівництва сучасного міста з його екологічними умовами слід підбирати рослинний матеріал, який здатний акліматизуватись, пристосуватись і в міру можливостей “*пом’якшити*” вплив антропогенних і трансформаційних чинників на довкілля. Підбирати його слід у відповідності з їхніми еколого-біологічними особливостями, у строгій відповідності кліматичним умовам району зростання та екологічним умовам урбоекосистеми. Врахування цих умов сприятиме доброму стану життєвості та збереженню їхніх високих декоративно-естетичних якостей [9, 17, 20]

## **РОЗДІЛ 2. ОЦІНКА ЕДАФО-КЛІМАТИЧНИХ УМОВ ТА МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕНЬ БІОІНДИКАЦІЙНОЇ ЗДАТНОСТІ КУЩОВИХ ВИДІВ ЯЛІВЦІВ**

### **2.1. Едафо-кліматичні умови об’єкту дослідження**

Місто Львів та його комплексна зелена зона (КЗЗМ) історично закладалися на стику різних фізико-географічних районів – Давидівського пасма, Львівського Опілля, Розточчя і Грядового Опілля.

#### **2.1.1. Кліматичні особливості**

Територія міста Львова характеризується переважаючим помірно-теплим, вологим кліматом зумовленим впливом повітряних мас Атлантики. У зимовий і весняний періоди спостерігається надходження континентальних арктичних мас повітря, що спричиняє холодну, безхмарну погоду і низькі температури. У літньо-осінній період переважає вплив морського арктичного повітря, яке приносить холодну, вологу погоду. Весною та влітку іноді поступає континентальне повітря, що зумовлює найвищі температури та тривалу спеку.

Протягом року переважають західні і південно-західні вітри. Середньорічна швидкість вітру становить 4 м/с. Середньорічна кількість опадів – 782-798 мм, з яких понад 70% припадає на теплий період року. Для Львова зафіксовано аномальну максимальну (1320 мм у 1893 р.) і мінімальну (369 мм у 1904 р.) кількість опадів. Середньорічна температура повітря у місті Львові становить +7,7

- +7,9 °C, середньомісячна температура січня – 4,9 °C, липня +18,3 °C. За даними багаторічних спостережень, в окремі періоди мають місце різкі похолодання – до –35,8 °C (1929 р.), підвищення температури може сягати до +37 °C (1946 р.). Річна амплітуда температур на території міста становить 20,8°C. Середньорічна кількість сонячних днів на території Львова – біля 50, похмурих – 150, решта – із періодичною мінливою хмарністю.

Середньорічна відносна вологість повітря у місті становить 79 %. Зимою вона є в діапазоні 88-97 %, влітку може знижуватися до 56%. Порівняно із іншими районами Львова, у центральній його частині має місце особлива мікрокліматична ситуація: влітку фіксуються максимальні значення температури повітря (вищі на 2,1-2,5°C), найнижчі показники відносної вологості повітря та швидкості вітру, сповільнюють циркуляцію і темпи очищення атмосферного повітря.

### **2.1.2. Геоморфологія**

Місто Львів закладалося на схилах Давидівського пасма - крайній західний відріг Гологоро-Кременецького кряжу. Пасмо простягається у південно-східному напрямі від центру. Найвищі відмітки 350-380 м н.р.м. Південно-західний схил Давидівського пасма плавно переходить у Львівське Опілля. Абсолютні висоти є в межах - 320-350 м н.р.м. На плато розташована велика частина міської забудови XIX сторіччя та Новий Львів, південні і південно-східні частини. Давидівське пасмо і Львівське Опілля на північному заході межують із Розточчям. Однією із долин є заглиблення Клепарівського потоку, яке відділяє Кортумову гору (376 м н.р.м.) від височини Голоско (382 м н.р.м.).

Із заходу підступає **Львівсько-Любінська рівнина (Білогорська)**, яка входить до складу Білогоро-Мальчицької долини.

Центральна частина міста знаходиться у Львівській улоговині – місці з'єднання п'яти вищеперерахованих структур. Улоговина утворена верхньою течією р. Полтви та її притоками Пасікою і Вулькою. Абсолютні відмітки знаходяться у діапазоні 270-280 м н.р.м. (рис. 2.1)

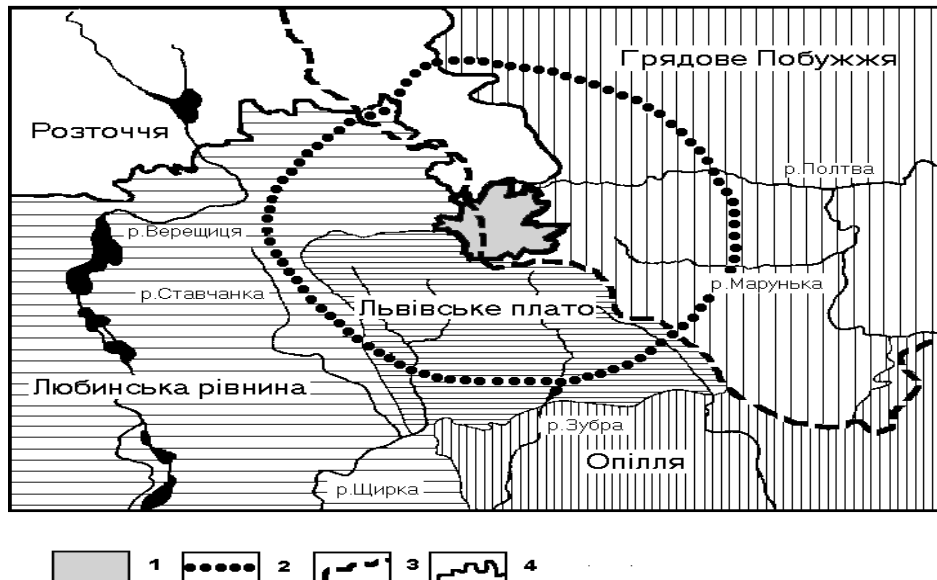


Рисунок 2.1 - Схема природно-географічних районів околиць м. Львова:  
 1 – межа міста; 2 – межа зеленої зони; 3 – Головний європейський вододіл;  
 4- межа природно-географічних районів

### 2.1.3. Геологічна будова

У геоструктурному відношенні територія міста Львова розташована на Львівському палеозойському прогині. Будова формується ще з епох палеозою, мезозою та кайнозою. Верхньокрейдяний комплекс входить до складу Львівської крейдяної мульди. У літологічному плані крейдяні породи представлені сірими, світло-сірими, зеленувато-сірими мергелями. Домішки представлені покладами піщаного матеріалу, кристалів піриту, подекуди лімоніту та гіпсу. Верхня частина крейдяної товщі піддається значному вивітруванню.

Неогеновий комплекс строкатий, складається із осадових порід відкритого моря. Неогенові відклади поширені в межах Львівського плато, гряди Розточчя, в Білогоро-Мальчицькій долині та відсутні у долині р. Полтва і на лесових Винниківській і Малехівській грядах.

### 2.1.4. Орогідрографія

Львів розташований на лінії Головного європейського вододілу між Балтійським та Чорноморським басейнами. Лінія Головного європейського вододілу проходить через південну околицю м. Львова від Сихова і далі на захід до с. Козельники та с. Сигнівка. На південь знаходяться витoki річок Давидівка,

Зубра та Щирка, які відносяться до басейну р. Дністер, а на північ – витoki р. Полтва, яка належить до басейну р. Західний Буг. Від с. Сигнівка лінія вододілу повертає на північ, проходячи через місто (вул. Городоцька, Головний залізничний вокзал, Кортумову гору) та далі спрямовуючись на Розточчя.

Ерозійно-останцеві пагорби та мисоподібні виступи Давидівського пасма, Львівського плато і Розточчя, оконтурюють Львівську улоговину. З півночі вона обмежена наступними пагорбами та височинами: Високим Замком (413 м н.р.м.), Піщаною горою (288 м), Лоншанівською височиною (Кайзервальд), Знесіння та горою Чортова Скеля (414 м). У кінці вул. Інститутської піднімається останець Залізна Вода. На захід від парку Залізної Води поміж вул. І. Франка та акад. А. Сахарова розташований край Львівського плато (Стрийський парк і Парк культури і відпочинку ім. Б. Хмельницького). В центрі розташована сучасна гора Цитадель. Південно-західна та західна частини улоговини обмежені схилами Львівського плато.

Північно-західна частина широкої улоговини поміж вул. Клепарівською та Т.Шевченка обмежується схилами Кортумової гори. З півночі гора біля с. Мале Голоско переходить у западину, котра зайнята Клепарівським потоком. Дана западина відділяє Кортумову гору від Розточчя та з'єднує Білогорську долину з долиною р. Полтви (рис. 2.2)

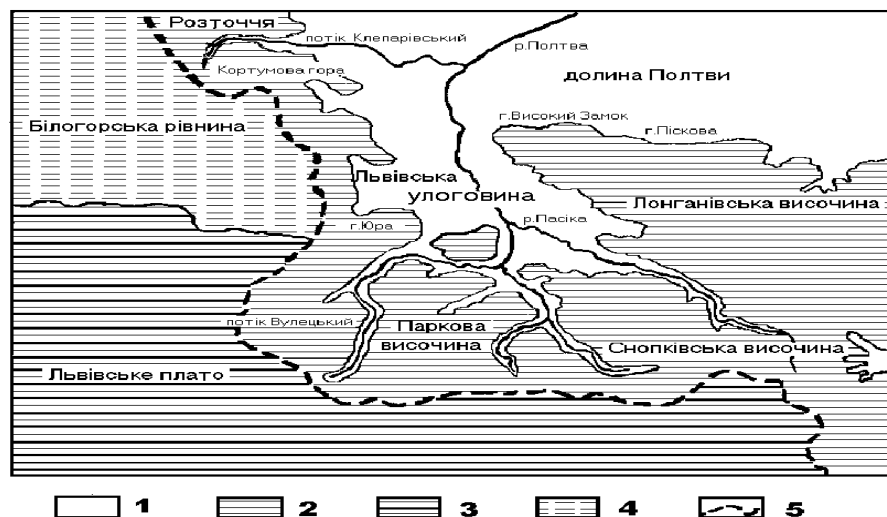


Рисунок 2.2 - Орографічна схема міста Львова: 1 - долини; 2 – височини; 3 – плато; 4 – рівнини; 5 – Головний європейський вододіл

### 2.1.5. Гідрологічна мережа

Гідрологічні об'єкти на території Львова представлені водоймами (біля 40), джерелами (біля 100), потоками та річками загальною довжиною 51 км. Переважаюча частина міста відноситься до басейну р. Полтва. Балтійський басейн представлений р. Полтвою та великими притоками. Полтва знаходяться в межах Львівського плато. Регуляція русел річок і потоків на території міста протягом 1909-1935 рр. призвела до їх спрямлення та зменшення довжини, зокрема були спрямлені потоки Клепарівський, Голосківський, Збоївський, Лисинецький та Підборщівський.

Водні джерела переважно слабодобетні, необлаштовані. Високодобетне джерело (мінералізація понад 1л/сек.) Залізна Вода знаходиться на схилі парку (вул. Ярославенка). Вода в більшості з них не використовується, а зливається у каналізацію (потік Софіївський, Зимна Вода).

Природних водойм немає, єдине природне озеро, яке було на Збоївському потоці, евтрофоване. Антропогенні водойми на місці кар'єрних розробок, представлені озерами на розі вулиць Стрийська-Наукова, Стрийська-Володимира Великого, парку "Знесіння" та Алтайськими озерами.

Гідрографічна система р. Маруньки та інших водотоків Винниківського лісу завдяки наявності зелених насаджень та незначній зміні русел, має максимальний рекреаційний потенціал. Завдяки значному перепаду висот, вони мають максимальну для міста швидкість течії (0,4-0,5 м/сек), що дозволяє запобігти заболочуванню та покращує санітарно-гігієнічну якість води.

Басейн Чорного моря представлений річковими системами річок Верещиця та Зубра.

У Білогоро-Мальчицькій долині є великі болотні масиви: площа Білогорського - 3 км<sup>2</sup>, Рясненського – більше 1 км<sup>2</sup>. Потужність торфів становить 1-2 м, рідше 4-6 м. Поверхня вкрита сіткою дренажних каналів глибиною 1-2 м.

### **2.1.6. Едафічні умови**

Основні типи ґрунтів природного походження у Львові є дерново-підзолисті, сірі і світло-сірі опідзолені ґрунти, рідше дерново-карбонатні ґрунти і чорноземи карбонатні та болотні.

Дерново-підзолисті ґрунти, що сформувалися на безкарбонатних породах під лісовою рослинністю, характерні для Грядового Побужжя і Розточчя. Вони характеризуються незначним вмістом гумусу, кислою реакцією і малою кількістю рухомих поживних речовин.

Сірі і світло-сірі опідзолені ґрунти сформувалися на карбонатних лесовидних суглинках під широколистяними лісами Давидівського пасма і Львівського плато та Розточчя. Ці ґрунти є кращими за дерново-підзолисті, але серед них також зустрічаються характерні малогумусні різновидності.

Карбонатні чорноземи - незначне поширення, з високим ступенем насиченості основами і гумусом, нейтральної або слаболужної реакції, родючі.

Болотні ґрунти зустрічаються переважно у пониженнях та в долинах річок. Найбільших змін зазнали ґрунти у заплаві р. Полтва, русло якої було сховане в каналізаційний колектор у кінці XIX ст. У цій частині заплава річки сформована за рахунок насипних ґрунтів потужністю від 1 до 5 м. Максимальна потужність насипних ґрунтів тут може сягати до 15 м.

### **2.1.7. Рослинний покрив**

Природна рослинність визначається положенням на стику 4-х геоботанічних районів – Немирово-Магерівського району букових, дубово-соснових та дубово-грабових лісів, Гологоро-Вороняківського району букових лісів, Щирецького району дубових лісів та Кам'янка-Бузько-Винниківського району дубово-соснових, дубових та грабово-дубових лісів.

На схилах Давидівського пасма були переважно поширені дубово-соснові, дубові та грабово-дубові ліси. Вони збереглися лише на окремих ділянках на території РЛП “Знесіння”. Характерною особливістю Давидівського пасма було те, що на південних та південно-західних схилах зустрічалася лучно-степова



рослинність (на г. Хомець, 307,3 м). Лише на цій горі у Львові росте степова і скельна рослинність.

Природною рослинністю *Львівського плато* були *дубові і букові ліси*. У долинах річок були поширені луки і болота. Зелені зони, які розташовані тепер на цій території, є надзвичайно зміненими. Невеличкі ділянки із природною рослинністю у міському парку поблизу вул. Княгині Ольги і у парку “Залізна вода”, представлені деградованими буковими і дубово-грабовим лісами.

На *Львівському Розточчі* були поширені природні дубово-соснові, дубово-грабові і букові ліси, а в заплавах річок на лучно-болотних ґрунтах – заплавні луки і евтрофні болота. Надзвичайно цікавими у флористичному плані були урочища “Голоско” і останець “Кортумова гора”.

У районі Львівсько-Любінської рівнини до нашого часу збереглися унікальні лучно-болотні і торф’яні угруповання. Статистично відомо, що флора Львова в кінці ХІХ ст. нараховувала 1059 видів, які належали до 503 родів і 111 родин. В її складі було зафіксовано 785 синантропних видів рослин. Загальна кількість видів рослин на поч. ХХІ ст. становила 988, з яких 83% - синантропні види, що є свідченням “від’ємної” динаміки міського біорізноманіття (рис. 2.3)

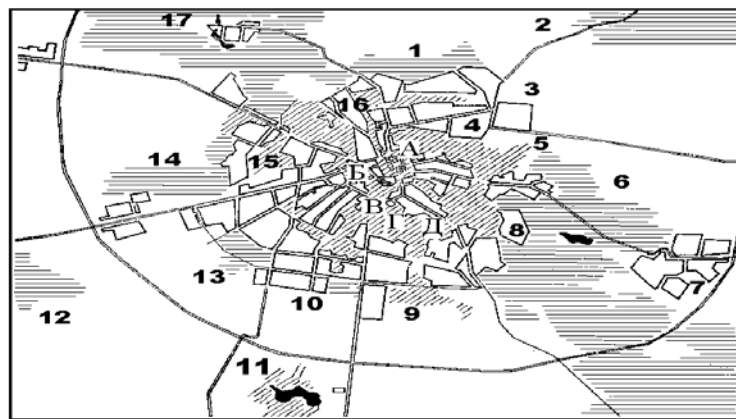


Рисунок 2.3. - Схематичний сучасний план зеленої зони міста Львова: А - система історичних садів та скверів; Б - парк ім. Івана Франка; В - Стрийський парк; Г - парк культури і відпочинку ім. Б. Хмельницького; Д - парк “Залізна вода”; 1 - Голоско; 2 - Збоїща; 3 - долина р. Полтви; 4 - парк “Високий Замок”; 5 - регіональний ландшафтний парк “Знесіння”; 6 - лісовий заказник “Винники”; 7 - Винники; 8 - лісопарк “Погулянка”; 9 - Сихів; 10 - Богданівна; 11 - Глинна Наварія; 12 - Лапаївка; 13 - парк “Скнилівський”; 14 - лісопарк “Білогорський”; 15 - парк “Левандівський”; 16 - Кортумова гора; 17 - Брюховичі.

## 2.2. Програма досліджень

Для досягнення мети роботи із урахуванням вимог нормативних документів та наукових джерел було розроблено програму досліджень, яка включає наступне:

- вивчення біоіндикаційної здатності стану довкілля хвойними рослинами, на прикладі видів і культиварів кущових представників роду Ялівець (*Juniperus L.*) в умовах міста Львова;
- зв'язування особливостей життєвості видів і культиварів кущових ялівців в умовах міського середовища, із підвищеним рівнем забруднення повітряного басейну, ущільненням едафотопів та ксерофітністю;
- вивчення впливів факторів урбогенезу на життєвість і декоративно-естетичні якості кущових ялівців.

## 2.3. Прилади, методики та матеріали досліджень

В основу виявлення і вивчення видового та формового різноманіття кущових ялівців у зелених насадженнях КЗЗМ Львова був використаний маршрутний метод. Він застосовувався в усіх чотирьох еколого-фітоценотичних поясах міста.

Поділ за життєвими формами здійснено згідно класифікації І.Г. Серебрякова (1962), А.І. Колеснікова (1974) та W. Seneta (1981; 1987). Життєвий стан рослин оцінювався за методиками С.І. Кузнєцова, Ф.М. Левона, В.Ф. Пилипчука, М.І.Шумика (1998).

Фізіологічний стан хвої ялівців, як показник життєвості, визначався засобами флуоресцентного експрес-аналізу згідно ряду методик (ОСТ 10144-88, ОСТ 10145-88, ОСТ 10146-88, ОСТ 10147-88), за якими проводився розрахунок рівнів флуоресценції хлорофілів.

Газостійкість визначалась згідно методик Н.П. Красинського та В.П. Бессонової (2006).

Вимірювання вологості едафотопів зростання кущових ялівців здійснювали за допомогою вологоміра "МГ-44". Кислотність та температура

субстратів замірялась приладом марки “КС-300В”. Температура поверхні хвої вимірялась за допомогою інфрачервоного термометра-пірометра GM 320. Температура пагонів вимірялась за допомогою термометра TP-101. Щільність ґрунту визначалась за допомогою механічного тестера щільності МПК G01N9/36. Температуру повітря, швидкість вітру та температуру вітрового потоку, заміряно за допомогою портативної метеостанції "Kestrel-4000". Додатково використовувались дані анемометра GM 816, люксметру LX 1010BS.

Статистичну обробку даних проводили згідно із загальноприйнятими методиками, кореляційний та регресійний аналіз із використанням прикладних програм Microsoft Excel 2010.

### РОЗДІЛ 3. БІОІНДИКАЦІЙНА ЗДАТНІСТЬ КУЩОВИХ ВИДІВ І КУЛЬТИВАРІВ РОДУ ЯЛІВЕЦЬ В УМОВАХ КЗЗМ ЛЬВОВА: КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ТА ОПТИМІЗАЦІЯ

#### 3.1. Газостійкість видів і культиварів кущових ялівців

Урбанізаційні процеси супроводжуються значним впливом на оточуюче довкілля. Вони є джерелом забруднення атмосферного повітря значною кількістю поллютантів. В умовах м. Львова, основним джерелом даних речовин є громадський і приватний автотранспорт, кількість якого демонструє постійну тенденцію до зростання. Особливо забруднення відчувається поблизу міських автомагістралей із інтенсивним рухом, на переважаних перехрестках, переїздах, тісних, малопровітрюваних, мало- або ж практично не озелених вулицях міста. Останній варіант спостерігається в тісній центральній, історично сформованій частині Львова.

Найбільш шкідливими для деревної та кущової рослинності, як відомо, є діоксид сірки ( $\text{SO}_2$ ), сірчаний ангідрид ( $\text{SO}_3$ ), оксиди азоту ( $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}_5$ ), сірководень ( $\text{H}_2\text{S}$ ), аміак ( $\text{HN}_3$ ), ацетилен та ін. Згідно спостережень Н.П. Красинського, основоположника досліджень газової інтоксикації рослин, усі гази, як правило, діють переважно на надземну частину (асимілюючу поверхню), спричиняючи гострі або ж хронічні пошкодження. Гострі є наслідком короткотривалої дії високих концентрацій, а хронічні – результат тривалої дії низьких концентрацій [1, 3, 11, 19]

Було поставлене завдання вивчити ступінь газостійкості видів та культиварів кущових ялівців до дії ряду токсичних газових сполук -  $\text{Cl}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$  та  $\text{O}_3$ , а також рівень їхньої маркерної біоіндикації стану довкілля. У дослідженнях використовувалась методики Н.П. Красинського та В.П.Бессонової (2006) [3]

Об'єктами досліджень були кущові ялівці віком до 10 років, які зростають у вуличних насадженнях на віддалі 5-10 м від ділянок із інтенсивним автомобільним рухом (IV ЕФП). Досліджувалися наступні п'ять видів: *J. sabina*

*'Blue Danube', J. chinensis 'Stricta', J. media 'Gold Star', J. virginiana 'Grey Owl' і J. horizontalis 'Blue Chip'.*

У досліді застосовувались такі прилади і матеріали: фумігаційна камера (об'єм 20 дм<sup>3</sup>), колби із дистильованою водою, чашки Петрі, робочі реактиви - Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, HNO<sub>3</sub>, KMnO<sub>4</sub>, NaClO, HCl [19]

Після експозиції кожного із досліджуваних видів впродовж однієї години в усіх робочих розчинах, зразки виставлялись на світло і через 24 години визначалася площа ушкодження хвої конкретними досліджуваними газами. Для оцінки площі ушкоджень використовувалася наступна формула:

$$A = (S_1/S_2) \times 100 \%$$

де, S<sub>2</sub> - ушкодження хвої, см<sup>2</sup>; S<sub>1</sub>- площа цілого пагона, см<sup>2</sup>

Газостійкість кущових ялівців визначалась згідно загальноприйнятої методики Н.П. Красинського, за якою диференціація була наступною: 0 - помітних плям ушкодження немає; 1 - дуже слабкі опіки (1-10 %); 2 - слабкі опіки (11-20%); 3 - середні опіки (21-40 %); 4 - сильні опіки (41-80 %); 5 - дуже сильні опіки (понад 81%) [19]. Опісля підраховувався сумарний бал газостійкості (Bg) кожного досліджуваного виду. Зведені дані представлені у таблиці 3.1

Таблиця 3.1 – Ступінь ушкодження кущових ялівців при дії різних газів

Вид	Дослідний газ	Ступінь ушкодження, %	Бал ушкодження	Сумарний бал (Bg)
<i>J. sabina 'Blue Danube'</i>	Cl <sub>2</sub>	5	1	6
	SO <sub>2</sub>	2	1	
	NO <sub>2</sub>	23	3	
	O <sub>3</sub>	3	1	
<i>J. chinensis 'Stricta'</i>	Cl <sub>2</sub>	5	1	6
	SO <sub>2</sub>	3	1	
	NO <sub>2</sub>	38	3	
	O <sub>3</sub>	4	1	
<i>J. media 'Gold Star'</i>	Cl <sub>2</sub>	18	2	7
	SO <sub>2</sub>	5	1	
	NO <sub>2</sub>	30	3	
	O <sub>3</sub>	5	1	
<i>J. virginiana 'Grey Owl'</i>	Cl <sub>2</sub>	10	1	7

	SO <sub>2</sub>	5	1	
	NO <sub>2</sub>	33	3	
	O <sub>3</sub>	15	2	
<i>J. horizontalis</i> 'Blue Chip'	Cl <sub>2</sub>	11	2	10
	SO <sub>2</sub>	17	2	
	NO <sub>2</sub>	23	3	
	O <sub>3</sub>	30	3	

Співвідношення сумарних балів ушкодження (Bg) хвої досліджуваними газами (Cl<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> і O<sub>3</sub>) наведені на рисунку 3.1



Рис. 3.1 – Газостійкість кущових культиварів ялівців (бали)

Серед досліджуваних кущових видів ялівців найбільшу стійкість до дії різних забруднюючих газів та їхніх сумішей у вуличних посадках м. Львова проявили *J. sabina* 'Blue Danube' і *J. chinensis* 'Stricta' (Bg-6 балів), дещо менший, помірний рівень - *J. media* 'Gold Star' і *J. virginiana* 'Grey Owl' (Bg-7 балів), які варто ширше використовувати на вулицях із інтенсивним рухом транспорту. Найнижчий рівень газостійкості виявили у низькорослих культиварів *J. horizontalis* 'Blue Chip' (Bg - 10 балів).

Дані результати відповідно корелюють із зовнішніми ознаками життєвості. У видів *J. sabina* 'Blue Danube' і *J. chinensis* 'Stricta' практично були відсутні зовнішні ушкодження (присутня незначна сухість хвої та 10-15 % дрібних пагонів 3-4-го порядків). Пропорційно зменшенню балу газостійкості у *J. media* 'Gold Star', *J. virginiana* 'Grey Owl', зростали зовнішні ушкодження (уражено було до 15 % хвої та 20 % пагонів). Найбільші ж ушкодження були присутні на культиварах *J. horizontalis* 'Blue Chip' (ушкодження коливались в межах 25-40 % поверхні). Це свідчить про придатність культиварів кущових

ялівців для біоіндикаційного дослідження по даному аспекту забруднення урбанізованого довкілля.

### **3.2. Біоіндикаційна оцінка життєвості кущових ялівців засобами флуоресценції**

Хвойні рослини в цілому, і кущові ялівці зокрема, як складова частина міської екосистеми знаходяться під постійним антропогенним впливом чинника, який негативно впливає на зовнішні і внутрішні показники життєвості та їхні декоративно-естетичні якості. Тому вони можуть вважатись безпосередніми біофітоіндикаційними маркерами урбогенного впливу. Тому важливого значення сьогодні набуває екологічний моніторинг стану довкілля. Одним із аспектів його є експрес-аналіз існуючого стану довкілля на основі визначення функціонального стану рослинних клітин і тканин. Особливо це актуально під час дослідження стану фотосинтетичного апарату, який є надзвичайно чутливим до змін стану довкілля. Дані експрес-діагностики виконують важливу роль, оскільки подають інформацію про поточний стан життєвості конкретної рослини, перебіг в ній фізіологічних процесів, ще до появи зовнішніх, видимих фізіологічних ознак [7, 8]

Дослідження, проведені нами, полягали у порівняльному оцінюванні функціонального стану пігментного комплексу хвої кущових культиварів *J.sabina* 'Blue Danube' у вуличних посадках із різним рівнем урбогенного впливу. Вибрано саме цей кущовий ялівець, оскільки як засвідчили результати маршрутних спостережень, він дуже часто зустрічається у міському озелененні. Дослідні екземпляри характеризуються високою енергією росту та значними розмірами: висота в віці 10 років коливалась в межах 1,0-1,2 (1,5)м. Кущі мають розгалужену крону, яка окремими пагонами стелиться поверхнею ґрунту, утворюючи "зелені плями" різного діаметру - від 2-4 до 6-8 м.

Дослідні культивари є стійкими до умов урбоекогенезу, зокрема: проявляють високу газо- і посухостійкість, невибагливість до родючості ґрунту

(ростуть на насипних, кам'янистих, вапнякових, злегка засолених ґрунтах), світлолюбіві (помірно ті невитривалі) і зимостійкі.

Для біоіндикаційної оцінки нами використовувався метод індукції флуоресценції хлорофілу (ІФХ). Візуальні маршрутні обстеження вуличних насаджень *J. sabina* 'Blue Danube' виявили спад рівня життєвості в умовах транспортного забруднення повітря і ґрунту поверхні, особливо в умовах III і IV ЕФП - у скверах, на площах і вулицях.

Зразки хвої відбирались у районах міста, де є різна трансформація екотопів і різне наявне транспортне навантаження. Як контроль (I ЕФП), підібрано ділянку із максимально сприятливими умовами зростання - територію ботанічного саду НЛТУ України. біометричні параметри кущів на період досліджень становили: висоти 1,2-1,4 м, проекції крон 4,0×3,0 м (3,2×2,5м). Територія зростання віддалена на 35-50 м від проїжджої частини по вул. Ген. Чупринки, яка тут є основним джерелом транспортного навантаження. Ґрунт природний, щільність 18 кг/см<sup>2</sup>, вологість 74,5 %, відносна вологість повітря 83,8%, швидкість вітру становила 4-4,5м/с (температура вітрового потоку 14,2 °С). Статистичне транспортне наповнення визначалось у пікові періоди: зранку (8-10 год.) - 420 авт./год., ввечері (17-19 год. 400 авт./год.). Другі зразки відібрано на розі вул. Стрийської і Наукової (III ЕФП), з інтенсивним автотранспортним потоком, у партерній частині парку Автобусобудівників. Транспортне наповнення в пікові періоди збоку вул. Наукової зранку становило близько 1050 авт./год., ввечері 930 авт./год. З боку більш завантаженої транспортом вул. Стрийської: зранку - 1120 авт./год., ввечері - 1085 авт./год. Екземпляри зростають відразу за вхідною аркою, на невисокому округлому підвищенні. Висота куртини ялівців - 1,1-1,2 м, проекція крон 2,9×2,7 м. Віддаль від краю до полотна дороги по вул. Науковій, становить 15 м, ґрунт насипний утрамбований урбозем, щільність якого - 27 кг/см<sup>2</sup>, відносна вологість ґрунту 56,5 %, повітря 72,5 %, швидкість вітру 1,2-1,8 м/с (температура вітрового потоку 22,4 °С). Треті зразки відібрано на вул.



І.Горбачевського, 12 (IV ЕФП) з інтенсивним двостороннім рухом, що спричиняє значну концентрацію забруднюючих викидів в атмосферу та на поверхні ґрунту. Значній акумуляції поллютантів сприяє також вузьке планування вулиці, обмежене із двох боків висотною забудовою. Висоти дослідних кущів становили 1,2-1,4 м, проекція крон 2,5×4,0 м. Віддаль до полотна дороги 6 м, ґрунт - насипний урбозем, щільністю 33 кг/см<sup>2</sup>, вологість ґрунту 40,5 %, повітря 68,4 %, швидкість вітру 0,8-1,2 м/с (температура вітрового потоку 17,3 °С). Транспортне наповнення в пікові періоди: зранку 1350 авт./год., ввечері 1280 авт./год.

Спектральну селекцію параметрів  $\lambda$  збуджувального ( $\lambda=450-550$  нм.) і  $\lambda$  реєстрованого ( $\lambda=680-760$  нм.) випромінювання здійснено за допомогою скляних світлофільтрів. Відношення показників максимальної ( $F_m$ ) і фонові ( $F_o$ ) амплітуд індукційних переходів флуоресценції хлорофілу записувались за допомогою осцилографа. Розрахунок рівнів флуоресценції хлорофілів хвої здійснювали для кожного відібраного зразка за допомогою існуючої методики. Розрахунок різниці показників між інтенсивністю флуоресценції хлорофілу двох положень: закритих і відкритих реакційних центрів, здійснено за наступною формулою:

$$Rfd = \frac{Fm - Fo}{Fm}$$

де:  $Rfd$  - індекс життєвості дослідного зразка;  $Fm$  - максимальний показник зростання флуоресценції хлорофілу;  $Fo$  - мінімальний показник флуоресценції хлорофілу.

Результати досліджень для відібраних зразків виводились самописцем флуориметра у вигляді індукційних кривих, які наносились на систему координат та замірялись числові значення показників ( $Fm$ ) і ( $Fo$ ) (рис. 3.2)

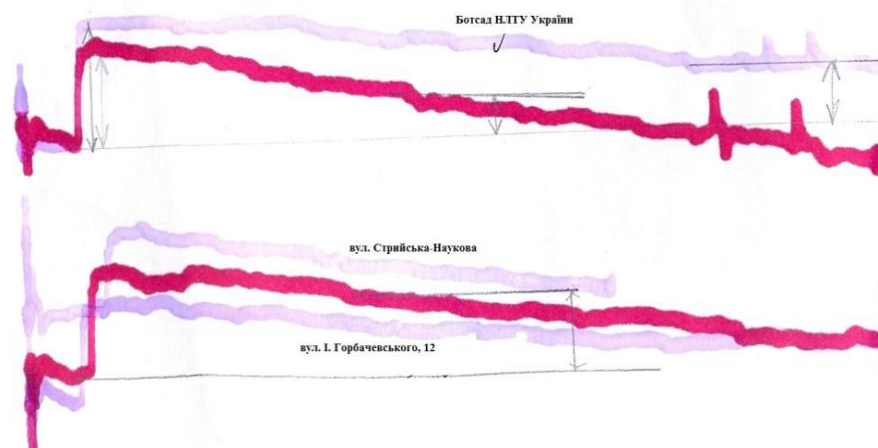


Рис. 3.2 – Індукційні криві фотоіндукованої флуоресценції хлорофілу хвої культиварів *J. sabina* 'Blue Danube' у дослідних місцях

Рівень біоіндикації та індекс життєвості для усіх *J. sabina* 'Blue Danube' із різних місцезростань, визначено порівнянням вимірювань кінетики флуоресценції хлорофілу. Підставивши числові дані, одержано значення показника індексу життєвості, які характеризують біоіндикацію та умови зростання. Вищі показники є ознакою кращих умов, а нижчі свідчать про гірші умови. Відповідно, кожному місцезростанню присвоєно свій оціночний бал (табл. 3.2)

Приклад розрахунків для дослідних кущових ялівців подано нижче:

- 1) вул. І. Горбачевського  $Rfd = \frac{23 - 17}{23} = 0,26$
- 2) вул. Наукова-Стрийська  $Rfd = \frac{25 - 17}{25} = 0,52$
- 3) ботсад НЛТУ України  $Rfd = \frac{22 - 8}{22} = 0,63$

Таблиця 3.2 – Показники флуоресценції хлорофілу хвої *J. sabina* 'Blue Danube'

Місцезнаходження дослідного культивуру	Показники флуоресценції хлорофілу		Індекс життєвості $Rfd$	Оцінка умов зростання зразків у балах (за 5-бальною системою)
	фонова, $(F_o)$	максимальна, $(F_m)$		
Ботсад НЛТУ України (І ЕФП)	8	22	0,63	5
вул. Наукова-Стрийська (ІІІ ЕФП)	12	25	0,52	4

вул. І. Горбачевського (IV ЕФП)	17	23	0,26	3
------------------------------------	----	----	------	---

На рисунку 3.3 виразно проглядається різниця індексів життєвості

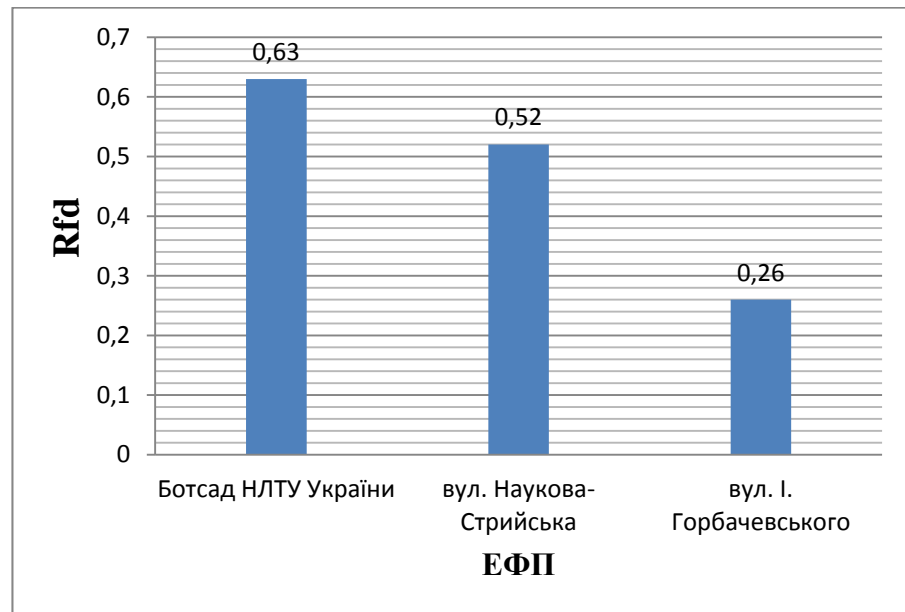


Рис. 3.3 – Співвідношення індексів життєвості *J. sabina* 'Blue Danube' у різних ЕФП м. Львова

Результати розрахунків свідчать, що максимальне значення індексу життєвості (0,63) мають культивари, зростаючі в оптимальних умовах (5 балів), на території дендрарію Ботанічного саду НЛТУ України. Свідченням цього є насичена зелено-синя хвоя і практично повна відсутність сухих пагонів. Дещо гірші умови і нижчий стан життєвості є в куща на перехресті вул. Стрийська-Наукова, де екологічні умови гірші (0,52), присвоєно (4 бали). Причиною пониження життєвості, окрім полютантного, є ще й високе загущення посадки в межах округлого підвищення, яке не дає повноцінно розвиватись в ширину і глибину кореневій системі, насичуватись природною вологістю та поживними речовинами. Самі погані умови місцезростання має культивар на вузькій і тісній вулиці І. Горбачевського. Індекс життєвості значно нижчий (0,26). Умови місцезростання оцінені в 3 бали. Присутні видимі ушкодження крони куща, яка збоку дороги значно менш густіша, помітна сухість окремих пагонів, опадання хвої і менш насичене зелене забарвлення, яке набуває тм'яних відтінків [8, 18]

Результати проведених порівняльних досліджень показують високу ефективність використання даного методу в біоіндикаційній оцінці стану середовища та тісно корелюючої з нею життєвості рослин. Кущові ж ялівці, на прикладі *J. sabina* 'Blue Danube', підтвердили свої високі адаптаційні можливості до різних умов місцезростань у межах міста Львова.

### **3.3. Біоіндикаційна оцінка хвої кущових ялівців у різних еколого-фітоценотичних поясах м. Львова**

Зважаючи на біоморфологічні, анатомічні та фізіологічні особливості, хвойні сильно страждають від зростаючого впливу техногенних забруднювачів. Хвойні кущі слугують індикаторами різних типів забруднюючих речовин і тому використовуються в біоекологічних дослідженнях. Особлива біоіндикаційна цінність хвойних рослин полягає в тому, що вони можуть слугувати індикаторами протягом року, адже зберігають вегетуючу поверхню в усі пори року. Це зокрема і стосується досліджуваних нами кущових ялівців.

Відомо, що наслідком техногенного забруднення є погіршення ряду їхніх морфометричних характеристик: маси хвоїнок, зниження віку хвої (пришвидшення періоду часткового опадання), зовнішні ознаки пошкодження хвої, зниження приросту річних пагонів, зміна структурних особливостей, форми і розмірів крон і погіршення показників життєвого стану [6, 12]

Метою нашого дослідження було вивчення життєвого стану поверхні хвої двох культиварів - *J. sabina* 'Cupressifolia' і *J. media* 'Pfitzriana', котрі зростають у I-IV ЕФП м. Львова, де присутнє різне антропогенне навантаження. Культивари I ЕФП зростають на території максимально ізольованій від джерел антропогенного забруднення - у ботсаду ЛНУ ім. І. Франка (вул. Черемшинна) (рис. 3.4). Дослідні екземпляри зростають: II ЕФП - Стрийський парк (рис. 3.5); III ЕФП - у меморіальному сквері "Пагорб Слави" (рис. 3.6) і IV ЕФП (рис. 3.7) - на перехресті вул. Зелена-Переяславська-Студентська (кільцеве перехрестя поблизу ЛКП "Львівводоканал"), де присутнє цілодобове транспортне забруднення.





Рис. 3.4 – дослідні культивари у ботсаду ЛНУ ім. І. Франка (І ЕФП)



Рис. 3.5 – дослідні культивари у Стрийському парку (ІІ ЕФП)



Рис. 3.6 – *J. sabina* 'Cupressifolia' у меморіальному сквері “Пагорб Слави” (ІІІ ЕФП)



Рис.3.7 – *J. sabina* ‘*Cupressifolia*’ на перехресті вул. Зелена-Переяславська-Студентська (IV ЕФП)

Оцінку життєвого стану дослідних ялівців здійснювали шляхом візуального виявлення ознак ушкодження хвої, на основі чого їх відносили до певної категорії ушкодження. Результати проведених досліджень подані у таблиці

Таблиця 3.3 – Оцінка життєвого стану хвої культиварів кущових ялівців

Категорія	I ЕФП		II ЕФП		III ЕФП		IV ЕФП	
Стан (ушкодження)	100%		100%		100%		100%	
Дослідні культивари	<i>J. sabina</i> ‘ <i>Cupressifolia</i> ’	<i>J. media</i> ‘ <i>Pfitziana</i> ’	<i>J. sabina</i> ‘ <i>Cupressifolia</i> ’	<i>J. media</i> ‘ <i>Pfitziana</i> ’	<i>J. sabina</i> ‘ <i>Cupressifolia</i> ’	<i>J. media</i> ‘ <i>Pfitziana</i> ’	<i>J. sabina</i> ‘ <i>Cupressifolia</i> ’	<i>J. media</i> ‘ <i>Pfitziana</i> ’
1-без ознак ослаблення	80	74	70	65	62	55	57	50
2-ослаблені	13	15	15	17	18	20	20	22
3-сильно ослаблені	6	7	10	12	12	16	14	18
4-всихають	1	4	4	5	6	6	7	7
5-сухостій	0	0	1	1	2	3	2	3

Як видно із приведених у таблиці результатів, спостерігається диференціація впливу середовища на дослідні культивари, зростаючі в різних ЕФП. Мінімальний вплив, що показали біоіндикаційні дані, спостерігався у культиварів, зростаючих в ботсаду ЛНУ ім. І. Франка. В них найменші зовнішні порушення і сухість. В II ЕФП та III ЕФП дана тенденція зміщується в напрямку пониження рівня життєвості ялівців. Найгірші умови зростання, що відобразилось в зовнішніх біоіндикаційних ознаках спостерігались в IV ЕФП, де виявлено часткове пожовтіння та інтенсивну дефоліацію, що свідчить про високий вміст в повітрі оксидів азоту та сірки.

## Висновки та рекомендації

У науковій роботі відображено результати досліджень еколого-біоіндикаційної здатності кущових видів і культиварів ялівців, зростаючих в урбогенних умовах міста Львова. Виявлено вплив урбогенних, едафічних факторів на ріст та розвиток кущових ялівців та зв'язовано рівень життєвості вегетуючих поверхонь кущових ялівців.

Серед досліджуваних кущових видів ялівців найбільшу газостійкість у вуличних посадках м. Львова проявили *J. sabina* 'Blue Danube' і *J. chinensis* 'Stricta' (Bg-6 балів), помірний рівень - *J. media* 'Gold Star' і *J. virginiana* 'Grey Owl' (Bg-7 балів), найнижчий рівень газостійкості - *J. horizontalis* 'Blue Chip' (Bg - 10 балів). Результати корелюють із зовнішніми ознаками життєвості: у *J. sabina* 'Blue Danube' і *J. chinensis* 'Stricta' практично були відсутні зовнішні ушкодження (сухість хвої та пагонів - 10-15 %); *J. media* 'Gold Star', *J. virginiana* 'Grey Owl' (уражено 15 % хвої та 20 % пагонів); культиварах *J. horizontalis* 'Blue Chip' (ушкодження 25-40 % поверхні).

Максимальне значення індексу життєвості (0,63) проявили культивари, зростаючі в оптимальних умовах (5 балів), на території дендрарію Ботанічного саду НЛТУ України. Гірші умови і нижчий стан життєвості є в куща на перехресті вул. Стрийська-Наукова, де екологічні умови гірші (0,52), присвоєно (4 бали). Самі погані умови має культивар вулиці І. Горбачевського. Індекс життєвості значно нижчий (0,26). Умови місцезростання оцінені в 3 бали.

При дослідженні хвої, спостерігалась диференціація впливу середовища на дослідні культивари: мінімальний вплив, що підтвердили біоіндикаційні дані, спостерігався у культиварів, в ботсаду ЛНУ ім. І. Франка, в II ЕФП, III ЕФП та особливо в IV ЕФП, понижається рівень життєвості ялівців.

Одержані результати свідчать про значну придатність видів і культиварів кущових ялівців для проведення біоіндикаційної оцінки стану довкілля урбанізованого середовища, тому ми рекомендуємо їх частіше використовувати.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ:

- 1.Абрамашвили Г.Г. Влияние загрязнений атмосферного воздуха на хвойные насаждения / Г.Г. Абрамашвили. – Гигиена и санитария, 1957, № 4 , с. 67-69.
- 2.Бабіченко В.М., Зузука Ф.М. Клімат Львова / В.М. Бабіченко, Ф.М. Зузука. – Луцьк, 1998.–187 с.
- 3.Бессонова В.П. Практикум з фізіології рослин / В.П. Безсонова. – Дніпропетровськ: РВВ ДДАУ, 2006. – 316 с.
- 4.Бухарина И.Л., Поварницина Т.М., Ведерников К.Е. Эколого-биологические особенности древесных растений в урбанизированой среде / И.Л. Бухарина, Т.М. Поварницина, К.Е. Ведерников. – Ижевск, 2007. – 216 с.
- 5.Геник Я.В. Нагромадження важких металів у грунтах та фітомасі комплексної зеленої зони міста Львова: Автореф... дис.. канд... с.-г.наук. / Я.В. Геник. – Львів: УкрДЛТУ, 1994. – 23 с.
- 6.Гнатів П.С. Функціональна діагностика в дендрології / П.С. Гнатів. – Львів: Камула, 2014.– 336 с.
- 7.Дідух Я.П. Основи біоіндикації / Я.П. Дідух. – К.: Наукова думка, 2012. – 344 с.
- 8.Капустяник В.Б, Мокрий В.І. Оптико-спектральні методи в науково-технічній експертизі. Практикум / В.Б. Капустяник, В.І. Мокрий. – Львів: ВЦ ЛНУ ім. Івана Франка, 2004. – 206 с.
- 9.Кузнєцов С.І., Левон Ф.М., Пушкар В.В. Ассортимент дерев, кущів та ліан для озеленення в Україні / С.І. Кузнєцов, Ф.М. Левон, В.В. Пушкар. – К.: Компрінт, 2013. – 256 с.
- 10.Кучерявий В.П. Урбоекологія / Кучерявий В.П. Львів: “Світ”, 1999. – 360 с.
- 11.Нестерович Н.Д., Дерюгина Т.Ф., Лучков А.И. Структурные особенности листьев хвойных / Н.Д. Нестерович, Т.Ф. Дерюгина, А.И. Лучков. – Минск: Наука и техника, 1986. – 143 с.
- 12.Клименко М.О. Моніторинг довкілля / М.О. Клименко, А. М. Прищеп, Н.М. Вознюк. – К.: Академія, 2006. – 360 с.



13. Николаевский В.С. Биологические основы газоустойчивости растений / В.С. Николаевский. – Новосибирск: Наука, 1979. – 280 с.
14. Строгонов Б.П., Шевякова Н.И. Структура и функции клеток растений при засолении / Б.П. Строгонов, Н.И. Шевякова. – М.: Наука, 1970. – 318 с.
15. Титов А.Ф., Казнина Н.М., Таланова В.В. Тяжелые металлы и растения / А.Ф. Титов, Н.М. Казнина, В.В. Таланова. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2014. – 194 с.
16. Усманов И.Ю. Экологическая физиология растений: учебник / И.Ю. Усманов, З.С. Рахманкулова, А.Ю. Кулагин. – М.: Логос, 2001. – 224 с.
17. Шуплат Т.І. Ялівці в зелених насадженнях урбанізованих ландшафтів / Т.І. Шуплат / Науковий вісник НЛТУ України : зб. наук.-техн. пр. – Львів: РВВ НЛТУ України, 2011. Вип. 21.16. – с. 335-339
18. Шуплат Т.І., Попович В.В. Солестійкість видів роду *Juniperus L.* у міських екосистемах / Матер. XV-ї міжнар. наук.-техн. конф. “Проблеми екологічної безпеки”. (11-13 жовтня 2016 р.), Кременчук, - с.129.
19. Шуплат Т.І. Газостійкість кущових видів ялівців у вуличних насадженнях м.Львова / Т.І. Шуплат / Матер. IV-ї всеукр. наук.-практ. конф. “Ліс, наука, молодь”. – 23 листопада, Житомир. – с.28-30
20. Seneta W. Drzewa i krzewy iglaste / W. Seneta. - Warszawa: PWN SA, 1981.–650 s.

На Всеукраїнський конкурс студентських наукових робіт

Галузь науки «Технологія захисту навколишнього середовища»

СТУДЕНТСЬКА НАУКОВА РОБОТА

«ЗБІР І АКУМУЛЯЦІЯ ТПВ З СЕРЕДНІХ ТА МАЛИХ НАСЕЛЕНИХ  
ПУНКТІВ»

Шифр роботи: «КОМПАКТОР»

2019 р.

## АНОТАЦІЯ

Наукова робота: 19 с., 6 рис., 2 табл., 12 джерел.

**Об'єкт дослідження** – логістичні потоки твердих побутових відходів з середніх та малих населених пунктів в умовах агломерації.

**Предмет дослідження** – параметри управління фізико-механічними властивостями та умовами транспортування ТПВ.

**Ціль роботи** - обґрунтування раціональних логістичних потоків твердих побутових відходів що збирають в середніх та малих населених пунктах (на прикладі Покровсько-Селидівської агломерації Донецької області).

**Методи дослідження** – при виконанні роботи були використані: аналіз та узагальнення інформаційних джерел про властивості твердих побутових відходів та способи поводження з ними, статистичних даних про площу, кількість населення середніх та малих населених пунктів, географію регіонів.

Законодавством України заборонено складування та захоронення несортованого сміття. Однак, для малих населених пунктів та селищ, там де низька концентрація населення, існує ряд питань щодо сортування, перерозподілу ТПВ і вивозу їх на утилізацію. З позицій логістики запропоновано проводити транспортування несортованих ТПВ від малих населених пунктів до комплексного переробного заводу автомобільними потягами вантажами 50...100 тон.

**Завдання дослідження** – обґрунтування технології поводження та логістики ТПВ середніх та малих населених пунктів в промисловому регіоні.

**Наукова новизна отриманих результатів.** Обґрунтовано технологію збору та доставки на смиттепереробний завод ТПВ з малих та середніх НП яка передбачає: первинне накопичення відходів; перевантаження їх вмісту до спеціального транспортного засобу з прес-компактором та утворення тюків;

тюдів до причепу; транспортування заповнених причепів до переробного заводу.

**Наукове значення роботи** полягає в тому, що вперше запропоновано на первинному етапі поводження управляти станом ТПВ шляхом ущільнювання їх в спеціальному мобільному засобі з прес-компактором до утворення тюдів.

**Практичне значення роботи** полягає в тому, що обґрунтовано раціональні параметри пресування ТПВ, для економії енерговитрат ущільнення доцільно виконувати в компакторах при тиску не більше одного МПа, що забезпечує густину до 1,13 м<sup>3</sup>/т.

**Особистий внесок авторів** полягає в дослідженні густини потоків ТПВ різних населених пунктів та в обґрунтуванні раціональних параметрів пресування ТПВ.

Ключові слова: ТВЕРДІ ПОБУТОВІ ВІДХОДИ, ГУСТИНА ПОТОКІВ ТПВ, УЩІЛЬНЕННЯ ВІДХОДІВ, ЛОГІСТИКА ПЕРЕВЕЗЕНЬ, СКЛАДУВАННЯ ВІДХОДІВ, МАЛІ НАСЕЛЕНІ ПУНКТИ

## **Вступ**

Проблема твердих побутових відходів (ТПВ) є гостро актуальною, оскільки її рішення пов'язане з необхідністю забезпечення нормальної життєдіяльності населення, санітарної очистки міст, охорони навколишнього середовища та ресурсозбереження.

Тверді побутові відходи утворюються при різноманітній діяльності людей в умовах проживання і роботи установ. ТПВ є великотоннажними відходами, що представляють собою гетерогенну суміш різних за фізичним станом, крупності і властивостями органічних і неорганічних компонентів складного морфологічного складу. Склад ТПВ залежить від багатьох факторів: тимчасових, соціально-економічних і ряду інших чинників. Для сільських районів показники дещо менші ніж у містах

В кінці XX століття в складі ТПВ з'явилися компоненти, що представляють серйозну небезпеку як для навколишнього середовища, так і для здоров'я людини. Це пов'язано з тим, що відходи сучасного міста містять значну кількість різноманітних токсичних речовин і матеріалів. Звичайні ТПВ міст містять більше 100 найменувань токсичних сполук, і серед них - барвники, пестициди, ртуть та її сполуки, свинець та його солі, кадмій, миш'яковисті сполуки, формальдегід і ін. Особливе місце серед твердих відходів займають пластмаси і синтетичні матеріали, так як вони практично не піддаються процесам біологічного руйнування і можуть тривалий час (десятки років) перебувати в об'єктах навколишнього середовища. ТПВ часто містять і інші, не менш токсичні вироби. Так, значні кількості поліхлорбіфенілів надходять в побутові відходи з відпрацьованими свій термін трансформаторами і конденсаторами. Свинець, ртуть і нікель потрапляють в ТПВ з непридатними до вживання акумуляторами, лампами і батарейками.

Законодавством України з 2018 р. заборонено складування та захоронення несортованого сміття. Однак, для малих населених пунктів та

селищ, там де низька концентрація населення, існує ряд питань щодо сортування, перерозподілу ТПВ і вивозу їх на утилізацію [1].

**Ціллю роботи** є обґрунтування раціональних логістичних потоків твердих побутових відходів що збирають в середніх та малих населених пунктах (на прикладі Покровсько-Селидівської агломерації Донецької області).

**Об'єкт дослідження** – логістичні потоки твердих побутових відходів з середніх та малих населених пунктів в умовах агломерації.

**Предмет дослідження** – параметри управління фізико-механічними властивостями та умовами транспортування ТПВ.

## **1. Особливості накопичення ТПВ в малих і середніх населених пунктах**

Особливістю завдання є складність роздільного збору та акумулювання в малих населених пунктах відносно невеликих об'ємів відходів внаслідок відсутності відповідного обладнання, а саме достатньої кількості спеціалізованих контейнерів, накопичувальних площадок, тощо. Суттєвою проблемою є складність та значна довжина логістичних маршрутів роздільного вивозу з малих населених пунктів різних компонентів відходів як придатних до подальшої переробки, так і призначених до поховання. Можна констатувати що на даний час мережа малих населених пунктів технічно та економічно не готова до роздільного збору ПТВ.

Малий масштаб агломерації, а саме чисельність населення і, відповідно, невеликі потоки відходів, необхідність додаткових витрат на обладнання и пальне, не забезпечують, на наш погляд, економічної ефективності та доцільності роздільного збору та переробки їх ТБО.

З літературних джерел [2,3] відомо що сучасний рівень твердих побутових відходів, що перепадає на пересічну людину складає близько однієї тони на рік. З урахуванням комунальних та інших подібних видів відходів можна впевнено прийняти такий показник за базу для оцінки утворення ТПВ в середніх та малих населених пунктах. Виходячи з статистичних даних про чисельність населення та площу НП [4-7] складено дані про річний потік та його густину деяких населених пунктів Донбасу (табл.1).

Показник густини потоку відображає кількість ТПВ що утворюється на одиницю площі НП. Дані таблиці 1 вказують на те що для більшості НП, незалежно від чисельності населення, цей показник знаходиться в діапазоні 2000...3000 т/км<sup>2</sup>. Для компактно спланованих міст з населенням 15..17 тис. людей (Новогродівка, Родинське) густина значно більша ніж для Донецька.

Навпаки, розтягнуте здовж автотраси м. Курахове характеризується густиною потоку ТПВ - менш 850 т/км<sup>2</sup>.

Таблиця 1.1. Річна маса та густина потоку ТПВ в деяких населених пунктах Донбасу

Населений пункт	Річна маса ТПВ, т.	Густина потоку ТПВ, т/км <sup>2</sup>
Донецьк	947825	2651
Мирноград	49519	2358
Добропілля	30884	2222
Покровськ	64533	2173
Курахове	19950	831
Новгородівка	15247	3388
Родинське	16641	5067
Селідове	23989	2104
Українськ	11928	1864

Якщо провести подібну оцінку не для міст, а для районів Донецької області, то отримаємо показники густини потоку на два порядки менші. Так для Покровського району він складає 23,7 т/км<sup>2</sup>, найбільший по області для Маріїнського району – 61,8 т/км<sup>2</sup>. По різних районах області він змінюється від 17 до 62 т/км<sup>2</sup>. З цього слідує що районного рівня густина буде характерною для малих сільських населених пунктів. Малі показники густини потоку ТВП свідчать про відповідно обмежені логістичні потоки.

Можна гіпотетично уявити два підходи щодо поводження з ТПВ в даному районі, а саме:

- варіант наявності мережі спеціалізованих підприємств, кожна з яких займається збором та переробкою окремих видів відходів;
- діяльність одного підприємства яке збирає всі побутові несортовані відходи і виконує комплекс операцій по їх транспортуванню, сортуванню,



переробці, реалізації продукції або напівфабрикатів (сировини), похованню залишків що не підлягають переробці.

Недоліком першого варіанту є відсутність на даний час мережі спеціалізованих підприємств, а також небезпека накопичення певних видів відходів до яких не буде інтересу переробників. На думку авторів, другий варіант має переваги на перехідному етапі строком до 20 років, коли буде відбуватись перехід до високотехнологічних операцій роздільного збору ТПВ.

Для ефективної роботи потужного підприємства за другим варіантом доцільно мати значні потоки відходів. На думку авторів, для виконання Закону України щодо збору та сортування ТБО, доцільно організувати збір несортованих відходів з агломерацій та їх глибоку переробку на сміттесортувальних заводах або переробних комбінатах. Це дає можливість концентрування значних об'ємів відходів, використовувати для переробки потужного автоматизованого обладнання, скоротити витрати на переробку сировини, а також суттєво знизити транспортні витрати.

Однак, важливою характеристикою агломерації є її масштаб. При малій інтенсивності сміттєвих потоків буде неефективною система переробки несортованих ТПВ внаслідок значних накладних витрат. Тому доцільно розглянути можливість обслуговування двох або більше районів, наприклад Покровського і Селидівського в агломерацію. Агломерація - концентроване розташування поселень, які між собою пов'язані не тільки за територіальною ознакою, а й різними економічними, логістичними, соціальними і культурними зв'язками. Можливо долучити потоки ТПВ з інших районів, виходячи з комерційної доцільності.

В сільській місцевості більшість домів одноетажні, проживають в них від двох до чотирьох людей. В домах утворюється щодня не більш двох кілограмів відходів на людину, тобто до 4..8 кг/добу. При тому, в селах значну частину їстівних відходів використовують для живлення свійських тварин та птиці. тому потоки ТПВ з них невеликі. Для збирання

несортованого сміття використовують невеликі пластикові контейнери з кришками, періодичність наповнення таких контейнерів приблизно складає тиждень, відповідно збирання здійснюють щотижнево. Більшість садиб зараз забезпечені такими контейнерами.

Якщо переходити на роздільний збір ТПВ то необхідні значні додаткові витрати на: додаткові контейнери, автотранспорт, заробітну платню робочим тощо. Це потребує збільшення для селян тарифів на поводження з відходами. Переважна чисельність жителів сіл – пенсіонери з дуже обмеженим бюджетом, вони не зможуть забезпечити додаткові платежі. Тому варіант зі збором несортованого сміття є більш доцільним в сучасних соціально-економічних умовах.

## **2. Логістика поводження з ТПВ в межах агломерації**

Згідно офіційних, взятих з сайту адміністрації, даних про Покровський район Донецької області, Покровськ (Покровська; до 1934 р - Гришине, з 1934 до 1938 року - Постишево, з 1938 до 1964 року - Червоноармійське, з 1964 до 2016 року - Красноармійськ) - місто обласного значення в Донецькій області Україна, адміністративний центр Покровського району (сам до складу району не входить) і центр Покровської агломерації. Залізничний вузол. Площа – 29,7 км<sup>2</sup>, витягнута у напрямку схід-захід.

До складу Покровського району входить 13 сільських рад. Як свідчать статистичні дані, населення Покровської агломерації складає 76518 чол., з них чисельність містян 64251 (01.01.2015). Граничні межі району мають складну звивисту форму, це ускладнює транспортне сполучення з периферійними дільницями [4].

В Покровському районі Донецької області крім двох значних населених пунктів, а саме Покровська і Мірнограда, існує значна мережа малих населених місць розміром від сотень до кількох дворів, в яких утворюється певна кількість побутових відходів. При цьому в сільській місцевості харчові відходи використовують на переробку для годування птиці або свиней, а в поселеннях міського типу вони накопичуються разом з іншими компонентами.

Прогнозований річний потік ТПВ в Покровському районі складає не більш 75-77 тис. тон. Як було вказано, доцільно забезпечити збільшення простору на якому слід проводити поводження з ТБО, Аналізуючи географічні умови доцільно розглянути об'єднання в агломерацію близько розташованих Покровського та Селидівського районів Донецької області [4,5].

Селидове - місто, розташоване на заході Донецької області України, в 44 км на північний захід від міста Донецька, недалеко від залізничної лінії Покровськ (Красноармійськ) - Рутченково, на якій розташована станція

Селидівка. Селидове розташоване у верхів'ях річки Солоної (притока Вовчої, басейн Дніпра), яка протікає через місто зі сходу на захід. Площа 10,88 км<sup>2</sup> витягнута у напрямку схід-захід. У безпосередній близькості від міста проходить автомобільна дорога «Донецьк - Дніпро - Київ». Населення міста на 1 січня 2015 року - 53 274 чол.

До складу Селідівського району входить 13 селищних рад та місто Гірник. Прогнозований річний потік ТПВ разом з комунальними відходами може складати 55-60 тон на рік.

Сумарний потік з об'єднаної агломерації можна прогнозувати у об'ємі 120-140 тис. тон за рік. На таку потужність слід орієнтувати технологічні можливості сміттєпереробного комбінату. В попередніх роботах [6-8] було обґрунтовано розміщення такого комбінату на місці ліквідованої шахти «Новгородівська №2» в кількох кілометрах від м. Новгородівка (рис.2.1). При недостатці сировини можливо додати частку відходів які утворюються в північній частині Донецька. Їх легко доставляти на комбінат залізничним транспортом у контейнерах.

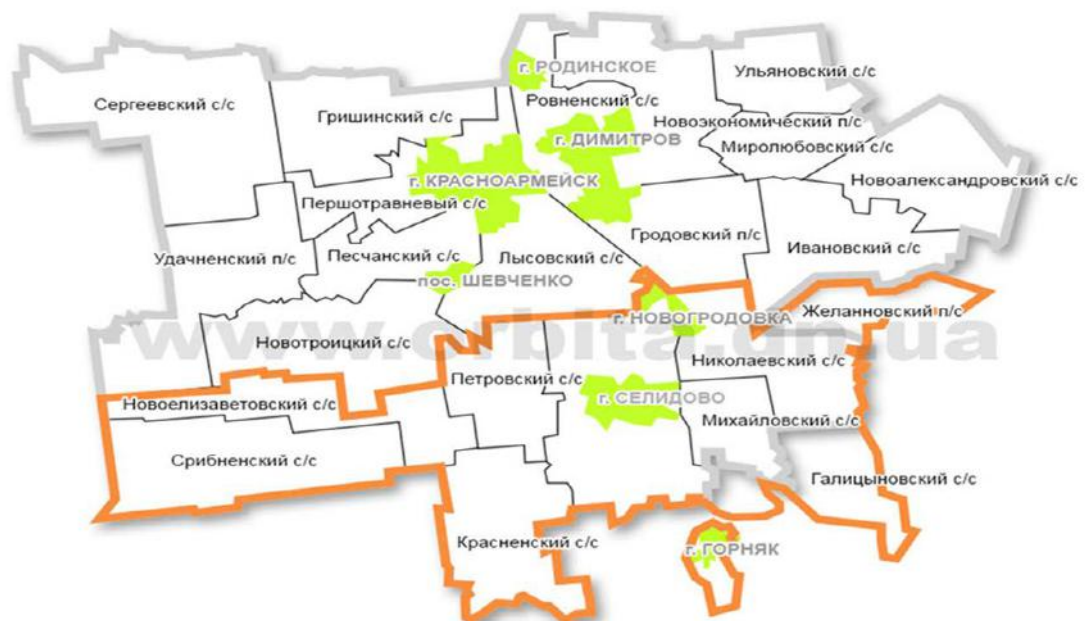


Рис.2.1. Мапа об'єднаної Покровсько-Селідівської агломерації

Об'єднана агломерація має форму близьку до прямокутника розмірами 60х45 км у напрямках, відповідно, схід-захід та північ-південь.

Адміністративні границі селищних рад мають складну ломану конфігурацію. Площини сілрад дуже різної форми та переплетені між собою. При розміщенні смиттепереробного заводу поблизу центру агломерації, максимальні маршрути доставки сировини, з урахуванням кривизни напряму доріг, будуть складати не більше 25...40 км.

Виходячи з технічних характеристик сучасних транспортних засобів, можна визначити два основних варіантах доставки ТПВ на переробну установу. Основним засобом перевезення ТПВ сьогодні є сміттевози вантажопідємністю близько п'яти тон. Вони перевозять відходи які збирають за маршрутом з контейнерів, але для перевезення на дальні відстані вони не призначені.

Альтернативою може стати транспортування значних об'ємів ТПВ автопоїздами вантажопідйомністю 50...100 тон або у залізничних контейнерах. Залізничні перевезення мають вельми обмежене розповсюдження з-за відсутності розвиненої мережі шляхів. Проведено порівняння орієнтовної вартості перевезень сміттевозами та автопоїздами (табл. 2.1).

Таблиця 2.1. Основні технологічні показники перевезення ТПВ

Засіб	Сміттевоз	Автопоїзд
Вантажопідйомність, т	5	50
Об'єм кузову, м <sup>3</sup>	5	Не менш 50
Витрата пального, л/100км	50	100
Вартість пального, грн./л	25	25
Вартість перевезення 1 т вантажу, грн./км, при густині ТПВ, т/м <sup>3</sup> :		
0,4	6,25	1,25
1,0	2,5	0,5

Порівняння двох варіантів транспортування відходів, а саме звичайними сміттевозами та автопоїздами, показує що використання автопоїздів у п'ять разів ефективніше (рис.2.2).

Аналіз отриманих даних показує що перевезення сировини, яка має підвищену густину, дає значну економію на логістичних операціях. Середня густина сухих ТПВ складає  $0,19...0,23 \text{ т/м}^3$ , в сміттевозі за рахунок ущільнення вона збільшується і становить близько  $0,4 \text{ т/м}^3$ . Але інтерес представляє збільшення густини ТПВ. Це дозволить значно знизити вартість транспортування відходів від джерела надходження до переробного комбінату за рахунок зменшення витрат пального та заробітної платні водіїв.

Доцільно оцінити технічні параметри установки щодо ущільнення або пресування побутових відходів, а також запропонувати в який спосіб виконувати цю технологічну операцію та за допомогою яких засобів.

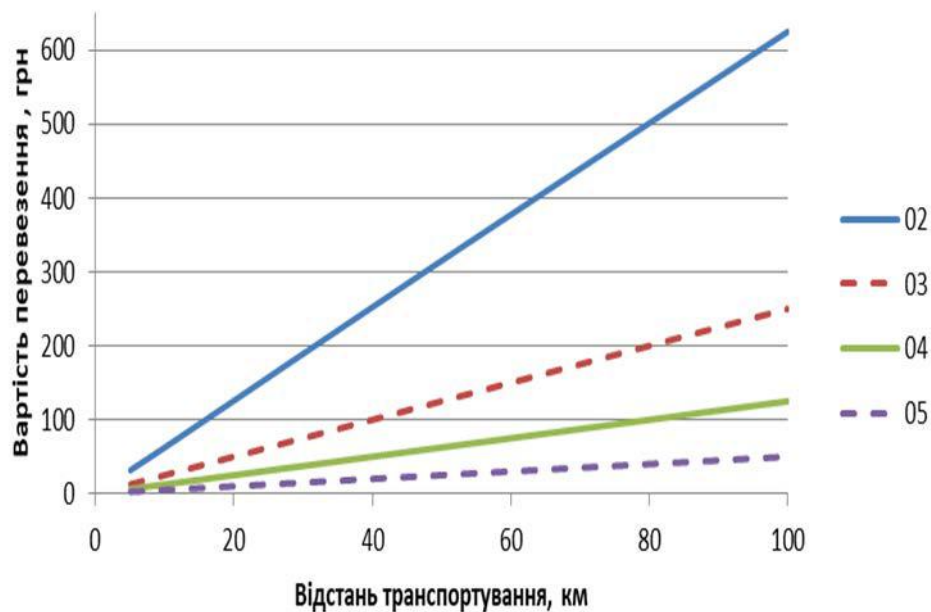


Рис.2.2. Вартість перевезення ТПВ в залежності від типу транспорту (сміттевози -02, 03; автопоїзди – 04, 05) та густини відходів (02, 04. –  $0,4 \text{ т/м}^3$ ; 03,05 –  $1,0 \text{ т/м}^3$ )

Одної з насущних санітарно-екологічних проблем є поводження з відходами які утворюються в малих населених пунктах і невеликих містах районного масштабу. Справа в тому, що матеріальні потоки ТПВ в таких населених пунктах є незначними і проводити регулярний посадібний їх збір та відвезення до сміттепереробного заводу - не вигідно. Ситуація може

загостритись при введенні роздільного збору сміття від населення, коли різні підприємства будуть займатись переробкою різних видів сировини. Фірми, які обробляють папір, пластик, метали будуть збирати свої види ТПВ, а деякі види, особливо такі що не підлягають переробці, будуть залишені та накопичуватимуться. Альтернативою пропонується комплексне рішення з переробки усіх видів відходів на кінцевому етапі після доставки несортованої сировини.

Запропоновано варіант поводження з ТПВ коли цим питанням займається одна велика компанія, яка здійснює: збір несортованого сміття; його акумулювання на проміжних спеціалізованих площадках; попередню переробку з вилученням деяких видів сировини і передачу їх споживачам; великотоннажну доставку до центрального переробного комплексу; глибоку переробку матеріалу з одержанням сировини і продуктів; поховання частини відходів яка не підлягає переробці. Сумація значних потоків відносно дешевого сміття, глибока переробка їх з одержанням цінних продуктів, напівпродуктів та сировини гарантує економічну доцільність роботи сміттєпереробного підприємства з одночасним досягненням покращення екологічної обстановки в регіоні.

Створення такої компанії потребує значних матеріальних витрат, ще до початку переробки сировини та реалізації продукції. Точка беззбитковості такого проекту орієнтовно знаходиться на відстані десяти і більш років при малих потоках відходів, це неприємно для інвесторів при сучасній політичній та економічній ситуації в Україні.

Скорочення строку повернення інвестицій може бути досягнуто за рахунок забезпечення потужних потоків ТПВ при високої продуктивності праці персоналу за рахунок значної механізації виробничих процесів та оптимізації логістичних процесів. По оцінкам фахівців, доцільно забезпечити потужність переробного виробництва не менш 100 тис. т на рік, або більше. Тоді строк повернення капіталовкладень скорочується вдвічі. Однак, для забезпечення таких потоків смітєвої сировини з сільських населених пунктів

потрібні значні витрати на її перевезення. Для такого що розглядається випадку додатковим джерелом може стати потужний струмінь сировини, якій може бути забезпечений з північних районів м. Донецька, до яких пролягають залізнична і автомобільна траси. Позитивним моментом є також висока щільність населених пунктів в Донбасі що дозволяє забезпечити відносно короткі та потужні транспортні потоки з малих НП.



### 3. Управління властивостями відходів що призначені до транспортування

В первинному стані ТПВ мають низьку густину, близько  $0,19...0,23, \text{т/м}^3$ . Якщо кузов сміттєвозу має об'єм близько п'яти  $\text{м}^3$ , то за один рейс він може перевезти не більше 1,15 т відходів. Для заповнення кузова сміттєвозу потрібно об'їхати 20...40 дворів. При паспортної вантажопідйомності сміттєвозу 5т, витрачає не менш 40 л пального на 100 км шляху, тобто 11,5 грн/т км. Очевидно, що така вартість перевезення відходів на великі відстані є зовеликою. Треба забезпечити повне завантаження машини, а саме довести вагу до п'яти тон. З цього витікає що потрібно ущільнювати зібрані відходи.

Узагальнення літературних даних [9-12] дозволило одержати графічну залежність об'єму відходів від тиску пресування (рис.3.1).

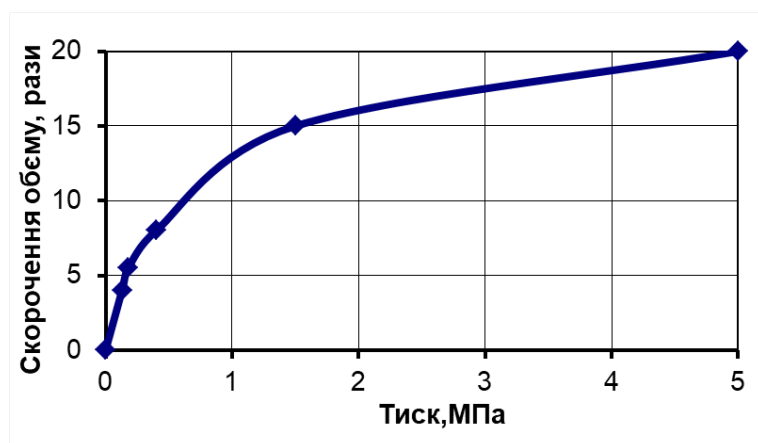


Рис. 3.1. Зменшення об'єму ТПВ в процесі пресування

Встановлено, що збільшення тиску при ущільненні до одного МПа призводить до зменшення об'єму ТПВ в 12...13 разів, а густина, відповідно зростає, до  $1,13 \text{ м}^3/\text{т}$ . Подальше збільшення тиску від одного до п'яти МПа призводить до ущільнення ще в 7...8 разів, а густини до  $2 \text{ т/м}^3$ . З цього слідує що, виходячи з енерговитрат, доцільно вибирати режим пресування в діапазоні до одного МПа. При подальшому збільшенні тиску енерговитрати зростають в п'ять разів, це недоцільно. Таким чином, для повного завантаження пресованими відходами сміттєвозу до п'яти тон потрібно

зібрати щотижня відходи з 80...120 садиб. Це означає що потрібно щотижнево об'їхати кілька малих населених пунктів.

#### 4. Технологічні схеми накопичення та транспортування ТПВ в межах агломерації

Вищенаведене показало, що процес пресування відходів доцільно виконувати на етапі перевантаження з контейнерів до збираючого сміття пристрою. Доцільно застосовувати спеціалізовані засоби для збору сміття з одночасним його пресуванням та формуванням тюків. На даний момент авторами не винайдено в літературних джерелах і каталогах мобільних пристроїв, які одночасно і одномісно виконують ці операції. Однак, існує значне число пресового обладнання малих габаритів і потужності, які можна встановити на мобільному засобі. Створення такого агрегату не являє, за нашими думками, труднощів.

Такий засіб може створюватись на базі великотоннажного автомобілю, силовий агрегат якого використаний в якості джерела енергії для преса-компактора, а також маніпуляторів для вивантаження контейнерів і пресованих відходів (рис. 4.1).

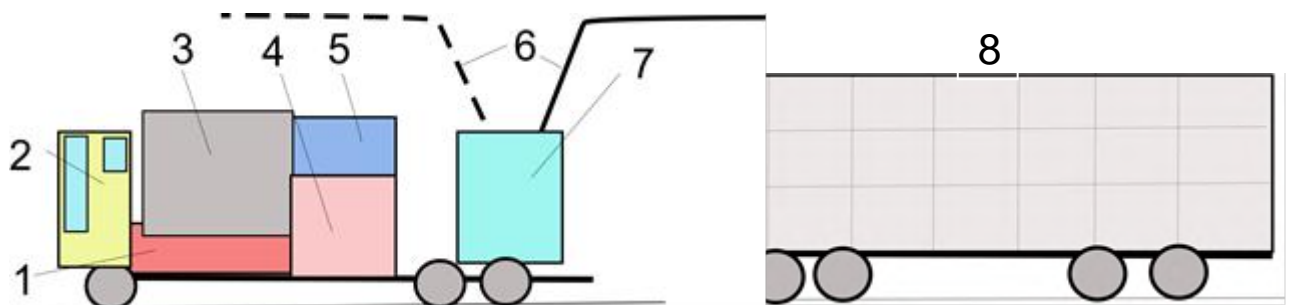


Рис.4.1. Засіб для збору і пресування відходів: 1- силовий агрегат; 2 – пункт управління; 3 – бункер-компактор; 4 – камера пресування; 5 – прес; 6 - стріла маніпулятора; 7 – привод маніпулятора; 8 - причеп

Використання так званих компакторів дозволяє суттєво ущільнити зібрані відходи, пресуванням сформувати з них тюки у вигляді паралелепіпедів, зафіксувати цю форму шляхом ув'язки синтетичною стрічкою. Розміри та поверхні початкової сировини можуть бути різними,

тому ув'язку тюків треба робити з чотирьох боків для попередження їх розсипання. Крім того, стрічку можна застосовувати як силовий елемент при перевантаженні тюків.

Машина під'їжджає до місця розташування контейнера, за допомогою маніпулятора перевантажує його вміст до бункера преса-компактора, після заповнення бункера виконують пресування відходів в тюк з наданням йому форми паралелограму, ув'язують тюк за допомогою синтетичних стрічок. Готовий тюк виштовхують на площадку, а потім за допомогою крана-маніпулятора перевантажують на причеп.

Пакування зібраних ТПВ у вигляді тюків прямокутної форми дає змогу зберігати їх у компактного вигляду штабелю. Потрібно тільки забезпечити захист тюків від опадів, що забезпечують за допомогою брезентових тентів. Також треба забезпечити охорону місць зберігання тюкованих відходів від вандалів. При наявності достатнього парку причепів або напівпричепів вони можуть використовуватись в якості пунктів збору ТПВ з одного або кількох населених пунктів. По мірі заповнення причепів їх періодично доставляють автомобільними потягами на комбінат, замінюючи порожніми в населених пунктах. В такому випадку можна використовувати невелику кількість тягачів для транспортування значного числа причепів.

В запропонованій технології об'єднується проблема транспортування відходів до сміттєпереробного заводу так як транспортні засоби будуть завантажені повністю, а також зменшаться трудовитрати на вантажно-розвантажні роботи. Якщо здійснювати перевезення відходів автопоїздами що мають вантажопідйомність 50...100 тон, суттєво скорочуються витрати на паливо (рис. 4.2), а також на заробітну платню водіям та вантажникам.

Така технологія поводження з відходами дозволяє забезпечити відділення і складування негабаритних відходів (меблі, побутова техніка, будівельні відходи тощо) так як достатньо великі розміри кузовів причепів дають змогу завантажити і транспортувати їх. При використанні звичайних сміттєвозів це неможливе.

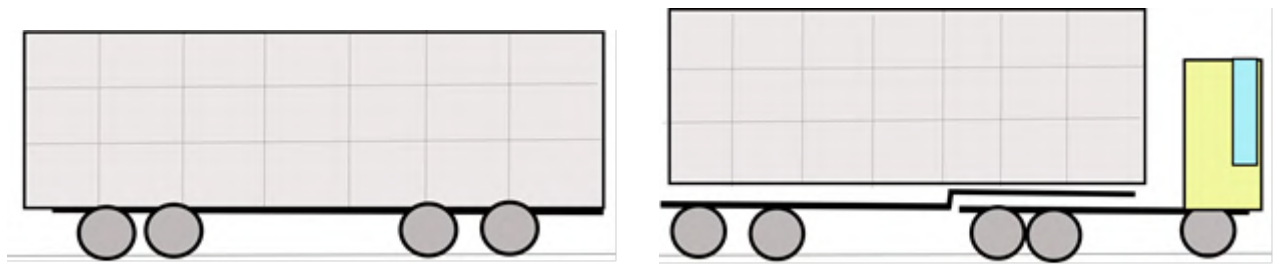


Рис.4.2. Автопоїзд для транспортування пресованих відходів

Ще однією проблемою малих населених пунктів є наявність несанкціонованих звалищ побутових відходів. За рахунок пресування ТПВ можна забезпечити прискорену ліквідацію таких звалищ. Пропонується створення мобільного комплексу (рис.4.3), який складається з екскаватора – бульдозера, пресувальної установки з маніпулятором-перевантажувачем. Забезпечення пресувальної установки енергією може бути автономним або з відбором потужності від трактора або вантажівки.

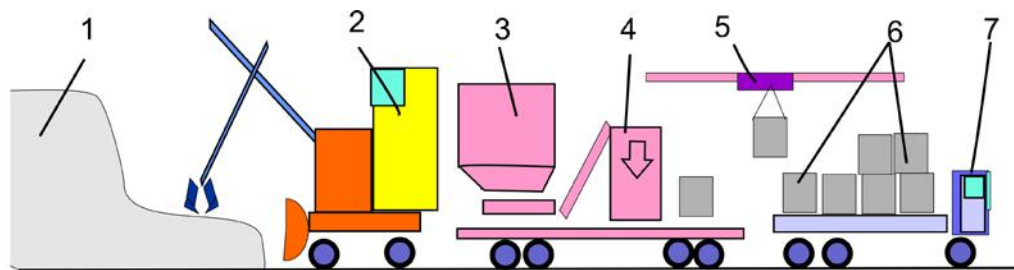


Рис. 4.3. Схема мобільного комплексу з розбору несанкціонованих звалищ ТПВ: 1 – купа відходів; 2 – екскаватор-бульдозер; 3 – бункер; 4 – прес-компактор; 5 – маніпулятор-перевантажувач; 6 – тюки пресованого сміття; 7 – транспортний засіб

## **Висновки**

- 1 Щільність потоків ТПВ в межах малих населених пунктів Донбасу не поступається такої в великих містах (від 800 до 5000 тон/км<sup>2</sup>), але в масштабах районів цей показник нижчий на два порядки (17...62 т/км<sup>2</sup>). Це обумовлює подорожчання транспортних витрат, і, відповідно, тарифів на поводження з ТПВ.
- 2 З позицій логістики доцільно проводити транспортування несортованих ТПВ від малих населених пунктів до комплексного переробного заводу об'єднаної Покровсько-Селидівської агломерації автомобільними потягами вантажами 50...100 тон.
- 3 Запропоновано в малих НП проводити посадибний збір ТПВ з використанням існуючих контейнерів та спеціалізованих сміттєзбиральних засобів (машин) які розвантажують контейнери та пресують ТПВ в тюки.
- 4 Для економії енерговитрат ущільнення ТПВ доцільно виконувати в компакторах при тиску не більше одного МПа, що забезпечує густину до 1,13 м<sup>3</sup>/т.
- 5 Обґрунтовано технологію збору та доставки на смиттепереробний завод ТПВ з малих та середніх НП яка передбачає: первинне накопичення відходів в малогабаритних контейнерах; перевантаження їх вмісту до спеціального транспортного засобу з прес-компактором та утворення тюків; складування тюків до причепа; зберігання тюків в причепах до заповнення, транспортування заповнених причепів до переробного заводу.

## Литература

1. Закон України "Про відходи" № 187/98, від 05.03.1998, Закон, Верховна Рада України
2. Переработка мусора в Украине и ЕС: как экологическую катастрофу перевести в прибыльный бизнес [Электронный ресурс] – Режим доступа: [http://24tv.ua/ru/pererabotka\\_musora\\_v\\_ukraine\\_i\\_es\\_kak\\_jeologicheskiju\\_katas trofu\\_perevesti\\_v\\_pribylnyj\\_biznes\\_n698786](http://24tv.ua/ru/pererabotka_musora_v_ukraine_i_es_kak_jeologicheskiju_katas trofu_perevesti_v_pribylnyj_biznes_n698786) , свободный – Загл. с экрана.
3. О. Kutniashenko. Improving the efficiency of household waste recycling by pre-preparation of their dispersed fraction. О. Kutniashenko, V. Smoliaga, T. Litvinova. Політехнічний журнал MetalJournal // Metallurgical and Mining Industry. English edition. – 2016. – №8. – С. 6-14.
4. Офіційний сайт Покровської районної адміністрації/pokrovsk-rada.gov.ua
5. Офіційний сайт Селидівської районної адміністрації /ok.ru>bolshoeselidovo
6. Сайт Донецької обласної військово-цивільної адміністрації / donbass-info.com
7. Регіональна статистика/ <http://www.ukrstat.gov.ua> /druk/ publicat/kat\_u/2015/zb/06/zb\_nas\_14.zip
8. Костенко В.К., Сурженко А.М. Поводження з твердими побутовими та комунальними відходами малих населених пунктів /Матеріали III екологічного форуму «Екологія промислового регіону»/ - Краматорськ, ДОВЦА, 2018. – С 186-189.
9. Владимиров А.М., Ляхин Ю.Н., Матвеев Л.Т., Орлов В.Г. Охрана окружающей среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 423 с.
10. Шмандий В.М. Управление техногенной безопасностью урбосистемы на стадии образования и поступления отходов в окружающую среду. – Бібліотека ІТЕ: Том 2. – Харків: КДПУ, 2001.– 152с.

11. Управление промышленными отходами: Учебное пособие: В 2кн.– Кн.1: В 6ч.– Ч.1:Промышленные отходы и окружающая среда в современном мире /А.Гриценко, Е.Макаровский, И.Черванев, И.Шеренков.– Харьков: РИП «Оригинал», 2000. – 80с.

12. Твердые бытовые отходы (сбор, транспорт и обезвреживание): Справочник / Систер В. Г., Мирный А. Н., Скворцов Л. С. и др. - Москва : Академия коммунального хозяйства, 2001. - 319 с.



**Всеукраїнського конкурсу студентських наукових робіт зі спеціальності  
«Технології захисту навколишнього середовища»  
2018/2019 навчального року**

**за спеціальністю «Технології захисту навколишнього середовища»**

**Шифр «Краудсорсинг відходів»**

**МОДЕРНІЗАЦІЯ СИСТЕМИ ПОВОДЖЕННЯ З ТВЕРДИМИ  
КОМУНАЛЬНИМИ ВІДХОДАМИ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

## АНОТАЦІЯ

Повний обсяг роботи становить 31 сторінки друкованого тексту, містить 9 рисунків, 10 таблиць, використано 19 літературних джерела.

**Актуальність наукової роботи** полягає у дослідженні сучасної системи та розробці сучасної програми поводження з ТКВ (тверді комунальні відходи) з застосуванням досвіду екологів-науковців та екологічних організацій.

**Метою наукової роботи** є модернізація системи поводження з ТКВ, що являє собою аналіз системи накопичення, поводження з твердими комунальними відходами на міському звалищі, а також зменшення навантаження на навколишнє природне середовище та здоров'я людини. Для досягнення цієї мети у статті необхідно сформулювати **наступні завдання**:

1. Аналізувати основні проблеми функціонування сучасної системи поводження з твердими комунальними відходами.
2. Дослідити процес накопичення твердих комунальних відходів.
3. Застосувати метод краудсорсингу в концепції екологічного управління поводження з комунальними відходами.

**Методика досліджень** – дослідження впливу звалища ТПВ на довкілля здійснювалися за допомогою натурних та лабораторних досліджень. У процесі дослідження оброблялися дані щодо складування відходів (обсяг, склад, час, місце складування, клас небезпеки, тощо), а також про кліматичні, ґрунтово-геологічні та інші природні умови зони розміщення полігону.

**Наукова новизна.** Дана тема є цікавою та достатньо актуальною на сьогоднішній день, так як, за даними екологів, кількість ТКВ збільшується з кожним роком, а не ефективна система поводження з комунальними відходами призводить до появи загрози для навколишнього середовища. Нинішня система поводження з ТКВ в Україні не відповідає сучасним вимогам, потребує вдосконалення та застосування досвіду екологів-науковців.

ЖИТОМИРСЬКА ОБЛАСТЬ, ТВЕРДІ КОМУНАЛЬНІ ВІДХОДИ,  
КРАУДСОРСИНГ, ТРАНСПОРТУВАННЯ, УТИЛІЗАЦІЯ, СОРТУВАННЯ

## ЗМІСТ

	ст.
ВСТУП	4
РОЗДІЛ I СУЧАСНА СИСТЕМА ПОВОДЖЕННЯ КОМУНАЛЬНИМИ ВІДХОДАМИ	3 6
РОЗДІЛ II ПРОБЛЕМАТИКА НАЯВНОЇ СИСТЕМИ ПОВОДЖЕННЯ З КОМУНАЛЬНИМИ ВІДХОДАМИ	10
2.1 Об'єкт дослідження	10
2.2 Методика поводження з комунальними відходами в Житомирській області	12
РОЗДІЛ III МОДЕРНІЗАЦІЯ СУЧАСНОЇ СИСТЕМИ ПОВОДЖЕННЯ З КОМУНАЛЬНИМИ ВІДХОДАМИ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ	16
3.1 Можливі методи модернізації системи поводження з комунальними відходами	16
3.2 Впровадження краудсорсингу в систему поводження з твердими комунальними відходами	18
ВИСНОВОК	31
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	33

## ВСТУП

На даний час в світі залишається тенденція збільшення обсягів нагромадження відходів. За даними Державної служби статистики України у спеціально відведених місцях, об'єктах та на території підприємств нагромаджено понад 15,5 млрд. т різноманітних відходів. Щорічно утворюється приблизно 450 млн. т відходів, лише 1/3 з яких утилізується, переробляється або спалюється, все решта потрапляє у відвали та сміттєзвалища. Аналогічна ситуація спостерігається з твердими комунальними відходами (ТКВ). Щорічно в Україні утворюється близько 10 млн. т. твердих комунальних відходів. Майже 94 % з них захороняється приблизно на 6000 полігонах та звалищах загальною площею понад 10 тис. га. В середньому утворення ТКВ у світі складає від 1-го до 3-ох кг на одного мешканця щодня [1]. Проблема поводження твердих комунальних відходів є надзвичайно актуальною для України в цілому та для кожного населеного пункту окремо. З розвитком науково-технічного прогресу зростає і кількість твердих комунальних відходів. У свою чергу нагромадження великих об'ємів відходів негативно впливає на стан навколишнього природного середовища та здоров'я людей. Ситуація погіршується тим, що місць для їх захоронення та зберігання катастрофічно не вистачає. Спостерігається збільшення висоти об'єктів складування відходів, що приводить до збільшення навантаження на одиницю площі полігону та ступеня ущільнення ТКВ. Тому все більш актуальним постає питання утилізації відходів з організацією роздільного їх збору, що потребує вирішення даного питання на державному і регіональному рівнях [3].

На даний час у сфері поводження з твердими комунальними відходами існує значна кількість технічних та технологічних пропозицій. Вибір оптимальних напрямків поводження з відходами залежить від багатьох факторів. Проте головна проблема полягає у відсутності налагодженої системи поводження з відходами. Сучасний стан системи правильного збору та утилізації відходів характеризується недосконалістю структури системи

управління у сфері поводження з ТКВ, відсутністю належної інфраструктури та фінансування безпосередньо процесу збору ресурсоцінних видів ТКВ або вилучення ресурсоцінних компонентів з них, а також економічною незацікавленістю в практичному впровадженні технологій утилізації та переробки відходів. Як наслідок спостерігається збільшенням об'ємів відходів на сміттєзвалищах і виникнення несанкціонованих звалищ. До того ж, у фільтратних водах сміттєзвалищ містяться різні забруднюючі компоненти, які є джерелом забруднення ґрунтів і поверхневих вод [4]. А біохімічне розкладання і хімічне окиснення відходів приводить до того, що сміттєзвалище є джерелом забруднення атмосферного повітря, а сам процес супроводжується виділенням тепла, що може привести до самозаймання відходів.

Таким чином, усі питання, пов'язані зі збором та утилізацією твердих комунальних відходів, створюють екологічні, економічні та соціальні проблеми, які потребують термінового вирішення.

Дослідження у сфері поводження із ТКВ висвітлено в багатьох наукових працях вітчизняних та зарубіжних науковців. Перші праці у нашій країні щодо проектування полігонів ТКВ та розміщення сміттєзвалищ відносять до 60-70-х років минулого століття. Згідно з першими науковими джерелами в СРСР існувало три основних способи поводження із ТКВ – розміщення на полігонах та звалищах, компостування та спалювання [3]. Така ж сама ситуація залишається в Україні і понині. [2].

Отже, модернізація заходів щодо забезпечення повного збирання, перевезення, утилізації та знешкодження комунальних відходів, а також зменшення їх негативного впливу на навколишнє природне середовище є актуальним завданням у вирішенні проблеми зменшення обсягів утворення та нагромадження ТКВ.

## РОЗДІЛ І

### СУЧАСНА СИСТЕМА ПОВОДЖЕННЯ З ТВЕРДИМИ КОМУНАЛЬНИМИ ВІДХОДАМИ В ЖИТОМИРСЬКІЙ ОБЛАСТІ

На жаль система поводження з твердими комунальними відходами не захищає навколишнє природне середовище від їх шкідливого впливу. Дана проблема характерна для Житомирської області та має загальнодержавне значення. Для забезпечення нормальної життєдіяльності населення, достатнього рівня санітарного очищення населених пунктів, охорони довкілля та ресурсозбереження у Законі України «Про відходи» сформульовано основні принципи державної політики у сфері поводження з відходами.

В Житомирській області є проблема з системою поводження з твердими комунальними відходами полягає у зростанні негативного впливу на навколишнє природне середовище та здоров'я людини у зв'язку з погіршенням санітарного стану населених пунктів, зростанням кількості офіційних сміттєзвалищ та полігонів для захоронення твердих комунальних відходів, несанкціоноване складування твердих комунальних відходів займають великі обсяги загалом на всій території країни. Кількість сміттєзвалищ в Україні, які перевантажені, - 314 (7%), а 897 сміттєзвалищ (20%) не відповідають нормам екологічної безпеки.

Неналежним чином проводиться робота з паспортизації, рекультивації та санації сміттєзвалищ. З 2700 сміттєзвалищ, які потребують паспортизації, у 2010 році фактично паспортизовано 13% сміттєзвалищ, 21% сміттєзвалищ від потреби рекультивовано, 16% сановано від потреби у санації. Необхідно зазначити, що потреба у будівництві нових полігонів складає майже 670 одиниць [5].

Через незадовільний контроль за суб'єктами утворення комунальних відходів скорочуються обсяги відходів, які вивозяться на організовані полігони. Дедалі більше з'являється стихійних, несанкціонованих сміттєзвалищ у лісосмугах, приміських та незайнятих міських територіях. Під час

несанкціонованого складування твердих комунальних відходів не виконуються необхідні заходи щодо запобігання забрудненню навколишнього природного середовища, відсутній будь-який контроль за складуванням відходів, які вивозяться на ці звалища, в тому числі медичних та небезпечних відходів.

Виникає ризик утворення на таких звалищах могильників тварин, що обумовлює можливість виникнення різних хвороботворних бактерій та вірусів. Разом з проблемами забруднення довкілля останнім часом набули актуальності питання оцінки ресурсного потенціалу, пов'язаного з твердими побутовими відходами. Зокрема, це стосується недосконалої системи використання побутових відходів як джерела вторинної сировини та в енергетичних цілях [6].

Починаючи з 2000 року, структура споживання зазнавала змін, при цьому збільшувалася частка споживання високовідходних товарів та послуг. Спостерігається зростання частки споживання товарів нехарчової групи, що спричиняє збільшення обсягів відходів упаковки.

Структура ТКВ є вирішальним чинником для розвитку системи поводження з відходами. Тобто якісний склад відходів визначає вимоги до систем їх збору та утилізації, а також заходи, які мають застосовуватися в межах поводження з ТКВ. Роль цього показника суттєво зростає при необхідності вибору моделей переробки ТКВ.

На жаль, до сьогодні в Україні не здійснювалися систематичні дослідження структури ТКВ. Єдиними джерелами статистичних даних можуть слугувати невеликі дослідження, які проводилися операторами ТКВ та відповідними асоціаціями в той чи інший час у тих чи інших регіонах. Їх результати суттєво різняться між собою. Наприклад, згідно з дослідженнями, проведеними в межах національного проекту «Чисте місто» (рис. 1.1), найбільші частки у структурі ТКВ припадають на продукти харчування (більше ніж 30% загального обсягу) та відходи упаковки, в основному картон і папір.

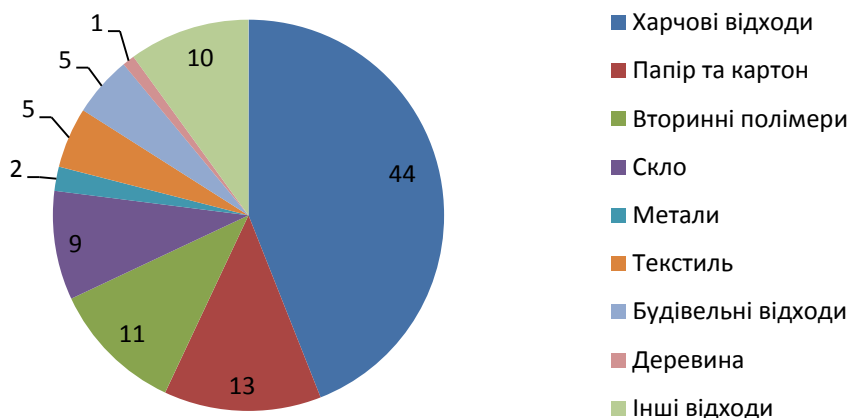


Рис. 1.1. Структура ТКВ в Україні, %

За даними Шостого національного повідомлення України з питань зміни клімату, до структури ТКВ входять харчові відходи – 35-50%, папір і картон – 10-15%, вторинні полімери – 9-13%, скло – 8-10%, метали – 2%, текстиль – 4-6%, будівельні відходи – 5%, деревина – 1% та інші відходи – 10% . Розбіжності в даних, скоріше за все, пов'язані з обмеженим обсягом вибірки. Окрім того, можливо, що частину органічних відходів не було включено до оцінки [7].

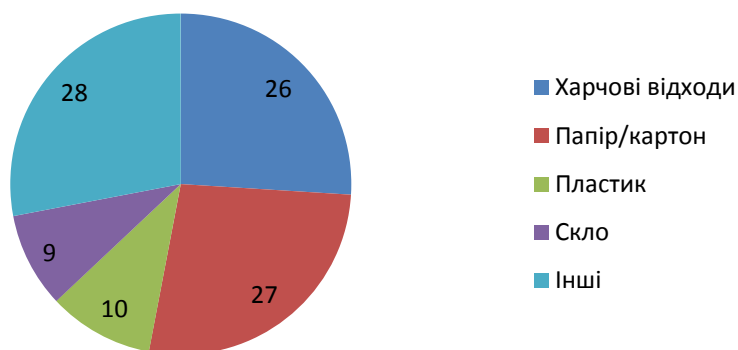


Рис. 1.2. Структура ТКВ у європейських країнах, %

Якщо порівнювати структуру утворення ТКВ в Україні та країнах ЄС (рис. 1.2), можна дійти висновку, що в Україні ця структура ближча до країн Східної Європи (Польща, Чеська Республіка, Словаччина, країни Балтії та



інші). В Україні частка органічних відходів вища, ніж у країнах Європи, тоді як частки скла та пластика відносно невеликі [7].

Домінуючим способом поводження з побутовими відходами залишається їх вивезення та захоронення на полігонах та сміттєзвалищах. У 2016 році лише 5,8 % утворених побутових відходів перероблено, у тому числі 2,71 % (1,3 млн м<sup>3</sup>) - утилізовано (спалено), 3,09 % (1,53 млн куб. метрів) - спрямовано на інші сміттєпереробні комплекси та близько 0,003 % (2000 м<sup>3</sup>) – компостовано [8].

Решту (близько 94 %) розміщено на полігонах та сміттєзвалищах, яких станом на 2016 рік в Україні налічувалося 5470 одиниць загальною площею понад 9 тис. га, з них 305 (5,6 %) перевантажені, а 1646 одиниць (30 %) не відповідають нормам екологічної безпеки. За експертними оцінками понад 99 % функціонуючих полігонів не відповідають європейським вимогам. Більшість їх працює в режимі перевантаження, тобто з порушенням проектних показників щодо обсягів накопичення відходів. Водночас полігони є джерелом інтенсивного забруднення атмосфери та підземних вод. Майже всі полігони потребують невідкладної санації та рекультивації. Не вирішуються питання створення нових полігонів. Крім того, у багатьох містах триває процес утворення несанкціонованих звалищ побутових відходів [8].

## РОЗДІЛ II

### ПРОБЛЕМАТИКА НАЯВНОЇ СИСТЕМИ ПОВОДЖЕННЯ З КОМУНАЛЬНИМИ ВІДХОДАМИ

#### 2.1 Об'єкт дослідження

В Житомирській області протягом 2018 року суб'єктами господарювання утворено 550,3 тис. т., утилізовано 82,8 тис. т., видалено у спеціально відведені місця чи об'єкти 169,9 тис. т. відходів. В області станом на 01.01.2019 року налічується 845 сміттєзвалищ та 5 полігонів (сміттєзвалищ) для зберігання твердих комунальних відходів (табл.. 2.1).

Таблиця 2.1

Основні показники поводження з відходами I-IV класів небезпеки

	Обсяги відходів I-IV класів небезпеки		У т.ч. I-III класів небезпеки	
	тис.т	у % до 2018 р.	тис.т	у % до 2018р.
Утворено	550,4	106,2	0,9	133,5
Спалено з метою отримання енергії	37,6	215,6	–	–
Спалено з метою теплової переробки відходів	4,6	92,3	0,0	144,2
Утилізовано	76,5	96,2	0,6	310,3
Підготовлено до утилізації	5,5	94,7	–	–
Видалено у спеціально відведені місця	140,9	75,2	–	–
у т.ч. на спеціально обладнані звалища	82,7	57,3	–	–
Видалено іншими методами видалення	1,3	2200,6	0,0	–

Згідно Наказу Мінприроди від 25.01.2016 року за № 25 проводиться оновлений реєстр паспортизації місць видалення відходів та створюється їх реєстр. Станом на 01.01.2019 р. в даний реєстр внесено 845 паспортів місць видалення відходів із них 27 в електронному вигляді (табл. 2.2.).

Таблиця 2.2

## Кількість сміттєзвалищ (полігонів) станом на 01.01.2019 року

Назва одиниці адміністративно-територіального устрою регіону	Кількість	Площі під твердими побутовими відходами, га
Сміттєзвалища		
Андрушівський район	30	18,6
Баранівський район	37	21,8
Бердичівський район	30	9,5
Брусилівський район	32	22,9
Хорошівський район	21	15
Смільчинський район	37	33,9
Житомирський район	24	22,07
Коростенський район	40	34,4
Коростишівський район	30	30,0
Лугинський район	19	8,2
Любарський район	32	17,9
Малинський район	38	33,0
Народицький район	18	9,0
Нов.-Волинський район	55	34,0
Овруцький район	108	31,4
Олевський район	31	20,8
Попільнянський район	28	33,5
Радомишльський район	67	28,0
Романівський район	25	17,2
Ружинський район	31	10,4
Пулинський район	37	6,5
Черняхівський район	46	37,0
Чуднівський район	28	21,6
м. Бердичів	1	5,1
м. Новоград-Волинський	1	5,0
Всього	845	521,77
Полігони		
Радомишльський район	1	28,0
м. Бердичів	1	26,0
м. Коростень	1	30,0
м. Новоград-Волинський	1	18,0
м. Житомир	1	20,0
Всього	5	122,9
Заходи по переробці твердих побутових відходів		
Всього	-	-

В області налічується 4 підприємства, які займаються переробкою та утилізацією відходів III класу небезпеки (поліетиленового та поліпропіленового виробництва) загальною потужністю 1,5 тис. т/рік та відходів IV класу

небезпеки (паперової та картонної макулатури) – потужністю 140,0 тис.т./рік (табл. 2.3).

Таблиця 2.3

## Динаміка використання відходів

№	Показник	2014	2015	2016	2017
1	Обсяги утворення відходів, т	673252,0	671879,3	518307,5	550432,8
2	Обсяги використання відходів, т	125790,5	92279,8	85364	118700
3	Рівень використання, %	18,7	13,7	16,5	21,56

В 2018 році ними утилізовано 50,5 т відходів полімерного виробництва та 111684,2 т макулатури [10].

## 2.2 Методика поводження з комунальними відходами в Житомирській області

Всі відходи які утворюються в Житомирській області без попереднього сортування вивозяться на звалища які створювались без будь-якого проекту спеціальних заходів і рішень щодо запобігання негативного впливу на навколишнє середовище. Звалище в м. Житомир було засновано стихійно в 1957 році, площа звалища складає 21,56 га, висота накопичення відходів сягає 30 м, з півночі, півдня і сходу звалища створений земляний вал заввишки 0,4 м. У кінці 1998 році вилучено 10 га земель ПАТ «Крошенського цегельного заводу» й надано управління житлово-комунального господарства під розширення міського звалища. Зараз тіло полігона – це кар’єр зі сміттям глибиною від 15 до 18 м, дно якого має природну гідроізоляцію – шар глини глибиною 10 м. Звалище розділено на 6 карт, по периметру яких знаходяться дренажні канали для збору фільтрату до двох відстійників, які розміщені в південній частині звалища. Окремих майданчиків для розміщення різних видів відходів не має. Пошарове складування відходів здійснюється частково, за наявності будівельних відходів і дорожнього змету.

Полігон перевантажений, відсутнє огороження по периметру, немає санітарно-технічного паспорта, не знешкоджується фільтрат. Полігон потребує невідкладної санації та рекультивації. Через фінансові причини не розв'язано проблему розширення існуючого та будівництва нового полігона.

До полігона прокладено під'їзну дорогу з твердим покриттям, організовано пропускну систему. Він розміщений у північній частині міста по вулиці Андріївській. Відстань від території полігона до житлових одноповерхових індивідуальних будинків 500 м. Щовесни полігон різко збільшує об'єм рідкого фільтрату, який стікає до накопичувачів, які розташовані в найнижчій точці звалища й загрожує, прорвавши штучно створену дамбу, витекти до р. Крошенки.

У м. Житомирі щороку накопичується близько 90 тис. тон твердих побутових відходів. На звалищі захоронено близько 44 млн. т відходів. Густина ТКВ складає 190-230 кг/м<sup>3</sup>. Звалище експлуатується без дотримання необхідної технології, відсутня пошарова ізоляція заповнених карт, не пробурені спостережні свердловини та свердловини виведення звалищного газу, звалище не має водонепроникної основи. Таким чином, застосування екологічної логістики в системі звалищ твердих побутових відходів має об'єднати в собі відомості про місце складування, транспортування та переробки відходів, моніторингу впливу звалища на довкілля та рекомендації щодо шляхів його зменшення [1, 8].

Аналіз процесу накопичення ТКВ у місті Житомирі дозволив виявити залежність їхньої структури і об'ємів (рис. 2.1) від основних чинників. На об'єм утворення ТКВ у місті впливають такі фактори як кліматичні умови, рівень життя населення тощо, кількість яких обмежимо найбільш вагомими.

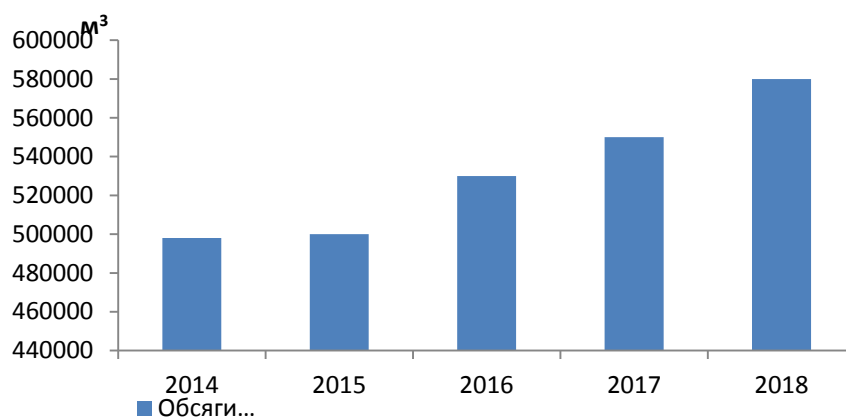


Рис.2.1. Обсяги накопичення твердих комунальних відходів міста Житомир

Відходи є важливим місцевим фактором забруднення та основним джерелом довготривалої негативної дії на довкілля. Низький рівень використання відходів для переробки призводить до накопичення їх у навколишньому природному середовищі і спричиняє його забруднення.

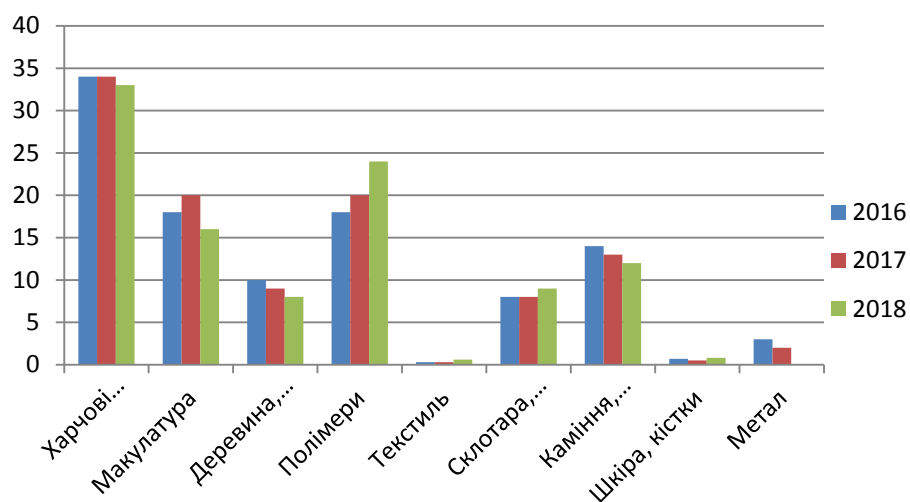


Рис.2.2 Зміни морфологічних властивостей твердих комунальних відходів міста, %

Річні зміни складу ТКВ звалища міста характеризуються збільшенням вмісту харчових відходів протягом років 29-35%, що пов'язане зі збільшенням споживання овочів і фруктів у раціоні населення. З рис .2.2 видно, що на дослідних ділянках в різні роки основну частину ТКВ за масою становлять макулатура становить 16-20%; пластмаса - 21-23%.

Якщо розглядати еколого-геологічний вплив сміттєзвалища ТКВ [13], його подальшу реконструкцію, рекультивацію, будівництво повинна враховувати техногенні зміни річкових басейнів та басейнів підземних вод, склад ґрунтів.

Сучасна технологія формування твердих комунальних відходів у процесі функціонування міст має тенденцію до збільшення негативного впливу на екологічну безпеку в цілому [13].

Таблиця 2.4

## Обсяги послуг у сфері поводження з комунальними відходами

Обсяги ТКВ	2015 рік		2018 рік	
	тис. м <sup>3</sup>	тис. т	тис. м <sup>3</sup>	тис. т
1. Збирання	999,2	983,6	201,4	184,4
2. Перевезення, у тому числі вивезено на:	1165,8	1165,8	263,5	263,5
- заготівельні пункти вторинної сировини	0,5	0,2	6,0	1,8
- сміттєпереробні підприємства	-	-	-	-
- полігони	983,1	184,2	1159,8	261,7

У межах регіону господарську діяльність на регіональних ринках послуг у сфері поводження з комунальними відходами здійснювали: у 2015 році – 53 суб'єкти господарювання, з них 43 – комунальної форми власності (81 відсоток), 2 – з частковою комунальною формою власності та 8 – приватної форми власності (15 відсотків); у 2018 році – 53 суб'єкти господарювання, з них 43 – комунальної форми власності (67 відсотків), 2 – з частковою комунальною формою власності та 8 – приватної форми власності (15 відсотків). За інформацією Житомирської обласної державної адміністрації, в області діє система моніторингу побутових відходів та впроваджується роздільне збирання побутових відходів за трьома фракціями: скло, папір, пластмаса [8].

## РОЗДІЛ III

### МОДЕРНІЗАЦІЯ СИСТЕМИ ПОВОДЖЕННЯ З КОМУНАЛЬНИМИ ВІДХОДАМИ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

#### 3.1. Можливі методи покращення системи поводження з комунальними відходами

Ефективне вирішення комплексу питань, пов'язаних із операціями поводженням з відходами передбачає реалізацію основних завдань і заходів, визначених Програмою поводження з побутовими відходами у м. Житомир на 2018-2020 роки [14], яка враховує сучасний стан та перспективи розвитку у цій сфері.

Найбільш розповсюдженими видами промислової переробки ТКВ є спалювання, ферментація, сортування та їх різні комбінації.

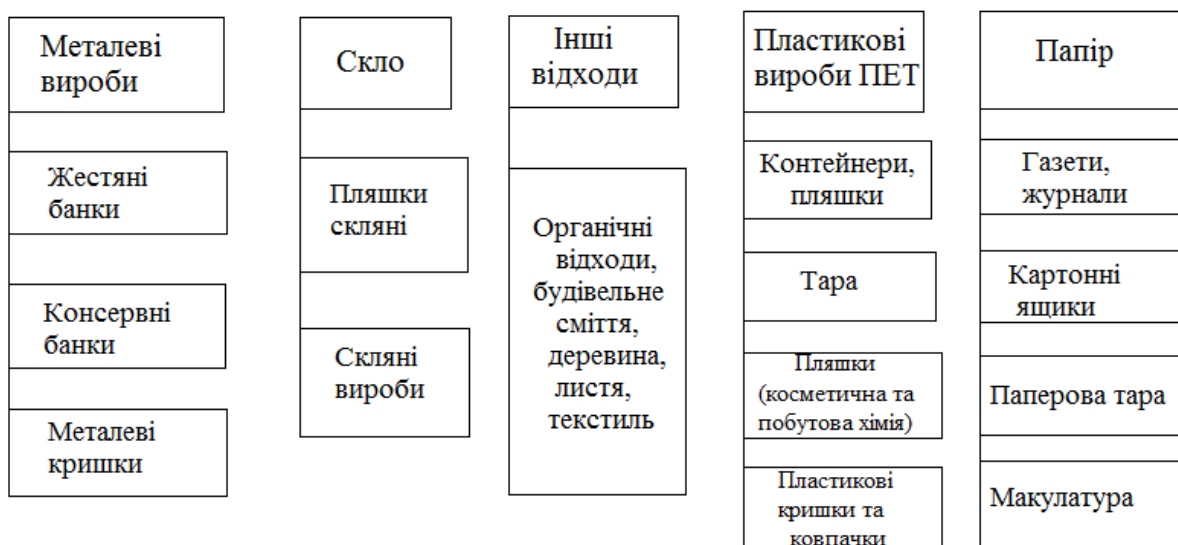


Рис. 3.1 Сортування відходів (вторинне використання)

Впровадження двоетапного транспортування відходів дозволить: знизити до 20% постачання відходів на полігони за рахунок відбору ресурсоцінних компонентів та збільшити термін експлуатації полігонів; більш раціонально використовувати площу полігону за рахунок впорядкованого розміщення на ньому пресованих брикетів; скоротити транспортні витрати на вивезення



відходів. Впровадження технології компостування органічних відходів залежить від їхньої кількості та від правильності їх розділення, економічної і екологічної ефективності технічних рішень щодо компостування. Органічні відходи та відсів землі, яких більше 54,0%, можуть стати цінним ресурсом для місцевого виробництва компосту, близько 103 тис. т/рік. Компостування можна проводити на полігоні. Компости хорошої якості можуть використовуватися на підживлення дерев, кущів, квітів та рекультивації земель несільськогосподарського призначення. В результаті переробки органічних відходів, окрім виробництва компосту, можна видобувати біогаз.

Окреме збирання крупногабаритних комунальних відходів (побутова техніка – холодильники, телевізори, меблі та ін.) в даний час не проводиться. Однак необхідно передбачити виділення спеціалізованого місця для нагромадження крупно-габаритних відходів з метою їх наступного демонтажу та утилізації. Таким чином, можна вважати, що при належній організації сортування міських ТКВ під час їх збирання за місцем утворення та на сортувальній станції підприємства промислової переробки ТКВ на карти полігону могло б спрямуватися лише 25-26% сміття. Суттєво вплине на склад відходів відкриття пунктів прийому вторинної сировини по прийнятній ціні для мешканців.

Роздільне збирання ТКВ у контейнери по видах сміття дасть змогу з меншими затратами зібрати цю частину цінної вторинної сировини, яка не потрапила у прийомні пункти. Метою роботи є координація дій усіх гілок влади, суб'єктів господарювання та активізація населення для створення умов, що сприятимуть забезпеченню повного збирання, перевезення, знешкодження та захоронення комунальних відходів, проведенню комплексної оцінки екологічного стану сміттєзвалищ із залученням фахівців відповідних галузей, впровадженню нових та розширенню і модернізації діючих потужностей, впорядкуванню, облаштуванню та узаконенню існуючих сміттєзвалищ, обмеженню їх шкідливого впливу на навколишнє природне середовище та здоров'я людини, створення ефективної системи управління у сфері

поводження з комунальними відходами [15]. Для досягнення цієї мети передбачається розв'язати такі основні завдання: зменшити обсяги захоронення комунальних відходів шляхом впровадження нових сучасних високоефективних методів їх збирання, перевезення, зберігання, переробки, утилізації та знешкодження; реформувати систему санітарного очищення; здійснити облаштування контейнерних майданчиків, оновлення контейнерного господарства та парку смітєвозів; впровадити роздільне збирання комунальних відходів; здійснити модернізацію діючих та будівництво нових полігонів з метою захоронення відходів, будівництво смітєпереробного комплексу; створити умови для ефективного використання ресурсоцінних компонентів.

Для зручного та економічного сортування, комплекси будуть обладнані пресами, для ущільнення сміття. Полігони, які не будуть задіяні у встановлені об'єктів поводження з відходами на території адміністративно-територіального устрою, будуть виведені з експлуатації та проведено на них рекультивацію. Таким чином, є потреба у побудові одного енергоавтономного сортувально-переробного комплексу (з енергоблоками для вироблення електричної та теплової енергії), одного сортувально-переробного комплексу, 7 сортувально-перевантажувальних станцій, та проведені реконструкції 2 полігонів ТКВ [15].

### **3.2. Впровадження краудсорсингу в систему поводження з ТКВ**

Важливою проблемою формування сучасної екологічної безпеки вважається відбір і застосування якісно нових технологій у сфері поводження з відходами. Один з ефективних технологій – це краудсорсинг, який моментально формується і гарно зарекомендував себе як результативний засіб досягнення цілей. Використання технологічних процесів краудсорсингу стає базою високих темпів формування свідомості людей щодо поводження з відходами. Класичні способи управління з відходами втрачають свої можливості й вимагають новітніх теоретичних досліджень, інноваційних громадських технологій менеджменту, які засновані на їх практичних принципах.

Мета дослідження складається з вивчення здатності фактичного застосування краудсорсингу в концепції екологічного управління поводження з комунальними відходами. З урахуванням всесвітнього досвіду передбачається розглянути області екологічного управління, в яких впроваджені інноваційні технологічні процеси вважаються більш багатообіцяючим, сформулювати методичні поради згідно застосуванню краудсорсингу екологічним менеджментом відходів, а крім того встановити проблеми з підготовки персоналу екологічних органів держави, суспільства і регіонального самоврядування для роботи в системі краудсорсингу відходів.

Основне положення краудсорсингу можливо виразити так: в категорії натовпу досвіду більше, ніж в окремій особі, проте майстерність полягає безпосередньо в тому, щоб сформулювати вимогу з метою впровадження свого досвіду. Подібним способом, краудсорсинг передбачає не елементарну систему форуму, на якому члени визначають в неконтрольованому порядку власні проблеми, критичні зауваження та приписи, і навіть ніяк не класичний система протилежної взаємозв'язку, а координаційно і методично упорядкованого форму взаємодії організації з активними користувачами Мережі інтернет. Здійснення встановленої модифікації має на увазі розвиток і введення подібних управлінських дій, так само як побудова цим обговорення (проблематизація), встановлення обставин обговорення, залучення та мотивація фахівців, підбір і фільтрування думок, протоколювання результатів обговорення [17].

Прикладом використання краудсорсингу в здійсненні екологічних проектів можуть бути різноманітні карти, в поєднанні яких, отримують сприяння все без винятку зацікавлені громадяни, помічаючи в даних картах площі екологічних порушень, охоронювані природні об'єкти, ділянки перебування виняткових типів флори і фауни, поміщаючи зведення про перебування цього або іншого об'єкта навколишнього середовища.

Наукові дослідження виконують ці ж установи, які займаються екологічною сферою даних. Важливою передумовою з метою застосування краудсорсингу, згідно з думкою багатьох організацій, вважається

загальнодоступність необмеженого числа ресурсів, підтримка протилежного зв'язку з екологами, а крім того, виходячи з послуг - нові сучасні технології в галузі охорони навколишнього середовища, застосування яких, зможе допомогти досягти новітніх результатів в збереженні довкілля, так як нові ідеї, особливо від можливих «покупців», на жаль, «є дефіцитом».

Дотримання законодавства України повинно бути в пріоритеті, адже з 1 січня 2018 р. діє заборона на захоронення ТКВ без переробки. Тобто область за 5-10 років зменшить кількість сміттєзвалищ. Отже, розробка логістичних систем управління з відходами з мінімізацією впливів на довкілля є актуальною. Рішення щодо впровадження систем екологізації логістичних процесів управління з відходами, як правило, зосереджені на підвищенні ефективності збирання, транспортування та зберігання відходів.

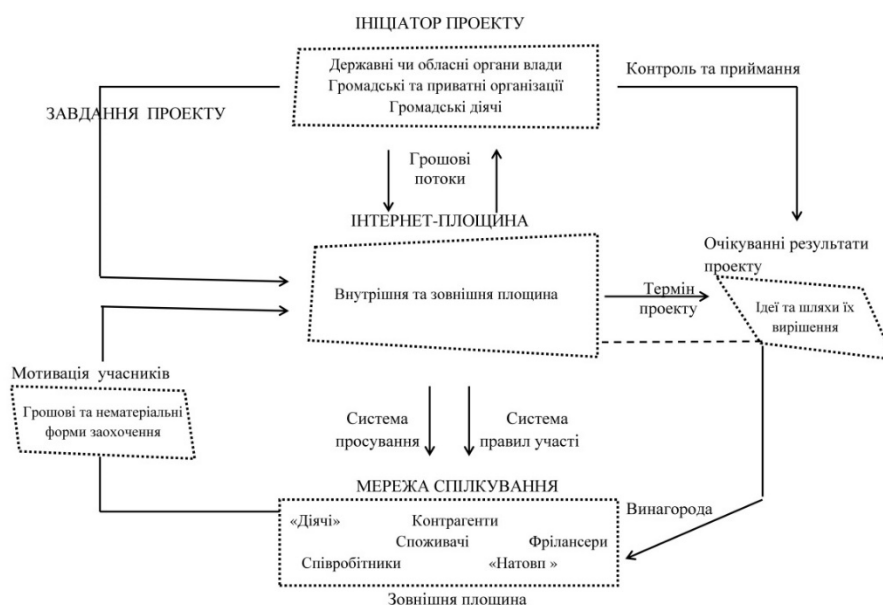


Рис. 3.2. Алгоритм взаємодії громадськості та держави в екологічних проектах

Схема працює наступним чином (рис. 3.2). Замовник звертається до фахівця з краудсорсингу, якому встановлює завдання, критерії та необхідні дані для запровадження екологічного проекту з сортування відходів. Потім фахівець з екологічного краудсорсингу визначає робочу групу з платформи проекту. Відбувається публікація проекту з сортування відходів і залучення

«натовпу» з метою вирішення екологічної проблеми із поводженням з відходами. Отримані результати обробляють робочою командою, які визначають більш потрібний та вірний результат. Спеціаліст по краудсорсингу здійснює оцінку продуктивності виконаної діяльності, проводить корективи концепції, поповнює базу інформації платформи тощо.

Різноманітні дані повинні бути зібрані та проаналізовані, перш ніж територіальна громада прийме та запровадить будь-який підхід до поводження з відходами. Проблеми з відходами територіальних громад, обсяг накопичення та морфологічний склад відходів, що утворюються, а також відсоток рекуперації через скорочення та переробку відходів, є необхідною умовою для розробки успішної програми поводження з ними. Дана програма допоможе визначити рівень деталізації, який необхідний для вивчення характеристик відходів. Методи моделювання є недорогими та використовують генеральні швидкості утворення відходів та іншу інформацію, щоб забезпечити лише загальне уявлення про обсяг та морфологічний склад відходів. Кожен підхід управління несе ціну, яка є важливою для довгострокового проекту.

Нижче наведено практику поводження з твердими побутовими відходами в місті Житомир на прикладі еокраудсорсингу «ТКВ». На сьогодні на території міста не існує системи рекуперації ТКВ з різними компонентами. Збирають всі види ТКВ, включаючи небезпечні побутові та інфекційні відходи від лікарень, які всі разом звозять на звалище міста. Різні питання, такі як безпека людей та довкілля, охорона здоров'я, зменшення витоків фільтрату потребують чітких прогнозів щодо кількості та складу відходів. Лінійне програмування, аналіз вводу-виводу, експертні системи (методологія, яка використовує експертні знання для вирішення завдань складної системи) та динаміка системи використовують для надання допомоги місцевим органам самоврядування. Запропонована модель динаміки системи розглядає населення як головний фактор, що генерує відходи, і розподіляє згенеровані відходи на різні компоненти, щоб забезпечити більш чітке уявлення про генеровані

кількості кожного компонента для чіткої утилізації та рекуперації кожного компоненту відходів.

Як метод, динаміка системи особливо підходить для моделювання складних систем, таких як екологічна логістика відходів. Він має можливість розглядати припущення про системні структури, і це, зокрема, спосіб контролю за наслідками змін в підсистемах та їхніх взаєминах. Крім того, він також здатний представляти ці зміни та зробити їх доступними для передачі. AnyLogic має всі без винятку дані для об'єктно-орієнтованого підходу в цілій динаміці. Важкі модифікації зможуть бути багаторівневими, розробленими з застосуванням предметів, з'єднаних інтерфейсними нестійкими. Системно-динамічні діаграми присутність даних заховані зсередини предметів. З подібних предметів, системно-динамічних стандартів, можливо формувати особисті бібліотеки і застосовувати предмети в інших модифікаціях. Також користувачі AnyLogic набувають кілька переваг: можливість поставляти модифікації, включати їх в хмари, анімувати і об'єднувати з іншими програмними приладами.

Метою проведення дослідження вважається створення світоглядних основ стратегії реалізації природоохоронної логістики відходів з позицій стабільного екологічно збалансованого розвитку та визначення обсягів накопичення відходів.

Визначення складу відходів не є простим і вимагає великої підготовки, оскільки природа відходів в цілому є неоднорідною. Відбір зразків проводили відповідно до Методичними рекомендаціями з визначення морфологічного складу твердих побутових відходів [10] для визначення вмісту несорттованих твердих комунальних відходів. Визначений середній вміст ТКВ базувався на зборі та ручному сортуванні на 36 майданчиках було відібрано близько 300 зразків відходів за сезон протягом 2017 року. Транспортні вантажі відходів були призначені для відбору зразків, а зразки сортування зібрали з завантаженого вантажу транспортного засобу і ручного сортували за наступними компонентами відходів: 1) харчові відходи, 2) опале листя,

скошена трава та дерево; 3) папір та картон; 4) пластик, пластмаса, целофан тощо; 5) метал; 6) текстиль; 7) скло; 8) будівельні та інші відходи; 9) гума.

Розгляд та планування екологічної логістики відходів допомагає вирішувати ряд взаємопов'язаних питань, таких як охорона здоров'я, навколишнє середовище, виробництво твердих відходів та витрати на данні складові. Екологічна логістика відходів – це складна, динамічна та багатогранна система, залежна не тільки від наявних технологій, але й від економічних та соціальних факторів. Експеримент з існуючою системою поводження з відходами, що містить економічні, соціальні, технологічні, екологічні та політичні елементи можуть бути дорогими та трудомісткими або абсолютно нереалістичними. Щоб виробити позитивне враження поводження відходів з комп'ютерною моделлю, можна провести серію комп'ютерних експериментів, щоб з'ясувати найкращу ситуацію для екологічної логістики ТКВ шляхом розгляду всіх взаємопов'язаних змінних. Аналіз передбачає використання різних методів моделювання, таких як оптимізація, логістика, багатофункціональний аналіз та моделювання системної динаміки.

Методологія системної динаміки Forrester – потужна методологія і техніка комп'ютерного імітаційного моделювання для позначення, розуміння та обговорення складних питань і проблем. Методологія може раціонально аналізувати структуру, взаємодію та режим поведінки складних соціально-економічних, технологічних та екологічних систем. Отже, підхід до динаміки системи є найбільш достовірним способом для вирішення цього типу складної задачі, оскільки він дає можливість обробляти всі взаємопов'язані змінні, які можуть впливати на поведінку системи.

Запропонована модель динаміки системи визначає ключові елементи, які повинні бути кількісно визначені як змінні, а їх впливи сформульовані математично. Модель остаточно визначається, коли параметри та початкові значення для змінних стану (запасів) визначені.

Дані на 2017 рік забезпечили початкові значення (табл. 3.1) у запасах, які використовувались для прогнозування результатів щорічно до 2022 року.

Таблиця 3.1  
Основні показники соціально-економічного розвитку м. Житомира за  
2013–2017 роки

Чинники	2013 р.	2014 р	2015 р	2016 р	2017 р
Чисельність населення, тис. чол	271,9	271,3	270,9	269,9	267,6
Відходи міста, м <sup>3</sup>	469610,6	502268,6	527884,5	551550,6	576806,7

Населення м. Житомира: у 2017 році становило 267,6 тис. чоловік. За кожні 1000 народжуваність та смертність становили відповідно 10,4 та 16,2 (табл. 3.1). Різниця між народженнями та смертю породжує чисте населення, яке використовується для обчислення утворення відходів.

Таблиця 3.2  
Прогнозування обсягу накопичення ТКВ м. Житомира

Чинники	Прогнозовані дані				
	2018	2019	2020	2021	2022
Чисельність населення, тис. чол	264,1111	258,628	254,6037	248,3524	244,1067
Відходи міста, м <sup>3</sup>	578617	595338	612059	628780	645501

Для оцінки обсягів міських твердих комунальних відходів використаємо методи системної динаміки. Імітаційне моделювання проведемо засобами середовища AnyLogic 7.

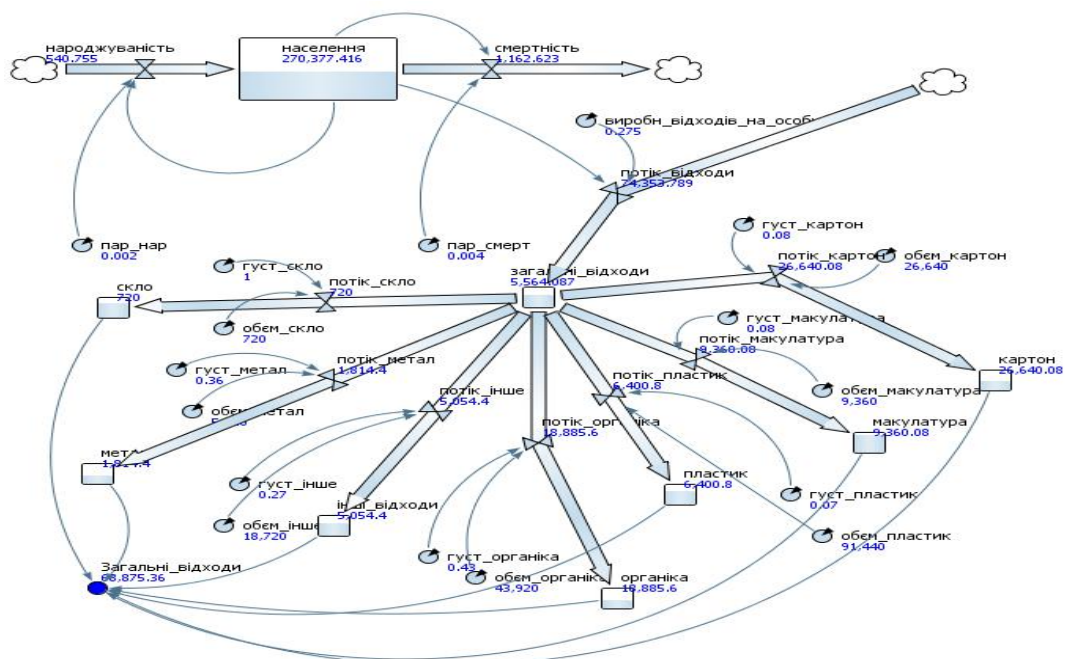


Рис.3.3. Імітаційне моделювання виробництва відходів в 2015 рік



Таблиця 3.2 показує прогнозоване населення до 2022 року та кількість сміття. Прогнозоване населення з моделі (рис. 3.3) порівнювалося з населенням та загальними відходами, що утворюються з таблиці 3.1 для перевірки. Ці дві цифри досить близькі, як показано в таблиці 3.1, у 2015 році населення склало 270,9 тис. чол, тоді як прогнозована чисельність населення з моделі (рис. 3.3) склала 270,38 тис. чол. Це говорить про те, що модель на 95% точна. Крім того, імітація населення та утворення відходів до 2022 року наведена в таблиці 3.2. Популяція зменшується з базисного року до 244,106 тис. чол. на кінець моделювання. Якщо врахувати постійні темпи народження та смерті в 2017 році, то до кінця 2022 року населення становитиме 244106 чоловік.

Таблиця 3.3

Результати дослідження морфологічних властивостей відходів міста за роками, %

Рік/Назва	2010 р.	2015 р.	2016 р.	2018 р.
Харчові відходи	32,65	32,78	32,50	36,4
Макулатура	19,18	20,05	16,43	17,2
Деревина, листя	9,5	8,75	8,35	6,2
Полімери	17,88	19,28	21,98	23,1
Текстиль	0,1	0,10	0,24	0,2
Склотара, склобій	7,2	7,00	7,64	7,2
Каміння та інші відходи	11,3	10,50	10,00	8,1
Шкіра, кістки	0,4	0,33	0,47	0,4
Метал	1,8	1,23	2,40	1,2

Рівняння для опису чисельності населення:

$$\text{населення}(t) = \text{населення}(t-\Delta t) + \text{потік\_населення} * \Delta t, \quad (1)$$

$$\text{де } \text{потік\_населення} = \text{нар\_нар} * \text{населення}(t - \Delta t) - \text{нар\_смерт} * \text{населення}(t - \Delta t)$$

Для запуску роботи програми необхідно задати початкові умови.

Виберемо  $\text{населення}(0) = 271000$  чол., що відповідає чисельності м. Житомир.

Рівняння для опису загальних відходів:

$$\text{загальні\_відходи}(t) = \text{загальні\_відходи}(t-\Delta t) + \text{потік\_відходи} * \Delta t, \quad (2)$$

$$\text{де } \text{потік\_відходи} = \text{населення}(t-\Delta t) * \text{виробн\_відходів\_на\_особу}.$$

Рівняння для опису динаміки складових відходів, а саме скла:

$$\text{скло}(t) = \text{скло}(t-\Delta t) + \text{потік\_скло} * \Delta t, \quad (3)$$

де  $\text{потік\_скло} = \text{густ\_скло} * \text{обєм\_скло}$ .

Рівняння для опису динаміки металевих відходів:

$$\text{метал}(t) = \text{метал}(t-\Delta t) + \text{потік\_метал} * \Delta t, \quad (4)$$

де  $\text{потік\_метал} = \text{густ\_метал} * \text{обєм\_метал}$ .

Рівняння для опису динаміки картонних відходів:

$$\text{картон}(t) = \text{картон}(t-\Delta t) + \text{потік\_картон} * \Delta t, \quad (5)$$

де  $\text{потік\_картон} = \text{густ\_картон} * \text{обєм\_картон}$

Рівняння для опису динаміки макулатури:

$$\text{макулатура}(t) = \text{макулатура}(t-\Delta t) + \text{потік\_макулатура} * \Delta t, \quad (6)$$

де  $\text{потік\_макулатура} = \text{густ\_макулатура} * \text{обєм\_макулатура}$

Рівняння для опису динаміки пластикових відходів:

$$\text{пластик}(t) = \text{пластик}(t-\Delta t) + \text{потік\_пластик} * \Delta t, \quad (7)$$

де  $\text{потік\_пластик} = \text{густ\_пластик} * \text{обєм\_пластик}$

Рівняння для опису динаміки органічних відходів:

$$\text{органіка}(t) = \text{органіка}(t-\Delta t) + \text{потік\_органіка} * \Delta t, \quad (8)$$

де  $\text{потік\_ограніка} = \text{густ\_органіка} * \text{обєм\_органіка}$

Рівняння для опису динаміки відходів категорії «інші»:

$$\text{інші\_відходи}(t) = \text{інші\_відходи}(t-\Delta t) + \text{потік\_інше} * \Delta t, \quad (9)$$

де  $\text{потік\_інше} = \text{густ\_інше} * \text{обєм\_інше}$ .

Значення параметрів наведені у таблиці 3.4.

Таблиця 3.4

Параметри для побудови імітаційної моделі виробництва відходів

Назва параметра	Значення	Назва параметра	Значення
<i>пар_нар</i>	0,002 1/рік	<i>густ_макулатура</i>	0,08
<i>пар_смерт</i>	0,004 1/рік	<i>обєм_макулатура</i>	26*365
<i>густ_скло</i>	1	<i>густ_пластик</i>	0,07
<i>обєм_скло</i>	720	<i>обєм_пластик</i>	254*365
<i>густ_метал</i>	0,36	<i>густ_органіка</i>	0,43
<i>обєм_метал</i>	14*365	<i>обєм_органіка</i>	122*365
<i>густ_картон</i>	0,08	<i>густ_інше</i>	0,27
<i>обєм_картон</i>	74*365	<i>обєм_інше</i>	52*365
<i>виробн_відходів_на_особу</i>	0,275т/рік*люд		

В модель введено динамічну змінну:

$$\text{Загальні\_відходи} = \text{скло} + \text{метал} + \text{інші\_відходи} + \text{пластик} + \text{органіка} + \\ + \text{макулатура} + \text{картон}$$

Графік залежності зображено на рис. 3.4.

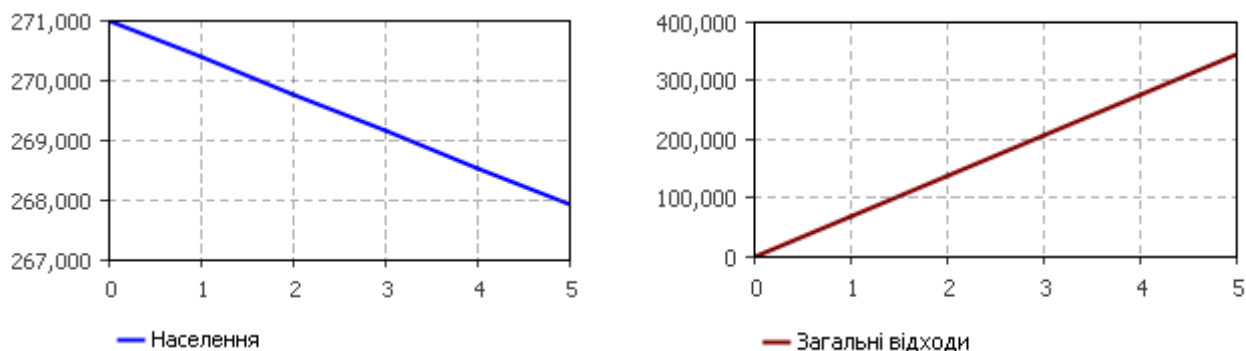


Рис.3.4. Динаміка населення та відходів протягом п'яти років.

Виробництво відходів: загальна кількість утворених відходів розраховується шляхом множення швидкості утворення відходів (кг / добу на душу населення) та загальної чисельності населення. Нарешті, модель показує загальну кількість відходів, що утворюються у загальній кількості населення, як показано в таблиці 3.1, 3.2. Кількість вироблених відходів - це накопичені суми, тобто кожна сума складається з того, що утворюється в певний рік, додається до кількості утворених відходів у попередньому році. Наприклад, у 2016 році кількість утворених відходів становила 551550,6 м<sup>3</sup>, а в 2017 році - 576806,7 м<sup>3</sup>. Це являє собою накопичену кількість відходів, що утворюються в 2016 та 2017 роках. Різниця 25256,1 м<sup>3</sup> - це сформована кількість відходів у 2017 році.

Таблиця 3.2, 3.3 показує кількість населення на щорічній основі та представницькі орієнтовні значення всіх розглянутих фракцій відходів, які можуть бути сформовані в рік оцінки. Тоннаж продовжує зростати зі зменшенням населення та зміною соціально-економічних умов, як очікується. У цьому дослідженні, наприклад, у 2015 р. населення становило 270377, виробляючи 18 886 кг харчових відходів, виробляючи 720 кг скляних відходів. Отже, скляні відходи в 2018 році складають 360 кг, а харчові відходи – 94428

кг. Модель вивчає різні типи відходів (наприклад, картону, скло, інертне (менш ніж 10 мм в діаметрі), метал, органічні, паперові, пластмасові та інші). Модель також показує кількість кожного типу генерується, як показано в таблиці 3.2. Модель розглядає можливість прийняття певного виду переробки, що виходить з природи регіону як господарського, де є можливості для різних типів переробки. Використовуючи модель для розгляду переробки, показано, що можна досягти значних заощаджень (рис. 3.5).

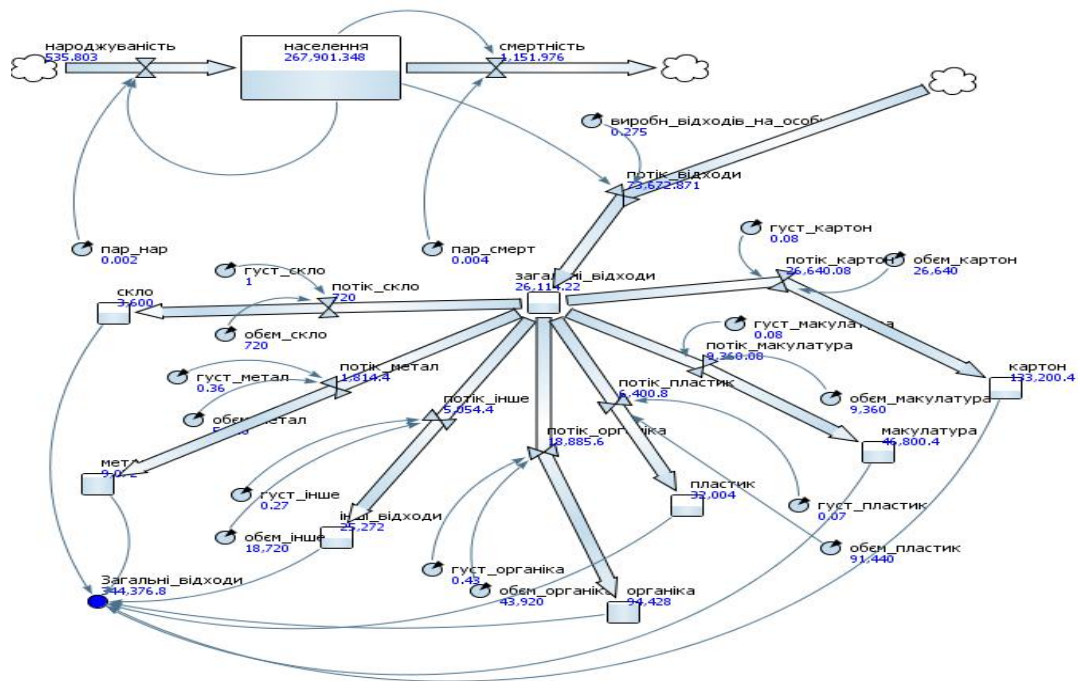


Рис.3.5. Імітаційне моделювання виробництва відходів через 5 років

Тверді комунальні відходи містять значну кількість цінних матеріалів, таких як сталь, алюміній, мідь та інші метали, які, якщо вони проходять рекуперацію, що можуть зменшити обсяг відходів, які будуть збиратися та займатися на звалищах. Крім того, кращі способи рекуперації можуть допомогти зберегти цінні природні ресурси та перетворити відходи, які можуть бути небезпечними, у корисні продукти. Деякі важливі тверді комунальні відходи, які були успішно відновлені, - папір, пластмаси, скло та метали.

Першочерговим завданням є прогнозування обсягів накопичення твердих комунальних відходів, математичне моделювання та дослідження морфологічного складу відходів завдяки зміни різних еколого-соціальних

чинників, які впливають на склад сміття області. Для цього необхідно активізувати роз'яснювальну роботу з населенням, забезпечити ефективне сортування сміття і сортування цінних компонентів на ранніх стадіях його освіти.

Таким чином, описані екологічні проблеми Житомирської області на локальному та муніципальному рівні пов'язані переважно з такими обставинами:

1) тільки великі підприємства мають системи контролю екологічного забруднення, постійного моніторингу системи управління з відходами. Натомість малі підприємства не мають фінансових можливостей налагодження такої системи, забезпечення стандартизації своєї продукції, належного управління з відходами, очищення викидів;

2) технологічні можливості органів державної влади та установу сфері екологічного моніторингу знаходяться на низькому рівні, що пов'язане з моральним та фізичним зношенням матеріально-технічної бази.

Це дослідження було проведено для оцінки кількості та складу ТКВ для визначення можливостей переробки відходів у територіальних громадах та м. Житомира. Тверді комунальні відходи зібрані та класифікуються у 9 основних фізичних категорій. Модель динаміки системи була використана для оцінки середньорічної середньої кількості твердих побутових відходів. Модель (рис. 3.5) порівнювалася з населенням та загальними відходами, що утворюються з таблиці 3.1 для перевірки.

Щодо якості надаваних послуг, місто почало працювати над планами вирішення проблеми відходів. Ці плани включають покращення збору відходів, щоб зробити вулиці чистішими, і створення системи для рекуперації відходів у такий спосіб, який буде економічно ефективним та екологічно безпечним.

Для аналізу чутливості моделі необхідно враховувати основні чинники впливу, такі як населення, вироблені компоненти відходів та витрати, а також зміни кордону та політики. На зростання та зниження населення безпосередньо

вплинули б зміни у частках народжуваності та смертності, коли обидва вони вважаються постійними протягом періоду.

Використаний об'єм залежить як від вироблених відходів, так і від переробки відходів (повністю або частково), тоді як ущільнена щільність є постійною. А це означає, що якщо зібрані відходи збільшуються внаслідок зменшення чисельності населення, то обсяг використання буде збільшуватися. Збільшення відходів сприяє місто збільшенню переробки та зменшенню витрат на рекуперацію та звалища. Дійсно, модель не є повною мірою комплексною, але побудована таким чином, що дасть змогу додавати такі фактори, як подальші перетворювачі, не змінюючи структуру моделі. Коливання витрат на розпорядження можуть бути безпосередньо відображені в результатах моделі.

Отже, краудсорсинг – не можлива концепція, а найсильніший механізм, який може давати мільярдну вигоду в бізнесі, новітні постанови в науці, збільшувати легітимність влади в політиці.

Для ролі в краудсорсингових проектах ніяк не обов'язково бути членом тієї чи іншої соціальної компанії. Застосовувати краудсорсинг з метою постанови природоохоронних проблем можуть так само як муніципальні, так і недержавні організації, так само як комерційні, так і некомерційні організації. Його застосування надає можливість реалізовувати масштабні проекти, що включають великі місцевості і притягують до їх здійсненні великі маси населення. І, то що особливо важливо, сприяння людей в подібних проектах дасть можливість головним способом поміняти їх підхід до природи, у відсутності чого ж нереально відновити так потрібний з метою збереження життя на Землі екологічну рівновагу.

## ВИСНОВОК

Стрімкий розвиток сучасного суспільства ставить все більше завдань, що потребують швидкого вирішення. Одне з цих завдань – налагодження сучасної системи управління відходами, яка відповідала би усім вимогам. Ця система має охоплювати усі етапи – від утворення ТКВ до їхньої утилізації та переробки. Така програма має бути стратегічною, тобто враховувати усі аспекти управління.

Аналіз, що проводився у роботі дозволить визначити деякі проблеми та шляхи їх визначення. Першою визначеною проблемою є недостатність коштів, так як, основним джерелом компенсації на вивезення і переробку ТКВ є платежі населення. Наступною проблемою є збитковість більшості підприємств, що надають послуги з вивезення сміття. Це спонукає до передачі їх повноважень приватним підприємствам, які зможуть створити ефективну систему поводження з ТКВ. У свою чергу, переробники сміття стверджують, що система переробки сміття в Україні налагодиться тільки тоді коли люди змінять свою ментальність. В Україні підприємства переробляють тільки три групи відходів: ПЕТ-пляшки, скло і папір. У багатьох містах вже давно впроваджена система роздільного збору цих видів сміття. Однак, якщо у контейнери для пластику люди охоче викидають пляшки, то у відділення для паперу та скла потрапляє все підряд. По-третє, потрібно створення спеціального державного органу, який займався би системою поводження з ТКВ, комплексно. Четвертим пунктом є надання пільг підприємствам та організаціям, що виробляють товари з вторинної сировини. По-п'яте, система поводження з ТКВ має нагадувати так звану стратегію, а й створювати плани дій на наступні 10-15 років

Для вирішення виявлених проблем необхідно розробити регіональну стратегію поводження з твердими відходами на середньо- і довгостроковий період, засновану на достовірних статистичних даних і таку, що використовує сучасні технології, концентрацію виробництва, методи логістики та

інтегрованих комунікацій. В межах даної концепції доцільно розв'язати такі питання як: надання якісного обслуговування із збирання та вивезення ТКВ населенню, зокрема в містах, селищах міського типу, селах; удосконалення системи комунального обслуговування населення у сфері поводження з ТКВ; удосконалення наявних звалищ, щодо усіх належних норм, закриття перевантажених об'єктів, встановлення на відповідних територіях норм накопичення ТКВ тощо.

Мета роботи складається з вивчення здатності фактичного застосування краудсорсингу в концепції екологічного управління поводження з комунальними відходами.

Краудсорсинг – це перенесення окремих природоохоронних функцій шляхом комп'ютерних мереж на невизначену ділянку осіб в основі публічної площині, що не має на увазі завершення трудового договору.

Розгляд та планування екологічної логістики відходів допомагає вирішувати ряд взаємопов'язаних питань, таких як охорона здоров'я, навколишнє середовище, виробництво твердих відходів та витрати на данні складові.

Для оцінки обсягів міських твердих комунальних відходів використали методи системної динаміки. Імітаційне моделювання проведено засобами середовища AnyLogic 7.

Збільшення відходів сприяє місто збільшенню переробки та зменшенню витрат на рекуперацію та звалища. Дійсно, модель не є повною мірою комплексною, але побудована таким чином, що дасть змогу додавати такі фактори, як подальші перетворювачі, не змінюючи структуру моделі. Коливання витрат на розпорядження можуть бути безпосередньо відображені в результатах моделі.



## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Харченко Т. Б. Удосконалення системи переробки твердих побутових відходів в Україні / Тетяна Харченко, Юлія Сагайдак // Вісник Київського національного університету ім. Тараса Шевченка. Серія: Економіка., Вип. 165., 2014. С. 41-45.
2. Довга Т. М. Основні тенденції та закономірності утворення і переробки твердих побутових відходів в Україні // Електронне фахове видання «Ефективна економіка», 2012. № 10.
3. Савуляк В. І., Березюк О. В. Технічне забезпечення збирання, перевезення та підготовки до переробки твердих побутових відходів: монографія / Вінниця, 2006. 218 с.
4. Б. В. Кіндюк, М.Б. Бизова, О. В. Бірюков Житлово-комунальне господарство міст : конспект лекцій для студентів Енергетичного інституту спеціальності 8.07.08.01 Екологія та охорона навколишнього середовища / Одеса: Наука і техніка, 2008. 120 с.
5. Екологія: підручник / С.І. Дорогунцов, К.Ф. Коценко, М.А. Хвесик [та ін.]. Київ: КНЕУ, 2005. 371 с.
6. Екологічні проблеми забруднення в Україні: смітники (Електронний ресурс) / Режим доступу: URL : <http://ru.osvita.ua/vnz/reports/ecology/21417/>
7. Тверді побутові відходи в Україні: Потенціал розвитку. Сценарії розвитку галузі поводження з твердими побутовими відходами [Текст] // підготовлено Міжнародною фінансовою корпорацією (IFC, Група Світового банку). Київ. 2015. 114 с.
8. Антимонопольний комітет України «Звіт за результатами дослідження ринків послуг у сфері поводження з побутовими відходами» / 11.01.2018 року протокол № 2 Київ 2018
9. Постанова Кабінету Міністрів України від 31.08.1998 р.т №1360
10. Регіональної доповіді про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2017 році // Доповідь розміщена на

офіційному сайті управління екології та природних ресурсів облдержадміністрації <http://www.ecology.zt.gov.ua> в розділі «Стан довкілля».

11. Бондар І. Л., Полтораченко Л. І., Системи поводження з твердими побутовими відходами в українських містах, роль міського населення в роздільному збиранні сміття та рекомендації для органів місцевого самоврядування / Київ: ПРООН/МПВСР, 2011.

12. Боронос В. Г., Шкарупа О. В., Коновалов М. Г. Екологічна модернізація системи управління поводження з твердими побутовими відходами в Україні на основі досвіду ЄС та Норвегії : підручник Екологічний маркетинг та менеджмент УДК 330.3:330.41

13. Методичні рекомендації з організації збирання, перевезення, перероблення та утилізації побутових відходів: наказ Міністерства з питань житлово-комунального господарства України 07.06.2010 № 176. – К., 2010. – 18с.

14. Коцюба І.Г. Прогнозування сезонного морфологічного складу твердих комунальних відходів м. Житомира / І.Г. Коцюба // Вісник Приазовського Державного Технічного Університету. Серія: Технічні науки – Маріуполь, 2016. – Вип. 33 – С. 213-222.

15. Коцюба І.Г. Прогнозування обсягів утворення твердих комунальних відходів в місті Житомирі / І.Г. Коцюба, А. Ф. Щербатюк, Т.Б. Годовська // Вісник НТУ «ХП». Серія: Механіко-технологічні системи та комплекси. – Харків : НТУ «ХП», 2016. – № 7(1179). – С.95–100.

16. Коцюба І.Г. Математичне моделювання та прогнозування обсягів накопичення твердих комунальних відходів міста / І.Г.Коцюба, Ю.О. Подчашинський, С.М. Лико, В.В. Лук'янова // Науково-технічний збірник “Вісник Національного транспортного університету” – Київ, 2017. – Вип. № 2/2017 – С. 109-116

17. Kotsuba I.G. Math modeling and analysis of the impact of municipal solid waste landfill leachate on the environment / Kotsuba I., Podchashinskiy Yu., Yelnikova T. // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2017. –

№. 10 (85). – р.р. 4-10.

18. Програма поводження з побутовими відходами у м. Житомир на 2018-2020 роки // Рішення Житомирської міської ради від 18.12.2017 р.

19. Державні санітарні норми та правила утримання територій населених місць / затверджені наказом Міністерства охорони здоров'я України від 17.03.2011 №145 // зареєстровані в Міністерстві юстиції України 05.04.2011 за №457/19195.

**Шифр «Крафтове пиво»**

**СТУДЕНТСЬКА НАУКОВА РОБОТА**

на тему:

**«Мінімізація екологічної небезпеки від забруднення довкілля в зоні  
впливу крафтового пивоваріння»**

2019 рік

## Зміст

ВСТУП	4
РОЗДІЛ 1. ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД	6
1.1. Методи та способи покращення екологічного стану пивоваріння	6
1.2. Застосування кавітації для активації та дезактивації дріжджових лізатів	9
1.3. Методи створення кавітаційних апаратів	11
РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТУ ДОСЛІДЖЕНЬ. МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ	15
2.1. Вихідні речовини	15
2.2. Схема реактора	17
РОЗДІЛ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ КАВІТАЦІЙНОГО ОЧИЩЕННЯ СТОКІВ КРАФТОВОГО ПИВОВАРІННЯ У ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ УМОВАХ	20
3.1. Фільтрація висококонцентрованих стоків від дріжджів	20
3.2. Визначення оптимальних режимів роботи кавітатора	21
3.3. Дослідження динаміки зміни вмісту органічних та біологічних забруднень стічних вод пивоварні «Кумпель» після кавітаційної обробки	21
3.4. Технологічна схема очищення дріжджових стоків пивоварні	23
РОЗДІЛ 4. ОЦІНКА СТУПЕНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВІД ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ В ЗОНІ ВПЛИВУ КРАФТОВОГО ПИВОВАРІННЯ	25
4.1. Ідентифікація джерел екологічної небезпеки в зоні впливу крафтового пивоваріння	25
4.2. Аналіз динаміки розвитку крафтового виробництва пива	

в Україні	26
4.3. Оцінка екологічної небезпеки в зоні впливу крафтового пивоваріння та перспективні шляхи мінімізації цієї екологічної небезпеки	28
ВИСНОВКИ	30
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	31

## ВСТУП

**Актуальність роботи.** За останнє десятиліття в Україні набуло значного розширення будівництво малих (крафтових) пивоварень, які практично побудовані в кожному обласному центрі чи малих містах. На різних стадіях виробництва пива утворюється велика кількість вторинних продуктів, до яких належать відходи солоду (дробина, післяспиртова барда ) та стоки дріжджів (стічні води із підвищеним вмістом дріжджів). Одним із першочергових завдань в галузі пивоваріння є розробка технології утилізації вторинних матеріальних ресурсів, що утворюються в процесі виробництва, а також різноманітні методи очищення стоків від дріжджів. Особливо актуальним є забезпечення екологічної безпеки пивоварного виробництва малих підприємств шляхом попередження забруднення стічних вод залишковими пивними дріжджами. Хоча доля малих (крафтових) пивоварень складає менше 3% в структурі українських виробників пива, саме вони в силу своїх технологічних можливостей стають найбільшими забруднювачами гідросфери, оскільки будівництво очисних споруд для них фінансово ускладнене, а в більшості випадків технічно неможливе.

**Мета і завдання дослідження.** Метою роботи є мінімізація рівня екологічної небезпеки крафтових пивоварних виробництв шляхом реалізації кавітаційного очищення стоків від дріжджів та органічних забруднень на основі дослідження закономірностей та особливостей процесу загибелі мікробних забруднень в кавітаційному полі.

**Об'єкт дослідження** – стан екологічної безпеки в зоні впливу крафтового пивоваріння.

**Предмет дослідження** - кавітаційні процеси очищення стічних вод крафтового пивоваріння.

**Методи дослідження** включають в себе розроблені методики експериментальних досліджень, мікробіологічний аналіз кількісного

(біологічне споживання кисню (БСК) та якісного складу дріжджів, мікроскопування зразків культур дріжджів, визначення рН, хімічний аналіз загального вмісту органічних забруднень (ХСК).

**Загальна характеристика наукової роботи.** Наукова робота складається зі вступу, 4 розділів, висновків та списку використаної літератури.

**Ключові слова:** кавітаційне очищення стоків; стічні води, крафтові пивоварні, вібраційний електронасос-кавітатор.



## РОЗДІЛ 1. ЛІТЕРАТУРНИЙ ОГЛЯД

### 1.1.Методи та способи покращення екологічного стану пивоваріння

Перед харчовою промисловістю України постає завдання щодо раціональної утилізації відходів і побічних продуктів. До них належить післяспиртова барда (барда), вуглекислота, відпрацьовані дріжджі, ефіроальдегідна фракція та сивушні масла. Утилізація зернової барди, зважаючи на її значні обсяги (в середньому на 1 дал спирту отримують 14 м<sup>3</sup> барди) та закисання протягом доби, є актуальним завданням, яке необхідно вирішувати виробниками спиртової продукції [1]. Барда містить протеїни, жири, клітковину і безазотисті екстрактивні речовини, включаючи незброджений цукор і крохмаль, які становлять до 40 % сухої речовини від вихідної сировини [2 - 4]. Наявність вітамінів та великий вміст білкових речовин в барді роблять її найціннішою складовою частиною кормового раціону великої рогатої худоби. У весняно-літній період спиртові заводи вимушено знижують продуктивність, або працюють зі скиданням барди у накопичувальні ставки чи поля фільтрації, тим самим створюють потенційну загрозу забруднення річок, водойм, і також довкілля. Тому в цей час, проблеми з утилізацією барди є особливо актуальні, коли знижується її споживання тваринницькими комплексами.

Існує кілька способів утилізації барди. Технологія перероблення барди на біогаз базується на анаеробному бродінні з перевагою у відносно низьких експлуатаційних витратах. Проте необхідні значні земельні ділянки для встановлення метантенків, і основним недоліком є тривалий період виходу на робочий режим, який становить близько половини року [4, 5]. Для утилізації барди застосовують схему з використанням апаратів холодного випаровування, принцип роботи яких заснований на випаровуванні рідини в присутності гетерогенно-контактного наповнювача з високою питомою поверхнею в інтенсивному газовому потоці. Дане обладнання дає змогу істотно знизити витрати на розділення рідкої частини барди на кормовий

концентрат, воду і вуглекислий газ. Існують схеми виробництва кормових дріжджів з барди, згідно з якою дріжджові клітини, використовуючи полісахариди та азотовмісні неорганічні сполуки, синтезують білок, вітаміни та інші речовини [5].

Зважаючи на те, що до складу барди входять клітковина, протеїни, жири, мінеральні сполуки, амінокислоти, у світовій практиці найефективнішим методом її утилізації вважається висушування, який дає змогу підвищити ефективність спиртного виробництва, а також знизити негативний вплив відходів спиртозаводів на навколишнє середовище [6].

Є два способи отримання сухої барди. Перший спосіб базується на випарюванні води з барди, проте є енергозатратним [7]. Другий спосіб отримання сухої барди полягає в її попередньому фільтруванні чи центрифугуванні та сушінні отриманого продукту. Для висушування барди можна використовувати барабанні сушарки, сушарки киплячого шару, чи розпилюючі сушарки. На основі проведеного аналізу, враховуючи досвід вітчизняних та зарубіжних виробників спирту, рекомендують утилізувати барду методом висушування. Однак такий спосіб утилізації барди потребує вдосконалення та створення нової сушильної техніки, що забезпечуватиме отримання продукту заданої якості та економне енергоспоживання [8].

Головна мета сушіння в харчовій промисловості - це збереження висушеного продукту. Зниження вологовмісту запобігає або значно гальмує перебіг мікробних і ферментативних реакцій. Проте сушіння негативно впливає на хімічний склад продукту, матеріальні і харчові цінності харчових продуктів.

Ще одним методом переробки барди є аеробне культивування на барді дріжджів роду *Candida*. Цей метод мікробіологічної переробки барди застосовується в кількох заводах та в дослідно-промислових масштабах на Бердичівському РУП «Гідролізний завод». Промислова реалізація технології

на серійному вітчизняному обладнанні показала її недоліки: великі витрати енергії на аерацію барди і на подальше зневоднення дріжджової біомаси при невисокому виході продукту. Практично реалізація продукту дозволяє тільки покрити витрати на його виробництво. В даний час на підприємствах галузі барда найчастіше є обтяжливим відходом, що створює загрозу екологічній обстановці навколо підприємства. Незважаючи на те, що накопичено чималий світовий досвід переробки барди, головною перешкодою для реалізації наявних технологій є великі енергетичні витрати на виробництво сухих продуктів у зв'язку з високою вологістю барди.

Технологія сухої барди широко використовується в світовій практиці (особливо в США) на підприємствах з виробництва паливного біоетанолу [9].

Зважені речовини барди відокремлюються центрифугуванням. Фугат частково використовується в основному виробництві, а більша частина його відпарюється в трьо- або чотирікорпусній випарній установці до концентрації сухих речовин 30-35%. Концентрат змішується з кеком і частиною сухого продукту (вологість суміші близько 50%) і висушується в сушарці барабанного типу. Технологія вимагає значних енергетичних витрат на зневоднення барди, частка перетравного протеїну в продукті невисока. Конденсат випарної установки має високий рівень забрудненості і вимагає окремої очистки, що не закладено в технології.

Аеробна мікробіологічна переробка барди відрізняється від попередньої тим, що рідка частина барди (фугат) використовується в якості поживного середовища для аеробного культивування дріжджів - продуцентів білка [10].

Як продуценти білків використовують дріжджі *Candida*, *Trichosporon*. Технологія непридатна для підприємств невеликої потужності, оскільки потребує великих капіталовкладень та значних експлуатаційних витрат.

Одним із сучасних методів для інтенсифікації існуючих та створення нових технологій для покращення екологічного стану довкілля є застосування акустичної кавітації.

## **1.2.Застосування кавітації для активації та дезактивації дріжджових лізатів**

Акустична кавітація є унікальним методом обробки рідинних субстанцій, саме тому вона в даний час широко використовується для диспергування матеріалів, одержання надтонких дисперсій в рідких середовищах. В багатьох випадках ультразвукова обробка дисперсії є єдиним методом, який дозволяє отримувати стабільні дисперсії мінеральних і полімерних матеріалів у воді та вуглеводневих середовищах. Це пов'язано з високою концентрацією енергії в кавітаційних зонах [12].

Енергія кавітаційних бульбашок настільки висока, що в присутності кисню утворюються пероксирадикали, які ініціюють радикальні реакції окиснення органічних сполук. Саме тому обробка ультразвуком (УЗ) застосовується для інтенсифікації хімічних процесів [13].

Подібно до всіх звукових енергій, УЗ розповсюджується хвилями через стиснення та розрідження, індуковані в молекулах середовища, через яке він проходить [14]. УЗ хвилі стиснення і розрідження генерують локальні області високого і низького тиску відповідно, які можуть руйнувати сили притягання між молекулами. Коли молекули води розриваються нарізно з достатньою силою протягом циклу розрідження, формуються мікрокаверни в областях, де тиск води падає нижче від тиску пари рідини. Цей газ рухається з розчину у каверни і утворює мікробульбашки. Тиск в середині кавітаційної бульбашки у початковий момент її утворення дуже малий порівняно з тиском у самій рідині [15]. Тому пара рідини та розчинені у ній гази прямують у центр порожнини. Під час зміни фази тиску діаметр бульбашки різко зменшується (стадія стиснення) і вона або розтріскується на декілька малих

бульбашок або продовжує пульсувати в акустичному полі [15]. Оскільки бульбашки є малі відносно об'єму оточуючої рідини, це тепло і тиск швидко розсіюються, залишаючи незмінними параметри рідини.

Акустична кавітація є ефективним механізмом концентрації енергії [16]. Акустичне поле бульбашок є нестабільне, оскільки існує втручання інших бульбашок, які формуються і резонують навколо нього. Під час кавітації відносно низька середня густина енергії звукового поля трансформується у високу густину енергії всередині і поблизу бульбашки, що запліскується. Завдяки концентрації енергії в дуже малих об'ємах акустична кавітація може причиняти сильні фізичні, хімічні та механічні ефекти [16]. Повна енергія, пов'язана із запліскуванням бульбашки, не завжди є великою, але може зумовити утворення великих густин енергії [17]. Запліскування кавітаційних бульбашок створює короточасні імпульси високого тиску, а також високі температури всередині смуги. Ці бульбашки будуть рости декілька циклів в середовищі рівноважного розміру, яке відповідає частоті бульбашок, резонансній до частоти прикладеного звуку [17]. Як відомо, найчіткіше високоенергетичні процеси (випромінювання сонолімінесценції, хімічні реакції) відбуваються саме у полярних рідинах (вода). У роботі [18] показано, що кінцева швидкість орієнтаційної поляризації дипольних молекул відіграє суттєву роль у динаміці пульсації газових бульбашок. При нерухомій бульбашці полярні молекули у вузькому шарі рідини поблизу розділу фаз орієнтовані певним чином, що залежить від сил взаємодії між молекулами рідини і газу [18]. Процес стиснення кавітаційної бульбашки відбувається дуже швидко, що не дозволяє молекулам рідини переорієнтуватись. Це веде до утворення «хмари» орієнтованих диполів. Цей стан системи «рідина-бульбашка» є нерівноважним і має надлишкову енергію, яку одержує від зовнішнього джерела (акустичного поля)[19].

Необхідно зазначити принципову відмінність загальноприйнятого в даний час механізму перебігу високоенергетичних процесів при кавітації від того, який впливає із запропонованої моделі. Вона полягає в тому, що енергія акустичного поля концентрується не у вигляді енергії стисненого у бульбашці газу, а у вигляді енергії електричного поля орієнтованих дипольних молекул. Відповідно, високо енергетичні процеси відбуваються не у газовій фазі, а у рідкій, безпосередньо біля бульбашки [19]. Тому навіть у випадку вакуумної бульбашки повинні проявлятися ефекти акустичної кавітації.

Всередині кавітаційної бульбашки відбуваються високоенергетичні процеси: дисоціація молекул води і розчинених речовин з високою пружністю пари, утворення збуджених молекул [20]. При відсутності речовин з високою пружністю пари в кавітаційній смугі присутні, незалежно від складу розчину, всього 2 компоненти – проникаючі в смугу розчинені гази і водяна пара [22]. В зв'язку з цим, протягом акустичної кавітації вода піролітично розкладається з утворенням гідроксил і, за наявності кисню, гідропероксидних радикалів, які утворюються в середині бульбашки після її заплескування, переходять в розчин і реагують з розчиненими речовинами [21, 23-26].

### **1.3. Методи створення кавітаційних апаратів**

Необхідність пошуку нових технологій очищення стічних вод обґрунтовано низькою ефективністю існуючих очисних споруд. Використання класичної технології біологічного очищення пов'язано з високими енерговитратами, утворенням надлишкової біомаси, що спричиняє забивання фільтрів очисних установок і вимагає додаткових витрат на її утилізацію. Стічні води підприємств харчової промисловості є біологічно та хімічно забрудненими, тому під час скидання у відкриті водойми у них продовжується низка хімічних та біологічних перетворень, що шкідливо впливає на стан довкілля.

Однак, на сьогоднішній день експериментальних даних недостатньо для створення наукових основ застосування кавітації в процесах пивоваріння та потребує більш детального і поглибленого вивчення даного явища.

Кавітація є високоенергетичним методом дії на речовину. Аналіз літературних першоджерел, отримані численними дослідниками, які працюють в області застосування кавітації для інтенсифікації технологічних процесів засвідчить, що найсуттєвішою перешкодою, яка перешкоджає ефективному впровадженню кавітаційних технологій, є відсутність стандартного промислового обладнання, придатного для ефективного створення кавітаційного поля для обробки значних об'ємів реакційного середовища. Більше того, навіть наявні зразки досвідного кавітаційного устаткування, створені у різноманітних установах, за своїми параметрами та конструктивною будовою не відповідають тим вимогам, що висувуються у сьогоденні. Наприклад, ультразвукові кавітатори з використанням мангітострикторів [27] енергетично не вигідні, оскільки їхній к.к.д. складає близько 10%, що пов'язано із перетвореннями електричної енергії у магнітну з наступним її перетворенням у механічну. П'єзокерамічні випромінювачі [28] хоча і володіють незаперечними перевагами перед магнітострикційними, потребують використання дорогих матеріалів. Розроблені гідродинамічні кавітатори [29] хоча і характеризуються відносно невисокими значеннями енергозатрат, у своїй конструкції мають турбіни, які потребують високих швидкостей обертання, що негативно впливає на їх термін роботи. І якщо в реакційному середовищі присутні завислі тверді частки, то щілини ротора будуть стиратися при обертанні.

Ось чому авторами [30-33] було запропоновано новий принцип створення кавітації, що базується на віброрезонанських явищах, розроблено методику розрахунків та проектування, а також типові конструктивні схеми вібраційних електромагнітних кавітаторів резонансної дії, спроможних

забезпечити високі показники продуктивності. Типові основні конструктивні схеми цих віброкавітаторів подано у роботі [34].

При кавітаційній обробці рідина піддається потужному енергетичному впливу, який супроводжується наведенням в рідині напружень розтягу високого градієнту, що зумовлюють руйнування міжмолекулярних зв'язків в рідині та формування із наявних в рідині зародків кавітації кавітаційних бульбашок.

В електромагнітних вібраційних кавітаторах збудниками кавітації, тобто твердими тілами, що переміщаються в потоці води, є коливні деки із пронизуючими їх поверхню крізними отворами, при протіканні крізь які із високою швидкістю в оброблюваній рідині формуються розтягуючі напруження високого градієнту. Ці напруження зумовлюють руйнування міжмолекулярних зв'язків в рідині та формування із завжди наявних в рідині зародків кавітації кавітаційних бульбашок, лавиноподібне наростання кількості яких власне і формує кавітаційне поле.

Дослідженнями кавітаційних явищ у рідинах встановлено, що разом із відомими ультразвуковим, електромагнітним та гідродинамічним методами збурення кавітації існує і вперше виявлений у Національному університеті “Львівська політехніка” метод вібраційного резонансного самозбурення [34] стабільного і тривалого в часі кавітаційного процесу в рідинах. Передумовою його появи є періодичний енергетичний вплив на завжди наявні в рідинах зародки кавітації із частотами, які дорівнюють або кратні частотам власних коливань зародків кавітації і амплітудами, що перевершують їхні розміри. Характерною ознакою (особливістю) вібраційного збурення кавітаційних явищ у рідинах є значно нижчий порівняно із відомими, ступінь енергозатрат на стабільне підтримування кавітаційного процесу. Це забезпечується керованим енергетичним впливом на оброблювані рідини в діапазонах частот, що збігаються, наближені чи кратні до резонансу коливних просторових переміщень у рідині зародків кавітації. Завдяки резонансу інтенсивність



сформованого кавітаційного поля перевищує інтенсивність кавітаційного поля гідродинамічної кавітації за співрозмірних значень підведеної до рідини питомої (на одиницю об'єму оброблюваної рідини) енергії.

Незаперечною перевагою низькочастотних вібраційних кавітаторів резонансної дії, поряд із енергоощадністю, є і те, що завдяки їх електромагнітним приводам оброблювані рідини одночасно із кавітаційною піддаються магнітній обробці потужними перемінними магнітними полями, що забезпечує відчутний сумарний синергічний ефект на показниках якості кінцевих продуктів.

Найбільш продуктивними із віброрезонансних кавітаторів є кавітатори із радіальним розташуванням електромагнітів приводу. Їх доречно облаштовувати на трубопроводах із перерізом від 5 до 10 дюймів.

## РОЗДІЛ 2

### ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТУ ДОСЛІДЖЕНЬ. МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 2.1. Вихідні речовини

У роботі вивчено вплив акустичної кавітації на швидкість окиснення органічних речовин (переважно вуглеводнів) та руйнування мікроорганізмів (дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* та бактерій) у стічних водах пивоваріння при низьких концентраціях і температурах, близьких до кімнатної.

Дріжджі *Saccharomyces* (пивні дріжджі) - найбільш відомий та важливий для людини вид дріжджів. Широко використовуються в пивоварінні та пекарстві. Це клітини овальної форми, 5 - 10 мкм в діаметрі (рис.2.1), їх хімічний склад: вода - 74%, білки - 12,7%, жири - 2,7%, клітковина - 2,1%, мінеральні речовини (кальцій, калій, фосфор, магній, алюміній, сірка, залізо та ін.), вітаміни B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>.

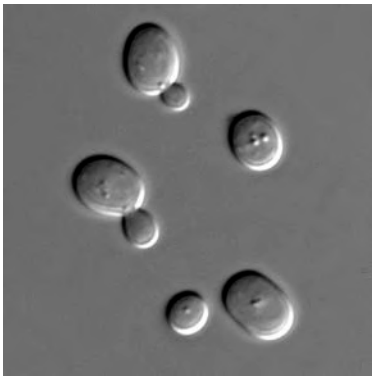
Бактерії *Micrococcus* – сферичні бактерії, зазвичай білого кольору, інколи можуть мати оранжеве, жовте або червоне забарвлення, непатогенні. Оптимальна температура росту 28 – 38 °C, доволі стійкі до висушування і нагрівання.

Бактерії *Bacterium* - мікроорганізми, для яких характерна відсутність чіткої ядерної мембрани. Розмір бактерій коливається від 0,5 до 6 мкм. Колонії мають нитчасту форму.

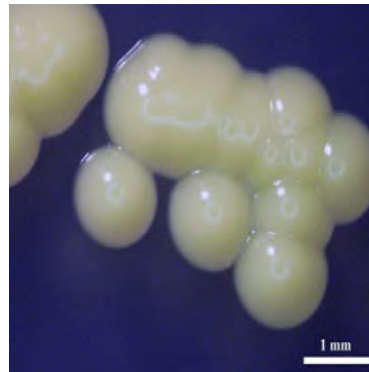
Бактерії *Pseudomonas* - паличковидні бактерії розміром біля 0,5-1,0x1,5-5,0 мікрон. Представники цього роду бактерій потенційно корисні для біодеградації пластмасового сміття.

Бактерії *Sarcina* – бактерії кулеподібної форми з діаметром 0,3 – 0,8 мкм, утворюють комплекси з восьми і більше клітин, непатогенні. Безколірні

колонії або жовтого, оранжевого чи червоного кольору, що пов'язано з присутністю в клітині пігмента каротину, стійкі до дії сонячного проміння.



*Saccharomyces*



*Micrococcus*



*Bacterium*



*Pseudomonas*



*Sarcina*

Рисунок 2.1 - Мікрофотографії біологічних забруднень стічної води пивоварні.

Для вивчення поведінки мікроорганізмів в УЗ полі використовувались модельні дисперсії сушених хлібопекарських дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* різними вихідними значеннями. Дисперсії готували шляхом диспергування наважки дріжджів в 1л дистильованої води протягом 2 год. до повного диспергування і набрякання дріжджових клітин. Одержану дисперсію розводили водою для одержання дисперсій з концентраціями дріжджів 0,1-20 г/л.

Для дослідження використовували як реальні стічні води пивоваріння, так і штучно приготовлені суміші із заздалегідь відомими концентраціями

біологічних та органічних забруднень. Також дослідження проводились на реальних стічних водах пивоварні «Кумпель», м.Львів, пивоварні «Крафтове пиво», с.Кваси Закарпатської обл.. та Струтинського спиртзаводу Львівської області.

## 2.2. Схема реактора

Для дослідження впливу кавітації на процес перетворення мікроорганізмів та органічних речовин у роботі використовували реактор (рис. 2.2) із нержавіючої сталі марки Х18Н9Т. Діаметр реактора складав 36 мм, висота 200 мм, товщина стінки – 3мм. В реактор вмонтовано штуцери для відбору проб, подачі і виходу газів та зворотного холодильника для конденсації парів. Ультразвукові коливання частотою 22 кГц або 44 кГц від генератора УЗДН-2Т (або УЗГ 22/44) передавали за допомогою магнітострикційного випромінювача, зануреного в об'єм досліджуваної рідини (100 см<sup>3</sup>) з попередньо визначеними значеннями ХСК та МЧ.

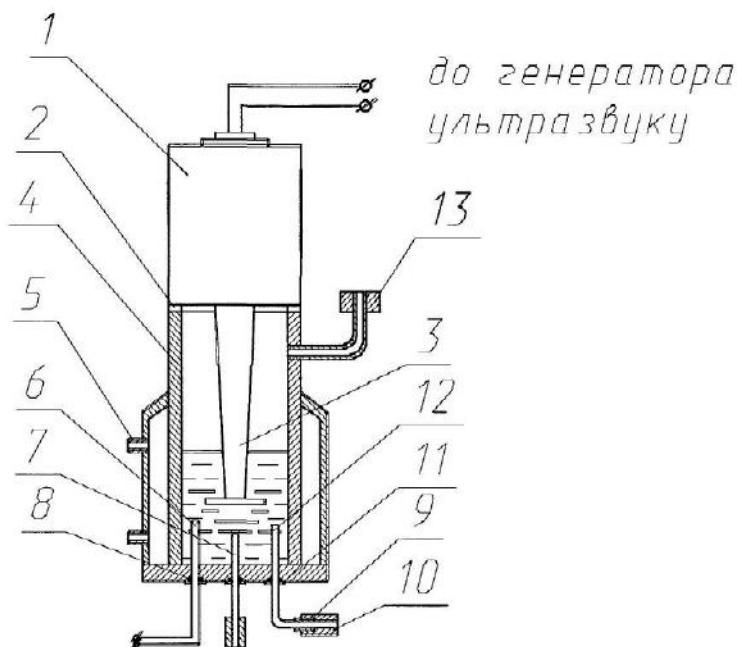


Рисунок 2.2 - Схема реактора для окиснення домішок органічних речовин та знезараження дріжджових забруднень в ультразвуковому полі; 1 – магнітостриктор, 2,8,9 - ущільнення, 3 - хвилевід, 4 - реактор, 5 - штуцери для

теплоносіїв, 6 - термopapa, 7 - штуцери вводу газів, 10,11 - накидні гайки, 12 - пробовідбірник, 13 — штуцери виходу газів.

В роботі також використовували низькочастотний віброрезонансний кавітатор [34], світлина якого подана на рис. 2.3.



Рисунок 2.3 - Світлина електромагнітного кавітатора для кавітаційної обробки стічної води із високим вмістом МЧ та ХСК під тиском та при підвищених температурах (із частково знятими захисними елементами кожуха)

Основними вузлами низькочастотного вібраційного електромагнітного кавітатора для обробки сильно забруднених стоків під тиском до  $3,5 - 4,0 \text{ кг/см}^2$  та при підвищених температурах є герметично закрита робоча камера із симетричними фланцями об'ємом 700 мл, до яких приєднано два циліндричні корпуси із патрубками подачі охолоджувальної води. Всередині кожного циліндричного корпусу розміщені статор із обмоткою та якір електромагнітів приводу, які від робочої камери герметизовані фланцем із центральним отвором для переміщень штока якоря електромагніту. Між якорем та статором електроприводу встановлено виготовлену із пружного матеріалу мембрану, яка забезпечує коливання якоря із приєднаним до нього штоком з амплітудою до  $3,5-4,0 \text{ мм}$ . На штоках якорів електромагнітів закріплено деки-збурювачі кавітації, поверхня яких пронизана отворами для

перетікання оброблюваної води. Робоча камера оснащена патрубками для подачі та відводу оброблюваної води, супутніх обробці газів. Кавітатор із міркувань техніки безпеки закрито захисними кожухами, які встановлено на опорах. У електричну схему живлення їх електромагнітів приводу включено регулятор частоти напруги моделі AFC – 120, який дозволяє плавним регулюванням змінювати частоту притягування якоря електромагніту до його статора, змінюючи тим самим частоту коливань прикріплених до штока якоря дек-збурювачів кавітації від 7 до 100Гц. Внаслідок цього в процесі обробки рідин на даному кавітаторі є можливість плавно наблизити частоту вібрацій коливних дек до частот, кратних частотам коливань наявних у оброблюваних рідинах зародків кавітації, тобто максимально наблизити роботу кавітатора до резонансних режимів.

### **РОЗДІЛ 3**

## **ДОСЛІДЖЕННЯ КАВІТАЦІЙНОГО ОЧИЩЕННЯ СТОКІВ КРАФТОВОГО ПИВОВАРІННЯ У ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ УМОВАХ**

Стічні води « Пивоварні «Кумпель» містять як органічні, так і біологічні забруднення. Серед органічних - це спирти, кислоти, ізоспирти, аміносполуки. Серед біологічних - дріжджі роду *Saccharomyces* та бактерії (*Micrococcus*, *Bacterium*, *Pseudomonas* та *Sarcina*).

### **3.1. Фільтрація висококонцентрованих стоків від дріжджів**

Для фільтрації висококонцентрованих дріжджових стоків використовували експериментальну установку, описану в 2 розділі. Необхідно зазначити, що розміри частинок дріжджів є досить малими і для їх виділення потрібні спеціальні матеріали та низький тиск, що в умовах крафтових пивоварень є технологічно ускладнено. Тому нами вирішено як фільтруючий матеріал використати відходи першої стадії пивоваріння – так звану дробину, що утворюється на стадії варіння ячмінного солоду. Дробина – це висококалорійний продукт пивоваріння, який використовують для годування тварин і яка містить у своєму складі білки, вуглеводи, протеїни та вологу (від 40 до 60%). Домішки дріжджів у дробині не зменшують її харчової цінності і можуть також бути використані як корм для тварин.

Таким чином, фільтрація висококонцентрованих дріжджових стоків через шар дробини дозволяє знизити вміст дріжджових клітин майже на 2 порядки. З іншого боку, усунення крупних агломератів дріжджових клітин на цьому етапі сприяє значному зменшенню забруднень води перед кавітаційною обробкою, так як на її першому етапі відбувається диспергація агломератів на окремі клітини, в результаті чого МЧ дисперсії різко зростає.

### **3.2. Визначення оптимальних режимів роботи кавітатора**

Як відомо з попередніх досліджень, ефективність роботи вібраційних кавітаційних пристроїв залежить від таких факторів: амплітуди, частоти коливань дек-збурювачів кавітації та фізико-хімічних характеристик оброблюваного середовища (температура, тиск, в'язкість тощо). Оскільки кавітаційну обробку стоків проводили при температурах, близьких до кімнатної, та при атмосферному тиску, з метою пошуку оптимальних умов роботи змінювали тільки амплітуду коливань та частоту.

На рис. 3.1 наведена залежність споживання електроенергії від зміни частоти коливань дек-збурювачів при максимальній амплітуді коливань 2мм.

Таким чином, оптимальною частотою при застосуванні вібраційного електронасоса-кавітатора є частота 37 Гц, при якій його енергоспоживання є мінімальне. Нами було встановлено, що незалежно від того, яким способом збурювалась кавітація ( ультразвуковим, віброрезонансним чи за допомогою електронасоса-кавітатора) спостерігається майже однаковий ефект при очищенні дріжджових стоків – константи деградації біологічних забруднень є величинами одного порядку і відрізняються на 10 – 15 %.

Таким чином, незалежно від способу збурення кавітації, спостерігаються однакові очисні ефекти – деградація органічних та біологічних забруднень в кавітаційному полі.

### **3.3. Дослідження динаміки зміни вмісту органічних та біологічних забруднень стічних вод пивоварні «Кумпель» після кавітаційної обробки**

У дослідженнях [25] було показано доцільність використання різних газів в кавітаційних умовах з метою підвищення ефективності очищення стічних вод пивоварних виробництв і можна зробити висновок, що двогодинна дія азоту в поєднанні з УЗ дає можливість ефективніше очистити стічні води, адже вдалося досягти очищення води до  $XCK_k = 199,68 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ .



В результаті двогодинної обробки стічної води найвищого бактерицидного ефекту було досягнуто за спільної дії азоту з УЗ, що дозволило зменшити значення МЧ в 7,6 разів від початкового значення [25].

Виходячи з цих результатів, найвищого очисного і знезаражуючого ефекту було досягнуто в атмосфері азоту. Тому подальші дослідження були спрямовані на встановлення закономірностей змін ХСК і МЧ при довготривалому зберіганні очищених стічних вод при доступі повітря і без нього.

Для дослідження використовували два зразки стічних вод: оброблену лише в атмосфері азоту впродовж двох годин та воду, яку одночасно обробляли дією УЗ та азоту також впродовж двох годин. Тобто кінцеві значення одержаних ХСК і МЧ у подальших дослідженнях було прийнято за вихідні значення. Надалі кожен із вод зберігали як з доступом повітря, так і без нього, і впродовж певного часу періодично фіксували відповідні значення ХСК та МЧ.

На рисунку 3.3 показано залежність зміни ХСК від часу для стічної води, попередньо очищеної звуко-хімічним методом в присутності азоту при  $T = 313 \text{ K}$ . Початкове значення ХСК становило  $1330 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  для досліджуваної води без доступу повітря та  $1040 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  з доступом повітря, яке надалі протягом всього дослідження зменшується. Без доступу повітря спад ХСК відбувається протягом перших 8 діб, а впродовж 8 та 20 доби змінюється незначно, тільки після 20 і до 26 доби ХСК знову зменшується.

При доступі повітря відбувається значне зменшення ХСК, що досягає значення  $500 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  на 12 добу (для порівняння без доступу повітря на 12 добу ХСК становить  $700 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ ) і до кінця дослідження суттєво змінюється, аж до значення ХСК  $130 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  на 26 добу.

Отже, спостерігаємо зменшення ХСК, причому в умовах доступу повітря цей процес більш ефективний, ніж за умови, коли досліджувана вода знаходиться без доступу повітря. Очевидно, що в присутності кисню повітря

в обробленій воді продовжують перебігати окислювальні процеси, що веде до зменшення ХСК.

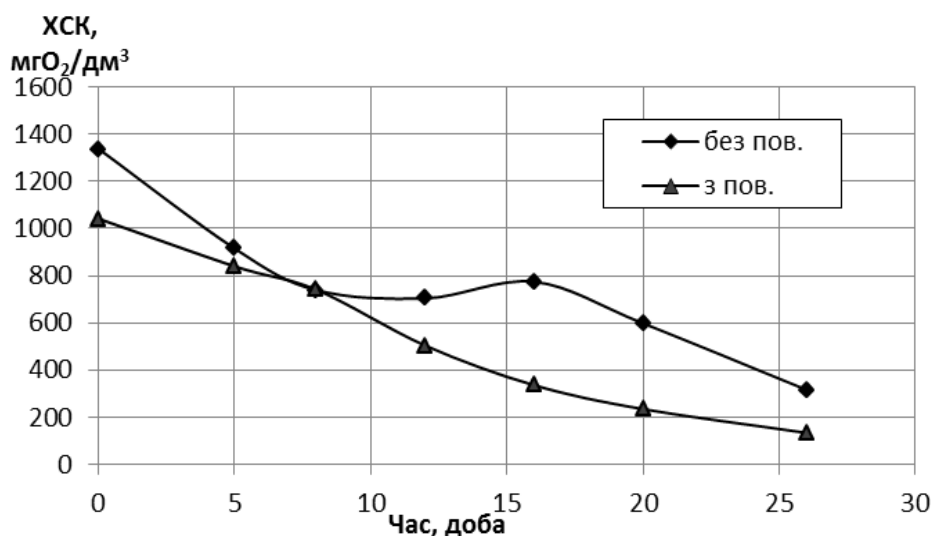


Рисунок 3.3 - Залежність зміни ХСК від часу для стічної води пивоварні, попередньо очищеної звукохімічним методом в присутності азоту

Паралельно із визначенням ХСК було також проведено визначення загальної кількості МО у стічній воді з метою здійснення бактеріологічного її дослідження.

### 3.4. Технологічна схема очищення дріжджових стоків пивоварні

Принципова технологічна схема очищення дріжджових стоків пивоварних підприємств наведена на рис. 3.4.

Висококонцентровані стоки дріжджів подаються через решітку 1 для вловлювання крупних агломератів дріжджів та інших завислих речовин (дробини) на фільтр 2, фільтруючим шаром якого є шар дробини висотою 50мм. Далі грубо очищені стоки подаються через відстійник 4 в ємність 5, де проходить змішування із стоками, які утворились при митті обладнання. Суміш дробини і дріжджів скидається у ємність 3 і утилізується. Усереднені стоки із ємності 5 через теплообмінник 7 подаються в робочу зону вібраційного електронасоса-кавітатора 8, куди також поступає рециркулюючий азот.

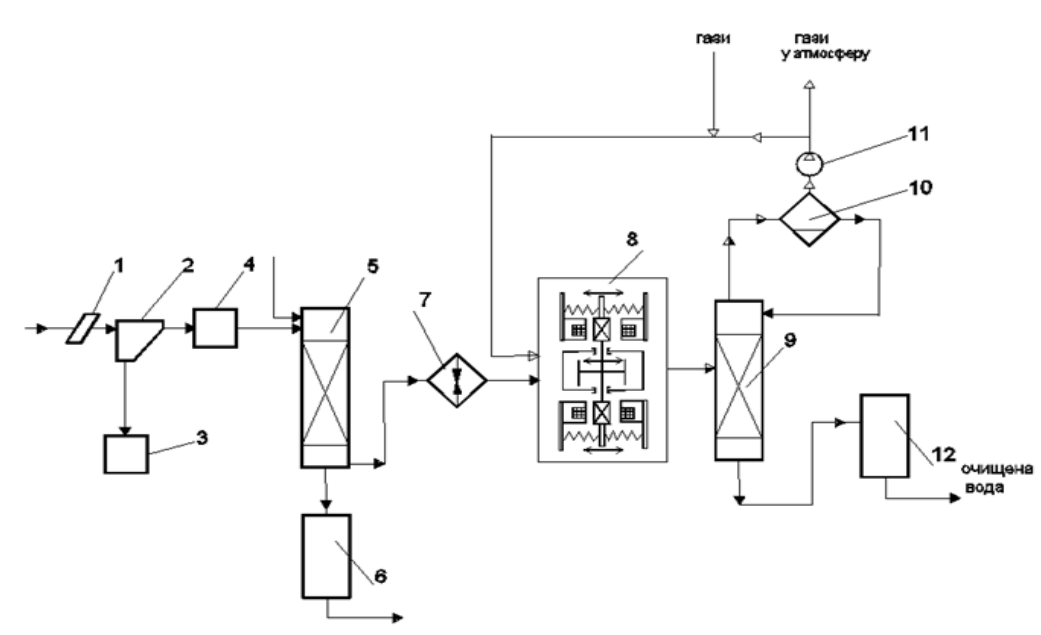


Рисунок 3.4 - Принципова технологічна схема очищення дріжджових стоків пивоварних підприємств 1 – решітка, 2 – фільтр з дробини, 3 – ємність для скидання суміші дробини і дріжджів; 4 – відстійник, 5 – ємність для усереднення стоків, 6 – ємність, 7 – теплообмінник, 8 – вібраційний електронасос-кавітатор, 9 — адсорбер, 10 – сепаратор, 11 – компресор, 12 – ємність.

Після знезараження вода поступає в адсорбер 9, заповнений природними цеолітами (глауконітом, палигорськітом) для адсорбції неконвертованих органічних забруднень, а гази (азот із сумішшю вуглекислого газу) проходять через сепаратор 10 і компресором 11 частково повертаються в робочу зону вібраційного електронасоса-кавітатора 8, а частково скидаються в атмосферу.

## РОЗДІЛ 4

### ОЦІНКА СТУПЕНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВІД ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ В ЗОНІ ВПЛИВУ КРАФТОВОГО ПИВОВАРІННЯ

#### 4.1. Ідентифікація джерел екологічної небезпеки в зоні впливу крафтового пивоваріння

Джерела екологічної безпеки крафтового пивоваріння тісно пов'язані із локалізацією утворення твердих відходів, стічних вод та викидів в атмосферу. Типова принципова схема основних стадій крафтового пивоваріння із вказаними джерелами екологічної небезпеки приведена на рис.4.1.

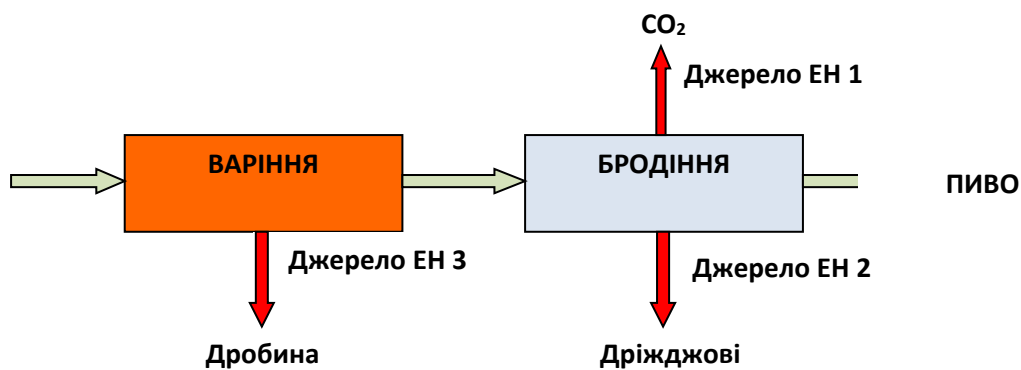


Рисунок 4.1 – Типова принципова схема стадій крафтового пивного виробництва.

Згідно із приведеною на рис.4.1 схемою можна виділити три джерела екологічної небезпеки.

1. Джерело екологічної небезпеки 1 (ЕН 1). Забруднення атмосфери внаслідок виділення вуглекислого газу на стадії бродіння. На 1 т. пива, яке випускається на виробництві, виділяється  $17\text{м}^3 \text{CO}_2$ . Викиди вуглекислого газу на крафтових пивоварнях не складають критично високої величини, встановлювати спеціальне обладнання для вловлювання вуглекислого газу із викидів недоцільно. Управління

викидів здійснюється із застосуванням вуглецевого податку або купівлі квот на викиди згідно із прийнятою в ЄС практикою.

2. Джерело екологічної небезпеки 2 (ЕН 2). Дріжджові стоки, яких виділяється 150 кг. на 1 т. випущеного пива. 25 кг стоків осаджується на стадії фільтрації (адсорбуються дробиною (шротом). Залишається 125 кг. рідких стоків, які містять 3,75 кг. дріжджів. ЕН 2 є найбільш небезпечними забрудненнями кравтового пивоваріння і створюють найбільш суттєву екологічну небезпеку в зоні впливу виробництва крафтового пива. Саме на мінімізацію цієї екологічної небезпеки направлені ці дослідження.
3. Джерело екологічної небезпеки 3 (ЕН 3). Дробина (шрот) – твердий відхід крафтового пивоваріння. Утворюється 265 кг на 1 т. випущеного пива із вологістю 80%. Містить 15% протеїнів, 3,5% жирів та 6,5% клітковини. Традиційно використовується для корму сільськогосподарських тварин. В пропонованій технології використовується попередньо для фільтрування через шар дробини дріжджових стоків. Внаслідок цього реалізується перша стадія очищення стоків. Дробина збагачується додатково елементами живлення, її споживча якість для відгодівлі сільськогосподарських тварин покращується. Використання її для відгодівлі сільськогосподарських тварин дозволяє повністю мінімізувати вплив на довкілля і мінімізувати це джерело екологічної небезпеки.

#### **4.2. Аналіз динаміки розвитку крафтового виробництва пива в Україні**

Незважаючи на помітний спад виробництва пива в Україні з 2008 до 2016 рр. з 320 до 194 млн дал на рік, пивний ринок України є достатньо потужним. Основними виробниками цього продукту є компанії AB InBev (35%), Carls-berg Ukraine (29%), Оболонь (22 %), Альянс Efes і SABMiller

(7%), Альянс ППБ і Oasis CIS (4%). На долю інших дрібних виробників пива припадає всього 3 % об'єму пива. Однак необхідно зазначити, що якщо для великих компаній проблема використання та утилізації побічних продуктів (дробини, барди та дріжджів) не стоїть гостро, оскільки у них є необхідні приміщення та великий надлишок теплової енергії і можливість її використання для сушіння є чисто технічною проблемою, яка вирішена, то для малих виробників це стає непосильною задачею не тільки в області технології, але й економічної доцільності та технічного стану виробництва (брак вільної площі).

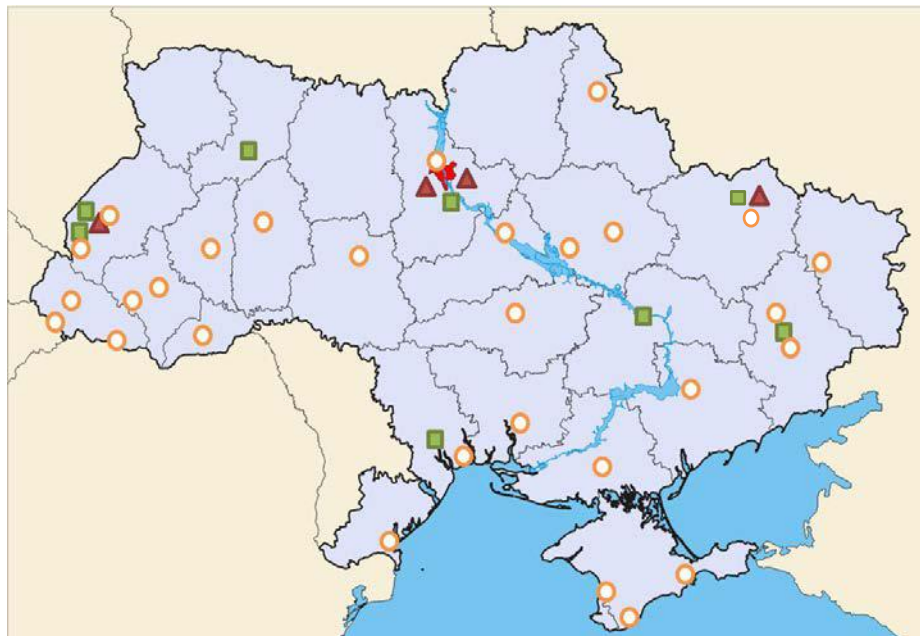


Рисунок 4.2 – Тенденції розвитку крафтових пивоварень в Україні за 2008 – 2018 рр.

▲ - 2008 р.; ■ - 2013 р; ○ - 2018 р.

За останнє десятиріччя в Україні широко розвивається крафтове (малотоннажне – 10 – 600т пива в місяць) пивоваріння. І хоча масштаби його виробництва є незначними у порівнянні з великими пивзаводами, саме вони в міру своєї обмеженості в технологічному плані стають джерелом забруднень гідросфери.

#### **4.3. Оцінка екологічної небезпеки в зоні впливу крафтового пивоваріння та перспективні шляхи мінімізації цієї екологічної небезпеки**

Як вказувалось вище, на 1т випущеного пива крафтового виробництва у стоки виділяється 3,75 кг. дріжджів (маса стоків в розрахунку на 1 т. випущеного пива складає 125 кг). Враховуючи, що в межах України загальний об'єм крафтового пива складає 180 000 т/рік, кількість дріжджів, які потрапляють у стоки (і у випадку відсутності системи очищення забруднюють гідросферу) складає  $180000 \times 3,75 = 675000\text{кг} = 675 \text{ т.}$

У кожному конкретному випадку вибір конкретної схеми очищення стоків визначається комплексом техніко – економічних показників: умовами виробництва, вимогами до прийняття стоків у міську каналізацію чи відведенням їх у інші види приймачів стоків, конкретними показниками забруднень, які відрізняються для інших виробництв і т.п.

Виходячи із приведених розрахунків проведемо оцінку зменшення ступеня екологічної небезпеки від забруднених стоків крафтового пивоваріння, умовно прийнявши випадок скидання неочищених стоків за 100% забруднення довкілля стоками крафтового пивоваріння. Оскільки аналізується вплив одного типу забруднення - вмісту дріжджів у стоках, умовно ототожнюємо ступінь очищення від цих забруднень із ступенем зменшення екологічної небезпеки. Оскільки аналізується вплив одного типу забруднення - вмісту дріжджів у стоках, умовно ототожнюємо ступінь очищення від цих забруднень із ступенем зменшення екологічної небезпеки від впливу стоків на довкілля. Результати оцінки екологічної небезпеки приведені на рис.4.3.

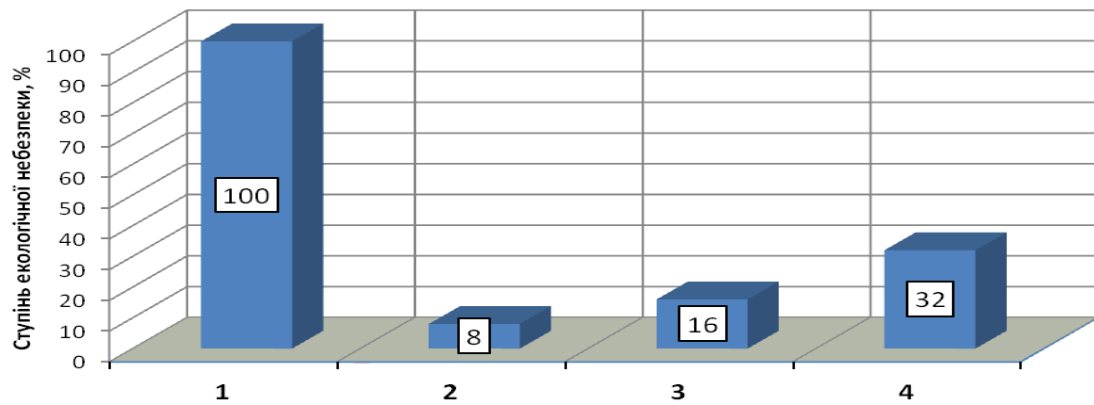


Рисунок 4.3 – Степінь екологічної небезпеки внаслідок впливу на гідросферу стоків крафтового пивоваріння для різних способі очищення стоків: 1 – без очищення; 2 – у випадку застосування ультразвуку; 3 – для віброрезонансного впливу; 4 – у випадку застосування насоса кавітатора.

Представляє інтерес аналіз комплексної 2-х стадійної технології (1 стадія – фільтрування на дробині; 2 стадія – кавітаційна обробка). Цей аналіз необхідний для вибору стратегії очищення стоків для кожного конкретного крафтового виробництва пива. Аналіз проведений в розрахунку на 1 т. крафтового пива, яке випускається на виробництві. Дані такого аналізу представлені на рис.4.4.

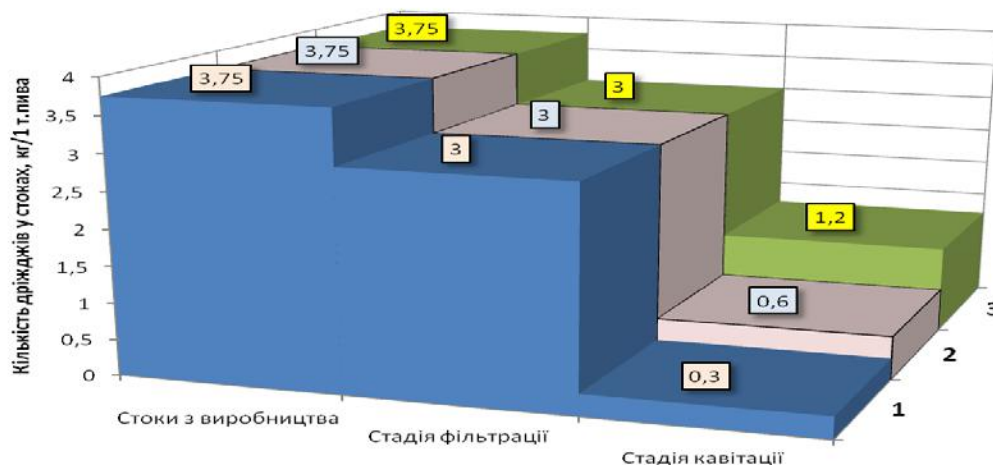


Рисунок 4.4 – Кількість дріжджів у стоках крафтового виробництва на різних стадіях очищення: 1 – у випадку застосування ультразвуку; 2 – для віброрезонансного впливу; 3 – у випадку застосування насоса - кавітатора.



## ВИСНОВКИ

1. В даній роботі викладені науково-технічні досягнення в області кавітаційного очищення стоків, а також вирішено наукове завдання щодо розроблення технології очищення стічних вод крафтових пивоварень, технічним рішенням якого є створення способу фільтрації дріжджових стоків через шар дробини та розроблення вібраційного електронасоса-кавітатора для очищення стоків від органічних та біологічних забруднень, що характеризується надійністю експлуатації, економічною доцільністю та простотою виконання.
2. Проведена оцінка ступеня екологічної небезпеки від забруднення довкілля в зоні впливу крафтового пивоваріння, на основі якої встановлено, що перспективною є двостадійна технологія очищення стоків: (1 стадія – фільтрування на дробині; 2 стадія – кавітаційна обробка). У випадку застосування різних способів створення кавітаційного поля досягаються такий ступінь очищення стоків від дріжджів: для ультразвуку - 90%; для віброрезонансного впливу – 80; для застосування насоса кавітатора – 60%.
3. Показано, що фільтрація висококонцентрованих дріжджових стоків через шар дробини дозволяє знизити рівень біологічного забруднення майже у 200 разів, при цьому вміст органічного забруднення зменшується на 60%.
4. Запропоновано технологічну схему очищення стічних вод крафтових пивоварень від хімічних та біологічних забруднень, що включає віброкавітаційну обробку стоків у вдосконаленій робочій камері, принциповою відмінністю якої є наявність не плоских дек із отворами, які можуть забиватись продуктами розкладу дріжджів, а зміщення кавітаційної зони реакції над деками, що дозволяє підвищити інтенсивність формованого кавітаційного поля та продуктивність обробки стоків.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. В.В. Шутюк. Сучасні тенденції розвитку наукових досліджень в сушильних технологіях / В.В. Шутюк, С.М. Василенко, О.С. Бессараб, В.П. Василів// Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія: техніка та енергетика АПК: - Вип. 185, ч. 1. - 279 с.
2. Троїцька О.О. Аналіз сучасних технологій утилізації післяспиртової барди // Механізація, екологізація та конвертація біосировини у тваринництві : зб. наук. праць ІМТ УААН. – 2009. – Вип. 1 (3,4). – С. 281-287.
3. Д.П. Кіндзера. Дослідження параметрів шару та гідродинаміки профільтровування теплового агента крізь шар післяспиртової барди / Д.П. Кіндзера, В.М. Атаманюк, М.І. Мосюк, Б.І. Здибель // Науковий вісник НЛТУ України. – 2013. – Вип. 23.18
4. Колобродов В.Г. Анаэробная переработка отходов и проблемы утилизации биогаза / В.Г. Колобродов, М.А. Хажмурадов, Л.В. Карнацевич // Екологічний вісник. – Листопад-грудень, 2004. – С. 20-22.
5. Леденев, В.П. Переработка барды: опыт, реальность, перспективы / В.П. Леденев // Ликероводоч. производство и виноделие. – 2008. – № 7. – С. 8-11.
6. Рябов Г.К. Система безотходной переработки послеспиртовой барды / Г.К. Рябов // Исследования и разработки. 2003. – № 6.
7. Иванов О.О. Разработка технологических процессов и оборудования для утилизации и переработки послеспиртовой барды / О.О. Иванов, В.В. Акулин // Труды Тамбовского гос. техн. унта. – 2004. – Вып. 15. – С. 75-78.
8. Сайт Российской биотопливной ассоциации [Електронний ресурс]. — 2007. - [www.Bioethanol.ru](http://www.Bioethanol.ru). 15.12.2007.
9. Организация производства топливного этанола в Республике Беларусь: Техничко-экономическое обоснование проекта / Компания «Гринфилд проджект менеджмент Лимитед» (Ирландия). — Минск, 2006. — 81 с.

10. «Biostil 2000» technology // Chematur AB [Electronic resource]. — 2007. — Mode of access: [www.Chematur.se](http://www.Chematur.se). — Date of access: 24.10.2007.

11. Iordache I. Sonochemical enhancement of cyanide ion degradation from wastewater in the presence of hydrogen peroxide/ I. Iordache, M.T., Nechita, N. Aelenei, I. Rosca, G. Apostolescu, M. Peptanariu // Polish Journal of Environmental Studies. — 2003. — Vol. 12. — №6. — P 735-737.

12. Шевчук Л. І. Вплив ультразвуку на хімічний та мікробіологічний стан води./ Л. І. Шевчук, В. Л. Старчевський // Вопросы химии и химической технологии. — 2005. — №3. — С. 213-216.

13. Tsukamoto I. Inactivation of *Saccharomyces cerevisiae* by ultrasonic irradiation / I. Tsukamoto // Ultrasonics Sonochemistry. 11. - 2004. - 61-65.

14. Кульский Л. А. Основы химии и технологии воды. Киев.- 1991.- с.298-303.

15. Tsukamoto I. Inactivation of *Saccharomyces cerevisiae* by ultrasonic irradiation / I. Tsukamoto // Ultrasonics Sonochemistry. 11. - 2004. - 61-65.

16. Mason T.J. Uses of ultrasound in the biological decontamination of water./ T.J. Mason, H. Duckhouse, E. Joyce, J.P. Lorimer // WCU 2003, Paris, September 7-10, 2003.

17. Mohammad H.D. Effectiveness of ultrasound on the destruction of *E. coli*./ H.D. Mohammad //American Journal of Environmental Sciences 1 (3): 187-189, 2005.

18. Chisti Y. Sonobioreactors: using ultrasound for enhanced microbial productivity. / Y. Chisti // Trends in Biotechnology. Vol. 21. №2. - 2003.

19. Reutsky V., Melnyk Y., Starchevsky V. Oxidation of ethylbenzene in the presence of catalytic systems containing organic additives of different nature// Advances in chemical and mechanical engineering.- 2011.- №14 (2).- P.208-212.

20. Jess C. B Emerging Disinfection Technologies / C. B Jess A. Salveson // Florida water resources journal. July 2006.

21. Kalumuck K.M. Remediation and disinfection of water using jet generated cavitation/ K.M. Kalumuck, G.L. Chahine, C-T. Hsiao, J-K. Choi// Fifth International Symposium on Cavitation. November 1-4, 2003. 1-8.

22. Мокрый Е.Н., Старчевский В. Л. Ультразвук в процессах окисления органических соединений. – Л.: 1987. – 119с.

23. Sangave P.C.Ultrasound and enzyme assisted biodegradation of distillery wastewater/ P.C. Sangave, A.B. Pandit // J. of Environmental Management. Vol. 80, Issue 1. - 2006. - pp. 36-46.

24. Nilsun H. I. Aqueous Phase Disinfection with Power Ultrasound: Process Kinetics and Effect of Solid Catalysts / H. I. Nilsun, R. Belen // Environ. Sci. Technol., 2001, 35 (9), pp 1885–1888.

25. Бергман Л. Ультразвук и его применение в науке и технике. М., 1957.

26. Mason T., Lorimer Ph. Sonochemistry: theory, application and uses of ultrasound in chemistry, N. Y., 1988;

27. Витенько Т.Н. Механизм активирующего действия гидродинамической кавитации на воду / Т.Н. Витенько, Я.М. Гумницький. // Химия и технология воды. – 2007. – т. 29. №5. – с. 422-431.

28. Шевчук Л.І., Афтаназів І.С., Коваль І.З., Строган О.І.Віброрезонансна кавітаційна обробка рідинних субстанцій // Восточно-Европейський журнал передових технологій. – 2012. – 2/6(56). – С. 17-23.

29. Гончарук В.В., Маляренко В.В. О механизме воздействия ультразвука на водные системы // Химия и технология воды. – 2004. – т. 26. – №3 с. 275-285.

30. Шевчук Л.І., Афтаназів І.С., Строган О.І., Коваль І.З. Автономний віб-раційний кавітатор для знезараження ціанобактерій та аерації води відкритих водойм // Водне господарство України. – 2012. – №1(97) – С. 30-36.

31. Шевчук Л.І. Вплив інертного газу на очищення води від біологічних забруднень умовах кавітації / Л.І Шевчук, В.Л Старчевський, О. Кузьо// Вісник НУ «Львівська політехніка». – 2005. - № 536. – С. 178- 181.

Шифр: «матеріал»

**ДОСЛІДЖЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ ВІДХОДІВ УПАКОВОК  
ТА ШЛЯХІВ ПОВОДЖЕННЯ З НЕЮ**

2018/2019 н. р.

## ЗМІСТ

ВСТУП .....	3
РОЗДІЛ І АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ В СФЕРІ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ УПАКОВКИ.....	4
1.1. Критичний стан поводження з відходами упаковки .....	4
1.2 Особливості окремих видів упаковки .....	10
1.3 Шляхи виходу із ситуації за кордоном .....	13
1.4 Способи боротьби в полімерними відходами упаковки в Україні .....	15
РОЗДІЛ ІІ ПРАКТИЧНА ЧАСТИНА: ПЕРЕРОБКА РІЗНИХ ВИДІВ УПАКОВОК ШЛЯХОМ ПІРОЛІЗУ .....	18
2.1 Переробка полімерних упаковок .....	18
2.2 Особливості переробки полімерних матеріалів .....	21
2.3 Дослідження можливості використання багатоконтурного циркуляційного піролізу для утилізації полімермістких відходів .....	26
2.3.1 Опис дослідного стенду.....	26
2.3.2 Результати досліджень.....	30
ВИСНОВКИ .....	36
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ .....	37

## ВСТУП

**Проблематика:** Сьогодні упаковки є одним з засобів допомоги людині. Її успішно використовують при пакуванні різних продуктів і матеріалів. У наш час люди виготовляють багато різних видів упаковок, це значно поширює можливий вибір і вид упаковки, але, після використання не всі використані упаковки можливо переробити, тому близько 14 млн.тон непререроблених і неутилізованих упаковок залишаються на сміттєзвалищах.

**Мета:** Дослідити особливості упаковок різних видів та шляхів поводження з нею. Проаналізувати існуючі методи переробки відходів, оцінити переваги та недоліки цих процесів для утилізації упаковки. Показати перспективи, переваги застосування методу багатоконтурного циркуляційного піролізу для екологічно безпечної енергозберігаючої утилізації відходів пакування з одержанням корисних продуктів, як заміників традиційних енергоносіїв.

**Актуальність теми:** В усьому світі існує багато різних видів упаковок, щонайменше є шість видів упаковок які не підлягають переробці, а лише утилізації. На території України утилізують лише невеликий відсоток, тому вони просто перевозяться на сміттєзвалища. Зараз вже є альтернативні види непреробних упаковок і нам залишається тільки відмовитись від «старих», але нові дорожчі, тому Україна досі закупляє непреробні, шкідливі для навколишнього середовища упаковки.

Якщо вже ми не переходимо на альтернативні види упаковок, нам треба їх переробляти. Переробляти треба так, щоб досягалась повна утилізація матеріально-енергетичних ресурсів і була забезпечена енергоавтономність всього процесу. А також отримувати прибуток за рахунок реалізації виробленої продукції, передбачати отримання корисних речовин, наприклад – нафти або енергії.

**Об'єкт дослідження:** методи поводження з полімерною упаковкою.

**Предмет дослідження:** умови перетворення полімерних відходів за технологією багатоконтурного циркуляційного піролізу в корисні продукти.

# РОЗДІЛ I

## АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ В СФЕРІ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ УПАКОВКИ

### 1.1 Критичний стан поводження з відходами упаковки

У сучасному світі людина просто не зможе без упаковки. Але на жаль вони несуть не тільки користь, а й шкоду нашому навколишньому середовищу та людині.

Є багато видів упаковок, їх можна розділити на переробні та не переробні і усладнено-переробні.

#### ***Переробні [1]:***

**РЕТ пляшки** - надзвичайно поширений та зручний вид упаковки. Проте й один з найбільших забруднювачів довкілля. 91% ПЕТ пляшок у світі після використання відправляється на сміттєзвалище, 2% стають новими пляшками, а решта перетворюється на інші матеріали.

Приклади: пляшки від мінеральних вод, солодких напоїв, соків.



**РЕНД (HDPE)** - поліетилен високої щільності. **HDPE** дуже розповсюджений пластик - щільний, товстий, часто різнокольоровий. З нього виготовляють флакони для шампунів, гелів для душу, мила, пральних, мийних засобів,



контейнери для заморозки, каністри для олив, тощо. Ця упаковка зручна у користуванні та стійка до багатьох агресивних хімічних речовин.



## Поліпропілен



Відра і відерця, баночки, судочки, контейнери з-під риби та морепродуктів, кетчупів, майонезів та інших соусів, сирів, солінь .

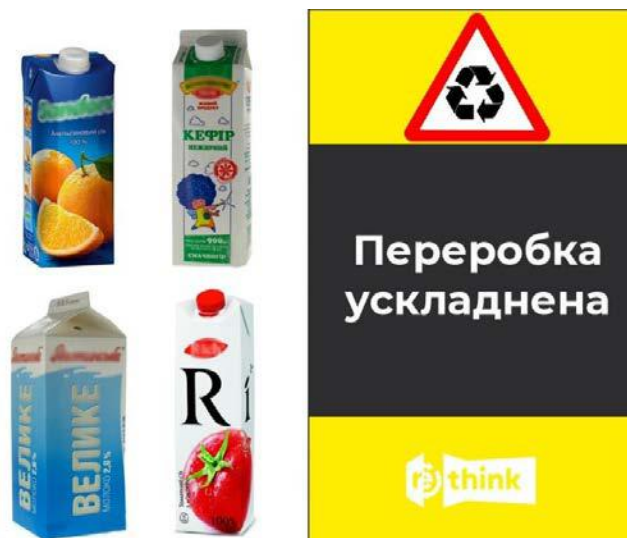
**Ускладнено-переробні [1]:**

### **Tetra Pak, Elopak, SIG**

Цей тип упаковки складається із склеєних між собою шарів паперу, фольги та поліетилену. Вона зручна у користуванні, дозволяє зберегти якість і свіжість продукції.

Відомо лише про два підприємства в Україні, що можуть переробити такий тип упаковки. Також не всі заготівельники вторсировини її приймають. Процес переробки дорогий, як і сама дорога вторсировини до цієї переробки.

Дані підприємства не забезпечені вторсировиною з внутрішнього ринку, тому вимушені імпортувати такі відходи в Україну.



Хоч таку упаковку переробити й можна, але приймають її лише у спеціальних пунктах, на відміну від скла і ПЕТ-пляшок.

### **Упаковка бакалії**

Упаковка бакалії - крупи, макарони, цукор, тощо.

Але не все правда з того, що пишуть на упаковці. Навіть там, де вказаний поліпропілен, часто присутні інші полімерні домішки, а поверхня вкрита лаком. Багато круп запаковані у тонкий поліпропілен, що погано переробляється, або у багат шарову плівку, про що також майже ніколи не зазначається. Все це ускладнює переробку, або робить її неможливою. В кращому випадку, на виході можна отримати лише низькоякісний продукт. Варто додати, що попиту на такий тип упаковки немає, переробники часто відмовляються брати упаковку невідомого складу. Здебільшого через те, що переробка є економічно недоцільною.



Досить часто можна зустріти комбіновану упаковку для бакалії, що виглядає як паперова, але має прозорі віконечка, або внутрішній шар вкритий тонкою плівкою. Її теж, на жаль, переробити не можна.

**Не переробні [1]:**

### Дой-пак

Один з найпоширеніших типів упакування - дой-пак (**doypack**). Він виготовляється з декількох шарів полімерних плівок, паперу, фольги і т.д.



На даний момент не існує виробництв, що могли б переробити такий гнучкий багат шаровий матеріал.

### Вакуумна упаковка

Так звана вакуумна упаковка - найпоширеніша. У кожному магазині в неї заковано величезну кількість продуктів - м'ясних, молочних, рибних, різноманітні заморожені продукти, напівфабрикати. Така упаковка значно подовжує строк зберігання продуктів



Ці товсті прозорі і непрозорі плівки насправді складаються з кількох шарів поліпропілену (PP), поліаміду (PA), етиленвінілалкоголю (EVOH) або поліетилену (PE) в різних комбінаціях, різної товщини. Також здебільшого ця упаковка є дуже забрудненою.

Тому така упаковка не підлягає переробці і, на жаль, відправиться на сміттєзвалище та забруднюватиме довкілля сотні років.

### **Плівка з блискучою серединою**

Дуже поширений вид упаковки - кольорова, лакована, з блискучою серединою, багатошарова плівка. Це упаковка від чипсів, цукерок, печива, кексів, морозива, різноманітних снеків, спецій, глазурираних сирків, тощо. Вона не переробляється, її можна тільки утилізувати.



### **Багатошарова упаковка від масла, сиру, маргарину**

Це упаковка від вершкового масла, кисломолочних сирків, кисломолочного сиру, м'яких сирів, маргарину, тощо. Вона комбінована - папір + фольга, папір + плівка, папір + плівка + фольга, "розумний папір" або еколін, пергамент для упаковки. Все перелічене має жиро-, водовідштовхуючі властивості.

Головна проблема тут навіть не те, що це комбінована упаковка, а її забруднення. Її неможливо очистити від залишків масла або того ж сирку, що робить її абсолютно непридатною для переробки.



Сучасна упаковка дизайнується без думки про її подальшу переробку.

Виробники у своїй більшості не переймаються питанням збільшення циклів переробки матеріалів упаковки. Існуюча система сортування і переробки - це вирішення наслідків, а не причини. Країни ЄС ставлять перед собою мету перейти на упаковку продуктів, що повністю переробляється. В Україні прийнято стратегію поводження з відходами, за якою упаковка повинні утилізуватись.

### **Спінений полістирол**

Спінений полістирол - лотки, піддони для м'яса і м'ясних продуктів, риби, бокси, стаканчики (одноразовий посуд), тощо - все це проблемна упаковка.

Як би ретельно ми не намагались відмити лоток з під м'яса і риби - зробити це не можливо. Навіть якщо на око вони здаються чистими, пористий матеріал вже увібрав у себе органічні залишки від продуктів. Та сама проблема і з

одноразовим посудом із цього матеріалу. Варто зауважити, що одноразовий посуд із прозорого полістиролу (бокси) також не приймають в переробку.



Така упаковка підлягає тільки утилізації.

## 1.2 Особливості окремих видів упаковки

### **Види утілізованих упаковок:**

*Вторинна полімерна сировина або полімерні відходи* – полімери у вигляді виробничих відходів, які можуть бути використані в подальшому технологічному процесі.



Полімери при незначній обробці матеріалу забезпечують високу ефективність пакувального виробництва, однак використання упаковки пов'язане з певними труднощами. В основі цих труднощів лежить комплексний склад пакувальних матеріалів (суміші пластиків різних сортів), включаючи



упаковку типу стаканчиків або тубиків, які легко забруднюються, використання комбінованих матеріалів, особливо при незначній кількості окремої упаковки (як у випадку полімерної плівки). Проте, зростаюча потреба в сировині, а також необхідність зниження кількості відходів, призвели до розвитку нових технологій підвищення ефективності виробництва за рахунок вторинної переробки полімерів.

Важливою передумовою для переробки полімерних відходів є чистота їх сортів. На сортувальних установках (лініях) із застосуванням стрічкової проводки проводиться ручний поділ упаковки на певні фракції. Існують також гідроциклонний спосіб поділу матеріалів на легку і важку фракції, спосіб занурення у воду та інфрачервоний спосіб сортування. Механічному розділенню, зазвичай, передують подрібнення використаної упаковки.

Перед переробкою пластики складної структури можуть бути перетворені в грубозернистий агломерат, при цьому подрібнена упаковка піддається впливу високої температури, і коли досягається температура плавлення, речовина розм'якшується. Потім агломерат може бути підготовлений різними сухими і мокрими способами, звільнений від частинок металу та паперу.

Отриманий гранульований матеріал може бути використаний у якості вторинної сировини за допомогою плавлення, формування та інших способів, які забезпечують одержання нових пакувальних матеріалів. Речовини, отримані цим способом, часто класифікуються як низькоякісні матеріали. Пластмасові пляшки можуть бути відсортовані за об'ємом і використані в подальшому для різних цілей, які відповідають застосуванню поліетилену високої щільності, поліпропілену і поліетилентерефталату.

Використання пластмасових відходів як сировини базується на поділі полімерів на початкові мономерні. Цей спосіб застосовується, наприклад, для виробництва метанолу. В даному випадку слід звернути увагу на дотримання енергетичного балансу, так як даний спосіб є енергетично затратним. Перевагу в цьому плані має редуційний спосіб – використання пластмас у якості палива.

Пластмаса, яка не може бути утилізована і використана в якості пакувального матеріалу, може застосовуватись в якості важкого палива і вугілля в доменних печах для отримання чавуну, оскільки енергоємності використаної пластмаси достатньо для заміни первинної сировини типу коксу або природного газу. Перевага цього способу полягає у відсутності необхідності сортування і очищення використаних полімерів.

### **Пластикова упаковка.**

*Пластиковая пляшка* - це продукт високих технологій. Традиційні види пластмаси - той же поліетилен - також неїстівні для мікроорганізмів, і над звалищами вітер піднімає квадратні кілометри викинутої плівки. Практично завжди ця пляшка буде зроблена з полімеру зі складною назвою поліетилентерефталат, скорочено - ПЕТ. Цей полімер, між тим, був відкритий порівняно недавно англійськими хіміками, причому спочатку як матеріал для виготовлення волокон тканин і плівки для найрізноманітніших цілей, перш за все упаковки. І вже зовсім недавно, років 40 тому, з ПЕТ здогадалися виготовляти ємності - ті ж пляшки для самих різних рідин. Здогадка стала настільки вдалою, що тепер ПЕТ-упаковка стала надзвичайно популярною і з кожним роком все більше і більше витісняє традиційну скляну тару і навіть новомодні алюмінієві банки. ПЕТ є полімером з унікальними навіть в своєму класі властивостями. Він є легким полімером, зручний у використанні, але і інші часто володіють цією якістю. ПЕТ дешевий, хоча і не є рекордсменом за цим показником. Найголовніше, що залиті в ПЕТ-ємності харчові продукти абсолютно не змінюють своїх споживчих якостей - ні запаху, ні смаку, ні щільності, ні кольору. Саме тому виробники з упевненістю розливають в ПЕТ мінеральну і просту питну воду, солодкі газовані напої, соки і рослинні масла, оцет, різні соуси, квас і молочні вироби. Виявилося, що інертність ПЕТ-пляшок по відношенню до продуктів, якими їх заповнюють, причому з найрізноманітнішими властивостями, робить їх унікальними в класі пластикової тари.



Наприклад, існують пакувальні рішення для молочної галузі, серед яких три- і тришарові поліетиленові плівки для упаковки молока і сиру, трьохшовні і "Дой-Пак" пакети для фасування сиру і, реторт-упаковка для розливу і подальшої стерилізації продукції прямо в пакеті, матеріал PLF (*paper-like film*) для упаковки сиру і масла в брикети на автоматах типу FASA, покривні і термоформуємої середньо- і високобар'єрні плівки для літаків і склянок, термоусадочні плівки і плівки на основі поліпропілену.

### 1.3 Шляхи виходу із ситуації за кордоном

На даний момент існує проблема забруднення навколишнього середовища упаковками, тому що багато з них не підлягають переробці, а лише утилізації.

На даний момент різні країни по різному намагаються вирішити цю проблему.

Ось наприклад, Європарламент заборонив пластиковий посуд і пакети від 11/10/2018 [2].

Комітет Європарламенту з питань навколишнього середовища прийняв рішення про заборону використання одноразового пластикового посуду в країнах-членах Європейського Союзу.

Так, з 2021 року за заборonoю в ЄС будуть одноразові пластикові вироби, такі як посуд, вушні палички, трубочки, власники повітряних кульок.

Крім того, з 2025 року країнам ЄС рекомендується скоротити використання виробів із пластику, які не мають альтернативи. Йдеться про одноразові коробки для бургерів, харчові контейнери для фруктів, овочів, десертів або морозива.

Країни ЄС будуть розробляти програми заохочення використання продуктів багаторазового використання і переробки. А пластикові пляшки для напоїв потрібно буде збирати і до 2025 року обсяг перероблених пляшок повинен становити 90%.

Отже з будь-якої ситуації є декілька різних виходів і не обов'язково тільки заборона. Можливо потрібно розробити програми заохочення та утилізації [3].

За даними ООН, в світовий океан щорічно викидається до восьми мільйонів тонн пластику. Екологи побоюються, що до 2050 року пластика в океанах стане більше, ніж риби [4].

Один поліетиленовий пакетик, який ви використовуєте всього один-два рази - мінімум 20 років буде розкладатися в землі, отруюючи атмосферу. Період біодеградації залежить від щільності пластику. Чим товщі і щільніше пакет - тим більше період його розпаду, аж до 1000 років.

Замінити поліетиленові пакети можна паперовими. Однак, щоб компенсувати більшу кількість вуглецю, який використовується при виготовленні і транспортуванні паперових пакетів, його необхідно використовувати мінімум три рази. А бавовняну сумку для покупок - мінімум 131 разів.

Зі шкідливими упаковками борються за кордоном [5]:

У Данії 1944 році ввели плату за так звані "одноразові" поліетиленові пакетики в супермаркетах, що знизило їх популярність на 90 відсотків.

В Ірландії ціну за пакет зробили настільки високою, що їх використання зараз практично дорівнює нулю. У Латвії ввели високий податок для виробників пакетів.

Повна заборона на поліетиленові пакети діє в Сінгапурі, Бангладеші, Тайвані, Руанді та Австралії.

У Китаї заборонені поліетиленові пакети з товщиною плівки менше 0,025 мм.

У Франції - місткістю менше 10 літрів і товщиною менше 50 мікрон.

Повна заборона на поліетиленові пакети діє в кількох містах *США*.

У Танзанії штраф за виробництво, імпорт або продаж пластикових пакетів становить 2000 доларів або рік в'язниці.

У Великобританії уряд закликав супермаркети перейти на багаторазові тканинні сумки і паперові пакети. Крім цього, в Британії з 2004 року стали упаковувати хліб в біорозкладні пакети.

У Фінляндії в супермаркетах встановлені автомати з прийому використаних пакетів, які служать сировиною для переробки та виробництва нових виробів із пластику.

В Кенії найсуворіші правила діють. За їх виготовлення, продаж, купівлю та використання можна отримати штраф у розмірі до 38 тисяч доларів США або тюремне ув'язнення терміном до чотирьох років.

#### 1.4 Способи боротьби в полімерними відходами упаковки в Україні

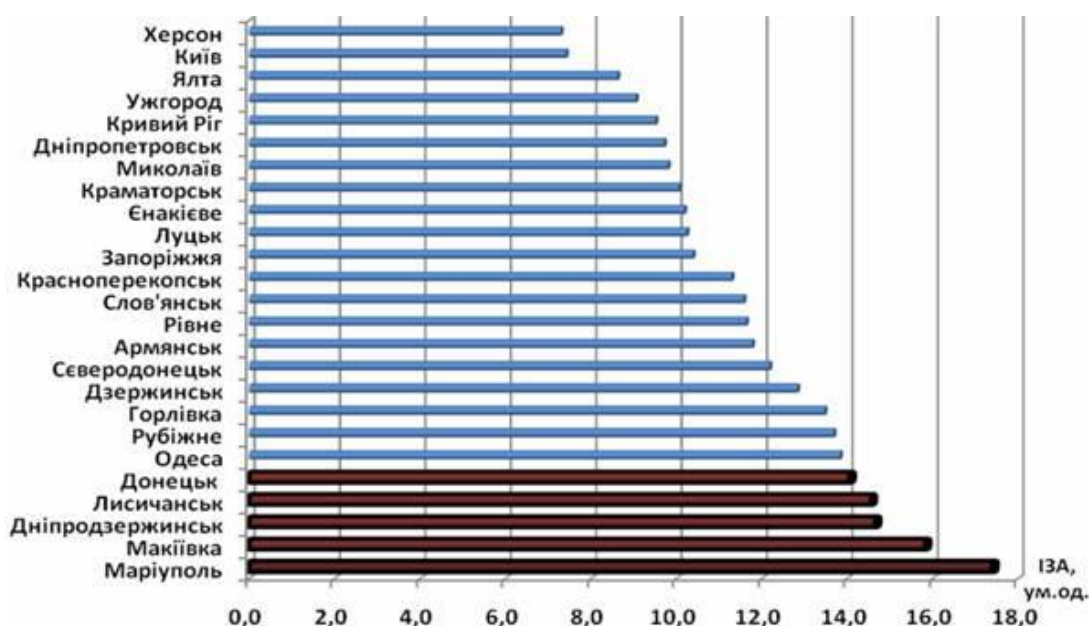
В Україні поки що немає законів, що регулюють використання пластику [6]. У грудні 2017 року Депутати Київради підтримали петицію жителів міста про заборону використання і продажу одноразових поліетиленових пакетів і звернулися з відповідною вимогою до Верховної Ради. Однак далі ніяких кроків депутати не зробили. На даний момент у столиці України запропонували сортувати сміття [7]. Основними принципами законодавства України є мінімізація утворення, максимальна утилізація, забезпечення полного збирання и своєчасного знешкодження відходів відповідно до вимог екологічної безпеки. Важливим аспектом поведінки з відходами є застосування сучасних методів їх ідентифікації, класифікації, паспортізації з метою визначення вискоєфективних технологій поводження з ними відповідно до стандартів ЄС.

Отже, гармонізація законодавства України до законодавства ЄС в сфері поведінки з відходами триває.



Наша держава намагається синхронізуватись із **директивою країни ЄС** зобов'язані створити систему переробок з урахуванням передових наукових та економічних технологій. Оскільки Директива забороняє поховання відходів, а забороняє лише недбале поведіння з ними, їх несанкціоноване розміщення, то перед підприємствами постає Досить складне завдання, наприклад: поділ відходів на види, облік та рух відходів, отримання необхідних дозволів в уповноважених органах влади.

В Україні найпоширенішим способом поводження з побутовими відходами є складування на полігонах ТПВ, загальна площа яких становить майже 4,3 млн гектарів.



Найбільші площі під полігони зайняті в: Дніпропетровській - 140 гектарів, Донецькій - 330, Одеській - 195, Запорізькій - 153, Луганській області — 129 гектари.

Переважає більшість полігонів працює в режимі перевантаження, 80% з них не відповідає вимогам екологічної безпеки зі здійснення запобіжних заходів щодо забруднення підземних вод і повітряного басейну та сучасним санітарно-епідеміологічним нормативам [8].

**Отже** у нашій країні майже не найбільша проблема з переробкою упаковок різних видів, на території України вже є 800 підприємств що їх переробляють, а що року у нас з'являється майже 450 млн тонн сміття (різних видів упаковок), які вже займають 43 тисячі км<sup>2</sup>, але переробляють лише 3% цієї цифри, ще 13,5 мільйонів залишається забруднювати і отруювати нашу рідну землю і нас самих.

## РОЗДІЛ II

### ПРАКТИЧНА ЧАСТИНА: ПЕРЕРОБКА РІЗНИХ ВИДІВ УПАКОВОК ШЛЯХОМ ПИРОЛІЗУ

#### 2.1 Переробка полімерних упаковок

Утилізація – це процес переробки використаних виробів, упаковки, тари або відходів виробництва продукції, які можуть бути використані в подальшому технологічному процесі в якості вторинної сировини як вихідні матеріали або для отримання енергії із застосуванням відповідних технологій.

При утилізації слід розрізняти:

- утилізацію матеріалів, при якій властивості пакувальних матеріалів значною мірою зберігаються, наприклад, при використанні битого скла або плавленні пластмаси;
- утилізацію сировини, при якій використана упаковка перетворюється на форму, подібну сировині, наприклад, при розщепленні упаковки з пластмаси на продукти, подібні до сирої нафти;
- енергетична утилізація, при якій отримана при спалюванні упаковки енергія використовується, наприклад, для отримання тепла;
- біологічне розкладання, наприклад, упаковки з відновлюваної сировини.

Сировина групи пакувальних матеріалів: паперу, картону, щільного картону, вже багато років утилізується у вигляді макулатури. При вторинному її використанні існують технічні та економічні межі, викликані укороченням волокна, а також обмеження, пов'язані з контактом макулатурної упаковки і харчових продуктів.

При утилізації пластмас обробка матеріалу надзвичайно диференційована. У випадку мономатеріалів, наприклад пляшок з поліетилену, проблема значною мірою вирішена, натомість утилізація багат шарових матеріалів практично не має сенсу.

Переробка пластику — це процес збирання відходів пластмаси та їх переробка у корисні продукти [10] .

Оскільки пластик біологічно не розкладається, то щороку близько 8 млн. тон пластикових відходів потрапляють у довкілля та світовий океан, тому дуже важливі загальні зусилля по зменшенню його частки у відходах.

Переробка пластику включає в себе збирання будь-яких типів пластику, їх сортування в залежності від типів полімерів, потім подрібнення та переплавлення на гранули, які можна транспортувати та використовувати для виготовлення будь-яких предметів, наприклад, пластикових стільців і столів. М'які типи пластику, такі як поліетиленові плівки та мішки, також переробляються (з 1970-х років діє такий замкнений цикл переробки), що зробило виробництво деяких пластикових виробів найбільш ефективним та вигідним у порівнянні з іншими матеріалами.

Якщо порівняти прибуток від переробки металів із низьким за вартістю склом, переробка пластикових полімерів часто ще більш складна через низьку щільність і малу вартість. Є також безліч технічних перешкод, які потрібно подолати при переробці пластику.

Якщо сплавляти разом різні типи пластику, то виріб буде застигати, розділеним на шари різних пластиків (подібно до води та олії). На фазовій границі виникають структурні послаблення в матеріалі, тобто суміші полімерів можуть бути корисною лише в обмеженому застосуванні. Таким чином поведуться два найбільш поширені у виробництві пластмаси, поліпропілен і поліетилен, що обмежує їх корисність для переробки.

Ще одна перешкода для переробки - це широке використання барвників, наповнювачів та інших добавок у пластмасах. Полімери, як правило, дуже в'язкі, щоб економічно видаляти наповнювачі, і структура може бути пошкодженою після багатьох процесів, якими можна дешево видалити додані барвники.

Відсоток пластику, який може бути повністю перероблений, і не вилучений із циклу переробки (потрапить у відходи) може бути збільшено, якщо

виробники заpakованих товарів зменшують змішування пакувальних матеріалів та виключають добавки, але це неможливо.

Види переробок[10]:

**Температурна деполімеризація** включає в себе перетворення різних полімерів у нафту значно менш точним процесом. Такий процес можна застосовувати практично до будь-якого полімеру, або їх суміші, включно із термореактивними матеріалами, відходів виробництва покришок із вулканізованої гуми, біополімери, пір'я та інші відходи сільського господарства. Як і природну нафту, отриману хімічну речовину можна переробляти як на паливо, так і на виготовлення полімерів.

**Газифікація** - це аналогічний процес, але технічно не є переробкою, оскільки в результаті практично не має шансів знову стати полімерами.

**Піроліз пластикових відходів у паливо** перетворює потоки придатних для палива відходів, таких, як пластмаси в якісне паливо.

Нижче наводиться список відповідної пластикової сировини, придатної для піролізу:

- Суміш пластмас (ПНТ, ПВТ, поліетилен, поліпропілен, нейлону, тефлону, полістирен АБС-пластик, склопластик і т. д.)
- Змішані пластикові відходи від паперових фабрик
- Багатошаровий пластик.

**Теплове стиснення** - ще один процес, який набирає популярності у стартап-компаній (особливо в Австралії, США і Японії) — це теплове стиснення. Для процесу теплового стиснення підходить вся несортована, чиста пластикова сировина у всіх формах, від м'яких пластикових мішків до жорстких промислових відходів, які змішаними завантажуються в стакани (великі барабани, які обертаються, і подібні на великі сушарки для білизни). Найбільш очевидною перевагою цього методу є те, що всі пластмаси придатні для переробки, не залежно від вихідної форми. Проте, є критика до цього методу, через енергетичні витрати на обертання барабанів, і на обігрів труб після розплавлення.



**Розділена переробка.** Для деяких пластикових відходів, можлива розподілена переробка за допомогою сучасних технічних пристроїв, так званих перероботів (recyclebots) Попередній аналіз життєвого циклу свідчить про те, що така розподілена переробка ПНТ, для виробництва нитки для 3-D принтерів у сільській місцевостях є енергетично вигіднішим, ніж використання вихідної смоли або звичайних процесів переробки, через скорочення витрат на транспортування.

### **Інші процеси:**

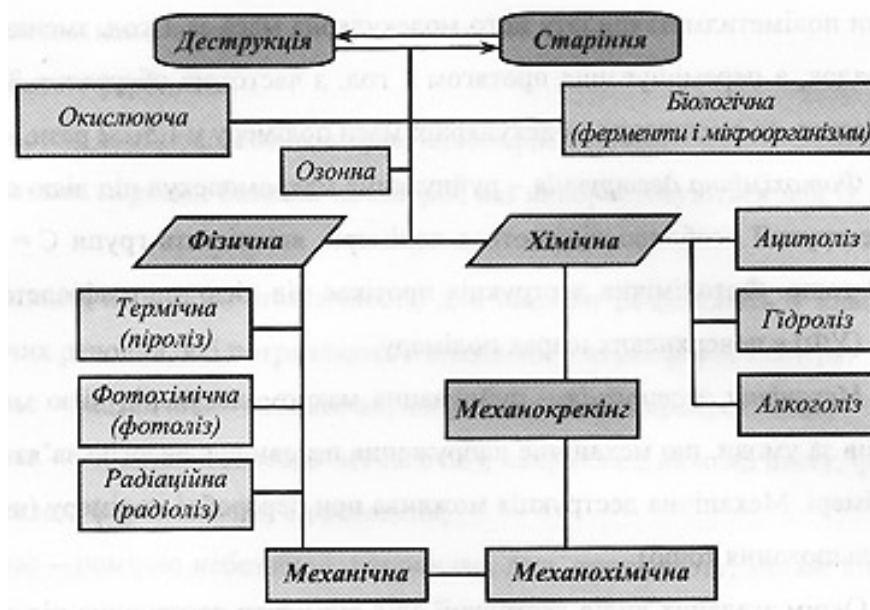
Був розроблений процес, в якому багато видів пластику можуть бути використані як джерела вуглецю при переробці сталевобрухту.

Існує також можливість змішаної переробки різних пластмас, які не підлягають розділенню. Цей процес називається компатибілізацією, і потребує використання спеціальних хімічних реагентів. Це може допомогти зберегти якість переробленого матеріалу і уникнути часто дорого і неефективно попереднього сканування потоків пластикових відходів та їх розділення або очищення.

## **2.2 Особливості переробки полімерних матеріалів**

За зберігання, виробництва та використання полімерних матеріалів, останні зазнають впливу різних факторів - світла, радіації, температури, кисню, вологи, агресивних хімічних агентів, механічних навантажень. Ці фактори, діючи окремо або в сукупності, викликають у полімерах розвиток незворотних хімічних реакцій двох типів:

- деструкції, коли відбувається розривання зв'язків у основному ланцюгу макромолекул;
- структурування, коли відбувається зшивання ланцюгів.



Зміна молекулярної структури приводить до зміни експлуатаційних властивостей полімерного матеріалу: втрачається еластичність, підвищується жорсткість і крихкість, знижується механічна міцність, змінюється колір тощо. Зміну властивостей полімерних матеріалів та виробів у часі називають старінням. Головна причина старіння полімерів - окислення їх молекулярним киснем, яке особливо швидко протікає за нагрівання. Окислення часто прискорюється і полегшується під дією світла, у присутності металів змінної валентності. Отже, старіння полімерів може відбуватись внаслідок як фізичних процесів, наприклад, самоплинної кристалізації або "випотівання" пластифікатора, так і хімічних, з яких найбільше значення мають деструкція і структурування [13].

Деструкція - (руйнування структури матеріалу) полімерів може протікати внаслідок розриву або розпаду (деполімеризації) основного ланцюга, відщеплення або руйнування заміників (бокових груп молекул). Різновиди деструкції полімерних пакувальних матеріалів наведені на мал.

Розрізняють фізичну деструкцію яка протікає під дією теплоти, світла, випромінювання енергії, під механічним впливом і яку, відповідно, називають термічною, фотохімічною, радіаційною та механічною деструкцією.

Термодеструкція - процес руйнування макромолекул під дією температури (табл.). При цьому одні полімери руйнуються з утворенням коротких ланцюгів різної будови (поліетилен, поліпропілен), інші - з утворенням мономера (органічне скло, ПВХ, поліметилметакрилат). Процес термічної деструкції інколи називають піролізом (продукт розпадається на летючі продукти).

Термоокислювальна деструкція - це процес руйнування макромолекул за сумісної дії на полімер підвищеної температури і кисню. Присутність кисню суттєво знижує стійкість полімерів до впливу тепла. Так температура розкладання полістиролу у вакуумі дорівнює 220 °С, а на повітрі - 100 °С. Продуктами розпаду термоокислювальної деструкції є вільні радикали, внаслідок чого процес може розвиватися за ланцюговим механізмом, тобто автокаталітично. За термоокислювальної деструкції відбувається утворення значних кількостей низькомолекулярних речовин, які містять кисень: кетонів, альдегідів, спиртів, кислот, води. Найбільш нестійкими є полімери, які містять ненасичені зв'язки.

Таблиця. Продукти термічної деструкції

Полімер	Продукт деструкції
Поліетилен	мономер (< 1 %), великі уламки ланцюгів
Поліпропілен	мономер (>> 10 %), великі уламки ланцюгів
ПВХ	хлористий водень (> 95 %)
Полістирол	мономер (>> 65 %), димери, тримери, тетраметри
Поліметилметакрилат	мономер (> 90 %)

Хімічна деструкція викликається дією хімічних агентів, кислот, лугів, води, кисню. Примусовий вплив фізичних факторів на полімерні матеріали призводить до різних змін. Наприклад, під дією ультразвуку на однопроцентний розчин поліметилметакрилату його молекулярна маса за 1 год. зменшується на 1 порядок, а перемішування протягом 1 год. з частотою обертання 2000 об/хв призводить до зменшення молекулярної маси полімеру у 1,5...2 рази.

Фотохімічна деструкція - руйнування макромолекул під дією світла. Такій деструкції особливо піддаються полімери, які містять групи  $C = N$ ,  $C = C$ ,  $C = O$

тощо. Фотохімічна деструкція протікає під дією ультрафіолетових променів (УФ) в поверхневих шарах полімеру.

Механічна деструкція - руйнування макромолекул під дією механічних впливів за умови, що механічне напруження перевищує енергію зв'язків атомів у полімері. Механічна деструкція можлива при переробці полімеру (подрібнення, вальцювання тощо).

Окрім згаданих видів деструкції слід відмітити деструкцію під дією радіації, озону та інші.

Для нейтралізації процесів старіння у полімери вводять стабілізатори (інгібітори).

Кожний вид полімеру переробляється різними методами у різні види виробів і випускається у вигляді базових марок, які розрізняються за рівнем в'язкості. Базові марки в залежності від способу переробки полімеру ділять на наступні групи:

- для формування волокон;
- для лиття під тиском (литтєві);
- для екструзії (екструзійні);
- для каландрування, видувного формування, пресування.

Кількість марок конкретного полімеру може бути достатньо велика, наприклад, базових марок поліетилену біля 200.

При виробництві виробів із полімерів для надання спеціальних властивостей вводять наповнювачі: технічний вуглець (сажу), крейду, тальк, каолін, смолу, азбест, діоксид кремнію тощо, а також фарбники. Таким чином використані полімерні матеріали характеризуються:

- різним ступенем деструкції;
- вмістом наповнювачів;
- вмістом фарбників;
- вмістом домішок: стабілізаторів, пластифікаторів;
- різними марками базових полімерів, які використовуються для їх виробництва.

ПВХ за кімнатної температури не токсичний. При підвищенні температури, не дивлячись на присутність в рецептурі "захисних домішок", виділяється основний продукт деструкції - хлористий водень, який розчиняючись у волозі повітря, утворює соляну кислоту, яка у свою чергу може викликати пошкодження живих тканин людини і корозію обладнання. Соляна кислота, вступаючи в реакцію з міддю (в складі кабельних відходів), утворює отруйний хлорид міді.

ПВХ має високу токсичність і виділяє шкідливі речовини у вигляді діоксинів та інших шкідливих газів під час спалювання (при спалюванні 1 т відходів забруднюється 406 м<sup>3</sup> атмосфери шкідливими речовинами в т.ч. висококанцерогенним діоксином і хлористим вінілом). У квітні 2001 р. Європейський парламент проголосував за заборону ПВХ.

Наприклад, якщо раніше при створенні синтетичних і напівсинтетичних полімерів їх стійкість до різних форм деструкції, включаючи фото- і біохімічну, була однією з основних вимог, то в останній час збільшується стурбованість з приводу накопичення відходів полімерів. Це посилюється їх малою щільністю, значною об'ємною часткою і стійкістю по відношенню до дії природних факторів.

Інший спосіб трансформування вторинної сировини - термоліз, суть якого у застосуванні більш низьких температур, що в окремих випадках дає можливість отримати мономері ПЕТФ і ПС, які можуть в подальшому використовуватися як сировина при проведенні процесів полімеризації і поліконденсації.

В залежності від відносного вкладу біодеструкції розрізняють:

- біотичне (під дією мікро- і макроорганізмів);
- абіотичне розкладання (під дією хімічних реагентів).

Природні полімери, як правило піддаються обом типам впливу.

В деяких з них процеси деструкції протікають дуже повільно. Однак на відміну від синтетичних полімерів, при цьому не виділяються потенційно небезпечні для навколишнього середовища продукти.

Для довкілля, кращими характеристиками пакувальних матеріалів є тривалий термін експлуатації, багатократне використання, незалежність від сировини у процесі переробки. Але, наприклад, багатократне використання у 5 разів дорожче одноразового пакування [21]. Якщо розглядати економічні характеристики пакувальних матеріалів протягом всього життєвого циклу існування, враховуючи обмежену кратність переробки, то стає очевидним, що подальші затрати на утилізацію (захоронення або спалення) не можуть йти ні в які порівняння з наведеним. В Німеччині, наприклад, виробник сплачує збір за кожен одиницю пакування і полімери є найбільш оподатковуваним матеріалом (у 20 разів більше ніж скло). Захоронення в землю - забруднює літосферу, в моря і океани - наноситься шкода гідросфері планети, спалювання несе шкоду атмосфері і всьому живому.

Спроба замінити пакувальні полімери на матеріали, які вважаються більш екологічними, - папір, картон, метал (жерсть) - приведе, як стверджують вчені, до чотириразового збільшення маси відходів і до дво-, трикратного збільшення їх об'ємів. Найреальнішим шляхом зменшення впливу біологічних факторів на навколишнє середовище є людина, яка здатна розумно користуватись різноманітними сучасними технологічними досягненнями, пам'ятаючи про ту парадоксальність, що людство не змогло винайти нічого такого, що не повернулось йому у шкоду [15].

Піроліз - термохімічний спосіб переробки твердих побутових відходів, заснований на розкладанні речовин за високої температури без доступу повітря або при його недостатці шляхом неповного окислення (подрібнені ТПВ нагрівають приблизно до 800 °C у вакуумі). Інтенсивне нагрівання без згорання призводить до фізичного і хімічного розкладання органічних речовин.

При піролізі утворюються газоподібні, рідкі продукти (масла), що можуть бути використані як палива або хімічні речовини, і твердий залишок, який у подальшому також може використовуватись. Рідкі продукти утворюються за температури 600 °C. Газоподібні продукти, аж до вуглецю, утворюються при утилізації понад 600 °C. Наприклад, при піролізі ПВХ з додаванням відходів ПЕ,

## 2.3 Дослідження можливості використання багатоконтурного циркуляційного піролізу для утилізації полімермістких відходів

Спільна переробка різномірної брудної полімерної упаковки, тобто органічної сировини, є проблематичною і потребує принципово нового підходу до управління процесами утилізації і розробки принципово нової технології.

The diagram illustrates a gas processing system. Raw materials (сировина) and condensed gas (скраплений газ) enter a system of pipes and valves (K1-K7). The system includes a condenser (5), a pump (6), and a gas engine (8). The output is labeled as pyrolytic gas (піролізний газ). The components are numbered 1 through 14, and the valves are labeled K1 through K7.

27

1 – реактор; 2 – система повітряного охолодження II контуру; 3 – повітряна засувка; 4 – блок контурної циркуляційної системи; 5 – вихідний конденсатор з водяним охолодженням; 6 – розподільна ємність; 7 – підливний запобіжник; 8 – компенсаційна ємність; 9 – кран зливання рідкого палива; 10 – лічильник піролізного газу; 11, 12 – крани подачі піролізного газу на пальник допалювання; 13 – пальник допалювання піролізного газу; 14 – пальник скрапленого газу; К1, К2, К3, К4, К5, К6, К7 – термопари

Експериментальна установка забезпечує переробку від 1 до 5 кг відходів при одноразовому завантаженні в контейнер, який має товщину стінки 1 мм. Контейнер і реактор об'ємом 10 дм<sup>3</sup> виготовлені з жароміцної сталі типу ХН 60 ВТ (ВЖ - 98) або ХН 75 МБТЮ (ЕІ - 602), яка дозволяє витримувати високі температурні градієнти без істотних деформацій.

Температура корпусу реактора не перевищує 750 °С, а температура зовнішніх поверхонь установки не перевищує 45 °С. Потужність основного пальника становить від 0,5 до 3 кВт, а пальника дожига піролізного газу - від 0 до 1,5 кВт.

Перед кожним експериментом здійснювався контрольний аналіз утилізованих відходів шляхом зважування складових на вагах аналітичних електричних «Tefal» - 79865 з межами зважування від 0,1 г до 5000 г з похибкою вимірювання 0,01 г.

Для контролю температури використовувалися стандартні термопари ТХА ДСТУ 6616-74 з вимірюваним інтервалом від 100 до 900 °С. Абсолютна похибка визначалася за формулою:  $T = T - T_0$ , де  $T_0$  - середнє значення вимірюваної температури, яке рівняється середнєарифметичному значенню отриманих результатів вимірювань;  $T$  - результат вимірювання. Для температур до 400 °С  $T$  не перевищує 2 °С, для температур понад 500 °С абсолютна похибка становить 5 °С.

Кількість отриманого піролізного газу вимірювалося за допомогою газового лічильника ДСБ - 400 ДСТУ 28724 - 90. Абсолютна похибка вимірювання об'єму



не перевищувала  $0,5 \text{ см}^3$ . Протягом досвіду в газовий лічильник відбиралася середня проба для хроматографічного аналізу.



*а*



*б*

Фото експериментальної установки ЕУ БЦП – 14:

*а* – вид установки спереду; *б* – вид установки ззаду

Застосовуючи принцип БЦП на виході можна отримати корисні вихідні продукти: легкі фракції рідкого палива, піролізний газ та твердий залишок. Не дивлячись на те, що БЦП переробляє відходи, утворений газ порівняно з газами, отриманими при інших термічних методах має більшу теплоту згоряння та вищий вміст корисних горючих речовин, таких як метан, пропан, бутан та ін. (табл.2.1). Рідка та тверда фракції БЦП мають кращі характеристики ніж показники продуктів, утворених різними термічними методами переробки відходів (табл. 2, 3). Ці порівняння вказують на можливість використання вихідних продуктів БЦП як альтернативного палива.

Досягаються практично повна утилізація матеріально-енергетичних ресурсів і енергоавтономність всього технологічного циклу. Таким чином процес БЦП є найбільш прийнятним з точки зору ресурсозбереження.

Таблиця 2.1 - Склад газоподібного продукту

Найменування показників	Піролізний газ стандартних схем піролізу	Піролізний газ трьохконтурно -го піролізу	Газифікація	Напівкоксування	Крекінг
Вміст, % мас.:					
метану	29,8...57,3	37,3...74,44	2,27...7,18	22,36...31,57	6,8
етану	3,5...5,8	7,6...12,6	-	-	3,6
пропану	0,5...4,2	3,7...15,4	-	-	1,0
бутану	0,1...1,3	0,5...2,7	-	-	0,5
етилену	0,6...5,2	0,3...3,1	-	-	6,1
пропилену	0,5...4,78	0,9...6,1	-	-	4,6
бутилену	0,3...5,8	0,1...5,2	-	-	-
водню	2,74...10,3	3,76...15,1	17,94...43,97	1,61...19,41	9,0
кисню	0,03...1,02	0,02...0,85	0,30...0,50	0,25...0,90	0,7
окису вуглецю	3,5...20,6	2,1...15,3	2,6...25,0	13,35...18,60	2,6
двоокису вуглецю	3,2...28,4	3,3...27,5	2,7...4,6	7,20...16,60	-
Теплота згоряння, МДж/кг	27,3...43,1	38,6...47,0	18...35	31,9...39,7	-

Таблиця 2.2 - Елементарний склад рідкої фракції

Найменування показників	Результати аналізу			
	Піролізний газ стандартних схем піролізу	при трьохконтурному піролізі	Піропаливо після швидкого піролізу	при напівкоксуванні
Вміст, % мас.:				
вуглецю	79,62...81,68	84,58...85,30	55,3...63,5	77,15...80,66
азоту	0,45...0,84	0,33...0,87	0,07...0,39	0,61...1,14
кисню	0,98...10,15	0,48...8,78	39,43...28,98	11,7...8,78
водню	9,39...13,44	12,07...14,09	5,2...7,0	10,77...8,78
Середня молекулярна маса	1050,4...1370,5	157,9...186,5	-	-

Таблиця 2.3- Характеристика твердого залишку

Найменування показників	Піролізний газ стандартних схем піролізу	Пірокарбон після 3-х контурного піролізу	Напівкокс після напівкоксування	Кокс після коксування
Вологість, % мас.	0,23...1,97	0,13...0,89	18,0	5
Зольність, % мас.	1,01...8,09	1,51...8,66	10,0	10...11
Вміст летких речовин, % мас.	1,76...12,83	1,38...9,02	10...15	0,7...1,2
Вміст, % мас.:				
вуглецю	93,58...95,58	93,78...95,90	84,4...9,8	96
водню	1,66...2,31	1,34...2,13	4,38...2,65	-
сірки, кисню та азоту	2,76...4,11	1,79...2,98	2,82	1...2

Технологія БЦП також дозволяє отримувати прибуток за рахунок реалізації виробленої продукції (тверде, газоподібне, рідке паливо, пара, електроенергія) кінцевому споживачу на відміну від багатьох дослідних виробництв, що діють сьогодні, де експлуатаційні витрати значно перевищують дохід.

### 2.3.2 Результати досліджень

Проведення випробування з переробки сировини. Для експерименту було взято 3 види полімерних відходів.





В ході випробувань різні види відходів завантажуються в реактор.

Для визначення режимів процесу БЦП були проведені 6 випробувань, в ході яких в реактор завантажувалися різні види відходів. Оскільки коефіцієнт завантаження реактора дотримувався однаковим приблизно 0,9, то вага різної сировини, що завантажувалась в реактор реактора, була різною.

Тиск зрідженого газу (пропан) на основному пальнику підтримувався  $2\text{кг/см}^2$ . Тиск піролізного газу всередині реактора не перевищував 10Па. Піролізний газ відбирався з верхньої частини баку і подавався на пальник дожигу. Стік рідини в розподільну ємність відбувається при збільшенні температури ПГС на виході з третього контуру до  $80\text{-}130^\circ\text{C}$ , таким чином для виходу реактору на режим температура на третьому контурі повинна досягти  $80^\circ\text{C}$ .







Застосовуючи принцип БЦП на виході отримувались корисні вихідні продукти: легкі фракції рідкого палива, піролізний газ та твердий залишок.





Головний пульт управління містить аналогово-цифровий перетворювач (АЦП) УКТ38-Щ4, до якого підключається ПК, термопари, манометр що показує тиск в системі та тумблера управління системою вентиляції. Система управління і контролю забезпечує управління технологічним процесом, контроль технологічних параметрів, діагностику справності устаткування та оптимізацію режиму, а також контроль аварійних ситуацій, управління режимом в нестандартних ситуаціях, прогнозування аварійних ситуацій, самоконтроль справності устаткування з формуванням попереджувальної інформації та реєстрацію значень технологічних параметрів.

На склад кінцевого продукту впливають ряд факторів. У випробуваннях, що проводилися, досліджувався вплив температури та тривалості процесу БЦП на кількість вихідних продуктів. Характер температурної залежності виходів продуктів складний і, як правило, встановлюється для різних видів сировини експериментально.

В ході даних випробувань було виявлено, що раціональна тривалість процесу БЦП для переробки полімерної упаковки складає 3 год. 20хв., подальше проведення процесу не впливає на кількісний склад вихідних продуктів.

Одержане рідке паливо мало мутний темно-коричневий колір та різкий запах бензинової фракції. Це пояснюється наявністю в пляшках ПЕТФ та контейнерах забруднювачів, таких як волога, клей, барвники та ін., оскільки в

основі даної продукції лежать вторинні полімери. В процесі переробки вторинний матеріал зазнає деяку втрату в'язкості, що викликано температурним та деформуючим впливом в процесі пластифікації полімеру. Також ймовірна присутність в ПЕТФ відходах ПВХ та ПЕ-домішок, що також впливає на характеристики вихідного продукту.

Таблиця 2.2 - Результати дослідження

Види відходів	Вага сировини	Хімічний склад	Температура дистрикції БЦП, °C	MAX t, °C реактору	t, °C 1 кон.	t, °C 2 кон.	t, °C 3 кон.
Пляшки	1,5 кг	PET	543	580	340	220	115
Пакети	1,5 кг	LDPE	414	550			
Контейнери	1,5 кг	HDPE	456	560			
Види відходів	Тривалість процесу	Газ, % мас.	Рідка фракція, % мас.		Твердий залишок, % мас.		
Пляшки	3 г.28хв.	15	75		10		
Пакети	3г.05хв.	9	89		2		
Контейнери	3г.45хв.	10	79		11		

Виконані експериментальні дослідження термічної утилізації органічних полімерних відходів на установці ЕУ БЦП – 14. Відпрацьовані технологічні режими експериментальної установки ЕУ БЦП – 14 та виявлені залежності кількості кінцевих продуктів від вхідної сировини та технологічних параметрів процесу. В подальшому будуть досліджені всі види полімермістких пакувань та їх сумішей на можливість їх сумісної утилізації за технологією БЦП, встановлення раціональних режимів їх переробки, та, обов'язково, дослідження екологічної безпеки процесів та обладнання для промислового використання технології.

## ВИСНОВКИ

1. Проаналізовано особливості окремих видів упаковок, їх можна розділити на переробні та не переробні і усладнено-переробні. Виявлено які види потребують утилізації
2. Виявлено шляхи поводження з відходами упаковки в світі та в Україні. Нажаль переважна більшість потрапляє на сміттєзвалища.
3. Вивчено особливості технологій утилізації полімерних відходів, такі як: газифікація, теплове стиснення, піроліз та інші. Встановлено, що брудні відходи та їх суміші, накладують багато обмежень на використання різних методів їх переробки та отримані кінцеві продукти
4. Запропановано технологію багатоконтурного циркуляційного піролізу, як найбільш перспективну та екологічно безпечну для утилізації відходів пакування, сутність якого полягає в досягненні глибокої деструкції всієї суміші відходів за рахунок рециркуляції та поетапного розкладання важких фракцій проміжних продуктів, що утворилися в процесі первинного піролізу відходів з отриманням корисних продуктів.
5. Досліджені технологічні параметри роботи установки ЕУ БЦП – 14. Проаналізовані залежності отримання кінцевих продуктів від вхідної сировини та технологічних параметрів процесу багатоконтурного циркуляційного піролізу.
6. Отримані експериментальні данні можна використовувати при виборі режимів в залежності від поставленої мети для проведення процесу БЦП. Виявлені залежності можуть в подальшому слугувати рекомендаціями для вдосконалення конструкторських рішень.
7. В подальшому будуть досліджені всі види полімерні упаковки та їх суміші на можливість їх сумісної утилізації за технологією БЦП, встановлення раціональних режимів їх переробки, та, обов'язково, дослідження екологічної безпеки процесів та обладнання для промислового використання технології.



## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

- [1] – довідник з екології по переробці упаковок;
- [2] - <https://comments.ua/world/637426-evroparlament-zapretit-plastikovuyu.html>
- [3] - <https://www.segodnya.ua/world/europe/v-belgii-zapretili-odnorazovye-plastikovye-pakety-1052424.html>
- [4] - <https://kp.ua/life/611739-v-avstralyyi-zapretyly-polyetylenovye-pakety>
- [5] - <https://www.5.ua/ukrayina/svit-zakhlynaietsia-vid-plastyku-33-krainy-vzhe-povnistiu-vidmovylysia-vid-paketiv-chy-bude-ukraina-nastupnoi-178676.html>
- [6] - <https://www.5.ua/ukrayina/svit-zakhlynaietsia-vid-plastyku-33-krainy-vzhe-povnistiu-vidmovylysia-vid-paketiv-chy-bude-ukraina-nastupnoi-178676.html>
- [7] - <https://pidruchniki.com/86259/ekologiya/normativno-pravova-diyalnist-yevropeyskogo-soyuzu-ukrayini-sferi-povodzhennya-vidhodami>
- [8] – довідник «Екологія України»
- [9]- довідник Душечкина
- [10] - [https://uk.m.wikipedia.org/wiki/Переробка\\_пластику](https://uk.m.wikipedia.org/wiki/Переробка_пластику)
- [11] - <http://www.eco-live.com.ua/content/blogs/sposobi-utilizatsii-upakovki>
- [12] - <https://studfiles.net/preview/2504722/page:2/>
- [13] - <http://ukrdomguru.ru/rizne/10349-tehnologija-pererobki-polimeriv.html>
- [14] - <http://www.taraplast.com.ua/articleview.php?id=422>
- [15] - <https://uk.m.wikipedia.org/wiki/Полімери>
- [16] - Маркіна Л.М. Моделювання й розрахунок елементів технології багатоконтурного циркуляційного піролізу високомолекулярних органічних відходів // Екотехнології і ресурсозбереження. - 2006. - № 4. - С. 71 - 76.
- [17] - Маркіна Л.М. Модельні дослідження переробки органічних відходів методом багатоконтурного піролізу з отриманням альтернативного палива // Збірник наукових праць НУК. – 2008. - № 4. - С. 101 – 109.
- [18] - Патент на корисну модель № 50430 Кл. F23G5/027C10G1/00 «Установка для безперервної утилізації полімерних відходів» Маркіна Л.М., Рижков С.С., Рудюк М.В., Гіржев Ю.І. - 2010. – Бюл. № 11. – 5 с.

[19] - Рижков С.С., Маркіна Л.М. Експериментальні дослідження утилізації органічних відходів методом багатоконтурного циркуляційного піролізу // Збірник наукових праць НУК. – 2007. - № 5. - С. 100 – 106.

**« жага кисню »**

**ТЕХНОЛОГІЯ АЕРАЦІЇ ТА ЗАПОБІГАННЯ ЗАМОРУ  
РИБ АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМОВАНОЇ  
ГІДРОЕКОСИСТЕМИ**

м. Одеса - 2019

## ЗМІСТ

ВСТУП .....	3
РОЗДІЛ 1	
КИСНЕВИЙ РЕЖИМ ВОДОЙМ ТА ТЕХНОЛОГІЯ ЙОГО ОПТИМІЗАЦІЇ..	4
1.1. Вплив кисневого режиму на екологічні характеристики водойм .....	4
1.2. Технології оптимізації кисневого режиму природних водойм .....	6
РОЗДІЛ 2	
ОБ'ЄКТ, УМОВИ ТА МЕТОДИКИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ .....	8
2.1. Загальна характеристика досліджуваної гідроекосистеми .....	8
2.2. Аналіз загального екологічного стану та кисневого режиму річки Устя	9
РОЗДІЛ 3	
РЕЗУЛЬТАТИ ВЛАСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	12
3.1. Аналіз загального екологічного стану р. Устя.....	12
3.2. Оцінка динаміки кисневого режиму р. Устя .....	14
3.3. Розрахунок економічних збитків від погіршення кисневого режиму режиму річки.....	18
3.4. Пропозиції з облаштування придонного аератора.....	20
3.5. Оцінка економічної ефективності реалізації проекту.....	22
Висновки .....	26
Список використаної літературида .....	28
Додатки.....	31

## ВСТУП

Сьогодні відбувається кризове виснаження водноресурсного потенціалу єдиної водної артерії та улюбленого місця рекреації міського населення – річки Устя. Щоліта з'являються кілька повідомлень про випадки масового замору риб, які офіційні інстанції пов'язують із раптовим пониженням вмісту розчиненого у воді кисню на відповідних ділянках водотоку.

Як відомо, кисень є важливим фактором, що істотно впливає на процеси формування якості води і стан водних екосистем, адже, він відіграє велику роль не тільки в підтримці існуючих форм життя у водних об'єктах, але й у процесах трансформації речовин, що надходять з поверхневим стоком, зі стічними водами промислових і урбанізованих територій або утворюються в самій водоймі.

Саме тому, метою нашої роботи було запропонувати технологію аерації та запобігання замору риб антропогенно трансформованої ділянки гідроекосистеми р. Устя із доведеною екологічною та економічною ефективністю.

Для досягнення мети були поставлені наступні завдання:

- 1) проаналізувати загальний екологічний стан досліджуваної гідроекосистеми;
- 2) оцінити динаміку кисневого режиму річки;
- 3) розрахувати економічні збитки від погіршення кисневого режиму річки;
- 4) запропонувати технологію аерації ділянки річки з найгіршими характеристиками кисневого режиму;
- 5) визначити економічну ефективність реалізації проекту.

Результатом роботи стала пропозиція встановлення придонного аератора з живленням компресорів від автономної сонячної електростанції з можливістю реалізації надлишкової кількості енергії за «зеленим тарифом» до загальноміської електромережі.

# РОЗДІЛ 1

## КИСНЕВИЙ РЕЖИМ ВОДОЙМ ТА ТЕХНОЛОГІЯ ЙОГО ОПТИМІЗАЦІЇ

### 1.1. Вплив кисневого режиму на екологічні характеристики водойм

Для більшості річок України, які протікають в межах урбанізованих територій, внаслідок неупорядкованого відведення стічних вод від населених пунктів відбувається кризове виснаження водноресурсного потенціалу. Основними причинами цього є недосконалість економічного механізму водокористування і реалізації водоохоронних заходів. Порушення норм якості води досягло рівнів, які ведуть до деградації водних екосистем і зниження продуктивності водойм. Ситуація не відповідає вимогами Водної рамкової директиви ЄС [2], які ґрунтуються на пріоритеті чистої води, як основи стійкого функціонування водних екосистем на рівні «доброго» стану та збереження здоров'я населення. Отже, проблема чистоти водойм на сучасному етапі стає все більш актуальною.

Одним із найважливіших хіміко-фізичних показників, які впливають на екологічний стан водних екосистем є розчинений у воді кисень. Його вміст у великій мірі визначає якість води, завдяки інтенсифікації процесів самоочищення, фізико-хімічної трансформації й гідробіологічного кругообігу речовин. У водоймах діють дві групи протилежно спрямованих процесів: одні збільшують концентрацію кисню, інші зменшують її [1, 2].

У поверхневих водах вміст розчиненого кисню варіює в широких межах - від 0 до 14 мг/дм<sup>3</sup> - і схильний до сезонних і добових коливань. Добові коливання залежать від інтенсивності процесів його продукування та споживання і можуть досягати 2,5 мг/дм<sup>3</sup> розчиненого кисню. У зимовий і літній періоди розподіл кисню носить характер стратифікації. Дефіцит кисню частіше спостерігається у водних об'єктах із високими концентраціями

забруднюючих органічних речовин, а також у евтрофованих водоймах, що містять велику кількість біогенних і гумусових речовин [3, 4].

Швидкість споживання кисню збільшується з підвищенням температури, кількості бактерій та інших водних організмів і речовин, що піддаються хімічному і біохімічному окисленню. Крім того, зменшення вмісту кисню в воді може відбуватися внаслідок виділення його в атмосферу з поверхневих шарів і тільки в тому випадку, якщо вода при даній температурі і тиску виявиться пересичена киснем [5, 6].

Таблиця 1

Вміст кисню у водоймах із різним ступенем забруднення [6]

Рівні забруднення води та класи якості	Розчинений кисень		
	літо, мг/дм <sup>3</sup>	зима, мг/дм <sup>3</sup>	% насичення
Дуже чисті, I	9	14–13	95
Чисті, II	8	12–11	80
Помірно забруднені, III	7–6	10–9	70
Забруднені, IV	5–4	5–4	60
Брудні, V	3–2	5–1	30
Дуже брудні, VI	0	0	0

Мінімальний вміст розчиненого кисню, що забезпечує нормальний розвиток риб, складає близько 5 мг/дм<sup>3</sup>. Зниження його до 2 мг/дм<sup>3</sup> викликає масову загибель риби [9]. Несприятливо позначається на стані водного населення і пересичення води киснем у результаті процесів фотосинтезу при недостатньо інтенсивному перемішуванні прошарків води [4].

Відповідно вимог до складу і властивостей води водойм питного і санітарного водокористування вміст розчиненого кисню в пробі, відібраної до 12 часів дня, не повинен бути нижче 4 мг/дм<sup>3</sup> в будь-який період року; для водойм рибогосподарського призначення концентрація розчиненого у воді кисню не повинна бути нижче 4 мг/дм<sup>3</sup> в зимовий період (при льодоставі) і 6 мг/дм<sup>3</sup> - у літній [9].

Визначення кисню в поверхневих водах включено в програми спостережень з метою оцінки умов існування гідробіонтів, в тому числі риб, а також як непряма характеристика оцінки якості поверхневих вод і

регулювання процесу очищення стоків. Вміст розчиненого кисню особливо суттєвий для аеробного дихання і є індикатором біологічної активності (тобто фотосинтезу) у водоймі.

Відносний вміст кисню в воді, виражений у відсотках його нормального вмісту, називається ступенем насичення киснем. Ця величина залежить від температури води, атмосферного тиску і солоності. Так, для нормального кисневого режиму характерним є те, що у холодний період року вода недонасичена киснем, а у теплий період спостерігається незначне перенасичення води  $O_2$  [7].

Згідно даних наших вчених [10], лише в чотирьох річкових басейнах України спостерігається стабільний кисневий режим, при якому вміст кисню не залежить від температури води. Це басейни Дунаю (р. Веча та р. Черемош), Дністра (р. Дністер, р. Бистриця Надвірнянська, р. Бистриця Салотвинська, р. Лужанка, р. Свіча, р. Золота Липа), Дніпра (р. Псел, р. Десна, р. Трубіж, р. Стохід, р. Ірпінь, р. Хорол) й Південного Бугу (р. Південний Буг (на відтинку м. Первомайськ – смт Нова Одеса), р. Інгул, р. Кодима, р. Савранка, р. Синюха, Уманка). Коливання вмісту кисню протягом року в цих річках не перевищує 0,5-1,0 мг/дм<sup>3</sup>.

Цікаво, що вміст кисню в природній воді не позначається на швидкості біохімічного окиснення. Тобто, біохімічне споживання кисню не еквівалентне кількості розкладеної до вуглекислого газу та води органічної речовини [11]. На жаль, у гідроекологічній практиці на це часто не звертають уваги. Результатом цього стають дещо некоректні заключення щодо стану чистоти води, про який здебільшого судять за концентрацією розчиненого кисню, або ж за ступенем насичення води киснем.

## **1.2. Технології оптимізації кисневого режиму природних водойм**

Аналіз спеціальної наукової літератури свідчить, що екологічний стан водойм у першу чергу залежить від характеру продукційно-деструкційних процесів [6, 12]. Особливо гостро проявляються негативні зміни цих процесів



або в період тривалого льодоставу [13], або ж під час літньої евтрофікації, тобто саме тоді, коли кисневий режим водойм має незадовільні показники [14]. Крім того, коли йдеться про водотоки, важливо брати до уваги, що їх окремі ділянки можуть мати різний кисневий режим [15, 16].

У обох випадках єдиним рішенням забезпечення сталості кисневого режиму є примусова аерація. І якщо, взимку це легко зробити за рахунок створення прямого контакту води з атмосферою завдяки влаштуванню ополонки, то влітку приходиться застосовувати певні технологічні рішення.

Здебільшого, це зводиться до встановлення аераторів, процес експлуатації яких вимагає значних енергетичних та трудових затрат.

До аераторів можливо подавати або звичайне повітря за допомогою компресорів, або ж кисневу суміш, яка отримується внаслідок зрідження кисню, або його генерації на місці. Останній спосіб значною мірою обмежується через його високу вартість, хоча киснева суміш в 5 разів підвищує розчинність кисню у воді в порівнянні з аерацією звичайним повітрям (48,1 мг / л проти 10,1 мг / л при 15 ° C). Зростання тиску з 1 до 2 атмосфер призводить до зростання розчинності кисню в два рази (97 мг / л проти 48 мг / л при 15 ° C) [17].

Значною мірою на ефективність аерації впливає і розміщення системи насичення води киснем. І якщо у випадках аерації води на очисних спорудах перпендикулярна подача повітря вважається ефективнішою на 30-40% [18], то для природних вод такі рекомендації відсутні. Очевидно, що технологія аерації природних вод у кожному окремому випадку матиме необхідність детального аналізу доцільності її впровадження. Крім того, з огляду на підтримку сталості самої екосистеми водойми, необхідні виважені рішення щодо розміщення системи аерації таким чином, аби запобігти зростанню каламутності води за рахунок підняття донних осадів, що може призвести до вторинного самозабруднення.

## РОЗДІЛ 2

### ОБ'ЄКТ, УМОВИ ТА МЕТОДИКИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 2.1. Загальна характеристика досліджуваної гідроекосистеми

У процесі досліджень вивчався загальний екологічний стан та кисневий режим малої річки Устя, яка розташована в нижній частині Волинського Полісся. Загальна довжина річки 68 км. Клімат басейну помірно-континентальний, з передумовами надмірного зволоження території.

Сучасний хімічний склад поверхневих вод р. Устя суттєво змінюється на окремих ділянках. Насамперед, ця відмінність обумовлена різницею в типах поверхневих вод. До скиду міських очисних споруд води відносяться до гідрокарбонатного типу зі змішаним катіонним складом. Після скиду - до хлоридно-гідрокарбонатного типу. Води мають нейтральну реакцію ( $pH=7,4-8,0$ ) на всій течії, в межах міста реакція змінюється на слабо лужну ( $pH=8,48-8,62$ ). Води помірно жорсткі ( $2,8-6,0$  мг-екв/дм<sup>3</sup>). Окислюваність складає  $2,2-5,8$  мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Вміст загального заліза змінюється в межах  $0,2-1,0$  мг/дм<sup>3</sup> [19].

Територія басейну річки характеризується значною урбанізованістю, про що свідчать величини чисельності населення, які в межах Здолбунівського району становлять близько 57 тис. чол, а в межах Рівненського 92 тис. чол. Виробничий комплекс представлений в основному переробною промисловістю.

На сучасному етапі основними водокористувачами та забруднювачами водотоку є Рівнеоблводоканал, Рівненське ШЕУ та Здолбунівський ПАТ «Дікергоф». У загальному обсязі забруднюючих речовин, які надходять із стічними водами до поверхневих вод річки переважають завислі речовини (від 1,6 до 171,6 тон/рік), азот амонійний ( $0,26-0,53$  т/рік), нітритний ( $0,007-0,04$  т/рік) та нітратний ( $0,73-5,35$  т/рік), а також фосфати ( $0,6-38,6$  т/рік) [20].

Щороку з'являються повідомлення про масові замори риби на ділянках річки, що протікають в межах урбанізованої території [21, 22].

## 2.2. Аналіз загального екологічного стану та кисневого режиму річки Устя

Методика [23] проведення загальної екологічної оцінки води включає оцінку гідрохімічних параметрів води за трьома блоками показників: блок сольового складу ( $I_1$ ), блок трофо-сапробіологічного (санітарно-гігієнічного) складу ( $I_2$ ) та блок специфічних речовин токсичної дії ( $I_3$ ). На основі єдиних екологічних критеріїв методика дозволяє порівнювати якість води на окремих ділянках водних об'єктів та у водних об'єктах різних регіонів і полягає в обчисленні інтегрального індексу якості води ( $I_e$ ) за формулою:

$$I_e = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3} \quad (2.1)$$

$$K_y = K + (A_c - K_{\min}) / (K_{\max} - K_{\min}) \quad (2.2)$$

де  $K_y$  – уточнене значення категорії;  $K$  – ціле число категорії якості вод, що відповідає номеру тієї категорії, до якої належить абсолютна величина показника;  $A_c$  – абсолютна величина показника якості вод у пункті контролю;  $K_{\min}$  і  $K_{\max}$  – найменше і найбільше значення діапазону величин категорії якості вод, до якої належить абсолютна величина показника.

Одержані величини блокових та інтегральних екологічних індексів, згідно екологічної класифікації, порівнювались з таким якісним станом води: відмінний стан 1,0-1,4 (еталон порівнянь); перехідний від відмінного до доброго 1,5-1,6; добрий 1,7-3,4; перехідний від доброго до задовільного 3,5-3,6; задовільний 3,7-5,4; перехідний від задовільного до поганого 5,5-5,6; поганий 5,7-6,4; перехідний від поганого до дуже поганого 6,5-6,6; дуже поганий 6,7-7,0. Оцінка проводилась у ретроспективі та за сучасний період.

Для проведення оцінки використовували результати хіміко-аналітичного контролю якості води р. Устя за 2018 р., що проводився в лабораторії якості води НУВГП після відбору води з річки відповідно нормативних вимог [24] та доставки проб у лабораторію (додатки А, Б).

Визначення вмісту розчиненого у воді кисню (рис. 2.1), ступінь насичення та температури води проводили інструментальним методом за

допомогою оксиметра «Ezodo» («Dial Electronics Ltd», Тайвань), що пройшов державну атестацію та повірку у «Всеукраїнському державному науково-виробничому центрі стандартизації, метрології, сертифікації та захисту прав споживачів» (свідоцтво про повірку законодавчо регульованого засобу вимірювальної техніки №36-1/1363).

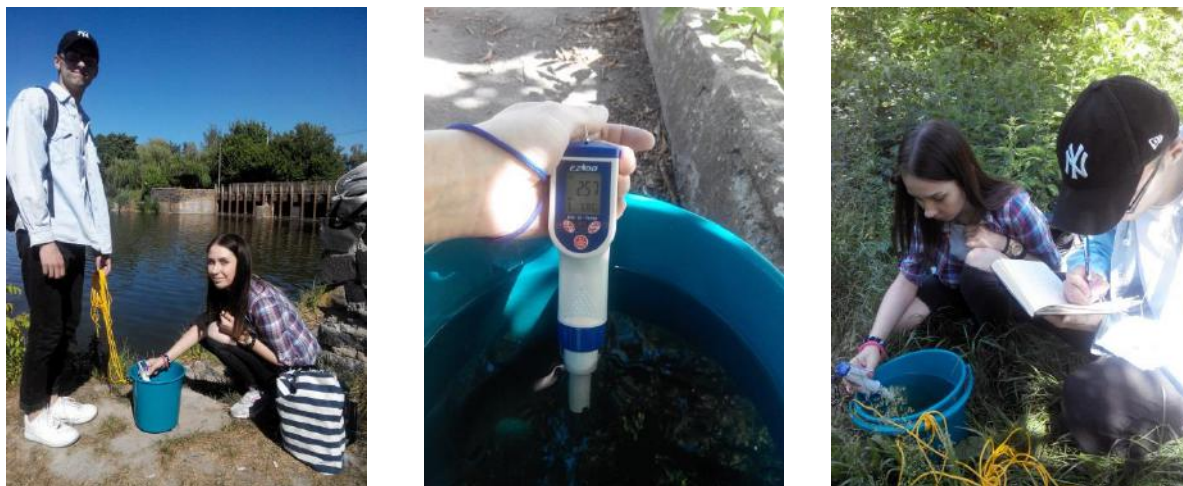


Рис. 2.1. Проведення вимірів параметрів кисневого режиму р. Устя

Результати виміряних концентрацій розчиненого у воді кисню впродовж світлового дня використовували для розрахунків співвідношення продукції органічної речовини (П) до її деструкції (Д), що відображує баланс органічної речовини в водоймі [25]:

- валова продукція:

$$P_{\text{вал}} = \frac{V_c - V_t}{t} \quad (2.3)$$

- чиста продукція:

$$P_{\text{чис}} = \frac{V_c - V_{\text{нс}}}{t} \quad (2.4)$$

- деструкція:

$$D = \frac{V_{\text{нс}} - V_t}{t} \quad (2.5)$$

де  $V_c$  – концентрація у воді розчиненого кисню на початку досліджень;  
 $V_t$  – концентрація у воді розчиненого кисню в кінці досліджень;  $t$  – тривалість експозиції.

Співвідношення між елементами балансової рівності не тільки характеризує типи вод, але й оцінює ступінь забруднення водойм і дає уявлення про елементарний склад забруднюючих речовин. Наприклад, якщо

відношення  $\Pi$  до  $D$  у водоймі менше 1, то в біотичних процесах водойми велику участь бере алохтонна органічна речовина (яка надходить ззовні), зростає частка бактерій і їх продукція стає порівнянною з продукцією фітопланктону. Якщо відношення дорівнює 1 – стік з водозбору не відіграє суттєвої ролі для біопродуктивності водойми, її екосистема збалансована.

Якщо відношення  $\Pi$  до  $D$  значно більше 1, це свідчить, що до водойми надходить надмірна кількість біогенних елементів, яка викликає посилення первинного продукування, накопичення автохтонної органічної речовини, порушення рівноважного стану екосистеми, кругообігу речовин в ній та вторинне забруднення [25].

Дослідження проводились у період літньої межени в межах урбанізованої території, де за аналіз загального екологічного стану річки виявив найгірші характеристики.. Покази знімали тричі: о 9 год., о 15 год. та о 21 годині.



- 1- вхід р. Устя до водосховища ;
- 2- шлюз-регулятор водосховища ;
- 3- центральна частина водосховища;
- 4- нижня частина водосховища;
- 5- р. Устя, 100 м нижче греблі водосховища;
- 6- р. Устя, центральна частина міста, в районі ринку ;
- 7- р. Устя, центральна частина міста, під автомобільним мостом ;
- 8- розширена ділянка р. Устя в межах м. Рівне.

Рис. 2.1. Схема розміщення контрольних створів на р. Устя в межах м. Рівне, де проводилось вивчення кисневого режиму

При встановленні величини економічних збитків, заподіяних річці внаслідок масового замору риби використовували дані хімічного аналізу води, надані місцевими природоконтролюючими організаціями (Додаток Б) та відповідну нормативну методику розрахунку [26].

Математичну обробку та графічне представлення результатів досліджень проводили в межах програмного пакету *Microsoft Excel 2010* [27].

## РОЗДІЛ 3

### РЕЗУЛЬТАТИ ВЛАСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 3.1. Аналіз загального екологічного стану р. Устя

Зведені результати ретроспективної оцінки якості поверхневих вод р. Устя за блоками речовин представлено у табл. 3.1. З трьох блокових індексів найгірше значення має трофо-сапробіологічний, а найкраще – сольовий блок. Проміжне положення займає блок специфічних речовин токсичної дії.

Таблиця 3.1

Об'єднана оцінка якості води за середніми та найгіршими значеннями інтегрального екологічного індексу ( $I_e$ ) згідно екологічної класифікації за відповідними категоріями

Рік Зна- чення	Клас якості		Стан (за класом)		Ступінь чистоти (за класом)	
	середні	максимальні	середні	максимальні	середні	максимальні
р. Устя, верхів'я, природний фон, 65 км від гирла						
2009	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2010	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2011	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
р. Устя, в межах м. Рівне, 0,3 км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал»						
2009	II-III	II-III	добрий-задовільний	добрий-задовільний	чиста-забруднена	чиста-забруднена
2010	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2011	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2012	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2013	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
р. Устя, в межах смт Оржів Рівненського р-ну, 0,7 км вище гирла						
2010	II-III	II-III	добрий-задовільний	добрий-задовільний	чиста-забруднена	чиста-забруднена
2011	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста

На основі вивчених нами архівних матеріалів було з'ясовано, що впродовж 1964-2000 рр. за сольовим складом ( $I_1$ ) якість поверхневих вод р. Устя відносилась до I-II класів першої і другої категорій: «відмінні» - «дуже добрі», «дуже чисті» - «чисті». За показниками трофо-сапробності ( $I_2$ ) поверхневі води були переважно «задовільні», «помірно забруднені» 4 категорія III класу. В окремі роки води річки Устя належали до 5 категорії III

класу: «посередні», «помірно забруднені». За забрудненням води специфічними речовинами токсичної дії ( $I_3$ ) води знаходились в межах II-III класів: «добрі-задовільні», «чисті-забруднені».

Величина екологічного індексу ( $I_e$ ) за середніми та максимальними показниками якості води складала 2,2-3,3 і 2,4-3,8, відповідно, що відносило річку до 2-3 і 3-4 категорій, II-III класів із характеристикою стану від «доброго» до «задовільного», а ступінь чистоти від «досить чистої» до «слабко забрудненої». Отже, порівняння ретроспективної, наближеної до сучасної та сучасної інформації про стан р. Устя виявило, що домінуючим і визначальним у формуванні якості її води був і лишається блок трофо-сапробіологічних показників. При цьому, його відхилення від регіональних екологічних нормативів, передусім обумовлюють біогенні елементи азотної групи (азот амонійний, нітритний і нітратний). Зокрема, ЕН показників якості води трофо-сапробіологічного блоку знаходиться в межах 2-3 категорії. А у період представлених досліджень середня категорія блоку коливалась від другої до п'ятої, зокрема речовини азотної групи сягали 6-7 категорій.

Сучасна оцінка якості поверхневих вод р. Устя, що проводилась у 14 створах за 19 показниками (додаток В, табл. В.1) виявляє що норми рибогосподарської категорії [28] перевищує вміст фосфатів, завислих речовин, заліза загального, цинку, міді та значення показника БСК<sub>5</sub>. Відносно господарсь-побутової категорії водокористування [29] відмічається доволі несприятлива ситуація за вмістом амонію та азоту амонійного, нітритів та азоту нітритного і вмістом марганцю (додаток В, табл. В.2).

Об'єднана екологічна оцінка якості води свідчить що на сучасному етапі води річки вздовж русла мають незмінно III клас якості води. Проте, аналіз блокових індексів дозволяє відмітити, що в межах урбанізованої території якість води має гірші характеристики за блоком трофо-сапробіологічних показників та блоком специфічних показників токсичної дії (додаток В, табл. В.3).

Оскільки впродовж багатьох років основними формуючими факторами якості поверхневих вод досліджуваної річки виявляються передусім трофо-сапробіологічні та специфічні показники токсичної дії, які в процесі своїх гідрохімічних перетворень потребують значних концентрацій кисню. Зважаючи на те, що в межах міста ця ситуація проявляється особливо виражено та саме на цій ділянці водотоку щорічно відбуваються замори риби [20, 21] продовження наших вишукувань зводилось до відстеження кисневого режиму річки в межах міста (рис. 2.1) та оцінки продукційно-деструкційних процесів, які тут відбуваються.

### 3.2. Оцінка динаміки кисневого режиму р. Устя

Оцінений вміст розчиненого у воді кисню ( $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$ ), ступінь насичення води киснем (%) та температури води ( $T, ^\circ\text{C}$ ) представлені в таблицях 3. 2, 3.3 та на рис. 3.1.

У переважній більшості контрольних пунктів (пп. 3-8) максимальний вміст розчиненого у воді кисню відмічався у ранкові години і коливався в межах  $6,8\text{--}10,6 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  (07.06.2018)  $7,2\text{--}9,1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  (14.08.2018).

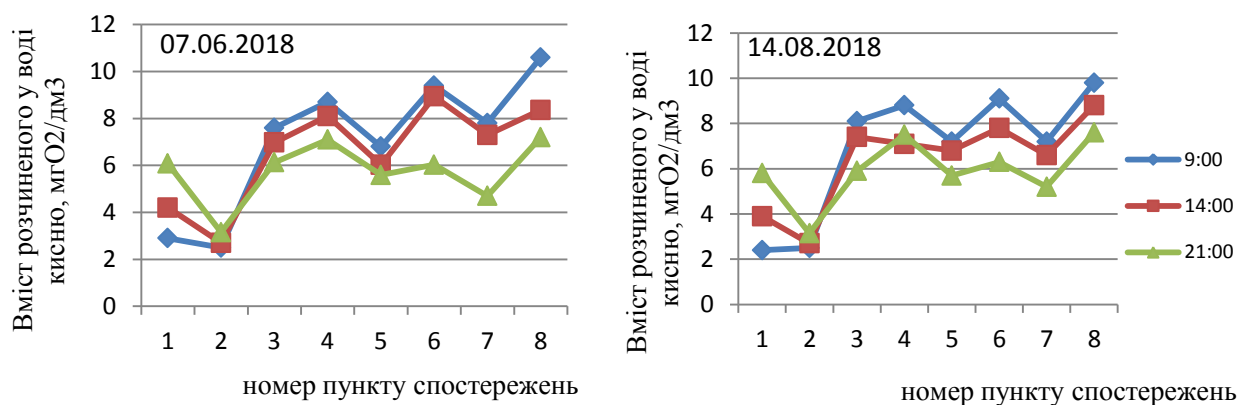


Рис. 3.1. Вміст розчиненого у воді кисню у контрольних пунктах р. Устя в межах урбанізованої території

У цих же пунктах, середні значення розчиненого у воді кисню припадали на 14 годину дня та коливались в межах  $6,02\text{--}8,94 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  (07.06.2018) та  $6,6\text{--}8,8 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  (14.08.2018).



Таблиця 3.2

Параметри оцінки кисневого режиму водних об'єктів міста Рівне 07.06.2018р.

Час	1			2			3			4			5			6			7			8		
	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т
9:00	2,9	29,3	20	2,5	27,5	20	7,6	84,5	19	8,7	100,2	21	6,8	78,8	20	9,4	108,2	21	7,8	92,3	22	10,6	131,4	22
14:00	4,2	41,9	21,0	2,7	29,4	20	6,98	78,12	22	8,1	93,9	23	6,02	69,23	23	8,94	92,8	23	7,3	71,4	23	8,36	98,6	24
21:00	6,08	69,1	21,5	3,15	41,2	20	6,13	72,3	21	7,1	79,8	21	5,59	75,9	21	6,03	71,3	21	4,7	52,3	20	7,2	83,2	20

Таблиця 3.3

Параметри оцінки кисневого режиму водних об'єктів міста Рівне 14.08.2018р.

Час	1			2			3			4			5			6			7			8		
	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т	мг	%	Т
9:00	2,4	27,1	19,6	2,5	27,5	20	8,1	93,9	18	8,8	102,1	19	7,2	82,8	19	9,1	104,6	20	7,2	82,8	20	9,8	105,8	20
14:00	3,9	37,7	20,0	2,7	29,4	20	7,4	85,8	20	7,1	81,6	20	6,8	76,1	20	7,8	98,7	20	6,6	75,9	20	8,8	101,2	21
21:00	5,8	56,7	21,2	3,15	41,2	20	5,9	68,4	19	7,5	86,2	20	5,7	66,2	21	6,3	72,4	19	5,2	59,8	19	7,6	87,4	19

Мінімальні концентрації розчиненого у воді кисню спостерігались ввечері о 21 годині та коливались у пп. 3-8 в межах 4,7-7,1 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (07.06.2018) та 5,2-7-6 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (14.08.2018).

Таким чином, відмічена особливість добових змін кисневого режиму водних об'єктів м. Рівне свідчить про відчутне зниження концентрацій розчиненого у воді кисню протягом світлової частини доби. Очевидно це пояснюється активною витратою кисню на окиснення органічних сполук.

Аналіз співвідношення продукції до деструкції у досліджуваній ділянці річки (табл. 3.4, табл. 3.5) свідчить про відсутність ділянок із повним збалансованим станом екосистеми (рис. 4).

Таблиця 3.4

Результати розрахунків продукційно-деструкційних процесів у водних об'єктах м. Рівне (07.06.2018 р.)

Показники	Контрольний пункт спостережень							
	1	2	3	4	5	6	7	8
валова	0,265	0,054	0,123	0,133	0,101	0,281	0,258	0,283
чиста	0,1566	0,038	0,071	0,083	0,036	0,243	0,217	0,097
деструкція	0,108	0,017	0,052	0,050	0,065	0,038	0,042	0,187
П/Д	1,446	2,250	1,371	1,667	0,551	6,326	5,2	0,512

Таблиця 3.5

Результати розрахунків продукційно-деструкційних процесів у водних об'єктах м. Рівне (14.08.2018 р.)

Показники	Контрольний пункт спостережень							
	1	2	3	4	5	6	7	8
валова	0,283	0,054	0,183	0,108	0,125	0,233	0,167	0,158
чиста	0,158	0,038	0,125	0,033	0,092	0,125	0,117	0,075
деструкція	0,125	0,017	0,058	0,142	0,033	0,108	0,050	0,083
П/Д	1,267	2,250	2,143	0,235	2,750	1,154	2,333	0,900

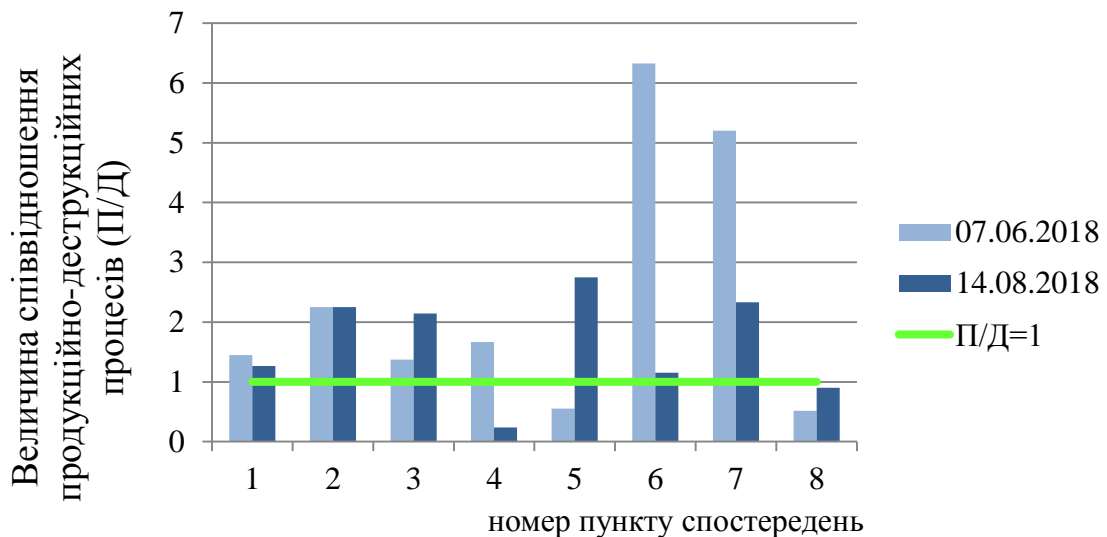


Рис. 3.4. Співвідношення продукційно-деструкційних процесів у контрольних пунктах спостережень антропогенно-трансформованої р. Устя

Слід відзначити, що в більшості контрольних пунктах (1-3, 6-7) співвідношення П/Д було більшим 1 в обидва дні обстежень, що свідчить про надходження до водойм надмірної кількості біогенних елементів, посилене первинне продукування та накопичення автохтонної органічної речовини, що зумовлює порушення рівноважного стану екосистеми, кругообігу речовин в ній та вторинне забруднення.

У пунктах 4 та 5 показник П/Д був різним відносно 1 у дні обстежень, що може свідчити про неоднозначність характеру продукційно-деструкційних процесів, але зрештою вони відображують порушення функціонування водної екосистеми.

Цікаво, що в пункті 8, де відмічались найвищі концентрації вмісту у воді розчиненого кисню, співвідношення П/Д було нижче 1. Це говорить про те, що в біотичних процесах водойми велику участь бере алохтонна органічна речовина, зростає частка бактерій і їх продукція стає порівнянною з продукцією фітопланктону. Негативний баланс водойми свідчить також про те, що алохтонна органічна речовина збіднене вуглецем - біогенним елементом, який лімітує фотосинтез.

Оцінений нами кисневий режим річки Устя в межах урбанізованої території свідчить про переважання деструкційних процесів на двох ділянках:

- нижче дамби Басівкутського водосховища
- на розширеній ділянці поблизу кафе «Ла ріва».

### **3.3. Розрахунок економічних збитків від погіршення кисневого режиму річки**

В останні роки саме на цій ділянці річки спостерігається масовий замор риби в літній період (додаток Г). Так, за даними відділу інструментально-лабораторного контролю Державної екологічної інспекції і Рівненській області 15 серпня 2018 р. під час масового замору риби (всього 3647 екз. плітки) в районі кафе «Венеція» та кафе «La Riva» у воді р. Устя було виявлено підвищений рівень біохімічного споживання кисню (БСК<sub>5</sub>) 10,3 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> та 9,8 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> відповідно, амонію сольового – 0,95 мг/дм<sup>3</sup> та 0,8мг/дм<sup>3</sup>, завислих речовин 33,0 мг/дм<sup>3</sup> та 29,0 мг/дм<sup>3</sup>, температури води 25,2 °С та 24,6 °С, низькій вміст розчиненого кисню – 3,3 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> та 3,62 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>.

Економічний збиток [13] при таких характеристиках якості поверхневих вод в межах населеного пункту проводиться за формулою:

$$M_i = V * (\bar{C}_i - C_{дi}) * t * 10^{-6} \quad (3.1)$$

Отже, використавши відповідні нормативні дані отримаємо для одного дня:

- органічні речовини (БСК<sub>5</sub>):

$$M_1 = 20000 * 1 * (10,3 - 2,0) * 0,000001 = 0,017 \text{ т}$$

$$M_1 = 20000 * 1 * (9,8 - 2,0) * 0,000001 = 0,16 \text{ т}$$

$$\sum M_1 = 0,032 \text{ т}$$

- завислі речовини:

$$M_2 = 20000 * 1 * (33 - 15) * 0,000001 = 0,36 \text{ т}$$

$$M_2 = 20000 * 1 * (29 - 15) * 0,000001 = 0,28 \text{ т}$$

$$\Sigma M_2 = 0,64 \text{ т}$$

- розчинений кисень:

$$M_3 = 20000 * 1 * (6,0-3,3) * 0,000001 = 0,05 \text{ т}$$

$$M_3 = 20000 * 1 * (6,0-3,62) * 0,000001 = 0,05 \text{ т}$$

$$\Sigma M_3 = 0,1 \text{ т}$$

Розрахунок збитків здійснюється за формулою (5):

$$З = k_{inf} \times K_{кат} \times 1,2 \times K_P \times \sum_{i=1}^m (M_i \times \gamma_i \times K_{ni} \times K_{Oi}) \quad (3.2)$$

$$З_{(один \text{ день})} = 1 * 1,6 * 1,2 * 1,26 * (0,032 * 533 * 0,02 * 1 + 0,64 * 160 * 0,16 * 1 + 0,1 * 160000 * 0,138 * 1) = 0,34 + 16,38 + 2208 = 2224,72 \text{ грн.}$$

для літнього періоду (за середньобагаторічними даними) на ділянці в межах кафе «La Riva»:

- органічні речовини (БСК<sub>5</sub>):

$$M_1 = 20000 * 91 * (7,0-2,0) * 0,000001 = 9,1 \text{ т}$$

- завислі речовини:

$$M_2 = 20000 * 91 * (21-15) * 0,000001 = 12,74 \text{ т}$$

- розчинений кисень:

перевищення нормативів не відмічено, тому в розрахунки не включено

$$З_{(літній \text{ період})} = 1 * 1,6 * 1,2 * 1,26 * (9,1 * 533 * 0,02 * 1 + 12,74 * 160 * 0,16 * 1) = 97,006 = 6171,05 \text{ грн.}$$

Враховуючи те, що несприятлива ситуація фіксувалась в обидва періоди досліджень тільки на ділянці річки поблизу кафе «La Riva», доцільним буде влаштування в її межах придонного аератора для оптимізації кисневого режиму.

Особливо це важливо в літню пору, коли вода максимально може «взяти» в себе набагато меншу кількість кисню. (Ідеальне насичення киснем води відбувається при температурі 18 градусів за Цельсієм, при 25 градусах,

вода насичується в 3 рази гірше, при 28 градусах в 10 разів гірше, ніж при 18) З цією хімічною особливістю води пов'язана загибель риби в літній період, так звана - «задуха».

### 3.4. Пропозиції з облаштування придонного аератора

Нами пропонується влаштування пристрою для аерації, запропонований вітчизняними вченими [30].

Основою роботи цього аератора, є сила виходу струменів стисненого повітря з колекторів, що розміщуються на дні водойми. Коли дифузори, що відходять від колектора здійснюють коливальний рух у вертикальній площині, вони тим самим сприяють утворенню хвиль на поверхні рідини та її активному аеруванню атмосферним повітрям. Придонне розташування пристрою сприяє перемішуванню різних шарів води, внаслідок чого нижня анаеробна зона також насичується киснем (рис. 3.5).

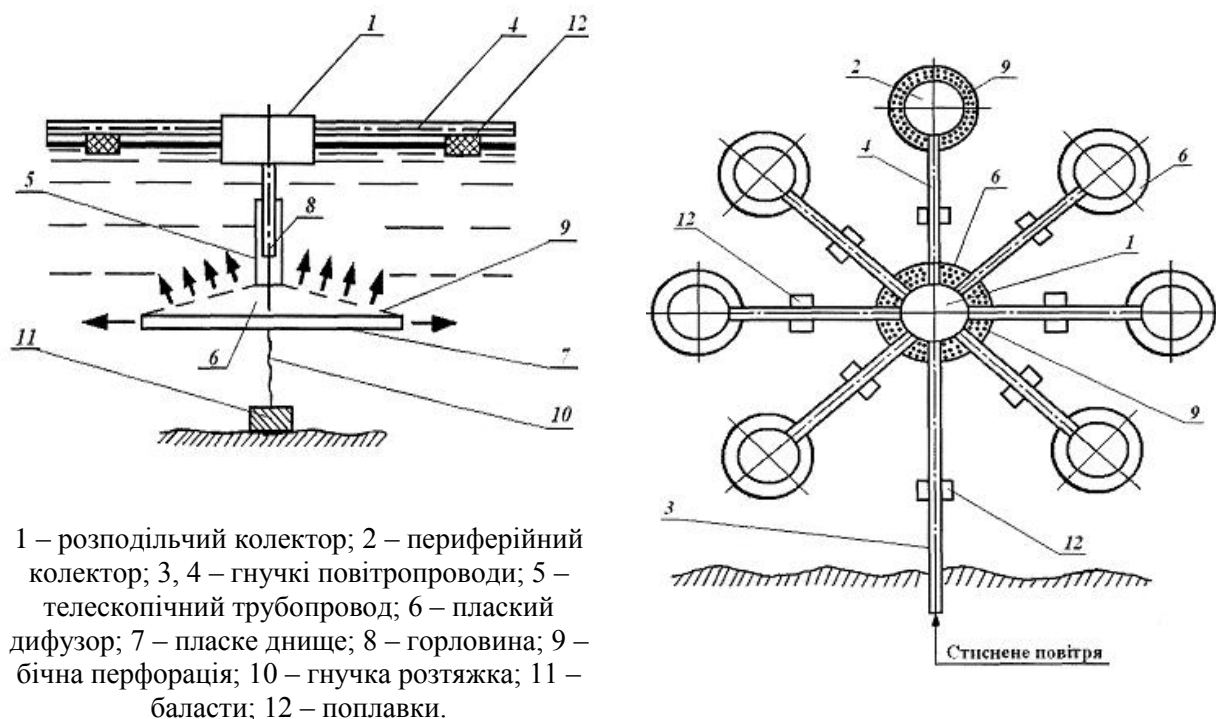


Рис. 3.5. Пристрій для аерації водоймищ [30]

В такий спосіб у нижній неосвітленій зоні водойми, де відсутні процеси фотосинтезу як джерела кисню з'являються умови для окиснення органічних сполук. Це перешкоджає процесам деструкції та гниття. В результаті

зменшується частка органічної фракції у донних відкладах, яка має суттєвий вплив на погіршення санітарно-гігієнічних показників.

Для роботи аератора слід передбачити обладнання компресорами для подачі стисненого повітря, який має встановлюватись на березі під спеціальним захисним коробом, а шланг подачі повітря прокладатись на глибині нижче промерзання ґрунту (рис. 3.6).

Для забезпечення ефективності процесу аерації на даній ділянці річки необхідний об'єм подачі повітря в літній період повинен бути на рівні близько 20 тис. л/год, що дозволить підтримувати вміст розчиненого у воді кисню на рівні не нижче 6 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>.

Тому, для подачі повітря до розподільчого аератора доцільним буде встановлення двох компресорів типу HIBLOW HP-200, що відрізняється низьким споживанням енергії (близько 210 Ватт), із продуктивністю 12000 л/год.

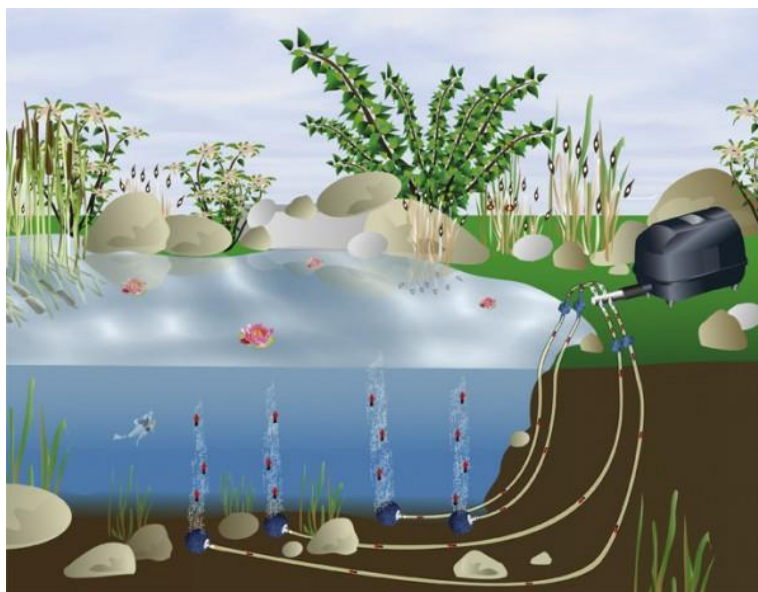


Рис. 3.6. Приклад встановлення компресора для подачі стисненого повітря до розподільчих шлангів аератора

Компресор оснащений мембранною системою подачі повітря, відрізняється простотою та надійністю, може працювати цілодобово, при цьому потребує мінімального обслуговування (додаток Д).

Загальний принцип роботи компресора досить простий. Це установка, яка стискає повітря і під певним тиском направляє його через шланги в воду.

Бульбашки повітря на молекулярному рівні насичують воду киснем. Чим більше площа зіткнення бульбашок з водою, тим більше кисню потрапляє в водойму.

Відповідно чим менше бульбашка і чим їх більше - то і насичення киснем води вище.

### **3.5. Оцінка економічної ефективності реалізації проекту**

Задля економії коштів на споживання електроенергії варто розглянути доцільність встановлення сонячних генераторів для живлення компресорів. Які ми пропонуємо розмістити на рівні огорожі автомобільного мосту по вул. Проспект Миру (рис. 7).



Рис. 3.7. Місце для розміщення сонячних панелей для забезпечення живлення компресорів аератора – автомобільний міст по вул. Пр. Миру

Для з'ясування економічної ефективності запропонованої конструкції проведемо відповідні розрахунки.

1) Матеріалом для виготовлення аератора пропонуються поліпропіленові (PN) труби з діаметром 90 мм для розподільчого колектора та основного трубопровода (рис. 3.8):

$$9\text{м} + 3\text{м} \cdot 3,14 = 18,42 \text{ м}$$



PN труби з діаметром 50 мм для периферійних колекторів (2) та з'єднаних з ними трубопроводів:

$$2,5\text{м} \cdot 7 + 1,5\text{м} \cdot 3,14 \cdot 7 = 50,47 \text{ м}$$

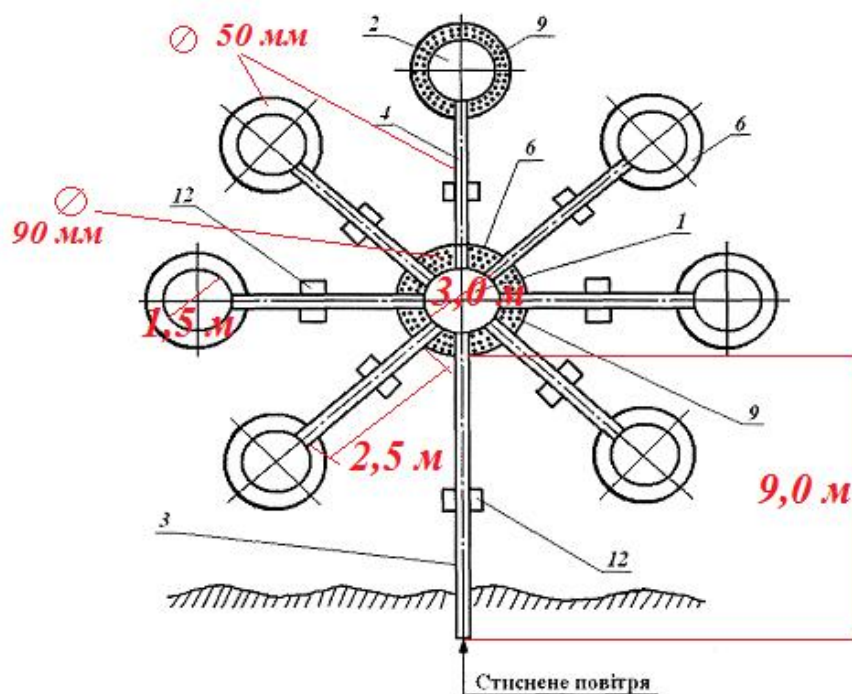


Рис. 3.8. Довжина та діаметр PN труб необхідних для виготовлення аератора

Гнучка розтяжка повинна мати з/б кріплення, поплавки можуть бути виготовлені зі щільного пінопласту. Необхідна кількість витратних матеріалів та їх вартість представлені на рис. 3.8 та в табл. 3.6.

Таблиця 3.6

Розрахунок вартості витратних матеріалів на виготовлення конструкції аератора

№ з/п	Комплектуючі	од. вим-нь	к-ть	ціна за од., грн	Сума
1	PN труба, діаметр 90 мм	м	18,42	330,00	6078,6
2	PN труба, діаметр 50 мм	м	50,47	84,30	4254,62
3	Трійник перехідний	шт.	16	177,00	2832
4	Кріплення	шт.	14	4,8	67,2
	Всього				13232,42

2) Вартість одного компресора становить 15398,75 грн. За два компресора сума становитиме 30797,50 грн.

3) Виготовлення коробу для розміщення компресорів обійдеться в 1500 грн., оплата за збір конструкції аератора 1000 грн.

4) Враховуючи, що споживання енергії одним компресором становить 210 Ватт, для забезпечення їх роботи вистачить мінімальної потужності сонячної станції на 0,5 кВт, обладнання якої передбачає витрату коштів у розмірі 32107,00 грн (додаток Ж).

5) Загальна сума на реалізацію проекту становитиме:

$$13232,42 + 30797,50 + 1500 + 1000 + 32107,00 = 78636,92 \text{ грн.}$$

Якщо припустити, що живлення компресорів від загальноміської електричної мережі обійдеться у:

$$0,21 * 2 * 0,9 \text{ грн/кВт/год} * 24 * 365 = 3311,28 \text{ грн,}$$

а економічні збитки за раптове аварійне забруднення водного середовища становлять 2224,72 грн. та 6171,05 грн за погіршення кисневого режиму в літній період, то загальна економія коштів при облаштуванні придонного аератора може становити:

$$3311,28 + 2224,72 + 6171,05 = 11707,05 \text{ грн/рік}$$

Враховуючи загальну вартість реалізації пропонованого проекту, строк окупності капіталовкладень становитиме:

$$78636,92 / 11707,05 = 6,7 \text{ років}$$

Проте, кількість енергії, яку буде виробляти сонячна станція не буде в повному обсязі використовуватись на живлення компресорів, тому впродовж всього року вона може реалізовуватись за зеленим тарифом у загальноміську мережу.

Так, у середньому за рік кількість залишкової енергії, що може реалізовуватись становить близько 34 кВт. Згідно Закону України «Про внесення змін до деяких законів України щодо забезпечення конкурентних умов виробництва електроенергії з альтернативних джерел енергії» [31] та постанови НКРЕКУ «Про встановлення «зелених» тарифів на електричну

енергію для приватних домогосподарств» [32] ставка зеленого тарифу на сьогодні становить 554,26 коп/кВт/год (без ПДВ). Отже, реалізація надлишкової енергії дозволить отримати:

$$34 * 12 * 5,5426 \text{ грн.} = 2261,4 \text{ грн.}$$

У такому разі, загальний економічний ефект становитиме:

$$11707,05 + 2261,4 = 13968,45 \text{ грн./рік}$$

А термін окупності:

$$78636,92 / 13968,45 = 5,6 \text{ років}$$

Таким чином, експериментальна частина нашого проекту доводить його наукове обґрунтування, а розрахунки економічної ефективності – доцільність реалізації. Адже, оздоровлення природних водойм є свідченням високої соціально-екологічної культури та сталого розвитку регіону.

## ВИСНОВКИ

1. Екологічний стан поверхневих вод досліджуваної гідроекосистеми свідчить про її незадовільний екологічний стан, що особливо гостро проявляється в межах урбанізованої частини водотоку, де річка зазнає посиленої антропогенної трансформації.

2. Максимальний вміст розчиненого у воді кисню відмічався у ранкові години і коливався в межах  $6,8-10,6 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  -  $7,2-9,1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ . Середні значення розчиненого у воді кисню припадали на 14 годину дня та коливались в межах  $6,02-8,94 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  -  $6,6-8,8 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ . Мінімальні концентрації розчиненого у воді кисню спостерігались ввечері о 21 годині та коливались в межах  $4,7-7,1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$  -  $5,2-7-6 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ .

3. У більшості контрольних пунктах співвідношення продукції до деструкції (A/R) було більшим одиниці в обидва дні обстежень, що свідчить про надходження до водойм надмірної кількості біогенних елементів, посилене первинне продукування та накопичення автохтонної органічної речовини, що зумовлює порушення рівноважного стану екосистеми, кругообігу речовин в ній та вторинне забруднення.

4. Досліджені особливості кисневого режиму водних р. Устя в межах урбанізованої території, дають підстави стверджувати, що на фоні відносно сприятливих концентрацій вмісту розчиненого у воді кисню має місце порушення збалансованості продукційно-деструкційних процесів як наслідок значного органічного забруднення, що вимагає вжиття компенсаційних водоохоронних заходів.

5. Запропоновано технологію аерації та запобігання замору риби у вигляді влаштування придонного пристрою для аерації водойм у межах розширеної ділянки, де переважання деструкційних процесів проявлялись в обидва періоди досліджень.

6. Система аерації передбачає подачу повітря за рахунок роботи двох компресорів продуктивністю 12000 л/год, що дозволить підтримувати вміст

розчиненого у воді кисню на рівні не нижче 6 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Живлення компресорів забезпечуватимуть сонячні акумулятори, із можливою реалізацією надлишкової енергії у загальноміську електричну мережу за зеленим тарифом.

7. Необхідна кількість коштів на реалізацію проекту становить 78636,92 грн., а термін окупності 5,6 років.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Catch B. How to define, assess and monitor the ecological status of rivers, lakes and coastal waters Regional interpretation of EU Framework Directive in the Baltic Sea catchment : theme report / B. Catch. – 2006. – 257 p.
2. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy : official Journal of the European Communities. 22/22/2000. – 118 p.
3. Garmendia M. Phytoplankton composition indicators for the assessment of eutrophication in marine waters: Present state and challenges within the European directives / M. Garmendia, B. Ángel, J. Franco, M. Revilla // Marine Pollution Bulletin. – 2013. – Vol. 66, Issues 1–2. – P. 7-16.
4. Безматерных Д. М. Водные экосистемы: состав, структура, функционирование и использование / Д. М. Безматерных. – Барнаул : Изд-во Алт. ун-та, 2009. – 97 с.
5. Гольд З. Г. Словарь терминов и понятий по водным экосистемам (биологическая структура, качество вод, охрана) : учеб.-метод. пособ. / З. Г. Гольд, И. И. Морозова. – Красноярск, 2004. – 94 с.
6. Гриб Й.В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем / Й.И. Гриб, М.О. Клименко, В.В. Сондак. – Рівне, т. 1, 1999. – 213 с.
7. Кузьменко М.И., Брагинский Л.П., Ковальчук Т.В., Романенко А.В. Гидроэкологический русско-украинско-английский словарь-справочник: около 2 тыс. терминов и понятий / Под ред. акад. В.Д. Романенко. — К.: «Демидур», 1999. - 262 с.
8. Никаноров, А. М. Гидрохимия : учеб. для вузов по спец. «Гидрология суши» / А. М. Никаноров. – СПб. : Гидрометеиздат, 2001. – 444 с.
9. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М.: Главрыбвод Минрыбхоза СССР, 1990. – 96 с.
10. Осадчий В.И., Осадча Н.М. Многолетняя динамика и внутригодовое распределение растворенного кислорода в поверхностных водах

Украины // Матер. Третьей Всеукр. наук. конф. «Гидрология, гидрохимия и гидро экология. – К.: Ніка-центр, 2006. – С.122-123.

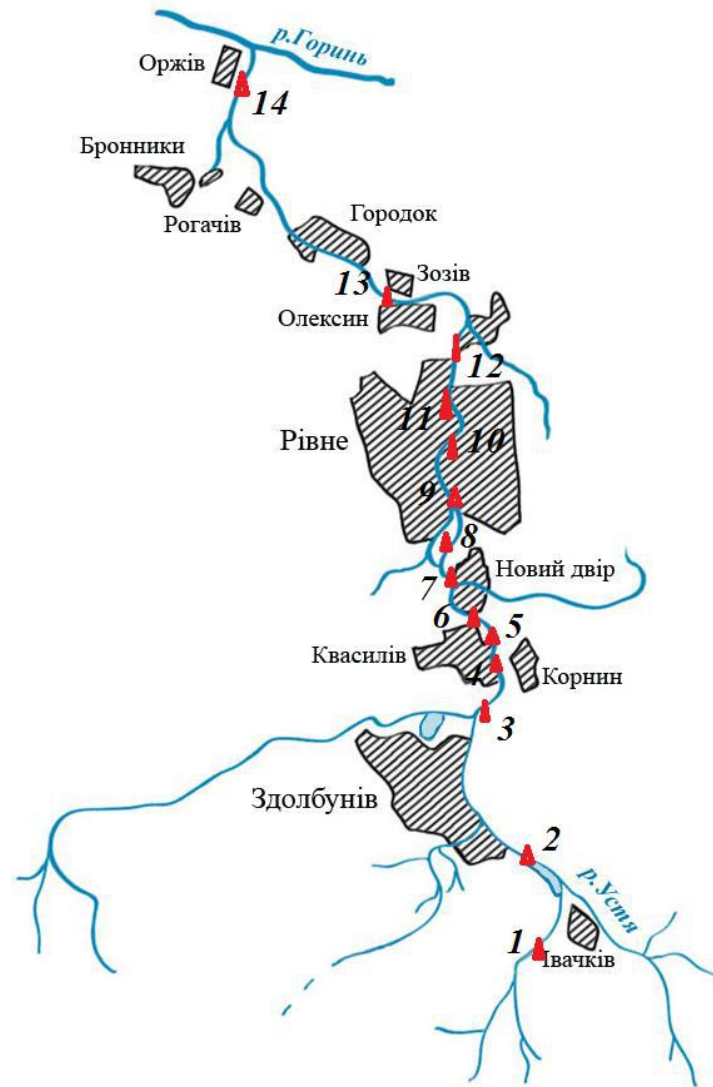
11. Лозовик П.А. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод и их устойчивости к антропогенному воздействию. Автореф. ... доктора хим. н. Москва, 2006. – 60 С.
12. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии / В. Д. Романенко. – Київ : Обереги, 2001. – 728 с.
13. Семенова Ю.С., Семенов С.Ю. Разработка технологии ремедиации и предотвращения замора ихтиофауны в водоемах севера РФ // XII Международная конференция молодых ученых «Перспективы развития фундаментальных наук» (Томск, 21–24 апреля 2015 г.) / Томский политехнический университет. – Томск : Изд-во Томского политехнического университета, 2015. – 1556 с. – С. 868-870.
14. Севастьянов А.В., Лишавская Т.С., Чаткина Т.В. Гипоксия природных вод прибрежных районов залива Петра Великого / Труды дальневосточного регионального научно-исследовательского гидрометеорологического института. Вып. 1(154). – 2012. С. 54-59.
15. Гончаров А. В., Исаев В. А., Лобченко Е. Е., Ничипорова И. П. Особенности кислородного режима рек в бассейнах Волги, Оби и Лены // Вод. ресурсы. – 2011. – Т. 38, № 5. – С. 564–570.
16. Мусатов А.П. Оценка параметров экосистем внутренних водоемов. М.: Научный мир. – 2001. – 192 с.
17. Никаноров А. М., Трофимчук М. М., Сухоруков Б. Л. Методы экспериментальной гидроэкологии. Ростов–на–Дону: НОК, 2012. 309 с.
18. Жукова В.С., Саблій Л.А. Вплив розміщення системи аерації на ефективність очищення стічних вод у біореакторах // Екологічна безпека та природокористування: Зб. наук. пр. – К., 2013. – Вип. 12. – С. 83-88.
19. Бедункова О. О. Часова динаміка якості поверхневих вод річок Рівненської області. Вісник НУВГП. Рівне, 2016. Вип. 2(74). С. 3–15.
20. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області у 2017 р. – Рівне, 2018. – 280 с.
21. Масовий замор риби знову стався в річці Устя у Рівному. [Електронний ресурс] / Режим доступу: <http://rivne1.tv/news/37600-masoviy-mor-ribi-znovu-stavsvya-v-richtsi-ustya-u-rivnomu-video>

22. В Усті знову спливала риба. [Електронний ресурс] / Режим доступу: [http://radiotrek.rv.ua/news/v\\_usti\\_znov\\_splyla\\_ryba\\_208244.html](http://radiotrek.rv.ua/news/v_usti_znov_splyla_ryba_208244.html)
23. Романенко В. Д. Методика экологической оценки качества поверхностных вод по соответствующим категориям / В. Д. Романенко, В. М. Жукинский, О. П. Оксенок [и др.]. – К. : СИМВОЛ–Т, 1998. – 28 с.
24. ГОСТ 17.1.5.05-85. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков. М.: Госстандарт, 1986. – 23 с.
25. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. – 330 с.
26. Методика розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів / [Електронний ресурс] / Режим доступу: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0767-09>
27. Лапач С. Н. Статистические методы в медико-биологических исследованиях с использованием Excel / С. Н. Лапач, А. В. Чубенко, П. Н. Бабич – 2 изд. перераб. и доп. – К. : 2001, Морион. – 408 с.
28. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М.: Главрыбвод Минрыбхоза СССР, 1990. – 96 с.
29. Санітарні правила та норми охорони поверхневих вод від забруднення. СанПіН ; 4630-88. – Москва, 1988. – 59 с.
30. Курбатова І.М., Цедик В.В., Коваленко В.О., Кононенко Р.В. Патент на корисну модель «Пристрій для аерації водоймищ» UA 47760 25.02.2010, Бюл.№ 4, 2010 р.
31. Закон України № 514-VIII від 04.06.2015 «Про внесення змін до деяких законів України щодо забезпечення конкурентних умов виробництва електроенергії з альтернативних джерел енергії» [Електронний ресурс] / Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/514-19>
- 32.- Постановою НКРЕКУ №508 від 31.03.2016 «Про встановлення "зелених" тарифів на електричну енергію» [Електронний ресурс] / Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/z0619-16>





Рис. А.1. Карто-схема умов формування стоку в межах басейну р. Устя



контрольний створ:

1. західна околиця хутора с. Івачків Здолбунівського району, де річка набуває водності від злиття вод численних меліоративних каналів;
2. с. Новомильськ Здолбунівського району Рівненської області, де впродовж 1,34 км паралельно з річкою розміщено рибницький став, води якого відводяться до русла річки;
3. 80 м до скиду очисних споруд смт Квасилів
4. 5 м нижче скиду очисних споруд смт Квасилів
5. 100 м нижче скиду очисних споруд смт Квасилів
6. русло річки Устя під автомобільним мостом після смт Квасилів Здолбунівського району Рівненського району;
7. під автомобільним мостом в районі с. Новий Двір Рівненського району, на вході до Басівкутського водосховища;
8. центральна частина Басівкутського водосховища, навпроти пляжу;
9. 100 м нижче дамби Басівкутського водосховища;
10. в районі центрального ринку м. Рівне, під мостом по вул. Пересопницька;
11. розширене ділянка русла в межах м. Рівне, поблизу кафе «La Riva»;
12. міст на вул. Крейдяна, в межах м. Рівне с.
13. В. Олексин
14. гирлова частина русла річки Устя в межах смт Оржів Рівненського району Рівненської області, поблизу впадіння в р. Горинь.

Рис. А.2. Карто-схема розміщення контрольних пунктів відбору проб води р. Устя



## Результати хіміко-аналітичного контролю якості води р. Устя

«Національний університет водного господарства та природокористування  
Навчально-науковий інститут будівництва та архітектури  
Кафедра водопостачання, водовідведення та бурової справи  
Гідрохімічна лабораторія

33028, м. Рівне, вул. В.Чорновола, 41, кім.438

ПРОТОКОЛ № 493  
вимірювань показників складу та властивостей проб поверхневих вод  
від «31» липня 2018 р.

Відповідно до акта відбору проб вод від 25 липня 2018 року гідрохімічною лабораторією Національного університету водного господарства та природокористування акредитованому на право виконання вимірювань (Атестат № РТ-0127/2015 від „14“ грудня 2015 р., виданий Рівненським державним центром стандартизації, метрології та сертифікації), проведено хімічний аналіз поверхневої води

**Басівкського водосховища, р.Устя,**

1. Відбір проб проведено відповідно до чинних нормативних документів (НД). Перелік яких наведений в акті відбору проб.

2. Вимірювання проведені відповідно до:  
- методик виконання вимірювань (МВВ) допущених до використання та наведених у "Переліку методик виконання вимірювань (визначень) складу та властивостей проб об'єктів довкілля, викидів, відходів і сквідів, тимчасово допущених до використання Держспецінспекцією України", затвердженим Головою державним екологічним інспектором України та державним інспектором України з охорони навколишнього природного середовища від 01.03.2013 р.

3. При вимірюванні застосовані такі основні засоби виміральної техніки (ЗВТ):  
- колориметр фотоспектральний концентраційний КФК-3 № 9200934, дата повірки 02.07.2018 р.;  
- вага лабораторна 2 класу ВЛР-206 № 812, дата повірки 22.02.2018 р.  
- іонізмір універсальний ЗВ-74 №7294, дата повірки 02.07.2018 р.

4. Результати вимірювань.

Показник вимірювання	Одиниця вимірювання	Місце відбору проб вод *				Методика виконання вимірювань
		1	2	3	4	
pH	од.	8,05	7,95	7,35	8,0	МВВ 081-0317-06
Амоній	мг/дм³	1,42	2,33	2,14	2,85	МВВ 081-0106-03
Азот амонійний	мг/дм³	1,1	1,81	1,66	2,22	МВВ 081-0106-03
Нітрити	мг/дм³	0,076	0,19	0,19	3,36	КНД 211.1.4.023-95
Азот нітритний	мг/дм³	0,076	0,059	0,059	1,02	КНД 211.1.4.023-95
Нітрати	мг/дм³	5,92	6,08	6,24	5,6	МВВ 081-0651-09
Азот нітратний	мг/дм³	1,34	1,37	1,41	1,26	МВВ 081-0651-09
Фосфати	мг/дм³	0,87	1,0	0,97	3,9	МВВ 081-0005-01
Хлориди	мг/дм³	27,8	27,8	27,8	43,1	МВВ 081-0653-09
Сульфати	мг/дм³	32,5	27,5	42,5	75,0	МВВ 081-0177-05
Загальні речовини	мг/дм³	20,0	21,0	17,0	12,0	КНД 211.1.4.023-95
Окислювальність перманганатна	мгО₂/дм³	16,9	13,7	14,2	15,7	МВВ 081-0016-01
БСК 5	мгО₂/дм³	10,62	8,7	7,0	8,52	КНД 211.1.4.023-95
Загальне залізо	мг/дм³	0,4	0,54	0,56	0,5	МВВ 081-0175-03
Марганець	мг/дм³	0,2	0,12	0,1	0,043	МВВ 081-0107-03
Мідь	мг/дм³	0,24	0,05	0,075	0,2	КНД 211.1.4.035-95
Цинк	мг/дм³	2,1	0,52	0,56	0,94	МВВ 081-0173-05

Місце відбору проб вод\*:

1 - 100 м нижче дамби Басівкського водосховища;  
2 - в районі центрального русла м. Рівне, під мостом по вул. Пересопницька;  
3 - розширене ділянка русла в межах м. Рівне, поблизу кафе «La Vivant»;  
4 - гірська частина русла річки Устя в межах смт Орада Басівкського району Рівненської області, поблизу впадіння в р. Горинь.

Завідуючий кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи  
Завідуючий ГХЛ

С.Ю.Мартинюк  
Т.В.Романенко

4. Результати вимірювань.

Показник вимірювання	Одиниця вимірювання	Місце відбору проб вод * 18.07.2018 р.*				Методика виконання вимірювань
		1	2	3	4	
pH	од.	8,0	7,7	7,95	7,9	МВВ 081-0317-06
Амоній	мг/дм³	0,57	0,1	< 0,1 (0,037)	0,55	МВВ 081-0106-03
Азот амонійний	мг/дм³	0,44	0,078	0,029	0,43	МВВ 081-0106-03
Нітрити	мг/дм³	< 0,03 (0,009)	0,031	1,15	0,67	КНД 211.1.4.023-95
Азот нітритний	мг/дм³	0,0027	0,0094	0,35	0,2	КНД 211.1.4.023-95
Нітрати	мг/дм³	< 0,5 (0,13)	< 0,5 (0,096)	5,38	2,24	МВВ 081-0651-09
Азот нітратний	мг/дм³	0,029	0,022	1,19	0,51	МВВ 081-0651-09
Фосфати	мг/дм³	0,21	0,71	1,27	1,07	МВВ 081-0005-01
Хлориди	мг/дм³	31,3	16,0	27,8	26,3	МВВ 081-0653-09
Сульфати	мг/дм³	92,5	80,0	27,5	77,5	МВВ 081-0177-05
Загальні речовини	мг/дм³	16,0	8,0	9,5	3,0	КНД 211.1.4.023-95
Окислювальність перманганатна	мгО₂/дм³	19,0	27,8	15,5	13,0	МВВ 081-0016-01
БСК 5	мгО₂/дм³	9,3	11,28	8,9	7,8	КНД 211.1.4.023-95
Загальне залізо	мг/дм³	1,59	0,82	1,98	0,62	МВВ 081-0175-03
Марганець	мг/дм³	0,23	1,63	0,034	0	МВВ 081-0107-03
Мідь	мг/дм³	0,28	0,15	0,33	0,12	КНД 211.1.4.035-95
Цинк	мг/дм³	0,32	0,23	0,13	0,12	МВВ 081-0173-05

Місце відбору проб вод\*:

1 - злісна околиця хутора с. Іванців Заліщицького району, де річка набігає відокремлена від затоки від численних водотоків каналів;  
2 - с. Новокняськ Заліщицького району Рівненської області, де проходить ЛІІІ км паралельно в річці розширеному річковий стік, який його відокремлює від русла річки;  
3 - русло річки Устя під автомобільним мостом біля смт Калішів Заліщицького району Рівненського району;  
4 - від автомобільного мосту в районі с. Нової Діри Рівненського району, від якого відокремлюється водосховище.

Завідуючий кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи  
Завідуючий ГХЛ

С.Ю.Мартинюк  
Т.В.Романенко

4. Результати вимірювань.

Показник вимірювання	Одиниця вимірювання	Місце відбору проб вод *					Методика виконання вимірювань
		1	2	3	4	5	
pH	од.	8,4	7,6	8,35	7,95	8,5	МВВ 081-0317-06
Амоній	мг/дм³	1,0	1,1	1,62	1,62	1,71	МВВ 081-0106-03
Азот амонійний	мг/дм³	0,78	0,86	1,26	1,26	1,33	МВВ 081-0106-03
Нітрити	мг/дм³	0,33	0,039	0,053	0,045	0,096	КНД 211.1.4.023-95
Азот нітритний	мг/дм³	0,1	0,012	0,016	0,014	0,029	КНД 211.1.4.023-95
Нітрати	мг/дм³	0,37	0,35	0,99	0,86	0,22	МВВ 081-0651-09
Азот нітратний	мг/дм³	0,083	0,079	0,13	0,19	0,05	МВВ 081-0651-09
Фосфати	мг/дм³	0,7	0,80	0,71	0,6	0,58	МВВ 081-0005-01
Хлориди	мг/дм³	29,2	29,5	28,1	28,5	31,3	МВВ 081-0653-09
Сульфати	мг/дм³	78,8	77,5	50,0	62,5	42,5	МВВ 081-0177-05
Загальні речовини	мг/дм³	21,5	21,0	23,0	17,0	20,0	КНД 211.1.4.023-95
Окислювальність перманганатна	мгО₂/дм³	11,7	15,5	14,4	12,0	13,7	МВВ 081-0016-01
БСК 5	мгО₂/дм³	6,75	8,42	8,3	7,0	7,42	КНД 211.1.4.023-95
Загальне залізо	мг/дм³	0,43	0,47	0,33	0,33	0,35	МВВ 081-0175-03
Марганець	мг/дм³	0	0,22	< 0,05	< 0,05	< 0,05	МВВ 081-0107-03
Мідь	мг/дм³	0,2	0,12	0,08	0,11	0,08	КНД 211.1.4.035-95
Цинк	мг/дм³	0,25	0,34	0,09	0,17	0,16	МВВ 081-0173-05

Місце відбору проб вод\*:

1 - Басівкське водосховище, після автомобільного мосту с. Нової Діри, від русла р. Устя до водосховища;  
2 - лівий берег Басівкського водосховища, навпроти мулового майдану;  
3 - правий берег Басівкського водосховища, навпроти житлової забудови с. Нової Діри;  
4 - центральна частина Басівкського водосховища, навпроти житлової забудови по вул. Білішівська;  
5 - білише лівого берега Басівкського водосховища, навпроти автомобільного мосту по вул. Басівкська.

Завідуючий кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи  
Завідуючий ГХЛ

С.Ю.Мартинюк  
Т.В.Романенко

## ДОДАТОК В

Таблиця В.1

Речовини, що визначають якість води\* р. Устя, за рибогосподарською категорією водокористування

Показник вимірювання	Місце відбору проби води													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
рН														
Амоній	1,1		21,5	7,7			1,1	3,2	2,8	4,7	4,3	4,8	2,1	5,7
Азот амонійний				16,8	6,0			2,5	2,2	3,6	3,3	3,8	1,7	4,4
Нітрити				108,1	49,8	14,4	8,4			2,4	2,4	6,3	2,9	42,0
Азот нітритний			1,8	131,5	60,5	17,5	10,0		3,8	3	3	7,5	3,5	51
Нітрати														
Азот нітратний														
Фосфати	1,4	4,7	1,8	37,5	13,8	8,5	7,1	4,0	5,8	6,7	6,5	4,3	5,4	26,0
Хлориди														
Сульфати				1,3	1,1							1,1		
Завислі речовини	21,3	10,7	6,7	22,7	8,7	12,7	4,0	22,7	26,7	28,0	22,7	37,3	20,5	16,0
ПО		1,4												
БСК 5	4,7	5,6	2,9	8,1	3,5	4,5	3,9	3,5	5,3	4,4	3,5	4,9	2,2	4,3
Розчинений кисень		2,0		1,9		1,9						1,9	1,5	1,4
Насичення киснем														
Залізо загальне	15,9	8,2	2,1	3,9	3,2	19,8	6,2	3,3	4,0	5,4	5,6	4,2	2,6	5,0
Марганець	23,0	163,0				3,4		3,0	20,0	12,0	10,0			4,5
Мідь	280,0	150,0		84,0	38,0	330,0	120,0	110,0	240,0	50,0	75,0	76,0	30,0	200,0
Цинк	22,0	23,0	12,0	3,4	4,3	15,0	12,0	17,0	210,0	52,0	56,0	8,2	5,7	94,0

\*Примітка: Перелік гранично допустимих концентрацій (ГДК) і орієнтовно безпечних рівнів впливу (ОБРВ) шкідливих речовин для води водних об'єктів, які мають рибогосподарське значення. - Москва, 1999 р. – 188 с.

продовження додатку В

Таблиця В.2

Речовини, що визначають якість води\* р. Устя, за господарсько-побутовою категорією водокористування

Показник вимірювання	Місце відбору проби води													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
рН														
Амоній				5,4	1,9					1,2	1,1	1,2		1,4
Азот амонійний				4,2	1,5									1,1
Нітрити				2,6	1,2									
Азот нітритний				2,6	1,2									
Нітрати														
Азот нітратний														
Фосфати				1,6										1,1
Хлориди														
Сульфати														
Завислі речовини	1,1			1,1				1,1	1,3	1,4	1,1	1,9		
ПО														
БСК 5	3,1	3,8	1,9	5,4	2,3	3,0	2,6	2,3	3,5	2,9	2,3	3,3	1,5	2,8
Розчинений кисень		1,3		1,2		1,3						1,3		
Насичення киснем														
Залізо загальне	5,3	2,7		1,3	1,1	6,6	2,1	1,1	1,3	1,8	1,9	1,4		1,7
Марганець														
Мідь														
Цинк									2,1					

\*Примітка: Санітарні правила та норми охорони поверхневих вод від забруднення. СанПіН ;4630-88. – Москва, 1988. – 59 с.

**продовження додатку В**  
**Таблиця 8.22**

Екологічна оцінка якості поверхневих вод\* р. Устя за відповідними категоріями

[illegible]



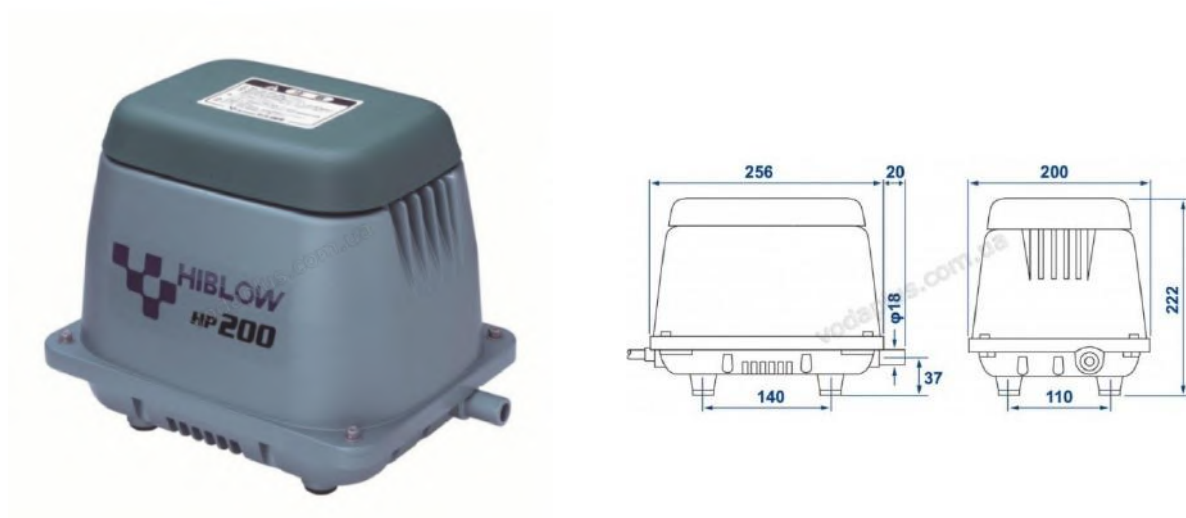


Рис. В.1. Зовнішній вигляд та розміри компресора типу HIBLOW HP-200

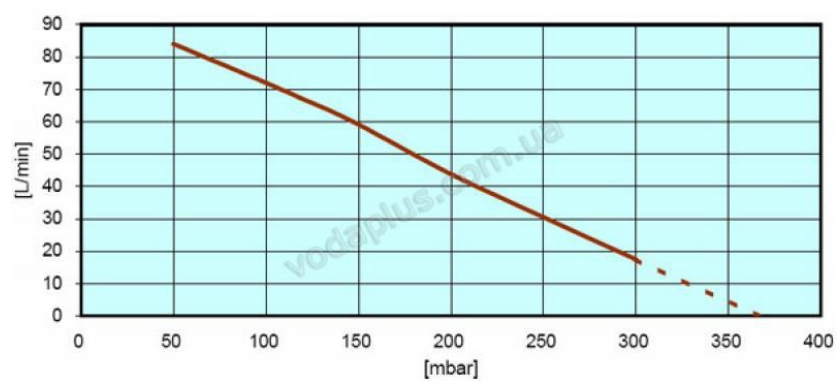


Рис. В.2. Продуктивність роботи компресора HIBLOW HP-200, залежно від глибини занурення

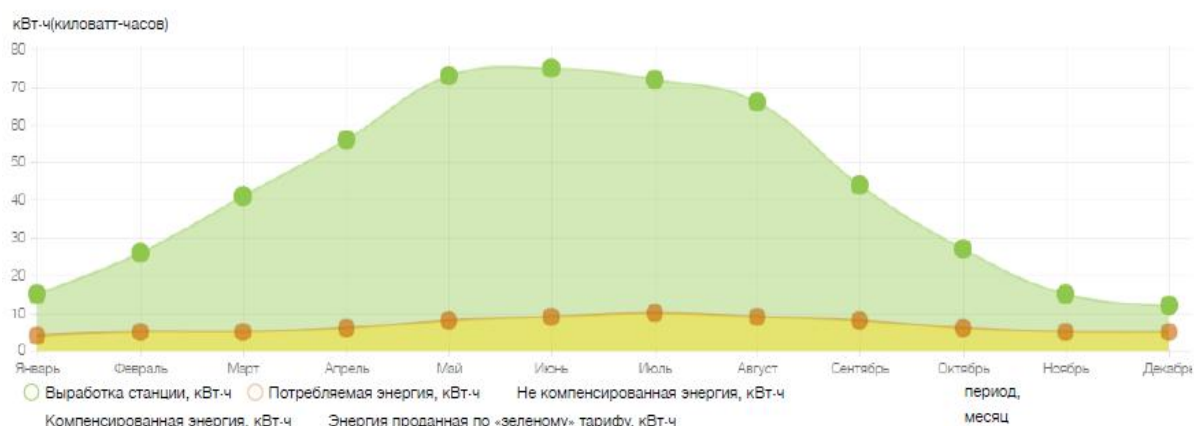


## Расчет солнечной электростанции мощностью 0.5 кВт

Регион Ровно

Параметры расчета

Необходимая мощность станции, кВт·ч	0.5
Количество фотомодулей, кВт·ч	2
Направление кровли	север
Угол наклона, °	5
Площадь фотомодулей, м <sup>2</sup>	3,88
Площадь станции, м <sup>2</sup>	3,88
Тип станции	автономная
Тип солнечных панелей	300 Вт / 1.94 м <sup>2</sup>
Тип аккумуляторов	TROJAN ( Свинцово-кислотные, обслуживаемые ) T-105
Автономность, час	24
Потребление зимой в месяц, кВт·ч	4
Потребление летом в месяц, кВт·ч	10



## РЕЗУЛЬТАТЫ ПРЕДВАРИТЕЛЬНОГО РАСЧЕТА

Выработка солнечной электростанции в год, кВт·ч	522
Годовое потребление объекта, кВт·ч	80
Компенсированная электроэнергия станцией, кВт·ч	80
Ориентировочная стоимость электростанции, грн	32 107.00

Расчет солнечной электростанции с помощью калькулятора носит предварительный характер. Каждый объект является индивидуальным, для формирования окончательного предложения под «ключ» с учетом монтажа и технико-экономического обоснования мы рекомендуем провести бесплатное техническое обследование. По итогам обследования наши специалисты подготовят и предоставят комплексное предложение с учетом стоимости проекта, схемы размещения и включения оборудования, объемов выработки и сроков окупаемости солнечной электростанции.

**«ефект чистоти»**

**ЗНИЖЕННЯ ВМІСТУ ТОКСИЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У РІЧКОВІЙ  
ВОДІ ЗА ТЕХНОЛОГІЄЮ СОРБЦІЙНОГО ВИЛУЧЕННЯ**

**ОДЕСА-2019**

## ЗМІСТ

ВСТУП.....	3
РОЗДІЛ 1 .....	4
ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ .....	4
1.1. Сучасний стан поверхневих вод України .....	4
1.2. Загальні гідроекологічні відомості про токсичні елементи .....	7
РОЗДІЛ 2 .....	9
ОБ’ЄКТ, УМОВИ ТА МЕТОДИКИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	9
2.1. Загальна характеристика території проведення досліджень .....	9
2.2. Методики проведення досліджень .....	10
2.3. З’ясування ступеня екологічної шкоди та екологічного ризику .....	11
РОЗДІЛ 3 .....	13
РЕЗУЛЬТАТИ ВЛАСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	13
3.1. Динаміка якості поверхневих вод річок за відповідними категоріями .....	13
3.2. Характеристика рівнів токсичного забруднення за Л.П. Брагінським .....	20
3.3. Екологічна шкода та екологічний ризик забруднення річок .....	22
РОЗДІЛ 4 .....	27
СПОСІБ ПОНИЖЕННЯ ВМІСТУ ТОКСИЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У	
ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ .....	27
ВИСНОВКИ.....	32
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ.....	33
ДОДАТОК.....	36

## ВСТУП

Проблема чистої води на сучасному етапі стає все більш актуальною. Погіршення якості поверхневих вод загрожує деградацією водних екосистем і зниженням продуктивності водойм. Приоритетними забруднюючими речовинами в більшості регіонів виступають токсичні елементи, що мають як алохтонне так і автохтонне походження. На жаль, очисні споруди не завжди справляються з очисткою стічних вод, а подекуди і зовсім відсутні. Це вимагає вжиття компенсаційних заходів, одним із напрямків яких може бути встановлення локальних споруд очистки природних вод за технологією сорбційного вилучення.

**Метою роботи** було проаналізувати можливість зниження токсичних елементів у річковій воді за технологією сорбційного вилучення.

Для реалізації поставленої мети виконувались наступні **завдання**:

- 1) проаналізувати сучасний екологічний стан річок басейнів р. Горинь та р. Стир
- 2) Виявити пріоритетні забруднювачі;
- 3) З'ясувати рівні токсичності поверхневих вод досліджуваних річок;
- 4) Оцінити ступінь екологічної шкоди та екологічного ризику від забруднення поверхневих вод річок токсичними елементами;
- 5) Запропонувати модернізований спосіб технології сорбційного вилучення токсичних елементів із річкової води.

**Об'єкт досліджень** – токсичне забруднення поверхневих вод річок та способи вилучення токсичних елементів за технологією сорбційного вилучення.

**Предмет досліджень** – характеристики загального екологічного стану та рівні токсичності річкової води, ступінь екологічної шкоди та екологічного ризику від забруднення річок токсичними елементами, принципи підвищення ефективності вилучення токсичних елементів із річкової води за технологією сорбції.

## РОЗДІЛ 1

### ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

#### 1.1. Сучасний стан поверхневих вод України

У світлі сучасних екологічних позицій, українське суспільство, все частіше, звертає увагу на ймовірність кризи водних ресурсів.

Однією з причин цього є той факт, що Україна належить до найменш водозабезпечених європейських країн. При цьому, питомі запаси поверхневих вод окремих регіонів нашої країни мають значні відмінності [1, 2]:

- *області високої водозабезпеченості*: Закарпатська, Івано-Франківська, Львівська (із питомими запасами водних ресурсів більше 180 тис. м<sup>3</sup>/км<sup>2</sup>);
- *області середньої водозабезпеченості*: Чернівецька, Тернопільська, Рівненська, Чернігівська, Волинська, Житомирська, Хмельницька, Сумська, Вінницька (90-180 тис. м<sup>3</sup>/км<sup>2</sup>);
- *області помірної водозабезпеченості*: Київська, Полтавська, Луганська, Харківська, Черкаська (40-90 тис. м<sup>3</sup>/км<sup>2</sup>);
- *області низької водозабезпеченості*: Донецька, Дніпропетровська, Миколаївська, Запорізька (15-40 тис. м<sup>3</sup>/км<sup>2</sup>);
- *області недостатньої водозабезпеченості*: Одеська, Херсонська, Кіровоградська (менше 15 тис. м<sup>3</sup>/км<sup>2</sup>).

Поверхневі води України це річки, озера, водосховища та ставки, які формуються в басейнах Дніпра, Дністра, Дунаю, Сіверського Дінця, Південного та Західного Бугу, Вісли, а також малих річок Приазов'я та Причорномор'я. Вони займають близько 24,15 тис. км<sup>2</sup>, або майже 4 % території країни [3].

Запаси поверхневих вод формуються, головним чином, річковим стоком і разом із запасами підземних вод (гідравлічно не зв'язаних з річковим стоком), а також стоком магістральних та розподільчих каналів меліоративних систем і транзитною частиною стоку прикордонних річок становлять водоресурсний потенціал України [4].

Саме поверхневі води є найбільш залученими до господарського використання водними ресурсами України, через що зазнають інтенсивного антропогенного впливу та відчутні зміни свого природного якісного стану.

Протягом останніх років спостерігається стала тенденція до погіршення якості поверхневих вод усіх регіонів країни. Це зумовлює втрату рівноваги та самоочисної здатності водних об'єктів, виникнення заморів риби та ускладнення рекреаційного використання водойм, погіршення питного водопостачання населення тощо [5].

Карта стану поверхневих вод України свідчить, що антропогенні зміни якості води зумовлюють, передусім, погіршення трофо-сапробіологічних та специфічних показників токсичної дії. Наприклад, для лівої частини басейну Дніпра, найбільш поширеними забруднювачами поверхневих вод є сполуки важких металів (міді, цинку, заліза загального), які за даними різних досліджень перевищують гранично-допустимі концентрації (ГДК) у 2-26 разів. Дещо меншими тут виявляються концентрації фенолів та нафтопродуктів – від 1 до 5 ГДК. Сполуки азоту, концентрація у воді розчиненого кисню та інші біогенні характеристики в поверхневих водах цієї території України є відносно задовільними.

Північно-західна частина басейну Дніпра й досі зазнає негативного впливу радіоактивних елементів після аварії на Чорнобильській АЕС.

Основними забруднювачами вод Дніпровського каскаду виявляються сполуки міді (до 12 ГДК), цинку (до 9 ГДК), заліза загального (до 4 ГДК) та феноли (до 5 ГДК).

Басейни Західного Бугу та Дністра характеризується присутністю в поверхневих водах підвищених концентрацій нафтопродуктів та фенолів (до 9 ГДК) та, в окремих випадках, фосфатів (до 3 ГДК).

Для Приазовського басейну характерне деяке підвищення вмісту сульфатів, що пов'язано з фізико-географічними умовами району та джерелами живлення поверхневих вод. При цьому, показник біологічного споживання кисню, вміст амонійного азоту та сполук важких металів майже не перевищують ГДК [3].

Відомо, що значні концентрації біогенних речовин у поверхневих водах свідчать про потрапляння в них недостатньо очищених комунально-побутових стоків та поверхневого стоку з сільськогосподарських угідь, а зростання концентрацій важких металів та присутність нафтопродуктів – про надходження промислових стоків та стік урбанізованих територій.

Динаміка скидів стічних вод у поверхневі води за різними галузями економіки України відображує, що за останні 5 років загальні об'єми скидів зменшились на 868,9 млн.м<sup>3</sup>, або на 49,8%. Проте, все частіше з'являється інформація про кризовий стан того чи іншого водного об'єкту, згадати, хоча б річки Полтва, Хомора, Кальміус [5].

Серед причин погіршення стану поверхневих вод на території України, слід зазначити: нерівномірність забезпечення регіонів водними ресурсами; недосконалість системи моніторингу поверхневих вод та прийняття водогосподарських рішень; недотримання норм чинного законодавства про воду; відсутність економічних, соціальних, податкових та інших інструментів державної мотивації у галузі водокористування; глобальна зміна клімату; незадовільна експлуатація систем водопостачання; відсутність якісно нових технологій водозабору; застарілі технології водоочищення.

Важливим є і той факт, що нині, на душу населення в Україні припадає близько 1790 м<sup>3</sup> прісної води. За прогностичними розрахунками, до 2050 р., цей показник зменшиться до 837 м<sup>3</sup>, що тільки підтверджує шлях України до кризи водних ресурсів [6].

Саме тому, важливим стратегічним завданням сьогодні є збереження якості поверхневих вод, які повинні передбачати резервацію для питних потреб, а це потребує суттєвих витрат, більша частина яких повинна інвестуватись у технології захисту водних ресурсів. Тож, лише обґрунтовані водогосподарські рішення дозволять уникнути виснаження і кризи водних ресурсів України та забезпечать підтримку їх доброго стану.

## 1.2. Загальні гідроекологічні відомості про токсичні елементи

Оскільки найбільш поширеними токсикантами у водних екосистемах є важкі метали, розглянемо їх основні властивості та наслідки присутності в водоймах. Практично всі метали, які потрапляють під визначення важких (за винятком свинцю, ртуті, кадмію та вісмуту, а також миш'яку), беруть активну участь у біологічних процесах, входячи до складу ферментів, макромолекул, гормонів, вітамінів і т.д. У зв'язку з цим хімічні елементи даної групи поділяють на есенціальні (біофільні) і не есенціальні [7].

До першої групи нині віднесено 25 хімічних елементів, таких як Fe, Cu, Zn, Cr, Mn, Co, Mo й ін., які необхідні для нормального перебігу фізіологічних процесів у живих організмах, у тому числі і гідробіонтів, але за високих рівнів вмісту у воді чи інших середовищах вони мають токсичну дію, а накопичення таких елементів в тканинах і органах живих організмів спричиняє порушення біохімічних процесів і фізіологічних функцій.

До другої групи віднесені такі елементи як Hg, Cd, Pb, Bi і As, які відомі як високотоксичні, тобто викликають негативні зміни у життєдіяльності організмів навіть за дуже низьких концентрацій, а їх біологічна роль не визначена.

Мідь – важливий есенціальний елемент, досить мало поширений у навколишньому середовищі. У вільному вигляді зустрічається як мідні самородки, інколи значних розмірів (декілька тонн). Біля 80% міді у земній корі – її сполуки із сіркою (сульфуром), 15% – у вигляді оксидів, карбонатів, силікатів, які є продуктами вивітрювання первинних сульфідних мідних руд.

Мідь відноситься до незамінних для живих організмів, у тому числі і гідробіонтів, мікроелементів, бере участь у фотосинтетичних процесах та азотистому обміні водоростей і вищої водяної рослинності, входить до складу ензимів і кофакторів, каталізує окисно-відновні реакції, гідролітичні процеси і т.д. Си бере участь у процесах тканинного дихання, кровотворення, мінерального і азотного обміну риб. Разом з тим надмірні концентрації міді мають токсичний вплив на гідробіонтів, блокуючи фотосинтетичні процеси, білковий і вуглеводний обмін, викликаючи атрофії, ендемічні анемії, порушення кровотворення, ураження нервової системи.



У водному середовищі Cu може знаходитись в іонному вигляді та у вигляді комплексних сполук з мінеральними чи органічними речовинами. Форма існування визначає рівень токсичності даного елемента для живих організмів. Закомплексована мідь не має токсичного впливу на живі організми, іони ж міді для прісноводних риб, як правило, більш токсичні, ніж іони всіх інших, за виключенням ртуті, металів. В умовах гострої інтоксикації риб міддю спостерігається зменшення окисної активності зябер, жирова дегенерація печінки, некрози клітин нирок, відмічені випадки крововиливів у мозок.

Для Cu характерне підвищення токсичності у суміші з цинком, кадмієм чи нікелем. За наявності ж у воді значної кількості кальцію токсична дія міді на гідробіонтів знижується.

Відомо, що джерелами надходження заліза до природних вод є процеси вивітрювання гірських порід, підземний стік, стічні води підприємств та сільськогосподарські стоки. У нейтральних водах концентрація  $\text{Fe}^{3+}$  становить  $10^{-16}$ – $10^{-18}$  моль/дм<sup>3</sup>. У таких водах переважають не іони  $\text{Fe}^{3+}$ , а розчинні молекули недисоційованого  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . У нейтральних водах на один іон  $\text{Fe}^{3+}$  припадає  $3 \cdot 10^5$  іонів  $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$ ,  $6 \cdot 10^6$  іонів  $[\text{Fe}(\text{OH})_2]^+$  та  $9 \cdot 10^6$   $[\text{Fe}(\text{OH})_3]$ .

У процесі осадження заліза в природних водоймах суттєве значення має реакція середовища. Так, осадження заліза в формі  $\text{Fe}^{2+}$  відбувається при рН води 5,5. Внаслідок осадження концентрація заліза у воді знижується, при цьому, основна його кількість переходить у донні осади, де утримується в вигляді карбонатів, сульфідів та у зв'язаному з органічними рештками стані. При пониженні рН, нестачі кисню чи появі розчинених комплексоутворювачів відбувається зворотній перехід заліза з осадів у воду. Як правило, це спостерігається в період паводків та дощів [8].

Для водойм рибогосподарського призначення гранично допустимою концентрацією вмісту в воді заліза загального є 0,1 мг/дм<sup>3</sup>, для водойм господарсько-питного використання 0,5 мг/дм<sup>3</sup>, при лімітуючому показнику шкідливості (ЛПШ) – «токсикологічний», тобто здатний чинити пряму токсичну дію на водні організми.

## РОЗДІЛ 2

### ОБ'ЄКТ, УМОВИ ТА МЕТОДИКИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 2.1. Загальна характеристика території проведення досліджень

Для проведення досліджень було обрано 16 контрольних створів, що належать до басейнів р. Горинь та р. Стир (додаток А) та мають різний рівень антропогенного навантаження.

Всі річки належать до басейну Прип'яті, який характеризується рівнинною поверхнею з абсолютними висотами від 372 м на крайньому південному заході до 134 м на півночі. За середньою висотою (184 м над рівнем моря) територія є найнижчою серед областей України.

За зонально-регіональним поділом природних ландшафтів України водозбірні басейни дослідних гідроекосистем розташовані у межах наступних орографічних структур - Волинського Полісся (рр. Устя, Замчисько), Волинської височини (р. Іква та р. Стир в межах Рівненської області), та частково Житомирського Полісся (басейн річки Случ в гирлі). Зазначена територія має сприятливі умови рельєфу, відносно високе зволоження і формує густу та різноманітну мережу поверхневих вод, чому сприяє не стільки надмірна кількість атмосферних опадів, скільки досить стабільне переважання опадів над випаровуванням.

Поліські природні ландшафти виражені лісовими, лучно-болотними комплексами межиріччя, а також заплавними лучними, лучно-болотними та болотними місцевостями і урочищами.

У північній частині живлення річок мішане, з перевагою снігового, де на долю талих снігових вод припадає 55-65% річкового стоку. В лісостеповій частині області частка снігового живлення не перевищує 25-45% і часто зрівнюється або поступається підземному живленню. На Волинській височині його частка становить 35-45%, а для окремих річок піднімається до 64% (р. Іква). На Поліссі підземними водами формується лише 8-20% річного стоку.

## 2.2. Методики проведення досліджень

Якість поверхневих вод за вказані роки оцінювали за “Методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями” [9, 10], що набула чинності з 01 січня 1999 р. згідно наказу Мінекобезпеки України за №44 від 31.03.1998 року.

Методика включає оцінку гідрохімічних параметрів води за трьома блоками показників: блок сольового складу ( $I_1$ ), блок трофо-сапробіологічного (санітарно-гігієнічного) складу ( $I_2$ ) та блок специфічних речовин токсичної дії ( $I_3$ ). На основі єдиних екологічних критеріїв методика дозволяє порівнювати якість води на окремих ділянках водних об’єктів та у водних об’єктах різних регіонів і полягає в обчисленні інтегрального індексу якості води ( $I_e$ ) за формулою:

$$I_e = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3} \quad (2.1)$$

Одержані величини блокових та інтегральних екологічних індексів, згідно екологічної класифікації, порівнювались з таким якісним станом води: відмінний стан 1,0-1,4 (еталон порівнянь); перехідний від відмінного до доброго 1,5-1,6; добрий 1,7-3,4; перехідний від доброго до задовільного 3,5-3,6; задовільний 3,7-5,4; перехідний від задовільного до поганого 5,5-5,6; поганий 5,7-6,4; перехідний від поганого до дуже поганого 6,5-6,6; дуже поганий 6,7-7,0.

Для безпосередньої еколого-токсикологічної характеристики, користувались методикою Л.П. Брагінського, яка відповідно до традиційних принципів гідробіологічної класифікації виділяє рівні токсичного забруднення (РТЗ) як водних екосистем так і поверхневих вод зокрема. Принцип оцінки вмісту токсикантів у воді, до яких методика відносить окремо фториди і всі важкі метали, крім міді, складається в сумачії концентрацій, нормованих по ГДК для водойм рибогосподарського призначення:

$$РТЗ = \sum C_i / ГДК_i \quad (2.2)$$

де:  $C_i$  - фактичне значення вмісту токсичних речовин в поверхневих водах;  
ГДК<sub>i</sub> - нормоване значення відповідного показника [11...13].

### 2.3. З'ясування ступеня екологічної шкоди та екологічного ризику

Загальною критеріальною основою для обчислення ступеня ЕШ та ЕР в аспекті якості води є система екологічних класифікацій якості поверхневих вод суші та естуаріїв, яка складається з трьох груп (блоків) спеціалізованих класифікацій, а саме: показників сольового складу, трофо-сапробіологічних показників, специфічних показників токсичної і радіаційної дії. Ця система є складовою частиною офіційної міжгалузевої “Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями” (1998).

Загальними взірцями (“еталонами”) якості води для обчислення ступеня ЕШ стосовно якості поверхневих вод в окремих водних об'єктах є значення екологічних нормативів (ЕН) якості цих поверхневих вод. ЕН якості вод – це науково обгрунтовані кількісні значення показників якості води (гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних, бактеріологічних, специфічних речовин), котрі відображають природний або типовий стан екосистеми водного об'єкту та цілі водоохоронної діяльності по поліпшенню існуючого екологічного стану водного об'єкту, або ж збереженню його в стані екологічного благополуччя [14]. Необхідність введення цієї нової водоохоронної норми була передбачена “Водним кодексом України (ст.37) в 1995 році. В 2001 році творчим колективом фахівців ІГБ НАН України, УНДІВЕП та УкрНДІЕП Мінекоресурсів України був розроблений і опублікований проект “Методики встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України”. Дві згадані вище методики, за твердженням їх авторів [15] є головним інструментом для обчислення ступеня ЕШ та ЕР стосовно якості води в будь-якому водному об'єкті України, за винятком суто морських. Ними пропонується така схема умовного поділу ступеня ЕШ та ЕР стосовно різних показників якості води на підставі кількісного виразу перевищення значень ЕН реально спостереженими значеннями окремих чи інтегральних показників якості води (табл. 2.1).

Прогноз зміни значень гідрохімічних показників річок виконували в рамках програмного пакету *Microsoft Excel*.

Таблиця 2.1

## Схема поділу ступеня ЕШ та ЕР стосовно якості поверхневих вод

Ступінь ЕШ та ЕР	Словесна характеристика ступеня ЕШ та ЕР	Перевищення значень показників якості води в сучасний період над значеннями ЕН - для обчислення ЕШ; перевищення прогнозованих значень над значеннями показників якості води в сучасний період - для обчислення ЕР
Перший (I)	Несуттєвий	На число, яке менше однієї категорії
Другий (II)	Суттєвий	На одну-дві категорії
Третій (III)	Неприпустимий (кризовий)	На три категорії
Четвертий (IV)	Катастрофічний	На число, яке більше трьох категорій

Задача зводилась до побудови трендових моделей, з використанням типу лінії, яка надавала найбільшу тісноту зв'язку, тобто  $R^2$  мала найвищі значення для фактичних величин показників якості води за останні кілька років. На кожен з графіків була нанесена лінія, яка відповідала значенням ГДК певного показника. Межі прогнозійних змін становили 5 років.

## РОЗДІЛ 3

### РЕЗУЛЬТАТИ ВЛАСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 3.1. Динаміка якості поверхневих вод річок за відповідними категоріями

Результати аналізу динаміки якості води досліджуваних річок за **блоком показників сольового складу ( $I_1$ )** представлено на рис. 3.1 (а). Прямокутники на діаграмі відображують коливання середніх величин блокового індексу ( $I_1$ ) за категорією, а верхні та нижні лінії – відповідно максимальні і мінімальні значення категорій, яких сягав блоковий індекс показників сольового складу впродовж періоду досліджень. Так, стан за категорією мінімальних значень показників сольового блоку річок в основному «відмінний», ступінь чистоти «дуже чиста». Виключенням є створ №5, де за мінімальною категорією сольового блоку встановлено перехідний стан «відмінний-добрий», ступінь чистоти «дуже чиста-чиста». За найгіршими (максимальними) та середніми значеннями категорій якість води річок по сольовому блоку коливалась від стану «відмінний-добрий», ступінь чистоти «дуже чиста-чиста» до стану «добрий», ступінь чистоти «чиста». Зокрема, вміст сульфатів у всіх дослідних річках за середніми значеннями ознак знаходився переважно в межах 1-2 категорії, за виключенням створу №14, де вміст сульфатів за середніми значеннями 2010 р. сягав 3 категорії якості води. За найгіршими значеннями виключення в межах 1-2 категорії становили вже три створи. У 2010 р. знову створ №14; у 2011 р. – створ № 7 вміст сульфатів сягав третьої категорії. У 2009 р. – створ № 2 вміст сульфатів сягав 4 категорії за найгіршими показниками. Вміст хлоридів за середніми значеннями ознак також знаходився переважно в межах 1-2 категорії, за виключенням створу №4 у 2010 р.; створу №11 у 2013 р.; створу №14 та у 2009 створ № 2, де вміст хлоридів сягав третьої категорії. У згаданих створах, вміст хлоридів за максимальними значеннями також знаходився в межах 3 категорії. У решті створів вміст хлоридів за максимальними значеннями показників знаходився в межах 1-2 категорії.

Аналіз просторової динаміки якості води річок за **трофо-сапробіологічним блоком ( $I_2$ )** свідчить про значно гірші категорії навіть за мінімальними

значеннями ознак, порівняно із категоріями сольового блоку (рис. 3.1 (б)). Так, стан за категорією мінімальних значень показників знаходився в широких межах: від 1,7 категорії – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» у створі №11 до 4,1 категорії у створі №6 – стан «задовільний», ступінь чистоти «забруднена».

За найгіршими (максимальними) значеннями категорій якості трофо-сапробіологічного блоку ( $I_2$ ) води річок області коливалась від 3,2 категорії – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» у створі №11 до 5,8 категорій у створах №10 та №12. За середніми значеннями категорій трофо-сапробіологічного блоку найбільш несприятливою виявилась ситуація у створах № 12 – 5 категорія – стан за категорією «посередній», ступінь чистоти «помірно забруднена»; створ №10 та створ №5 – стан за категоріями відповідно 4,5 - 4,6 - «задовільний-посередній», ступінь чистоти «слабко забруднена-помірно забруднена».

Якщо характеризувати окремі гідрохімічні показники, то слід відзначити, що погіршення якості води за трофо-сапробіологічним блоком, насамперед, обумовлюють вміст у воді підвищених концентрацій речовин азотної групи. Майже в кожному створі мало місце зростання концентрацій азоту нітратного та нітратного до 7 категорії – стан «дуже поганий», ступінь чистоти «дуже брудна», а також азоту амонійного до 6 категорії - стан «поганий», ступінь чистоти «брудна».

Показники БСК<sub>5</sub> та ХСК, що відображують вміст органічних речовин у річковій воді, відчутно зростали у створах після скидів з очисних споруд. Зокрема у створах №4, №7, №10 вони сягали 6 категорії за середніми значеннями ознак – стан «поганий», ступінь чистоти «брудна».

Завислі речовини у контрольних створах було переважно в межах 2-3 категорій – стан «дуже добрий-добрий», ступінь чистоти «чиста-досить чиста». Виключення становили води рр. Устя та Замчисько після скидів стічних вод, де концентрація завислих речовин сягала 4 категорії – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена».

Показник рН мав помітне погіршення у створі №5, де за всіма величинами показника мала місце 5 категорія – стан «посередній», ступінь чистоти «помірна забруднена». У решті контрольних створах показник рН річкової води зрідка

сягав 3 категорії – стан «добрий», ступінь чистоти «досить чиста». Концентрація розчиненого у воді кисню була переважно в межах 1-2 категорії за всіма величинами показника. Виключення становили створи №6, №8, №10 та №13, що в окремі роки характеризувались 4-6 категоріями за вмістом  $O_2$ .

Просторова динаміка якості поверхневих вод річок за **блоком специфічних речовин токсичної дії** ( $I_3$ ) відображує широкий діапазон мінливості його категорій, що свідчить про суттєві розбіжності їх показників як в межах окремих створів, так і в межах території області (рис. 3.1 (в)). Так, для мінімальних значень показників найкращою виявилась ситуація у створі №11, що відповідала 1,5 категорії – стан «відмінний», ступінь чистоти «чиста». Найгіршою для створу №5, що відповідала 4 категорії – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена». Максимальні значення ознак блоку специфічних речовин токсичної дії коливались від категорії 3,6 у створі № 16 – стан «добрий-задовільний», ступінь чистоти «досить чиста - слабко забруднена» до категорії 5,3 у створі № 11 – стан «посередній», ступінь чистоти «помірно забруднена».

Для середніх значень ознак блоку найпомітнішою була розбіжність у створі № 11, що коливались від категорії 2,9 – стан «добрий», ступінь чистоти «досить чиста» до категорії 3,9 – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена».

Серед усіх контрольних створів найвищі значення категорій за середніми величинами блоку відмічені у створах №5, №10, №12. Стан їх поверхневих вод оцінено як «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена». Тут необхідно зазначити, що 16 європейський екорегіон (типові рівнини) належить до тих регіонів, де середній вміст у воді деяких важких металів (залізо, цинк, мідь, марганець) відносно інший, ніж в інших регіонах [12]. Це зумовлено наявністю болотних ландшафтів, порівняно невеликими витратами води в річках, зональними відмінностями, знаходженням хімічних елементів поверхневого стоку з урбанізованих територій, з атмосферними опадами [2, 4, 29], що вносить суттєві корективи у функціонування гідроекосистем.

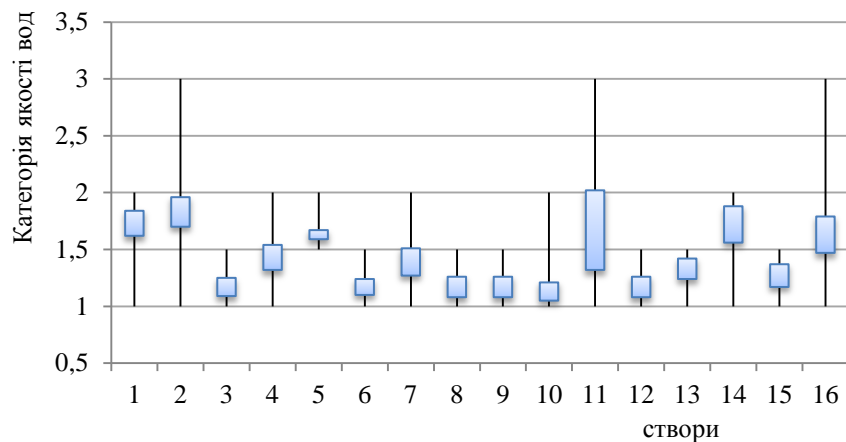
Так, серед репрезентативних створів слід відмітити значні концентрації міді, передусім, у створах центральної частини регіону. Зокрема, це створи №1,



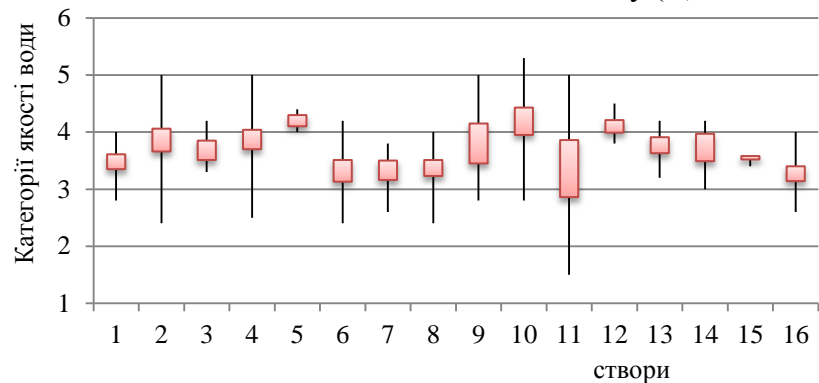
№2 - де майже незмінною є 5 категорія за вмістом у воді міді, що характеризує «посередній» стан та «помірно-забруднену» ступінь чистоти річкової води. В окремих створах (№4 та №9) вміст міді сягав 7 категорії – стан «дуже поганий», ступінь чистоти «дуже брудна».

У створі №6 відмічено 5 категорію за вмістом міді. У решті репрезентативних створах - переважно 4 категорією – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена». За вмістом цинку найгірші характеристики має р. Замчисько в обох репрезентативних створах, р. Стир у створі №6, а також р. Устя у створі №4 після скидів стічних вод. Тут має місце 7 категорія якості води, що характеризує її стан за вмістом цинку як «дуже поганий», а ступінь чистоти як «дуже брудна». Для створів, що зазнають впливу стічних вод відмічаються 4-5 категорії за цинком. Найменші концентрації елемента характерні для створу №1 - 1 категорія, стан «відмінний», ступінь чистоти «чиста».

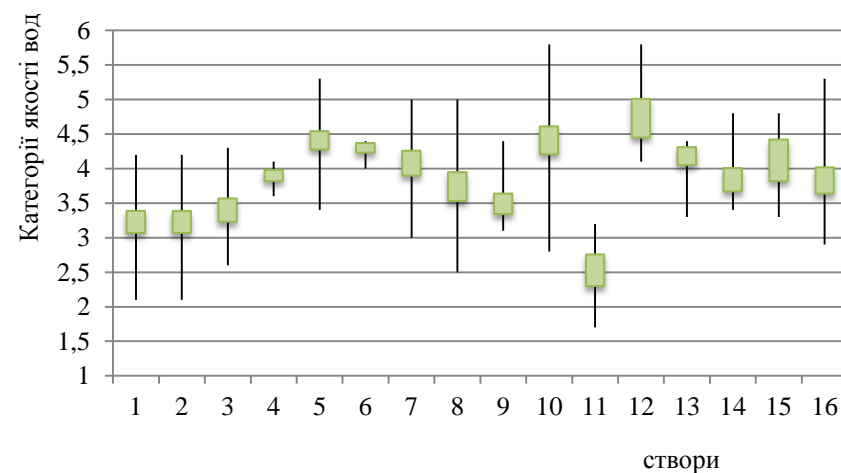
Вміст заліза у всіх створах в основному має 4 категорію – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена». Лише у створі №3 відмічено 5 категорію елемента, що характеризує «посередній» стан води із ступенем чистоти «помірно забруднена». Неоднозначною виявилась ситуація за вмістом у поверхневих водах річок марганцю. Так, незалежно від наявності джерел антропогенного навантаження концентрації елемента знаходяться в межах 2-4 категорій. Відсутність повноцінної інформації про вміст у поверхневих водах річок фторидів не дозволяє провести детальний аналіз ступені забруднення окремих створів даним елементом. Проте чітко простежується вміст фторидів у межах 4-5 категорій для малих річок та в межах 1-2 категорій для середніх річок. Величини **інтегрального екологічного індексу (Ie)** поверхневих вод знаходились в межах 2-3 категорій, що дає підстави віднести дослідні річки до II класу якості – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» (рис. 3.1 (г)). Виняток становить лише створ №5, де встановлено перехідний II-III клас якості поверхневих вод із характеристикою стану «добрий-задовільний», ступінь чистоти «чиста-забруднена».



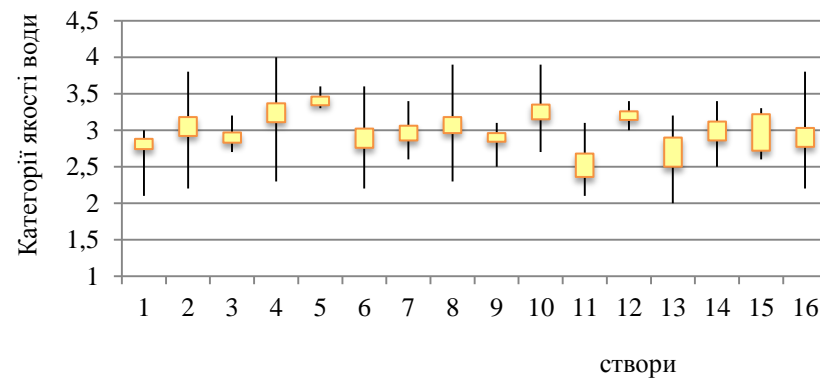
**а** – блок показників сольового складу ( $I_1$ )



**в** – блок специфічних речовин токсичної дії



**б** – блок трофо-сапробіологічних показників ( $I_2$ )



**г** – інтегральним екологічним індексом ( $I_e$ )

**Рис. 3.1 Категорії якості води за блоками речовин у репрезентативних створах**

Зведені результати часової динаміки якості поверхневих вод річок за представленими блоками речовин представлено у табл. 3.1.

Таблиця 3.1

## Об'єднана оцінка якості води досліджуваних річок

Рік Зна- чення	Клас якості		Стан (за класом)		Ступінь чистоти (за класом)	
	середні	максимальні	середні	максимальні	середні	максимальні
1	2	3	4	5	6	7
<b>р. Случ, в межах с. Бистричі, вище скиду стічних вод о/с ДП «Комунальник»</b>						
2009	II	III	добрий	задовільний	чиста	забруднена
2010	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2011	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2014	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2017	II	III	добрий	задовільний	чиста	забруднена
<b>р. Случ, в межах м. Березне, 0,6 км нижче скиду з о/с КП «Березневодоканал»</b>						
2009	II-III	III	добрий- задовільний	задовільний	чиста- забруднена	забруднена
2010	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2011	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2014	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
<b>р. Устя, верхів'я, природний фон, 65 км від гирла</b>						
2009	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2010	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
<b>р. Устя, в межах м. Рівне, 0,3 км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал»</b>						
2009	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2010	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2011	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2014	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	II-III	II-III	добрий- задовільний	добрий- задовільний	чиста- забруднена	чиста- забруднена
<b>р. Устя, в межах смт Оржів Рівненського р-ну, 0,7 км вище гирла</b>						
2010	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
<b>р. Стир, нижче с. Полонне Володимирецького р-ну, 0,5 км нижче скиду промислово- зливової каналізації Рівненської АЕС</b>						
2009	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2010	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2014	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
<b>р. Стир, в межах смт Зарічне, 0,5 км нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне»</b>						
2009	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2010	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
<b>р. Стир, в межах с. Іванчиці Зарічненського р-ну (з мосту), 1 км нижче впадіння р. Стубла, витік ріки в Білорусь, 4 км до кордону, 74 км від гирла</b>						
2009	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2010	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена

продовження табл. 3.1

1	2	3	4	5	6	7
2011	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2014	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2017	II-III	III	добрий-задовільний	задовільний	чиста-забруднена	забруднена
<b>р. Замчисько, в межах с. Мала Любаша Костопільського р-ну</b>						
2009	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2012	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
<b>р. Замчисько, в межах м. Костопіль, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал», нижче скиду меліоративного каналу</b>						
2009	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2010	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2011	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2014	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
<b>р. Стубелка, в межах селища Клевань, вище скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс»</b>						
2009	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2014	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2017	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
<b>р. Іква, с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.</b>						
2009	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2014	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
<b>р. Іква, в межах села Іванне Дубенського р-ну, 3,2 км нижче скиду з о/с КВП ВКГ «Дубноводоканал»</b>						
2009	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2014	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
<b>р. Іква, в межах с. Торговиця Млинівського району, 1,5 км вище гирла</b>						
2009	II	II	добрий	добрий	чиста	чиста
2014	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
<b>р. Горинь, в межах міста Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП «Міськводоканал»</b>						
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
<b>р. Горинь, в межах с. Висоцьк Дубровицького р-ну, на кордоні з Білоруссю</b>						
2014	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2011	II-III	III	добрий-задовільний	задовільний	чиста-забруднене	забруднена
2014	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена
2017	III	III	задовільний	задовільний	забруднена	забруднена

Таким чином, проведений аналіз свідчить про невідповідність фактичних та нормативних значень показників якості води, що належать до блоку трофо-сапробіологічних та токсичних речовин, що зумовлює неспроможність окремих порушених річкових екосистем до самовідновлення.

### **3.2. Характеристика рівнів токсичного забруднення за Л.П. Брагінським**

Відомо, що загальний еколого-токсикологічний стан гідроекосистем визначається трьома взаємно обумовленими процесами: масштабами і складом забруднень, що до них надходять; взаємодією води і донних відкладень; міграцією та трансформацією токсикантів у спільнотах водойми, включаючи процеси самоочищення і накопичення в гідробіонтах. При цьому, донні відклади і гідробіонти як концентратори стійких токсикантів досі не враховуються ні в офіційних правилах регламентації забруднень, ні при екологічному моніторингу водних об'єктів.

У відповідності з традиційними принципами гідробіологічної класифікації, Л.П. Брагінський запропонував оцінку рівня токсичного забруднення (РТЗ) гідроекосистем, за наступною градацією: оліготоксичні,  $\alpha$ - і  $\beta$ -мезотоксичні, політоксичні та гіпертоксичні водойми. Систему РТЗ вчений розглядає як сукупність кількісних показників, що характеризують ступінь забрудненості води, донних відкладень і гідробіонтів даної водойми токсичними речовинами. Для сукупності токсикантів у воді, до яких віднесені фториди, важкі метали та окремо мідь, система Л.П. Брагінського пропонує виявлення перевищення фактичних концентрацій елементів відносно рибогосподарських ГДК.

За наявними звітними даними аналітичного контролю гідрохімічних параметрів у репрезентативних створах спостережень було можливим проведення РТЗ виключно поверхневих вод досліджуваних гідроекосистем (табл. 3.2).

Так, поверхневі води більшості досліджуваних гідроекосистем за вмістом міді мали характеристику токсичного забруднення переважно на рівні гіпертоксичності. Політоксичність була встановлена для р. Случ та р. Стир, що також є достатньо негативною характеристикою рівнів токсичного забруднення.

Провівши аналіз за рівнями токсичних забруднень, за такою речовиною як мідь більшість річок є гіпертоксичними, лише р. Случ за окремими роками відноситься до політоксичних.



За важкими металами найбільш забрудненими виявились поверхневі вод р. Устя та р. Замчисько, що мали характеристику – гіпертоксичні. Інші річки характеризуються як політоксичні.

За отриманими результатами була сформована карта рівнів токсичності досліджуваних річок (рис. 3.2).

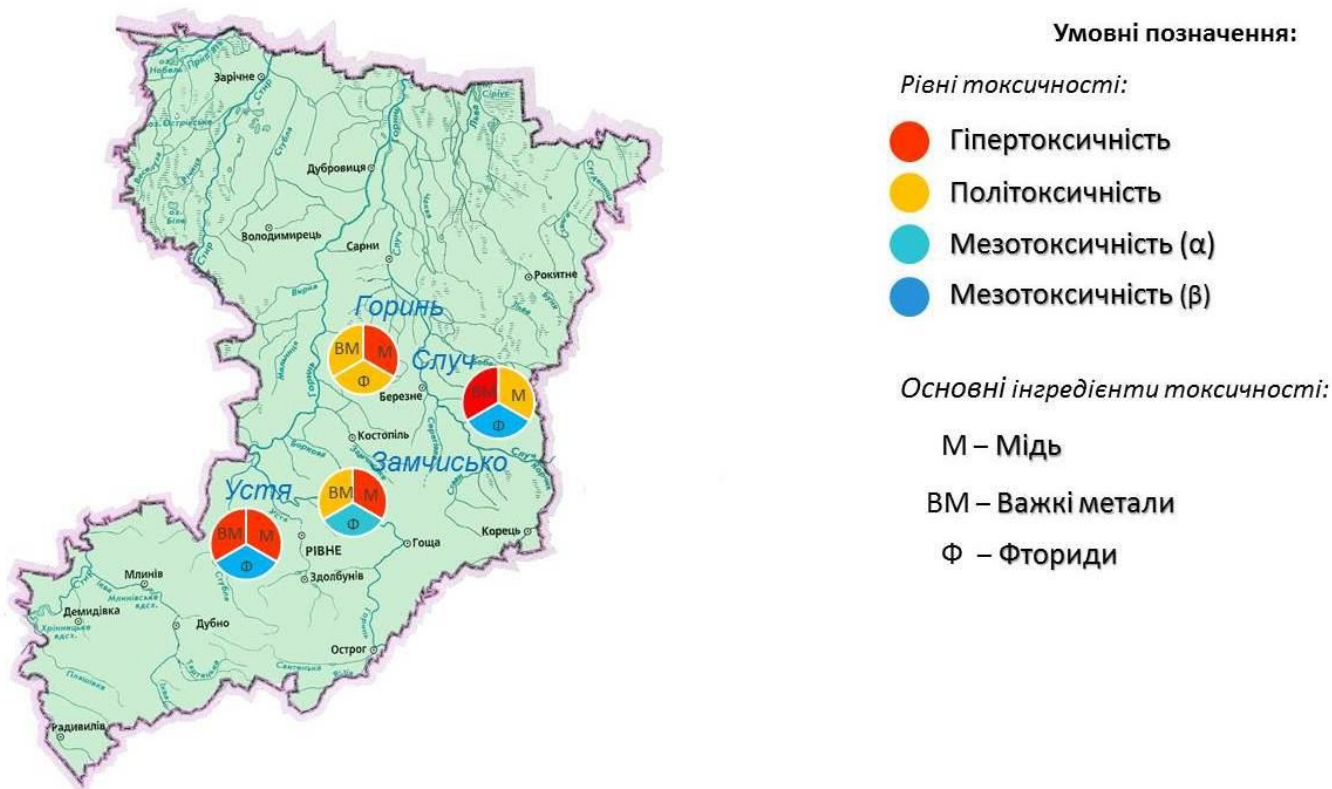


Рис. 3.2. Рівні токсичності поверхневих вод досліджуваних річок

Згідно проаналізованих даних можна стверджувати, що найнижчі РТЗ дослідних гідроекосистем виявляються за фторидами. Зокрема, характеристики оліготоксичності та  $\beta$ -мезотоксичності мали поверхневі води р. Случ;  $\alpha$ -мезотоксичність – річки Стубелка, Устя, Замчисько та Горинь; політоксичність – р. Іква та в окремі роки р. Стубелка та Замчисько.

### 3.3. Екологічна шкода та екологічний ризик забруднення річок

Оскільки екологічний стан середніх річок формує стік малих річок, розрахунок екологічної шкоди та екологічного ризику за гідрохімічними параметрами, в тому числі і за вмістом важких металів ми провели для р. Замчисько та р. Устя, щ виявились у найбільш незадовільному стані.

Так, для р. Замчисько (табл. 3.3) за сумою іонів прогнозується зміна величини суми іонів до  $530 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $750 \text{ мг/дм}^3$ ), для хлоридів до  $32 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $30 \text{ мг/дм}^3$ ), для сульфатів до  $51 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $75 \text{ мг/дм}^3$ ). При цьому, величини апроксимації становили величини від 0,6 до 0,88.

Прогнозні зміни величини суми іонів та сульфатів не перевищують норм ГДК, отже не вважаємо за доцільне проводити оцінку екологічної шкоди та екологічного ризику для останніх. Для хлоридів прогнозується збільшення концентрації у воді та перевищення норм ГДК, тому проведення оцінки екологічної шкоди та екологічного ризику для цієї речовини вбачаємо за доцільне.

За середніми значеннями ознак показників блоку трофо-сапробіологічного складу, ми побудували трендові моделі з прогнозом зміни досліджуваних показників на 5 років. Так, для завислих речовин прогнозується зміна величини до  $11 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $10 \text{ мг/дм}^3$ ), рН становитиме 7,8 (ГДК= $6,0-8,2$ ), для розчиненого кисню до  $7,7 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $8,3 \text{ мг/дм}^3$ ), для ХСК до  $11 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $20 \text{ мг/дм}^3$ ), для БСК до  $6,8 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $1,6 \text{ мг/дм}^3$ ), для азоту амонійного до  $1,58 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $0,5 \text{ мг/дм}^3$ ), для азоту нітритного до  $0,01 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $0,02 \text{ мг/дм}^3$ ), для азоту нітратного до  $0,55 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $0,7 \text{ мг/дм}^3$ ), для фосфору фосфатів до  $0,15 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $0,045 \text{ мг/дм}^3$ ). Величини апроксимації були найбільшими для таких показників як БСК –  $R^2=0,8$ ; Азот амонійний 0,96; азот нітратний 0,71 та фосфор фосфатів 0,67.

Прогнозні зміни таких параметрів як рН, ХСК, азот нітритний та азот нітратний не перевищують норм ГДК, отже не вважаємо за доцільне проводити оцінку екологічної шкоди та екологічного ризику для останніх. Для завислих речовин прогнозується збільшення концентрації у воді та перевищення норм ГДК, оскільки величина достовірності апроксимації дуже мала то вважаємо за доцільне не проводити оцінку екологічної шкоди та екологічного ризику для завислих речовин. Для розчиненого кисню прогнозується зменшення концентрації за гранично допустимі норми але оскільки величина достовірності апроксимації дуже мала то не вважається за доцільне проводити оцінку екологічної шкоди та екологічного ризику для розчиненого кисню. Для БСК, азоту амонійного, фосфору фосфатів прогнозується збільшення концентрації у воді та перевищення



норм ГДК, тому була проведена оцінка екологічної шкоди та екологічного ризику для цих речовин.

Таблиця 3.3

## Обчислення ступеня ЕШ та ЕР стосовно якості води у річці Замчисько

Назва речовини	Спосіб вираження	Значення ЕН	Значення якості води в сучасний період за результатами екологічної оцінки	Ступінь ЕШ	Прогнозоване погіршення якості води в близькій перспективі	Ступінь ЕР (у порівнянні із значеннями показників якості води в сучасний період)	Сумарне значення реальної та ймовірної екологічних втрат в аспекті якості поверхневих вод у разі її неухильного погіршення
Хлориди	В категоріях	1	1	<1	2	1	1
	Словесно	Добра, чиста вода	Добра, чиста вода	Несуттєвий	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Суттєвий
БСК	В категоріях	1	3	2	6	3	5
	Словесно	Добра, чиста вода	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Погана, брудна вода	Неприпустимий (кризовий)	Катастрофічний
Азот амонійний	В категоріях	1	2	<1	3	1	2
	Словесно	Добра, чиста вода	Задовільна, забруднена вода	Несуттєвий	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Суттєвий
Фосфор фосфатів	В категоріях	1	2	1	3	1	2
	Словесно	Добра, чиста вода	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Суттєвий
Залізо	В категоріях	1	3	2	3	<1	2
	Словесно	Добра, чиста вода	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Задовільна, забруднена вода	Не суттєвий	Суттєвий
Мідь	В категоріях	1	2	1	3	2	2
	Словесно	Добра, чиста вода	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Суттєвий

Трендові моделі з прогнозом зміни досліджуваних показників на 5 років для блоку специфічних речовин токсичної дії дали наступні результати: для заліза прогнозується зміна величини до  $0,89 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $0,05 \text{ мг/дм}^3$ ), для марганцю до  $0,03 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $0,05 \text{ мг/дм}^3$ ), для нафтопродуктів до  $0,05 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $0,05 \text{ мг/дм}^3$ ), для цинку до  $0,04 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $0,01 \text{ мг/дм}^3$ ), для міді до  $0,011 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК= $0,001 \text{ мг/дм}^3$ ). Величини апроксимації  $R^2$  для проаналізованих змін величин, були найвищими для заліза (0,8) та мідь (0,79).

Прогнозні зміни величини марганцю, нафтопродуктів та цинку не перевищують норм ГДК, отже не вважаємо за доцільне проводити оцінку екологічної шкоди та екологічного ризику для останніх. Для заліза та міді прогнозується збільшення концентрації у воді та перевищення норм ГДК, тому проводилась оцінка екологічної шкоди та екологічного ризику для цієї речовини.

Результати обчислення ступеня ЕШ та ЕР стосовно якості води у річці Замчисько зведені у таблиці 2. Так, ступінь екологічної шкоди для проаналізованих речовин був переважно суттєвий з різницею значення якості води в сучасний період та екологічними нормативами становила 1-2 категорії.

Ступінь ЕР (у порівнянні із значеннями показників якості води в сучасний період) була переважно теж суттєва, лише для значень БСК вона виявилась кризова (неприпустима), а для значень вмісту заліза несуттєва. Різниця значень якості води в сучасний період та екологічних нормативів становила 1-2 категорії.

Сумарне значення реальної та ймовірної екологічних втрат в аспекті якості поверхневих вод у разі її неухильного погіршення для токсичних елементів, зокрема заліза і міді було суттєвим.

Розрахунки екологічної шкоди та екологічного ризику для річки Устя (табл. 3.4) за показником величини мінералізації води, прогнозних перевищень ГДК не встановлено.

Таблиця 3.4

## Обчислення ступеня ЕШ та ЕР стосовно якості води у річці Устя

Назва речовини	Спосіб вираження	Значення ЕН	Значення якості води в сучасний період за результатами екологічної оцінки	Ступінь ЕШ	Прогнозоване погіршення якості води в близькій перспективі	Ступінь ЕР (у порівнянні із значеннями показників якості води в сучасний період)	Сумарне значення реальної та ймовірної екологічних втрат в аспекті якості поверхневих вод у разі її неухильного погіршення
Хлориди	В категоріях	2	1	1	3	2	1
	Словесно	Добра, чиста вода	Добра, чиста вода	Несуттєвий	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Несуттєвий
Сульфати	В категоріях	2	1	1	4	3	2
	Словесно	Добра, чиста вода	Добра, чиста вода	Несуттєвий	Задовільна, забруднена вода	Неприпустимий (кризовий)	Суттєвий
Азот нітратний	В категоріях	2	4	2	5	2	3
	Словесно	Добра, чиста вода	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Погана, брудна вода	Суттєвий	Неприпустимий (кризовий)
Азот нітритний	В категоріях	2	3	1	4	3	3
	Словесно	Добра, чиста вода	Задовільна, забруднена вода	Несуттєвий	Задовільна, забруднена вода	Неприпустимий (кризовий)	Неприпустимий (кризовий)
ХСК	В категоріях	2	3	2	3	1	2
	Словесно	Добра, чиста вода	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Задовільна, забруднена вода	Несуттєвий	Суттєвий
Цинк	В категоріях	2	4	2	5	3	3
	Словесно	Добра, чиста вода	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Погана, брудна вода	Неприпустимий (кризовий)	Неприпустимий (кризовий)
Залізо	В категоріях	2	4	2	4	3	2
	Словесно	Добра, чиста вода	Задовільна, забруднена вода	Суттєвий	Задовільна, забр-на вода	Неприпустимий (кризовий)	Суттєвий

Для трофо-сапробіологічного блоку показників якості води суттєві погіршення відносно значень ГДК були виявлені для таких показників як азот нітратний, азот нітритний, та розчинений кисень. Прогноз змін для блоку специфічних речовин виявив, що чітку тенденцію до подальшого зростання відносно ГДК мали вміст заліза у воді та вміст цинку.

Отже, ступінь екологічної шкоди для проаналізованих речовин р. Устя був переважно суттєвий з різницею значення якості води в сучасний період та екологічними нормативами становила 1-2 категорії.

Ступінь ЕР (у порівнянні із значеннями показників якості води в сучасний період) був переважно неприпустимий (кризовий) та суттєвий, лише для значень ХСК він виявився несуттєвий.

Сумарне значення реальної та ймовірної екологічних втрат в аспекті якості поверхневих вод у разі її неухильного погіршення було несуттєвим для хлоридів; суттєвим для сульфатів, ХСК та заліза; неприпустимим (кризовим) для азоту нітратного, азоту нітритного та цинку.

Узагальнення отриманих результатів дозволяє стверджувати про наявну загрозу погіршення якості води річок Замчисько та Устя до IV класу, в разі ігнорування впровадження водоохоронних заходів.

На нашу думку, першочерговими мають стати саме заходи по боротьбі з наявністю токсичних речовин, оскільки саме ці речовини мають визначальне значення в формуванні якості води на сучасному етапі. На нашу думку, доцільним є розглянути можливість зниження вмісту токсичних елементів у річковій воді за технологією сорбційного вилучення.

## РОЗДІЛ 4

### СПОСІБ ПОНИЖЕННЯ ВМІСТУ ТОКСИЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ

Одним з ефективних способів пониження вмісту токсичних елементів, у т.ч. і катіонів важких металів є використання природних та штучних сорбентів, що пропонують вітчизняні вчені.

Суть одного з таких способів очищення [29] пояснюється за допомогою рис. 4.1, де показана схема розташування залізобетонних споруд з контейнерами із сорбентом у водоймі на донному ґрунті в шаховому порядку під кутами  $100^{\circ}$ - $130^{\circ}$  відносно берегової лінії, (вигляд зверху), а на рис. 4.2 представлені технологічні операції, необхідні для підвищення ефективності очищення природних або стічних водойм від катіонів важких металів.

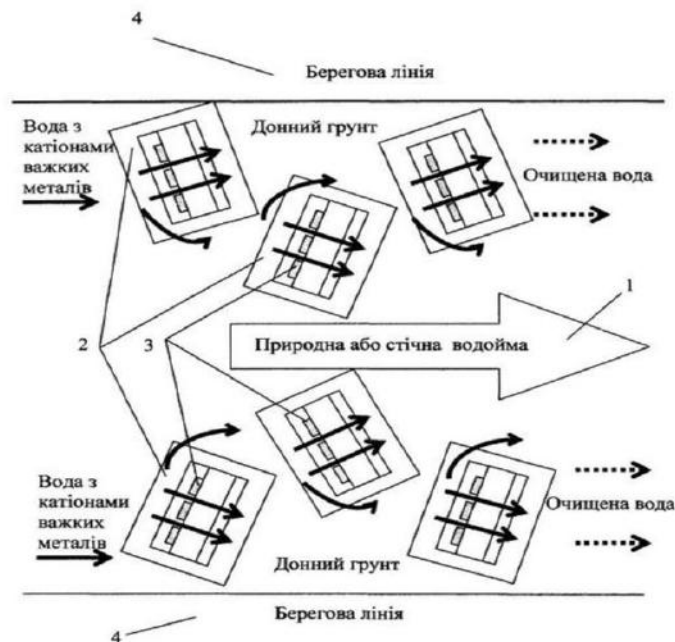


Рис. 4.1. Схема розміщення контейнерів із сорбентом у руслі річки

Спосіб очищення природних або стічних водойм від катіонів важких металів, який ми розглядаємо, реалізується за допомогою встановлених в шаховому порядку під кутами  $100^{\circ}$ - $130^{\circ}$  відносно берегової лінії залізобетонних споруд з закріпленими на них контейнерами з сорбентом, що пропускає природну водойму (1), залізобетонні споруди (2), контейнери з сорбентом (3), берегову лінію (4).

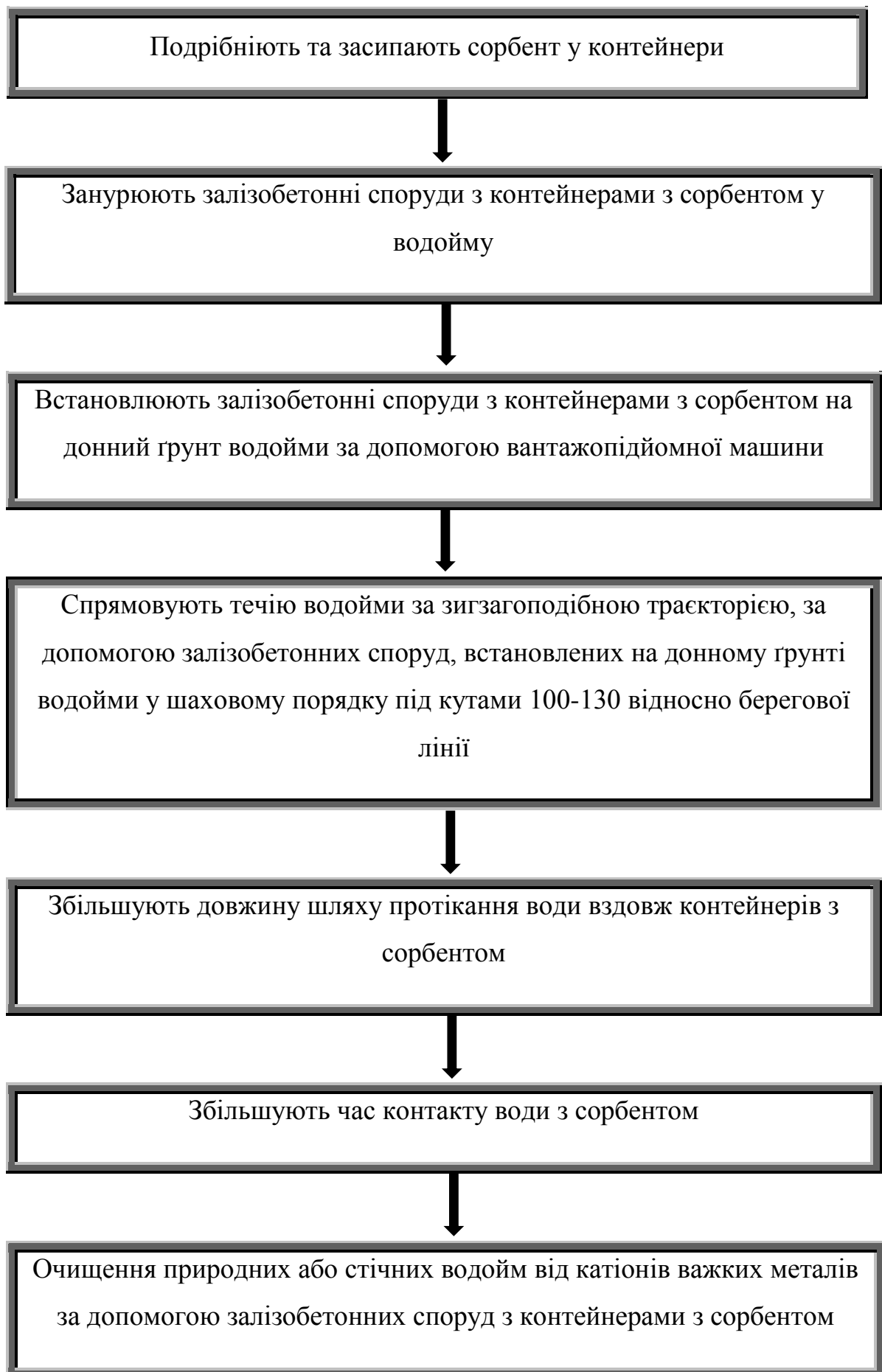


Рис 4.2. Блок-схема технологічних операцій рекомендованого способу

Реалізація способу за допомогою вищезазначеного обладнання здійснюється таким чином: подрібнюють та засипають сорбент у контейнери (3), закріплюють контейнери з сорбентом (3) у залізобетонні споруди 2, занурюють залізобетонні споруди (2) з контейнерами із сорбентом (3) у водойму та встановлюють зазначені залізобетонні споруди на донний ґрунт водойми за допомогою вантажопідійомної машини, спрямовують течію води за зигзагоподібною траєкторією, збільшують площу контакту води природних водойм з сорбентом.

На основі розглянутої моделі влаштування контейнерів із сорбентом, ми пропонуємо модернізацію цього способу, що полягає в зміні геометричної форми контейнера (рис. 4.3).

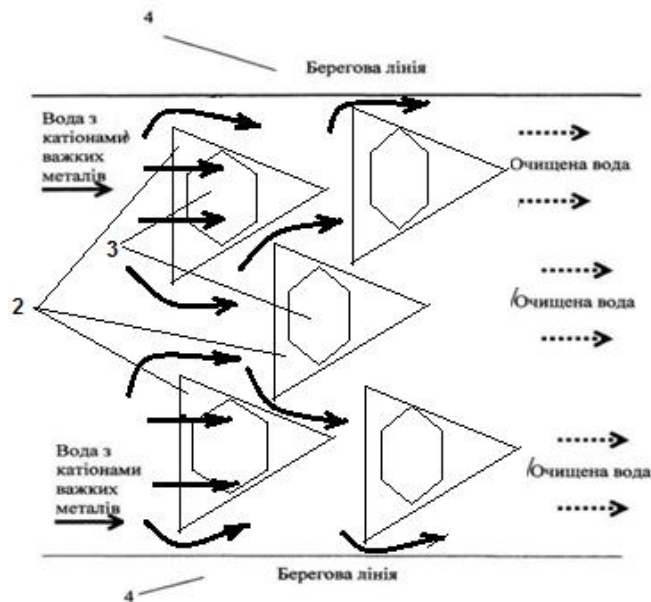


Рис. 4.3. Модернізована схема розміщення контейнерів із сорбентом у руслі річки

На нашу думку, контейнери правильної трикутної форми, які розміщуються основою перпендикулярно до напрямку течії здатні поступово пропускати крізь себе більший об'єм води, завдяки більшій площі контакту з нею. Крім того, вода всередині контейнера підходячи до вершини трикутника буде стикатись, що на виході крізь отвір у вершині трикутника посилить її швидкість.

Розміщення контейнерів у шаховому порядку сприятиме зміні характеристик потоку з ламінарного на турбулентний, що зумовить посилення проточності та змиву накопичених осадів. У результаті очевидним стає подвійний

ефект: по-перше підвищується ефективність сорбції токсичних елементів через появу максимально повної взаємодії води із сорбентом; по-друге, оптимізується гідрологічний режим річки завдяки розгону водного потоку та зникнення застійних зон. Останній факт має особливе значення для малих річок, або ж потічків, які характеризуються маловодністю та дуже послабленою швидкістю течії.

Наукові праці багатьох вчених доводять високу ефективність використання в якості сорбенту природних цеолітів [30...32]. Так, показано, що швидкість очищення води за допомогою цеолітів підвищується при зменшенні розмірів фракції цеоліту, що характерно для сорбційних методів обробки вод, наприклад із вмістом нафтопродуктів (табл. 4.1) або міді (табл. 4.3).

Таблиця 4.1

Швидкість очищення поверхневих стічних вод від нафтопродуктів у динаміці обробки [31]

Абсорбент, фракція	Швидкість видалення НП (мг/г·год) при тривалості обробки, хв	
	10	30
Цеоліт		
<1	12,5	-
1-3	7,8	4,2(2,4)
3-5	4,7	2,6(1,6)
>5	3,7	2,1(1,3)
Гравійна суміш 3-5 мм	0,7	0,9(1,0)

Таблиця 4.3

Адсорбція цеолітом мангану залежно від діаметра зерен цеоліту за 48 год. [32]

Концентрація іонів $Mn^{2+}$ у вихідному розчині, мг/дм <sup>3</sup>	Залишкова концентрація йонів $Mn^{2+}$ в розчині, мг/дм <sup>3</sup>			
	вихідна фракція 0,125-1,0 мм	діаметр зерен цеоліту 0,125-0,5 мм	діаметр зерен цеоліту 0,5-1,0 мм	діаметр зерен цеоліту більше 1,0 мм
0,05	0	0	0	0
0,1	0	0	0	0
11,0	0,56	0,41	0,71	0,79
5,0	3,70	3,58	3,79	3,88
10,0	8,54	8,838	8,63	8,75

Відомо також, що час контакту води із сорбентом також впливає на величину адсорбції елементів із розчину (табл. 4.4).

Таблиця 4.4

Динаміка адсорбції цеолітом йонів купруму та мангану з розчину концентрації 1 мг/дм<sup>3</sup> [32]

Час адсорбції йонів $\text{Cu}^{2+}$ , $\text{Mn}^{2+}$ , год/	Залишкова концентрація, мг/дм <sup>3</sup>	
	$\text{Cu}^{2+}$	$\text{Mn}^{2+}$
1	0,310	0,990
2	0,290	0,990
4	0,275	0,980
6	0,260	0,802
24	0,200	0,650
48	0,025	0,410

Таким чином, зі зменшенням діаметру зерен цеоліту та зі збільшенням часу контакту його із водою інтенсивність вилучення елементів із води збільшується. Тож, запропонована нами конструкція контейнеру та спосіб його встановлення вбачається достатньо оптимальним рішенням.

З метою вибіркового вилучення елементів із води в якості наповнювача контейнерів можна передбачити використання поліпропіленового наповнювача з високою сорбційною здатністю з доповненням спеціальними біологічними препаратами, що містять аеробні бактерії. А застосування певних добавок дозволить бактеріям виживати в холодний період року.

Перевагами запропонованого нами способу є простота конструкції, висока ефективність роботи, незалежність від енергоресурсів, екологічність, що дозволить з мінімальними витратами проводити вилучення токсичних елементів із поверхневих вод.



## ВИСНОВКИ

1. За екологічною оцінкою якості поверхневих вод річок, які належать до басейнів р. Стир та р. Горинь виявляється невідповідність фактичних та нормативних значень показників якості води, що належать до блоку трофо-сапробіологічних та токсичних речовин. Це зумовлює неспроможність окремих порушених річкових екосистем до самовідновлення.

2. Проведена нами токсикологічна оцінка стану поверхневих досліджуваних річок розрахунковими методами, виявляє, що за рівнями токсичних забруднень, більшість річок є «гіпертоксичними» за вмістом міді, лише р. Случ у окремі роки відноситься до політоксичних. За важкими металами найбільш забрудненими виявились р. Устя та р. Замчисько, що мали характеристику «гіпертоксичні», інші річки – «політоксичні». За фторидами характеристики «оліготоксичні» та « $\beta$ -мезотоксичні» мали поверхневі води р. Случ, « $\alpha$ -мезотоксичні» – річки Стубелка, Устя, Замчисько та Горинь.

3. Ступінь екологічної шкоди та екологічного ризику (у порівнянні із значеннями показників якості води в сучасний період) для проаналізованих речовин був переважно «суттєвий» з різницею значення якості води в сучасний період та екологічними нормативами 1-2 категорії.

4. Сумарне значення реальної та ймовірної екологічних втрат в аспекті якості поверхневих вод у разі її неухильного погіршення для токсичних елементів, зокрема заліза і міді було «суттєвим», що вимагає передбачення заходів із очищення поверхневих вод від токсичних елементів.

5. З метою пониження вмісту токсичних елементів у природних водах вітчизняними вченими пропонуються способи сорбційного вилучення елементів, шляхом встановлення нескладних конструкцій у руслі річки.

6. На основі одного з таких способів нами запропонований модифікований метод, який передбачає встановлення контейнерів із сорбентом правильної трикутної форми перпендикулярно до напрямку течії, що забезпечує ефективність сорбції токсичних елементів та сприяє покращенню гідрологічного режиму на ділянці встановлення, не потребує значних затрат.

7. Сорбційний матеріал у контейнерах може обиратись залежно від необхідної інтенсивності або вибіркової очищення.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

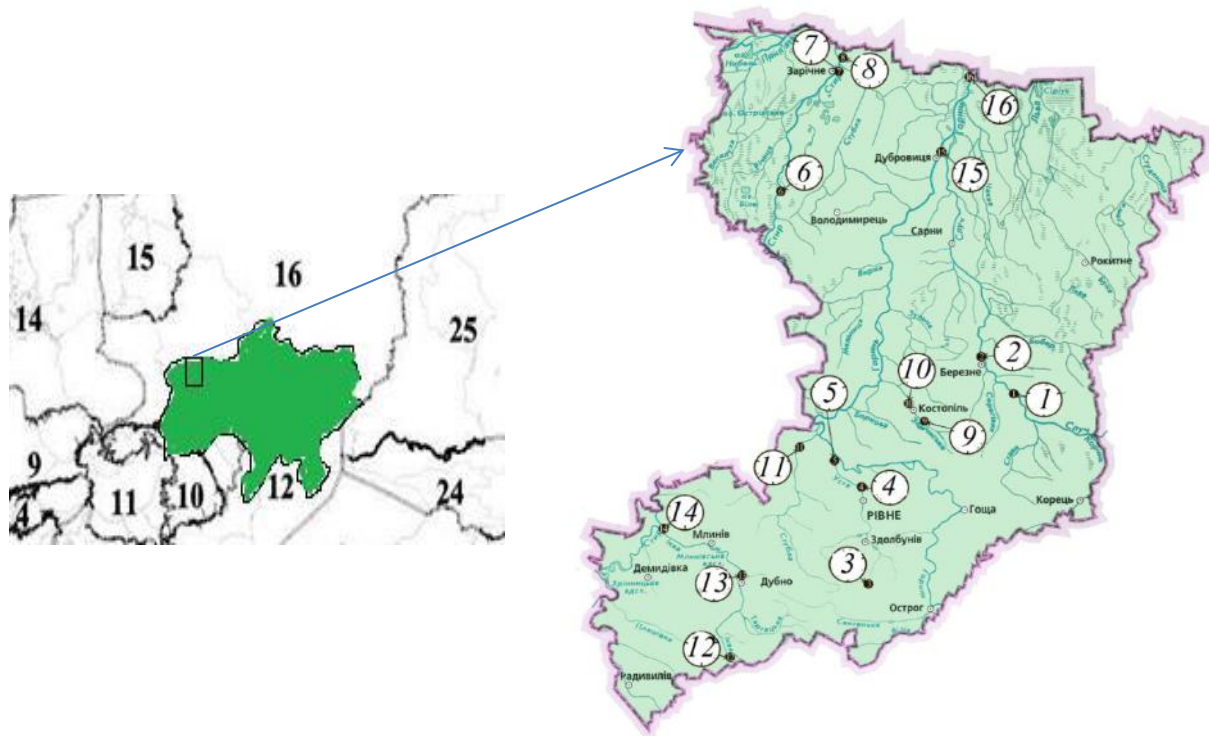
1. Покуль О.В. Інфраструктурно-інституційне забезпечення раціонального використання водних ресурсів підприємствами України. Дис. ... канд. екон. Наук. Рівне, 2017. – 186 с.
2. Хвесик М. А. Продуктивність водоресурсних джерел України: теорія і практика / М. А. Хвесик, І. Л. Головинський, О. В. Яроцька; за заг. ред. Б. М. Данилишина. – К., 2007. – 412 с.
3. Вовкодав Г.М.. Оцінка стану поверхневих водних об'єктів України // Збалансоване природокористування. Вип. «2». – 2015. С. 66-68.
4. Судук О.Ю. Напрями вдосконалення механізмів державного врегулювання водовикористання України // Стратегічні пріоритети, № 2 (35), 2015 р. С. 164-169.
5. Ковальчук Л. А. Вероятностно-статистическое оценивание качества поверхностных вод по категориям / Л. А. Ковальчук, Н. Н. Осадчая, В. И. Осадчий // Научные труды УкрНИГМИ. – 2008. – Вып. 257. – С. 162–175.
6. Верниченко А. А. Классификация поверхностных вод, основывающаяся на оценке их качественного состояния / А. А. Верниченко // Комплексные оценки качества поверхностных вод. – Л. : Гидрометиздат, 1984. – С. 14–24.
7. Васенко О. Г. Сучасні принципи управління екологічними даними та розвиток національної системи моніторингу поверхневих вод / О. Г. Васенко, П. П. Станкевич, Н. В. Голян // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки : зб. наук. праць. – Харків, 2000. – С. 10–29.
8. Кофанов В. І. Нормативно-методичне забезпечення визначення якості води при оцінці впливу на навколишнє середовище / В. І. Кофанов, М. С. Огняник // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2008. – № 4. – С. 15–23.
9. Методика встановлення екологічних нормативів якості поверхневих вод для управління станом водних екосистем України / В. М. Жукінський [та ін.] // Тези доп. Другого з'їзду Гідроекологічного товариства України. – К., 1997. – Т. 1. – С. 11–12.
10. Романенко В. Д. Методика экологической оценки качества поверхностных вод по соответствующим категориям / В. Д. Романенко, В. М. Жукинский, О. П. Окснюк [и др.]. – К. : СИМВОЛ–Т, 1998. – 28 с.

11. Брагинский Л. П. Всесторонний анализ токсической опасности поверхностно-активных веществ для гидробионтов / Л. П. Брагинский, Л. А. Сиренко // Гидробиологический журнал. – 2003. – № 6. – С. 115–118.
12. Брагинский Л. П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности / Л. П. Брагинский // Гидробиологический журнал. – 1985. – Т. 21, № 6. – С. 65–74.
13. Брагинский Л. П. Теоретические аспекты проблем «нормы и патологии» в водной токсикологии / Л. П. Брагинский // Теоретические вопросы водной токсикологии : материалы 3-го сов.-американского симпозиума. – Л. : Наука, 1981. – С. 29–40.
14. Устименко В.М. Методологічні аспекти щодо визначення екологічних ризиків. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції «Система управління екологічними ризиками: наука і практика». – К., 2007. – С. 14-21.
15. Жукінський В.М., Оксіюк О.П., Верніченко Г.А. та ін. Методика встановлення екологічних нормативів якості поверхневих вод для управління станом водних екосистем України. – Т.1 – К., 1997. – с. 11-12.
16. Гольд З. Г. Словарь терминов и понятий по водным экосистемам (биологическая структура, качество вод, охрана) : учеб.-метод. пособ. / З. Г. Гольд, И. И. Морозова. – Красноярск, 2004. – 94 с.
17. Гуйдаш М. М. Реалізація екологічного моніторингу в держуправлінні екобезпеки в Рівненській області / М. М. Гуйдаш, В. Й. Мельник // Качество воды и здоровье человека : сб. науч. ст. – Одесса, 1999. – С. 17–20.
18. Залеський І. І. Часові трансформації хімізму річкової води / І. І. Залеський, О. О. Бедункова // Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання: зб. наук. статей : матеріали чотирнадцятої Міжнар. наук.-практ. конф., м. Львів, 28-29 травня, 2015 р. – Львів : ЛьвДЦНП, 2015. – С. 19-22.
19. Зубко О. В. Вплив різних чинників на міграцію Zn та Pb у системі “донні відклади-вода” : наук. праці УкрНДГМІ / О. В. Зубко, П. М. Линник. – 2004. – Вип. 253. – С. 205–218.
20. Клименко М. О. Міграція важких металів у водних екосистемах (на прикладі річки Замчисько) : моногр. / М. О. Клименко, О. О. Бедункова. – Рівне : НУВГП, 2008. – 215 с.

21. Пространственно-временные изменения микрокомпонентного состава вод малой реки / Н. А. Клименко [и др.] // Агроекологічний журнал. – 2015. – № 3. – С. 39–45.
22. Клименко Н. А. Экологические нормативы качества воды рек Ровенской области: методология, результаты / Н. А. Клименко, В. Й. Мельник // Вестник РГТУ : сб. науч. тр. – Ровно, 2000. – Вып. 4 (6). – С. 30–36.
23. Клименко О. Методологія покращення екологічного стану річок Західного Полісся (на прикладі р. Горинь) : моногр. / О. Клименко, І. Статник ; Нац. ун-т водн. госп-ва та природокористування. – Рівне : НУВГП, 2012. – 206 с.
24. КНД 211.1.1.106–2003. Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів). – Офіц. вид. – Київ, 2003. – 70 с.
25. Моисеенко Т. И. Водная экотоксикология: фундаментальные и прикладные аспекты / Т. И. Моисеенко. – М. : Наука, 2009. – 399 с.
26. Мусатов А. П. Пространственно-временная структура водных экосистем / А. П. Мусатов. – М. : Наука, 1994. – 118 с.
27. Никаноров А. М. Гидрохимия : учеб. для вузов по спец. «Гидрология суши» / А. М. Никаноров. – СПб. : Гидрометеиздат, 2001. – 444 с.
28. Общая токсикология / под ред. Б. А. Курляндского, В. А. Филова. – М. : Медицина, 2002. – 608 с.
29. Спосіб підвищення ефективності очищення природних або стічних вод від катіонів важких металів / Жовинський Є.Я., Андрієвська О.А., Крюченко Н.О. // УА 49585 МПК 2009. 26.04.2010, Бюл.№ 8, 2010 р.
30. Засідко І.Б., Полутренко М.С., Мандрик О.М. Дослідження цеоліти для очищення природних і стічних вод комунальних підприємств // Науковий вісник НЛТУ України. – 2017, Т. №7 (25). – С. 63-67.
31. Кинетика сорбции ионов меди меловыми породами / Ф.Ф. Ниязи, В.С. Мальцева, О.В. Бурыкина, А.В. Сазонова // Известия Юго-Западного государственного университета. – 2010. – №4 (33). – С. 28-33.
32. Угненко Є.Б., Юрченко В.О., Сорочук Н.І., Мельнікова О.Г., Ячник М.В. Використання природних цеолітів для підвищення ефективності очищення стоків з автомобільних доріг // Науково-виробничий журна Автомобільні дороги. - № 8 (248). – 2016. – С. 36-39.

## ДОДАТОК

### Розміщення репрезентативних створів спостережень



№ створу	Адміністративне місцезнаходження пункту	Відстань від гирла річки, км	Обґрунтування репрезентативності
1	2	3	4
1	р. Случ, в межах с. Бистричі, вище скиду стічних вод о/с ДП «Комунальник»	94,5	Фоновий пункт для Рівненської області
2	р. Случ, в межах м. Березне, 0,6 км нижче скиду з о/с КП «Березневодоканал»	73,4	Вплив скиду стічних вод
3	р. Устя, західна околиця с. Івачків	65	Верхів'я річки, природний фон
4	р. Устя, в межах м. Рівне, 0,3 км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал»	21,0	Вплив скиду стічних вод
5	р. Устя, в межах смт Оржів Рівненського р-ну	0,7	Контрольний пункт у гирлі
6	р. Стир, нижче с. Полонне Володимирецького р-ну, 0,5 км нижче скиду промислово-зливної каналізації Рівненської АЕС	167,5	Вплив скиду стічних вод
7	р. Стир, в межах смт Зарічне, 0,5 км нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне»	75,8	Вплив скиду стічних вод
8	р. Стир, в межах с. Іванчиці Зарічненського р-ну (з мосту), 1 км нижче впадіння р. Стубла	74	Контрольний пункт на витоку ріки в Білорусь, 4 км до кордону
9	р. Замчисько, в межах с. Мала Любаша Костопільського р-ну	21,5	Фоновий пункт для м. Костопіль
10	р. Замчисько, в межах м. Костопіль, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал», нижче скиду меліоративного каналу	11,9	Вплив скиду стічних вод

## продовження додатку

1	2	3	4
11	р. Стубелка, в межах селища Клевани, нижче скиду з о/с КП «Клеваникомунсервіс»	7,8	Вплив скиду стічних вод
12	р. Іква, с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.	80,5	Контрольний пункт на вході річки в Рівненську область
13	р. Іква, в межах села Іванне Дубенськогор-ну, 3,2 км нижче скиду о/с КВП ВКГ «Дубноводоканал»	39,6	Вплив стічних вод промислово-комунальних підприємств
14	р. Іква, в межах с. Торговиця Млинівського району	1,5	Контрольний пункт поблизу місця впадіння річки в р. Стир
15	р.Горинь, в межах міста Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП «Міськводоканал»	104,0	Вплив скиду стічних вод
16	р.Горинь, в межах с.Висоцьк Дубровицького р-ну,	77,5	Контрольний пункт на кордоні з Білоруссю

# **II тур Всеукраїнського конкурсу студентських наукових робіт з природничих, технічних та гуманітарних наук**

**Спеціальність «Технології захисту навколишнього середовища»**

## **СТУДЕНТСЬКА НАУКОВА РОБОТА**

**« Утилізація органічних відходів»**

Шифр: органічні відходи

## АНОТАЦІЯ

Розрахунково-пояснювальна записка стор. – 30, **рис. – 9, табл. – 19, форми – 7**, література – 28.

*Перелік ключових слів:* утилізація, відходи, екологічна безпека, органічні відходи, лігноцелюлозний комплекс, лушпиння соняшника, глива звичайна, міцелій, целюлоза, субстрат.

**Тема:** Утилізація органічних відходів.

**Об’єкт дослідження:** відходи олійножирової промисловості – лушпиння соняшника.

**Мета роботи:** Обґрунтування та розробка технології утилізації лігноцелюлозних відходів культивуванням гливи звичайної.

Робота складається з таких розділів:

Розділ 1 Аналітичний огляд літературних джерел. Розглянуто перспективи використання біотехнологічних методів утилізації відходів, наведено характеристику гливи звичайної та описано субстрати, на яких вона може культивуватись.

Розділ 2 Об’єкти та методи дослідження. Визначені об’єкти, охарактеризовані методи дослідження та розроблена програма проведення дослідження.

Розділ 3 Дослідження процесів культивування гливи звичайної. Досліджено вплив різних факторів на біологічну ефективність (БЕ) штаму гливи звичайної.

Розділ 4 Розробка технології утилізації лігноцелюлозних відходів. На основі результатів досліджень розроблена та обґрунтована технологія утилізації лігноцелюлозних відходів.

Розділ 5 Економічна оцінка можливості утилізації лігноцелюлозних відходів за допомогою культивування гливи звичайної. Проведено економічну оцінку утилізації лігноцелюлозних відходів культивуванням гливи звичайної та зроблено висновки щодо можливості запровадження даної технології на підприємствах.



## ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ.....	4
ВСТУП.....	5
РОЗДІЛ I АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ.....	6
1.1 Порівняльний аналіз біотехнологічних способів утилізації харчових відходів.....	6
1.2 Характеристика субстратів, на яких культивується глива звичайна..	8
1.3 Характеристика гливи звичайної .....	9
РОЗДІЛ II ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	12
РОЗДІЛ III ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ КУЛЬТИВУВАННЯ ГЛИВИ ЗВИЧАЙНОЇ .....	14
3.1 Дослідження впливу термічної обробки субстрату .....	14
3.2 Дослідження впливу рН субстрату на БЕ штаму .....	15
3.3 Дослідження впливу щільності субстрату на БЕ .....	16
3.4 Дослідження впливу вологості субстрату на БЕ. ....	17
3.5 Дослідження зміни хімічного складу лушпиння соняшника в процесі культивування гливи звичайної .....	18
РОЗДІЛ IV ТЕХНОЛОГІЯ УТИЛІЗАЦІЇ ЛІГНОЦЕЛЮЛОЗНИХ ВІДХОДІВ. ....	20
РОЗДІЛ V ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА МОЖЛИВОСТІ УТИЛІЗАЦІЇ ЛІГНОЦЕЛЮЛОЗНИХ ВІДХОДІВ ЗА ДОПОМОГОЮ КУЛЬТИВУВАННЯ ГЛИВИ ЗВИЧАЙНОЇ .....	21
ВИСНОВКИ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ.....	27
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	28

## ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ

БЕ – біологічна ефективність;  
ВРХ – велика рогата худоба;  
ГОСТ – Государственный Стандарт;  
ДП – державне підприємство;  
ДСТУ – Державний стандарт технічних умов;  
ЗАТ – закрите акціонерне товариство;  
КК – коефіцієнт конверсії;  
П – продуктивність;  
ПСБ – псилоцибин;  
ТОВ – товариство з обмеженою відповідальністю;  
ТПВ – тверді побутові відходи;  
ISO – International Organization for Standardization;  
LIP – лігнін пероксидаза;  
MNP – марганець пероксидаза;  
NR – nonreducing ends;  
R – reducing ends;  
VP – універсальні пероксидази.

## ВСТУП

Актуальність теми. Відомо чимало технологій, що дозволяють успішно вирішувати проблему ефективної утилізації відходів рослинного походження. Однак традиційні способи утилізації відходів часто ґрунтуються лише на їх спалюванні у вигляді котельного та пічного палива і являються недоцільними з екологічної точки зору. При спалюванні рослинної сировини у котлоагрегатах мають місце викиди забруднюючих речовин в атмосферу, що сприяє погіршенню стану навколишнього середовища. Також варто зазначити, що при використанні традиційних технологій утилізації знижується коефіцієнт використання природних ресурсів, оскільки лігноцелюлоза, що займає особливе місце серед відходів органічної природи, є цінною сировиною для подальшої переробки в корисні продукти. Тому розробка ефективної та екологічно безпечної технології утилізації лігноцелюлозних відходів є актуальною.

Практичне значення роботи полягає у тому, що обґрунтована та розроблена технологія поводження з лігноцелюлозними відходами, яка дає змогу не тільки утилізувати відходи, а й отримати цінне джерело харчового білка для населення та додатковий корм для тваринництва.

Метою роботи є обґрунтування та розробка технології утилізації лігноцелюлозних відходів культивуванням гливи звичайної.

Для реалізації поставленої мети були визначені наступні завдання:

- провести аналіз сучасної проблеми утилізації відходів;
- проаналізувати біотехнологічні методи утилізації відходів;
- визначити основні особливості субстратів, на яких культивується глива;
- встановити основні параметри технологічного процесу культивування ;
- дослідити вплив термічної обробки субстрату на біологічну ефективність;
- визначити раціональний рівень рН субстрату для культивування гливи;
- дослідити вплив щільності субстрату на БЕ штаму ;
- визначити раціональний рівень вологості субстрату;
- дослідити зміну хімічного складу лігноцелюлозних відходів;
- оцінити можливість впровадження технології утилізації лігноцелюлозних відходів за допомогою культивування гливи звичайної.

## РОЗДІЛ І АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

### 1.1 Порівняльний аналіз біотехнологічних способів утилізації харчових відходів

Утилізація – це переробка відходів, в результаті якої отримуються продукти, які можна використовувати у інших виробництвах, тобто залучати їх у безперервний цикл виробництва – рециклінг.

Серед біотехнологічних методів для ефективної утилізації органічних відходів можна виділити найбільш вивчені та перспективні на даний момент, як з точки зору екологічної безпеки, так і економіки: анаеробне зброджування (біометаногенез); аеробне зброджування; компостування; вермікомпостування.

Кожний із вказаних методів володіє своїми перевагами та недоліками. Порівняльний аналіз методів утилізації органічних відходів наведений у таблиці 1.1.

Варто сказати, що хоча біологічна переробка відходів не позбавлена недоліків і більш тривала, ніж фізичні і хімічні методи, але вона більш екологічна, економічна і ефективна, дозволяє мінімізувати утворення вторинних відходів.

Таблиця 1.1 – Аналіз біотехнологічних методів утилізації органічних відходів

Біотехнологічний метод	Переваги	Недоліки
Анаеробне зброджування	<ul style="list-style-type: none"><li>■ перетворення відходів на біогаз</li><li>■ отримання альтернативного джерела енергії</li><li>■ швидка окупність оснащення</li><li>■ мінімальний вплив на довкілля</li><li>■ знезараження відходів</li><li>■ збереження майже всього амонійного та органічного азоту</li><li>■ отримання шламу – білкова та вітамінна добавка</li><li>■ отримання рідкої фракції – субстрат для розвитку мікроорганізмів</li><li>■ існування різноманітного обладнання в залежності від потреб та умов, які вимагають виробники</li><li>■ піддається контролю</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>■ необхідність перетворень та переоснащення на підприємствах та фермах</li></ul>

Продовження таблиці 1.1

<i>Аеробне зброджування</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ очищення стічних вод</li> <li>■ зменшення негативного впливу на гідросферу</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ вимагає великих капіталовкладень</li> <li>■ великі витрати енергії на механічну очистку стічних вод</li> <li>■ значна втрата амонійної та органічної форм азот</li> <li>■ безконтрольність процесів очищення</li> <li>■ мінералізація проходить тільки у поверхневих шарах земного покриву</li> <li>■ застосовується головним чином для утилізації рідкої фази відходів</li> </ul>
<i>Компостування</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ отримання цінних органічних добрив</li> <li>■ повне перетворення відходів</li> <li>■ метод запобігання потрапляння відходів довкілля</li> <li>■ не потребує великих затрат</li> <li>■ екологічність методу</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ втрати необхідних для рослин біогенних елементів (N, P, K), складають до 40 %</li> <li>■ трудові затрати</li> <li>■ тривалість процесу</li> </ul>
<i>Вермікомпостування</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ в основі методу природні процеси</li> <li>■ виведення гібриду черв'яка, що сприяє збільшенню ефективності вермікомпостування</li> <li>■ повне перетворення відходів</li> <li>■ трансформує різноманітні відходи</li> <li>■ отримання біогумусу</li> <li>■ отримання повноцінного білка з біомаси черв'яків</li> <li>■ сучасне технологічне оснащення</li> <li>■ наукові розробки, що допомагають контролювати процес та зменшувати тривалість процесу</li> <li>■ екологічність методу</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ необхідність постійного контролю</li> </ul>

Існує дві найбільш популярні різновиди інтенсивних способів – нестерильний і стерильний. При нестерильному потрібна пастеризація субстрату. Стерильний ж полягає в тому, що зволожене живильне середовище нагрівається в спеціальному закритому посуді до 120 ° С. Це дозволяє виключити виникнення різних несприятливих для грибів явищ.

Найбільш ефективним для вирощування грибів є використання сировини місцевого походження, якими в Україні є солома пшениці, ячменю, жита та лушпиння соняшника [1]. Такий підхід надає цілу низку переваг: цілорічна доступ-

ність до джерела постачання, зниження транспортних витрат, можливість координації підживлення добривами в процесі агротехнологічних заходів.

Позитивні результати дає вирощування грибів на субстраті з соняшникового лушпиння. Така основа субстрату широко поширена в Україні, яка є одним зі світових лідерів з виробництва соняшнику.

## **1.2 Характеристика субстратів, на яких культивується глива звичайна**

У більшості випадків субстрат для культивування грибів містить в достатній кількості всі основні макро- і мікроелементи, необхідні для розвитку міцелію і плодоутворення. В цілому субстрат для культивування грибів володіє біологічними, фізичними та хімічними властивостями. Дігноцелюлозний комплекс рослинного субстрату складається з трьох основних компонентів: целюлози, геміцелюлози та лігніну (таблиця 1.2).

Таблиця 1.2 – Склад лігноцелюлозного комплексу рослинних субстратів

Субстрат	Целюлоза, %	Геміцелюлоза, %	Лігнін, %
Деревина	35–55	20–30	20–30
Солома	30–40	20–30	6–20
Лушпиння соняшника	35–35	25–35	5–20
Кукурудзяні качани	25–30	20–25	20–30

Аналізуючи компоненти субстрату, необхідно згадати також і про добавки. Компоненти субстрату – це все, що додається в кількості вище 10 %, а добавки – нижче 10 %. Крім живильних добавок у склад субстрату також можуть входити мінеральні добавки. Вони призначені для створення наступних ефектів: підлужування та посилення буферної ємності субстрату; поліпшення структури і стану води в субстраті.

Мінеральні добавки можуть нести спори конкурентних мікроорганізмів, тому їх необхідно піддавати такій же тепловій обробці, як субстрат. Також важливим фактором росту і розвитку гливи звичайної є реакція живильного середовища. Вона впливає на рН клітинного вмісту. рН субстрату можна коригувати додаванням луку або крейди, але, як правило, необхідно використовувати буферну суміш, краще у вигляді фосфатного буфера.

Вироблення ПСБ в основному залежить від виду та штаму гриба. Встановлено, що плодоношенню сприяє висока вологість повітря – 95 %, аерація і вплив світла, особливо короткохвильового діапазону видимої області спектра.

Глива - один з найбільш продуктивних видів культивованих грибів. Навіть на відносно бідних субстратах отримують вельми високий врожаї. Для оцінки продуктивності грибів використовують кілька показників.

Біологічна ефективність (*БЕ* %) – визначається відношенням сирої ваги плодових тіл до сухої маси субстрату:

$$БЕ\% = \frac{M_{пл.тіла}}{M_{сух.суб.}} \times 100\% \quad . \quad (1.1)$$

Якщо субстрат має вологість 75 %, то маса сирого субстрату складе 4 кг і вихід грибів, відповідно, 25 % від маси субстрату. Такий показник називають продуктивністю (*П* %)

$$П\% = \frac{M_{пл.тіла}}{M_{волог.суб.}} \times 100\% \quad . \quad (1.2)$$

Цей показник менш коректний, ніж БЕ, так як субстрат може сильно відрізнятися за вологістю (65-80 %).

Іноді використовують коефіцієнт конверсії (*КК* %) або виражене у відсотках відношення сухої маси грибів до сухої маси субстрату

$$КК\% = \frac{M_{сух.плод.тіла}}{M_{сух.суб.}} \times 100\% \quad . \quad (1.3)$$

Цей показник використовують переважно в наукових дослідженнях. Біологічна ефективність гливи на різних субстратах коливається від 30-50 до 150-200 %. Для нестерильних технологій хорошим результатом вважається БЕ на рівні 80-100 %, а для природного екстенсивної технології 40-60 % [2].

### **1.3 Характеристика гливи звичайної**

Гриби роду глива мають низку цінних якостей і переваг перед іншими культивованими грибами. Глива технологічна, має високу швидкість росту і конкурентоспроможність по відношенню до сторонньої мікрофлори. Гриб росте на різних целюлозо- і лігнінвмісних рослинних відходах сільського господарства, хар-

чової та лісопереробної промисловості. Взагалі, за кількістю субстратів, на яких її культивують, глина не має собі рівних.

Самим звичайним субстратом при інтенсивному культивуванні для гливи є пшенична солома. Технологія вирощування гливи досить проста і не вимагає тривалої підготовки субстрату. Після закінчення збору грибів субстрат можна використовувати як корм для тварин і як органічне добриво. Недоліками гливи звичайної є крихкість плодових тіл і внаслідок цього – незадовільна транспортабельність. Спори гливи, потрапляючи в легені, можуть викликати алергію. До того ж глина схильна до вірусних захворювань.

У плодових тілах дикорослих грибів, що ростуть на деревині в природних умовах, білок, як правило, складає не більше 22 % сухої маси, а в грибах, що культивуються на оптимізованих за складом субстратах, досягає 35-38 %, що значно вище, ніж в більшості злаків і овочів [3]. Слід зазначити, що грибна клітковина покращує роботу стравоходу, затримує і виводить з організму різні шлаки, іони важких металів, радіонукліди. Вміст амінокислот наведений у таблиці 1.3.

Таблиця 1.3 – Вміст амінокислот (в % на сиру массу) в гливі звичайній

Амінокислоти	Вміст		
	Ніжка	Шляпка	Гіменей
<i>Незамінні</i>			
Аргінін	1,39	0,14	0,29
Валін	0,22	0,13	0,52
Гіістидин	0,12	0,07	0,70
Ізолейцин	0,19	0,17	0,44
Лейцин	0,31	0,18	0,35
Лізін	0,50	0,26	0,40
Цистеїн	Сліди	Сліди	Сліди
<i>Замінні</i>			
Аланін	0,24	0,14	0,44
Аспарагін	0,58	0,40	0,63
Глутамінова кислота	0,57	0,32	1,05
Пролін	0,16	0,11	0,31
Серин	0,22	0,13	0,39
Тирозин	0,14	0,08	0,28
Треонін	0,27	0,14	1,40
Фенілаланін	0,18	0,10	0,35



Хімічний склад гливи звичайної та вміст мінеральних речовин представлені у табл. 1.4 та 1.5.

Таблиця 1.4 – Хімічний склад гливи звичайної

Основні компоненти	Вміст в гливі звичайній, г/100г
Білки	10,5-30,0
Вуглеводи	60,0-82,0
Жири	1,0-7,2
Клітковина	7,5
Енергетична цінність, ккал	317,0-367,0
Зола	5,0-9,0

Таблиця 1.5 – Вміст мінеральних речовин в плодових тілах гливи звичайної

Мінеральні речовини	Вміст в гливі звичайній, мг/100г
K	3793
P	1800
Na	158-837
Ca	18-293
Mg	136-590
Cu	1,9-2,2
Zn	3,7-9,1
Mn	1,3-3,6
Co	0,2-0,4
Sn	0,01

В останній час глива набуває широкої популярності в високорозвинених країнах завдяки своїм лікарським властивостям [4].

Гриби гливи за оцінкою науковців мають унікальні поживні та лікарські властивості: їх активні речовини, зокрема фракція кислих полісахаридів (1,6 β-глюкан) [5] здатні відновлювати і стабілізувати гематоімунні функції організму людини [3]. Вміст природного антиоксиданту ерготіоніну складає від 1,72 до 2,09 мг на 1 г сухої маси (0,41 - 0,68 мг/г) [6]. Такі факти вивели гливу в ряд найважливіших харчових елементів сучасної дієтології, і це закономірно сприяло значному підвищенню виробництва гливи за останні 10 років [7].

Досліджено, що плодові тіла гливи містять лектини (глікопротеїни), що призупиняють зростання ракових клітин та мають внутріклітинний ферментний комплекс з високою антиоксидантною активністю [8-10].

Детальне вивчення хімічного складу і медично-біологічні дослідження показали, що сухий грибний порошок міцелію гливи може бути використаний як екологічно чиста грибна добавка з високою харчовою і біологічною цінністю [11]. В ході гігієнічних досліджень, проведених на тваринах, був відмічений і ряд специфічних ефектів, що вказують на антиоксидантні і адаптогенні дії сухого міцелію. Зниження вмісту холестерину, тригліцеридів та продуктів перекисного окислення ліпідів у крові та печінці піддослідних тварин, які отримували грибний порошок гливи звичайної, за думкою ряду авторів, пов'язано з наявністю в плодових тілах гливи ловастатину [12]. Також відмічена підвищена виживаність щурят і збільшення чисельності потомства в поколіннях піддослідних тварин, батьки яких отримували грибну добавку [13]. Екстракт володіє вираженою протизапальною активністю, яка обумовлена наявністю виявлених в екстракті ферментативних систем. Вони інгібують активність ферментів, що беруть участь в синтезі і біотрансформації простагландинів.

## РОЗДІЛ II ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

**Об'єкт дослідження:** відходи олійножирової промисловості – лушпиння соняшника. Робота проводилася відповідно до розробленої програми досліджень, що наведена на рис. 2.1. Використовувався комплекс традиційних і сучасних фізико-хімічних і технологічних методів дослідження.

Розглянемо застосовані методи дослідження.

*Визначення легкогідролізуємих полісахаридів (ЛГП).* Геміцелюлози лушпиння соняшника зазвичай визначають в повітряно-сухому матеріалі, так як в цьому стані воно може зберігатися без зміни складу геміцелюлоз.

*Визначення цукрів за методом Хагедорна-Йенсена.* В якості сполуки, що відновлюється цукрами, застосовується червона кров'яна сіль, що в лужному середовищі переходить в залістосиньородистий калій. Непрореагований чисельний визначається йодометричним способом, тоді як залістосиньородистий калій виводиться із реакції сірчаноокислим цинком, що додається в суміш.

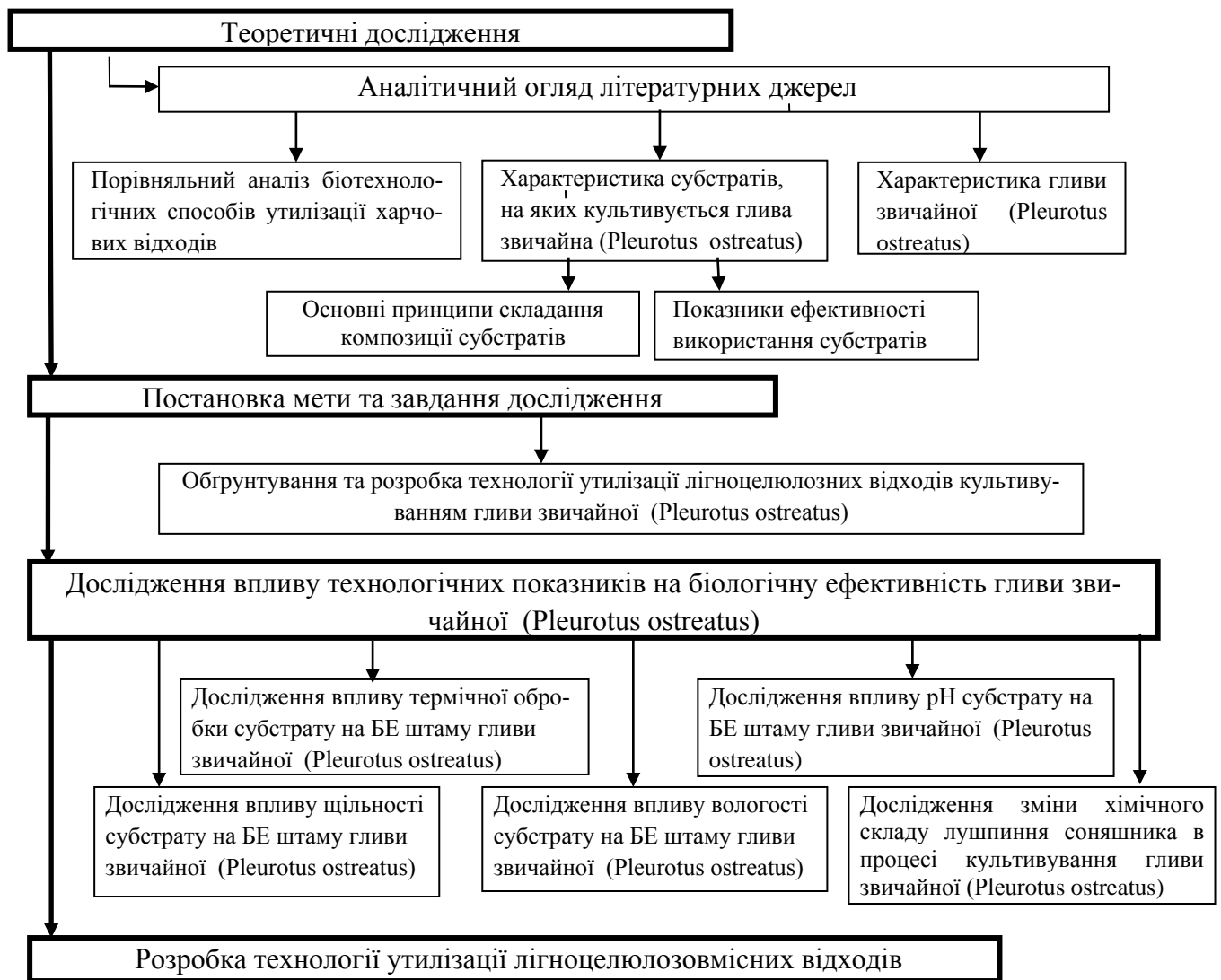


Рис. 2.1 – Програма досліджень

*Методика визначення фізико-хімічних показників сировини.* Початкову масу субстратних блоків визначали прямим зважуванням на електронних вагах (стандартна похибка  $\pm 50$  г) по закінченню процесу формування субстратних блоків. Щільність субстрату визначали за формулою:

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (2.1)$$

де  $\rho$  – щільність субстрату, г/см<sup>3</sup>;  $V$  – об'єм субстратного блоку, см<sup>3</sup>;  $m$  – маса субстратного блоку, г.

Вологість рослинної сировини визначали гравіметричним методом згідно з ГОСТ 16483.7-71 [14]. Концентрацію водневих іонів субстрату визначали за допомогою рН-метру HANNA.

## **РОЗДІЛ III ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ КУЛЬТИВУВАННЯ ГЛИВИ ЗВИЧАЙНОЇ (PLEUROTUS OSTREATUS)**

Розглянемо основні стадії технологічного циклу:

**1.** Сировина, її заготівля, зберігання.

Перед початком роботи проводиться вхідний контроль.

**2.** Підготовка сировини (суха сепарація, відмивання, зволоження, створення необхідного рівня рН, і т.п).

**3.** Термічна обробка сировини.

**4.** Інокуляція, яка включає в себе наступні заходи:

- технічне забезпечення мікробіологічної чистоти інокуляції;
- контроль якості, дози, ступеню подрібнення міцелію;
- контроль якості дозування і перемішування міцелію з субстратом;
- мінімізація часу контакту субстрату з повітрям при інокуляції;
- чисте транспортування субстратних блоків в інкубаційне приміщення;
- контролювання параметрів перфорації блоків (площа та тип перфорації);
- забезпечення мікробіологічної чистоти в інкубаційному приміщенні;
- забезпечення правильної циркуляції повітря;
- забезпечення відводу тепла з приміщення інкубації.
- мінімізація ймовірності інфікування інокулюваного субстрату;
- технічна, технологічна, біологічна, організаційна боротьба з комахами;
- санітарія та асептика як єдина система у виробництві грибів.
- мікробіологічний моніторинг виробництва.

Аналіз літературних та патентних джерел дозволив виділити основні параметри технологічного процесу культивування грибів, що можуть впливати на їх біологічну ефективність.

### **3.1 Дослідження впливу термічної обробки субстрату**

Сутність будь-якого методу підготовки субстратів для промислового вирощування грибів полягає в видаленні конкурентної мікрофлори та створенні елективних умов для культивування грибної культури [15-16].

Субстрат для вирощування гливи піддають термічній обробці, щоб максимально знизити популяцію конкурентних організмів, присутніх часто у великій кількості. На якість термообробки впливає вологість субстрату (в перезволоженому субстраті розвиваються бактерії і цвілі), щільність (чим вище щільність субстрату, тим краще теплопередача і, значить, коротше час досягнення летальної для мікроорганізмів температури), маса блоку (чим більше маса, тим довший процес нагріву, а при тривалій експозиції можлива перестерилізація субстрату з утворенням токсичних продуктів). З метою визначення ефективного способу термічної обробки субстрату для культивування гливи досліджували динаміку біологічної ефективності (БЕ) штаму грибів за різних умов обробки (табл. 3.1)

Таблиця 3.1 – Динаміка зміни значення показника БЕ штаму гливи звичайної (*Pleurotus ostreatus*) за різних способів термічної обробки субстрату.

№ п/п	Спосіб термічної обробки субстрату	БЕ, %
1	Пастеризація водою	56,3
2	Стерилізація в автоклаві	67,5

Таким чином, із таблиці видно, що метод стерилізації в автоклаві є визначальним і врожайність гливи звичайної на стерилізованих субстратах вище, ніж на пастеризованих. Крім того, при обробці субстрату пастеризацією присутня висока імовірність проростання конкурентних грибів.

### 3.2 Дослідження впливу рН субстрату на БЕ штаму.

Це показник, який характеризує кислотність отриманого продукту і його відповідність відомим оптимальним значенням для культивування більшості промислових штамів грибів роду Глива [17]. Реакція живильного середовища є важливим фактором росту і розвитку базидіальних грибів. Реакція зовнішнього середовища впливає на рН клітинного вмісту. Живильне середовище, що містить всі необхідні речовини, але приготовлене без урахування необхідної кислотності (або лужності), може зовсім виключити можливість розвитку грибного міцелію або не буде чинити на нього значну інгібуючу дію [18].

Значення оптимального рН для розвитку вищих грибів визначається співвідношенням в середовищі Карбону та Нітрогену. Збільшення концентрації вуглеводів в середовищі при постійному вмісті Нітрогену викликає значні відхилення у вуглеводному обміні грибів. У середовищі, в самому міцелії накопичуються різні продукти обміну, органічні кислоти, жири та ін. Вважається, що для вирощування грибів роду Глива краще підходять субстрати з лужним показником рН (від 7,5 до 9), тому що це забезпечує додаткову протекцію від ураження конкурентними цвілевими грибами [19]. Результати дослідження дозволили характеризувати вплив рН субстратів на біологічну ефективність штаму гливи (табл. 3.2).

Таблиця 3.2 – Вплив рН субстратів на БЕ штаму гливи звичайної

№ п/п	Субстрат		рН, од. рН	БЕ, %
	Основа, % від маси субстрату	Живильна добавка, % від маси субстрату		
1	Лушпиння соняшника 100	–	5,96	73
2	Лушпиння соняшника 99	Кавовий шлам 1	5,77	65
3	Лушпиння соняшника 95	Кавовий шлам 5	5,62	62
4	Лушпиння соняшника 95	Висівки пшеничні 5	6,0	73
5	Лушпиння соняшника 90	Висівки пшеничні 10	6,03	73

Проведені дослідження показали залежність між БЕ штаму гливи звичайної та показником рН субстрату, на якому вона культивується. Додавання до основи субстрату (лушпиння соняшника) кавового шламу в якості живильної добавки, призводить до деякого підкислення середовища і зниження БЕ грибів. Додавання пшеничних висівок навпаки змінює рН субстрату в лужну сторону і показник БЕ залишається незмінним на рівні з контролем (основа субстрату – лушпиння соняшника без додавання живильних добавок). Тобто, можна висловити припущення, що глива буде краще розвиватись на субстратах з більшим показником рН.

### 3.3 Дослідження впливу щільності субстрату на БЕ штаму.

Структура та щільність субстрату визначається дисперсністю (тобто розмірами) складових його частинок і їх механічною міцністю. Один з варіантів такого субстрату - лушпиння соняшника або солома зернових культур, подрібнена до частинок розміром 1,5-5 см. Міцність частинок субстрату змінюється в процесі тер-

мічної обробки. Чим вище температура обробки та її тривалість, тим меншою стає міцність частинок, що веде до переущільнення субстрату. Наприклад, на блоках масою 10-12 кг за 60 днів отримують такий же урожай як на брикетах масою 20-22 кг за 90 днів [20]. Проведені дослідження показали динаміку зміни БЕ штаму гливи звичайної в залежності від щільності субстрату (табл. 3.3).

Таблиця 3.3 – Вплив щільності субстратів на БЕ штаму гливи звичайної

№ п/п	Субстрат		Щільність кг/л	БЕ, %	Щільність кг/л	БЕ, %
	Основа, % від маси субстрату	Живильна добавка, % від маси субстрату				
1	Лушпиння соняшника 100	-	0,26	73	0,45	79
2	Лушпиння соняшника 99	Кавовий шлам 1	0,24	65	0,44	76
3	Лушпиння соняшника 95	Кавовий шлам 5	0,24	63	0,45	74
4	Лушпиння соняшника 95	Висівки пшеничні 5	0,25	73	0,43	77
5	Лушпиння соняшника 90	Висівки пшеничні 10	0,25	73	0,42	80
6	Лушпиння соняшника 100	«Хелафит комби» 0,05	0,24	70	0,44	75
7	Лушпиння соняшника 100	Regoplant 0,05	0,26	71	0,45	74
8	Лушпиння соняшника 100	Regoplant 0,025	0,23	70	0,43	73

При щільності субстрату в межах 0,42-0,45 кг/л значення показника БЕ штаму гливи звичайної вищі, ніж при щільності 0,23-0,26 кг/л. Тому можна зробити висновки, що щільність рослинного субстрату для вирощування гливи звичайної в діапазоні 0,42-0,45 кг/л являється найбільш раціональною.

### 3.4 Дослідження впливу вологості субстрату на БЕ штаму

Одним із важливих факторів, що визначає ріст і розвиток грибниці вищих базидіальних грибів, є вологість субстрату. Вологість повітряно-сухої рослинної сировини коливається в межах 7-15 % [21].

Результати дослідження показали динаміку зміни БЕ штаму гливи звичайної в залежності від вологості готового субстрату (табл. 3.4).

Таблиця 3.4 – Вплив щільності субстратів на БЕ штаму гливи звичайної

№ п/п	Субстрат		W,%	БЕ, %	W,%	БЕ, %	W,%	БЕ, %
	Основа, % від маси субстрату	Живильна добавка, % від маси субстрату						
1	Лушпиння соняшника 100	-	50	68	70	73	80	61
2	Лушпиння соняшника 99	Кавовий шлам 1	50	55	70	65	80	46
3	Лушпиння соняшника 95	Кавовий шлам 5	50	53	70	63	80	42
4	Лушпиння соняшника 95	Висівки пшеничні 5	50	63	70	73	80	52
5	Лушпиння соняшника 90	Висівки пшеничні 10	50	65	70	73	80	54
6	Лушпиння соняшника 100	«Хелафит комби» 0,05	50	60	70	70	80	55
7	Лушпиння соняшника 100	Regoplant 0,05	50	58	70	71	80	48
8	Лушпиння соняшника 100	Regoplant 0,025	50	60	70	70	80	47

Найвищі показники БЕ зафіксовані при вологості субстрату 70 %. Дана вологість являється найбільш раціональною для вирощування гливи на основі субстрату із лушпиння соняшника. Черезмірне зволоження рослинної сировини (W=80 %) призводить до значного зниження показника БЕ у гливи. При недостатній вологості, БЕ гливи знижується в середньому на 10%.

### 3.5 Дослідження зміни хімічного складу лушпиння соняшника в процесі культивування гливи звичайної

При переробці соняшника в олію утворюється значна кількість лушпиння, яке виділяється з рушанки. Лушпиння може бути використане для отримання пари при спалюванні його в парових котлах, в гідролізній промисловості, в подрібненому вигляді воно може бути використане в якості наповнювача при силосуванні кормів. Лушпиння, збагачене соапстоком, в гранульованому вигляді також може викорисовуватись на кормові цілі [22]. При годуванні сільськогосподарських тварин використана уся побічна продукція переробної промисловості, що має потенційну поживну цінність [23, 24]. Хімічний склад досліджуваного лушпиння наведений у таблиці 3.5. Таким чином, із таблиці видно, що у досліджуваній сировині вміст целюлози становить 46,8 %, що значно перевищує оптимальний вміст її у сухій речовині кормів для великої рогатої худоби. Це означає, що лушпиння соняшника у сирому вигляді не може використовуватись як корм для ВРХ.



Таблиця 3.5 – Хімічний склад лушпиння

№ п/п	Показники	Вміст, % на 100 г сух. реч.
1	Ліпідний комплекс	2,6
2	ЛГП	25,4
3	ВГП (целюлоза, клітковина)	46,8
4	Лігнін (по Класону)	25,2
5	Олігосахариди	сліди

Хімічний склад досліджуваного лушпиння після культивування гливи звичайної наведений у таблиці 3.6.

Таблиця 3.6 – Хімічний склад лушпиння соняшника після культивування

№ п/п	Показники	Вміст, % на 100 г
1	Ліпідний комплекс	4,08
2	ЛГП	40
3	Моносахариди	27,5
4	ВГП (целюлоза, клітковина)	22,0
5	Лігнін (по Класону)	6,41

Проведені дослідження показали, що в ході культивування на субстраті із лушпиння соняшника відбулись процеси деструкції лігноцелюлозного комплексу. Зокрема вміст целюлози знизився у порівнянні з вихідним значенням на 53 % і становить 22 г на 100 г сухих речовин. Отримані значення входять до нормативного діапазону вмісту целюлози у сухій речовині кормів для великої рогатої худоби, що підтверджує теорію про можливість застосування відпрацьованого субстрату після культивування гливи в якості кормової добавки до раціону ВРХ.

Визначені перспективи використання даного виду сировини в якості кормів для тварин. Використання в раціонах молодняка ВРХ до 12-місячного віку відпрацьованого субстрату гливи збільшує середньодобові прирости тварин на 5,0 %. Для ВРХ старше за 12-місячний вік 1,5 кг відпрацьованого субстрату гливи звичайної підвищує переварюваність поживних речовин на 2,3-3,3 % і збільшує середньодобовий приріст на 11,3 %.

## РОЗДІЛ IV ТЕХНОЛОГІЯ УТИЛІЗАЦІЇ ЛІГНОЦЕЛЮЛОЗНИХ ВІДХОДІВ

Аналіз літературних даних та результати проведених досліджень, (розділ III) дозволили обґрунтувати технологічну схему утилізації відходів (рис. 4.2).

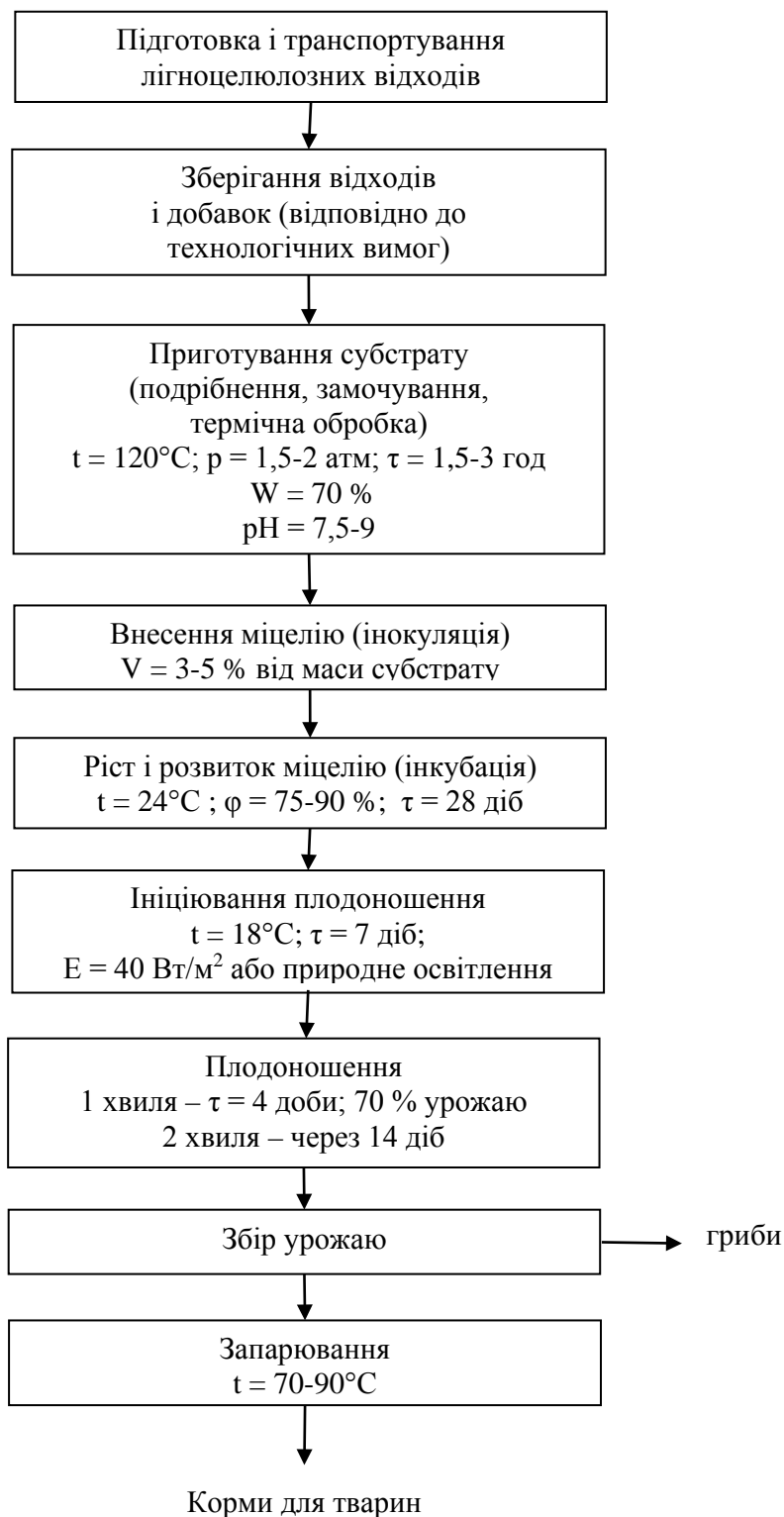


Рис. 4.2 Технологічна схема утилізації лігноцелюлозних відход

Якщо сировиною для приготування субстрату є солома злакових культур, стебла, качани кукурудзи, то таку сировину необхідно подрібнити. Для цього використовуються спеціальні дробильні машини

Проведені дослідження показали, що стерилізація в автоклаві значно знижує ризик зараження субстрату конкурентною мікрофлорою і підвищує біологічну ефективність (БЕ) грибів роду Глива, тому даний метод термічної обробки рослинної сировини був обраний як найбільш оптимальний.

Після охолодження субстрату до потрібної температури, приступають до внесення грибного міцелію. Контроль вегетативного розвитку міцелію проводили візуально, визначали ступінь обростання субстратного блоку міцелієм в заданий час заданого дня щотижня. Результати фіксували фотографуванням.

Відпрацьований субстрат і відходи грибного виробництва реалізуються тваринницьким фермам, де використовуються в якості білкової добавки на корм тваринам і як комплексне органічне добриво для рослин.

Якщо сировиною для приготування субстрату є солома злакових культур, стебла, качани кукурудзи, то таку сировину необхідно подрібнити.

## **РОЗДІЛ V ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА МОЖЛИВОСТІ УТИЛІЗАЦІЇ ЛІГНО-ЦЕЛЮЛОЗНИХ ВІДХОДІВ ЗА ДОПОМОГОЮ КУЛЬТИВУВАННЯ ГЛИВИ**

Підприємства – виробники соняшникової олії стикаються з проблемою утилізації відходів побічних продуктів виробництва. На сьогоднішній день утилізація лушпиння соняшника як відходу масложирової промисловості на підприємствах може здійснюватись у таких напрямках:

1. вивезення за межі підприємства та складування та полігонах ТПВ;
2. спалювання лушпиння в котлоагрегатах з виробленням електричної та теплової енергії;
3. виготовлення пелетів.

Вивезення лушпиння на полігони складування ТПВ є найбільш простим шляхом утилізації даного виду відходу, однак має ряд негативних особливостей.

Підприємства накопичують десятки тонн лушпиння, тому що своєчасне вивезення відходів на місця складування ТПВ є проблематичним через низький показник насипної щільності лушпиння. Лушпиння соняшника має високу здатність до самозаймання і тління при підвищенні температури, при цьому відбувається процес виділення неприємних запахів [25]. Також, даний метод утилізації є недоцільним з економічної точки зору, оскільки за розміщення відходів на полігонах підприємства сплачують екологічні платежі. Окрім цього, лушпиння соняшника являється цінною вторинною сировиною і може бути використано в інших галузях промисловості, що буде приносити підприємству додатковий прибуток.

Метод спалювання лушпиння в котлоагрегатах також являється не прогресивним, як з екологічної, так і з економічної точки зору. Він не дає необхідного ефекту по причині високої вартості, конструктивного недопрацювання та низької надійності таких котлів. Ефективність такого способу утилізації складає не більше 50 %. Відповідно до досліджень існуючі типові котли не пристосовані до спалювання лушпиння, подрібнених рослинних та інших горючих відходів. Реконструйовані на спалювання лушпиння соняшника котлоагрегати виходять з ладу, так як котельний пучок і економайзер швидко забиваються відкладеннями золи. Частим і небезпечним явищем в котлах являються пожежі. Вони періодично виникають в димоходах і золоуловлювачах по мірі накопичення недогорілих зерен і лушпиння. Котли на лушпинні соняшника та інших рослинних відходах можуть працювати задовільно лише зі зниженням паропродуктивності в 2-3 рази. Через забивання золою економайзери в таких котлах, як правило, відключаються, що додатково знижує їх економічність [26]. Крім того, як пояснюють експерти, небезпечність даного методу утилізації лушпиння полягає у тому, що при спалюванні даного виду палива дрібнодисперсна фракція потрапляє в легені людини і викликає важке захворювання – силікоз [27].

Паливні пелети із лушпиння соняшника виробляються шляхом подрібнення і пресування вихідної органічної сировини, в результаті розмір гранул палива не перевищує 12-15 мм. Пелети мають дуже високу щільність, що дозволяє організувати компактне зберігання і раціональне перевезення на великі відстані. Якщо порівнювати економічну складову застосування даного виду палива, то на сьогодні

нішній день більш вигідним є тільки газ, що подається по трубопроводу. Виробництво пелет із лушпиння соняшника на сьогоднішній день являється перспективним і може принести підприємству грошовий прибуток. Однак, орієнтуючись на останні дослідження Manomet Centre for Conservation Sciences (Массачусетс, США), можна говорити про негативний вплив викидів вуглекислоти в результаті спалювання пелет. Поряд з викидом вуглекислоти при згорянні пелет утворюються викиди діоксиду Сульфуру. Саме діоксид Сульфуру, піднімаючись в атмосферні шари, випадає у складі кислотних дощів, що призводить до поступової загибелі лісу. При згорянні пелет неспалений залишок становить близько 1,5% від загальної маси палива. Слід зазначити, що при згорянні пелет в атмосферу викидаються тверді частинки, які мають значну концентрацію поблизу електростанцій, що працюють на пелетованому паливі. Цей факт звертає на себе пильну увагу екологів. На даний момент не проведені дослідження впливу на здоров'я людини ультрадисперсних частинок, які викидаються у повітря при згорянні пелетованого палива. Ці наночастинки можуть вільно проникнути в клітини і кров. Вони володіють унікальними фізико-хімічними властивостями через своїх мікроскопічні розміри, але їх вплив поки не вивчений [28].

Таким чином можна зробити висновок, що існуючі методи утилізації соняшникового лушпиння несуть негативне навантаження на довкілля та здоров'я людини. Тому завдання розроблення нової екологічно безпечної технології утилізації рослинної сировини на сьогоднішній день являється актуальним.

На основі проведених досліджень (розділ III) запропонована та обґрунтована технологія утилізації відходів олійножирової промисловості шляхом отримання на їх основі нових продуктів – джерела рослинного білка для населення (гриби) та додаткового корму для тварин (розділ IV). Необхідною є економічна оцінка можливості впровадження даної технології на підприємствах.

В ході роботи був досліджений досвід по вирощуванню грибів на основі різноманітних субстратів. Вихідні дані наведені у таблиці 5.1

При перерахунку на сучасні ціни розміри капітальних вкладень, текучих витрат та амортизації основних фондів отримали наступні дані (таблиця 5.2).

Перехід числових даних таблиці 5.1 в дані таблиці 5.2 зроблено із врахуванням індексу цін 1,15 і курсу долара на сьогоднішній день 20,00 грн/\$.

Таблиця 5.1 – Вихідні дані по вирощуванню гливи на солом'яному субстраті

Найменування статей витрат	Одиниці виміру	Ціна за 1 одиницю з ПДВ, у.о.	Норма витрати на 1 кг свіжих грибів, один. вимір.	Витрати в перерахунку на річний об'єм виробництва 182500 кг, у.о
				Без ПДВ
Міцелій	кг	1,434	0,050	10 903,03
Солома	кг	0,000	1,000	0,00
Поліетиленові мішки	100 шт	0,551	0,003	239,63
Ящики пластмасові	1/15 кг.	0,846	0,067	8 573,33
Допоміжні матеріали	од.	0,003	1,000	456,25
Мінеральні речовини	кг	1,200	0,015	2 737,50
Вода	куб м	0,006	0,005	4,43
Всього сировини і матеріалів				22 914,17
Витрати на електроенергію	КВт*год	0,0278	1,96	8 284,81
Основна і додаткова заробітна плата працівників	у.е.			13 200,00
Нарахування на заробітну плату	у.е.			4950,00
Всього змінних витрат				49 348,98
<u>Кількість працівників для обслуговування виробничих приміщень – 22 чол.</u>				
<u>Адміністративний персонал – 14 чол.</u>				
<u>Вартість 1 кг грибів – 25,8 грн/кг</u>				

Таблиця 5.2 – Перерахунок основних статей витрат проекту по вирощуванню грибів на солом'яному субстраті на сучасні ціни.

№ п/п	Найменування статей витрат	Витрати в перерахунку на річний об'єм виробництва 182500 кг, грн
1	Сировина та матеріали	526 923,91
2	Вода	230,84985
3	Електроенергія	177 593,1363
4	Заробітна плата	660 000
5	Єдиний соціальний внесок	249 216
6	Адміністративні витрати	702 000
	Амортизація основних фондів	137 722,8615
7	Всього (експлуатаційні витрати):	2 453 686,76

8	Капітальні вкладення	963 736,8
9	Прибуток	2254813,24
10	Чистий прибуток	1848946,86

В сучасних умовах термін окупності проекту по вирощуванню 182 500 кг грибів на основі соломи становитиме 0,49 року.

Якщо прийняти даний проект за основу і виходячи із планового виходу грибів на одиницю субстрату в співвідношенні 1:1, то при випуску 200 000 кг грибів на субстраті із лушпиння соняшника при вартості 1 кг гливи 27,00 грн і при тих же капітальних витратах, термін окупності буде розраховуватись наступним чином: *приріст товарної (реалізованої) продукції становить 200 000 кг грибів × 27,00 грн/кг = 5 400 000 грн; рівень експлуатаційних витрат експертно збільшимо на 15 % (2 453 686,76 грн × 1,15 = 2 821 739,77 грн); прибуток становитиме 5 400 000 грн – 2 821 739,77 грн = 2 578 260,2 грн; чистий прибуток - 2 578 260,2 грн × 0,82 = 2 114 173,4 грн; термін окупності проекту -0,43 року.* Таким чином, термін окупності проекту по вирощуванню 200 000 кг гливи на основі лушпиння соняшника становитиме 0,43 року ≈ 5,16 місяців.

Враховуючи те, що при переробці насіння соняшнику до виділення олії лушпиння складає близько 15 % від загальної кількості насіння, то річний об'єм переробки насіння соняшника повинен складати:

$$200\,000\text{ кг} \div 0,15 = 1\,333\,333,3\text{ кг} \approx 1400\text{ т/рік}$$

– Тобто, можемо зробити висновок, що даний метод утилізації соняшникового лушпиння рекомендується для підприємств малої та середньої потужності виходячи із об'ємів вироблення олії і, відповідно, лушпиння. При цьому необхідно враховувати можливість інвестування проекту на рівні 963 736,8 грн.

Планований випуск гливи становить – 200 т/рік.

Таким чином, планований проект забезпечуватиме грибами 5,7 % ринку.

– Якщо плановий вихід грибів на одиницю субстрату на основі лушпиння буде у співвідношенні 1:1, то технологія утилізації соняшникового лушпиння шляхом вирощування гливи дозволить утилізувати весь об'єм утворюваних відходів та на 100 % забезпечити потреби ринку грибів .

Однак, варто враховувати, що запровадження даної технології на підприємствах великої потужності потребує більших капіталовкладень.



## ВИСНОВКИ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ

В межах роботи на основі проведених досліджень було обґрунтовано та розроблено ефективну та екологічно безпечну технологію утилізації лігноцелюлозних відходів за допомогою культивування гливи звичайної (*Pleurotus ostreatus*). Розроблена технологія дозволяє не лише в повній мірі утилізувати рослинну сировину, а й одержати на її основі цінне джерело харчового білка для населення (гриби) та додатковий корм для тваринництва (відпрацьований субстрат).

Проведені дослідження дозволили визначити найбільш раціональні параметри субстрату для вирощування гливи звичайної (*Pleurotus ostreatus*), що дасть змогу значно підвищити вихід грибів з одиниці субстрату ( $\text{pH} = 7,0 - 9,0$ , щільність –  $0,42-0,45 \text{ кг/л}$ , вологість –  $70 \%$ ).

Експериментально встановлено, що визначальним методом термічної обробки субстрату являється стерилізація в автоклаві, оскільки при використанні даного методу відсутній ризик зараження субстрату конкурентною мікрофлорою, а також значно підвищується показник біологічної ефективності (БЕ) гливи звичайної.

Проведені дослідження довели, що при вирощуванні гливи звичайної (*Pleurotus ostreatus*) на рослинних субстратах відбуваються процеси деструкції лігноцелюлозного комплексу (у субстраті на основі лушпиння соняшника після культивування гливи вміст целюлози знизився у порівнянні з вихідним значенням на  $53 \%$ ), тому відпрацьовані субстрати після культивування гливи можуть застосовуватись в якості кормової добавки до раціону ВРХ.

Крім того, здійснена оцінка можливості впровадження розробленої технології на підприємствах. Розрахунковим шляхом встановлено, що пропонована технологія утилізації лігноцелюлозних відходів може бути запроваджена на підприємствах середньої потужності. Визначено, що термін окупності проекту по утилізації лушпиння соняшника культивуванням гливи звичайної (*Pleurotus ostreatus*) при річному виробництві  $200\,000 \text{ т}$  гливи становитиме  $5$  місяців.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Рубцов А. А. Усовершенствование элементов технологии приготовления субстрата для выращивания вешенки [Текст] : автореф. дис. на соискание науч. степени канд. с.-х. наук: 06.01.06 «овощеводство» — М., 2007. — 22 с.
2. Субстрат для выращивания грибов – pH среды, принципы составления [Электронный ресурс] / Сайт о выращивании грибов дома, на даче, приусадебном участке без усилий и финансовых вложений. – Режим доступа: <http://wer23sd.narod.ru/substrat.htm>. – Назва з екрану
3. Бухало А.С. Биологические свойства лекарственных макромицетов в культуре [Текст] : Сборник научных трудов в двух томах. Т. 1 / А. С. Бухало, В. Г. Бабицкая, Н. А. Бисько и др.; Под ред. чл.-кор. НАН Украины С. П. Вассера — К.: Альтерпресс, 2011. — 212 с.
4. Stamets P. Mycomedicinals. an information treatise on mushrooms [Текст] / P.Stamets. — China, 2002. - 96 p.
5. Gunde-Cimerman N. Screening fungi for the production of an inhibitor of Hmg Coa reductase: production of mevinolin by the fungi of the genus *Pleurotus* [Текст] / N.Gunde-Cimerman, J. Friedrich, A. Cimerman, N. Benički // FEMS Microbiology Letters. — 1993. — Vol. 111, No. 2-3. — P. 203–206.
6. Paul B. D. The unusual amino acid l-ergothioneine is a physiologic cytoprotectant [Текст] / B. D. Paul, S. H. Snyder // Cell death and differentiation. — 2010. — Vol. 17, No. 7. — P. 1134–1140.
7. Лобанкова О.Ю. Грибоводство [Текст] : учебное пособие / О. Ю. Лобанкова, А. Н. Есаулко, В. В. Агеев и др.— Ставрополь: АГРУС, 2012. — 140 с.
8. Wang D. Biological efficiency and nutritional value of *Pleurotus ostreatus* cultivated on spent beer grain [Текст] / D. Wang, A. Sakoda, M. Suzuki // Bioresource Technology. — 2001. — Vol. 78, No. 3. — P. 293–300.
9. Jesenak M. Immunomodulatory effect of pleuran ( $\beta$ -glucan from *Pleurotus ostreatus*) in children with recurrent respiratory tract infections [Текст] / M. Jesenak, J. Majtan, Z. Rennerova [et al.] // International Immunopharmacology. — 2013. — Vol. 15, No. 2. — P. 395–399.

10. Jayakumar T. Antioxidant activity of the Oyster mushroom, *Pleurotus ostreatus*, on ccl4-induced liver injury in rats [Текст] / Т. Jayakumar, Е. Ramesh, Р. Geraldine // Food and Chemical Toxicology. - 2006. - Vol. 44, No. 12. -Р. 1989–1996.
11. Бухало А. С. Лекарственные препараты и пищевые добавки из макромицетов [Текст] / А. С. Бухало, Э. Ф. Соломко, С. П. Вассер и др. // Усп. мед. микологии: III Всерос. конгресс по мед. микологии (Москва, 24—25 марта 2005 г.): матер. — М.: Нац. академия микологии, 2005. — V, гл. 7. — С. 254—256.
12. Денисова Н.П. Лечебные свойства грибов [Текст] : этномикологический очерк / Н. П. Денисова — СПб.: изд-во СПб ГМУ, 1998. — 59 с.
13. Авагян И. А. Противовоспалительная активность экстракта культуры гриба *Pl.ostreatus* (Jacq.:Fr.) Kumm. [Текст] / И. А. Авагян, С. Г. Нанагюлян, М. Г.Баласанян, А. Г. Жамгарян // Immunopathology, Allergology, Infectology. - 2010. - №1, - С. 236.
14. ГОСТ 16483.7-71. Древесина. Методы определения влажности. [Текст]. – Взамен ГОСТ 11486-65; введ. 1973–01–01.– Москва : Государственный комитет стандартов Совета Министров СССР; М. : Стандартинформ, 1973. – 2с.
15. Vajna B. Microbial community structure changes during Oyster mushroom substrate preparation [Текст] / B. Vajna, A. Nagy, E. Sajben[et al.] // Applied Microbiology and Biotechnology. — 2009. — Vol. 86, No. 1. — P. 367–375.
16. Hosseini S. M. Evaluation of thermochemical pretreatment and continuous thermophilic condition in rice straw composting process enhancement [Текст] / S. M. Hosseini, Н. А. Aziz // Bioresource Technology. — 2013. — Vol. 133. — P. 240–247.
17. Технология выращивания грибов [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://uagrib.com/инокуляция/>. – Назва з екрану.
18. Размер субстратных блоков для выращивания вешенки [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://gribnoydom.com/article/razmer-substratnyh-blokov-dlia-vyrashchivaniia-veshenki>. – Назва з екрану.
19. Свое дело – как сохранить высокую урожайность [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [www.cepnn.ru/svoe-delo-otkryt-griby-gribovodstvo-gribnoy-biznes/](http://www.cepnn.ru/svoe-delo-otkryt-griby-gribovodstvo-gribnoy-biznes/). –Назва з екрану.

20. Алексеенко О. М. Пищевая, лечебная и экологическая ценность грибов *Pleurotus ostreatus* [Текст] / О. М. Алексеенко, М. Полішко, А. І. Вінніков // Вісн. Дніпропетр. ун-ту. Біологія. Екологія. – 2010. – Вип. 18, т. 1. – С. 3–9.
21. Голубев О. В. Изучение состава и антибиотической активности субстратно-мицелиального комплекса вешенки устричной [Текст] / О. В. Голубев, Л. М. Краснопольская // Актуальные проблемы инноваций с нетрадиционными природными ресурсами и создания функциональных продуктов: материалы II Рос. науч.-практ. конф. – М, 2003.– С. 208–209.
22. Kuforiji O.O. Enzyme activities of *Pleurotus tuber-regium* (Fries)Singer, cultivated on selected agricultural wastes [Текст] / O.O. Kuforiji, I.O.Fasidi // Bioresour. Technol. 99. – 2008. – P. 4275-4278.
23. Carabajal M. Effect of co-cultivation of two *Pleurotus* species on lignocellulolytic enzyme production and mushroom fructification [Текст] / M.Carabajal, L. Levin, E. Alberty, B. Lechner // Int. Biodeterior. – 2012. – P. 71-76
24. Luz J.R. Lignocellulolytic enzyme production of *Pleurotus ostreatus* growth in agroindustrial wastes [Текст] / J.R. Luz, M.D. Nunes, S.A. Paes, D.P. Torres, M.C. Silva // Braz. J. Microbiol. – 2012. – P. 1508-1515.
25. Котлы на биотопливе : производство и обслуживание [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://tiras-ab.com.ua/cat/2/item/109>. – Назва з екрану
26. Котлы для сжигания лузги, измельченных растительных и других горючих отходов [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://www.ecoenergo.su/publikaczii/kotly-dlya-szhiganiya-luzgi-izmelchennyh-rastitelnyh-i-drugix-goryuchix-otxodov>. –Назва з екрану.
27. Рисовая алхимия [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://expert.ru/south/2013/36/risovaya-alhimiya/>. – Назва з екрану.
28. Альтернативное энергоемкое топливо — топливные пеллеты [Электронный ресурс]. – Режим доступа :<http://pronedra.ru/alternative/2011/09/12/toplivnyye-pellety/>. – Назва з екрану.

**АНАЛІЗ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ТА ВДОСКОНАЛЕННЯ  
СИСТЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ НА ТЕРИТОРІЇ  
МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

## ЗМІСТ

АНОТАЦІЯ.....	3
ВСТУП.....	4
1. ОГЛЯД ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ НА ТЕРИТОРІЇ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ .....	5
1.1 Загальна характеристика проблем забруднення вод в Україні .....	5
1.2 Огляд екологічних проблем якості поверхневих вод на території Миколаївської області .....	8
2. АНАЛІЗ ЗМІНИ ЯКОСТІ ВОДНИХ РЕСУРСІВ НА ТЕРИТОРІЇ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ .....	11
2.1 Аналіз особливостей контролю забруднення водних об'єктів з використанням біоіндикації по фітопланктону .....	11
2.2 Мультиспектральний екологічний контроль пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах з використанням квадрокоптера ...	17
3. РОЗРОБКА ПРИРОДООХОРОННИХ РЕКОМЕНДАЦІЙ ЩОДО ПОКРАЩЕННЯ СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД НА ТЕРИТОРІЇ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ .....	26
3.1 Очищення води водоканалами .....	26
3.2 Промислове очищення вод .....	27
3.3 Очищення води фільтрами .....	29
ВИСНОВКИ.....	30
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	31
ДОДАТОК А. Динаміка забору води по Миколаївській області.....	34
ДОДАТОК Б. Фітопланктон прісноводних водойм.....	35
ДОДАТОК В. Аналіз похибок мультиспектральних вимірювань пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах.....	36

## АНОТАЦІЯ

В даній роботі вирішено актуальне питання екологічного контролю забруднення водних об'єктів небезпечними відходами на прикладі поверхневих вод Миколаївської області.

Метою роботи є аналіз параметрів якості поверхневих вод та вдосконалення системи екологічного моніторингу на території Миколаївської області з використанням біоіндикації.

Об'єкт досліджень – процес екологічного моніторингу параметрів якості поверхневих вод Миколаївської області.

Предмет дослідження – методи та засоби екологічного моніторингу параметрів якості поверхневих вод.

Галузь застосування – екологічна безпека поверхневих вод України.

Методи дослідження – у роботі використані методи математичної статистики для обробки параметрів якості поверхневих вод; методи мультиспектрального екологічного контролю забруднення водних середовищ з використанням біоіндикації.

Конкурсна робота складається зі вступу, 3 розділів, висновку, списку використаної літератури і 3 дотатків. Містить 3 таблиці, 7 рисунків. Використано 30 наукових джерел.

Ключові слова: екологічний моніторинг, вода, Миколаївська область, фітопланктон, біоіндикація.

## ВСТУП

Вода – найцінніший природний ресурс. Вона відіграє виняткову роль у процесах обміну речовин, що становлять основу життя. Величезне значення вода має в промисловому і сільськогосподарському виробництві. Загальновідома необхідність її для побутових потреб людини, всіх рослин і тварин. Для багатьох живих істот вона служить середовищем існування.

Зростання міст, бурхливий розвиток промисловості, інтенсифікація сільського господарства, значне розширення площ зрошуваних земель, поліпшення культурно-побутових умов і ряд інших чинників все більше ускладнюють проблеми забезпечення водою. Потреби у воді величезні і щорічно зростають. Щорічна витрата води на земній кулі за всіма видами водопостачання складає 3300-3500 км<sup>3</sup>. При цьому 70 % всього водоспоживання використовується в сільському господарстві.

Багато води споживають хімічна і целюлозно-паперова промисловість, чорна і кольорова металургія. Розвиток енергетики також призводить до різкого збільшення потреби у воді. Значна кількість води витрачається для потреб галузі тваринництва, а також на побутові потреби населення. Велика частина води після її використання для господарсько-побутових потреб повертається в річки у вигляді стічних вод.

Дефіцит прісної води вже зараз стає світовою проблемою. Все більш зростаючі потреби промисловості і сільського господарства у воді примушують всі країни, вчених світу шукати різноманітні засоби для вирішення цієї проблеми.

Повний аналіз стану забруднення водою Миколаївської області – один із головних кроків до вирішення проблем з придатністю води для вживання без загрози для здоров'я людей.



# **1. ОГЛЯД ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ НА ТЕРИТОРІЇ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

## **1.1 Загальна характеристика проблем забруднення вод в Україні**

Вода характеризується складом та властивостями, котрі визначають її придатність для конкретних видів водокористування. Оцінка якості води здійснюється за ознаками, які вибираються та нормуються в залежності від виду водокористування. Один з показників води вважається лімітуючим. В якості лімітуючого вибирається ознака, що характеризується найменшою нешкідливою концентрацією речовини у воді. Узагальнена числова оцінка якості води здійснюється за індексом, котрий є сукупністю основних показників за видами водокористування. Якість, склад та властивості води у водоймах регламентуються гігієнічними вимогами та санітарними нормами [1].

Вода, яка подається у житлові будинки населення повинна відповідати Державним санітарним правилам і нормам “Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання”. Згідно цих вимог придатність води для питних цілей, повинна включати:

- безпеку в епідемічному відношенні;
- нешкідливість хімічного складу;
- сприятливі органолептичні властивості;
- радіаційну безпеку.

Для санітарної оцінки води використовуються показники: гранично допустимі концентрації речовин у воді (ГДК), орієнтовано допустимі рівні речовин у воді (ОДР); лімітуючі ознаки шкідливості (санітарно – токсикологічна, загально – санітарно, органолептична з розшифруванням властивостей: запаху, впливу на колір, утворення піни та плівки, присмак).

Високий ступінь мінералізації питної води, особливо підземних вод, який спостерігається в південній частині України, збільшує кількість захворювань на хвороби шлунково-кишкового тракту, у тому числі на гастрити, жовчно-кам'яну та сечокам'яну хвороби. Якість води у Карпатському, Дніпровсько-

Придніпровському регіонах, на Поліссі та в деяких інших місцевостях України, де спостерігається нестача мікроелементів (I, Zn, Cu, F тощо), також впливає на виникнення і перебіг хвороб.

Прогнозні ресурси підземних вод по Україні, за даними регіональної оцінки, становлять 61690 тис. м<sup>3</sup>/добу на км<sup>2</sup>. Розподілені вони по площі вкрай нерівномірно. Основна частина прогнозних ресурсів зосереджена у північних та північно-західних областях у межах Волино-Подільського та Дніпровського артезіанських басейнів. Південні області України мають обмежені ресурси підземних вод, тому що розташовані на територіях з несприятливими умовами формування підземних вод (Причорномор'я, південна частина Українського щита, Крим).

По всій території України підземні води широко використовуються з різною метою. В одинадцяти адміністративних областях за рахунок підземних вод забезпечується понад 50% потреби у господарсько-питній воді. Водопостачання обласних центрів: Луганська, Львова, Полтави та Хмельницького – майже повністю здійснюється за рахунок підземних вод, а для Тернополя, Херсона та Чернівців такий шлях водозабезпечення становить понад 50%, У північних та західних областях України багато міст та селищ міського типу використовують для водопостачання тільки підземні води. Підземні води з помірним ступенем забруднення, що характеризується невеликим перевищенням ГДК забруднювальних компонентів, мають острівне розповсюдження по всій Україні. Небезпечний ступінь забруднення підземних вод характеризується високим рівнем вмісту в них забруднювальних речовин і пов'язаний зі значним техногенним навантаженням на геологічне середовище, в тому числі на підземні води на півдні і сході України.

Вплив господарської діяльності на гідросферу України має неоднаковий ступінь в різних частинах України. Так, у північно-західних областях забруднювальні речовини в підземних водах зустрічаються переважно у межах ГДК і склад їх відповідає ДСТУ 7525:2014 Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості.

Проблемним залишається питання щодо забезпечення населення України питною водою гарантованої якості як в якісному, так і в кількісному відношенні, а також приведення в належний санітарно-технічний стан водопровідних мереж та споруд тощо. Так, в АР Крим продовжували подавати небезпечну в епідемічному відношенні питну воду водопроводи у містах Керч і Феодосія.

Стан відкритих прісноводних водойм на сьогодні вкрай незадовільний внаслідок антропогенного забруднення їх басейнів на всьому протязі аж за межами України, Ріка Дніпро забезпечує водою споживачів не тільки у межах її басейну. За даними Мінстату України, в межах 19 адміністративних областей, що входять до басейну Дніпра, викиди шкідливих речовин в атмосферу становили 4726 тис. т, скид стічних вод у природні поверхневі водні об'єкти - 9509 млн. м<sup>3</sup>, з них 3336 млн. м<sup>3</sup> забруднених; під усі види посівів сільськогосподарських структур – 477 кг на 1 га; застосування пестицидів (у діючій речовині) на сільгоспугіддях (рілля та багаторічні насадження) за даними Державної станції родючості ґрунтів і захисту рослин склало 18,9 тис.т.

Якість води Дніпра в межах України в основному відповідала II класу поверхневих джерел водопостачання. Результати лабораторних досліджень води свідчать, що в створах більшість органолептичних, фізико-хімічних показників не перевищують нормативні рівні. Найчастіше виявляються перевищення санітарних нормативів за показниками органічного та біологічного забруднення (індекс ЛКП, коліфаги), низки специфічних речовин органічного походження (нафтопродукти, феноли), заліза та марганцю. У літній період (до серпня) відмічається явища "цвітіння". Процеси самоочищення у водосховищах відбуваються задовільно, про що свідчать дані санітарно-бактеріологічних досліджень. Значний об'єм стічних вод, в тому числі і недостатньо очищених, що скидаються у Дніпро, призводить до забруднення води умовно патогенними бактеріями та вірусами. Особливо погіршується якість води за мікробіологічними показниками у повінь. Кількість коліфагів перевищувала норму у 2 - 10 разів, були виявлені ентеровіруси, аденовіруси,

Залишкових кількостей отрутохімікатів та пестицидів вище гігієнічних нормативів не виявлено. Яйця гельмінтів також.

Незадовільно вирішуються питання поліпшення санітарно-технічного стану сільських водопроводів, проведення поточних і капітальних ремонтів споруд і мереж, проведення очистки і дезінфекції споруд; організації постійного знезараження води перед подачею в мережу з джерел, неблагополучних з точки зору епідемічного забруднення. Основний показник бактеріального забруднення питної води у водопровідній мережі - коли-індекс. Із усіх відхилень від санітарно-гігієнічних нормативів 97,7% були за коли-індексом, а у половини з них коли-індекс сягав понад 20, що свідчить про значний рівень фекального забруднення та загрозу виникнення епідускладень.

У поточному році зареєстровано чотири спалахи, пов'язані з якістю питної води. Постраждало 3463 особи (тобто 85,5% від усіх хворих, зареєстрованих при епідускладненнях), у тому числі 2330 дітей. Цього року чинниками таких випадків були віруси (збудники гепатиту А, ротавіруси та ентеровіруси) [2]. З кінця минулого року в країні розпочалася чергова епідемічна хвиля захворюваності на вірусний гепатит А. Найвірогіднішою причиною збільшення захворюваності є вживання недоброякісної питної води як централізованого водопостачання, так і шахтних колодязів. Про це свідчать спалахи, що виникли у Львівській та Донецькій областях. Так, за минулий період року зареєстровано спалах вірусного гепатиту А у селі Кротошині Львівської області, під час якого захворіло 22 особи, з них 12 дітей.

Загальний стан децентралізованого водопостачання залишається незадовільним, і не помітно тенденції до його поліпшення.

## **1.2 Огляд екологічних проблем якості поверхневих вод на території Миколаївської області**

В області використовуються як підземні, так і поверхневі водні ресурси. За питомими показниками водозабезпеченості (забезпеченість

водою на одиницю площі та на одного жителя) Миколаївська область займає одне із останніх місць серед областей України.

У 2010 році для потреб населення та народного господарства з поверхневих водних об'єктів забрано 202,0 млн.м<sup>3</sup> води, що становить 93,3% від загального обсягу водозабору, який становив 216,5 млн.м<sup>3</sup> (додаток А).

Найбільш водоспоживаюча галузь в області – це промисловість. На її потреби у 2017 році забрано 103,5 млн.м<sup>3</sup> води або 56,3% від загального обсягу використання вод по області.

Протягом 2006-2010 років обсяги скидів зворотних вод суттєво не змінювались. У 2010 році загальний обсяг скиду зворотних вод становив 91,74 млн.м<sup>3</sup>, що менше порівняно з 2009 роком на 1,1 млн.м<sup>3</sup>. Значних змін зазнали обсяги скидів забруднених вод. У порівнянні з минулими роками 2010 року повністю припинено скид зворотних вод без очистки (аварійні скиди). За рахунок малоефективної роботи комунальних очисних споруд каналізації обсяги скидів недостатньо очищених стоків збільшились. Так, 2010 року було скинуто 28,63 млн.м<sup>3</sup> недостатньо очищених стічних вод, що на 0,24 млн.м<sup>3</sup> більше ніж 2006 року та на 0,86 млн.м<sup>3</sup> більше порівняно з 2009 роком [3-6].

Скид промислових стоків до водних об'єктів здійснюється підприємствами енергетики та машинобудівної галузі. До зазначених стоків належать теплообмінні та продувальні води, які за якісним складом класифікуються як нормативно чисті без очищення.

Найбільший обсяг скиду зворотних вод по області здійснюється ВП «Південно-Українська АЕС», до складу якої належать Олександрівська ГЕС та Ташлицька ГАЕС. Загальний обсяг скидів зазначеного підприємства становить близько 71 млн.м<sup>3</sup> або 77,4% від загального скиду зворотних вод по області.

З перевищенням установлених нормативів скид зворотних вод здійснюють переважно підприємства комунальної сфери, з яких головним

забруднювачем поверхневих вод області є МКП «Миколаївводоканал», скид якого становить 97% від загального обсягу скидів забруднених вод по області.

Очисні споруди каналізації м. Миколаєва (введені в експлуатацію у 1973 році) знаходяться у незадовільному технічному стані та потребують реконструкції і модернізації. Система каналізації м. Миколаєва не відповідає потужностям міста і, як наслідок, відбуваються аварійні скиди стоків без очищення. У результаті експлуатації в аварійному стані каналізаційних мереж, насосних станцій, скидного колектора (в частині глибоководного випуску), неефективності роботи очисних споруд каналізації м. Миколаєва скид стоків згаданого комунального підприємства здійснюється з перевищенням нормативних показників якості по біологічному споживанню кисню (БСК5), хімічному споживанню кисню (ХСК), залізу загальному, завислих речовинах та фосфатах.

До основних причин незадовільної роботи очисних споруд каналізації м. Миколаєва (Галицинівських очисних споруд каналізації) відносяться: аварійний стан глибоководного випуску стоків після очищення на Галицинівських очисних спорудах каналізації. Експлуатація глибоководного випуску в аварійному стані є порушенням проектних умов відведення стічних вод у зв'язку з неможливістю забезпечення відповідного ступеня розбавлення стоків у природних водах; недостатня потужність очисних споруд на стадії вторинного відстоювання. Через низьку потужність вторинного відстоювання, починаючи з 2001 року, залишаються незадіяними 4 секції аеротенків – витискувачів, робота яких могла б значно поліпшити якість очищення стічних вод.

Крім МКП «Миколаївводоканал», до головних забруднювачів поверхневих вод в області відносяться такі підприємства: КП «Міський водоканал» (м. Баштанка), ТОВ «Ольшанський водоканал» (смт Ольшанське, Миколаївський район), БГКП «Сирена» (м. Очаків) та КП «Первомайський міський водоканал» (м. Первомайськ).

## **2 АНАЛІЗ ЗМІНИ ЯКОСТІ ВОДНИХ РЕСУРСІВ НА ТЕРИТОРІЇ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

### **2.1 Аналіз особливостей контролю забруднення водних об'єктів з використанням біоіндикації по фітопланктону**

Забруднення водних об'єктів полягає у внесенні прямо чи побічно у водне середовище речовини або енергії, що призводить до зміни функціонування водних екосистем, потоків енергії і речовин, продуктивності та чисельності біологічних популяцій тощо. Це призводить до зміни властивостей водного об'єкта, виникнення небезпеки для живих ресурсів екосистеми та здоров'я людини [10].

Для екологічної оцінки якості поверхневих вод в Україні використовується “Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями” [11], що встановлює три групи спеціалізованих класифікацій, а саме:

- за критеріями сольового складу;
- за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями;
- за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії, а також за рівнем токсичності.

При забрудненні водних об'єктів до них можуть надходити і накопичуватись як стійкі забруднюючі речовини, які практично не руйнуються у природних умовах (наприклад, ДДТ) так і речовини, що мають природні механізми засвоєння (нітрати, нітроти, фосфати) в кількостях, що порушують баланс водних екосистем та їх здатність до саморегуляції. Загалом, у водні об'єкти потрапляють тисячі шкідливих речовин, що суттєво ускладнює контроль їх екологічного стану. Для вирішення цієї проблеми використовують методи біоіндикації водних об'єктів, що дозволяють інтегрально оцінити їх забруднення широким класом хімічних речовин, а також вплив інших антропогенних факторів [12,13]. Існуючі методики дозволяють оцінити

еколого-санітарний стан водних об'єктів, а також рівень токсичності за допомогою біоіндикації [14]. Основний принцип гідробіологічного тестування водних об'єктів полягає у порівнянні виживання певних організмів у чистій та забрудненій воді [13]. У добре збалансованій екосистемі є велика кількість видів, причому жоден з них не є домінуючим. Зі зростанням забруднення екосистема спрощується, залишаються стійкі до забруднення види. У даній роботі виберемо у якості тест-організмів фітопланктон, що дозволить аналізувати клас якості води, сапробність та трофічний рівень для широкого діапазону категорій поверхневих вод від чистих до дуже брудних, а також оцінювати рівень їх токсичності. Процедура біоіндикації забруднення водних об'єктів за допомогою фітопланктону зводиться до контролю концентрацій частинок фітопланктону різних видів.

При цьому середовища водних об'єктів, які підлягають дослідженню, розглядаються як полідисперсні водні середовища (ПВС) – складні полідисперсні системи, що включають в себе частинки різних типів, розмірів і форми, які перебувають у складній взаємодії. До водних середовищ, які є об'єктом контролю у даній роботі, відносять природні полідисперсні водні середовища водних об'єктів. У ПВС знаходяться у завислому стані частинки різного походження: неорганічна завись, колоїдні органічні частинки, а також частинки планктону різних типів. Основним параметром водних середовищ, як об'єкту контролю, є чисельні концентрації частинок різних типів, що визначаються кількістю частинок певної групи  $N_{zi}$  у заданому об'ємі  $V$

$$C_{zi} = \frac{N_{zi}}{V}. \quad (2.1)$$

Крім того, у ряді випадків необхідно контролювати не лише концентрації частинок певних типів, але й також співвідношення між ними, що характеризує стан ПВС у межах норми та дозволяє його прогнозувати. Для визначення концентрації частинок певних типів необхідно спочатку здійснити їх



розрізнення на основі порівняння оптико-фізичних параметрів. Частинки ПВС, які використовуються у якості біоіндикаторів забруднення, є біологічними клітинами та їх агломератами. Забруднення водних об'єктів призводить до зміни видового складу водних екосистем та їх гідробіологічних показників. У порівнянні із фізичними та хімічними показниками якості води гідробіологічні є більш чутливими до забруднень, оскільки навіть невеликі забруднення водних об'єктів призводять до значних змін у чисельності деяких видів фітопланктону, що використовується у якості біоіндикатора. Контроль решти параметрів ПВС (фізичних, хімічних, бактеріологічних) не входить до кола питань, що будуть досліджуватись у даній роботі.

Контроль стану природних ПВС можливо здійснювати на основі індексів біоіндикації по фітопланктону [14-16]. Функціональна роль фітопланктону у екосистемі – первинна ланка перетворення потоку сонячної енергії, продуцент автохтонної органічної речовини, важливий агент самоочищення і фотосинтетичної аерації води. Фітопланктон є одним із біоіндикаторів екологічного статусу водних об'єктів відповідно до Водної Рамкової Директиви (WFD) ЄС 2000/60 [17], а також систем біоіндикації стану водних об'єктів США Rapid Bioassessment Protocols (RPBs) та Великобританії River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS) [18,19]. Класифікація організмів фітопланктону [20] за розмірами наведена у табл.2.1.

Таблиця 2.1 – Класифікація частинок фітопланктону

Розмір	Тип фітопланктону
до 5 мкм	пікопланктон (бактерії та синьо-зелені водорості )
від 5 до 50 мкм	нанопланктон (основний фітопланктон)
від 50 мкм до 1 мм	мікропланктон

Фітопланктонні водорості переважно одноклітинні, хоча серед них є багато колоніальних та нитчастих форм, особливо у прісноводних водоймах. Поділ водоростей на системні відділи в основному співпадає з характером їх

забарвлення та особливостями будови. У прісноводних об'єктах спостерігаються водорості таких відділів [21,22]: синьо-зелені (Cyanoprocarvota); золотисті (Chrysophyta); жовто-зелені (Xanthophyta); криптофітові (Cryptophyta); динофітові (Dinophyta); еугленові (Euglenophyta); діатомові (Bacillariophyta); зелені (Chlorophyta); стрептофітові (Streptophyta).

Синьо-зелені водорості (або ціанобактерії) значно відрізняються від інших водоростей простою внутрішньою будовою клітин. Клітини цих водоростей не мають сформованого ядра, що наближує їх до бактерій. Разом з бактеріями синьо-зелені водорості складають розділ організмів, відомий як прокаріоти (Prokaryota), на відміну від решти організмів клітини яких мають сформоване ядро і відомих як еукаріоти (Eukaryota). Зображення частинок фітопланктону прісноводних водойм наведено у додатку Б.

Клітини водоростей-еукаріотів мають складну будову, в їх складі (за виключенням синьо-зелених водоростей) є особливі внутрішньоклітинні утворення – хлоропласти, що складаються з білків, ліпідів, нуклеїнових кислот та пігментів. У синьо-зелених водоростей є пігментовмісні ламелли-тілакоїди, що пронизують усю клітину, але найбільшу концентрацію мають біля поверхні. Структура хлоропластів, що є центрами фотосинтезу у клітині, залежить від конкретного організму.

Основним пігментом, який присутній у хлоропластах чи аналогічних структурах у всіх фотосинтезуючих організмів, є хлорофіл *a* (характеристичні довжини хвиль  $\lambda = 430$  нм, 663 нм). Зелені водорості містять хлорофіл *b* ( $\lambda = 435$  нм, 645 нм). Діатомові та динофітових водорості містять хлорофіл *c* ( $\lambda = 440$  нм, 583 нм, 634 нм). У червоних водоростях міститься хлорофіл *d*. Окрім хлорофілів, у хлоропластах завжди наявні каротиноїди, вміст яких оцінюється по еквіваленту  $\beta$ -каротину (480 нм). Синьо-зелені та червоні водорості містять два типа фікобілінів (фікоціанин и фікоеритрин) у різних співвідношеннях. Вибір характеристичних довжин хвиль для дослідження зразків фітопланктону водних об'єктів визначається спектральними залежностями відносних показників поглинання пігментів фітопланктону (див. рис. 2.1). Від складу пігментів

залежать й спектральні характеристики поглинання світла фітопланктоном різних видів. На рис. 2.2 наведені спектральні залежності відносних показників поглинання для трьох основних відділів фітопланктону.

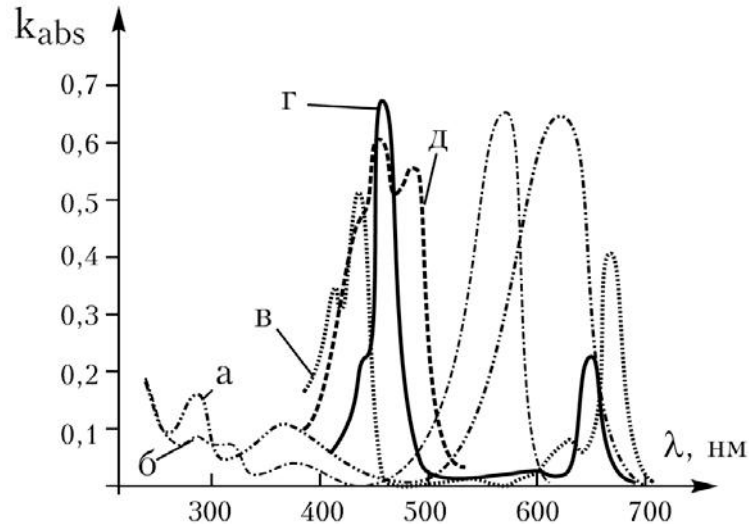


Рисунок 2.1 – Спектральні залежності відносних показників поглинання пігментів фітопланктону: а – фікоціанин, б – фікоеретрин, в – хлорофіл *a*, г – хлорофіл *b*, д – бетакаротин

Типова спектрофотометрична методика розрахунку концентрації основних пігментів з використанням стандартних формул, рекомендованих робочою групою при ЮНЕСКО [15]:

$$\tilde{N}_{Nhl a} = (11,64 \cdot E'_{663} - 2,16 \cdot E'_{645} - 0,1 \cdot E'_{630}) \frac{V_1}{V_2}, \quad (2.2)$$

$$\dot{N}_{Nhl b} = (-3,94 \cdot E'_{663} + 20,97 \cdot E'_{645} - 3,66 \cdot E'_{630}) \frac{V_1}{V_2}, \quad (2.3)$$

$$\dot{N}_{Nhl c} = (-5,53 \cdot E'_{663} - 14,81 \cdot E'_{645} - 54,22 \cdot E'_{630}) \frac{V_1}{V_2}, \quad (2.4)$$

де  $V_1$  – об'єм екстракту (мл);  $V_2$  – об'єм проби (дм<sup>3</sup>);  $E'_{630}$ ,  $E'_{645}$ ,  $E'_{663}$  – оптична щільність при довжині хвилі відповідно 630, 645, 663 нм, віднесена

до довжини кювети  $l$  (1 см) :

$$E'_{630} = \frac{E_{630} - E_{750}}{l}; E'_{645} = \frac{E_{645} - E_{750}}{l}; E'_{663} = \frac{E_{663} - E_{750}}{l}. \quad (2.5)$$

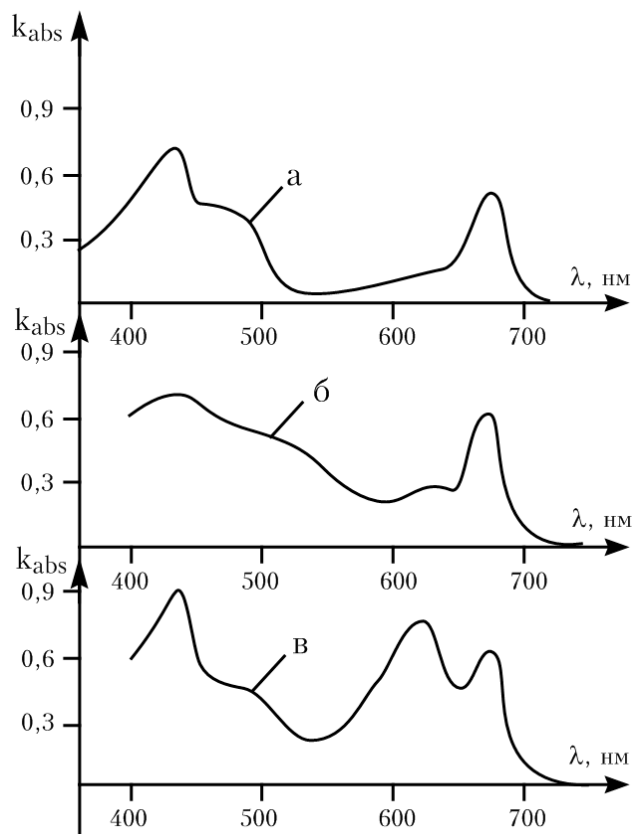


Рисунок 2.2 – Спектральні залежності відносних показників поглинання різних груп фітопланктону: а – зелених, б – діатомових, в – синьо-зелених водоростей (in vivo)

Діапазон розмірів частинок основного фітопланктону складає до 50 мкм. Однак розміри колоніальних видів, наприклад, *Volvox*, *Pyrrrophyta*, досягають 500 мкм. Найменша фракція фітопланктону – пікопланктон з розмірами від 0,2 до 2 мкм довгий час не досліджувалась детально. Однак у останній час встановлено, що ця група фітопланктону може складати значну частину загальної біомаси та бути основним продуцентом органічної речовини. Розміри клітин фітопланктону важливі з оптичної точки зору, оскільки клітини різних розмірів мають різні спектральні та кутові характеристики світлорозсіювання. Крім того, при оцінці біомаси водоростей по вмісту

хлорофілу *a* слід враховувати, що клітини різних розмірів мають різний вміст цього пігменту на одиницю їх біомаси та, відповідно, і різне поглинання ними світла.

Значення концентрації частинок фітопланктону у водних об'єктах мають значну просторову та часову варіацію. Для повного дослідження водного об'єкта необхідно проаналізувати тисячі проб та скласти характеристики концентрацій частинок різних видів фітопланктону в залежності від часу в масштабі сезонних річних змін, а також в залежності від глибини, поперечного перетину та вздовж всієї протяжності водного об'єкту. Обробка результатів традиційними у гідробіології методами надзвичайно трудомістка, а також забезпечує недостатню вірогідність та швидкодію контролю. Один дослідник, при використанні візуальної мікроскопії та атласа-визначника, може проаналізувати концентрацію частинок різних видів фітопланктону у двох-трьох пробах за день [23]. Відповідно на обробку всіх проб, взятих з водного об'єкта у заданий час необхідно роки, а протягом часу витраченого на обробку інформації концентрації частинок багатократно зміняться, а результати досліджень втратять свою актуальність та матимуть лише ретроспективне значення. Для оцінки антропогенних впливів на водний об'єкт, а також для отримання оперативної інформації про стан екосистеми необхідно нові методи досліджень, які б дозволяли оперативно оцінювати рівень забруднення, а також автоматизовано здійснювати обробку зібраних матеріалів.

## **2.2 Мультиспектральний екологічний контроль пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах з використанням квадрокоптера**

Одним з важливих факторів, що негативно впливають на якість поверхневих вод, є їх антропогенне евтрофування, яке полягає у швидкому підвищенні трофності водойм внаслідок надходження до них біогенних елементів і органічних речовин у кількостях, що значно перевищують звичайні

природні рівні [8,9]. Антропогенне евтрофування призводить до надмірного заростання стоячих водойм і масового розвитку синьо-зелених водоростей, які викликають “цвітіння” води. Фітопланктон є одним із біоіндикаторів екологічного статусу водних об’єктів відповідно до Водної Рамкової Директиви (WFD) ЄС 2000/60 [17]. Для гармонізації природоохоронної системи України до міжнародних вимог необхідно удосконалювати систему контролю антропогенного забруднення водних середовищ на основі біоіндикації по фітопланктону. Для подальших досліджень у даній роботі у якості тест-об’єкту обрано фітопланктон приповерхневого шару водних середовищ, а тест-параметрами – співвідношення між основними пігментними параметрами фітопланктону: хлорофілом а, загальним хлорофілом та каротиноїдами. Для підвищення достовірності контролю параметрів водних середовищ відповідно до задач екологічного моніторингу з урахуванням їх оптико-фізичних характеристик необхідне вдосконалення мультиспектральних методів контролю та розроблення відповідних апаратно-програмних засобів.

У роботі [24] запропоновано спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об’єктів за параметрами фітопланктону з допомогою проточного мультиспектрального телевізійного вимірювального аналізатора частинок неперервної дії, при якому порівнюють зображення частинок на характеристичних довжинах хвиль пігментів за допомогою ПЗЗ-камери з зображеннями з бази даних у режимі реального часу, визначають чисельність частинок фітопланктону та розраховують індекси біорізноманіття. У роботі [25] мультиспектральний метод використовується для дистанційного супутникового екологічного контролю вмісту фітопланктону у водних об’єктах, що дозволило аналізувати просторовий розподіл концентрації фітопланктону у водних об’єктах з високою роздільною здатністю. У роботі [26] запропоновано алгоритми обробки мультиспектральних зображень, що дозволяють підвищити роздільну здатність та з більшою точністю визначати просторовий розподіл певних пігментів у неоднорідних середовищах. Проведений аналіз існуючих оптичних методів контролю параметрів водних

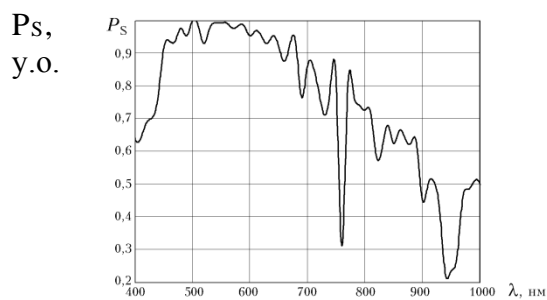
середовищ показав їх недосконалість та неспроможність вирішення прикладної задачі для потреб екологічного моніторингу, що зумовило необхідність вдосконалення методів та засобів мультиспектрального екологічного вимірювального контролю.

Суть методу мультиспектрального вимірювального контролю полягає у аналізі цифрових зображень досліджуваного об'єкту, отриманих у декількох спектральних діапазонах [27]. Після обробки отриманого масиву мультиспектральних зображень необхідно опосередковано виміряти параметри водних середовищ у кожному пікселі зображення. Це здійснюється на основі розв'язання оберненої оптичної задачі з урахуванням математичної моделі неоднорідних водних середовищ. Математичні моделі трансформації світла у приповерхневому шарі водних середовищах враховують концентрації основних пігментів, структурні особливості приповерхневого шару, довжину хвилі падаючого випромінювання і ступінь його поляризації. Метод експериментальних досліджень та екологічного вимірювального контролю на основі обробки мультиспектральних зображень об'єкта отриманих ПЗЗ камерою на характеристичних довжинах хвиль повинен забезпечувати з високою вірогідністю контроль стану об'єкта та його приповерхневої структури. Координати у мультиспектральному просторі визначаються на основі спектральних характеристик джерел випромінювання, фільтрів, фотоматриці та об'єкта контролю. За умови використання мультиспектральної камери із світлофільтрами на входах елементів фотоматриці система рівнянь для визначення координат у n-вимірному мультиспектральному просторі буде:

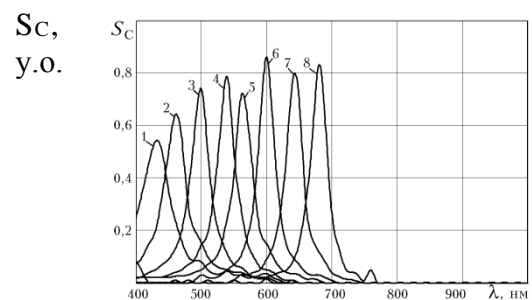
$$\begin{cases} M_1 = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P(\lambda_i) s_1(\lambda_i) R_d(\lambda_i) \Delta\lambda, \\ M_2 = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P(\lambda_i) s_2(\lambda_i) R_d(\lambda_i) \Delta\lambda, \\ \dots \\ M_n = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P(\lambda_i) s_n(\lambda_i) R_d(\lambda_i) \Delta\lambda. \end{cases} \quad (2.6)$$

де  $P(\lambda_i)$  – спектральна характеристика джерела випромінювання,  $s_i(\lambda_i)$  – спектральна характеристика  $i$ -того каналу мультиспектральної камери,  $R_d(\lambda_i)$  – спектральна характеристика коефіцієнту дифузного відбиття об'єкту дослідження.

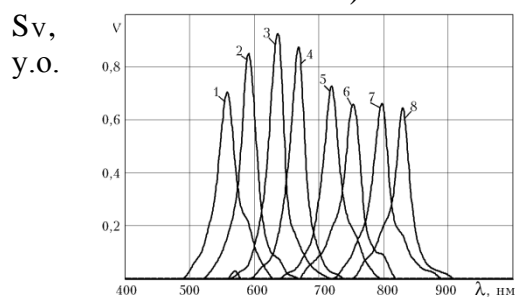
Спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні прирідного водного середовища розраховані у роботі [27] у малокутовому наближенні для таких параметрів фітопланктону: співвідношення між хлорофілом  $a$  та загальним хлорофілом змінюється від 0,8 до 0,9; співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом змінюється від 0,2 до 0,4. У кожному з прикладів біомаса фітопланктону 17,7 мг/л, вміст хлорофілу  $a$  у сирій масі фітопланктону прийнято 0,5%. Спектральні характеристики показника поглинання, показника розсіювання та фактору анізотропії для водного середовища без фітопланктону, але з наявністю завислих частинок органічного походження введено у математичну модель за допомогою апроксимації за результатами експериментальних досліджень. У якості джерела випромінювання використовується природне сонячне випромінювання, усереднена спектральна характеристика щільності випромінювання якого з урахуванням поглинання у атмосфері наведена на рис.2.3, а.



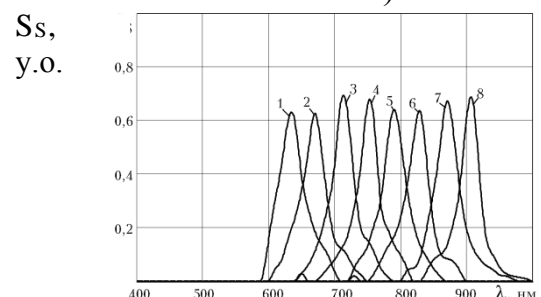
а)



б)



в)

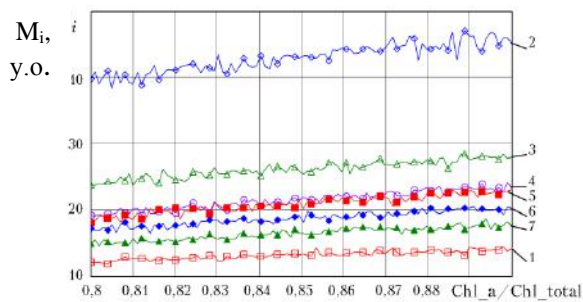


г)

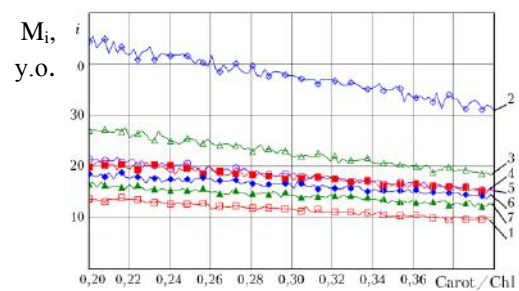


Рисунок 2.3 – Нормовані спектральні характеристики: а) природного сонячного випромінювання; б) чутливості спектральних каналів камери CMS-C; в) чутливості спектральних каналів камери CMS-V; г) чутливості спектральних каналів камери CMS-S

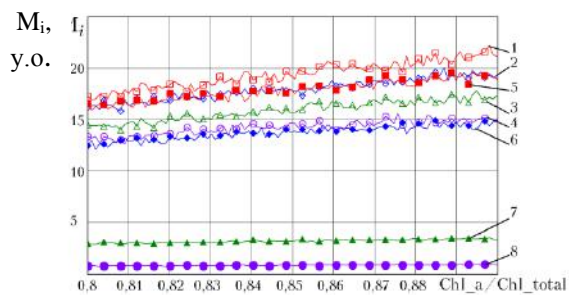
У засобі мультиспектрального екологічного контролю використано восьмиканальні мультиспектральні камери серії CMS (Silios Technologies, Франція) з такими параметрами [28]: спектральний діапазон CMS-C 400 – 700 нм, CMS-V 550 – 850 нм, CMS-S 650 – 950 нм; розділова здатність спектральних каналів 426 x 339; розрядність АЦП 10 біт; час експозиції від 10 мкс до 2 с; вага 59 г. Спектральна характеристика чутливості мультиспектральних камер серії CMS наведена на рис.2.3, б–г.



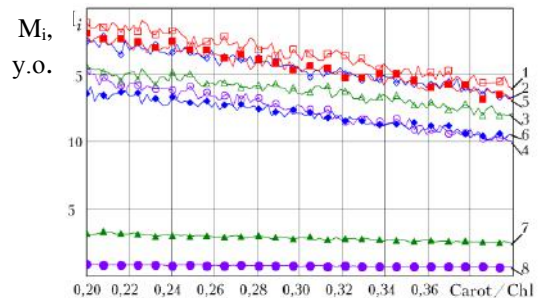
1) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом, камера CMS-C



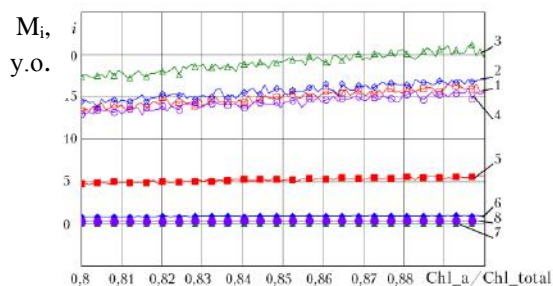
2) співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом, камера CMS-C



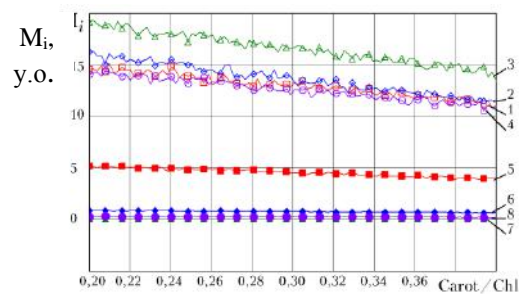
3) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом, камера CMS-V



4) співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом, камера CMS-V



5) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом, камера CMS-S



6) співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом, камера CMS-S

Рисунок 2.4 – Залежності мультиспектральних параметрів при зміні пігментних параметрів та використанні мультиспектральних камер серії CMS

Результати розрахунку мультиспектральних параметрів за відомими спектральними характеристиками при зміні пігментних параметрів фітопланктону та використанні восьмиканальних мультиспектральних камер серії CMS різних типів наведено на рис. 2.4. Оскільки спектральні характеристики природного сонячного випромінювання на рівні водної поверхні постійно змінюються, то необхідно здійснювати нормування результатів мультиспектральних вимірювань з квадрокоптера відносно плаваючої платформи з білою дифузно відбиваючою поверхнею з покриттям на основі сульфату барію. Для опосередкованого вимірювання біомаси фітопланктону за результатами мультиспектральних вимірювань використовуються лише нормовані значення мультиспектральних параметрів.

Таблиця 2.2 – Результати розрахунку множинної регресії

N	$\lambda$ , нм	F	$\delta_m$ , %	R
1	713	661,6065	1,0579329	0,93326622
2	713, 669	655,1362	0,7772548	0,96492090
3	713, 669, 790	673,2844	0,6338839	0,97705078
4	713, 669, 790, 752	681,3346	0,5490373	0,98301378
5	713, 669, 790, 752, 827	644,5145	0,5062998	0,98572688
6	713, 669, 790, 752, 827, 906	604,4872	0,4780634	0,98742062
7	713, 669, 790, 752, 827, 906, 635	522,2490	0,4762857	0,98764968

Розв'язання оберненої оптичної задачі для визначення пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах за результатами мультиспектральних вимірювань проведемо за допомогою множинної регресії у програмі STATISTICA 6.0. З використанням покрокової регресії проаналізуємо мультиспектральні параметри, що дозволяють найбільш точно визначити пігментні параметри фітопланктону. Приклад результатів розрахунку множинної регресії для опосередкованого вимірювання співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону за результатами мультиспектральних вимірювань при використанні камери типу CMS-C наведено у табл.2.3.

У ході множинної регресії для опосередкованого вимірювання співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі при використанні мультиспектральних камер серії CMS отримано такі регресійні рівняння:

$$\begin{aligned} Chl\_a / Chl_{CMS\_C} = & 0,287843623 + 0,209036M_{\tilde{N}_{4\_536}} + 0,195614M_{\tilde{N}_{5\_563}} + \\ & + 0,149845M_{\tilde{N}_{7\_642}} + 0,140127M_{\tilde{N}_{6\_600}} + 0,110152M_{\tilde{N}_{1\_430}} + \\ & + 0,133364M_{\tilde{N}_{2\_461}} + 0,112934M_{\tilde{N}_{3\_499}}, \end{aligned} \quad (2.7)$$

$$\begin{aligned} Chl\_a / Chl_{CMS\_V} = & 0,299045340 + 0,185920M_{V_{2\_593}} + 0,217010M_{V_{1\_560}} + \\ & + 0,153637M_{V_{5\_719}} + 0,128180M_{V_{7\_795}} + 0,111973M_{V_{8\_829}} + \\ & + 0,157482M_{V_{3\_635}} + 0,087702M_{V_{6\_752}}, \end{aligned} \quad (2.8)$$

$$\begin{aligned} Chl\_a / Chl_{CMS\_S} = & 0,236112976 + 0,198943M_{S_{3\_713}} + 0,190275M_{S_{2\_669}} + \\ & + 0,173474M_{S_{5\_790}} + 0,148602M_{S_{4\_752}} + 0,134188M_{S_{6\_827}} + \\ & + 0,144415M_{S_{8\_906}} + 0,063497M_{S_{1\_635}} \end{aligned} \quad (2.9)$$

де  $Chl\_a / Chl_{CMS\_C}$ ,  $Chl\_a / Chl_{CMS\_V}$ ,  $Chl\_a / Chl_{CMS\_S}$  – співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону, визначене за допомогою мультиспектральних камер CMS-C, CMS-V, CMS-S;  $M_{i\_j\_k}$  – мультиспектральні параметри для камери і-того типу, j-того спектрального каналу, k-того значення

довжини хвилі в нм.

У ході множинної регресії для опосередкованого вимірювання співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі при використанні мультиспектральних камер серії CMS отримано такі регресійні рівняння:

$$\begin{aligned} Carot / Chl_{CMS\_C} = & 0,904790007 - 0,195685M_{\tilde{N}_{3\_499}} - 0,185798M_{\tilde{N}_{2\_461}} - \\ & - 0,180862M_{\tilde{N}_{1\_430}} - 0,092616M_{\tilde{N}_{6\_600}} - 0,123390M_{\tilde{N}_{5\_563}} - \\ & - 0,108316M_{\tilde{N}_{7\_642}} - 0,129950M_{\tilde{N}_{4\_536}}, \end{aligned} \quad (2.10)$$

$$\begin{aligned} Carot / Chl_{CMS\_V} = & 0,990208189 - 0,189790M_{V_{4\_669}} - 0,147313M_{V_{1\_560}} - \\ & - 0,143672M_{V_{6\_752}} - 0,119588M_{V_{8\_829}} - 0,132849M_{V_{5\_719}} - \\ & - 0,122272M_{V_{7\_795}} - 0,098624M_{V_{2\_593}} - 0,064820M_{V_{3\_635}}, \end{aligned} \quad (2.11)$$

$$\begin{aligned} Carot / Chl_{CMS\_S} = & 0,976892083 - 0,208828M_{S_{3\_713}} - 0,212616M_{S_{2\_669}} - \\ & - 0,115506M_{S_{5\_790}} - 0,172868M_{S_{4\_752}} - 0,159507M_{S_{6\_827}} - \\ & - 0,147343M_{S_{8\_906}}, \end{aligned} \quad (2.12)$$

де  $Carot / Chl_{CMS\_C}$ ,  $Carot / Chl_{CMS\_V}$ ,  $Carot / Chl_{CMS\_S}$  – співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом фітопланктону, визначене за допомогою мультиспектральних камер CMS-C, CMS-V, CMS-S;  $M_{i\_j\_k}$  – мультиспектральні параметри для камери і-того типу, j-того спектрального каналу, k-того значення довжини хвилі в нм.

Інструментальна складова похибки вимірювань при використанні цифрових камер зумовлена наявністю шумів та випадкових завад у камері, а також похибкою квантування і визначаються за формулами, наведеними у роботі [29]. Для мультиспектральних камер серії CMS із співвідношенням сигнал/шум 60 дБ похибка зумовлена наявністю шумів та випадкових завад у камері складатиме 0,1%. Середньоквадратичне значення похибки квантування для камери з розрядністю АЦП 10 біт складатиме 0,014%. При цьому інструментальна складова похибки у кожному із спектральних каналів складатиме 0,101%.

Інструментальна складова похибки мультиспектральних вимірювань визначається складовими похибки вимірювання у кожному із спектральних каналів [30]:

$$\delta_{instr.} = \sqrt{\sum_{i=1}^N \delta_{rand.Mi}^2 + 2 \sum_{i=1}^N \sum_{j<i} R_{ij} \delta_{rand.Mi} \delta_{rand.Mj}}, \quad (2.13)$$

де  $\delta_{rand.Mi}$   $\delta_{rand.Mj}$  – випадкова складова похибки у і-тому і j-тому каналі; – коефіцієнт кореляції між мультиспектральними параметрами отримані після множинної регресії; N – загальна кількість каналів.

Загальна похибка вимірювань пігментних параметрів фітопланктону буде визначатись сумою інструментальної і методичної похибок:

$$\delta_{gen} = \delta_{instr.} + \delta_m. \quad (2.14)$$

Розраховані значення інструментальної складової похибки мультиспектральних вимірювань пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах, значення методичної складової похибки, визначені за результатами розрахунку множинної регресії для різних камер серії CMS та загальна похибка вимірювань наведені у додатку В. Зі зростанням кількості спектральних каналів інструментальна складова похибки вимірювань зростає, а методична зменшується. Оптимальну кількість спектральних каналів та їх довжини хвиль можливо обрати з умови забезпечення мінімального значення загальної похибки [8,9].

### **3 РОЗРОБКА ПРИРОДООХОРОННИХ РЕКОМЕНДАЦІЙ ЩОДО ПОКРАЩЕННЯ СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД НА ТЕРИТОРІЇ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

Для поступового зменшення кількості забруднюючих речовин у водойми Миколаївської області необхідно:

- підвищити контроль за якістю очищених комунальних стоків, зокрема для тих підприємств, що здійснюють скид стічних вод;
- доповнити систему екологічного моніторингу міста та області додатковими створами вод спостереження за якістю поверхневих вод;
- проводити регулярні спостереження за якістю поверхневих вод хоча б раз на місяць. На даний час спостереження проводять тільки щоквартально.

#### **3.1 Очищення води водоканалами**

Повна схема очищення питної води муніципальними водоканалами в Україні виглядає наступним чином: відстоювання води, коагуляція (зв'язування та осадження домішок) сульфатом алюмінію або іншими коагулянтами, пропускання через пісок із зворотною промивкою, обробка ультрафіолетовими лампами для знищення мікроорганізмів, хлорування для запобігання подальшого мікробіологічного зараження води, яка по трубах проходить від станцій водоочищення до наших квартир. Деякі станції очистки води використовують скорочену схему - або без відстоювання, або без коагуляції, або без піщаних фільтрів, або без ультрафіолету. Але при цьому хлорують воду завжди.

Хлорування води вбиває мікроби, але призводить до забруднення залишковим хлором і хлороорганікою. Наявність хлору у воді сприяє утворенню хлорамінів, що викликають проблеми запаху і смаку. За нормативами СанПіН, концентрації хлору у водопровідній воді не є небезпечними для здорового людини. Проте для людей, які страждають

астматичними і алергічними захворюваннями, присутність хлору навіть у дуже малих концентраціях істотно погіршує самопочуття. Хлорування води може призвести до утворення у воді канцерогенів. Ряд сполук хлору є небезпечними канцерогенами – речовинами, що викликають розвиток ракових пухлин.

Осадження домішок сульфатом алюмінію, роблячи воду більш прозорою, неминуче призводить до забруднення води залишковим алюмінієм, який здатний заміщати у кістках людини кальцій. Крім того, залишковий алюміній надає водопровідній воді специфічний металевий присмак.

Навіть якщо допустити, що вода, що пройшла обробку на очисних підприємствах, відповідає вимогам СанПіН і придатна для пиття, то, як тільки вона вступає у розподільну водопровідну мережу, вона піддається вторинного забруднення: зваженими частинками – звідси каламутність, колоїдними седіннями заліза – звідси кольоровість, хлором, хлорорганікою, хлораміну, залізоокисний бактеріями - звідси запах і присмак. Крім того, у водопровідних трубах виявлений біоокислений розчинений органічний вуглець (БРОУ), який атакує імунну систему людини.

### **3.2 Промислове очищення вод**

Промислове очищення води з поверхневих джерел включає в себе кілька стадій, що визначаються складом вихідної води. У більшості випадків у ці стадії, як правило, входить первинне хлорування, коагуляція, очищення води за допомогою фільтруючого завантаження, дезінфекція та вторинне хлорування для консервації води перед подачею споживачеві. Внаслідок погіршення якості вихідної води і появи великої кількості забруднень антропогенної природи, через появу нових технологій і посилення екологічних вимог до очищеної води, особливо, з ГДК хлорорганічних сполук, неминуче утворюються при хлоруванні виникла необхідність застосування нових технологій очистки води.

Застосування озонування дозволяє вирішити цілий ряд проблем і значно підвищити якість очищеної води.

Обробкою озону досягаються наступні цілі:

- зниження кольоровості і збільшення прозорості води;
- видалення присмаків і запаху (сірководню);
- видалення заліза, марганцю та інших металів
- окислення і розкладання фенольних сполук, сполук азоту (аміак), сірководню, ціанідів тощо;
- окислення СПАР і нафтопродуктів;
- значне поліпшення комплексних показників вмісту органічних сполук ГПК (хімічне поглинання кисню) і сумарного органічного вуглецю за рахунок високої окислювальної здатності;
- стерилізація і дезінфекція.

Практично не відомі мікроорганізми, бактерії, спори і віруси стійкі до озону. Дози озону в залежності від складу оброблюваної води, становлять від 0,5 до 5 мг / л, час контакту озоно-повітряної суміші з водою для ефективного окислення домішок - від 1-2 до 10-15 хв.

- Значне зменшення кількості токсичних хлорорганічних сполук в очищеній воді.

Однією з переваг озону з гігієнічної точки зору є нездатність, на відміну від хлору, до реакцій заміщення. У воду не вносяться сторонні домішки і не виникають шкідливі для людини сполуки. Особливістю озону є і його швидке розкладання у воді з утворенням кисню, тобто озон володіє повною екологічною безпекою.

Інша перспективна технологія – це застосування ультрафільтрації. Розвиток нових технологій і здешевлення виробництва мембран, а також поява нових підходів до їх експлуатації, роблять ультрафільтраційний метод промислового очищення води все більш конкурентоспроможним, особливо, у поєднанні з озонуванням. Застосування цих двох методів має яскраво виражений синергетичний ефект. Ці підходи реалізовані в установках серії Pozitron 1 (UF)

У ряді випадків багато проблем можуть бути вирішені з використанням



щаблі зворотного осмосу. За допомогою такого методу можуть бути усунені іони металів, амонію, фтору і багато інших домішки в іонній і молекулярній формі. Ця технологія чудово поєднується з озонуванням і ультрафільтрацією, так як попереднє глибоке очищення води перед фільтрацією через мембрану зворотного осмосу у багато разів збільшує термін служби мембран до циклу промивки і повний термін їх експлуатації.

### **3.3 Очищення води фільтрами**

Особливої уваги набуває питання інтенсифікації процесу очищення природних вод, удосконалювання технологій і розробка нових ефективних методів очищення, при цьому досягнення практичних результатів можливо за рахунок покращення роботи окремих споруд комплексів систем водопостачання, найважливішим елементом яких є швидкі фільтри [2]. Фільтри, що працюють за принципом швидкого фільтрування, або "швидкі фільтри", досить широко застосовуються в практиці очищення води. Процес фільтрування полягає в проходженні води крізь шар фільтруючого матеріалу самопливом або під напором. При швидкому фільтруванні значно швидше, ніж при повільному, відбувається забруднення фільтра, що вимагає його очищення. Очищення швидких фільтрів виконується шляхом промивання фільтруючого матеріалу зворотним током чистої води, що подається знизу через дренаж і минає шари гравію та піску (водяна промивка). Іноді для інтенсифікації процесу промивання піску застосовують його механічне перемішування, наприклад, стисненим повітрям (водоповітряна промивка). Досвід роботи швидких фільтрів свідчить про об'єктивну необхідність їх очищення 1-2 рази на добу, а в паводки й частіше [6-7]. Водоканали в певній мірі очищують воду, але якщо її взяти із забруднених джерел, то її очистити дуже важко, крім того на водоканалах очисні споруди застарілі і зношені і вони не в змозі якісно очистити воду для споживання. Тому використовують промислове очищення – обробка води озоном. А для домашньої очистки слід використовувати фільтри.

## **ВИСНОВКИ**

В даній роботі був проведений аналіз зміни якості водних ресурсів Миколаївської області. Необхідно раціонально використовувати чисту воду та відділяти її від тієї яка використовується для господарських потреб. Треба вживати заходи які спрямовані на запобігання та усунення наслідків забруднення, засмічування і виснаження вод.

Виконано аналіз проблеми забруднень водойм, розглянуто актуальні екологічні проблеми природних вод на території області, а також зменшення забруднення і охорона водних ресурсів передбачають актуальність роботи та доцільність створення засобу для аналізу даних. Далі проведено аналіз змін якості водних ресурсів Миколаївської області.

Вдосконалено методику екологічного контролю забруднення водних середовищ з використанням біоіндикації, яка відрізняється від відомих використанням квадрокоптера для дистанційного мультиспектрального контролю концентрації фітопланктону у приповерхневому шарі водних об'єктів, що дозволило підвищити швидкодію оперативного моніторингу забруднення водних середовищ.

Розроблено природоохоронні рекомендації щодо покращення стану поверхневих вод на території Миколаївської області

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. В.Г. Макац, М.В. Курик, Э.Ф. Макац, А.І. Гоженко, С.Ю. Макац Актуальні питання біоекології та функціональної екобезпеки// Вінниця, 2006, 360с.
2. Государственный контроль качества воды. – М.: ИПК Издательство стандартов, 2001. – 688 с.
3. Бусыгин Б.С., Гаркуша И.Н. Инструментарий геоинформационных систем (справочное пособие). — Киев, ИРГ "ВБ". — 2000. — 172 с.
4. Геоинформационная система "КАРТА 2000" ("Панорама 7.x" 1991–2004). Руководство пользователя ("Mapguide") / Под ред. О.В. Беленкова. — РФ, Ногинск: КБ Панорама, 2004. — 112 с.
5. Mokin, V. B., Gavenko, O. V., Kryzhanovskiy, E. M, Belenkov, V. V. (2013). Geographic information system for monitoring the environment of the city Krivoy Rog. Neoprofy, 2, 23–25.
6. Джигирей В. С. Екологія та охорона навколишнього природного середовища: Навч. посіб. - К. Т-во "Знання", КОО, 2000. - 203 с.
7. Соціологія: Курс лекцій. Навчальний посібник для студентів вищих закладів освіти. За редакцією В. М. Пічі. Друге видання, виправлене і доповнене. Львів: «Новий світ-2000», 2002. – с. 312
8. Kvaternyuk S.M. Multispectral ecological control of biomass of phytoplankton in aqueous media in situ using quadrocopter / S.M. Kvaternyuk, V.G. Petruk // Environmental problems. – 2018. – Vol. 3(2), – P. 133-138.
9. Кватернюк С.М. Мультиспектральний екологічний контроль пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах з використанням квадрокоптера / С. М. Кватернюк // Вчені записки Таврійського національного університету імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки. – 2018. – Том 29 (68) № 4. – С. 47-52.
10. Луців Н. Елементи методології вимірювання гідробіологічних характеристик водних екосистем / Н. Луців, В. Юзевич // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2009. – № 70. – С.86–90.

11. Романенко В.Д. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк [та ін.]. – К.: СИМВОЛ – Т, 1998. – 28 с.
12. Методические указания по интегральной оценке качества окружающей среды (экологическая разведка местности). – М.: Военное издательство, – 2005. – 119 с.
13. Зорі А. А. Методи, засоби, системи вимірювання і контролю параметрів водних середовищ / А. А. Зорі, В. Д. Коренєв, М. Г. Хламов – Донецьк: РВА ДонДТУ, 2000. – 368 с.
14. Руоппа М. Биологические методы исследования водоемов в Финляндии / М. Руоппа, П. Хейнонен. – Helsinki: SUOMEN YMPARISTOKESKUS, 2006. – 112 с.
15. Арсан О. М. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін. ]; під ред. В. Д. Романенко. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
16. Яцик А. В. Водогосподарська екологія: У 4 т., 7 кн. / А. В. Яцик. Т. 3, кн. 5. – К.: Генеза, 2004. – 494 с.
17. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх Визначення. – К.: 2006. – 244 с.
18. Wright J. F. RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK / J. F. Wright, M. T. Furse, P. D. Armitage // European Water Pollution Control. – 1993. – Vol. 3 (4). – P. 212–227.
19. Семенченко В. П. Принципы и системы биоиндикации текущих вод / В. П. Семенченко. – Минск: Орех, – 2004. – 125 с.
20. Зилов Е. А. Гидробиология и водная экология (организация, функционирование и загрязнение водных экосистем). / Е. А. Зилов. – Иркутск: Иркут. ун-т, 2008. – 138 с.
21. Царенко П. М. Кадастр водоростей водойм міста Вінниці / П. М. Царенко, П. Д. Клоченко, О. П. Царенко, Є. І. Ворона – Вінниця: О. Власюк, 2006. – 81 с.

22. Масюк Н. П. Водорості в системі органічного світу. / Н. П. Масюк, І. Ю. Костіков. – Київ: Академперіодика, – 2002. – 178 с..
23. Оптические методы изучения океанов и внутренних водоемов / под ред. Г. И. Глазья, К. С. Шифрина. – Новосибирск: Наука, 1979. – 358 с.
24. Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону: пат. 99580 Україна: МПК G01N 21/21 (2006.01). № u201500058; заявл. 05.01.2015; опубл. 10.06.2015, Бюл. № 11. 5 с.
25. Kudela R. M., Palacios S. L., Austerberry D. C. et al. Application of hyperspectral remote sensing to cyanobacterial blooms in inland waters. *Remote Sensing of Environment*. 2015. V. 167. P. 196–205.
26. Starovoitov V., Makarau A., Zakharov I. et al. Multispectral image enhancement based on fusion and super-resolution. 15th European Signal Processing Conference, Poland, Poznan 2007, P. 2174 – 2178.
27. Кватернюк С. М. Дослідження впливу пігментних параметрів на спектральні характеристики природних водних середовищ для задач екологічного контролю. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2017. №2. С.15–19.
28. CMS: Multi-spectral camera. Product Manual [Electronic resource]. URL: <https://www.silios.com/download> (дата звернення 24.07.2018).
29. Кватернюк С. М. Контроль екологічної безпеки стічних вод за допомогою мультиспектрального методу та біоіндикації по фітопланктону. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 6. С. 9–16.
30. Денисенко В. Суммирование погрешностей измерений в системах автоматизации. *Современные технологии автоматизации*. 2012. №1. С. 92–100.

## Додаток А

### Динаміка забору води по Миколаївській області

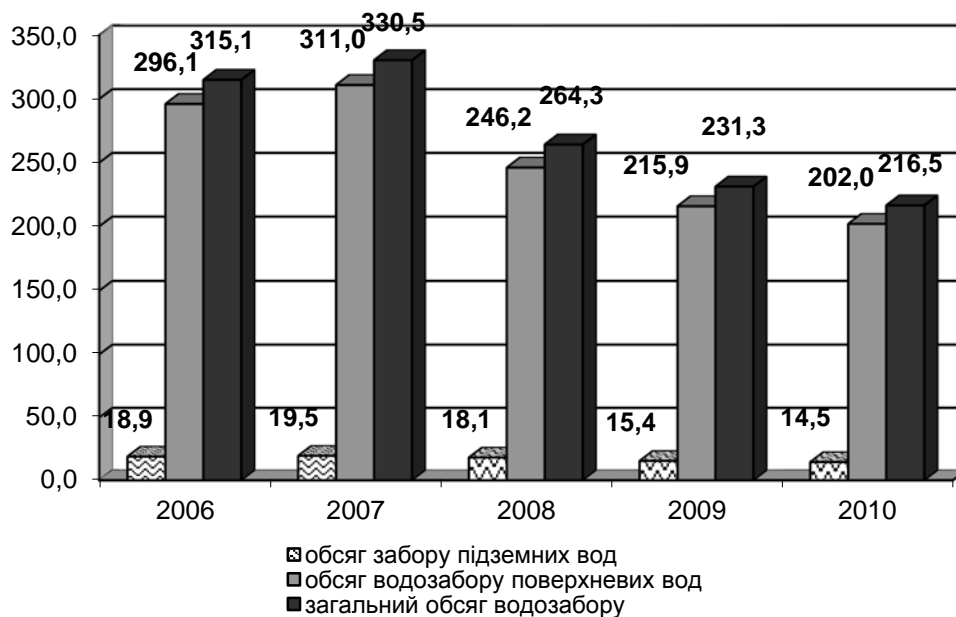


Рисунок А.1 – Динаміка забору води по Миколаївській області (млн.м³)

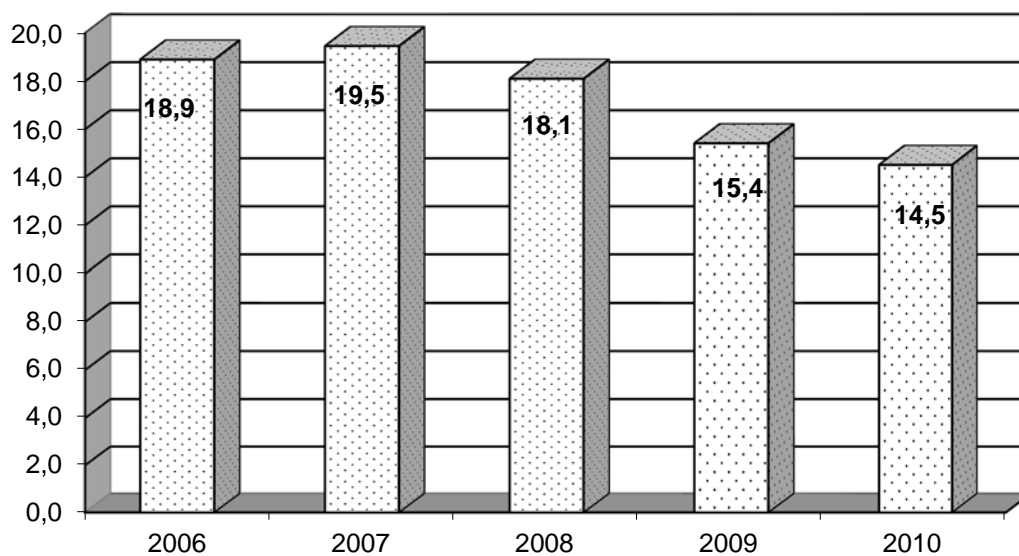


Рисунок А.2 – Динаміка забору підземних вод по Миколаївській області (млн.м³)

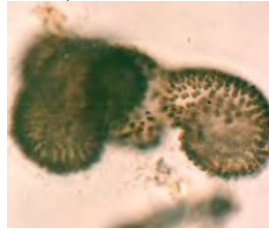
## Додаток Б

### Фітопланктон прісноводних водойм

#### Суаноросаруота (синьо-зелені водорості)



Oscillatoria



Coleosphaerium



Chroococcus

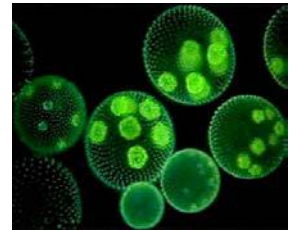
#### Chlorophyta (зелені)



Netrium

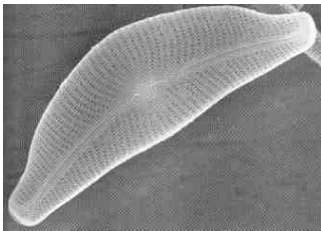


Spinoclosterium

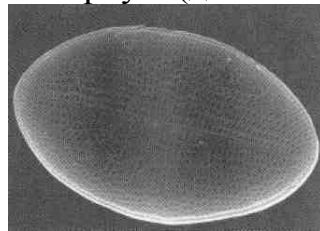


Volvox

#### Bacillarophyta (діатомові)



Cymbella tumida



Cocconeisplacentula



Diatoms

Рисунок Б.1 – Основні групи фітопланктону прісноводних водойм

## Додаток В

### Аналіз похибок мультиспектральних вимірювань пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах

N	$\delta_{instr.}, \%$	CMS-C		CMS-V		CMS-S	
		$\delta_m, \%$	$\delta_{gen}, \%$	$\delta_m, \%$	$\delta_{gen}, \%$	$\delta_m, \%$	$\delta_{gen}, \%$
Співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону							
1	0,175	0,897	1,072	0,849	1,024	1,058	1,233
2	0,247	0,658	0,905	0,64	0,887	0,777	1,024
3	0,303	0,562	0,865	0,539	0,842	0,634	0,937
4	0,35	0,529	0,879	0,51	0,86	0,549	0,899
5	0,391	0,503	0,894	0,482	0,873	0,506	0,897
6	0,428	0,476	0,904	0,459	0,887	0,478	0,906
7	0,463	0,459	0,922	0,449	0,912	0,476	0,939
Співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом фітопланктону							
1	0,175	0,981	1,156	1,062	1,237	1,161	1,336
2	0,247	0,695	0,942	0,791	1,038	0,805	1,052
3	0,303	0,575	0,878	0,673	0,976	0,668	0,971
4	0,35	0,528	0,878	0,616	0,966	0,592	0,942
5	0,391	0,5	0,891	0,568	0,959	0,533	0,924
6	0,428	0,471	0,899	0,533	0,961	0,5	0,928

Таблиця В.1 – Аналіз похибок мультиспектральних вимірювань  
пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах



**ВСЕУКРАЇНСЬКИЙ КОНКУРС СТУДЕНТСЬКИХ НАУКОВИХ РОБІТ  
ЗА СПЕЦІАЛЬНІСТЮ 183 «ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО  
СЕРЕДОВИЩА»**

**ЛОКАЛІЗАЦІЯ ПИЛОВИХ ВИКИДІВ НА МОБІЛЬНИХ ДРОБИЛЬНО-  
СОРТУВАЛЬНИХ КОМПЛЕКСАХ КАР'ЄРІВ ГІДРОЗРОШУВАЧАМИ  
ПІДВИЩЕНОЇ ЕФЕКТИВНОСТІ**

**Шифр «Безпечний кар'єр»**

## ЗМІСТ

ВСТУП .....	3
РОЗДІЛ 1. ОБГРУНТУВАННЯ МЕТОДУ ЛОКАЛІЗАЦІЇ ПИЛОВИХ ВИКИДІВ ПИЛУ В КАРЄРАХ НА ОСНОВІ ГІДРОЗРОШУВАННЯ.....	4
1.1 Актуальність зниження викидів у вузлах інтенсивного виділення пилу з використанням гідрозрошувачів.....	4
1.2 Теоретичний аналіз взаємодії частинок пилу з краплями зрошувальної рідини .....	15
1.3 Аналіз чинників, що визначають ефективність гідрозрошування запиленого повітря .....	9
1.3.1 Визначення дисперсного складу крапель у факелі гідро зрошувальної форсунки .....	9
1.3.2 Визначення дисперсного складу пилу та його концентрації.....	11
1.3.3. Оцінка коефіцієнта захоплення частинок пилу краплями води.....	11
1. 4. Якісний аналіз розсіювання не змоченого і змоченого пилу у вільній атмосфері.....	13
РОЗДІЛ 2 РОЗРОБКА ГІДРОЗРОШУВАЧА НА ОСНОВІ ВОДОПОВІТРЯНОГО ЕЖЕКТОРА .....	16
2.1 Обґрунтування вибору зрошувача на основі водоповітряного ежектора	Ошибка! З
2.2. Визначення параметрів дослідного зразка ВПЕ в лабораторних умовах ....	16
2.3. Розміщення водоповітряного ежектора (ВПЕ)на устаткуванні .....	20
ВИСНОВКИ.....	21
ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	22

## ВСТУП

Переробку добутих в кар'єрах твердих корисних копалин значною мірою здійснюють на мобільних дробильно-сортувальних комплексах, що розташовують безпосередньо в кар'єрі. Переробка, зокрема, передбачає роздрібнення гірничої маси в дробарках, її сортування на грохотах, транспортування стрічковими конвеєрами з перевантажуванням із одного конвеєра на інший. Ці процеси супроводжуються значним викидами пилу в атмосферу, який являє суттєву небезпеку для довкілля. При цьому основними джерелами виділення пилу, виступають: дробильне обладнання; сортувальне устаткування; місця пересипання матеріалу з дробильних механізмів на конвеєри та конвеєрні стрічки, якими переміщують перероблену гірничу масу. Ланцюг з переліченого устаткування виглядає як єдиний об'єкт виділення пилу. Отже вирішення задачі локалізації пилу в межах розташування переробного комплексу попередить його розсіювання в прилеглий зоні, що, зокрема, важливо для кар'єрів нерудних та будівельних матеріалів, які часто розташовані в безпосередній близькості від житлової забудови.

Для зменшення пилових викидів у вузлах інтенсивного виділення пилу в процесі переробки мінеральної сировини в кар'єрі можуть бути використані відомі засоби пригнічення пилу, наприклад, зрошувачі з використанням розпиленої води у вигляді типових гідрофорсунок. Внесена в запилений повітряний потік краплинна рідина утворює при взаємодії з частинками пилу напіврідкі аерозолі з твердим ядром підвищеної маси, забезпечуючи локалізацію викидів за рахунок підвищення швидкості осідання таких агломератів. Проте для забезпечення належної ефективності пригнічення пилу у певних вузлах інтенсивного виділення пилу потрібно встановлювати не одну, а дві чи або більше типових гідрофорсунок, що веде до значної витрати води, а це не доцільно в умовах роботи пересувного обладнання. Тому в представлений конкурсній роботі ставилася мета локалізації пилових викидів на дробильно-сортувальних комплексах кар'єрів за рахунок підвищення ефективності гідрозрошування у вузлах інтенсивного виділення пилу.

## **РОЗДІЛ 1. ОБГРУНТУВАННЯ МЕТОДУ ЛОКАЛІЗАЦІЇ ПИЛОВИХ ВИКИДІВ ПИЛУ В КАРЄРАХ НА ОСНОВІ ГІДРОЗРОШУВАННЯ**

### **1.1. Актуальність зниження викидів у вузлах інтенсивного виділення пилу з використанням гідрозрошувачів**

Останнім часом для переробки мінеральної сировини в кар'єрі поширилося використання мобільних чи пересувних дробильно-сортувальних комплексів. [1]. Такі комплекси, наприклад, на нерудних кар'єрах, зазвичай здійснюють одно- і двохстадійне роздрібнення корисної копалини, а також розділення отриманого щебеню і піску на 4-5 фракцій за крупністю на грохотах. Розміщення указаних комплексів на уступах в кар'єрі, у порівнянні з розміщенням обладнання на борту кар'єра, певною мірою знижує винос пилу за межі його санітарно-захисної зони (СЗЗ) за рахунок осідання утвореного пилу безпосередньо в кар'єрі. Типовий мобільний комплекс наведено на рис. 1.1.



Рис. 1.1. Розміщення мобільного переробного комплексу в кар'єрі

Основними джерелами виділення пилу на комплексі, виступають:

- вібраційні розпушувачі породи (у разі їх застосування замість буро-підривних робіт);
- дробильне обладнання, тобто дробарки (щоківі, конусні, роторні і ін.);
- сортувальне обладнання (грохоти різних конструкцій);
- місця пересипання матеріалу з дробильних механізмів на конвеєри, на сортування і навпаки;
- конвеєрні стрічки, якими переміщують матеріал та готову продукцію між вузлами і механізмами.

Слід зазначити, що вузли утворення пилу на мобільному гірничому устаткуванні, тобто джерела пилу, розташовуються на невеликій відстані одне від одного, утворюючи достатньо потужне джерело локального викиду пилу в атмосферу, що створює певну екологічну проблему розробки скельних будівельних матеріалів, зокрема, в районах, прилеглих до житлової забудови [2]. Отже вирішення задачі підвищення ефективності локалізації пилу в межах розташування переробного комплексу попередить його розсіювання в прилеглий зоні та створить передумови для подальшого зниження розмірів СЗЗ гірничих підприємств, що, зокрема, важливо для гранітних кар'єрів і кар'єрів інших нерудних та будівельних матеріалів, котрі, як зазначалось, часто функціонують в безпосередній близькості від житлової забудови міст.

Для ефективної локалізації пилових викидів в процесі переробки нерудної мінеральної сировини в кар'єрі можуть бути використані відомі засоби пригнічення пилу [3]. Достатньо перспективними виглядають, наприклад, гідрозрошувачі з використанням розпиленої води, в яку додаються різні поверхнево активні речовини в стому числі і синтетичні (СПАР). Проте з міркувань екологічної безпеки у вільній атмосфері небажано застосування змочувачів на основі чи з додаванням СПАР, які використовують переважно в закритих просторах (приміщеннях, гірничих виробках чи інших вентиляційних каналах). До того ж, внесена в запилений повітряний потік краплинна рідина утворює при взаємодії з частинками пилу напіврідкі аерозолі з твердим ядром

(частинка пилу занурюється в краплю і обволікається рідиною), забезпечуючи при пригніченні пилу в закритому обмеженому просторі швидке їх осідання за рахунок істотного збільшення розміру та маси утворюваних в результаті коагуляції агрегатів. У вільній же атмосфері, в міру перенесення таких частинок в повітрі під дією вітру і турбулентної дифузії, їх рідка оболонка буде випаровуватися або частинки будуть коагулювати при перемішуванні в турбулентному потоці. Очевидно, що перший процес призведе до зниження швидкості осідання, а другий – до підвищення.

Таким чином, для визначення реальної картини розсіювання і осідання утвореного при гідрозрошуванні аерозолі у вільній атмосфері необхідна оцінка взаємодії частинок пилу з краплями розпиленої рідини в рухомому потоці та ступеню трансформації дисперсного складу пилу й утворених агрегатів, оскільки, зокрема, стандартизована методика визначення розсіювання забруднювачів в атмосфері крім інтенсивності викиду пилу враховує показник, пов'язаний із середнім розміром частинок, що викидаються в повітря [4].

## **1.2 Теоретичний аналіз взаємодії частинок пилу з краплями зрошувальної рідини**

Для визначення реальної картини розсіювання і осідання утвореного при гідрозрошуванні аерозолі у вільній атмосфері необхідна оцінка взаємодії частинок пилу з краплями розпиленої рідини в рухомому потоці та ступеню трансформації дисперсного складу пилу й утворених агрегатів.

Проаналізуємо процес взаємодії частинок пилу з краплями води в запиленому повітряному потоці з використанням положень, наведених з цього питання в роботах [5, 6], що базуються на випадковому характері взаємодії частинок і крапель. Так, імовірність зустрічі частинок пилу радіуса  $r$  з краплями води радіуса  $R$  пропорційна їх кількості в одиниці об'єму, ефективному перетину їх взаємодії  $\pi(r+R)^2$  і ступеня захоплення частинок

краплями при певній швидкості їх відносного руху. Тоді для пилових частинок радіуса  $r_i$ , що рухаються відносно крапель розміром  $R_j$  зі швидкістю  $v_{ij}$ , зміна концентрації частинок  $d\nu_{ij}$  при коефіцієнті захоплення  $E_{ij}$ , котрий враховує ефективність взаємодії кожної частинки і краплі, за проміжок часу  $dt$  дорівнюватиме

$$d\nu_{ij} = -\nu_{ij} N_j \pi (r_i + R_j)^2 v_{ij} E_{ij} dt, \quad (1.1)$$

де  $\nu_{ij}$  і  $N_j$  – рахункові концентрації частинок пилу в одиниці об'єму, взаємодіючих з краплями рідини  $j$ -го розміру, і цих крапель, відповідно.

Розділивши змінні, отримаємо

$$\frac{d\nu_{ij}}{\nu_{ij}} = -N_j \pi (r_i + R_j)^2 v_{ij} E_{ij} dt.$$

Інтеграл цього рівняння при початковій (до зрошення) рахунковій концентрації частинок пилу  $\nu_{ij} = \nu_{ij}(0)$  при  $t = 0$  має вигляд:

$$P_{ij} = \frac{\nu_{ij}}{\nu_{ij}(0)} = \exp \left[ -\pi (r_i + R_j)^2 \int_0^t N_j v_{ij} E_{ij} dt \right]. \quad (1.2)$$

Вираз (2) визначає імовірність того, що частинка радіусом  $r_i$  не вловлюється краплями радіуса  $R_j$  за час  $t$ . Оскільки уловлювання пилових частинок краплями різного розміру – процес незалежний, ймовірність того, що частинки  $i$ -ї фракції не будуть вловлюватись краплями всіх розмірів запишеться як добуток відповідних ймовірностей

$$P_i = P_{i1} \cdot P_{i2} \cdots P_{im}$$

або

$$P_i = \frac{\nu_i}{\nu_i(0)} = \exp \left[ -\pi \sum_{j=1}^m (r_i + R_j)^2 \int_0^t N_j v_{ij} E_{ij} dt \right]. \quad (1.3)$$

Очевидно, що відносна частка частинок  $i$ -ї фракції пилу, що чисельно дорівнює  $P_i$ , продовжить свій рух, осідаючи з потоку пропорційно швидкості

свого осідання (витання) в повітрі. Уловлені ж частинки, частка яких складає  $1 - P_i$ , утворюють з краплями агрегати у вигляді напіврідких частинок з твердим ядром. Швидкість їх осідання (витання) у повітрі прямо пропорційна розмірам та масі частинок-агрегатів, що утворилися, тому інтенсивність їх осідання істотно вище.

Рахункові концентрації частинок пилу у формулі (3) зазвичай змінюють на масові, а крапель – на об'ємні, вважаючи їх сферичними:

$$v_i = \frac{3n_i}{4\pi\rho r_i^3}; v_i(0) = \frac{3n_i(0)}{4\pi\rho r_i^3}; N_j = \frac{3V_j}{4\pi R_j^3},$$

де  $n_i$  – кінцева, а  $n_i(0)$  початкова масова концентрація  $i$ -ї фракції пилу,  $\text{мг/м}^3$ ;  $\rho$  – густина речовини пилу,  $\text{кг/м}^3$ ;  $V_j$  – об'єм крапель  $j$ -ї фракції,  $\text{дм}^3/\text{м}^3$ .

З урахуванням дисперсного розподілу фракцій пилу та крапель вважають

$$n_i(0) = \xi_i n(0), \text{ а } V_j = \psi_j V. \quad (1.4)$$

де  $\xi_i$  – масова частка  $i$ -ї фракції;  $n(0)$  – початкова загальна масова концентрація частинок пилу всіх розмірів,  $\text{мг/м}^3$ ;  $\psi_j$  – об'ємна частка крапель  $j$ -ї фракції;  $V$  – загальна об'ємна концентрація крапель всіх розмірів,  $\text{дм}^3/\text{м}^3$  ( $\text{л/м}^3$ ).

Оскільки  $\frac{v_i}{v_i(0)} = \frac{n_i}{n_i(0)}$ , вираз може бути переписано у вигляді

$$P_i = \exp \left[ -\frac{3}{4} \sum_{j=1}^m \frac{(r_i + R_j)^2}{R_j^3} \int_0^t V_j v_{ij} E_{ij} dt \right]. \quad (1.5)$$

Тут складова  $(r_i + R_j)^2 / R_j^3$  визначає ступінь дисперсності крапель, що впливає на ефективність захоплення, тобто її зустрічі з частинкою пилу, а сума від 1 до  $m$  характеризує питому поверхню розпиленої рідини.

Масова частка частинок пилу всіх  $k$  фракцій, не захоплених краплями рідини всіх розмірів, представляється як

$$P = \sum_1^k n_i / \sum_1^k n_i(0) = \sum_1^k n_i / n(0) = \sum_1^k P_i n_i(0) / n(0).$$

Підставлення в останній вираз формули (5), з урахуванням (4), дає



$$P = \sum_{i=1}^k \xi_i \exp \left[ -\frac{3}{4} \sum_{j=1}^m \frac{(r_i + R_j)^2}{R_j^3} \int_0^t \psi_j V \cdot v_{ij} E_{ij} dt \right]. \quad (1.6)$$

Іншими словами, отримана формула (1.6) характеризує відносний вміст маси частинок пилу в одиниці об'єму повітря, не захоплених краплями, тобто пилу, що залишиться сухим, при випадковому характері взаємодії його частинок з розпиленою в запиленому потоці рідиною. Причому, чим більше частинок взаємодіятимуть з краплями, тим меншою стає величина  $P$ . Очевидно, що величина  $1-P$ , яка дорівнює відносному вмісту змоченого пилу, буде зростати. Відповідно зростатиме і ефективність гідрозрошування для пригнічення пилу.

### **1.3. Аналіз чинників, що визначають ефективність гідрозрошування запиленого повітря**

Практичне використання отриманої формули (1.6) вимагає врахування чинників, що визначають величини  $P$  та  $1-P$ , а саме:

- загальної концентрації всіх крапель розпиленої рідини  $V$ ;
- фактичного дисперсного складу крапель, що залежить від типу зрошувача та тиску рідини, яка в нього подається;
- рахункової (масовою) концентрації частинок пилу;
- коефіцієнту захоплення частинок краплями;
- продуктивності зрошувача, що залежить від його конструкції.

#### **1.3.1 Визначення дисперсного складу крапель у факелі зрошувальної форсунки**

Проаналізуємо деякі з наведених вище чинників для наступного їх урахування. Так, оцінити дисперсний склад крапель у факелі певної зрошувальної форсунки можливо експериментально безпосередньо в потоці за відомою методикою [7]. Схема методу наведена на рис.1.2.

Суть її полягає в пропущенні когерентного (лазерного) пучка світла через контрольоване дисперсне середовище (факел розпилених крапель або пробу пилу), а про середній розмір частинок, що аналізуються, судять за розміром центральної світлої плями дифракційної картини, що одержують на екрані, розміщеному на достатньому віддаленні від лазера.

Схема визначення розмірів крапель розпиленої рідини, що залежить від тиску води, наведена на рис. 1.2.

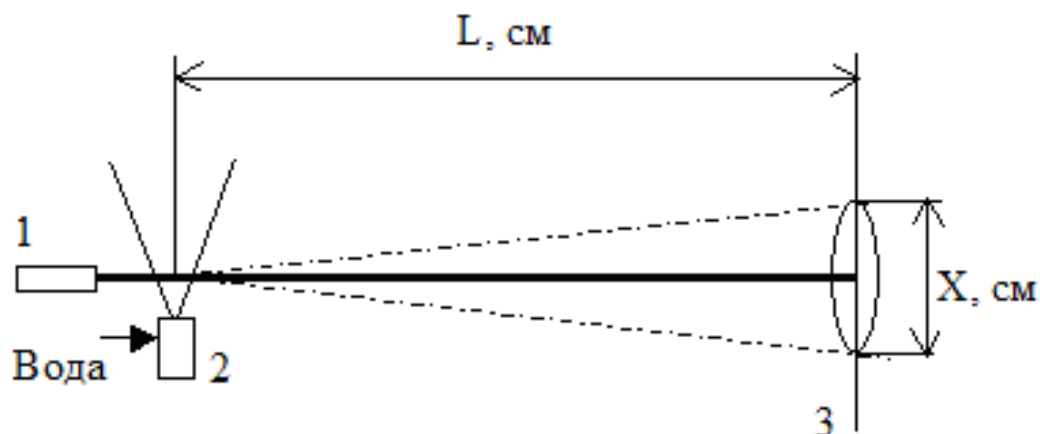


Рис.1.2. Схема визначення розмірів крапель розпиленої рідини: 1 – лазерний випромінювач; 2 – розпилювач; 3 – екран

Як джерело когерентного випромінювання автори використовували напівпровідниковий лазер потужністю близько 3 мВт з довжиною хвилі випромінювання  $\lambda=0,75$  мкм. При цьому вимірювався розмір світлої плями дифракційної картини  $X$ , видимий на екрані в затемненому приміщенні, на відстані  $L \approx 500$ , см, а оцінка середнього розміру крапель або частинок зважених в повітрі ( $\bar{d}$ ) давалася за формулою

$$\bar{d} = 1,22 \frac{\lambda}{X} L, \text{ мкм.} \quad (1.7)$$

Запропонована методика апробована на зразках малогабаритних пневматичних гідророзпилювачів, у яких діаметр сопла не перевищував 1 мм

[5]. Встановлено, що при зміні тиску стисненого повітря, що змінювався від 0,1 до 0,4 МПа (приблизно в діапазоні 1...4 атм.), середній розмір крапель зменшився від 26 до 9 мкм.

### **1.3.2 Визначення дисперсного складу пилу та його концентрації**

Визначення дисперсного складу пилу також здійснюють за розглянутою вище методикою. Для цього попередньо готується проба пилу, як для традиційного мікроскопічного аналізу, характерного для певного технологічного процесу [8]. При цьому скляну пластинку змащують тонким шаром вазеліну. Підготовлену у такий спосіб пластинку на короткий час поміщають в запилений потік для налипання частинок. Отриману пробу пилу накривають чистим покривним склом і в лабораторних умовах розміщують на шляху лазерного пучка замість розпилювача води, для визначення розмірів частинок.

Зауважимо, що після оцінки розмірів частинок (пилу і крапель) обчислюють необхідну величину  $(r_i + R_j)^2 / R_j^3$ , що входить у формули (5) або (6), зокрема, для характерних розмірів частинок пилу.

Стосовно концентрації частинок пилу наголосимо, що її визначають широко розповсюдженим гравіметричним методом [9].

### **1.3.3 Оцінка коефіцієнта захоплення частинок пилу краплями води**

Визначення коефіцієнта захоплення частинок пилу краплями води – більш складне завдання. При ряді допущень його величина визначається зі спільного рішення рівняння нерозривності потоку і рівняння руху частинки в системі координат, пов'язаній з обтічної краплею. Не наводячи цих рівнянь, як приклад, відобразимо на тривимірному графіку (рис. 1.3) значення коефіцієнта захоплення  $E_{ij}$  частинок краплями води радіуса  $R_j$ , наприклад: 20 мкм, при різних швидкостях їх взаємного руху. Причому, для відображення вибрані значення ефективності захоплення частинок пилу діаметром від 2 до 60 мкм

краплями, що, зокрема, утворюються при роботі конусної форсункою типу КФ 7,5-40 з мінімальним тиском води при відносній швидкості руху частинок від 5 до 40 м/с.

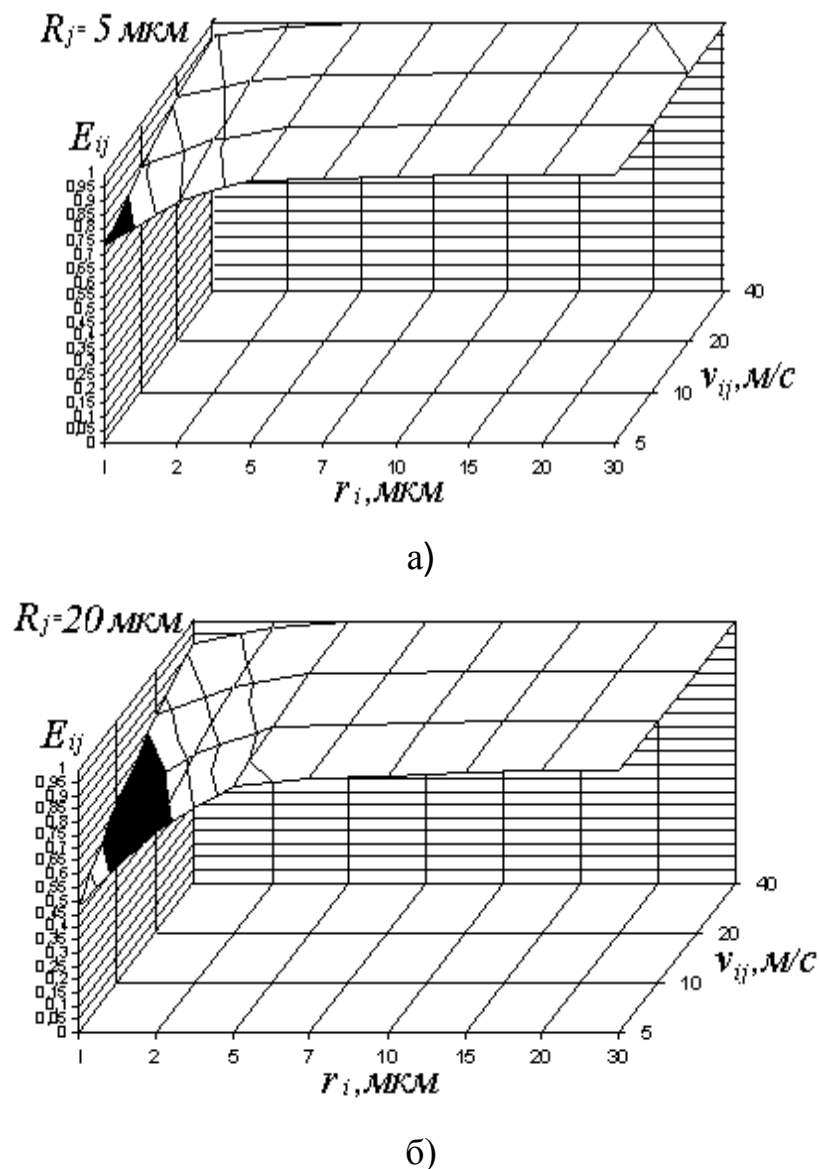


Рис. 1.3. Залежність ефективності захоплення  $E_{ij}$  частинок різного радіусу  $r_i$  краплями при різній відносній швидкості їх руху  $v_{ij}$ : а) – для крапель радіуса  $R_j = 5 \text{ мкм}$ ; б) – для крапель радіуса  $R_j = 20 \text{ мкм}$  (діаметр крапель відповідно дорівнює 10 та 40 мкм)

Аналіз представлених на рис. 1 залежностей показує, що найбільша ефективність взаємодії частинок з краплями спостерігається в області майже горизонтального плато, що займає найбільшу поверхню тривимірного графіка,

де  $E_{ij}$  змінюється в межах 0,95...1. Така величина характерна для високої відносної швидкості частинок і крапель, більш крупних частинок пилу та дрібніших крапель. Зниження швидкості та розмірів частинок від максимальних значень, а також збільшення розміру крапель призводить до переміщення значень  $E_{ij}$  з цього плато в ліву передню область тривимірного графіка до певного мінімуму. При цьому зменшення розмірів крапель до 5 мкм підвищує ефективність захоплення найбільш дрібних частинок пилу, зокрема, Так, для частинок радіусу 1 мкм та відносній швидкості  $V_{ij} = 5$  м/с значення  $E_{ij}$  склало 0,75 (рис. 1.3 а), в той час, як для крапель 20 мкм – лише 0,5 (рис. 1.3 б) .

При внесенні розпиленої води в запилений потік високі значення відносної швидкості частинок і крапель спостерігаються у факелі розпилу гідрофорсунки, де зазвичай і відбувається найбільш ефективне їх взаємодія. На більшій відстані краплі підхоплюються потоком, набуваючи його швидкості. В результаті, відносні швидкості частинок і крапель в поздовжньому напрямку потоку падають практично до нуля.

#### **1. 4. Якісний аналіз розсіювання не змоченого і змоченого пилу у вільній атмосфері**

Наведені на рис 1.3. залежності використовувалися для визначення розміру частинок пилу, не захопленої краплями і напіврідких частинок-агрегатів, як важливого показника, необхідного для розрахункового визначення фактичних полів розсіювання і осідання пилу у вільній атмосфері за стандартизованою методикою [4] та за методикою розробленою для полідисперсних частинок, яка реалізована в програмному пакеті «Scilab» [10]. Остання методика дозволяє шляхом обчислювального експерименту на математичній моделі отримувати двовимірні діаграми розсіювання і осідання частинок у напрямку вітру при певній інтенсивності пилового викиду, г/с (в точці з визначеними територіальними координатами), швидкості вітру, м/с, при

найбільш характерному коефіцієнті дифузії,  $\text{м}^2/\text{с}$ , та дисперсному складі частинок, що задається у формі таблиці.

Зазначимо, що інтенсифікація осідання частинок поблизу вузлів пилоутворення відбудеться за рахунок їх укрупнення в результаті зрошування (душування) зваженого в повітрі пилу та коагуляції зрошених частинок. Отже зіставлення діаграм інтенсивності осідання пилового викиду в атмосферу на території, що оточує кар'єрний дробильно-сортувальний комплекс, до і після застосування зрошування для пригнічення пилу в найбільш небезпечних вузлах дозволяє визначити ефективність локалізації пилового викиду з указанного комплексу за ступенем переміщення області найбільшої інтенсивності осідання пилу у бік цього комплексу, тобто ближче до джерела пилу

Зауважимо, що задачу розсіювання загальної маси пилу, що викидається а атмосферу у вузлах пилоутворення, можна представити як суперпозицію часткових рішень, отриманих окремо для розсіювання не змоченої (сухої) і змоченої частин пилу. Якісний характер вирішення задачі розсіювання пилу до і після гідро-зрошування, наведений на рис.1.4.

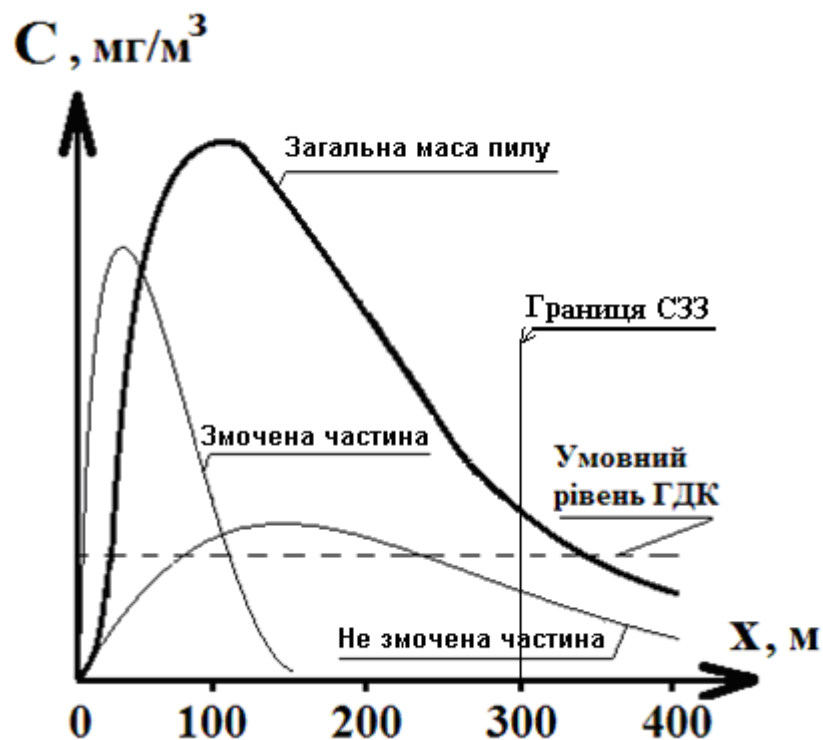


Рис.1.4. Якісний характер зміни в напрямку вітру приземної концентрації загальної маси пилу, що викидається а атмосферу у вузлах

пилоутворення, та її складових – не змоченої (сухої) і змоченої частин пилу, утворених у разі гідро зрошування пилового викиду

Як бачимо, змочена частина пилу практично повністю може бути осаджена на відстані 150 м від її джерела, а не змочена продовжує поширюватися далі за напрямком вітру. Проте на відстані 300 м, що відповідає типовому розміру санітарно-захисної зони (СЗЗ) кар'єрів з видобутку нерудних і будівельних матеріалів, концентрація не змоченого пилу, а це переважно тонкодисперсний пил, зменшиться (на рис.1.4 приблизно у два рази) і стане менше умовного рівня ГДК пилу.

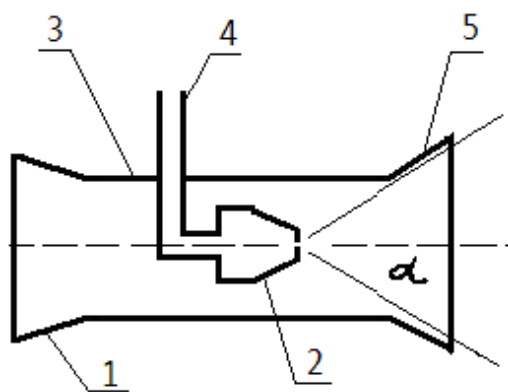
На основі виконаного теоретичного аналізу процесу гідрозрошування для зниження пилових викидів в атмосферу кар'єрів констатовано, чим вище ефективність взаємодії частинок пилу з краплями рідини, тим меншою стає величина  $P$ , тобто не змочена частка пилу зменшується. Отже необхідно підвищувати ефективність засобів гідрозрошування.

## РОЗДІЛ 2 РОЗРОБКА ГІДРОЗРОШУВАЧА НА ОСНОВІ ВОДОПОВІТРЯНОГО ЕЖЕКТОРА

### 2.1 Обґрунтування вибору зрошувача на основі водоповітряного ежектора

Як показано у підрозділі 1.2 одним з чинників, що впливає на ефективність гідро зрошування запиленого повітря, в тому числі у вузлах пилоутворення на дробильно-сортувальному комплексі, є продуктивність зрошувача, що залежить від його конструкції. При цьому в умовах мобільних комплексів важливим чинником стає ефективність використання розпиленої води.

У цьому плані, перспективним, на наш погляд, є використання установок типу водоповітряний ежектор (ВПЕ) [11, 12], який являє собою гідрозрошувач з підвищеною ефективністю використання окремої гідрофорсунки, розроблений за участю авторів для пригнічення пилу, схема якого наведена на рис. 2.1а.



а)



б)

Рис. 2.1. Експериментальний зразок водоповітряного ежектора (ВПЕ) з підвищеною ефективністю використання розпиленої води: а) – схема ежектора (1 – конфузор, 2 – гідрофорсунка, 3 – камера змішування, 4 – штуцер, 5 – дифузор); б) – загальний вигляд дослідного зразка ВПЕ з боку дифузора



ВПЕ – це гідрозрошувач, в якому робочим (ежекційним) середовищем служить вода, що подається під тиском до сопла гідрофорсунки 2, на виході з котрої вона завихрюється, набуває великої швидкості, і розпилюється на дрібні краплі. Виходячи з сопла у приймальну камеру змішування 3, потік крапель води захоплює (всмоктує, ежектує) за собою запилене повітря, яке надходить через конфузюм 1, після чого суміш потрапляє в камеру змішування 3 і дифузюр 5, де і відбувається імовірнісний процес взаємодії частинок пилу з краплями води

Таким чином, на виході з форсунки утворюється конусний водоповітряний струмінь, кут розкриття якого ( $\alpha$ ) практично дорівнює куту конуса дифузюра. Завдяки цьому утворюються умови, необхідні для ежекції забрудненого пилом повітря в приймальну камеру, та для більш ефективної динамічної взаємодії частинок пилу і крапель розпиленої рідини, у порівнянні зі звичайною гідрофорсункю, що на виході з ВПЕ призводить до інтенсивної коагуляції і осадження укрупнених частинок-агрегатів (рідина + частинка пилу).

## **2.2. Визначення параметрів дослідного зразка ВПЕ в лабораторних умовах**

Визначення параметрів дослідного зразка ВПЕ проводилося в лабораторних умовах з використанням водопровідної води. Її тиск регулювався вентилем і контролювався манометром.

Уяву про рівномірність розпилення водяних крапель на вході дифузюра ВПЕ можна візуально отримати з фотографії, що ілюструє процес розпилення води форсункю (рис. 2.2), з якої видно, що наявність крапель достатньо однаково розмиває зображення пейзажу, що опинився в полі зору.



Рис. 2. 2. Зображення змішувальної камери ВПЕ (з боку конфузора) після подачі води при тиску 0,08 МПа

Результати лабораторних досліджень основних параметрів ВПЕ наведена на рис.7.

Результати експериментальних досліджень параметрів ВПЕ наведені в табл. 2.1 та рис. 2.3.

Таблиця 2.1 – Результати експериментальних досліджень параметрів ВПЕ при різних значеннях тиску води, що подається у його гідрофорсунку.

Досліджувані параметри	Значення параметрів при тиску води, Р, МПа					
	0,1	0,2	0,25	0,3	0,4	0,5
Дальність польоту крапель, м	1,47	2,33	2,83	3,27	3,84	4,21
Швидкість потоку, що всмоктується, м/с	0,9	2,1	3	3,97	5,2	5,93
Витрати рідини, л (дм <sup>3</sup> )/хв.	0,5	0,8	0,9	1,1	1,2	1,34

Звертаємо увагу на те, що цифрова шкала ординат діаграми однакова для кожного з трьох визначених параметрів, але їх розмірність – різна. (Розмірність указана окремо для кожного графіка у підписі під рисунком).

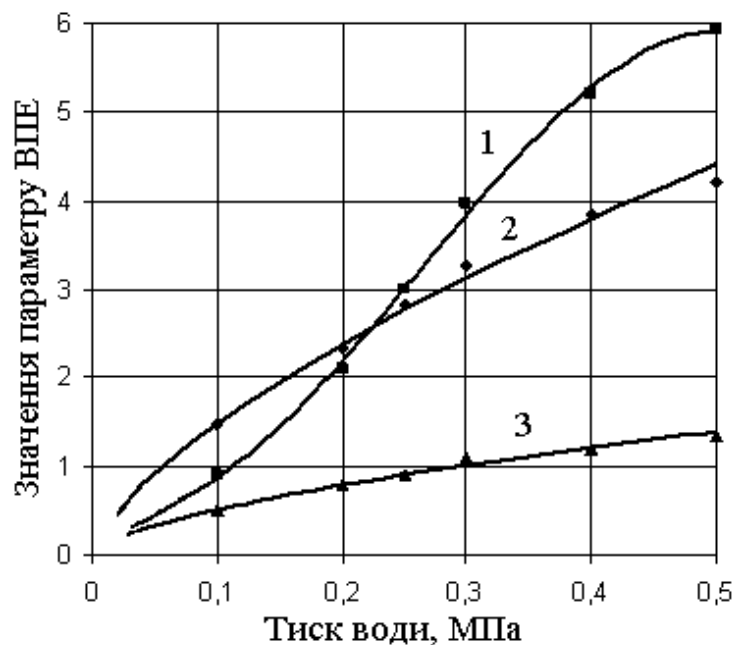


Рис. 2.3. Графічна залежність основних параметрів дослідного зразка ВПЕ при різних значеннях тиску води: 1 – швидкість потоку, що всмоктується (ежектуються), м/с; 2 – дальність польоту крапель, м; 3 – витрата води, дм³/хв.

Вибір оптимального режиму роботи ВВЕ визначається характеристикою пилу в кар'єрі у кожному окремому випадку, тобто залежить від характерних розмірів утворених частинок пилу та його змочувальної здатності. При цьому розміри частинок визначаються технологічними параметрами дробильно-сортувального устаткування в кар'єрі. Відповідно підбирають тиск і витрату води ВПЕ, які регулюють для кожного окремого вузла так, щоб забезпечити достатньо малі розміри утворених крапель при одночасному забезпечення мінімальної витрати води.

### 2.3. Розміщення водоповітряного ежектора (ВПЕ) на устаткуванні

Розміщується ВПЕ у вузлах інтенсивного пиловиділення кар'єрного устаткування, таким чином, щоб забезпечити всмоктування у змішувальну камеру ВПЕ максимально більшої частини пилу, що викидається у повітря.

Приклад розміщення водоповітряного ежектора (ВПЕ) при завантаженні подрібненої маси з бункера на конвеєр та з конвеєра на конвеєр наведена на рис. 2.4.

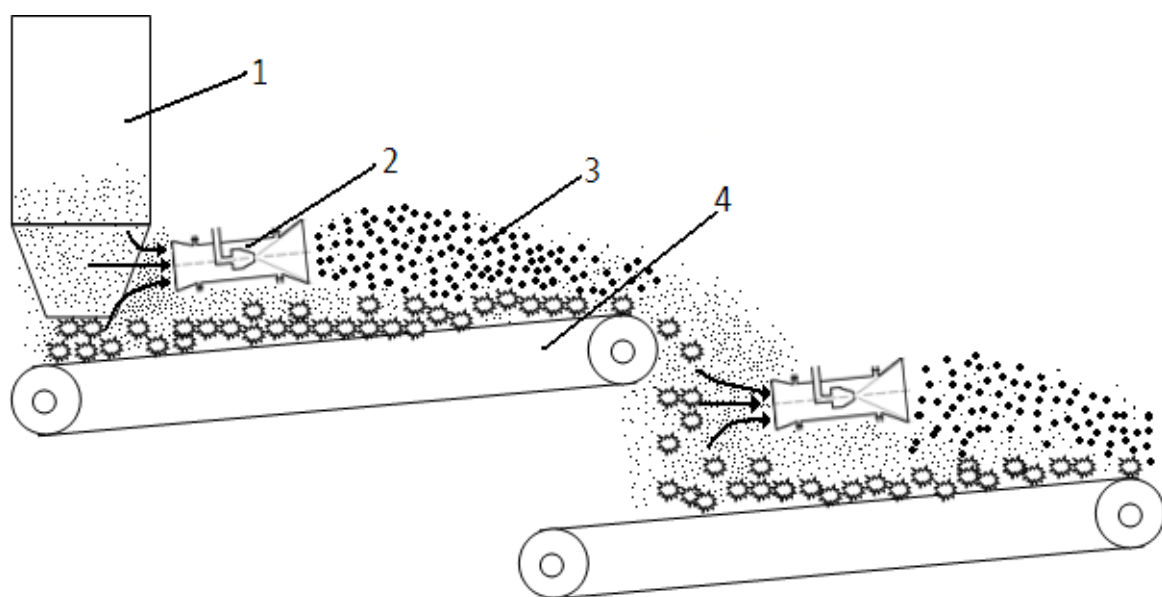


Рис. 5. Варіанти розміщення водоповітряного ежектора (ВПЕ) при завантаженні подрібненої маси з бункера подрібнювача на конвеєр та з конвеєра на конвеєр: 1 – подрібнювач, 2 – ВПЕ, 3 – укрупнені аерозольні комплекси - «рідина + пилова частинка», 4 – конвеєр, стрілками показано напрям руху запиленого повітря, що всмоктується (ежекується) у ВПЕ

Зазначимо, що застосування ВПЕ у вузлах пилоутворення на дробильно-сортувальному комплексі дозволить зменшити поширення пилу за межі СЗЗ при несприятливих метеорологічних умовах. Зауважимо, що ВПЕ є мобільним за конструкцією, проте потребує джерела води з певним тиском.

## ВИСНОВКИ

В результаті виконаної роботи вирішено науково-практичну задачу обґрунтування методу і засобу локалізації пилових викидів в атмосферу, що надходять з вузлів пилоутворення на мобільних дробильно-сортувальних комплексах кар'єрів, на основі застосування гідрозрошувача з високоефективним використанням розпиленої води.

1. Обґрунтовано метод локалізації пилових викидів в атмосферу, заснований на їх гідрозрошуванні. Теоретичний аналіз залежності, що характеризує відносний вміст маси частинок пилу, не захоплених краплями при випадковому характері їх взаємодії, показав, чим більше частинок взаємодіятимуть з краплями, тим меншою стає ця маса, а відповідно зростає маса змоченого пилу, що підвищує ефективність гідрозрошування.

2. Виконано аналіз основних чинників, що впливають на ефективність гідрозрошування запиленого повітря. Рекомендовані методи і засоби визначення фактичного дисперсного складу крапель, масової концентрації частинок пилу та їх характерних розмірів.

3. Отримана тривимірні залежності коефіцієнту захоплення частинок пилу розмірами від 2 до 60 мкм (приведені діаметри) краплями певного діаметру 10 або 40 м при їх відносних швидкостях руху 5 – 40 м/с, характерних для типових гідрофорсунок. При цьому показана необхідність зниження діаметрів крапель для підвищення ефективності захоплення ними найбільш дрібних частинок пилу.

4. Показано, що застосування запропонованого водоповітряного ежектора дозволить: підвищити ефективність гідрозрошування за рахунок високоефективного використання розпиленої води, певного всмоктування забрудненого повітря у ВПЕ та відповідного збільшення частки змоченого, а значить, і інтенсивно осадженого пилу; зменшити викиди пилу в атмосферу та його поширення за межі санітарно-захисної зони (СЗЗ) кар'єру та мінімізувати вплив пилу на території СЗЗ, а в перспективі зменшити її розміри.

## ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Симоненко В.І. Технологические параметры горных работ при применении мобильных дробильно-сортировочных установок на нерудных карьерах [Текст] / В.І. Симоненко, А.В. Мостика // Матеріали між. конф-ї «Форум гірників-2009». – Д.: НГУ, 2010. – с. 66-71.
2. Симоненко В.І., Пацьора С.В., Швець В.Ю., Воропаєва З.В. Екологічні проблеми розробки скельних будівельних матеріалів в районах прилеглих до житлових забудов [Текст] / В.І. Симоненко, // Науковий вісник НГУ. – 2009, – №3. – С.12-16.
3. Бульбашев А.П. Борьба с пылью на карьерах при добыче строительных материалов [Текст] / Международная академия наук экологии, безопасности человека и природы (МАНЭБ) / А.П. Бульбашев, Ю.В. Шувалов. – СПб: – 2006. – 208 с.
4. Методика расчета концентрации в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. ОНД-86. Госкомгидромед. – Л.: Гидрометеиздат, 1987. – 94 с
5. Колесник В.Е, Головина Л.А. Левченко М.В. Локализация и снижение пылевого выброса вентилятора главного проветривания угольной шахты на основе гидроорошения запыленных потоков / (Матеріали міжнародної конференції “Форум гірників-2008”, 13-15 жовтня).– Д: НГУ.– 2006.– С.78-84.
6. Колесник В.Е., Левченко М.В., Клочков В.Г. Особенности локализации пылевых выбросов в атмосферу гидроорошением / Збірник наукових праць НГУ №32. - Дніпропетровськ: РВК НГУ, 2009.– С. 235-245.
7. Лекционные эксперименты по оптике: Учебное пособие / С.Н. Пеньков, В.А. Полищук, О.М. Марченко, В.С. Михалев. – Под ред. Н.И. Колитеевского. – Л.: Изд – во Ленинградского ун – та, 1981. – 160 с.
8. Недин В.В., Нейков О.Д. Современные методы исследования рудничной пыли и эффективность противопылевой вентиляции. – М.: Недра, 1967. – 169 с.

9. Инструкция по контролю запыленности воздуха на предприятиях горнорудной и нерудной промышленности. – М.: Недра, 1981. – 18 с. 2. Методические указания на гравиметрическое определение пыли в воздухе рабочей зоны и в системах вентиляционных установок № 1719 – 77 / Утверждены 18.04.77 г. – М.: Изд-во стандартов, 1979. – 18 с.

10. Колесник В.Е. Головина Л.А. Моделирование процесса распространения пылевого выброса шахтного вентилятора главного проветривания с учетом дисперсного состава и диффузии пыли // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – Одеса, Зовнішрекламсервіс – 2008. Вип. 29.–Ч.1.– Межрегіональні проблеми екологічної безпеки.–С. 137-144.

11. Колесник В.Е., Павличенко А.В. Розробка способів зниження рівня екологічної небезпеки від пилових викидів вугільних шахт //Міжвідомчий зб. наук. праць. Геотехнічна механіка. – Дніпро, ІГТМ, 2016, Вып 128.– С. 167-178.

12. Колесник В.Е. , Павличенко А.В., Агамалієв Е.А. Локалізація пилових викидів на дробильно-сортувальних комплексах кар'єрів гідрозрошувачами // Матеріали міжнародної конференції «Форум гірників – 2018» (10 – 13 жовтня). – Дніпро: ФОП Середняк Т.К., НТУ «Дніпровська політехніка», 2017. – С. 289 - 295.

**Зоряна176**

**ВДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДІВ ТА ЗАСОБІВ ВИЗНАЧЕННЯ РІВНІВ  
ГОСТРОЇ ЛЕТАЛЬНОЇ І ХРОНІЧНОЇ ТОКСИЧНОСТІ ВОДИ**

2019



## ЗМІСТ

ВСТУП.....	3
1 АНАЛІЗ СУЧАСНИХ МЕТОДІВ ТА ЗАСОБІВ ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ТОКСИЧНОСТІ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ .....	4
1.1 Аналіз методів комплексної оцінки техногенного забруднення природних водних об'єктів .....	4
1.2 Система екотоксикологічного контролю природних водних об'єктів	11
1.3 Аналіз сучасних методів і засобів екотоксикологічного контролю природних водних об'єктів .....	13
2 РОЗРОБЛЕННЯ МЕТОДІВ І ЗАСОБІВ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО ВИМІРЮВАЛЬНОГО КОНТРОЛЮ ТОКСИЧНОСТІ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ .....	23
2.1 Метод та засіб мультиспектрального вимірювального контролю токсичності водних об'єктів за допомогою ряски малої ( <i>Lemna minor</i> L.).....	23
2.2 Експериментальні дослідження токсичності поверхневих вод мультиспектральним методом з біотестування за допомогою ряски малої ( <i>Lemna minor</i> ) .....	28
ВИСНОВКИ .....	30
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	31
Додаток А. Методи контролю екотоксикологічного стану за допомогою біоіндикації.....	41

## ВСТУП

Мультиспектральний екологічний вимірювальний контроль параметрів водних середовищ займає важливе місце при вирішенні прикладних задач екологічного моніторингу. Вимірювальний контроль стану поверхні об'єктів, їх приповерхневої структури, вмісту певних хімічних сполук, що дозволить в загальному визначити їх стан, може здійснюватись на основі обробки мультиспектральних зображень об'єкта отриманих ПЗЗ камерою на характеристичних довжинах хвиль. Концентрацію певних речовин у приповерхневому шарі об'єкта контролю можна аналізувати, порівнюючи отриманий масив мультиспектральних зображень з результатами вимірювань для модельних середовищ з відомими концентраціями пігментів, які отримані при певних визначених умовах проведення експерименту.

Актуальність теми зумовлена необхідністю підвищення достовірності контролю параметрів неоднорідних водних середовищ відповідно до задач екологічного моніторингу з урахуванням їх оптико-фізичних характеристик за рахунок вдосконалення мультиспектральних методів та розроблення відповідних апаратно-програмних засобів.

Метою роботи є вдосконалення методів та засобів визначення рівнів гострої летальної і хронічної токсичності води.

Об'єкт досліджень – процес мультиспектрального екологічного вимірювального контролю параметрів неоднорідних водних середовищ.

Предмет дослідження – методи і засоби мультиспектрального екологічного вимірювального контролю параметрів неоднорідних водних середовищ.

# **1 АНАЛІЗ СУЧАСНИХ МЕТОДІВ ТА ЗАСОБІВ ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ТОКСИЧНОСТІ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ**

## **1.1 Аналіз методів комплексної оцінки техногенного забруднення природних водних об'єктів**

Одним із важливих складових моніторингу вод є комплексна оцінка екологічного стану поверхневих водних об'єктів, що підлягають антропогенному забрудненню [1]. У роботі [1] наведено аналіз основних методів, які застосовуються в системі моніторингу вод для комплексної оцінки екологічного стану та якості води водних об'єктів. Найбільш розповсюдженими методами, які застосовуються для зазначених цілей, є розрахунок коефіцієнта забрудненості води та екологічного індексу якості води, недостатня ефективність яких пов'язана з використанням обмеженого переліку (в основному гідрохімічних) показників, що не дозволяє отримати ґрунтовну комплексну оцінку стану абіотичної та біотичної складових водної екосистеми. Інтегральну оцінку біологічної повноцінності води, як середовища мешкання біоти, з урахуванням різних проявів взаємодії хімічних речовин – адитивності, синергізму, антагонізму, можна отримати за допомогою методу біотестування, який набув поширення у природоохоронній практиці багатьох країн, коли суспільство усвідомило небезпеку для здоров'я людей через забруднення води токсичними речовинами [2].

Дослідження екологічного стану водних об'єктів методами біоіндикації використовується у більшості розвинутих країн світу. Оскільки процес визначення чисельності концентрації частинок планктонних організмів, що використовуються у якості біоіндикатора, потребує менших витрат ніж вимірювання чисельних гідрохімічних показників, це дозволяє опрацювати більшу кількість проб. А тому з'являється можливість контролю забруднення води у більшій кількості створів при незмінних витратах на лабораторні

вимірювання. У випадку, коли біоіндикація вказує на підвищений рівень токсичності чи вмісту біогенних сполук є сенс проводити більш ретельні хімічні дослідження.

Існуюча система контролю якості води водних об'єктів, екологічно непродуктивна із-за неефективності прийнятих нині нормативів якості – гранично допустимих концентрацій (ГДК) забруднюючих речовин. ГДК приймають у вигляді єдиних нормативів для великих адміністративних територій, тоді як дія чинників залежить від специфічних фонових, кліматичних, господарських і багатьох інших характеристик конкретного регіону [3]. Кількість речовин, для яких встановлені ГДК, складає близько 1,5 тис., тоді як кількість забруднюючих речовин антропогенного походження перевищило мільйон найменувань. Традиційна оцінка екологічного стану водних об'єктів в районах зосередження підприємств різних галузей економіки зводиться до виміру за допомогою фізико-хімічних методів аналізу вмісту нафтопродуктів, важких металів, інших токсичних речовин у поверхневих і стічних водах і порівнянню отриманих результатів з гранично допустимими їх концентраціями, де також не враховуються непрямі ефекти і віддалені наслідки шкідливих дій, адаптаційний потенціал біоти, цільове призначення і категорії використання природних об'єктів [4, 5]. З іншого боку, тільки методи біотестування дозволяють отримати інтегральну токсикологічну характеристику компонентів навколишнього природного середовища незалежно від складу забруднюючих речовин [6].

Існуюча методологія нормування і аналітичного контролю не відповідає сучасним вимогам екологічного контролю за забрудненням навколишнього середовища, оскільки [7]:

- охоплює лише незначну частину реально присутніх в навколишньому природному середовищі показників забруднення,
- не враховує ступеня шкідливості комплексного впливу всіх забруднюючих речовин на процеси самоочищення в водоймах і ґрунті,

- регулярно контролює в скидах, в воді поверхневих водойм і в ґрунті лише незначну частку речовин, що виявляються аналітичними методами,
- не виявляється ефектів синергізму і антагонізму хімічних сполук, присутніх в природних водах і ґрунті.

У роботі [8] проведено аналіз законодавства ЄС у галузі водної політики. Розглянуто питання з проблем гармонізації стратегії у галузі водної політики в Україні з Європейським законодавством. Показано необхідність удосконалення системи нормування і контролю антропогенного забруднення принципово новим підходом з використання для цього однієї з важливих властивостей води – її токсичності, яка визначається методом біотестування, що дає можливість отримати інтегральну характеристику токсичної дії всіх присутніх у воді забруднюючих речовин.

Актуальність використання екотоксикологічного методу при здійсненні водоохоронних заходів підтверджується також положеннями Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС, яка встановлює структуру дій країн ЄС у галузі водної політики. Згідно зі статтею 16 Директиви стратегія запобігання забруднення води повинна базуватись виключно на водній екотоксичності та на оцінці ризику токсичності води для людей через водне середовище [9, 10]. Показник «токсичність води» визначається за допомогою експериментального методу біотестування, який ґрунтується на зміні певних показників життєдіяльності відповідних тест-об'єктів під впливом токсичних речовин [9]. Доповнення існуючої системи нормування забруднення поверхневих вод інтегральним токсикологічним показником їх якості є ефективним засобом обмеження подальшого антропогенного навантаження на водні об'єкти [11].

Аналіз Європейського законодавства у галузі водної політики показав, що згідно з Водною Рамковою Директивою 2000/ЄС/60 [1, 10] для класифікації якості поверхневих вод, запропоновано наступні категорії: відмінний, добрий і задовільний стан. Води, які не відповідають задовільному стану мають класифікуватися як води з поганим або дуже

поганим станом. При цьому серед показників, за якими визначається стан поверхневих вод, важливе значення надається біологічним показникам.

У зв'язку із зобов'язаннями України, відповідно до міжурядових угод щодо спільного використання і охорони транскордонних вод особливо важливим є комплексний, системний підхід до оцінки екологічного стану транскордонних водних об'єктів. Рекомендації щодо оцінки якості води транскордонних водних об'єктів запропоновано «Правилами ведення моніторингу та оцінки якості води транскордонних річок», які розроблені Робочою групою ООН/ЄЕК [12]. Зокрема, у зазначеному документі відзначається, що для загальної екологічної оцінки якості води конче важливим є врахування абіотичних і біотичних чинників функціонування екосистеми водного об'єкта. Така оцінка повинна включати визначення біологічного статусу водного середовища, екологічну оцінку якості води та донних відкладів, оцінку взаємодії угруповань водних організмів з абіотичними факторами. При цьому особлива увага приділяється визначенню токсичних властивостей води. У зв'язку з цим, тест на токсичність повинен бути обов'язковим як доповнення до хімічного аналізу.

У роботі [13] представлено результати оцінки набору методик біотестування (біотестів) з метою відбору найбільш ефективних для визначення токсичних і генотоксичних властивостей різних категорій вод. Вибір ефективної методики біотестування для визначення рівня токсичності будь-якої категорії води – це важлива методологічна проблема, яка потребує вирішення за допомогою використання спеціальних критеріїв. Для оцінки ефективності біотестів було розроблено ряд критеріїв:

- чутливість: кількість позитивних відповідей на вплив токсичних проб води з числа проаналізованих;
- мінімальна діюча концентрація найбільш токсичної проби води згідно з критерієм токсичності, %;
- експресність: тривалість біотеста, год.;

- трудомісткість: витрати часу на підготовку та проведення біотестування, обчислення результатів, год.;
- економічність: стартові та експлуатаційні витрати (придбання спеціального обладнання, матеріалів, реактивів, культури тест-об'єкта, тощо), грн.;
- особливості біотеста (можливість визначення гострої і хронічної токсичності, генотоксичності, відсутність суб'єктивізму в оцінюванні тест-реакції) і тест-об'єкта (спосіб отримання та можливість безперервного культивування в лабораторних умовах);
- наявність метрологічних характеристик: похибки одиночного визначення токсичності, нормативу оперативного контролю відтворюваності результатів, діапазону реагування тест-об'єкта;
- наявність нормативно-правових документів, національних та міжнародних стандартів;
- можливість та ефективність використання за умов виробничих і контролюючих лабораторій; розповсюдженість використання в інших країнах.

У роботі [3] на основі використання великого масиву експериментальних даних методами регресійного аналізу (покрокової множинної регресії) здійснено моделювання зв'язку результатів біотестування і вимірювань компонентного складу поверхневих і стічних вод. Показано, що у кожному із випадків набір значимих фізико-хімічних показників, які корелюють з даними біотестування, різний і залежить від компонентного складу поверхневих і стічних вод. Перевірка рівнянь регресії на значущість за критерієм Фішера довела, що їх можна вважати адекватними і значними. За результатами моделювання зв'язку між даними біотестування і вимірювання фізико-хімічних показників поверхневих і стічних вод показано, що у кожному із випадків набір значимих фізико-хімічних показників, які корелюють з даними біотестування, різний і залежить від компонентного складу стічних вод.

У роботі [2] досліджено залежність між результатами вимірювань складу стічних і поверхневих вод за фізико-хімічними і токсикологічним показниками. Встановлено відсутність статистично значущої лінійної залежності між результатами біотестування та вимірювань фізико-хімічного складу стічних вод хімічного і нафтохімічного виробництв та води водних об'єктів, проби з яких відібрані вище та нижче скиду стічних вод.

Якість поверхневих вод є важливою проблемою екологічної безпеки України. В результаті техногенної діяльності значна кількість небезпечних відходів потрапляє у водні об'єкти. Це призводить до зростання рівня евтрофікації, заростання вищими водними рослинами (макрофітами), збільшення концентрації фітопланктону, замулювання, знекиснення тощо. Інтегральний контроль забруднення можливо здійснювати за допомогою біоіндикації по різноманітним водним організмам [14].

При цьому визначення якості водних середовищ можливо здійснювати шляхом біоіндикації по макрофітам на основі досліджень впливу фізико-хімічних та біохімічних чинників на зміну стану вищих водних рослин та екосистеми в цілому. Використання макрофітів, як індикаторів екологічного стану водойм видається надзвичайно привабливим, адже вони – видимий і зручний для спостережень об'єкт. Макрофіти чутливі до змін багатьох параметрів та характеристик водного об'єкту: гідрологічного режиму, трофічного статусу, стадії розвитку, специфіки хімізму води тощо. Навіть попереднє обстеження рослинності водойми дозволяє зробити експрес-оцінку її екологічного стану. Стосовно поверхневих вод України у роботі [15] запропонована кількісна класифікація розвитку макрофітів за трьома показниками (фітомаса, відсоток заростання водного об'єкта в цілому, проективне покриття в заростях). Вона може бути використана, як критеріальна основа для оцінювання ступеня і характеру розвитку макрофітів. Особливу роль вищі водяні рослини відіграють у процесі самоочищення гідроекосистеми, забезпечуючи виконання низки функцій (фільтраційну, поглинальну, накопичувальну, санітарну,



окислювальну, детоксикаційну), завдяки яким здійснюється вилучення значної кількості біогенних елементів та акумуляція забруднюючих речовин, що сприяє формуванню якісних показників води. Зарості вищої водної рослинності можуть служити перешкодою потрапляння у водні екосистеми з поверхневим стоком розсіяних забруднень. У ряді робіт досліджували використання макрофітів, зокрема, ейхорнії для біологічної очистки забруднених водних об'єктів [16, 17] та доведена висока ефективність таких природоохоронних заходів.

Крім того, моніторинг стану природних водних об'єктів може здійснюватися на основі біоіндикації по фітопланктону. У роботі [18] запропоновано автоматизовану систему для досліджень параметрів фітопланктону на основі розпізнавання частинок фітопланктону у проточній вимірювальній кюветі на основі аналізу геометричних параметрів цих частинок. У роботі [19] мультиспектральний метод використовується для дистанційного супутникового екологічного контролю вмісту фітопланктону у водних об'єктах, що дозволило аналізувати просторовий розподіл концентрації фітопланктону у водних об'єктах з високою роздільною здатністю. Вибір характеристичних довжин хвиль для дослідження зразків фітопланктону водойм визначаються спектральними залежності відносної ефективності поглинання пігментів фітопланктону [20].

Для дослідження забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів, а також оцінювання токсичності вод розроблені спеціалізовані біосенсори, що дозволяють виявляти у водних середовищах іони важких металів, непридатні пестициди та інші токсичні речовини [21–23].

Виробнича діяльність може приводити до хімічного забруднення води та зміни її хімічного складу. При цьому відбувається зниження якості води і збільшення екологічної небезпеки та відповідних ризиків для здоров'я населення. Це викликає проблему необхідності контролю інтегральних показників забруднення вод та їх токсичності [24].

## **1.2 Система екотоксикологічного контролю природних водних об'єктів**

Екотоксикологічний державний контроль здійснюється з метою регулярного спостереження за дотриманням нормативів якості навколишнього середовища і попередження потрапляння токсичних речовин у водні об'єкти. При цьому токсичність – це ступінь прояву отруйної дії різноманітних хімічних сполук і їх сумішей. Токсичність – один з важливих факторів, що визначає якість води і дає уявлення про небезпеку при її використанні. Контроль токсичності є необхідною складовою частиною комплексної системи контролю якості води. Визначення токсичності методом біотестування, полягає у проведенні аналізів за допомогою живих тест-організмів. Результати оперативно сигналізують про небезпечний вплив хімічного забруднення на життєдіяльність організмів, причому не за окремими компонентами, а по їх суміші досить часто невідомої природи. Токсичні ефекти, зареєстровані методами біотестування, включають комплексний синергічний, антагоністичний і додаткові впливи всіх хімічних, фізичних і біологічних компонентів, присутніх у досліджуваній воді, що несприятливо впливають на фізіологічні, біохімічні та генетичні функції тест-організмів. Токсичність, що встановлюється методами біотестування, є інтегральним показником забруднення природних середовищ [7].

Токсичні речовини можуть надходити в середу з природних і антропогенних джерел. Антропогенне забруднення може бути первинним і вторинним. Первинне забруднення обумовлено надходженням забруднюючих речовин з антропогенних джерел. Вторинне забруднення викликається появою в середовищі надмірної кількості продуктів життєдіяльності і залишків організмів, пов'язаних з порушенням природних екологічних взаємовідносин у результаті первинного забруднення. І те й інше здатні викликати токсичний ефект. Токсичність, що встановлюється методами біотестування, є інтегральним показником забруднення природних

середовищ. Як і всі інтегральні показники, він має той недолік, що не розкриває забруднюючі речовини, присутні в пробі, тому результати біотестування можуть в окремих випадках не збігатися з висновками про забруднення води, отриманими на підставі гідрохімічних аналізів [7].

Критерієм токсичності є кількісне значення тест-параметра, на підставі якого робиться висновок про токсичність води. Серед тест-параметрів найбільш часто використовуються виживання, плодючість, придушення ферментативної і метаболічної активності організмів. Тест-реакція – це зміна будь-якого біохімічного, морфологічного, поведінкового або функціонального показника у тест-об'єкта під впливом токсикантів або їх сумішей. Графік залежності зміни тест-параметра від концентрації забруднювальних речовин у досліджуваній пробі наведено на рис. 1.1.

Індекс токсичності (Т) є безрозмірною величиною і визначається за формулою:

$$T = 100\% \frac{I_c - I_e}{I_c}, \quad (1.1)$$

де  $I_c$  і  $I_e$  відповідно значення тест-параметр контрольної і досліджуваної проби при фіксованому часу експозиції досліджуваного розчину з тест-об'єктом.

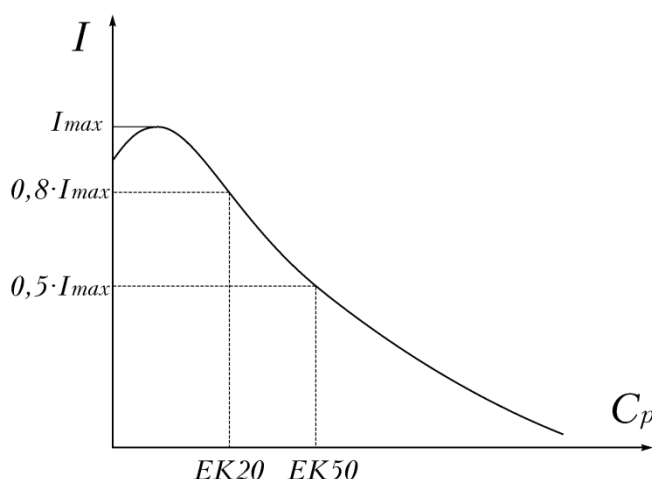


Рисунок 1.1 – Залежність зміни тест-параметра від концентрації забруднювальних речовин у досліджуваній пробі

Обробку результатів вимірювань токсичності виконують шляхом розрахунку середньоарифметичного значення величини індексу токсичності  $T$  для серії досліджуваних проб. При цьому виконуються не менше трьох вимірювань для кожної досліджуваної проби у короткий у порівнянні з експозицією час.

Ступінь токсичності повинна виражатися трьома граничними рівнями індексу токсичності:

- допустимий рівень (індекс токсичності  $T < 20\%$ ),
- середній рівень (індекс токсичності  $20\% \leq T < 50\%$ ),
- високий рівень (індекс токсичності  $T \geq 50\%$ ).

При цьому середня ефективна концентрація (ЕК50), це концентрація токсичної речовини, що викликає зміну тест-реакції на 50% при встановлених умовах експозиції протягом заданого терміну спостережень. Якщо під тест-реакцією мають на увазі загибель 50% тест-об'єктів, то в цьому випадку така концентрація токсичної речовини буде відповідати середній летальній концентрації (ЛК50). Крім того, концентрація токсичної речовини, що викликає зміну тест-реакції на 20% відповідає ЕК20, а у випадку загибелі 20% тест-об'єктів – ЛК20. У англomовній літературі використовуються позначення LC20 та LC50, відповідно.

### **1.3 Аналіз сучасних методів і засобів екотоксикологічного контролю природних водних об'єктів**

Для біологічної оцінки токсичності води існують ряд методів і засобів з використанням різноманітних тест-організмів (додаток А).

Зокрема, у роботах [25–34] запропоновано способи біологічної оцінки токсичності води з використанням в якості тест-об'єктів церіодафній (*Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg). При цьому у роботах [26–34] у якості показника фізіологічного стану церіодафній використовують чисельність живих рухомих церіодафній  $N$  (шт.). У роботі [35] запропоновано пристрій

для біологічної оцінки токсичності води, що містить резервуар для досліджуваної води і тест-організмів, верхня частина якого виконана у вигляді усіченого конуса, спрямованого меншою основою вгору, лічильну камеру і клапан. Недоліком пристрою є можливі помилки оператора при підрахунку кількості рухомих дафній.

У роботах [25, 36] у якості показника фізіологічного стану церіодафній використовують середню частоту рухів їх епіподітів  $F_E$  (Гц). Відомий пристрій, що включає камери для дафній, систему підведення і відведення води з патрубками і систему реєстрації частоти рухів епіподітів, що складається з джерела світла, оптичного приладу, фотоприймача і блоку реєстрації [25, 36]. Недоліком пристроїв є їх низька чутливість і недостатня експресність у виявленні токсичності, що викликано виміром частоти руху епіподітів при постійній температурі.

У роботах [37–46] запропоновано способи біологічної оцінки токсичності води з використанням в якості тест-об'єктів інфузорій. При цьому у роботах [37, 39] використовують інфузорії *Colpoda steinii*, у роботах [38, 40, 44] використовують інфузорії *Paramecium Caudatum* Ehrenberg, у роботі [46] – *Tetrahymena pyriformis*, а у якості тест-параметра – чисельність живих рухомих інфузорій  $N$  (шт.). Недоліком пристрою є можливі помилки при підрахунку кількості живих рухомих інфузорій. У роботі [47] вдосконалено лазерно-доплерівський пристрій для дослідження рухомих живих мікроорганізмів, наприклад, інфузорій (*Tetrahymena pyriformis*), тест-параметр – середня швидкість руху частинок  $V_{\text{сер}}$  (мкм/с), рухливість (частка клітин, що рухаються)  $R$  (%).

У роботах [48–50] запропоновано способи біологічної оцінки токсичності води за допомогою біолоюмінесцентних бактерій, тест-параметр – інтенсивність біолоюмінесценції. При цьому у роботі [48] використовують бактерії *Photobacterium phosphoreum*, *Photobacterium leiognathi* або *Vibrio fischeri*. Після інкубації при кімнатній або іншій температурі впродовж 10-30 хвилин реєструють інтенсивність біолоюмінесценції за допомогою

люмінометра БЛМ-8801. За отриманими даними будують графічну залежність інтенсивності біоломінесценції від концентрації аналізованої речовини і визначають ефективну концентрацію, інгібуючу біоломінесценцію на 50% – ЕК50. У роботі [49] на основі бактерій *Escherichia coli* за допомогою генетичної інженерії і біотехнології створено Lux-біосенсиори для визначення наявності іонів певних металів і металоїдів (ртуть, кадмій, срібло, мідь, миш'як, сурма), а також алкілюючих агентів. У роботі [50] також використовують тест-штами природних та генетично сконструйованих мікроорганізмів *Alcaligenes eutrophus* T1, *Pseudomonas fragi* T2(5) [Tc Zn lux<sup>+</sup>], *Vibrio fischeri* F1, *Photobacterium phosphoreum* B 7071, *Vibrio harvei* Ms1, *Alcaligenes 35 eutrophus* 1239, які мають природну або індуковану біоломінесценцію. Зазначені штами специфічно гасять або збуджують рівень природної чи індукованої біоломінесценції під дією токсичних забруднювачів, що дає змогу визначати рівень інтегральної забрудненості, вмісту токсичних органічних сполук та/або важких металів в об'єктах довкілля з високою специфічністю, високим рівнем чутливості для металу, можливістю використання нативного досліджуваного зразка, виділити біологічно токсичну компоненту з загального рівня вмісту забруднювачів.

У роботах [51, 52, 53] запропоновано пристрої для біологічної оцінки токсичності води за допомогою біоломінесцентних бактерій. Зокрема, у роботі [51] запропоновано пристрій для експресного визначення рівня інтегральної забрудненості, вмісту токсичних органічних сполук та важких металів в об'єктах довкілля, придатний для реєстрації рівня біоломінесценції шляхом перетворення інтенсивності потоку квантів світлового випромінювання в цифровий код (див. рис. 1.2), який містить фотоелектронний перетворювач, оптичний вхід якого з'єднаний через прозоре віконце з світлоізолюваним кюветним відсіком для розміщення змінної стандартної пробірки, де відбувається біохімічна реакція, цифровий блок, дисплей результатів вимірювання та блок живлення. При цьому, як

фотоелектронний перетворювач використовують фотоелектронний помножувач з вихідним сигналом у вигляді електричного струму, що є пропорційним інтенсивності біоломінесценції, який подають на вхід перетворювача струм/напруга зі змінним коефіцієнтом перетворення; інформативний сигнал у вигляді напруги подається з виходу перетворювача струм/напруга на вхід аналогово-цифрового перетворювача, на виході якого отримується цифровий код вихідного струму фотоелектронного помножувача, що через цифровий блок видається на дисплей пристрою та зовнішні пристрої у вигляді обробленого результату вимірювання, при цьому регулювання чутливості фотоелектронного помножувача здійснюється подачею напруги керування необхідної величини на контролюючий вхід фотоелектронного помножувача за допомогою регулятора напруги. Пристрій належить до технології для визначення рівня інтегральної забрудненості, вмісту токсичних органічних сполук та важких металів в об'єктах довкілля, і може бути застосована для постійного експресного моніторингу рівня інтегральної забрудненості та вмісту особливо токсичних для живих організмів органічних сполук і важких металів в об'єктах довкілля, що дозволяє оцінити сукупну та специфічну (якісну та кількісну) токсичну дію органічних та неорганічних забруднювачів і їх сумішей.

У роботах [54–57] запропоновано способи біологічної оцінки токсичності води за допомогою молюсків. Зокрема, у роботі [54] запропоновано спосіб визначення токсичності морської води з використанням середземноморської мідії *Mytilus galloprovincialis*, тест-параметр – площа питомої поверхні зябер  $S$  (мм<sup>2</sup>). У роботі [56] запропоновано спосіб оцінки екологічного стану водойм з використанням у якості тест-організмів використовуються молюсків (*Theodoxus fluviatilis* L.), тест-параметри – довжина, вага. У роботі [57] використовують біологічний як тест-об'єкт легеневі черевоногі равлики *Planorbarius corneus*, які можуть переміщатись у середині контейнера на ділянку з менш токсичною водою.

У роботі [58] запропоновано пристрій для біологічної оцінки токсичності води, що реєструє рух стулок молюсків. У якості тест-організмів використовуються молюски, тест-параметр – відносна кількість молюсків з закритими стулками  $F_N$  (%). Через резервуар пропускають постійно контрольовану воду. Якщо вода нетоксична, то більшість молюсків тримають стулки відкритими і для забезпечення дихання пропускають воду через свої зябра. Деякі з молюсків можуть внаслідок різних внутрішніх і зовнішніх факторів періодично прикривати свої стулки. Однак, як показують дослідження, одночасне закриття стулок молюсками в нормальних умовах при досить великій кількості молюсків мало ймовірно. Так, наприклад, з десяти молюсків, що містяться в нормальних умовах, одночасне закриття стулок спостерігається у двох-трьох молюсків. Якщо в воді з'являється токсичні речовини (наприклад, важкі метали, феноли, пестициди і т.п.) або ряд токсичних речовин в концентраціях, що впливають на організм молюска, останній прикриває свої стулки, ізолюючись від несприятливих для нього зовнішніх умов. Таким чином протягом кількох хвилин (в залежності від концентрації токсикантів і індивідуальних відмінностей у молюсках) більшість молюсків виявляється з закритими стулками, що реєструється відповідними давачами. В процесі експлуатації пристрою виникає необхідність заміни молюсків в разі загибелі деяких з них і підбору однакових за віком і поведінкою. Крім того, заміна молюсків доцільна для прискорення введення пристрою в робочий стан після того, як під дією токсичності контрольованої води більшість молюсків закрило свої стулки. Відкриття ж останніх може наступити через десятки хвилин або годин.

У роботах [59–66] запропоновано способи та пристрої біологічної оцінки токсичності води за допомогою риб. Зокрема, у роботах [59–61] запропоновано пристрої та способи для оцінювання токсичності стічних вод, що включають резервуар для розміщення риб-індикаторів, які переміщуються з однієї частини резервуару у іншу в залежності від токсичності води. У якості тест-організмів використовуються риби, тест-



параметр – відносна кількість риб, що вийшли із зони переважного перебування  $F_N$  (%). Недолік цього способу полягає в тому, що характер поведінки риб залежить як від їх біологічного виду, віку, зовнішніх подразнюючих факторів, умов утримання, так і від концентрації, типів і сукупності токсичних речовин, що містяться у воді.

Відомий спосіб біологічної оцінки токсичності води, заснований на використанні в якості тест-об'єктів риб, суть якого полягає в тому, що оцінку токсичності ведуть по дихальній реакції риб, при цьому для здійснення способу використовують пристрій, що складається з вимірювальної камери з перегородками для переміщення між ними риб, електродів, з'єднаних з вимірювальним блоком і блоку реєстрації. Про токсичності води при оцінці її цим способом судять за параметрами записаних біопотенціалів [62]. Однак параметра біопотенціалів залежать не тільки від токсичності води, але і від наявності в ній кисню, від її кислотності і від активності поведінки риб. Крім того, біопотенціали на електродах малі і тому вони вимагають значного підсилення, що суттєво ускладнює боротьбу з завадами і ускладнює здійснення способу.

У роботі [64] запропоновано спосіб біологічної оцінки токсичності морського середовища, що використовує як біологічні тест-об'єкти личинок чорноморської риби атерини (*Atherina hepsetus*, *Atherina mochon pontica*), у яких вимірюють теплопродукцію мікрокалориметричним методом і, на підставі зниження питомої теплопродукції в тест-об'єктів, що були піддані дії токсикантів відносно показників інтактних личинок, роблять висновок про токсичність морського середовища. У якості тест-організмів використовуються личинки чорноморської риби атерини (*Atherina hepsetus*, *Atherina mochon pontica*), тест-параметр – теплопродукція виміряна мікрокалориметричним методом  $T$  (мкВт/личинку) за допомогою Монітору біологічної активності ТАМ 2277 (Швеція, Thermometric) [65].

У роботах [67–69] запропоновано способи та пристрої біологічної оцінки токсичності води за допомогою одноклітинних водоростей. Зокрема у

роботі [67] у якості тест-організмів використовується фітопланктон (*Dunaliella viridis*), тест-параметри – втрата форми і рухливості N (%). У роботах [68, 69] запропоновано спосіб визначення впливу токсичності стічних вод на водні солоні середовища шляхом визначення показників росту культури морської одноклітинної водорості *Platymonas viridis* Rouch або *Dunaliella salina* Teod., тест-параметр – чисельність клітин N (шт.).

У роботі [7] запропоновано спосіб дослідження гострої токсичності водного середовища, що включає вміщення у досліджуване водне середовище контейнера з тестовим живим біологічним об'єктом. З метою покращення умов вимірювання спектральних параметрів розчину у контейнері, частину водного розчину у контейнері, за спектральними характеристиками якої здійснюють діагностику токсичності водного середовища, відокремлюють від вміщених у контейнер тестових живих біологічних об'єктів, не перешкоджаючи водообміну. У якості тест-організмів використовується нитчасті водорості. Тест-параметр – співвідношення пігментів каротину та хлорофілу (%).

Макрофіти є більш консервативними показниками стану водних екосистем, ніж угруповання фіто-, зоопланктону і бентосу, які утворені дрібними, рухливими організмами. Однак це не заперечує можливості використання макрофітів для оцінки стану водних екосистем різного типу. У Директиві 2000/60/ЕС [10] макрофіти розглядаються як важливий «елемент якості для класифікації екологічного статусу» природних та «екологічного потенціалу» сильно змінених та штучних водних об'єктів. При цьому стосовно річок і озер як «елемент біологічної якості» рекомендується використовувати вищі водяні рослини [71].

Водними макрофітами називають всі макроскопічні рослинні організми, встановлення родової (видової) приналежності яких не потребує застосування оптичних засобів з великим збільшенням. В прісноводних водоймах це вищі водяні рослини, а також харові і зелені нитчасті водорості. До складу водяних макрофітів входять справжньо-водяні, повітряно-водяні

та амфібійні види [15]. Перші для проходження життєвого циклу потребують постійного контакту з водним середовищем, більша частина вегетативного тіла цих рослин занурена у воду, на її поверхні чи над нею можуть бути розташовані листя. У повітряно-водяних рослин у воді знаходиться лише нижня частина пагонів, а верхня – у повітрі. Представники цієї групи займають прибережні мілини до глибини 1-2 м та зустрічаються вище урізу води. Амфібійними є види, які в залежності від умов проходять свій життєвий цикл як за типом справжньо-водяних, так і суходільних рослин. В практиці гідроботанічних досліджень серед водяних рослин за ступенем контактування з водним і повітряним середовищами та донними відкладами, зазвичай, розрізняють такі екологічні групи:

- повітряно-водяні - рослини з пагонами, частина яких перебуває у водному середовищі, а частина піднімається над поверхнею води;
- з плаваючим листям – рослини, більша частина вегетативних пагонів і листя яких плаває;
- занурені – рослини, основна частина яких знаходиться у водній товщі, а генеративні пагони можуть здійматися над водою чи плавати на її поверхні.

Видовий склад, характер поширення, структура рослинних угруповань, показники біомаси і площі зарослої акваторії є маркерами, які візуально виявляють екологічний стан водних об'єктів [15]. Спостереження за динамікою якісних і кількісних показників розвитку макрофітів дозволяють визначити напрямок сукцесії водних екосистем. Матеріали про зміни рослинності можуть бути отримані в результаті спостережень за акваторією всього водного об'єкта або його частини. Досліди проводять на стаціонарних майданчиках з фіксованими межами. Порівняння проводять за всіма параметрами, що характеризують угруповання макрофітів. При цьому зміни можуть носити сезонний характер, що викликається кліматичними умовами, особливостями біологічних ритмів рослин, або ж антропогенним тиском на водойму. Сезонні зміни та флуктуації є хаотичними, але зворотніми. Вони

розглядаються як тимчасова зміна структури угруповань і протиставляються екологічним сукцесіям – спрямованим змінам, що спричинені зовнішніми або внутрішніми чинниками і мають незворотній характер [72].

При цьому одним з найбільш характерних індикаторів забруднення поверхневих вод є макрофіти, стан яких адекватно відображає якість водних екосистем [73, 74]. У цьому контексті необхідно розв'язати ряд науково-практичних задач, які зводяться до визначення якості водних середовищ шляхом біоіндикації макрофітів, тобто впливу фізико-хімічних та біохімічних чинників на зміну стану вищих водних рослин та екосистеми в цілому, а також доцільно встановити параметри зміни характеристик макрофітів, в тому числі, *in vivo* та *in situ* [75–78]. Важливо також здійснити моніторинг водних об'єктів з використанням сучасних геоінформаційних систем та аерозйомок для встановлення площ забруднення водних екосистем. Ряскові вперше як фітотести стали використовуватися для тестування забруднення води пестицидами. В якості коректної оцінки використовували показники: коефіцієнт зростання, довжину і кількість коренів, площа листка, реакцію фотосинтезу і інші фізіологічні та морфологічні характеристики. В даний час за допомогою видів сімейства Ряскових проводять біотести на токсичність важких металів, нафтопродуктів, радіонуклідів та інших забруднюючих речовин [79].

У значній кількості робіт для дослідження токсичності водних середовищ використовуються клітинні біосенсори на основі культур клітин різних живих організмів [80–87]. Зокрема, у роботах [80, 81] токсичність визначається з використанням суспензії культури клітин кишківника свині ІРЕС-1, тест-параметри – пригнічення розвитку  $S$  (%). У роботах [82, 83] у якості тест-об'єкта використовується культура тканин печінки, тест-параметри – поглинання кисню, що визначається електрохімічним (полярографічним) методом. У роботах [84, 88, 89] запропоновано спосіб визначення токсичності водних розчинів за станом хроматину клітин людини, заснований на дослідженні тест-об'єкта в контрольній і

досліджуваних пробах водних розчинів з подальшою оцінкою токсичності за порівнянням біологічних показників. У якості тест-об'єкта використовуються клітини букального епітелію людини, тест-параметр – середня кількість гранул гетерохроматину у ядрах клітин N (шт). У роботі [85] у якості тест-об'єкта використовують культуру ракових клітин організму людини Нер-2 (клітини карциноми гортані людини), тест-параметри – відносна площа руйнування клітинного моношару (%). У роботі [86] у якості тест-об'єкта використовуються тканину моллюска *Anodonta cygnea* (Unionidae), тест-параметр – концентрація глутатіону С (нмоль/г). У роботі [87] запропоновано спосіб оцінки токсичності водного середовища за допомогою ліпідів організму риб, який включає оцінку забруднення водного середовища іонами металів. При цьому проводять визначення ліпідного складу клітин зябер та гепатопанкреасу риб, який модулюють концентрацією іонів цинку та кадмію, які розчинені у водному середовищі. У якості тест-організмів використовуються риби, тест-параметр – співвідношення ліпідів клітин зябер риб (відносні одиниці).

Загальним недоліком описаних існуючих методів і засобів контролю токсичності є низька достовірність контролю пов'язана з недостатньою точністю вимірювання тест-параметрів. Крім того, досить значний вплив на життєдіяльність тест-об'єктів здійснюють різноманітні зовнішні фактори – освітлення, температура тощо.

## **2 РОЗРОБЛЕННЯ МЕТОДІВ І ЗАСОБІВ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО ВИМІРЮВАЛЬНОГО КОНТРОЛЮ ТОКСИЧНОСТІ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ**

### **2.1 Метод та засіб мультиспектрального вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.)**

Відомо метод [90] мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.), який полягає в тому, що рослини ряски поміщають у модельні водні середовища та складають шкалу забруднення, відрізняється тим, що модельні водні середовища з листецями ряски малої витримують протягом 7–14 діб при заданій температурі і освітленні, при цьому кожної доби за допомогою апаратно-програмного блоку керування та обробки мультиспектральних зображень визначають відносні розміри зон водного середовища, які відповідають листецям ряски без морфологічних змін, з морфологічними змінами і чистій поверхні води за допомогою аналізу мультиспектральних зображень, які отримують за допомогою широкосмугової CCD-камери при освітленні поверхні водних середовищ світлодіодними джерелами на характеристичних довжинах хвиль хромофорів ряски, а концентрацію забруднюючої речовини у досліджуваній пробі визначають за допомогою регресії результатів експериментальних досліджень залежності відносних розмірів зон водного середовища від концентрації забруднюючих речовин на основі мультиспектральних досліджень ряду проб з відомими концентраціями.

Для підвищення достовірності екологічного контролю необхідно вдосконалити метод мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.) таким чином. Рослини ряски поміщають у модельні водні середовища та складають шкалу забруднення, при цьому модельні водні

середовища з листецями ряски малої витримують протягом 7–14 діб при заданій температурі і освітленні, при цьому кожної доби за допомогою апаратно-програмного блоку керування та обробки мультиспектральних зображень визначають відносні розміри зон водного середовища, які відповідають листцям ряски без морфологічних змін, з морфологічними змінами і чистій поверхні води за допомогою аналізу мультиспектральних зображень, які отримують за допомогою широкосмугової CCD-камери при освітленні поверхні водних середовищ світлодіодними джерелами на характеристичних довжинах хвиль хромофорів ряски, а концентрацію забруднюючої речовини у досліджуваній пробі визначають за допомогою регресії результатів експериментальних досліджень залежності відносних розмірів зон водного середовища від концентрації забруднюючих речовин на основі мультиспектральних досліджень ряду проб з відомими концентраціями. На рис.3.4 представлена структурна схема засобу, що реалізує запропонований метод.

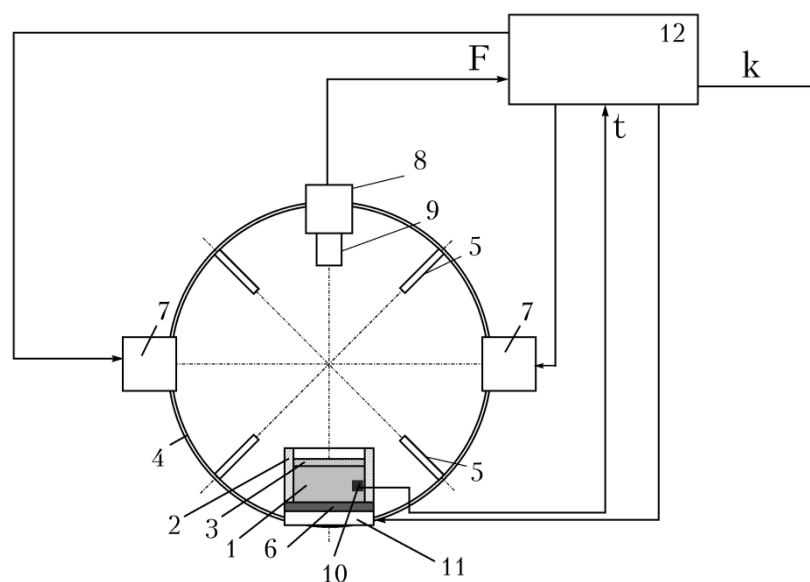


Рисунок 3.4 – Структурна схему засобу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю забруднення водних об’єктів за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.)

Засіб містить модельне водне середовище 1 у кварцовій кюветі 2, плаваючий шар тест-об'єкта ряски малої (*Lemna minor* L.) 3, інтегрувальну сферу 4 вкриту дифузно відбиваючим покриттям на основі сульфату барію, екрани 5 та підложку 6 з покриттям ідентичним до інтегрувальної сфери, джерела випромінювання 7, телевізійну CCD-камеру 8, об'єктив 9, давач температури 10, нагрівальний елемент 11, апаратно-програмний блок керування та обробки мультиспектральних зображень 12.

Метод здійснюється наступним чином.

1. Рослини ряски малої (*Lemna minor* L.) 3 поміщають в модельне водне середовище 1 у кварцовій кюветі 2, яка розміщена у інтегрувальній сфері 4 на підложці 6 з дифузно відбиваючим покриттям. Світлодіодні джерела випромінювання 7 забезпечують рівень освітленості достатній для нормальної життєдіяльності рослин ряски малої (*Lemna minor* L.). Об'єкт дослідження освітлюється дифузно розсіяним світлом відбитим від стінок інтегрувальної сфери 4. Давач температури 10 та нагрівальний елемент 11 призначені для підтримки оптимальної температури у модельному водному середовищі. Екрани 5 запобігають прямому потраплянню світла від світлодіодних джерел випромінювання 7 на камеру чи кювету.

2. Модельні водні середовища з листецями ряски малої (*Lemna minor* L.) витримують протягом 7–14 діб при заданій температурі і освітленні. На добу витримують режим освітлення 18 годин та затемнення 6 годин.

3. Кожної доби визначаються відносні розміри зон водного середовища, які відповідають листецям ряски без морфологічних змін (А), з морфологічними змінами (В) і чистій поверхні води (С) за допомогою аналізу мультиспектральних зображень поверхні модельних водних середовищ на характеристичних довжинах хвиль хромофорів ряски. Мультиспектральні зображення отримують за допомогою освітлення поверхні водних середовищ світлодіодними джерелами 7 на характеристичних довжинах хвиль хромофорів (хлорофілу а, хлорофілу b та каротиноїдів). При цьому використовується широкосмугова CCD-камера 8 з об'єктивом 9



налаштованим на відстань для отримання зображень з поверхні модельного водного середовища. Концентрації основних хромофорів ряски розраховуються, як розв'язок оберненої оптичної задачі на основі мультиспектральних зображень. Для кожного пікселя зображення визначається відстань у мультиспектральному просторі до усереднених значень коефіцієнту яскравості на характеристичних довжинах хвиль, характерних листецям ряски без морфологічних змін, з морфологічними змінами (хлорози – листеці втрачають пігменти і стають жовті, некрози – локалізовані відмерлі області тканини, листеці коричневі або білі) і чистій поверхні води та встановлюють приналежність пікселя мультиспектрального зображення до одного з трьох класів. Підраховують кількість пікселів та відносну частину зображення для кожної з вказаних зон і розраховують коефіцієнт

$$k_{t,c} = \frac{B_{t,c}}{A_{t,c} + B_{t,c}} 100\%, \quad (3.17)$$

для досліджуваного водного середовища  $k_t$  та контрольного зразка  $k_c$ .

4. Складають таблицю залежності коефіцієнтів  $k_{t,c}$  від концентрації забруднюючих речовин  $C_{\text{забр } i}$  (табл. 3.1) для вимірювань, які здійснювались кожної доби протягом 14 діб для досліджуваної  $k_t$  і контрольної проби  $k_c$ . Будують графік залежності коефіцієнтів  $k_t$  від концентрації забруднюючих речовин (див. рис. 3.5)

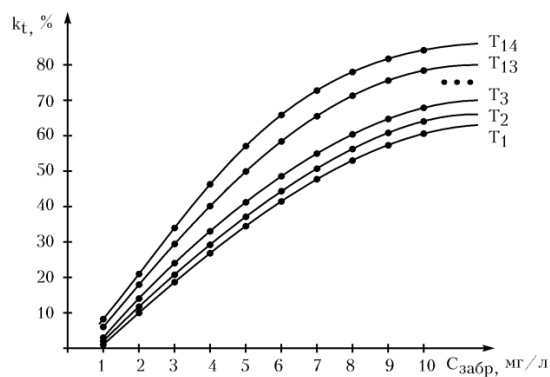


Рисунок 3.5 – Графік залежності коефіцієнтів  $k_t$  від концентрації забруднюючих речовин

Таблиця 3.1 – Залежність коефіцієнтів  $k_t$  від концентрації забруднюючих речовин

№ $T$ , діб	контроль $C_{\text{забр}}=0$	$C_{\text{забр}}$ , мг/л					
		$C_{\text{забр}1}$	$C_{\text{забр}2}$	$C_{\text{забр}3}$	$C_{\text{забр}4}$	...	$C_{\text{забр}10}$
1	$k_{c\_1}$	$k_{t\_1\_1}$	$k_{t\_1\_2}$	$k_{t\_1\_3}$	$k_{t\_1\_4}$	...	$k_{t\_1\_10}$
2	$k_{c\_2}$	$k_{t\_2\_1}$	$k_{t\_2\_2}$	$k_{t\_2\_3}$	$k_{t\_2\_4}$	...	$k_{t\_2\_10}$
3	$k_{c\_3}$	$k_{t\_3\_1}$	$k_{t\_3\_2}$	$k_{t\_3\_3}$	$k_{t\_3\_4}$	...	$k_{t\_3\_10}$
...	...	...	...	...	...	...	...
14	$k_{c\_14}$	$k_{t\_14\_1}$	$k_{t\_14\_2}$	$k_{t\_14\_3}$	$k_{t\_14\_4}$	...	$k_{t\_14\_10}$

5. Використовуючи регресію за допомогою поліномів третього порядку, визначаємо функціональні залежності концентрації забруднюючих речовин від коефіцієнтів  $k_t$ :

$$\begin{aligned}
 C_{\text{забр } 1} &= a_{0\_1} + a_{1\_1}k_{t\_1\_1} + a_{2\_1}k_{t\_1\_1}^2 + a_{3\_1}k_{t\_1\_1}^3 + a_{4\_1}k_{t\_1\_1}^4, \\
 C_{\text{забр } 2} &= a_{0\_2} + a_{1\_2}k_{t\_1\_2} + a_{2\_2}k_{t\_1\_2}^2 + a_{3\_2}k_{t\_1\_2}^3 + a_{4\_2}k_{t\_1\_2}^4, \\
 &\dots \\
 C_{\text{забр } i} &= a_{0\_i} + a_{1\_i}k_{t\_1\_i} + a_{2\_i}k_{t\_1\_i}^2 + a_{3\_i}k_{t\_1\_i}^3 + a_{4\_i}k_{t\_1\_i}^4, \\
 &\dots \\
 C_{\text{забр } 14} &= a_{0\_14} + a_{1\_14}k_{t\_1\_14} + a_{2\_14}k_{t\_1\_14}^2 + a_{3\_14}k_{t\_1\_14}^3 + a_{4\_14}k_{t\_1\_14}^4.
 \end{aligned}
 \tag{3.18}$$

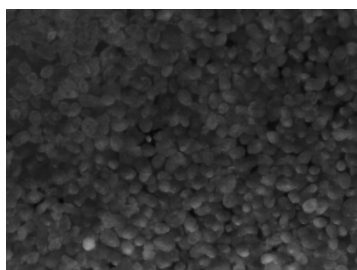
Отримані залежності дозволяють визначити концентрацію забруднюючих речовин на основі відомих коефіцієнтів  $k_t$  та часу тестування  $T_i$ . Окрім того, можливо вибрати оптимальне значення часу тестування, що забезпечує найбільшу чутливість визначення концентрації  $C_{\text{забр}}$ .

Таким чином, вимірювання концентрації забруднюючих речовин у водному середовищі зводиться до визначення відносних розмірів зон водного середовища, які відповідають листецям ряски без морфологічних змін, з морфологічними змінами і чистій поверхні води за допомогою аналізу мультиспектральних зображень. При збільшенні концентрації забруднюючих

речовин у водному середовищі листеців ряски з морфологічними змінами збільшується, а без морфологічних змін зменшується. При цьому коефіцієнт  $k_i$  наближається до 100%. При низькій концентрації забруднюючих речовин відносні розміри зон без морфологічних змін не перевищують значення для контрольного зразка.

### **2.3 Експериментальні дослідження інтегральних параметрів якості поверхневих вод мультиспектральним методом з біотестування за допомогою ряски малої (*Lemna minor*)**

Для проведення дослідів були приготовані 0,5М розчини NaI, NaCl, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, NaNO<sub>2</sub>. У кожену чашку помістили по 20-30 рослин ряски. Мультиспектральні зображення поверхні води вкритої рослинами ряски малої (*Lemna minor* L.) наведені на рис.3.6. Протягом 3 днів була проведена оцінку стану і зростання ряски. Термін проведення дослідів 17.08.2015-20.08.2015 р. Результати експерименту представлені у табл. У ході 3-денного експерименту було визначено реакцію виду ряска мала (*Lemna minor*) на різні типи забрудників. Для цього були використані такі розчини: NaI, NaCl, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, NaNO<sub>2</sub>. На основі отриманих даних можна зробити висновок, що найбільш сильно впливають на вид ряска мала (*Lemna minor*) такі речовини: NaI (оскільки рослини повністю змінили колір, стали бурими), NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (листочки роз'єдналися і поблідніли), NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> (рослини повністю втратили зелений колір, стали блідими) та Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (зменшення розмірів та потемніння).



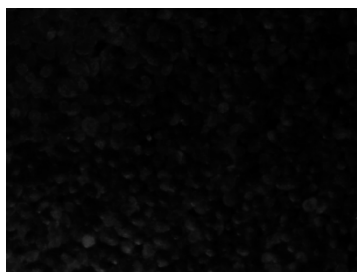
1) 625 нм



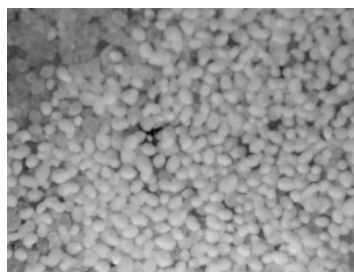
2) 820 нм



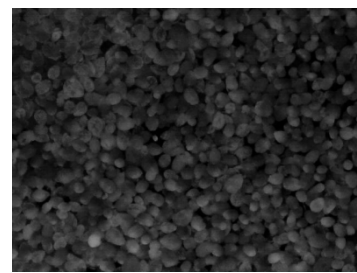
3) 525 нм



4) 465 нм



5) 860 нм



6) 590 нм

Рисунок 3.6 – Мультиспектральні зображення поверхні води вкритої рослинами ряски малої (*Lemna minor* L.)

Найменший вплив на ряску мали такі речовини: NaCl, NaNO<sub>2</sub>. Теж можна припустити, що ряска мала (*Lemna minor*) порівняно комфортно може існувати із низьким забрудненням хлоридів та нітритів, проте сильно реагуватиме на присутність у воді йодидів, нітратів, сульфатів, ортофосфатів. Також можна зробити висновок, що ряска мала (*Lemna minor*) є достатньо чутливим біоіндикатором, оскільки зміни були помітні уже через 24 години проведення експерименту.

Дослідження були проведені при освітлені об'єкту контролю світлодіодними джерелами випромінювання з довжинами хвиль 465 нм, 525 нм, 590 нм, 625 нм, 820 нм, 860 нм. Ширина кожного із спектральних діапазонів на рівні 0,5 була від 20 до 50 нм. Зображення було отримано за допомогою ПЗЗ-камери MDC140B із розділовою здатністю 1360x1024 та спектральним діапазоном 350–1000 нм.

## ВИСНОВКИ

Проведений аналіз методів комплексної оцінки техногенного забруднення природних водних об'єктів підтвердив, що контроль інтегральних показників забруднення вод, у відповідності до міжнародних зобов'язань України та необхідності гармонізації стратегії у галузі водної політики в Україні з Європейським законодавством, зокрема, Водною Рамковою Директивою 2000/60/ЄС та «Правилами ведення моніторингу та оцінки якості води транскордонних річок» повинен базуватись водній екотоксичності та оцінюванні ризику токсичності води для людей. При цьому комплексну інтегральну оцінку стану водної екосистеми, з урахуванням різних проявів взаємодії забруднюючих хімічних речовин (адитивності, синергізму, антагонізму), можна отримати лише за допомогою методу біотестування, що використовується у природоохоронній практиці багатьох країн. Для забезпечення екологічної безпеки стічних вод необхідно створення системи контролю їх токсичності, що дозволить оцінювати ефективність роботи очисних споруд, обґрунтувати способи очищення стічних вод, визначати гранично допустимі скиди для промислових об'єктів, оцінювати екологічний стан природних вод, оцінювати токсичність хімічних матеріалів, оцінювати ефективність природоохоронних заходів на території промислового об'єкта. Вдосконалено метод та розроблено засіб мультиспектрального вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Крайнюков О.М. Удосконалення комплексної оцінки екологічного стану та якості води водних об'єктів / О.М. Крайнюков, В. Д. Тімченко // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна серія «Екологія». – 2016. – вип. 14. – С. 9-14.
2. Крайнюков О.М. Регресійний аналіз взаємозв'язку результатів біотестування і вимірювання фізики-хімічного складу води / О.М. Крайнюков // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. – 2013. – № 1-2. – С. 68-73.
3. Крайнюков О.М. Моделювання зв'язку результатів біотестування і компонентного складу води / О.М. Крайнюков // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна серія «Екологія». – 2013. – вип. 9. – С. 55-58.
4. Левич А. П. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов р. Дон) / А. П. Левич, Е. А. Забурдаева, В. Н. Максимов, Н. Г. Булгаков, С. В. Мамихин. // Водные ресурсы. – 2009. – Т. 36. – №6. – С. 730–742.
5. Конов В. В. Комплексная оценка качества сточных вод промышленных предприятий по результатам аналитического и токсикологического контроля / В. В. Конов, Г. П. Жариков, В. Н. Шишкин, М. М. Кузнецов. // Актуальные проблемы экологии Ярославской области: Материалы Второй науч.-практич. конферен-ции. Том 1. – Ярославль: ВВО РЭА, 2002. –С.241-244.
6. Крайнюков О. М. Показник токсичності в системі моніторингу і оцінки якості води транскордонних річок / О.М. Крайнюков // Науковий вісник Чернівецького університету : збірник праць. Сер.: Географія. – 2012. – №1-2. – С. 614-615.
7. Балтиев Ю. С. Методические указания по интегральной оценке качества окружающей среды (экологическая разведка местности) / Ю. С. Балтиев, Г. П. Усов. – М. : Военное издательство, 2005. – 119 с.

8. Крайнюков О.М. Особливості системи нормування антропогенного забруднення поверхневих вод в Україні та країнах ЄС / О.М. Крайнюков // Молодий вчений. – 2016. – № 3 (30). – С. 300-303.
9. Крайнюков О.М. Сучасний екологічний стан водних об'єктів басейну річки Сіверський Донець / О.М. Крайнюков // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. – 2015. – № 3-4. – С. 71-77.
10. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. – L 327, 22.12.2000. – 72 p.
11. Крайнюков О.М. Встановлення нормативів гранично допустимих рівнів токсичності стічних вод на основі застосування конструктивно-географічної методології суб'єкт-об'єктних відносин / О.М. Крайнюков // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна серія «Екологія». – 2017. – вип. 16. – С. 22-28.
12. Правила ведення моніторингу та оцінки якості води транскордонних річок/ Схвалено комітетом ЄЕК. – Гельсинки, 1996. – 49 с.
13. Крайнюков О.М. Критерії оцінки чутливості організмів та ефективності методик біотестування для визначення токсичних властивостей води / О.М. Крайнюков // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна серія «Екологія». – 2013. – вип. 8. – С. 80-85.
14. Баринова С. С. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / С. С. Баринова, Л. А. Медведева, О. В. Анисимова. – Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. – 498 с.
15. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін.] ; під ред. В. Д. Романенко. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К. : Логос, 2006. – 408 с.
16. Пазич В.М. Ріст і розвиток ейхорнії прекрасної в забрудненому водному середовищі // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., 2010, № 2 (43). – С.383-386.

17. Біофільтр для очистки стічних вод різного походження з використанням вищої водної рослинності виду *Eichornia crassipes* / Г.І. Васенков, Т.П. Васильок, В.М. Дема, В.М. Пазич// Наук. вісник ЖНАЕУ: зб.наук.-техн.праць.- Житомир, 2009. - Вип. 1. - С. 283-289.
18. Єльнікова Т.О. Автоматизована система для вимірювання геометричних параметрів фітопланктону / Т. О. Єльнікова // Вісник ЖДТУ, 2009. – №1. – С. 160–164.
19. Application of hyperspectral remote sensing to cyanobacterial blooms in inland waters / R. M. Kudela, S. L. Palacios, D. C. Austerberry et al. // Remote Sensing of Environment – 2015. – V. 167. – P. 196–205.
20. Enriquez S. Light absorption efficiency and the package effect in leaves of the seagrass *Thalassia testudinum* / S. Enriquez // Marine Ecology Progress. – 2005. – V. 289. – P. 141-150.
21. Rodrigues-Mozaz S. Biosensors for environmental applications. Future development trends. / S. Rodrigues-Mozaz, M.-P.Marco, M. Lopez de Alda, D. Barcelo // Pure and Applied Chemistry. – 2004. – V. 76. – №4. – P.723-752.
22. Vilarino N. Use of Biosensor as Alternatives to Current Regulatory Methods for Marine Biotoxins / N. Vilarino, E. Fonfria, C. Louzao, L. Botana // Sensors. – 2009. – №9. – P. 9414-9443.
23. Kiersch J. Biosensor technology: recent advances in threat agent detection and medicine / J. Kiersch, Ch. Siltanen, Q. Zhou et al. // Chemical Society Review. – 2013. – V. 42. – P. 8733-8768.
24. Кватернюк С. М. Контроль екологічної безпеки стічних вод за допомогою мультиспектрального методу та біоіндикації по фітопланктону / С. М. Кватернюк // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2017. – № 6. – С. 26-33.
25. Спосіб біологічної оцінки токсичності води та пристрій для біологічної оцінки токсичності води / В.В. Ємельяненко, А.М. Крайнюкова, Г.М. Катріченко, О.Г. Васенко // Патент України №8530 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 14.07.1982; опубл. 30.09.1996; Бюл. № 3. – 8 с.



26. Методики биологических исследований по водной токсикологии, М., Наука, 1971, с.143-147.
27. Спосіб біологічного тестування / О.М. Крайнюков, А.М. Крайнюкова // Патент України №45053 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 15.05.2009; опубл. 26.10.2009; Бюл. № 20. – 3 с.
28. Методическое руководство по биотестированию воды РД 118-02-90. М., 1991, с. 19-23.
29. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals / Section 2: Effects on Biotic Systems Test No. 202: Daphnia sp. Acute Immobilisation Test. Adopted: 13 April 2004. 12 p.
30. Спосіб визначення рівня гострої летальної токсичності зворотної води / О.М. Крайнюков, А.М. Крайнюкова // Патент України №65090 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 04.05.2011; опубл. 25.11.2011; Бюл. № 22. – 3 с.
31. Спосіб визначення рівня хронічної токсичності природної води / О.М. Крайнюков, А.М. Крайнюкова // Патент України №67014 G01N 33/50 (2006.01) / заявл. 19.07.2011; опубл. 25.01.2012; Бюл. № 2. – 3 с.
32. McInnis, R. Daphnia magna 48h static bioassay method for acute toxicity in environmental samples. In: Methods for Toxicological Analysis of Waters, Wastewaters and Sediments. National Water Research Institute (NWRI), Environment Canada: Burlington, Ontario, 1989.
33. Спосіб визначення ступеня ураженості водної екосистеми / О.М. Крайнюков // Патент України №85333 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 03.07.2013; опубл. 11.11.2013; Бюл. № 21. – 5 с.
34. Спосіб встановлення гранично допустимого рівня токсичності зворотної води / О.М. Крайнюков // Патент України №85348 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 23.07.2013; опубл. 11.11.2013; Бюл. № 21. – 5 с.
35. Пристрій для біологічної оцінки токсичності води / В.В. Смеляненко, А.М. Крайнюкова, Л.І. Алексашин, П.П. Кілячков // Патент України №7631 A01K 61/00 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 09.12.1987; опубл. 26.12.1995; Бюл. № 4. – 4 с.

36. Колупаев Б.И., Андреев А.А., Самойленко К).К. Оптический метод регистрации сердечного ритма у дафний. - Гидробиологический журнал, вып. 3, т. XI0. 1977, с.119-120.

37. Спосіб оцінки ступеня цитотоксичності біологічно активних сполук та фармакологічних препаратів / В.П. Лозицький, І.М. Григорашева, А.С. Федчук [та ін.] // Патент України №15629 C12Q 1/18 (2006.01) G01N 33/15 (2006.01) / заявл. 26.12.2005; опубл. 17.07.2006; Бюл. № 7. – 2 с.

38. Застосування інфузорії *Paramecium Caudatum Ehrenberg* для експрес-визначення токсичності лікарських засобів / О.Р. Дітчук, О.Г. Малик, І.Я. Коцюмбас // Патент України №30232A C12Q 1/00 C12R 1/90 (2006.01) G01N 33/15 (2006.01) / заявл. 30.01.1998; опубл. 15.11.2000; Бюл. № 6. – 3 с.

39. Спосіб визначення токсичності харчових продуктів / В.М. Ковбасенко, Є.Ю. Розум, А.М. Стрига [та ін.] // Патент України №35469 G01N 33/02 (2006.01) C12Q 1/02 (2006.01) C12R 1/90 (2006.01) / заявл. 11.03.2008; опубл. 25.09.2008; Бюл. № 18. – 2 с.

40. Патент РФ №2125261, G01 N33/18, 27. 03. 1999.

41. Спосіб визначення токсичності яєць / В.М. Ковбасенко, В.І. Савченко, Ю.А. Гарнаженко // Патент України №48839 C12Q 1/00 / заявл. 26.08.2009; опубл. 12.04.2010; Бюл. № 7. – 2 с.

42. Спосіб визначення токсичності продуктів дитячого харчування / В.М. Ковбасенко, М.С. Хіміч, Є.А. Дроздова // Патент України №49617 A23L 1/052 (2006.01) C12Q 1/02 (2006.01) / заявл. 04.09.2009; опубл. 11.05.2010; Бюл. № 9. – 2 с.

43. Спосіб визначення токсичності риби / В.М. Ковбасенко, М.С. Хіміч, О.В. Найдіч [та ін.] // Патент України №96714 G01N 33/02 (2006.01) C12Q 1/02 (2006.01) C12R 1/90 (2006.01) / заявл. 19.09.2014; опубл. 10.02.2015; Бюл. № 3. – 4 с.

44. РД 52.24.670-2005. Унифицированный метод определения острой токсичности проб поверхностных вод суши, содержащих взвешенные вещества.

45. Спосіб визначення токсичності молока і молочних продуктів / В.З. Салата, М.С. Хіміч, О.М. Горобей, О.Ю. Денисенко // Патент України №109295 G01N 33/04 (2006.01) C12Q 1/02 (2006.01) C12R 1/90 (2006.01) / заявл. 29.01.2016; опубл. 25.08.2016; Бюл. № 16. – 5 с.

46. Спосіб оцінки токсичності м'ясних консервів / М.В. Ігнатовська, О.М. Якубчак, В.І. Хомутенко, М.С. Карпуленко // Патент України №110534 G01N 33/12 (2006.01) G01N 1/28 (2006.01) G01N 1/30 (2006.01) G01N 21/00 / заявл. 21.04.2016; опубл. 10.10.2016; Бюл. № 19. – 5 с.

47. Лазерно-доплерівський пристрій для оцінки токсичності та біологічної активності хімічних речовин / В.І. Мацківський, С.І. Чернишов, В.В. Ластовський // Патент України №45481 G01N 33/48 (2006.01) G01P 3/36 (2006.01) / заявл. 10.08.1999; опубл. 15.04.2002; Бюл. № 4. – 16 с.

48. Спосіб визначення токсичності речовин у водних розчинах / А.М. Кацев, Е.Р. Абдураманова, М.Ф. Стародуб // Патент України №24287 G01N 33/18 (2006.01) C12Q 1/00 / заявл. 09.02.2007; опубл. 25.06.2007; Бюл. № 9. – 4 с.

49. Сенсорные биолюминесцентные системы на основе lux оперонов для детекции токсичных веществ / Г. Б. Завильгельский, В. Ю. Котова, И. В. Манухов // Химическая физика, 2012, том 31, № 10, с. 15–20.

50. Спосіб експресного визначення рівня інтегральної забрудненості, вмісту токсичних органічних сполук та важких металів в об'єктах довкілля / Т.Г. Грузіна, Л.С. Резніченко, В.І. Назаренко // Патент України №86175 G01N 33/18 (2006.01) G01N 33/24 (2006.01) G01N 21/76 (2006.01) G01N 35/00 G01N 33/569 (2006.01) / заявл. 07.07.2011; опубл. 25.12.2013; Бюл. № 24. – 10 с.

51. Пристрій для експресного визначення рівня інтегральної забрудненості, вмісту токсичних органічних сполук та важких металів в об'єктах довкілля / Т.Г. Грузіна, Л.С. Резніченко, В.І. Назаренко // Патент України №90605 G01N 33/18 (2006.01) G01N 33/24 (2006.01) G01N 21/76 (2006.01) G01N 33/569 (2006.01) G01N 35/00 / заявл. 07.07.2011; опубл. 07.07.2011; Бюл. № 11. – 9 с.

52. Multilabel Tester "TRIATHLER", Hidex, Finland / <http://www.hidex.com/media/8046/triathler2009.pdf>

53. Прибор экологического контроля "Биотокс-10М" / ТУ-446-У-028-00-ОТУ. - Сертификат RU.C.31.003.A № 21703.

54. Спосіб визначення токсичності морської води / О.І. Оскольська, В.А. Тимофєєв, Л.В. Бондаренко // Патент України №34783 A01K 61/00 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 06.07.1999; опубл. 15.03.2001; Бюл. № 2. – 6 с.

55. Патент РФ №2082167, G 01 N 33/18, 20. 06. 1997.

56. Спосіб визначення екологічного стану водойм / С.О. Афанасьєв, О.І. Цибульський, О.Є. Усов, Л.В. Шевцова // Патент України №89288 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 13.05.2008; опубл. 11.01.2010; Бюл. № 1. – 3 с.

57. Спосіб дистанційного біологічного тестування наявності гострої токсичності водного середовища / Ю.Г. Беспалов, О.В. Висоцька, Г.М. Жолткевич [та ін.] // Патент України №115829 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 30.11.2016; опубл. 25.04.2017; Бюл. № 8. – 5 с.

58. Трусевич В.В. Автоматизированный биомониторинг водной среды с использованием реакций двустворчатых моллюсков / В.В. Трусевич, П.В. Гайский, К.А. Кузьмин // Морской гидрофизический журнал. – 2010. – № 3. – С. 75–83.

59. Пристрій для оцінки токсичності стічних вод / С.В. Антонов, А.М. Крайнюкова, Ю.П. Беліченко, О.Г. Васенко, Г.М. Катріченко // Патент України №8520 A01K 61/00 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 15.07.1982; опубл. 30.09.1996; Бюл. № 3. – 6 с.

60. Пристрій для оцінки токсичності стічних вод / Г.М. Катриченко, О.Г. Васенко, А.М. Крайнюкова, С.В. Антонов // Патент України №8529 A01K 61/00 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 19.02.1981; опубл. 30.09.1996; Бюл. № 3. – 6 с.

61. Патент Франции № 2170514, кл. G 01 N 33/00, 1973.

62. Авторское свидетельство СССР № 686698, кл. А 01 К 61/00, 1977.

63. Спосіб біологічної оцінки токсичності морського середовища / І.І. Руднева, Т.Б. Вахтіна, К.М. Скуратовська // Патент України №27484 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 10.04.2006; опубл. 12.11.2007; Бюл. № 18. – 3 с.

64. Спосіб біологічної оцінки токсичності морського середовища / І.І. Руднева, В.Г. Шайда, Н.С. Кузьміна // Патент України №78606 G01N 33/18 (2006.01) G01N 25/44 (2006.01) / заявл. 25.04.2005; опубл. 10.04.2007; Бюл. № 4. – 3 с.

65. [http://americanlaboratorytrading.com/lab-equipment-products/thermometric-2277-thermal-activity-monitor-\(tam\)-system\\_10808](http://americanlaboratorytrading.com/lab-equipment-products/thermometric-2277-thermal-activity-monitor-(tam)-system_10808)

66. Спосіб біологічного контролю води на токсичність / Н.І. Гончаренко // Патент України №92553 A01K 61/00 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 13.04.2009; опубл. 10.11.2010 Бюл. № 21. – 3 с.

67. Спосіб визначення цитотоксичності лікарських засобів / В.В. Козар, В.В. Полторак, А.І. Божков, О.М. Клімова // Патент України №39323 G01N 33/15 (2006.01) C12Q 1/04 (2006.01) C12M 1/34 (2006.01) / заявл. 06.08.2008; опубл. 25.02.2009; Бюл. № 4. – 3 с. 68. 159. Спосіб визначення впливу токсичності стічних вод на водні солоні середовища / Н.С. Кузьміна // Патент України №76248 C02F 3/00 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 09.06.2004; опубл. 17.07.2006; Бюл. № 7. – 6 с.

69. Біотестування морської води та стічної, яка відводиться в море. Методика», затвердженого Мінекобезпеки України №46 від 30.05.1995р. (КНД. 1995).

70. Спосіб дослідження гострої токсичності водного середовища / Ю.Г. Беспалов, Г.М. Жолткевич, М.В. Коваленко [та ін.] // Патент України №61159 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 20.12.2010; опубл. 11.07.2011; Бюл. № 13. – 4 с.

71. Контроль інтегральних параметрів якості поверхневих вод р. Південний Буг за характеристиками макрофітів / В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, Ю.А. Гайдей //Екологічні науки. – 2012. – №1. – С. 65–70.

72. Пилипенко Ю. В. Екологія малих водосховищ Степу України: Монографія / Ю. В. Пилипенко. – Херсон : Олди-плюс, 2007. – 303 с.

73. Бондарчук О.В. Біотестування як інструмент екологічного моніторингу якості водних об'єктів річки Південний Буг / О.В. Бондарчук, С.М. Кватернюк // Сучасний стан та якість навколишнього середовища окремих регіонів. Матеріали Міжнародної наукової конференції молодих вчених. – Одеса: ОДЕКУ, 2016. – С.43–45.

74. Пилипенко Ю. В. Екологія малих водосховищ Степу України: Монографія / Ю. В. Пилипенко. – Херсон : Олди-плюс, 2007. – 303 с.

75. Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. / Катанская В. М. - Л. : Наука, 1981.-187 с.

76. Общие основы учения биологической продуктивности водоемов / Алимов А.Ф. / [Гидробиологический журнал]. - 1988. т. 24. № 3. - С. 40-51.

77. Кокин К А. Экология высших водных растений. / Кокин К А. - М. : Изд-во Моск. ун-та, 2001. – 160 с.

78. Балущкина Е. В. Реакция озерных экосистем на изменение внешних условий / Белавская А. П. – СПб. : ЗИН РАН, 1997. – С. 266-292.\

79. Мусатова О. В. Биоиндикация и биоповреждения: методические рекомендации к лабораторным работам / Мусатова О. В. – Витебск : Издательство УО «ВГУ им. П.М. Машерова», 2006. - с. 32.

80. Спосіб визначення токсичності мікотоксинів з використанням культури клітини кишечника свині / Т.І. Фотіна, Д.В. Цибульський, Ю.Є. Дворська // Патент України №40420 G01N 33/483 (2006.01) / заявл. 20.10.2008; опубл. 10.04.2009; Бюл. № 7. – 4 с.

81. Philippe Pinton. Etude des effets d'une mycotoxine, le De-oxynivalenol, sur les cellules epitheliales intestinales, Diplome de L'Ecole Pratique des Hautes Etudes, INRA, Laboratoire de Pharmacologie-Toxicologie, Toulouse, 2007.

82. Спосіб встановлення ступеня токсичності комбінованих пестицидів за допомогою визначення швидкості і ефективності дихання мітохондрій печінки / І.О. Жукова, Б.Т. Стегній, О.О. Малінін // Патент України №41847 G01N 27/48 (2006.01) / заявл. 19.01.2009; опубл. 10.06.2009; Бюл. № 11. – 3 с.

83. Полярографическое определение кислорода в биологических объектах. - К.: Наукова думка, 1974. - 292с.

84. Спосіб визначення токсичності водних розчинів за станом хроматину клітин людини / Ю.Г. Шкорбатов, А.Л. Савенкова // Патент України №48139 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 31.08.2009; опубл. 10.03.2010; Бюл. № 5. – 4 с.

85. Спосіб визначення токсичності біологічних середовищ / О.О. Біляєва, І.І. Бойко, В.М. Перепадя, В.В. Біляєв // Патент України №52951 А С12N 5/08 С12R 1/91 (2006.01) G01N 21/00 G01N 33/48 (2006.01) / заявл. 24.12.2001; опубл. 15.01.2003; Бюл. № 1. – 3 с.

86. Спосіб оцінки токсичності водного середовища/ О.Б. Столяр, Г.І. Фальфушинська, Л.Л. Гнатишина // Патент України №52992 А61К 38/04 (2006.01) В63С 9/00 С12N 9/00 G01N 33/00 / заявл. 22.01.2010; опубл. 27.09.2010; Бюл. № 18. – 6 с.

87. Спосіб оцінки токсичності водного середовища за допомогою ліпідів організму риб / Ю.І. Сеник, В.О. Хоменчук, В.З. Курант, В.В. Грубінко // Патент України №86248 С11С 1/00 G01N 33/12 (2006.01) / заявл. 27.05.2013; опубл. 25.12.2013; Бюл. № 24. – 5 с.

88. Shckorbatov Y.G. He-Ne laser light induced changes in the state of chromatin in human cells / Y. G. Shckorbatov // Naturwissenschaften 1999, v. 86, N9, p.452-453.

89. Chromatin structure and the state of human organism / Y.G. Shckorbatov, L. A. Zhuravleva, V.V. Navrotskaya et al. // Cell Biol. Internat. 2005. – V.29. – P.77–81.

90. Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої (*Lemna Minor* L.) / В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, О.В. Бондарчук // Патент України №117336 G01N 21/25 (2006.01) G01N 33/18 (2006.01)/ заявл. 27.12.2016; опубл. 26.06.2017; Бюл. № 12. – 6 с.

## Додаток А

### Методи контролю екотоксикологічного стану за допомогою біоіндикації

Тест-об'єкт	Тест-параметр	Метод вимірювання тест-параметру
Церіодафнії ( <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg)	чисельність живих рухомих церіодафній N (шт.)	Автоматизована мікроскопія
	середню частоту рухів епіподітів Fe (Гц).	Оптико-електронний метод
Інфузорії ( <i>Colpoda steinii</i> , <i>Paramecium Caudatum</i> Ehrenberg, <i>Tetrahymena pyriformis</i> )	чисельність живих рухомих інфузорій N (шт.)	Автоматизована мікроскопія
	середня швидкість руху V <sub>сер</sub> (мкм/с)	Лазерно-доплерівський
	рухливість (частка клітин, що рухаються) R (%).	
Біоломінесцентні бактерії ( <i>Photobacterium phosphoreum</i> , <i>Photobacterium leiognathi</i> , <i>Vibrio fischeri</i> , <i>Escherichia coli</i> та ін.)	Інтенсивність біоломінесценції	Оптико-електронний метод
Бактеріопланктон	Координати кольору у системі RGB	Цифрова колориметрія
Молюски ( <i>Mytilus galloprovincialis</i> )	Відносна кількість молюсків з закритими стулками F <sub>N</sub> (%)	Цифровий таймер
Риби	Відносна кількість риб, що вийшли із зони переважного перебування F <sub>N</sub> (%)	Оптико-електронний метод
	Біопотенціали інтенсивності дихання	Потенціометрія
	Теплопродукція	Калориметрія
Одноклітинні водорості	Чисельність клітин N (шт.).	Автоматизована мікроскопія
Макрофіти	Відносна площа водної поверхні вкрита макрофітами	Аерофотозйомка

Таблиця А.1 – Методи контролю екотоксикологічного стану за допомогою біоіндикації.



**РОЗРОБКА ТЕХНОЛОГІЇ ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ З  
ВИКОРИСТАННЯМ ВІДХОДІВ РОСЛИННОЇ СИРОВИНИ**

## ЗМІСТ

ВСТУП	3
РОЗДІЛ 1 ТЕОРЕТИЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ВИКОРИСТАННЯ ВТОРИННИХ ПРОДУКТІВ ПЕРЕРОБКИ РОСЛИННОЇ СИРОВИ- НИ В ТЕХНОЛОГІЇ ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ	6
1.1. Сучасний стан ресурсів та шляхи вирішення екологічних проблем	6
1.2. Характеристика відходів харчових виробництв	8
1.3. Використання відходів харчових виробництв у харчовій промисловості	11
РОЗДІЛ 2 МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	15
РОЗДІЛ 3 ДОСЛІДЖЕННЯ СПОСОБІВ ПЕРЕРОБКИ ВІДХОДІВ ПЛОДІВ ХЕНОМЕЛЕСУ ТА ЇХ ВИКОРИСТАННЯ В ТЕХНОЛОГІЇ БОРОШНЯНИХ ВИРОБІВ	17
3.1. Порівняльна оцінка якості плодів та вичавок з хеномелесу	17
3.2. Розробка способів переробки відходів хеномелесу	19
3.3. Дослідження впливу продуктів вторинної переробки хено- мелесу на формування борошняних дріжджових виробів	23
3.4 Розробка технології борошняних виробів з дріжджового тіста з використанням продуктів вторинної переробки хеномелесу	27
3.5. Вплив вторинних продуктів переробки хеномелесу на органолептичні та фізико-хімічні показники якості борошняних ви- робів	28
ВИСНОВКИ	30
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	31

## Вступ

Щорічно в харчовій промисловості України утворюється 100 - 120 млн. тон відходів рослинного походження та побічних продуктів сільськогосподарської промисловості. В Україні гостро стоїть проблема використання відходів в якості вторинної сировини і шляхи її вирішення нашли відображення в розробленій і прийнятій Національній стратегії управління відходами в Україні до 2030 року [1].

Основними напрямками використання відходів плодопереробного виробництва є виробництво пектину з вичавок пектиновмісної сировини; виробництво фруктових порошків з вичавок яблук, груш, чорної смородини, фруктового борошна [2-4] та ін.

Переробка вторинної сировини сокового виробництва (вичавки – відходи, які не втратили харчової цінності), як джерела біологічно активних речовин, і способу вирішення екологічної проблеми, пов'язаної з забрудненням навколишнього середовища, є перспективною і актуальною [3].

Борошняні кондитерські вироби належать до категорії продукції регулярного споживання, попит на яку постійно підвищується. Виробництво борошняних кондитерських виробів підвищеної біологічної цінності неможливе без введення до їх рецептури фруктів і овочів або продуктів їх переробки.

Проаналізувавши роботи провідних вітчизняних вчених, спрямовані на удосконалення технології виробів з дріжджового тіста, встановили перспективність використання продуктів вторинної переробки рослинної сировини з метою виготовлення борошняних виробів без застосування хімічних поліпшувачів та запровадження комплексної переробки сировини у виробництві [5-12].

У зв'язку з цим актуальними є дослідження, спрямовані на вдосконалення існуючих технологій переробки відходів сокового виробництва, а також застосування продуктів вторинної переробки рослинної сировини для створення нових продуктів харчування з підвищеною біологічною цінністю.

Цінним представником нетрадиційної рослинної сировини є хеномелес, який завдяки своєму хімічному складу можна використовувати в якості поліпшувача фізико-хімічних та структурно-механічних властивостей дріжджового тіста, смаку та аромату готових виробів, а також їх біологічної цінності. Хеномелес містить у своєму складі значний вміст органічних кислот (4...5 %), пектинових речовин (1...3 %), аскорбінової кислоти (50...200 мг/100г), фенольних речовин (900...1300 мг/100г). Плоди хеномелесу вирізняються приємним ароматом і низьким вмістом цукрів (2...4%) [13, 14]. При переробці хеномелесу на сік 50 % складають вичавки, які не поступаються за біологічною цінністю сировині.

*Мета і завдання дослідження.* Метою роботи є розробка технології харчових продуктів з використанням відходів рослинної сировини та дослідження їх впливу на структурно-механічні та органолептичні показники борошняних виробів.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити наступні задачі:

- провести аналіз відходів харчової промисловості та їх вторинне використання в технології харчових продуктів;
- дослідити хімічний склад плодів та вичавок хеномелесу;
- дослідити способи переробки відходів хеномелесу і провести оцінку якості отриманих екстрактів, порошків та желуючого соку із вичавок хеномелесу;
- дослідити вплив продуктів вторинної переробки вичавок на основні компоненти дріжджового тіста та визначити структурно-механічні властивості тіста;
- розробити технологію, що забезпечить підвищення якості та скорочення тривалості виготовлення виробів;
- дослідити показники якості готових борошняних виробів в процесі виробництва та зберігання.

*Об'єкт дослідження* - технологія отримання екстракту, порошку та желуючого соку з вичавок хеномелесу, технологія виготовлення борошняних ви-

бів з дріжджового тіста з використанням продуктів вторинної переробки вичавок хеномелесу та їхні структурно-механічні, фізико-хімічні та органолептичні показники.

*Предмет дослідження* – плоди хеномелесу, вичавки хеномелесу, екстракт, порошок та желуючий сік з вичавок хеномелесу, готові борошняні вироби з дріжджового тіста.

*Методи дослідження* - загальноприйняті хімічні, фізико-хімічні, біохімічні методи дослідження якості сировини і готових продуктів з використанням сучасних приладів і обладнання, комп'ютерних технологій.

### **Наукова новизна отриманих результатів**

На підставі теоретичних та експериментальних досліджень встановлена доцільність використання різних способів переробки вичавок з хеномелесу з отриманням екстракту, порошку та желуючого соку.

Теоретично обґрунтовано і експериментально підтверджено доцільність використання продуктів вторинної переробки вичавок хеномелесу у технології дріжджових виробів з метою підвищення їх харчової та біологічної цінності, а також покращення фізико-хімічних показників готових виробів.

Досліджено хімічний склад вичавок хеномелесу, вплив фізико-хімічних факторів на процес сушіння вичавок хеномелесу і визначено оптимальні умови отримання екстракту та порошку з вичавок хеномелесу.

Обґрунтовано раціональні параметри технологічного процесу виготовлення борошняних виробів з дріжджового тіста з використанням порошку з вичавок хеномелесу.

Визначено фізико-хімічні та органолептичні показники виробів з дріжджового тіста з внесенням продуктів вторинної переробки вичавок хеномелесу.

**Практичне значення отриманих результатів.** В результаті проведення комплексних аналітичних і експериментальних досліджень розроблена технологія виробництва борошняних дріжджових виробів.

## **РОЗДІЛ 1**

### **ТЕОРЕТИЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ВИКОРИСТАННЯ ВТОРИННИХ ПРОДУКТІВ ПЕРЕРОБКИ РОСЛИННОЇ СИРОВИНИ В ТЕХНОЛОГІЇ ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ**

#### **1.1. Сучасний стан ресурсів та шляхи вирішення екологічних проблем**

Харчова промисловість – одна з найбільш розвинених галузей матеріального виробництва України і водночас – одне з найбільших джерел утворення відходів. Обсяги утворення деяких відходів досить значні. Так, відходи в плодощовечій, консервній галузі становлять 0,5 - 0,9 млн. т. за рік яблучні, ягідні та овочеві вичавки; 0,1 - 0,12 млн. т. за рік фруктові кісточки, шкаралупи горіхів.

Збільшення чисельності населення та економічне зростання провокують безпрецедентні зміни планети, оскільки зумовлюють усе більший попит на енергію, землю та воду, які так необхідні для забезпечення потреб людства. За даними міжнародної організації Global Footprint Network за останні 50 років екологічний слід (показник споживання природних ресурсів) збільшився приблизно на 190 % [15]. Відповідно, створення сталої системи забезпечення населення товарами, в тому числі і харчовими продуктами, вимагає значних змін у виробництві, постачанні та споживанні, в першу чергу шляхом пошуку та впровадження ефективних ресурсозаощаджуючих технологій.

До таких технологій відносяться мало- та безвідходні виробництва. Проблема відходів є однією з ключових екологічних проблем і більш вагомою в ресурсному аспекті. Розв'язання зазначеної проблеми має велике значення у вирішенні питань енерго- та ресурснезалежності держави, економії природних матеріальних та енергетичних ресурсів і є актуальним стратегічним завданням (пріоритетом) державної політики кожної країни.

Для українського суспільства характерні високий рівень утворення відходів та низькі показники їх використання як вторинної сировини. Для вирішення

цих проблем у листопаді 2017 року прийнята Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року. Стратегія визначає головні напрями державного регулювання у сфері поводження з відходами в найближчі десятиліття з урахуванням європейських підходів з питань управління відходами, що базуються на основних положеннях відповідних директив Європейського парламенту та Ради ЄС [1]. Основними принципами реформи управління відходами є: відповідність засадам економіки замкненого циклу; ієрархія управління відходами; інтегрована інформаційна система з управління відходами; системність та планованість; розширена відповідальність виробника (РВВ); інтеграція у ринок відходів ЄС та європейську систему управління відходами. Впровадження основних положень стратегії буде сприяти запобіганню утворення відходів та їх максимальній переробці, що передбачено п'ятиступеневою ієрархією управління відходами (рис.1).



Рис.1. П'ятиступенева ієрархія управління відходами

Харчова промисловість, як і будь-яка інша, має вплив на довкілля. За обсягом відходів агропромислове виробництво значно випереджає багато галузей. Для більшості галузей, які переробляють сільськогосподарські продукти, об'єм сировини в декілька разів перевищує вихід готової продукції. Зокрема, в бурякоцукровому виробництві в середньому на 1 т цукру-піску витрачається 8 т цукрового буряку; у крохмалепатоковому виробництві для виготовлення 1 т сухого крохмалю необхідно 8-9 т картоплі або близько 2 т зерна кукурудзи; у масложировій промисловості для отримання 1 т рослинної олії потрібно перероби-

ти екстракційним способом близько 2 т та пресовим способом 2,1 - 2,2 т насіння соняшнику. В той же час у відходах харчових виробництв містяться сотні тисяч тон білків, харчових кислот та олій, вітамінів та багато інших корисних речовин. В цілому з цих відходів можна отримати більше 100 найменувань різноманітної продукції, в тому числі продуктів харчування, кормів, добрив та ін. Але в наш час обсяг їх промислової переробки не перевищує 10 - 15%.

Відповідно основними шляхами вирішення продовольчої проблеми, зменшення антропогенного навантаження на навколишнє середовище є пошук та впровадження енерго-, ресурсоефективних, мало- та безвідходних технологій отримання високоякісних безпечних продуктів; розробка та впровадження нових видів продукції для мінімізації кількості відходів, що потребують видалення.

## **1.2. Характеристика відходів харчових виробництв**

Щорічно в харчовій промисловості України утворюється 100 - 120 млн. тон відходів рослинного походження та побічних продуктів сільськогосподарської промисловості. Одним з альтернативних рішень є організація безвідходних виробництв у харчовій промисловості [1, 3, 16].

При традиційній переробці плодово-ягідної сировини відходи складають 25-30 %.

Відходами, які залишаються після переробки, є окремі екземпляри некондиційних фруктів, які можна розділити на дві групи: сировина, яка за своїм зовнішнім виглядом, формою, розмірами, зрілості не підходить для переробки, і сировина, яка повністю непридатна в їжу. Важливою категорією відходів при переробці фруктових сировин є вичавки, які є джерелом біологічно активних речовин, органічних кислот та цукрів. Відходи яблук, груш, айви складають (у відсотках): при виробництві компотів – 30-40, пюре – 10-18, соків – 23-47. Хімічний склад яблучних вичавок – відходів від отримання соку – наступний (у відсотках): цукор загальний – 6- 12; пектин – 1-2; целюлоза – 1-2; дубильні і



барвні речовини – 0,12-0,16; зола – 0,3-0,4; загальна кислотність 0,3-0,7; рН вичавок 3,6-3,8 [3, 16-18].

Вичавки при пресуванні винограду складають від 16 до 28 % до маси сировини. Їх використовують для отримання спирту, оцту, виннокислого вапна, олії, кормів, добрива, енотаніну. Виноградні вичавки є важливим джерелом біологічно активних речовин, у тому числі вітамінів, макро- і мікроелементів, фенольних сполук, рослинної клітковини, органічних кислот.

Відходи переробки плодоовочевих культур і винограду залежно від хімічного складу можна використовувати для одержання харчових, кормових і технічних продуктів [3, 16].

При переробці плодів зерняткових на сік у відходи з вичавками потрапляє багато поживних речовин, кісточкових — кісточки, винограду — вичавки та насіння. З яблучних вичавок одержують пектин, який є цінною сировиною, для виробництва харчових напівфабрикатів, які використовують у консервній і кондитерській промисловості.

При виробництві соку з винограду маса гребенів становить 4 - 6 % від маси переробленого винограду. Вони містять 1 % цукру, до 3 % енотаніну, до 6 % дубильних, до 2,5 % мінеральних речовин та ін. Висушені гребені використовують для виробництва екстракту, мінеральних добрив та етилового спирту.

Із солодких виноградних вичавок, маса яких становить 10 - 15 %, виділяють 3 % виноградного насіння, а решту після висушування використовують для виробництва етилового спирту, виннокислого вапна, винної кислоти, таніну, кормових препаратів та барвників (із шкірочки забарвлених плодів). Після екстракції вичавки пресують, сушать, розділяють на насіння та шкірку, яку розмелюють і використовують на корм худобі.

Висушене насіння винограду переробляють на олію і танін. Олію використовують на харчові й технічні цілі, шрот - як білковий корм або для добування фурфуролу. Насіння містить, крім олії, також 7% енотаніну. Нині використовують технологію одночасного одержання олії й енотаніну за допомогою етилового спирту [3].

Олійні плоди і ягоди (обліпіха і калина) використовуються для здобуття масел, що застосовуються у фармацевтичній промисловості.

Із сировини, збагаченої антоціанами, виготовляють енобарвник, екстракти із плодових вичавок і концентрованих соків для забарвлення вин, безалкогольних напоїв, киселів, сиропів, фруктових консервів.

При переробці кісточкових плодів залишаються відходи - кісточки, вміст яких складає (у % до маси плодів) - 4-7. Вологість кісточок досягає 30 %. Для уникнення пліснявіння і псування кісточку обробляють і висушують. Із шкаралупи кісточок виготовляють активоване вугілля, яке має гарні адсорбційні властивості і використовується для фільтрування рідин і газів. Шкаралупа становить 69-88 % до маси кісточок.

З ядер кісточок виготовляють харчову олію і мигдалеву пасту. Олію випускають рафіновану, гідратовану рафіновану I та II сортів. Для безпосереднього вживання в їжу допускається лише рафінована кісточкова олія. Макуха, яка залишається після видавлювання олії, багата на корисні речовини. Макуха сливових кісточок при вологості 30 % містить 44 % протеїну, 15,1 % клітковини, 7 % жиру, 19,4 % екстрактивних речовин, 11,5 % золи [17, 18].

Рослинні відходи займають значне місце серед загальної кількості відходів харчової промисловості. Вичавки є класичними джерелами біологічно активних речовин, так званих мікронутрієнтів, що містять велику кількість цукрів, органічних кислот, пектинових, дубильних, мінеральних, барвних та інших речовин, гострий дефіцит яких відчуває сучасна людина, що споживає рафіновану і неповноцінну їжу. З метою усунення цього дефіциту ведеться закупівля зарубіжних (синтетичних і природних) компонентів і готових — біологічно активних добавок. Прикладів виробництва вітчизняних біологічно активних комплексів, отриманих з відходів плодово-ягідної сировини, одиниці [3, 16].

Таким чином, відходи сокового виробництва є цінним харчовим продуктом, який можна використовувати при виробництві продуктів харчування як джерело біологічно активних сполук. Зокрема, до таких відходів відносяться і вичавки з хеномелесу.

### **1.3. Використання відходів харчових виробництв у харчовій промисловості**

Найбільш раціональним напрямом використання відходів харчових виробництв є комплексна переробка сировини. Частка корисних вітамінів, мікроелементів, пектинів, вуглеводів у відходах виробництва фруктів і овочів складає 62...65 %, тому гострою є проблема раціонального ресурсокористування в переробних галузях.

Переведення процесів переробки на безвідходний цикл виробництва має два взаємопов'язаних аспекти – економічний і екологічний. Перший аспект пов'язаний з розширенням ресурсних можливостей за рахунок більш глибокої, комплексної переробки сільськогосподарської сировини і залучення на цій основі невикористаних відходів як джерела одержання продукції харчування, кормів і добрив.

Другий аспект проблеми полягає у пошуку нових організаційно-економічних принципів розвитку галузі, що враховують екологічний фактор. Зараз він все більше впливає на формування технологічної структури переробки сільськогосподарської сировини. Організація безвідходного виробництва тісно пов'язана з охороною навколишнього середовища. Окрім того, екологізація переробних галузей харчової промисловості є одним з найбільш вузьких місць.

Традиційні технології харчових виробництв забезпечують вилучення тільки одного корисного компонента сировини (наприклад, цукру, олії, крохмалю), вміст якого в декілька разів нижче маси первинної сировини. Основна маса відходів та побічних продуктів харчової промисловості – понад 70 % побічних продуктів і відходів (вичавки, витерки і очистки) плодово-ягідної та овочевої сировини згодують тваринам у свіжому або консервованому вигляді, близько 20 % направляється на виробництво продуктів харчування та технічної продукції, решта використовується як добриво та паливо. Сухі кісточки, насіння, відпрацьоване масло, виннокисле вапно, винний камінь використовують для одержання

харчових, технічних і фармакологічних масел, мила, оліфи, художніх фарб, активованого вугілля, спирту, харчових барвників, оцту, пектину та ін. Деякі відходи використовують як добрива, а органічні відходи – як паливо [16, 17].

Через зростаючу недовіру до штучних барвників в результаті вияву людини їх негативного впливу на здоров'я (найвідоміший приклад – дослідження, яке було проведене Саутгемптонським університетом, Велика Британія), харчова промисловість повертається до натуральних інгредієнтів. В результаті досліджень в Україні розроблені способи отримання натуральних харчових барвників з відходів консервного виробництва і застосування їх для забарвлення різноманітних продуктів харчування [16, 17].

Для борошняних кондитерських виробів застосовують деякі види нетрадиційної сировини: морквяні цукати, підварки, пасти, жоми. Використання білкових концентратів дозволяє не тільки підвищити біологічну цінність виробів, але й дає можливість отримати продукцію поліпшеної структури і підвищеної стійкості під час зберігання.

У створенні продуктів для діабетиків пропонують використовувати як біологічно активну добавку екстракти стулок, насіння і трави нуту. Запатентований склад для виготовлення печива, одним із компонентів якого є борошно із сочевиці, яблуново-патоковий (морквяно-патоковий) порошкоподібний напівфабрикат [26].

Крім білків бобових, використовують білкові продукти соняшникового шроту, які служать джерелом білка, вітамінів, мінеральних речовин. Білок соняшника за своїм складом повноцінний, але має специфічний запах, що знижує смакову якість виробів (крекерів, вафель, пряників). Є дані застосування борошна, крупки та білкового ізоляту з насіння соняшнику, а також білкового концентрату з гірчиці у виробництві печива «Вівсяне».

Частину борошна та цукру у рецептурі пісочного тіста пропонують замінити кедровим шротом.

Широкого розповсюдження набули борошняні кондитерські вироби, що містять підвищену кількість харчових волокон. Джерелами цих волокон є про-

дукти рослинного походження, які в достатній кількості містять клітковину, геміцелюлозу, пектин та ін. До них відносять порошок з какао-масла, комплексні добавки на основі харчових волокон люцерни та бульб топінамбуру, відходи виробництва картопляного крохмалю та ін.

Розроблені композиції, що містять велику кількість харчових волокон - добавка топінамбуру, білково-волокониста композиція на основі вторинних продуктів переробки сої, композиційна добавка на основі харчових волокон пшеничних висівків та динуклеїнізованих хлібопекарських дріжджів, харчових волокон люцерни, композиції на основі харчових волокон люцерни і топінамбуру, макухи виноградної насіння, харчових волокон виноградної ликої [27-30].

Запропоновано використовувати обліпиховий шрот в якості білково-вітамінної добавки у виробництві халви, бісквітних і пісочних напівфабрикатів, пряників і хлібобулочних та макаронних виробів. Використання шроту сприяє збагаченню розроблених виробів харчовими волокнами в 2,5-3 рази, мінеральними речовинами у 1,3-2,3 рази, вітамінами у 1,3-2,6 рази. Енергетична цінність виробів знижується, а харчова — підвищується.

Широко використовують як фруктові добавки у рецептурах борошняних виробів — порошок із цілих яблук, пюре з диких яблук, яблучні вичавки. Запатентовано склад для приготування печива, що містить порошок з яблучних вичавок, коріння пирію та йодовану крейду.

Науково обґрунтовано і розроблено технології виробів із бісквітного, пісочного і дріжджового тіста з використанням порошоків із виноградної ликої, отриманих за криогенною технологією [20].

Основні напрямки використання відходів плодопереробного виробництва: виробництво пектину з ликої пектиновмісної сировини; виробництво фруктових порошоків з ликої яблук, груш, чорної смородини та ін. і фруктового борошна [19].

В Донецькому національному університеті імені Михайла Туган-Барановського Поповою С.Ю. проводилися дослідження з використання пектиновмісної сировини у виробництві виробів із дріжджового тіста [22].

Новою сировиною на українському ринку є хеномелес, при переробці якого на сік 50 % складають вичавки, які в свою чергу містять більше 5 % органічних кислот, приблизно 2 % дубильних речовин, великий вміст аскорбінової кислоти, вітаміни В<sub>1</sub>, В<sub>2</sub>, а також речовин Р-вітамінної активності та велика кількість пектинів. Крім того в їх складі є фосфор, калій і кальцій. Хеномелес не містить у своєму складі жири, натрій, тому корисний при дієтичному харчуванні, але в ньому багато харчових волокон і міді [31-34].

Проаналізувавши хімічний склад вичавок з хеномелесу, можна спрогнозувати напрямки використання відходів його виробництва в якості харчової добавки в технології виробів з дріжджового тіста, а також біологічно активної добавки до раціону людини з метою зміцнення імунітету та налагодження роботи шлунково-кишкового тракту [30-35], бо саме у відходах, в шкірці та підшкірному шарі, міститься значна кількість біологічно активних речовин.

Тому рослинна сировина, у тому числі вторинні продукти переробки – відходи сокового виробництва, зокрема, відходи з хеномелесу, повинна розглядатися в технологіях борошняної продукції з позиції стабілізаційних властивостей, що зумовлені її унікальним хімічним складом.

## РОЗДІЛ 2. МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Сировина, що використовується у виробництві борошняних виробів поділяється на основну та додаткову. Її якість контролюють за органолептичними, фізико-хімічними та мікробіологічними показниками. В роботі використовувалися як загальноприйняті методи (стандартні) досліджень, так і спеціальні, або модифіковані.

*Методи досліджень якості основної сировини та порошку з вичавок хеномелесу*

Таблиця 2.1

### Стандартні методи дослідження основної сировини та продуктів переробки хеномелесу

Методи досліджень	Нормативні документи
Визначення масової частки вологи в борошні	ГСТУ 21094 – 75 [35],
Визначення титрованої кислотності в борошні, хеномелесі та продуктах його переробки	ДСТУ EN 12147-2003 [36]
Визначення масової частки сухих речовин у вичавках з хеномелесу	ГОСТ 28561-90[37]
Визначення пектинових речовин у вичавках з хеномелесу, Са-пектатним методом	[37]
Визначення вмісту вітаміну С у вичавках з хеномелесу, йодометричним методом	ГОСТ 245556-89 [38].

Пшеничне борошно першого сорту, яке використовувалося в дослідженнях, оцінювали з використанням загальноприйнятих методик за такими показниками: вологість, титрована кислотність, кількість клейковини (табл. 2. 1), фізичні властивості клейковини досліджували на приладі ВДК-1 [39-41].

Плоди хеномелесу, зібрані у фермерських господарствах Полтавської області досліджували за органолептичними та фізико-хімічними показниками з застосуванням стандартних методик.

*Методи досліджень якості напівфабрикатів та структурно-механічних властивостей тіста*

Таблиця 2.2

**Стандартні методи дослідження напівфабрикатів та структурно-механічних властивостей тіста**

Методи досліджень	Нормативні документи
Визначення кількості та якості клейковини борошна	ГОСТ 27839-88 [42]
Визначення підйомної сили дріжджів	[43].
Визначення масової частки вологи в тісті	ГОСТ 21094 – 75 [35],
Визначення титрованої кислотності в тісті	ГОСТ 5670 – 96[44],

*Методи дослідження якості готових виробів*

Якість готових виробів визначали наступними методами:

- органолептичними (дослідження якості готових виробів проводили за допомогою методу профільного аналізу з використанням бальних шкал.
- фізико-хімічними (вологість визначали згідно з ГОСТ 21094-75; кислотність – арбітражним методом у відповідності з ГОСТ 5670-51; пористість готових виробів за допомогою приладу Журавльова за ГОСТ 5669-51; питомий об'єм готових виробів – як співвідношення об'єму до маси ( $\text{м}^3/\text{кг}$ ); формостійкість за загальноприйнятими методиками [39-41].



### **РОЗДІЛ 3**

## **ДОСЛІДЖЕННЯ СПОСОБІВ ПЕРЕРОБКИ ВІДХОДІВ ПЛОДІВ ХЕНОМЕЛЕСУ ТА ЇХ ВИКОРИСТАННЯ В ТЕХНОЛОГІЇ БОРОШНЯНИХ ВИРОБІВ**

У зв'язку з постійним збільшенням сировини, яка переробляється на підприємствах харчової промисловості, прямо пропорційно збільшується кількість відходів, тому їх раціональне використання при виготовленні продукції є актуальною проблемою, вирішення якої дозволить значно збільшити вихід готової продукції, підвищити ефективність виробництва та суттєво зменшити забруднення навколишнього середовища.

### **3.1. Порівняльна оцінка якості плодів та вичавок з хеномелесу**

Питання розробки безвідходних технологій переробки сировини на сьогодні є доволі актуальним. Частка корисних вітамінів, мікроелементів, пектинів, вуглеводів у відходах виробництва фруктів і овочів складає 62-65 %, але переважно відходи виробництва використовуються на корм худобі або в якості органічних добрив на поля.

За використанням відходи поділяють на три групи: використовувані на корм тваринам; використовувані в інших галузях промисловості; використовувані повторно на цьому ж виробництві.

Одним з альтернативних рішень є організація безвідходних виробництв у харчовій промисловості [1, 3].

Відходами плодів хеномелесу при виробництві соку є вичавки, їх кількість сягає до 50 %. До складу вичавок хеномелесу входять: шкірки хеномелесу; насінневі камери разом із зернятами; м'якоть, що містить сухий залишок вуглеводів та мінеральних речовин і утворена деформованими тканинами рослинних клітин.

Проведені дослідження з визначення основних фізико-хімічних показників плодів та вичавок з хеномелесу наведені в таблиці 3.1.

Таблиця 3.1

Фізико-хімічні показники якості плодів та вичавок з хеномелесу  
( $n = 3, p \leq 0,05$ )

Назву зразку	Показники якості				
	Масова частка, %			Вміст, мг/100 г	
	сухих речовин	титрованих кислот	пектинових речовин	L-аскорбі- нової к-ти	фенольних речовин
Хеномелес	18,44	5,36	1,62	248,00	885,00
Вичавки	22,43	4,84	1,82	86,24	628,00

Результати дослідження (табл. 3.1) хімічного складу плодів та вичавок хеномелесу показують, що вони є джерелом надходження органічних кислот, пектинів, L-аскорбінової кислоти та фенольних речовин. Високий вміст біологічно активних речовин (БАР) дозволяє вважати їх цінним вітамінним і загальнозміцнюючим засобом.

Підвищена кислотність плодів хеномелесу обмежує їх використання у свіжому вигляді при виробництві продуктів харчування.

Однак, значна частка біологічно активних речовин хеномелесу знаходиться у зв'язаному стані, тільки частина їх знаходиться у клітинному соці і при переробці переходить у розчинну частину. Основні вуглеводи, що складають первинну клітинну стінку, – це целюлоза, геміцелюлоза і пектин. Целюлозні мікроволоконна зв'язуються через хеміцелюлозні містки, формуючи целюлозно–хеміцелюлозну мережу, яка оточена матрицею пектину. Фенольні сполуки переважно локалізуються у шкірці та клітинній стінці м'якоті сировини.

В цілому визначені показники якості вичавок з хеномелесу (табл. 3.1) підтверджують їх цінний склад і можливість подальшого використання в технології виробництва харчових продуктів. Зокрема, важливим є те, що в складі вичавок міститься значний вміст пектинових та фенольних речовин, що підтверджує їх антиоксидантні властивості.

Найважливішою властивістю пектинових речовин є адсорбція і виведення з організму отруйних речовин, важких металів, радіонуклідів. Пектинові речовини проявляють детоксикаційну, бактерицидну та гіпохолестеринемічну дії: знижують кількість гнильної мікрофлори кишечника (бактерицидна дія); інгібують всмоктування холестерину у кишечника (гіпохолестеринемічна дія). Органічні кислоти знижують рН середовища, сприяючи створенню певного складу мікрофлори, активно беруть участь в енергетичному обміні речовин, стимулюють соковиділення в шлунково-кишковому тракті, покращують травлення, активізують перистальтику кишечника, сприяючи зниженню ризику розвитку багатьох шлунково-кишкових й інших захворювань, гальмують розвиток гнилісних процесів у товстому кишечнику [33].

Дослідженнями фракційного складу органічних кислот встановлено, що у складі вичавок є яблучна (16,70 г/100 г с.р.), лимонна (0,54 г/100г с.р.), хінна (5,22 г/100 г с.р.) та бурштинова (0,36 г/100 г с.р.) кислоти [34].

Наявність у складі вичавок яблучної та бурштинної кислоти дозволяє рекомендувати їх для використання в технолоії борошняних виробів з метою інтенсифікації процесу бродіння та поліпшення органолептичних властивостей готового виробу. Однак, у сирому вигляді їх застосовувати нераціонально, тому що внесення сирих вичавок негативно впливатиме на органолептичні властивості готових виробів.

Отже, необхідно дослідити способи подальшої переробки відходів сокового виробництва плодів хеномелесу і визначити доцільність їх використання для подальшої переробки на харчові продукти, враховуючи їх цінний хімічний склад.

### **3.2. Розробка способів переробки відходів хеномелесу**

Одним із найбільш розповсюджених способів вилучення корисних речовин із вичавок фруктовато-ягідної сировини є екстрагування. Екстрагування ґрунтується на законі розподілу: вилучення речовини проходить тим повніше, чим більший коефіцієнт її вилучення.

Вичавки хеномелесу, які залишилися після вилучення соку, використовували для дослідження динаміки процесу екстрагування з використанням екстрагенту – води. Вичавки представляють собою сировину, в якій максимальна кількість клітин зруйнована під час попередньої обробки сировини перед пресуванням та під час процесу вилучення соку.

В результаті проведених досліджень встановили, що найкращі фізико-хімічні показники з вилучення біологічно активного комплексу із сирих вичавок хеномелесу були отримані при гідромодулях 1:3 та 1:4, температурі екстрагування - 50 °С; тривалості екстрагування – 120 хв.

У випадку проведення екстрагування сухих вичавок хеномелесу водою найкращі результати отримані за наступних умов: гідромодулі 1:10 та 1:20; температура - 50 °С; тривалість – 120 хв.

В отриманих водних екстрактах визначили фізико-хімічні показники якості, які наведені в табл. 3.2.

Таблиця 3.3

**Фізико-хімічні показники екстрактів з хеномелесу (n = 3, p ≤ 0,05)**

Назва зразку	Показники якості				
	Масова частка, %			Вміст, мг/100 г	
	розчинних сухих речовин	титрованих кислот	пектинових речовин	L-аскорбінової кислоти	фенольних речовин
Екстракт з хеномелесу (1:3)	3,00	3,20	0,56	9,68	420,00
Екстракт з хеномелесу (1:4)	3,00	3,00	0,50	8,69	390,00
Екстракт з хеномелесу (1:10)	5,60	3,70	0,62	17,60	550,00
Екстракт з хеномелесу (1:20)	4,10	3,50	0,59	15,84	490,00

Отримані екстракти (табл. 3.2) характеризуються високим вмістом фенольних речовин, що підтверджує доцільність використання їх у харчовій промисловості як джерела речовин біологічно активного комплексу.

Раціональним способом переробки відходів рослинної сировини є сушіння з метою отримання рослинних порошків. Порошки з рослинної сировини дозволяють істотно розширити харчові ресурси та асортимент харчових виробів, тому що містять у своєму складі у концентрованому вигляді всі компоненти вихідної сировини. Зважаючи на те, що вологість у висушеному продукті становить 5...8 %, то біохімічні реакції в ньому майже повністю припиняються, що дозволяє тривалий час його зберігати [2-4].

Обираючи спосіб сушіння вичавок для отримання порошку, спиралися на можливість застосування запропонованого способу в умовах ресторанного господарства.

Для збереження L-аскорбінової кислоти вичавки висушували при температурі від 50 °С до 70 °С. Експериментальні висушування проводили в пароконвектоматі. Під час сушіння в пароконвектоматі була можливість встановлення певної температури та відведення вологи. За рахунок режиму конвекції висушування продукту проходило рівномірно. Сушіння проводили при 50, 60 та 70 °С. Після двох годин сушіння вміст вологи у вичавках становив від 7 до 15 %.

Результати фізико-хімічних показників вичавок висушених при різних температурах в пароконвектоматі наведено в табл.3.3.

Таблиця 3.3

**Фізико-хімічні показники порошку висушеного в пароконвектоматі  
протягом двох годин**

Температура сушіння, °С	Масова частка, %			Вміст, мг/100 г	
	сухих речовин	титрованих кислот	пектинових речовин	L-аскорбі- нової кислоти	фенольних речовин
50	85,00	4,60	7,32	123,56	610,00
60	93,00	4,62	7,35	119,68	580,00
70	93,00	4,62	7,40	52,80	410,00

За результатами фізико-хімічних показників висушених вичавок (табл.3.3) встановили, що найкращими показниками характеризуються вичавки висушені

при температурі 60 °С. При температурі 50 °С був більш тривалий час сушіння, а при температурі 70 °С прослідковується значна втрата вітаміну С.

В результаті проведених досліджень були встановлені оптимальні параметри висушування вичавок з хеномелесу в пароконвектоматі: температура – 60 °С, тривалість – 2 години, товщина шару вичавок при висушування – 1,5 – 2 см.

Вичавки після висушування піддавали подрібненню. Отриманий порошок представляв собою сипку, неоднорідну за розміром масу, з характерним для хеномелесу кольором, смаком та ароматом. В помельній партії переважали частинки розміром до 160 мкм.

Досліджено, що порошок з хеномелесу відрізняється меншою вологістю, вищою кислотністю та більшим розміром часток у порівнянні з пшеничним борошном, проте має майже вдвічі більшу водопоглинальну здатність, що обумовлено значним вмістом пектинових речовин, та, ймовірно, надасть можливість збільшення виходу готового продукту та зменшення його собівартості.

Третій напрямок переробки вичавок з хеномелесу – отримання на їх основі желуючих соків. Для отримання желуючого соку використовували традиційну технологію.

Досліджено доцільність використання вичавок та насінневої камери в технології отримання желуючого соку. За традиційною технологією вичавки заливали водою (співвідношення маси води до маси плодів 2 : 1) і варили до повного розм'якшення. Після розм'якшення плодів сік зливали, давали час відстоятися і декантували з осаду, а плодову масу віджимали. Потім відокремлений сік з'єднували із попередньо злитим. Якщо масова частка сухих речовин в отриманому соку нижча 10 %, сік уварювали до 10...12 % сухих речовин. Отриманий таким чином сік містить високий вміст розчинних пектинів.

Показники якості отриманих продуктів вторинної переробки вичавок з хеномелесу наведені в табл. 3.4.

Проаналізувавши способи переробки відходів хеномелесу, встановили, що використання відходів виробництва для подальшої переробки дає можливість отримати нові вторинні продукти переробки вичавок хеномелесу, які мо-

жна в подальшому використовувати в технології виробництва харчових продуктів, що позитивно вплине не тільки на біологічну цінність готових виробів, але й дозволить мінімізувати негативний вплив відходів виробництва на навколишнє середовище.

Таблиця 3.4

**Показники якості вторинних продуктів переробки відходів сокового виробництва хеномелесу**

Найменування зразків	Масова частка, %			Вміст, мг/100 г	
	сухих речовин	титрованих кислот	пектинових речовин	L-аскорбінової кислоти	фенольних речовин
Екстракт свіжих вичавок хеномелесу (1:3)	3,00	3,20	0,56	9,68	420,00
Екстракт з сухих вичавок хеномелесу (1:10)	5,60	3,70	0,62	17,60	550,00
Порошок	93,00	4,62	7,35	119,68	580,00
Желюючий сік	14,80	4,72	1,25	164,0	720,00

Отримані вторинні продукти переробки відходів сокового виробництва хеномелесу можна використовувати у харчовій промисловості та ресторанному господарстві в якості біологічно активної добавки при виготовленні борошняних виробів, у тому числі виробів із дріжджового тіста.

### **3.3. Дослідження впливу продуктів вторинної переробки хеномелесу на формування борошняних дріжджових виробів**

Отримані продукти переробки відходів сокового виробництва хеномелесу, в залежності від хімічного складу та колоїдного стану здатні по-різному впливати на властивості дріжджового тіста. Для визначення оптимальної концентрації внесення рослинної добавки на початковому етапі була проведена органолептична оцінка борошняних виробів з використанням продуктів вторинної переробки хеномелесу. В якості дослідних зразків обрано дріжджові вироби з

використанням порошку з вичавок хеномелесу в концентрації 0,5 %, 1,0 %, 1,5 % та 2,0 %; екстракту з вичавок – 10 %, 20 %, 30 % та 40 % та желюючого соку з хеномелесу – 5 %, 10 %, 15 % та 20 %. Результати органолептичної оцінки представлених зразків наведені у таблиці 3.5

Таблиця 3.5

**Органолептична оцінка показників якості дріжджових виробів з  
продуктами вторинної переробки хеномелесу**

Назва виробів	Смак	Запах	Зовнішній вигляд	Консистенція	Колір	Середній б
Контроль	5,0	4,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Порошок						
0,5 %	5,0	4,0	5,0	5,0	5,0	4,8
1,0 %	5,0	5,0	5,0	5,0	4,0	4,8
1,5 %	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
2,0 %	4,0	5,0	4,0	4,0	5,0	4,4
Екстракт						
10 %	5,0	4,0	5,0	5,0	5,0	4,8
20%	5,0	4,0	5,0	5,0	5,0	4,8
30 %	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
40 %	4,0	5,0	5,0	4,0	5,0	4,6
Желюючий сік						
5 %	5,0	4,0	5,0	5,0	5,0	4,8
10 %	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
15 %	4,0	5,0	5,0	5,0	5,0	4,8
20 %	4,0	5,0	4,0	4,0	5,0	4,4

За результатами проведеної органолептичної оцінки встановлено, що дріжджові вироби з додаванням 1,5 % порошку, 30 % екстракту та 10 % желюючого соку отримали найвищі бали за результатами дегустаційної оцінки.

Подальші дослідження спрямовані на встановлення найкращої добавки, отриманої з продуктів вторинної переробки хеномелесу, для виробництва дріжджових виробів з високими реологічними та органолептичними властивостями.

При виробництві дріжджового тіста відбувається ціла низка процесів, які пов'язуючись між собою утворюють дріжджове тісто з характерними властиво-



стями.

На процес бродіння тіста впливає цілий ряд чинників, основним з яких є сировина.

На стадії дозрівання тіста в ньому відбуваються глибокі зміни у вуглеводно–амілазному та білково–протеїназному комплексах борошна. Внаслідок цього тісто набуває певної еластичності, пружності, в'язкості та пластичності, а також в ньому накопичуються речовини, які формують смак та аромат готових виробів [45–49].

При визначенні впливу добавок на інтенсивність накопичення дріжджових клітин в тісті під час бродіння (рис. 3.1) встановлено збільшення кількості дріжджових клітин в зразках з додаванням 1,5 % порошку, що спричинено хімічним складом добавки, яка сприяє активному розмноженню та накопиченню дріжджових клітин, і в свою чергу дасть змогу отримати якісний виріб після розморожування і випікання у випадку використання технології відкладеної випічки.

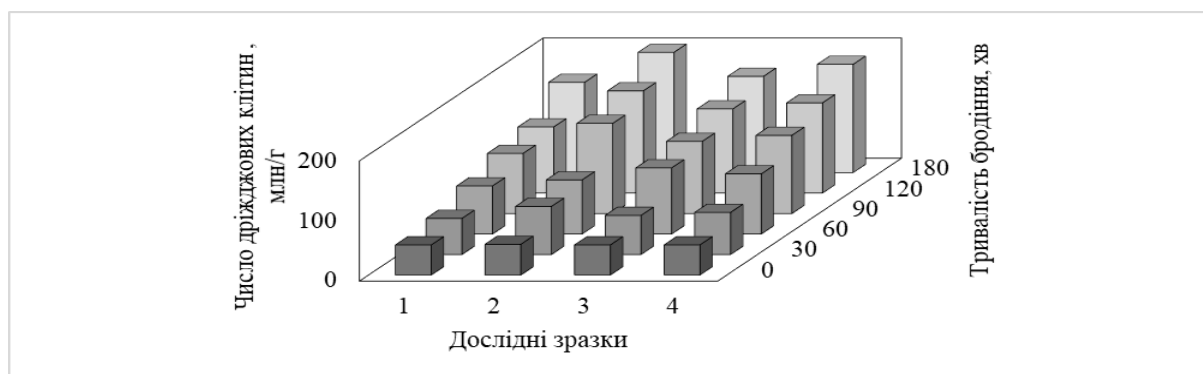


Рис 3.1. Вплив продуктів вторинної переробки хеномелесу на кількість дріжджових клітин (1- контроль, 2 - 1,5 % порошку, 3 – 30 % екстракту, 4 - 10 % желюющего соку).

На основі отриманих даних, встановлено, що продукти вторинної переробки хеномелесу позитивно впливають на процес розмноження дріжджових клітин, так як містять в своєму складі необхідний комплекс біологічно активних

речовин, необхідних для харчування дріжджової клітини. Найкращі результати отримані при використанні порошку.

З метою проведення комплексної оцінки впливу продуктів вторинної переробки хеномелесу на вуглеводно-амілазний комплекс борошна та процеси, що протікають під час дозрівання тіста, визначали підйомну силу дріжджів (рис. 3.2 а) та кислотонакопичення (рис. 3.2 б) під час бродіння, що дасть змогу спрогнозувати вплив на тістову заготівлю після розморожування [5-12, 45-47].

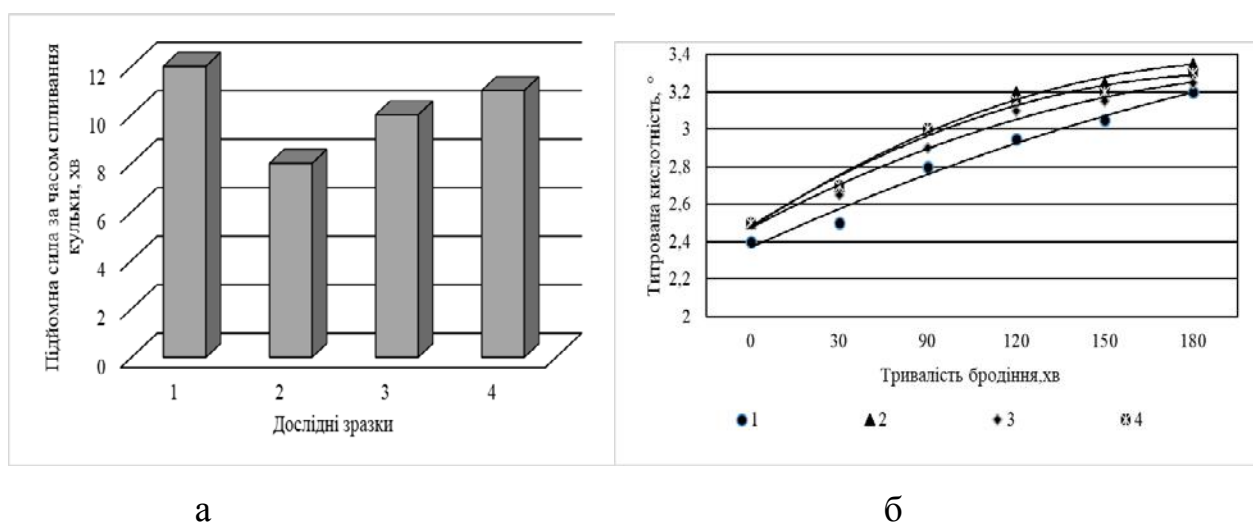


Рис 3.3. Вплив продуктів вторинної переробки хеномелесу на підйомну силу дріжджів в тісті (а) та титровану кислотність (б) (1- контроль, 2 - 1,5 % порошку, 3 – 30 % екстракту, 4 - 10 % желюючого соку).

Показник підйомної сили оцінювали за часом спливання кульки тіста. Встановлено (рис. 3.2 а), що у зразках з додаванням порошку, час спливання кульки скорочується у порівнянні з контролем. Після трьохгодинного бродіння тіста найкращі показники виявлено у зразках з внесенням 1,5 % порошку, в яких найменший час спливання кульки, а підйомна сила дріжджів підвищується на 25 %.

Продукти переробки хеномелесу за рахунок особливостей хімічного складу можуть вплинути на життєдіяльність кислотоутворюючих бактерій та забезпечити отримання продукції високої якості.

Значення титрованої кислотності у дослідних зразках з внесенням вторин-

них продуктів перобки хеномелесу підвищується в середньому на 15 % в порівнянні з контролем, що зумовлено наявністю в рослинних добавках органічних кислот, які прискорюють процеси дозрівання тіста, тим самим скорочуючи тривалість бродіння. Так, зразки з внесенням 1,5 % порошку з хеномелесу після 120 хв бродіння мали показник титрованої кислотності, який обумовлює готовність тіста до подальшої розробки.

Введення до рецептури дріжджового тіста 1,5 % порошку з хеномелесу позитивно впливає на вуглеводно-амілазний комплекс борошна, підвищуючи газоутворюючу здатність та створюючи умови для скорочення загальної тривалості бродіння.

### **3.4. Розробка технології борошняних виробів з дріжджового тіста з використанням продуктів вторинної переробки хеномелесу**

Встановлено, що використання продуктів переробки відходів сокового виробництва хеномелесу у якості природнього поліпшувача властивостей дріжджового тіста, сприяє інтенсифікації біохімічних процесів у дріжджовому тісті та покращенню його структурно-механічних властивостей.

Проведені дослідження дозволили розробити прискорений спосіб виготовлення дріжджового тіста з використанням продуктів переробки хеномелесу, який покладено в основу виробництва заморожених борошняних виробів за технологією відкладеної випічки.

Технологія одержання борошняних виробів з використанням продуктів переробки хеномелесу передбачає підготовку дріжджового тіста безопарним способом. В ємність наливають, підігріту до температури 30–40 °С воду, додають розведені у воді і проціджені дріжджі, розчинені у воді цукор і сіль, порошок хеномелесу, або екстракт, або желуючий сік, додають борошно, перемішують до отримання однорідної маси. Перед закінченням замісу вносять розтоплений маргарин. Ємність закривають кришкою і залишають на 1 годину

для бродіння. Готове тісто розробляють і заморожують. За необхідності вироби розморожують при повільному підвищенні температури в робочій камері з подальшим випіканням.

Готові вироби після випікання мають відповідні органолептичні та фізико-хімічні показники. Оптимальною кількістю використання порошку є 1,5 %, екстракту – 20 %, а желуючого соку – 10 %.

### **3.5. Вплив вторинних продуктів переробки хеномелесу на органолептичні та фізико-хімічні показники якості борошняних виробів**

Готові вироби повинні відповідати стандартам органолептичних показників якості ДСТУ П 4583:2006.

Органолептична оцінка розроблених виробів оцінювалася за 5-ти бальною шкалою згідно з наступними критеріями: смак, запах, форма, структура, колір скоринки та вигляд на розломі. Шкала бальної оцінки готових виробів, розроблена з урахуванням властивостей рослинної сировини.

Використання нової сировини забезпечило зміну деяких показників процесу, що безумовно вплинуло на показники якості готових виробів.

За результатами органолептичної оцінки встановлено, що контрольні вироби, які також піддавалися заморожуванню відрізнялись від дослідних твердою скоринкою, блілого кольору, більш низькою пористістю та менш приємним ароматом.

Найкращі результати за показниками органолептичної оцінки мали зразки з додаванням 1,5 % порошку. Ці зразки мали приємний смак та аромат, добру пористість, світлий м'якуш, м'яку та еластичну скоринку приємного світло-коричневого забарвлення.

У дослідних зразках борошняних виробів провели визначення фізико-хімічних показників якості. Результати проведених досліджень наведені в таблиці 3.6.

Таблиця 3.6

**Фізико–хімічні показники якості готових виробів з вторинними  
продуктами переробки хеномелесу (n = 3, p ≤ 0,05)**

Дослідні зразки	Питомий об'єм, см <sup>3</sup> /г	Формостій-кість, Н/D	Кислот-ність, град	Вологість, %	Пористість, %
Норма за ДСТУ	Не нормується		Не більше 3,0	Не більше 39	Не менше 65
Контроль	2,80	0,60	2,50	38,00	68,00
Порошок 1,5 %	3,40	0,70	3,00	39,00	75,00
Екстракт 30 %	3,20	0,65	3,00	38,00	70,00
Желюючий сік 10 %	3,20	0,65	3,10	38,50	69,00

За результатами експериментальних досліджень встановлено, що зразки, які були найкращі за органолептичними показниками, характеризуються й кращими фізико–хімічними показниками. Зразки з додаванням 1,5 % порошку мають показники пористості вищі на 10 %, формостійкості – на 16 %, питомий об'єм – на 17 % у порівнянні з контрольним зразком.

Підвищення показників якості у порівнянні з контрольним зразком пояснюється властивостями добавки, яка містить у своєму складі органічні кислоти, прості цукри, пектинові речовини, що є поживним середовищем та активатором для життєдіяльності дріжджів, підвищує газоутворюючу здатність тіста і, як наслідок, підвищує пористість та засвоюваність виробів. Зростання вологості та кислотності у дослідних зразках у порівнянні з контролем дозволяє подовжити терміни зберігання готових виробів та попередити розвиток картопляної хвороби.

## ВИСНОВКИ

1. Проведений аналіз науково-технічної та патентної літератури з проблеми використання відходів харчових виробництв в технології продуктів харчування підтвердив, що перспективним напрямком для вдосконалення технології борошняних дріжджових виробів є використання продуктів вторинної переробки рослинної сировини, зокрема, відходів сокового виробництва хеномелесу.

2. Проаналізовано якість відходів сокового виробництва хеномелесу. Визначено у вичавках хеномелесу високий вміст фенольних речовин (628 мг/100 г), органічних кислот (4,84 %) та L-аскорбінової кислоти (86,24 мг/100 г).

3. Експериментальними дослідженнями встановлено способи переробки відходів хеномелесу з отримання екстракту, порошку та желуючого соку з вхідних хеномелесу та визначено їх показники якості

4. Досліджено вплив вторинних продуктів переробки хеномелесу на інтенсивність бродіння тіста і встановлено, що найкращі результати досягаються при внесенні 1,5 % порошку, 20 % екстракту та 10 % желуючого соку з вичавок хеномелесу. Збільшення біомаси дріжджів дозволяє отримати якісний виріб після розморожування.

5. Розроблено технологію борошняних виробів з замороженого дріжджового тіста з використанням вторинних продуктів переробки хеномелесу. Виявлено, що найкращими зразками є булочка з додаванням 1,5 % порошку з вичавок хеномелесу від маси борошна.

6. Визначено органолептичні та фізико-хімічні показники якості готових виробів випечених після заморожування. Дослідні зразки характеризуються приємним смаком та ароматом, мають добру пористість, світлий м'якуш, м'яку та еластичну скоринку приємного світло-коричневого забарвлення і можуть бути рекомендовані як новий вид булочних виробів.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року. Схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 8 листопада 2017 р. № 820-р. <https://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-p>.
2. Будаева В. В., Якимов Д. Й. Биологически активные комплексы из отходов растениеводства и диких растений // Ползуновский вестник. 2007. № 3. С. 15-24.
3. Безвідходні технології при переробці сільськогосподарської продукції / В.Н. Писаренко та ін. // Агроекологія. Полтава, 2008.
4. Снежкін Ю. Ф., Петрова Ж. О. Харчові порошки з рослинної сировини. Класифікація, методи отримання, аналіз ринку // Biotechnologia Acta. 2010. Т. 3, № 5. С. 43 – 49.
5. Дробот В. І. Технологія хлібопекарського виробництва: підруч. для учнів проф. техн. навч. закл. Київ: Техніка, 2006. – 408 с.
6. Ауэрман Л. Я. Технология хлебопекарного производства: учебник. – 9-е изд.; перераб. и доп. СПб: Профессия, 2003. – 416 с.
7. Технология хлеба, кондитерских и макаронных изделий. Ч.1. / Пучкова Л. И. та ін. – СПб. : ГИОРД, 2005. – 559 с.
8. Семак Т. Некоторые особенности быстрого замораживания тестозаготовок // Хлібопекарська і кондитерська промисловість України, 2009. № 5. С. 12–15.
9. Солоницька І. В., Пшенишнюк Г. Ф., Т. В. Битка Структурно-механічні властивості хліба, виготовленого за технологією відкладеного випікання // Харчова наука і технологія, 2014. №1 (26). С. 44 – 47.
10. Кульпа К., Лоренца К., Бруммера Ю. Производство изделий из замороженного теста. СПб.: Профессия, 2005. – 283 с.
11. Сучасні погляди щодо удосконалення технології приготування хліба / Т. Є. Лебеденко // Наук. пр./ Одес. нац. акад. харч. технологій. Одеса, 2009. Том 1, вип. 36. С. 225 – 228.

12. Лебеденко Т. Є., Соколова Н. Ю., Кожевнікова В. О. Ефективність використання пектиновмісної дикорослої сировини у хлібопеченні // Наук. пр./ Одес. нац. акад. харч. технологій. Одеса, 2015 Т.48. С. 54-56.
13. Хомич Г. П., Левченко Ю. В., Горобец А.М. Исследование показателей качества плодов хеномелеса и способы его переработки. / Г.П. Хомич, / Международный научно-теоретический журнал "Вестник Белгородского университета кооперации, экономики и права» г. Белгород с.142 – 150.
14. Клименко С. В., Меженський В. М. Походження сортів хеномелеса (*Chaenomeles Lindl.*) української селекції // Інтродукція рослин. 2013. № 4. С. 25 – 30.
15. Global Footprint Network. National Footprint Accounts 2018 edition. <data.footprintnetwork.org> (2018).
16. Флауменбаум Б. Л. Технологія консервування плодів, овочів, м'яса і риби: Підручник / Б.Л. Флауменбаум, Є.Г. Кротов, О.Ф. Загібалов та ін.- К.: Вища школа, 1995. - 301с.
17. Маршанова Л.М. Исследование состава и разработка биотехнологии получения биологически активных концентратов – *vaccinium myrtillus L.* - Автореф. дис. канд. биол. наук.: 03.00.23. – Ставрополь, 2006. – 20 с.
18. Эльдарова Л. Х. Перерабатывающая промышленность плодоовощного подкомплекса /Л. Х. Эльдарова // Пищевая промышленность. – 2006. – № 10. – с. 48–49.
19. Бойко Т.Ю. Обґрунтування конструктивно-технологічної схеми машини для переробки плодів вишні. Праці ТДАТУ Вип. 14 Т.1, с. 59.
20. Чуйко А.М., Чуйко М.М. та ін. Дослідження якості виробів із дріжджового тіста і пісочного печива з використанням кріо-порошків із рослинної сировини. Восточно-Европейский журнал передовых технологий ISSN1729-3774. Вип. 2, № 12 (68), 2014.
21. Чуйко А. М. Використання кріо-порошків із виноградних вишні у виробництві борошняних виробів: дисертація канд. техн. наук: 05.18.16 / Харківський держ. ун-т харчування та торгівлі. - Х., 2003.



22. Коваленко А.А. Перспективи використання пектиновмісної сировини у виробництві виробів із дріжджового тіста // А.А. Коваленко, А.Е. Березняк, С.Ю. Попова. - Матеріали Другої Всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених Питання технології та гігієни харчування, 21-22.11.2013. - с. 35-36.
23. Влияние тонкого измельчения и СВЧ-обработки на формирование качества биологически активных добавок – красителей-наполнителей из столовой свеклы / Р.Ю.Павлюк, Сати Ясин Ахмед Аль Далаин, Л.М.Соколова и др. // Наук. пр. / ОДАХТ. – О., 2002. – Вип. 23. – С. 266-270.
24. Влияние процессов механоактивации на качество порошкообразных БАД – красителей-наполнителей из столовой свеклы / Р.Ю.Павлюк, В.В.Яницкий, Сати Ясин Ахмед Аль Далаин и др. // Тези доп. Міжнар. наук.-метод. конф., присв. 35-ти річчю акад. «Стратегічні напрямки розвитку підприємств харчових виробництв і торгівлі» / ХДУХТ. – Х., 2002. – С.70-73.
25. Авагимов, В.Б. Технология получения и применения натуральных пищевых красителей. (Теория и практика) [Текст] / В.Б.Авагимов. – Краснодар, 1997. – 92 с.
26. Матвеева Т.В. Способ снижения энергетической ценности кексовых и песочных изделий / Т.В. Матвеева, С.Я. Корякина, Н.М. Дерканосова // Современные наукоемкие технологии, 2008. - №5.
27. Головатская Е.В. Исследование возможности использования нетрадиционного сырья для приготовления изделий из песочного теста / Е.В. Головатская, Н.Г Кострова // Современные наукоемкие технологии, 2008. - №8.
28. Циганова Т.Б. Сдобное печенье на основе растительного сырья / Т.Б. Циганова, Г.В. Поснова // Кондитерское производство, 2006. - №4. - 10 - 12 с.
29. Скобельская Г. Песочное печенье, обогащенное пищевыми волокнами «Витацель» / Г. Скобельская, Л.Н. Сидорова // Кондитерское производство, 2006. - №2. - 26 - 27 с.

30. Синявская Н.Д. Соєва добавка у лкувально-профілактичному харчування / Н.Д. Синявская, Л.И. Кузнецова, Г.В. Мельников // Кондитерское производство, 2003. - №1. - 12 с.

31. Клименко С. В., Брындза Я., Григорьева О. В. Хеномелес: генофонд и новые сорта в НБС НАН Украины. Інтродукція рослин, збереження та збагачення біорізноманіття в ботанічних садах і дендропарках // Матер. міжн. наук. конф., присвяченої 75-річчю заснування Національного ботанічного саду ім. М. М. Гришка НАН України. Київ, 2010. С. 202–204.

32. Characterization of juice in fruits of different *Chaenomeles* species/ J.M. Ros et al. // LWT - Food Science and Technology. 2004. 37(3). P. 301–307.

33. Федулова Ю. А., Скрипникова М. К., Меженский В. Н. Биологические особенности и хозяйственная ценность хеномелеса японского // Садоводство и виноградарство. 2009.

34. A polyphenol-rich extract from *Chaenomeles sinensis* (Chinese quince) inhibits influenza A virus infection by preventing primary transcription in vitro. // Journal of Ethnopharmacology. 2013. №146. С. 866–872.

35. ГОСТ 21094-75 Хлеб и хлебобулочные изделия. Метод определения влажности. Київ, 2006. 11 с.

36. Продукты переработки плодов и овощей. Рефрактометрический метод определения растворимых сухих веществ: ГОСТ 28562-90. – Взамен ГОСТ 8756.2-82 в части разд. 4. Москва, 1990. –5 с.

37. Продукты переработки плодов и овощей. Методы определения титруемой кислотности: ГОСТ 25555.0-82.– Взамен ГОСТ 8756.15-70 в части продуктов переработки плодов и овощей, ГОСТ 12229-66. Москва, 1983. 6 с.

38. Продукты переработки плодов и овощей. Методы определения витамина С: ГОСТ 24556-89 (ISO 6557-1:1986, ISO 6557-2-84). – Взамен ГОСТ 24556-81. Москва, 1989. 8 с.

39. Методичні вказівки до виконання лабораторних робіт по курсу «Технологія галузі» розділ «Технологія хлібопекарського виробництва» для бакалаврів 6.091702 денної і заочної форм навчання / Укладачі:

Т.Є. Лебеденко, Г.Ф. Пшенишнюк. – Одеса: ОНАХТ, 2009. – 145 с.

40. Пучкова Л.И. Лабораторный практикум по технологии хлебопекарного производства. – 4-ое изд., перераб. и доп. СПб.: ГИОРД, 2004. – 264 с.

41. Лабораторний практикум з технології хлібопекарського та макаронного виробництв. Навчальний посібник / В.І. Дробот та ін. Київ Центр навчальної літератури, 2006. – 341 с.

42. ГОСТ 27839-88. Мука пшеничная. Методы определения количества и качества клейковины Москва, 2007. 8 с.

43. ГОСТ 171-81. Дрожжи хлебопекарные прессованные. Технические условия. Москва, 2008. 11 с.

44. ГОСТ 5670-96. Хлебобулочные изделия. Метод определения кислотности. Москва, 2006. 8 с.

45. Полякова А. В. Дослідження впливу рослинних порошків на вуглеводно-амілазний комплекс пшеничного борошна // Обладнання та технології харчових виробництв. 2009. Вип. 20. С. 235 – 240.

46. Черевко В. А., Киреева Т. В. Влияние биологических добавок на скорость брожения теста // Разраб. комбинир. продуктов питания (Мед. биол. аспекты, технология, аппарат. оформление, оптимизация): Тез. докл. 4-й Всес. научн.-технич. конф. Раздел 3а. – Кемерово, 1991. – С. 162 – 164.

47. Бобышев К. А., Матвеева И. В, Юдина Т. А Влияние аскорбиновой кислоты на свойства теста и качество хлеба // Пищевые ингредиенты. Сырье и добавки. 2013. №1. С. 52 – 55.

48. Хомич Г. П., Горобець О. М. Технологія борошняних кондитерських виробів з використанням хеномелесу // Нові технології і обладнання харчових виробництв: мат. міжвуз. наук.–практ. семінару, Полтава, 2016. С. 19–21.

49. Горобець О. М. Удосконалення технології вирбів з дріжджового тіста з використанням хеномелесу: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : спец. 05.18.16 "технологія харчових продуктів" / Горобець Олександра Михайлівна – Одеса, 2017. – 24 с.