

НУБІП України

НУБІП України

**МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА**

06.10 – КМР. 585 “С” 2022.10.29. 010 ПЗ

**УРУМОВ ВІКТОР АЛАНОВИЧ**

**2023 р.**

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ  
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ  
Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

УДК 606:620.92,5

ПОГОДЖЕНО  
Декан факультету  
Захисту рослин, біотехнологій та екології  
(назва факультету)

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ  
Завідувач кафедри  
Фізіології, біохімії рослин та  
біоенергетики  
(назва кафедри)

\_\_\_\_\_ Коломієць Ю.В.  
(підпис) (ПІБ)

\_\_\_\_\_ Прилуцька С.В.  
(підпис) (ПІБ)

“ ” 20\_\_ р. “ ” 00 20\_\_ р.  
МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему «Біологічне очищення стічних вод і виробництво біогазу: біотехнології та оптимізація»

Спеціальність 162 Біотехнології та біоінженерія  
(код і назва)  
Освітня програма «Екологічна біотехнологія та біоенергетика»  
(назва)  
Орієнтація освітньої програми освітньо-професійна  
(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

Гарант освітньої програми  
Д.с.-т.н., проф.  
(науковий ступінь та вчене звання)

Лісовий М.М.  
(ПІБ)  
(підпис)

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи  
к.б.н., доцент  
(науковий ступінь та вчене звання)

Бабицький А.І.  
(ПІБ)  
(підпис)

Виконав \_\_\_\_\_ Урумов В.А. 00  
(підпис) (ПІБ студента)

КИЇВ – 2023

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ  
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри фізіології, біохімії  
рослин та біоенергетики

д.б.н., с.н.с. Прилуцька С.В.

(науковий ступінь, вчене звання) (підпис) (ІПБ)

“ ” 20 року

ЗАВДАННЯ

ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ СТУДЕНТУ

Урумову Віктору Алановичу

(прізвище, ім'я, по батькові)

Спеціальність 462 Біотехнології та біоінженерія

(код і назва)

Освітня програма «Екологічна біотехнологія та біоенергетика»

(назва)

Орієнтація освітньої програми освітньо-професійна

(освітньо-професійна або освітньо-наукова)

Тема магістерської кваліфікаційної роботи «Біологічне очищення стічних вод і виробництво біогазу: біотехнології та оптимізація»

затверджена наказом ректора НУБіП України від “ ” 20 р. №

Термін подання завершеної роботи на кафедру

(рік, місяць, число)

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи процес одержання біогазу з субстратів, зібраних зі стічних вод водоєм різних типів; хімізм метанового бродіння, деполімеризації складних сполук, що містяться у мулі стічних вод; синтез біогазу у процесі метанового бродіння; підвищення виходу біогазу шляхом додавання косубстрату; імплементація методу біологічного очищення природних водоєм на прикладі малих річок у Ржищівській МОТГ.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. На основі аналізу літературних джерел, ознайомитися із технологією одержання біогазу.

2. Визначити біотехнологічний етап виробництва біогазу та проаналізувати можливі шляхи його оптимізації.

3. Провести експериментальні дослідження виходу біогазу у зв'язку з різним складом субстрату.

4. Здійснити експериментальні дослідження з очищення малих річок Ржищівської МОТГ з імплементацією методу біологічного очищення стічних вод.

Перелік графічного матеріалу (за потреби)

Дата видачі завдання “ ” 20 р.

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

Бабицький А.І.

(підпис)

(прізвище та ініціали)

Завдання прийняв до виконання

Урумов В.А.

(підпис)

(прізвище та ініціали студента)

## РЕФЕРАТ

# НУБІП України

Магістерська робота на тему «Біологічне очищення стічних вод і виробництво біогазу: біотехнології та оптимізація» виконана в обсязі 74 сторінки

формату А4, містить 6 таблиць і 11 рисунків й складається з таких розділів:

# НУБІП України

- Перелік умовних скорочень;
- Вступ;
- Перспективи виробництва біогазу в світі й Україні;

# НУБІП України

- Матеріал і методика досліджень;
- Особливості технології промислового виробництва біогазу та її біотехнологічний етап;

# НУБІП України

- Оптимізація біотехнологічного етапу виробництва біогазу шляхом підбору ефективного складу субстрату;
- Імплементация технології біологічного очищення стічних вод на прикладі малих річок Ржищівської МОТГ;

# НУБІП України

- Висновки;
  - Список використаних джерел.
- Метою роботи була оптимізація біотехнологічного етапу виробництва біогазу шляхом підбору ефективного складу субстратів і способів їхньої ферментації, а також імплементация у практику технології біологічного очищення стічних вод на прикладі малих річок Ржищівської МОТГ.

# НУБІП України

Для досягнення поставлена такі завдання:

1. На основі аналізу літературних джерел, ознайомитися із технологією одержання біогазу.
2. Визначити біотехнологічний етап виробництва біогазу та проаналізувати можливі шляхи його оптимізації.

# НУБІП України

3. Ознайомитись із практикою промислового одержання біогазу на підприємстві «ZORG Biogas» (м. Цюрих, Швейцарія).

4. Провести експериментальні дослідження виходу біогазу у зв'язку з різним складом субстрату.

5. Здійснити експериментальні дослідження з очищення малих річок Ржищівської МОТГ з імплементацією методу біологічного очищення стічних вод.

6. Порівняти ефективність застосування традиційного методу виробництва біогазу і прямоочного біоконвеєрного методу для біологічного очищення стічних вод.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

<b>НУБІП України</b>	<b>ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ</b>	7
<b>НУБІП України</b>	<b>ВСТУП</b>	8
<b>НУБІП України</b>	<b>РОЗДІЛ 1. ПЕРСПЕКТИВИ ВИРОБНИЦТВА БІОГАЗУ В СВІТІ Й УКРАЇНІ</b>	11
<b>НУБІП України</b>	1.1. Історія виробництва біогазу в світі	11
<b>НУБІП України</b>	1.2. Сучасні тенденції імплементації технологій одержання біогазу в Україні ...	17
<b>НУБІП України</b>	<b>РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ</b>	20
<b>НУБІП України</b>	2.1. Матеріали досліджень	20
<b>НУБІП України</b>	2.2. Методика досліджень	21
<b>НУБІП України</b>	<b>РОЗДІЛ 3. ОСОБЛИВОСТІ ТЕХНОЛОГІЇ ПРОМИСЛОВОГО ВИРОБНИЦТВА БІОГАЗУ ТА ЇЇ БІОТЕХНОЛОГІЧНИЙ ЕТАП</b>	24
<b>НУБІП України</b>	3.1. Технологічний процес виробництва біогазу	24
<b>НУБІП України</b>	3.2. Принцип роботи біогазової установки	25
<b>НУБІП України</b>	3.3. Перебіг біохімічних процесів виробництва біогазу та біологічні особливості його продуцентів	26
<b>НУБІП України</b>	<b>РОЗДІЛ 4. ОПТИМІЗАЦІЯ БІОТЕХНОЛОГІЧНОГО ЕТАПУ ВИРОБНИЦТВА БІОГАЗУ ШЛЯХОМ ПІДБОРУ ЕФЕКТИВНОГО СКЛАДУ СУБСТРАТУ</b>	33
<b>НУБІП України</b>	<b>РОЗДІЛ 5. ІМПЛЕМЕНТАЦІЯ ТЕХНОЛОГІЇ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД НА ПРИКЛАДІ МАЛИХ РІЧОК РЖИЩІВСЬКОЇ МОТГ</b>	41
<b>НУБІП України</b>	5.1. Класифікація забруднень стічних вод	42
<b>НУБІП України</b>	5.2. Технологія біологічного очищення стічних вод	52
<b>НУБІП України</b>	5.3. Деякі гідрохімічні показники малих водойм Ржищівської МОТГ	56
<b>НУБІП України</b>	5.4. Технологія очищення мулу природних водойм прямоточним біоконвеєрним методом	59

# НУБІП України

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

# НУБІП України

БГКП – бактерій групи кишкової палички

БПК – біохімічна потреба у кисні

БПК<sub>повн</sub> – повна біохімічна потреба у кисні

# НУБІП України

ГДК – гранично допустимі концентрації

МОУГ – міська об'єднана територіальна громада

СПАР – синтетичні поверхнево-активні речовини

ХПК – хімічна потреба у кисні

# НУБІП України

# НУБІП України

# НУБІП України

# НУБІП України

## ВСТУП

Виробництво біогазу – це ефективна та інвестиційно приваблива технологія, що зумовлюється наявністю значного сировинного потенціалу, сприятливими природно-кліматичними умовами та низьким рівнем собівартості даного виду енергії. Таким чином, вивчення іноземного досвіду щодо зазначених проблем і запровадження його в аграрних підприємствах України набуває особливої актуальності [3].

Біогаз – це горюча газова суміш, що складається з 50–70% метану ( $\text{CH}_4$ ), яка утворюється з органічних сполук унаслідок мікробіологічного анаеробного процесу. Також до складу біогазу входять 30–40% вуглекислого газу ( $\text{CO}_2$ ) і невеликі кількості сірководню ( $\text{H}_2\text{S}$ ), аміаку ( $\text{NH}_3$ ), водню ( $\text{H}_2$ ) та оксиду вуглецю ( $\text{CO}$ ). Склад біогазу може змінюватись в залежності від сировини (біомаси), мікроорганізмів, що беруть участь у процесі, добавок та фізичних факторів.

Переробка сировини на метан відбувається в ході складних взаємодій у змішаних популяціях бактерій, що належать до групи археїв, відомих під загальною назвою метаногенів (всього відомо близько 40 видів метаноутворюючих бактерій). Вони утворюють метан як побічний продукт метаболізму в безкисневих умовах [9].

Для отримання біогазу можна використовувати відходи сільськогосподарства, зінсовані продукти, стоки крохмалеперероблюючих підприємств, рідкі відходи цукрових заводів, побутові відходи, стічні води міст і спиртових заводів. Процес ведеться за температури 30–60° С і рН 6–8. Насьогодні для виробництва біогазу частіше використовують вторинні відходи (відходи тваринництва та стічні води міст), ніж первинні (відходи зерноробства, рільництва, бавовництва, харчової, легкої, мікробіологічної, лісової та інших галузей), що володіють порівняно низькою реакційною здатністю і потребують попередньої обробки [11].

Косубстратами називаються речовини, які додаються до основного субстрату для інтенсифікації процесу бродіння.

Використання як ко-субстрату, наприклад, неочищеного гліцерину, який є відходом виробництва біодизеля і викликає великі проблеми з його утилізацією, ще більшою мірою інтенсифікує метанове зброджування гною ВРХ. За температури зброджування 50°C загальний час логарифмічної фази і фази уповільнення росту становить близько 9–11 діб, за час яких виділяється 114453–123560 см<sup>3</sup> біогазу (або в середньому 11266–12717 см<sup>3</sup>/добу). Фази стаціонарної сповільнення росту і відмирання також дуже короткі, становлять декілька днів, а бродіння швидко припиняється [15].

Сьогодні біогазові технології стали стандартом очищення стічних вод і переробки сільськогосподарських та твердих відходів і використовуються в більшості країн світу. У більшості розвинених країн переробка органічних відходів в біогазових установках частіше використовується для виробництва теплоенергії й електрики. Україна має великий потенціал у виробництві біогазу, проте наразі доля біоенергетики в державі займає лише близько 3 %.

Станом на 2018 рік була сформована низка країн-лідерів по використанню «зеленої» електроенергії. Зокрема у Данії частка енергетики на біомасі складає 7% від усієї енергетики, Австрія має 12%, Швеція – 21%, Німеччина – 25%. За прогнозами вчених вже в 2025 році європейський ринок біогазових установок повинен досягати 25 млрд. доларів США [14].

Україна має великий потенціал для впровадження «зеленої» енергетики, за рахунок розвинутої сировинної бази для виробництва біопалива, до яких входять [16]:

- 75% з відходів сільського господарства;
- 17% з органічних відходів домашніх господарств та підприємств;
- 8% з каналізаційних очисних споруд.

Отже, використання біогазу як альтернативного джерела енергії вирішує критичні проблеми як глобального, так і національного масштабу: забруднення атмосфери, глобального потепління, зміни клімату, виснаження ґрунтів і нестачу невідновлювальних джерел енергії (нафти, природного газу та вугілля), а тому актуальність такого напрямку досліджень в нашій державі є беззаперечною.

**Об'єкт дослідження:** біотехнологічний етап виробництва біогазу із органічних відходів стічних вод.

**Предмет дослідження:** закономірності процесів ферментації органічних відходів зі стічних вод у лабораторних умовах, способи інтенсифікації виходу біогазу та підбір найефективніших біологічних методів очищення природних водойм від антропогенного забруднення.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## РОЗДІЛ 1. ПЕРСПЕКТИВИ ВИРОБНИЦТВА БІОГАЗУ В СВІТІ Й

### УКРАЇНІ

# НУБІП УКРАЇНИ

## 1. Історія виробництва біогазу в світі

Історія розвитку біогазових технологій сягає давніх часів. Окремі випадки використання примітивних біогазових технологій зафіксовано в Китаї, Індії, Ассирії і Персії починаючи з XVII ст. до н. е., також стале використання біогазових установок фіксують середньовічні китайські джерела [5].

У II ст. на території сучасної Німеччини існували примітивні біогазові установки. Алеманам (група західно-германських племен), що населяли заболочені землі басейну Ельби, вважалися дракони в корчах на болоті. Вони вважали, що горючий газ, який скупчується в ямах на болотах – це смердюче дихання дракона. Щоб його задобрити, у болото кидали жертвопринесення і залишки їжі. Люди вірили, що дракон приходить уночі і його подих залишається в ямах. Алемани шили зі шкіри тенти, накривали ними болото і відводили газ по шкіряних трубках до свого житла та спалювали його для приготування їжі [5].

У XVII ст. Ян Баптист ван Гельмонт виявив, що біомаса, розкладаючись, виділяє займісті газ. Проте систематичні наукові дослідження біогазу почалися лише в XVIII ст.

У 1764 р. Бенджамін Франклін у своєму листі Джозефу Пристлі описав експеримент, у ході якого він зміг підпалити поверхню заболоченого озера в Нью-Джерсі, США. Перше наукове обґрунтування горіння болотних газів, встановлення наявності метану в болотному газі і метанове бродіння було відкрито і досліджене у 1776 р. італійським фізиком і фізіологом Алесандро Вольта. Він прийшов до висновку про існування залежності між кількістю біомаси, котра розкладається, і кількістю газу, який виділяється [17].

Після відкриття хімічної формули метану Дальтоном в 1804 р., європейськими вченими були зроблені перші кроки в дослідженнях практичного застосування біогазу. У 1808 р. британський фізик і хімік Гемфрі Деві виявив метан у біогазі.

Перші відомості про практичне використання європейцями біогазу, отриманого з сільськогосподарських відходів, належать до 1814 р., коли Гемфрі Дейві зібрав біогаз при дослідженні агрохімічних властивостей гною великої рогатої худоби. Для збору відходів, починаючи з 1881 р., стали використовуватися закриті ємності, які, після невеликої модифікації, отримали назву «септик».

У 1859 р. в Бомбеї (Індія) була побудована перша задокументована біогазова установка [17].

У 1875 р. Попов вивчив вплив температури на генерацію біогазу, що виділяється з органічної сировини. Він з'ясував, що річкові відкладення починають виділяти біогаз при температурі близько 6°C. При підвищенні температури до 50°C, кількість газу, що виділяється значно збільшується, не змінюючись за складом – 65 % метану; 30 % вуглекислого газу, 1 % сірководню і незначна кількість азоту, кисню, водню і закису вуглецю [29].

Український вчений-мікробіолог В. Л. Омелянський детально дослідив природу анаеробного бродіння, він показав, що в цьому процесі беруть участь бактерії.

Незабаром після цього, в 1881 р. почалися дослідження європейських вчених з використанням біогазу для обігріву приміщень і освітлення вулиць. Починаючи з 1895 р., вуличні ліхтарі в одному з районів міста Ексетер (Англія), забезпечувались газом, який утворювався внаслідок бродіння стічних вод і збирався в закриті ємності. Починаючи з 1897 р., очищення вод у цьому місті проходило в контейнерах, з яких збирали біогаз і використовували для обігріву та освітлення.

У 1897 р з'явилася повідомлення про отримання біогазу в Бомбеї, де газ збирався в колектор і використовувався як моторне паливо в різних двигунах.

У період Першої світової війни біогазові установки поширилися по Європі, що пов'язано з дефіцитом палива. Господарства, що мали такі установки, знаходилися в більш сприятливих умовах, хоча установки були ще недосконалі і в них використовувалися далеко не оптимальні режими.

На початку XX ст. були продовжені дослідження в галузі збільшення кількості виділеного біогазу при підвищенні температури бродіння. Німецькі вчені Імхофф і Бланк в 1914 – 1921 рр. запатентували ряд нововведень, які полягали в запровадженні постійного підігріву контейнерів з біомасою.

Перший великомасштабний завод з виробництва біогазу був побудований в 1911 р. в англійському місті Бірмінгемі і використовувався для знезараження осаду стічних вод цього міста. Одержаний біогаз використовувався для виробництва електроенергії. Таким чином, англійські вчені стали піонерами практичного застосування технології виробництва біогазу. Вже до 1920 р. вони

розробили декілька типів установок для переробки стічних вод. Перша біогазова установка для переробки твердих відходів об'ємом 40 м<sup>3</sup> була розроблена Ісманом і Дюсельє і побудована в Алжирі в 1938 р.

Одним із найважливіших наукових кроків в розвитку біогазових технологій стали експерименти Бусвелла в 1930-х рр. з комбінування різних видів органічних відходів з гноєм у якості сировини. У 1930-р. були виявлені бактерії, що беруть участь у процесі вироблення біогазу.

У роки Другої світової війни, коли енергоносіїв катастрофічно не вистачало, у Німеччині і Франції був зроблений акцент на отримання біогазу з відходів сільськогосподарського виробництва, головним чином з гною тварин. У Франції до середини 1940-х років експлуатувалося близько 2 тис. біогазових установок для переробки гною. Цілком природно, цей досвід поширювався на сусідні країни. Установки для виробництва біогазу існували і в Угорщині. За свідченнями військовослужбовців Радянської Армії в часи Другої світової війни, в селянських господарствах гній худоби не лежав у купах, а завантажувався у закриті ємності, звідки одержували горючий газ.

У колишньому СРСР дослідження біогазу проводились починаючи з 1940-х років. У 1948 – 1954 рр. була розроблена і побудована перша лабораторна установка з виробництва біогазу. Однак, технологія не отримала поширення. У зв'язку з енергетичною кризою в середині 1970-х років інтерес до енергозберігаючих технологій зріс, і в 1981 р. при Держкомітеті з науки і техніки

була створена спеціалізована секція за програмою розвитку біогазової галузі. Було створено кілька установок дослідного характеру. Найбільшим центром по розробці установок був Запорізький конструкторсько-технологічний інститут сільськогосподарського машинобудування. Було побудовано 10 комплектів обладнання з виробництва біогазу, два з яких експлуатувались в Україні. Одна з таких установок, що працювала в Білорусії, виробляла 400 – 500 м<sup>3</sup> газу на добу з 50 м<sup>3</sup> ґною [6].

Європейські установки довоєнного періоду не витримали конкуренції в післявоєнний час з боку дешевих енергоносіїв (рідке паливо, природний газ, електроенергія) і були демонтовані. Вагомим імпульсом для їхнього розвитку на новій основі стала енергетична криза 1970-х рр., коли почалося стихійне впровадження біогазових установок у країнах південно-східної Азії. Висока густота населення й інтенсивне використання всіх придатних для вирощування сільськогосподарських культур площ землі, а також досить теплий клімат, необхідний для використання біогазових установок в найпростішому варіанті (без штучного підігріву сировини), стали основою різних національних і міжнародних програм з впровадження біогазових технологій.

Сьогодні біогазові технології стали стандартом очищення стічних вод і переробки сільськогосподарських та твердих відходів і використовуються в більшості країн світу. У більшості розвинених країн переробка органічних відходів в біогазових установках частіше використовується для виробництва теплоенергії й електрики. Вироблена таким чином енергія становить близько 3–4 % всієї споживаної енергії в європейських країнах. Використання електроенергії й тепла, виробленого за допомогою анаеробної переробки біомаси, в Європі зосереджено, в основному в Австрії, Фінляндії, Німеччині, Данії і Великій Британії. У Швеції, Фінляндії, Австрії, де держава стимулює використання біогазу (державна викупує електроенергію за «зеленим тарифом»), на частку виробництва енергії з нього припадає 15–20 %. Біогаз йде на виробництво тепла й електрики.

У Німеччині, за даними Німецької біогазової асоціації, в 2007 р. налічувалося близько 4 тис. біогазових установок. В Австрії кількість біогазових установок з об'ємом реакторів понад 2 тис. м<sup>3</sup> становить понад 120. У Швеції енергія біомаси виробляє 50 % необхідної теплової енергії. В Англії, на батьківщині першого промислового біогазового реактора, за допомогою біогазу ще в 1990 р. вдалося покрити всі енерговитрати в сільському господарстві. У Лондоні діє один з найбільших у світі комплексів з переробки побутових стічних вод.

Україна має великий потенціал у виробництві біогазу, проте на даний час доля біоенергетики в державі займає близько 3 %. Наявні лише поодинокі приклади впровадження біогазових технологій.

Ще в 1930-ті роки досвід Європи був перенесений у США. У 1939 р. тут була побудована біогазова установка з переробки тваринних відходів, яка успішно працювала протягом більш ніж 30 років. У 1954 р. у Форт-Доджі побудували перший завод з переробки комунальних відходів з отриманням біогазу. Зараз у США налічується кілька сотень великих біогазових установок, з переробки відходів тваринництва і тисячі установок з утилізації міських стічних вод. Біогаз з установок використовується для опалення будинків і теплиць і для отримання електрики.

У Китаї перші біогазові установки з'явилися в заможних господарствах у 1940-х роках. З 1970-х років ведеться дослідницька робота по біогазових установках за підтримки уряду. У сучасний період в Китаї, завдяки глибоким історичним традиціям і програмам державної підтримки галузі, біогазові технології використовуються дуже широко. У 2000 р. тут діяло близько 30 млн біогазових установок. Китай є світовим лідером з впровадження технологій виробництва біогазу в сільських районах. Понад 31 млн сімей користуються біогазом, ця цифра постійно зростає. Типова китайська установка має об'єм близько 6–8 м<sup>3</sup>, виробляє 300 м<sup>3</sup> газу на рік і коштує приблизно 200–250 доларів США. З 2002 р. уряд щорічно інвестує в розвиток біогазових установок близько

200 млн. доларів США. Приблизно 50 % вартості установки компенсується державою.

В Індії ще в 1859 р. була побудована біогазова установка в колонії хворих на проказу для переробки рідких і твердих відходів. У 1970 рр. за державної підтримки відбулося зростання кількості установок. На даний час в країні працює близько 3,7 млн установок. З розвитком галузі уряд надавав субсидії для їхнього будівництва і експлуатації, навчання фермерів, відкриття і роботи сервісних центрів.

Енергія, отримана з біогазу, належить до відновлюваної, оскільки виробляється з органічного поновлюваного субстрату. Енергетичне використання біогазу порівняно зі спалюванням природного газу, зрідженого газу, нафти та вугілля є нейтральним по відношенню до  $\text{CO}_2$ , оскільки  $\text{CO}_2$ , що виділяється, перебуває в межах природного кругообігу вуглецю і споживається рослинами протягом вегетаційного періоду. Таким чином, концентрація вуглекислого газу в атмосфері, порівняно з використанням твердого палива, не збільшується.

Сьогодні у багатьох країнах Європейського Союзу й світу біогаз є суттєвою складовою енергобалансу. У Західній Європі близько половини прахферм опалюються біогазом. Такі компанії, як Volvo і Scania виробляють автобуси з двигунами, що працюють на біогазі. У Китаї наприкінці 2006 р. діяло близько 18 млн біогазових установок, що дозволяє замінити 10,9 млн т умовного палива. Можна відзначити такі напрями використання біогазу: спалювання в котельних агрегатах для нагрівання води та подачі її споживачам; підготовка біогазу й подача його в газорозподільні мережі місцевих споживачів природного газу (змішання з природним газом), очищення, осушення, стиснення і заправка біогазом газобалонних автомобілів, тракторів та інших сільгоспмашин; вироблення електроенергії тощо. Теплотворна здатність біогазу, що містить 70 % метану, становить  $25100 \text{ кДж/м}^3$ , або  $3990 \text{ ккал/м}^3$ .

## 2. *Сучасні тенденції імплементації технологій одержання біогазу в Україні*

За даними Держенергоефективності, сьогодні в Україні діє 49 установок, що виробляють енергію з біогазу та працюють за “зеленим” тарифом [13].

Загальна встановлена потужність таких установок – 86 МВт, що майже у 5 разів більше, ніж наприкінці 2015 року (18 МВт). З них 59 МВт (21 установка) працюють на відходах сільського господарства, 27 МВт (28 установок) – на твердих побутових відходах. Протягом 2018 року було введено 12 МВт

біогазових потужностей (12 установок), протягом 2019 року – 40 МВт (16

установок). При цьому, за даними НКРЕКП, упродовж 2019 року біогазовими установками вироблено 247 млн кВт·год електроенергії (рис. 1.1). Таким чином, темпи зростання біогазових потужностей в Україні в 2019 році майже в 3,5 рази перевищили показники 2018 року. Загальна кількість інвестицій у цей сектор протягом 2012 – 2019 років – 140 млн євро.

“Зелений” тариф на електроенергію з біогазу, його коефіцієнт в країні регулюється ЗУ “Про альтернативні джерела енергії”. Сьогодні він становить на сьогодні 12,39 €/кВт·год до 2030 року та виплачується у гривневій валюті.

Тож ця сфера є бізнесом, приносить прибуток. Саме тому в Україні зростає кількість компаній та інвесторів, які, за допомогою біогазових станцій, добувають біогаз на с/г підприємствах, сміттєзвалищах і полігонах відходів.

Якщо грубо розділити суму інвестицій на кількість наявних в країні установок, вийде майже 1 мільйон євро інвестицій у кожен такий об’єкт, та майже 1 мільйон 628 тисяч євро за 1 МВт біогазових потужностей. Тож бізнес потребує великих стартових вкладень у порівнянні з сонячними та вітровими електростанціями. Ми вирішили дізнатися, що ж стимулює компанії вкладати такий капітал у сферу біогазу, та як розвивається вона в Україні сьогодні.



## Динаміка зростання біогазових потужностей в Україні

(що працюють за «зеленим» тарифом)



З початку 2012 року було інвестовано близько **140** млн євро

Ukraine NOW

Рис. 1.1. Динаміка зростання біогазових потужностей в Україні за 2012-2019 роки [13].

Як повідомляє Держенергоефективності (ДАЕЕ), у квітні 2019 року прийнято Закон України “Про внесення змін до деяких законів України щодо забезпечення конкурентних умов виробництва електричної енергії з альтернативних джерел енергії”. Він уможливує добровільну участь інвестиційних проєктів електроенергетики з біомаси в аукціонах та передбачає відповідну державну підтримку через збереження аукціонної ціни на електроенергію строком на 20 років.

У жовтні 2015 року набрав чинності Закон України “Про ринок природного газу”, відповідно до якого виробники біогазу або інших видів газу з альтернативних джерел мають право на отримання доступу до газотранспортних і газорозподільних систем, газосховищ, установки LNG та на приєднання до газотранспортних та газорозподільних систем, якщо дотримаємо технічні норми

та стандарти безпеки згідно із законодавством та за умови, що біогаз (або інші види газу з альтернативних джерел) за своїми фізико-технічними характеристиками відповідають стандартам на природний газ.

ДАЕЕ стверджує, встановлення біогазових установок на полігонах ТПВ та агропідприємствах вирішує кілька питань:

1. Генерація "чистої" енергії з відходів.
2. Заміщення споживання природного газу.
3. Покращення екологічної ситуації в країні.
4. Усунення неприємного запаху відходів, в тому числі відходів тваринництва.
5. Зниження витрат на енергоспоживання агропідприємств з теплової та електричної мереж шляхом використання власних відходів виробництва.
6. Зменшення обсягів сміттєзвалищ.
7. Мінімізація пожеж на звалищах.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

# НУБІП України

### 2.1. Матеріали досліджень

Експериментальна частина роботи проведена на базі виробничих потужностей компанії «ZORG Biogas» (м. Цюрих, Швейцарія) та за допомогою лабораторної біогазової установки (рис 2.1).

# НУБІП України

# НУ

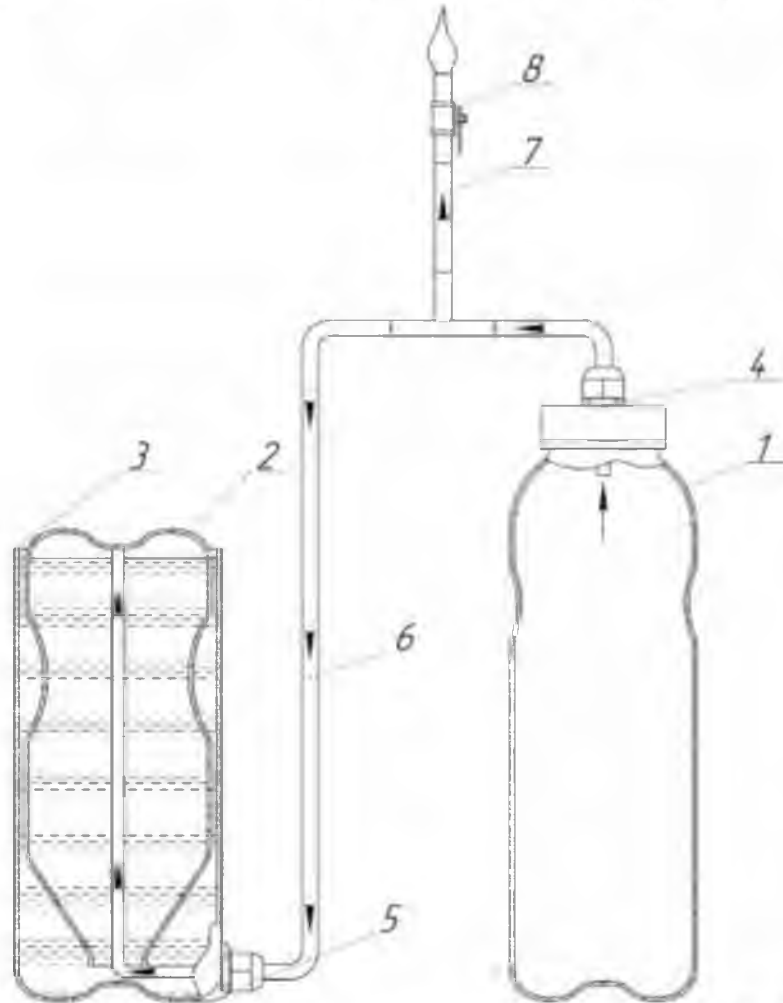
# ИИ

# НУ

# ИИ

# НУ

# ИИ



# НУБІП України

Рис. 2.1. Схема вигляд лабораторної біогазової установки.

- 1 – реактор; 2 – рухома частина газгольдера; 3 – нерухома частина газгольдера;  
4 – кришка з вмонтованим штуцером для відводу біогазу; 5 – вмонтований в нерухому частину газгольдера штуцер для підводу біогазу до рухомої частини;  
6 – металопластиковая труба, яка з'єднує газгольдер з реактором; 7 – металопластиковая труба для випускання біогазу; 8 – кран випуску біогазу для спалювання.

# НУБІП України

## 2.2. Методика досліджень

При проведенні експериментальних досліджень лабораторний метантенк загальним об'ємом 3,0 л частково заповнювали субстратом, яким слугував гній ВРХ (заповнений обсяг метантенка – 1,5 л). При цьому коефіцієнт заповнення метантенка становить  $1,5/3,0 = 0,5$ . Для збереження в метантенку маточної культури метаноутворюючих бактерій при завантаженні субстрат оновлюється не повністю. Завантажується 0,8 л гною ВРХ (готується шляхом розмішування 0,3 кг гною ВРХ в 0,5 л води). Тому коефіцієнт спорожнення метантенка становить  $0,8 / 1,5 = 0,57$ .

У ферментері відбувається метанове бродіння, при цьому виділяється біогаз, який накопичується в газгольдері. При попаданні біогазу в газгольдер, він піднімає верхній циліндр-рівнемір, висота підйому якого фіксується щодня за шкалою, закріпленої на направляючої газгольдера. При відомому діаметрі циліндра-рівнеміра (20 см) визначається обсяг виділеного біогазу. Знаючи час попередньої та поточної фіксації висоти підйому циліндра-рівнеміра газгольдера, визначається часовий вихід біогазу.

Алгоритм аналізу основних гідрохімічних показників малих річок і ставків Ржищівської МОТГ [21]:

1. Відбір зразків води з водойм. Здійснювали 24 вересня 2023 р. на восьми із десяти пробах ділянок, оскільки дві з них на момент відбору проб пересохли. Місця відбору проб води:

1. Село Кузьминці, річка Леглич. Водойма на час відбору проб пересохла.
2. Місто Ржищів, річка Леглич, магазин «Сантехбуд».
3. Місто Ржищів, річка Леглич, район Березна.
4. Село Панікарча, річка Руда. Водойма на час відбору проб пересохла.
5. Місто Ржищів, струмок поряд з АЗС «Авіас Плюс».
6. Село Балико-Щучинка, струмок.
7. Село Ходорів, струмок.
8. Місто Ржищів, заплавне озеро.
9. Село Уляники, ставок.

10. Екологічна дослідна станція «Глибокі Балики», струмок у яру.

Проби води відбирали уникаючи потрапляння у ємкості твердих решток із доколишньої рослинності та дна водойм. Температуру води визначали за допомогою цифрового термометра. Проби води аналізували реактивами із експрес тест-набору Macherey-Nagel Visicolor Eco. рН визначали за колориметричною таблицею. Загальну і карбонатну жорсткість води визначали згідно змін забарвлення проб, за загальноприйнятими методиками. Концентрації іонів нітратів, нітритів, амонію, фосфатів та окремих важких металів визначали портативним фотометром Macherey-Nagel PF-12 Plus.

Для проведення апробації та імплементації технології біологічного очищення водойм, обрали малі річки Ржищівської МОТГ, а саме невеликий струмок у с. Ходорів, оскільки він виявився найбільш забрудненим антропогенними відходами. Для досліду відбрали намул зі струмка і завантажили у біореактор з іммобілізованими мікроорганізмами в лабораторії кафедри екобіотехнології та біоенергетики НТУУ «КПІ». У лабораторії провели експеримент із очищення мулу і води з струмка й визначили гідрохімічні показники вихідного матеріалу.

Для аналізу проб мулу і води на різних ступенях очищення було використано такі методики: для визначення хімічного споживання кисню (ХСК) – титриметричний метод з біхроматом калію, біохімічного споживання кисню (БСК) – метод визначення розчиненого кисню, азоту загального – титриметричний метод (метод К'ельдаля); азоту амонійного – колориметричний метод з реактивом Неслера; нітритів – колориметричний метод з реактивом Гріса; нітратів – колориметричний метод із саліциловою кислотою. Вимірювання оптичної густини проведено на фотоспектроколориметрі КФК-2-УХЛ 4.2. Для визначення концентрацій сполук азоту у воді (азоту амонійного, нітритів і нітратів) використовували калібрувальні криві, побудовані на серії стандартних розчинів із заданими концентраціями, для яких було визначено оптичні густини і побудовано графіки. Концентрацію сполук азоту також

визначали за допомогою іоніміра І160 МИ з комплектом електродів для вимірювання азоту амонійного, нітритів і нітратів.

Концентрацію розчиненого кисню в стічних водах визначали за допомогою оксиметра HQ30D (HACH-LANGE), аналізатора АНКAT 7645-01.

Показник рН визначали за допомогою іоніміра І160 МИ, рН-метрів мілівольтметрів рН-121 і рН 673.М та рН-метра рН 150 МИ.

Концентрацію біомаси, іммобілізованої на носіях, вільноплаваючого та гранульованого активного мулу визначали термогравіметричним методом за сухою і беззольною речовинами.

Склад газу, що утворювався в анаеробних біореакторах, визначали на газовому хроматографі 6890 N (Agilent): детектор – катарометр, температура 200°С, газ-носієй – аргон; аналіз легких газів – на колонці MOLSIV довжиною 15 м, аналіз вуглеводнів – на колонці PLOTQ довжиною 15 м.

В анаеробних біореакторах загальна концентрація біомаси мікроорганізмів за сухою речовиною досягала 15–20 г/дм<sup>3</sup>, в аноксидних – 4–6 г/дм<sup>3</sup>, в аеробних – 2–3 г/дм<sup>3</sup>. Зольність біомаси становила в анаеробних біореакторах 0,3, в аноксидному – 0,3, в анаеробному – 0,4, в аеробному – 0,5.

Питому швидкість окиснення органічних речовин визначали в мг ХСК на 1 г беззольної речовини біомаси за годину.

## РОЗДІЛ 3. ОСОБЛИВОСТІ ТЕХНОЛОГІЇ ПРОМИСЛОВОГО ВИРОБНИЦТВА БІОГАЗУ ТА ЇЇ БІОТЕХНОЛОГІЧНИЙ ЕТАП

### 3.1. Технологічний процес виробництва біогазу

Біогаз – газ, який утворюється при розкладанні біомаси (твердих та рідких органічних решток) на звалищах, болотах, каналізації, та полігонах побутових відходів. Отриманий біогаз, після відповідної технологічної сепарації, перевершує природний газ за теплотворністю. Його використовують для опалення або для виробництва електрики. Він має велику перевагу у порівнянні з сонцем чи вітром – електростанції на біогазі можуть працювати за розкладом, швидко запускають свою роботу, і швидко зупиняють. Це дає можливість використовувати їх для балансування напруги в електромережах.

Сировина кожен день привозиться на біогазову установку і завантажується в приймальні бункери завантажувачів. Завантажувач оснащений рухомою підлогою, що транспортує сировину до подрібнювача та шнекового насоса субстрату. Цукрові рештки також завантажуються до завантажувача далі через конвеєрний транспортер попадають на подрібнювач і подаються на біомікс [33].

У ферментері субстрат підігрівається до температури  $52-54^{\circ}\text{C}$ . Підігрів відбувається за допомогою зовнішнього теплообмінника спіралью-вертикального типу. Теплоносієм для підігріву виступає контур відведення тепла від ко-генераторів. Система підігріву встановлена на стінках і дні ферментерів.

Таким чином, у ферментері підтримується постійна температура в ході всього процесу бродіння. Ферментери працюють в термофільному режимі. Підігрітий субстрат постійно переміщується вертикальною мішалкою. Середній час зброджування в ферментері становить 31–35 днів. Біогаз піднімається вгору і збирається під металевим перекриттям, потім надходить в газгольдер доброджувача. Об'єм газгольдеру  $1355\text{ м}^3$ . У газгольдері реактора усереднюється тиск в газовій системі. Тиск біогазу не перевищує  $0,5\text{ кПа}$ . Далі біогаз надходить на систему охолодження, що являє собою теплообмінник з

холодоагентом, температура якого регулюється роботою чіллера. Сірка видаляється з біогазу за допомогою спеціальних добавок та вугільних колон.

Потім біогаз по трубопроводу потрапляє в компресор, де його тиск піднімається до 80 – 100 кПа для подачі в ко-генератори. Газопровід обладнаний системою відбору конденсату.

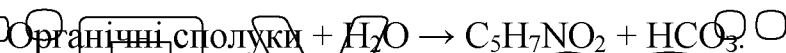
Переброджена маса з реакторів подається на сепаратори за допомогою насосів. Сепаратори розділяють переброджену масу на тверду та рідку фракцію. Тверда фракція (добрива) вивантажуються на майданчик, рідка фракція (фільтрат) потрапляє в резервуар фільтрату, звідки перекачується в спеціальну лагуну.

Усі технологічні процеси контролюються і управляються автоматикою. Робота біогазового комплексу візуалізується на моніторі управляючого комп'ютера. Пункт управління обладнаний центральною системою управління, яка дозволяє перемикає будь-який вузол біогазової установки в ручний, або автоматичний режим роботи, а також з локального в дистанційний режим управління.

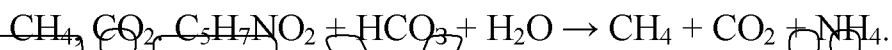
Усі комунікації прокладені на естакадах та поверхні землі. Реактори та доброджувач розміщені на фундаменті та не заглиблюються в землю. Технічні приміщення та приміщення для обладнання зблоковані з ферментерами. Все обладнання та комунікації мають вільний та легкий доступ для обслуговування та ремонту [33].

### **3.2. Принцип роботи біогазової установки**

Технологія конверсії органічної фракції відходів відбувається шляхом біохімічного розщеплення (гідролізу) високомолекулярних сполук на найпростіші низькомолекулярні органічні сполуки (органічні кислоти, їхні солі та спирти):



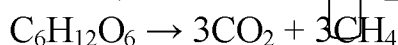
Подальша конверсія отриманих розчинних сполук таких як органічні кислоти і спирти ( $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ ,  $\text{HCO}_3$ ) в газ:



Біологічний процес послідовної (стадійної) конверсії органічних сполук можливий тільки в анаеробному середовищі, тобто закритий від доступу кисню камері (біологічний реактор). На 1-ій стадії бродіння відбувається гідроліз субстрату під впливом ацитогенних бактерій. На 2-ій стадії відбувається гідролізне окислення найпростіших органічних сполук під впливом гетероацитогенних бактерій, в результаті якого виходить ацетат, двоокису вуглецю і вільний водень. Інша частина органічних сполук з отриманим ацетатом утворює C<sub>1</sub>-сполуки (найпростіші органічні кислоти). Отримані речовини є живильним середовищем для метаноутворюючих бактерій 3-ої стадії. Цей етап протікає у двох процесах, характер яких викликаний різною групою бактерій. Ці дві групи бактерій перетворюють поживні речовини 1-го і 2-го етапу в метан CH<sub>4</sub>, воду H<sub>2</sub>O, двоокис вуглецю CO<sub>2</sub> [33].

### ***3.3. Перебіг біохімічних процесів виробництва біогазу та біологічні особливості його продуцентів***

В основі технології виробництва біогазу з відходів тваринництва і рослинництва лежить анаеробне зброджування – послідовність процесів, в яких мікроорганізми розщеплюють складні сполуки за відсутності кисню з утворенням метану і вуглекислого газу:



Процес анаеробного зброджування можна розділити на чотири основні стадії: гідроліз, ацидогенез, ацетогенез та метаногенез (рис 3.4).

І етап – гідроліз. У більшості випадків біомаса складається з великих органічних полімерів. Щоб бактерії в анаеробних реакторах отримували доступ до енергетичного потенціалу матеріалу, ці ланцюги спочатку необхідно розкласти на мономери, такі як цукри, які легко доступні іншим бактеріям. Гідроліз цих високомолекулярних полімерних компонентів є необхідним першим кроком в анаеробному зброджуванні. Шляхом гідролізу складні

органічні молекули розпадаються на прості цукри, амінокислоти та жирні кислоти.

# НУБІП УКРАЇНИ

НУ

НУ

НУ

НУ

И

И

И

И

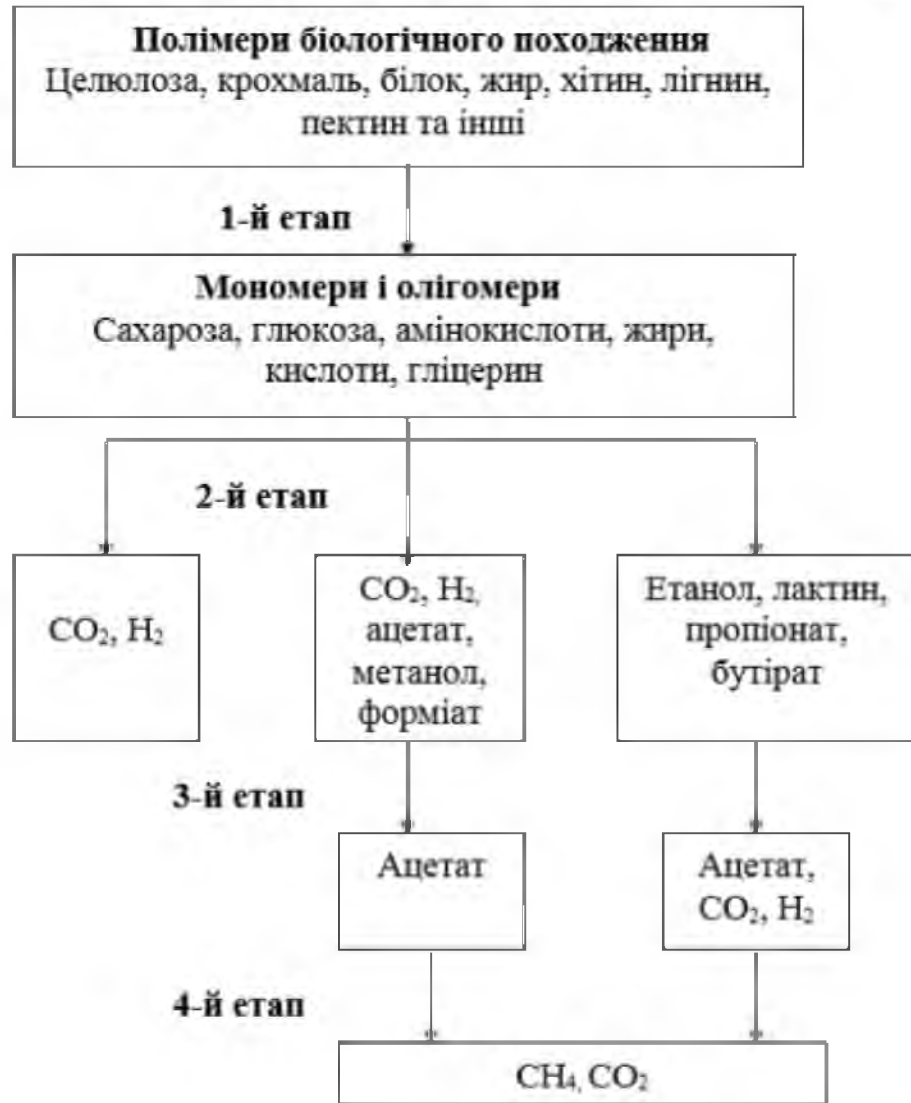


Рис. 3.1. Основні фази мікробної деградації складних органічних

речовин до метану в анаеробних умовах [25]

# НУБІП УКРАЇНИ

Ацетат і водень, що утворюються на перших стадіях, можуть використовуватися безпосередньо метаногенами. Інші молекули, такі як легкі жирні кислоти з довжиною ланцюга, більшими за довжину ацетату, повинні спочатку катаболізуватися в сполуки, які можуть безпосередньо використовуватися метаногенами.

# НУБІП УКРАЇНИ

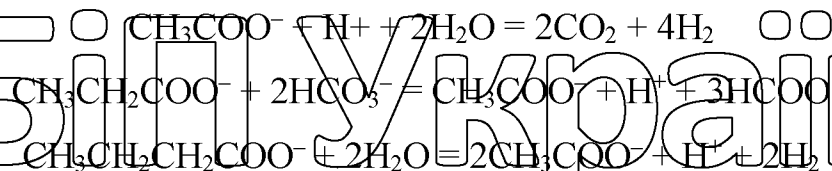
II етап – ацидогенез. Поглинаючи продукти гідролізу через клітинні мембрани, ацидогенні мікроорганізми здатні утворювати проміжні жирні кислоти та інші продукти, такі як ацетати, і більші органічні кислоти, такі як пропіонат і бутират, зазвичай у співвідношенні, що варіюється від 75:15:10 до 40:40:20. На цій стадії також утворюються невеликі кількості етанолу та лактату.

Питомі концентрації проміжних продуктів, що утворюються на стадії ацидогенезу, можуть залежати від умов розщеплення, концентрація жирних кислот може суттєво коливатися в залежності від рівня pH [4].

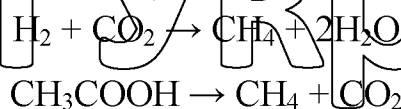
Як правило, ацидогенез протікає швидше ніж всі інші стадії анаеробного зброджування, ацидогенні бактерії мають час регенерації менше 36 год [22].

Важливо зазначити, що, хоча на етапі ацидогенезу утворюються прямі попередники для кінцевої стадії метаногенезу, підкислення жирними кислотами є причиною гальмування подальшого перебігу процесу.

III етап – ацетогенез. На цій стадії вищі жирні кислоти перетворюються в ацетат, також утворюється водень. Амінокислоти з парною кількістю вуглецю можуть утворювати оцтову кислоту, а з непарною кількістю спочатку утворюють пропіонову. Оцтова кислота дисоціює на аніон ацетату й катіон водню:



IV етап – метаногенез. На цій стадії відбувається утворення метану з оцтової кислоти, а також в результаті реакції відновлення воднем вуглекислого газу:



На стадії гідролізу біополімери (білки, жири і полісахариди) розкладаються гідролітичними бактеріями до відповідних мономерів за рахунок

активності позаклітинних ферментів (протеаз, ліпаз, амілаз, целулаз і т.д.), що прикріплені до клітинної стінки або виділяються в середовище.

Гідролітичні бактерії відрізняються високими швидкостями росту і стійкістю до змін умов середовища (можуть метаболізувати при рівні рН від 4 до 11, оптимальний рівень рН становить 6-8). Вони існують в умовах надлишку субстрату, поки весь субстрат не гідролізує [32]

Багато гідролітичних бактерій є факультативними анаеробами. При зброджуванні стійких субстратів, наприклад, лігноцелюлози, гідроліз стає лімітуючою стадією анаеробного процесу. Гідролітичні бактерії філогенетично

різноманітні. Найбільша кількість гідролітиків зустрічається серед представників *Bacteroidetes* і *Firmicutes* [27]. Залежно від речовин, що розкладаються бактеріями, їх підрозділяють на протеолітичні, гліколітичні і ліполітичні. Протеолітики зустрічаються серед представників родів *Clostridium*, *Coprothermobacter*, *Anaerosalibacter*, *Caloramator*, *Butyrivibrio* і ін.

Гліколітичні бактерії поширені серед родів *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Thermoanaerobacter*, *Acetivibrio*, *Fibrobacter* і ін.

Ліполітичні бактерії зустрічаються в родах *Clostridium*, *Bacillus*, *Selenomonas* і ін.

Багато бактерій мають здатність гідролізувати різні типи біополімерів, а потім зброджувати утворені мономері. Анаеробні гриби також відіграють велику роль в розкладанні органічних речовин [12]

На стадії ацидогенезу продукти гідролізу перетворюються бродильними бактеріями в суміш ЛЖК (ацетат, пропіонат, бутират, ізобутират, валерат, ізовалерат), лактат, спирти, форміат, водень і  $\text{CO}_2$ . Оптимальний рівень рН для ацидогенів – 5,5–6,5. Гідролітичні бактерії забезпечують ацидогенних субстратами для росту. Ацидогенні бактерії, в свою чергу, підтримують концентрацію продуктів гідролізу на певному рівні, необхідному для синтезу

гідролітичних ферментів. Бродильні бактерії відрізняються високими швидкостями росту і метаболізму, тому при недостатній активності мікроорганізмів, які утилізують ЛЖК, відбувається їх накопичення. Бродильні

бактерії розрізняються залежно від здатності утворювати молекулярний водень. До бактерій, які не здатні утворювати водень в якості продукту бродіння, відносяться молочнокислі і пропіоновокислі бактерії [2].

Продукти метаболізму бактерій, здатних утворювати водень, варіюють залежно від парціального тиску водню: при низькому парціальному тиску водню утворюються ацетат і  $\text{CO}_2$ , при високому – ЛЖК, етанол і лактат.

Ацидогенні бактерії зустрічаються серед представників *Bacteroidetes*, *Chloroflexi*, *Firmicutes* й *Proteobacteria*, в родах *Bacteroides*, *Spirochaeta*, *Clostridium*, *Lactobacillus*, *Bifidobacterium*, *Streptococcus*, *Enterococcus* та ін.

Ацидогенна (синтрофна) стадія є однією з найважливіших стадій анаеробного розкладання органіки. ЛЖК і спирти, що утворилися в результаті попередніх стадій, окислюються бактеріями до субстратів метаногенезу ацетату, водню і  $\text{CO}_2$ .

Пропіонат і бутират є основними проміжними продуктами розкладу органічної речовини після ацетату. Залежно від збродженого субстрату близько 20–43% метану утворюються в результаті повного мікробного розкладання пропіонату і бутирату синтрофними бактеріями і метаногенними археями.

Пропіонат-окиснюючі бактерії. Синтрофне розкладання пропіонату протікає тільки при концентрації водню нижче 10<sup>-4</sup> атм. Більшість пропіонатокислюючих синтрофів здійснюють процес через метилмалоніл-КоА шлях.

Другий шлях реалізує тільки один відомий на цей момент вид – *Smithella propionica*. Дві молекули пропіонату перетворюються в одну молекулу бутирату і одну молекулу ацетату, потім бутират окислюється до двох молекул ацетату і водню [30].

До пропіонат-окислюючих синтрофних бактерій відносяться представники родів *Syntrophobacter*, *Smithella*, *Pelotomaculum*, *Desulfotomaculum*.

Бутират-окислюючі бактерії. Розкладання бутирату і кислот з довгим ланцюгом здійснюється шляхом  $\beta$ -окислення, основою якого є відщеплення

ацетильних груп, які через ряд перетворень перетворюються у ацетат, водень і форміат. У своєму метаболізмі активно розкладають бутират бактерії родів *Syntrophomonas*, *Syntrophus*, *Syntrophothermus*, *Thermosyntropha*.

Останнім часом з'являється все більше доказів великого значення синтрофних ацетат-окиснюючих бактерій (САОБ), здатних здійснювати реакції розкладання ацетату до водню і вуглекислоти в присутності метаногенів, що використовують водень [23].

В даний час виділено лише кілька САОБ, а саме: термофільні *Thermacetogenium phaeum* і *Pseudothermotoga lettingae*, термотолерантні *Thermoplasma* і *Thermoplasma* і мезофільні *Clostridium ultunense* і *Syntrophaceticus schinkii* [10].

САОБ активно беруть участь в розкладанні ОР, вважається, що найбільший внесок у процес вони вносять при зміні умов зброджування, наприклад, підвищення навантаження по ОР в біореакторі, підвищенні температури, а також при високій концентрації амонію і водню.

До ацетогенних бактерій відносяться також гомоацетогени, які здатні здійснювати синтез ацетату з водню і вуглекислого газу:



Гомоацетогени сприяють переключенню шляху метаногенезу в сторону ацетокластичного і можуть конкурувати за водень з гідрогенотрофними метаногенами, однак, спорідненість гомоацетогенів до водню істотно нижче і їхня активність досить мала.

Процес анаеробного зброджування завершують метаногени. Середовищем існування для метаногенів є морські і прісноводні донні осади, шлунково-кишковий тракт тварин, болота, затоплені ґрунти, полігони ППВ, ґноєсховища та інші природні і антропогенні екосистеми.

Здатність утворювати метан мають 50 видів з 17 родів, що належать до архей, які філогенетично дуже неоднорідні. Метаногенні археї представлені такими порядками: *Methanococcales*, *Methanobacteriales*, *Methanosarcinales*, *Methanomicrobiales*, *Methanopyrales* і *Methanocellales*. Усі метаногени облігатні

анаероби, ріст яких пригнічується за кількості кисню в газовій фазі у 0,004%.  
Більшість з них мезофіли, і мають оптимум росту при 30-40°C, оптимум рН – 6,5-7,5.

Гідрогенотрофні метаногени використовують  $\text{CO}_2$  в якості субстрату і  $\text{H}_2$  в якості донора електронів. Процес відновлення  $\text{CO}_2$  в метан відбувається в декілька етапів. До гідрогенотрофних метаногенів відносяться більшість представників порядків *Methanobacteriales*, *Methanomicrobiales*, *Methanococcales*, *Methanopyrales* і *Methanocellales*. Саме ці організми відіграють

важливу роль у здійсненні процесу ацетогенезу за рахунок споживання водню.

Використовувати ацетат в якості субстрату для утворення метану здатні тільки представники родів *Methanosarcina* і *Methanothrix* (*Methanosarcina*) – ацетокластичні метаногени. Для представників роду *Methanothrix* ацетат є єдиним субстратом, до якого вони проявляють дуже високу спорідненість.

Представники роду *Methanosarcina* володіють найширшим спектром субстратів, які можуть утилізувати. активно використовують ацетат, різні метиловані С<sub>1</sub>-сполуки, а також суміш  $\text{H}_2$  з  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$  з  $\text{CO}$ .

Метилотрофні метаногени здатні використовувати метанол, метиламіни, метиловані сполуки сірки. Більшість метилотрофних метаногенів належать до порядку *Methanosarcinales* (*Methanomethylovorans*, *Methanohalophilus*, *Methanohalobium*, *Methanosarcina thermophila* та ін.).

Отже, анаеробне зброджування – складний багатоступінчастий процес, в якому задіяні різноманітні мікроорганізми, що метаболічно і філогенетично відрізняються один від одного. Трофічні зв'язки, що реалізуються у комбінованому угрупованні, уможливають трансформацію сполук, недоступну індивідуальним мікроорганізмам. Метаногени найбільш чутливі до зміни умов навколишнього середовища з-поміж бактерій, що беруть участь в анаеробному бродінні.

## РОЗДІЛ 4. ОПТИМІЗАЦІЯ БІОТЕХНОЛОГІЧНОГО ЕТАПУ ВИРОБНИЦТВА БІОГАЗУ ШЛЯХОМ ПІДБОРУ ЕФЕКТИВНОГО СКЛАДУ СУБСТРАТУ

Утилізація органічних відходів шляхом імплементації технологій виробництва біогазу – одна з найперспективніших галузей сучасного екологічного виробництва, що входить у рамки програм сталого розвитку. Органічні відходи як виробництв, так і побуту людей, складаються з різноманітних речовин, що забруднюють навколишнє середовище. Утилізація цього комплексу сполук – завдання доволі складне і потребує технологічного вирішення.

Одним з підходів до розв'язання цієї проблеми є підбір комплексних субстратів для біогазового виробництва, котрі містили б увесь набір речовин, що накопичуються у якості відходів.

До таких речовин належать азотовмісні сполуки та жири, що є, в першу чергу, відходами тваринництва, складні і низькомолекулярні вуглеводи, що продукують харчова, деревообробна та сільськогосподарська галузі народного господарства, а також фосфати, що скидаються разом з каналізаційними водами, оскільки у значній мірі містяться у миючих засобах. Утилізація полімерних вуглеводів, окрім того, є часто ускладненою через наявність у складі їхніх молекулярних комплексів стабілізуючих речовин, таких як лігнін, суберин, кутин тощо.

Основним завданням наших досліджень було встановити як будуть впливати домішки основних речовин-забруднювачів у складі субстратів виробництва біогазу на його вихід.

Для проведення експериментальних досліджень, ми обрали близькі за властивостями і молекулярним складом речовини до найтипівіших забруднювачів, а саме: неочищений гліцерин – продукт розпаду жирів, м'яса (чорна патока) – темний густий сироп, який є побічним продуктом переробки цукру і містить велику кількість низькомолекулярних вуглеводів і водний розчин

фосфатів у концентрації 1,0 мг/дм<sup>3</sup>, оскільки така концентрація є близькою до концентрації фосфору у водах, забруднених каналізаційними скидами. Основою для субстрату вибрали гній великої рогатої худоби (ВРХ), що містить значну кількість азотовмісних речовин.

Контролем експерименту слугував процес метанового бродіння за наявності у субстраті лише гною ВРХ та дистильованої води (табл. 4.1, рис. 4.1).

Результати виходу біогазу у контролі

(гній ВРХ – 1,0 кг, дистильована вода – 1,5 л)

Дні	Час, год	Всього годин	Висота циліндра, мм	Об'єм біогазу, мм <sup>3</sup>	Вихід біогазу, мм <sup>3</sup> /год
1	11,5	22,5	9	2826	126
2	10,5	23,0	22	6908	300
3	10,0	23,5	25	7850	349
4	12,0	26,0	29	9106	350
5	9,0	21,0	20	6280	328
6	10,0	25,0	20,5	6437	257
7	12,0	26,0	19	5966	229
8	10,0	46,0	26,5	8321	196
9	13,0	41,0	27	8478	187
10	10,0	21,0	12,5	3925	187
11	14,0	28,0	16,5	5181	185
12	13,5	23,5	14	4396	187
13	11,0	21,5	12,5	3925	183
14	12,5	25,5	15,5	4867	191
15	13,0	24,5	14	4396	179
16	13,0	24,0	14	4396	183
17	9,5	20,5	11	3454	168
18	14,5	29,0	14	4396	152

19	10,5	20,0	9,5	2983	149
20	11,0	24,5	9,5	2983	122
21	12,0	25,0	9	2826	113
22	12,0	24,0	8	2512	105
23	17,0	29,0	7,5	2355	81
24	12,0	67,0	10,5	3297	49
25	11,5	95,5	6	1884	20

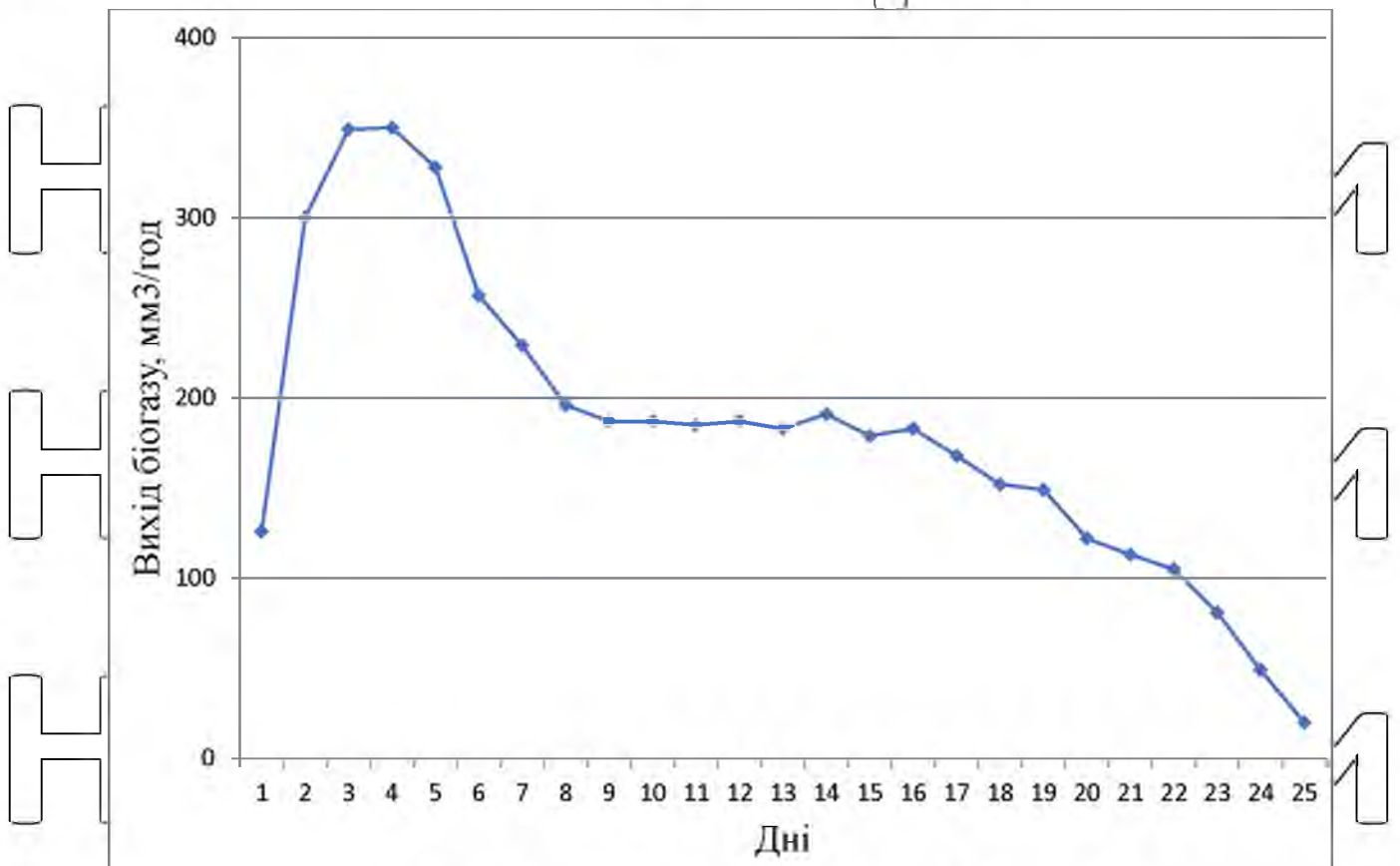


Рис. 4.1 Динаміка виходу біогазу у контролі

(гної ВРХ – 1,0 кг, дистильована вода – 1,5 л)  
 У контролі, за поступової подачі субстрату в метантені лабораторної біогазової установки, у ферментер об'ємом 3,0 л завантажували 1,0 кг гною ВРХ та 1,5 л води. На 3–4 добу спостерігали максимальний вихід біогазу. Далі утворення біогазу із вказаного субстрату зменшувалося, а в останні дні майже припинилося. Максимальний вихід біогазу становив 350 мм<sup>3</sup>/год.

У першому варіанті експерименту, до базового субстрату (гній ВРХ – 1,0 кг), додавали розчин фосфатів з концентрацією фосфору 1,0 мг/дм<sup>3</sup> замість дистильованої води об'ємом 1,5 л (табл. 4.2, рис. 4.2).

Аналізуючи отримані результати виходу біогазу при поступовому завантаженні субстрату у першому варіанті дослід, можна зробити висновок, що максимальний вихід біогазу спостерігається вже на 2–3 добу спостереження. Порівнюючи отримані дані із попередніх досліджень (без додавання до субстрата фосфору) та використовуючи ко субстрат, загальний вихід біогазу практично не змінився, але швидкість його виділення зросла і максимальна кількість виділення біогазу за добу підвищилася до 400 мм<sup>3</sup>/год.

Таблиця 4.2.  
Результати виходу біогазу у I варіанті (гній ВРХ – 1,0 кг, водний розчин фосфатів з концентрацією фосфору 1,0 мг/дм<sup>3</sup> – 1,5 л)

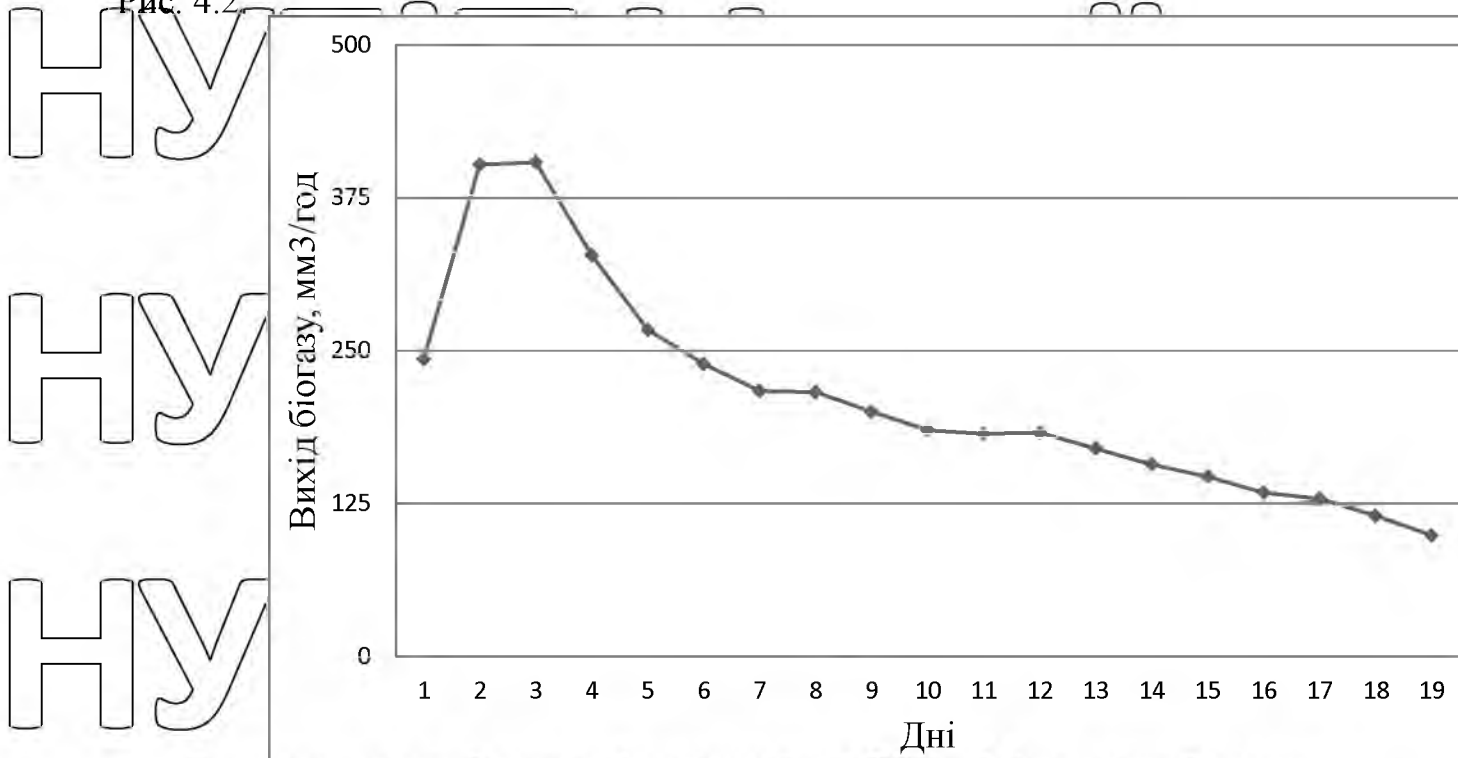
Дні	Час, год	Всього годин	Висота циліндра, мм	Об'єм біогазу, мм <sup>3</sup>	Вихід біогазу, мм <sup>3</sup> /год
1	17,0	22,0	17	5338	243
2	16,0	23,0	28,0	8792	402
3	21,0	29,5	35,0	10990	404
4	12,5	15,0	11,0	3454	328
5	10,5	22,0	16,0	5024	267
6	9,5	23,0	17,5	5495	239
7	13,0	27,5	19,0	5966	217
8	13,0	24,0	16,5	5181	216
9	9,5	20,5	14,5	4553	200
10	9,0	23,5	15,0	4710	185
11	13,5	28,5	16,5	5181	182
12	11,0	21,5	12,5	3925	183
13	11,0	24,0	13,0	4082	170
14	13,0	26,0	13,0	4082	157

15	11,0	22,5	10,5	3297	147
16	14,5	27,0	11,5	3611	134
17	10,0	19,5	8,0	2512	129
18	10,5	24,5	9,0	2826	115
19	12,0	25,5	8,0	2512	99

У другому варіанті експерименту, до базового субстрату (гній ВРК – 1,0 кг, дистильована вода – 1,5 л), додавали неочищений гліцерин у кількості 0,01 л (табл. 4.3, рис. 4.3).

Проаналізувавши отримані результати виходу біогазу у другому варіанті експерименту, виявили що максимальний вихід біогазу спостерігається на 3–4 добу. Порівнюючи отримані дані із контролем і першим варіантом дослідження (без додавання до субстрата фосфору) та використовуючи ко субстрат (фосфатний розчин), доходимо висновку, що швидкість утворення біогазу у порівнянні з контролем, не зросла, але його максимальний вихід зріс і становив 918–922 мм<sup>3</sup>/год, а також значно збільшилися загальний вихід біогазу (на 38%).

Рис. 4.2



Динаміка виходу біогазу у 1 варіанті (гній ВРХ – 1,0 кг, водний розчин фосфатів з концентрацією фосфору 1,0 мг/дм<sup>3</sup> – 1,5 л)

У третьому варіанті експерименту, до базового субстрату (гній ВРХ – 1,0 кг, дистильована вода – 1,5 л), додавали мелясу (чорну патоку) у кількості 0,1 л (табл. 4.4, рис. 4.4).

Проаналізувавши отримані результати виходу біогазу у третьому варіанті експерименту, виявили що високий вихід біогазу спостерігався упродовж 4–10 доби, а його максимум припадав 9–10 добу і становив 680 мм<sup>3</sup>/год. Загальний обсяг утвореного біогазу теж зріс до 23%.

Таблиця 4.3.

Результати виходу біогазу у 2 варіанті

(гній ВРХ – 1,0 кг, дистильована вода – 1,5 л, неочищений гліцерин – 0,01 л)

Дні	Час, год 13,0	Всього годин	Висота циліндра, мм	Об'єм біогазу, мм <sup>3</sup>	Вихід біогазу, мм <sup>3</sup> /год
1	10,0	21,0	16,5	5181	247
2	19,0	33,0	72,0	22608	724
3	19,5	24,5	72,5	22765	918
4	20,0	24,5	70,5	22137	922
5	19,0	23,0	60,5	18997	880
6	10,5	15,5	12,5	3925	253
7	10,5	24,0	12,5	3925	177
8	9,5	23,0	9,5	2983	150
9	10,5	25,0	9,0	2826	128
10	10,5	24,0	7,5	2355	98
11	13,5	27,0	7,0	2198	81
12	19,0	29,5	6,5	2041	69

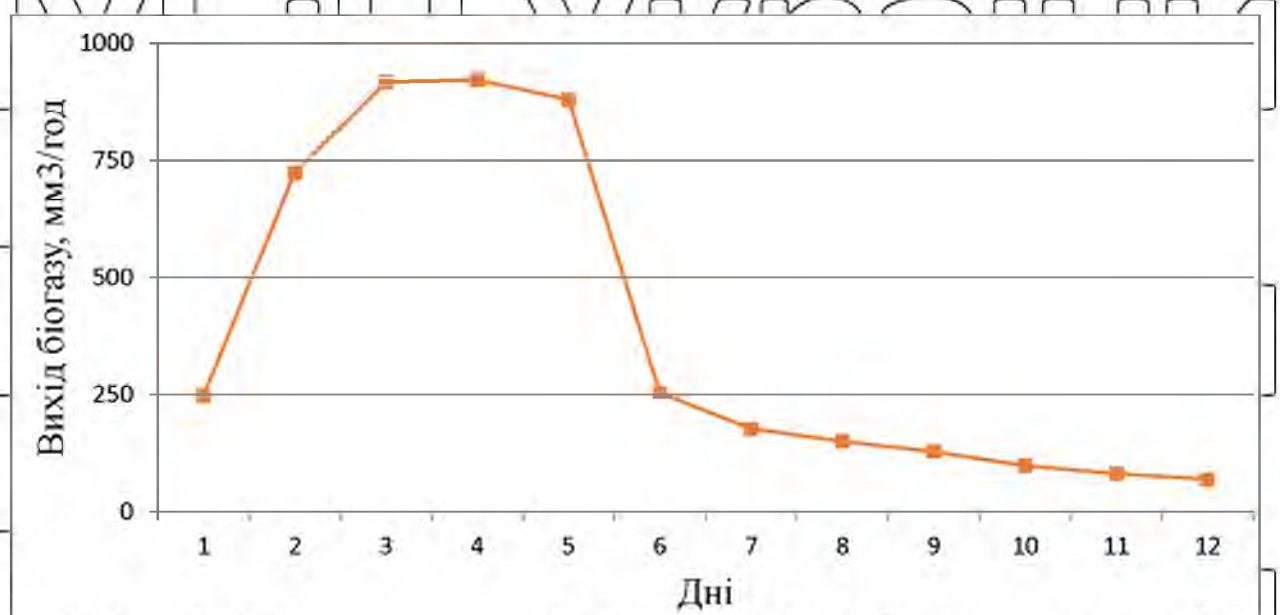


Рис. 4.3. Динаміка виходу біогазу у 2 варіанті (гній ВРХ – 1,0 кг, дистильована вода – 1,5 л, неочищений гліцерин – 0,01 л)

Таблиця 4.4.

Результати виходу біогазу у 3 варіанті (гній ВРХ – 1,0 кг, дистильована вода – 1,5 л, меляса – 0,01 л)

Дні	Час, год	Всього годин	Висота циліндра, мм	Об'єм біогазу, мм <sup>3</sup>	Вихід біогазу, мм <sup>3</sup> /год
1	17,0	22,0	17	840	135
2	16,0	23,0	28,0	1800	140
3	21,5	29,5	35,0	2360	165
4	12,5	15,0	11,0	2992	168
5	10,5	22,0	16,0	2552	165
6	9,5	23,0	17,5	2112	165
7	13,0	27,5	19,0	2672	165
8	13,0	24,0	16,5	2932	169
9	9,5	20,5	14,5	2984	169
10	9,0	23,5	15,0	2944	161
11	13,5	28,5	16,5	2974	154
12	11,0	21,5	12,5	2904	154
13	11,0	24,0	13,0	2907	143
14	13,0	26,0	13,0	2905	141
15	11,5	22,5	10,5	2977	130
16	14,5	27,0	11,5	2937	125
17	10,0	19,5	8,0	840	35

Таким чином, у результаті експерименту встановлено, що коксувати по-різному впливають на синтез біогазу (рис. 4.5). Фосфати підвищували швидкість

утворення біогазу у порівнянні з іншими варіантами та контролем, що, очевидно, пов'язане з активацією метаболічних процесів в організмах-продуцентах, оскільки фосфор є одним з найголовніших біогенних елементів і його кількість у субстраті пришвидшує енергетичний, а отже і пластичний обміни в бактерій.

Проте, кількість калорій у субстраті з додаванням фосфатів не зростає, тому на загальний об'єм утвореного біогазу такий ко-субстрат не вплинув.

Залежність виходу біогазу від часу ферментації

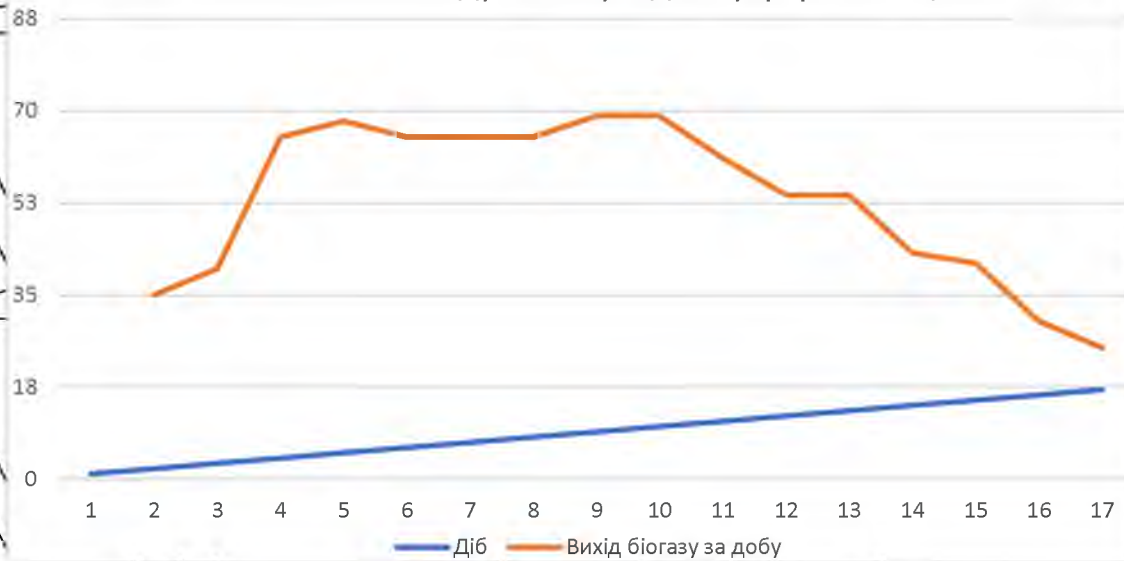


Рис. 4.4. Динаміка виходу біогазу у 3 варіанті (гній ВРХ – 1,0 кг, дистильована вода – 1,5 л, меляса – 0,01 л)

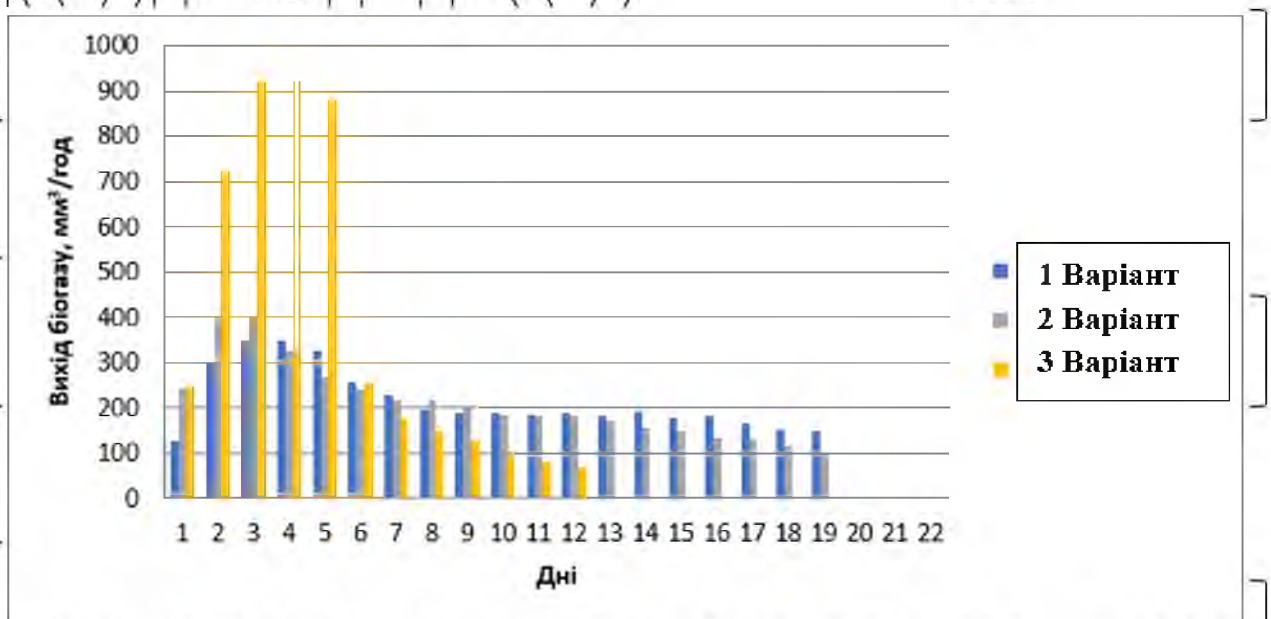


Рис. 4.5. Залежність виходу біогазу від складу субстрату (у 1–3 варіантах експерименту)

НУБІП УКРАЇНИ

Додавання гліцерину підвищило калорійність субстрату, чим і пояснюється зростання об'єму утвореного біогазу у 2 варіанті. Одночасно, такий ко субстрат не впливає на швидкість протікання метаболічних процесів у продуцентів.

НУБІП УКРАЇНИ

М'яса, що містить велику кількість низькомолекулярних вуглеводів, що легко використовуються бактеріями як джерело енергії, а отже додавання такого ко субстрату одночасно забезпечує зростання кількості в базовому субстраті легкодоступних для метаболізму продуцентів енергетичних речовин і підвищує

НУБІП УКРАЇНИ

його калорійність. Це впливає на пролонгування утворення біогазу і підвищує загальний об'єм його утворення, порівняно з контролем, хоча не на стільки, як з додаванням гліцерину (23% проти 38%).

Тому доцільним вважаємо використання комбінованих субстратів, що містять відходи різних галузей народного господарства. Найоптимальнішим складом субстратів для отримання біогазу, очевидно, є комбінація фосфатів, що підвищують швидкість метаболічних процесів у продуцентів, жирів і низькомолекулярних або легко гідролізуючих полімерних вуглеводів, котрі збільшують калорійність субстрату й забезпечують зростання об'єму загального

НУБІП УКРАЇНИ

виходу біогазу.

НУБІП УКРАЇНИ

НУБІП УКРАЇНИ

## РОЗДІЛ 5. ІМПЛЕМЕНТАЦІЯ ТЕХНОЛОГІЇ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД НА ПРИКЛАДІ МАЛИХ РІЧОК РЖИЩІВСЬКОЇ МОТИ

### 5.1. Класифікація забруднень стічних вод

Стічні води надзвичайно різноманітні за своїм складом, а отже і за своїми властивостями. Знання складу стічних вод і характеру присутніх домішок є головною умовою, яка дозволяє правильно вибрати методи їхнього очищення і скласти оптимальну технологічну схему очисних споруд [8].

Забруднення, що містяться в стічних водах, можуть бути класифіковані за різними ознаками, найважливішими з яких є їх походження і фазово-дисперсний стан. Стічні води перед скиданням у водойми повинні бути очищені на очисних спорудах. Для цього необхідно знати склад стічних вод і їхню якість.

За походженням забруднення поділяють на: мінеральні, органічні, біологічні та бактеріальні.

До мінеральних забруднень відносять пісок, глинисті частинки, шлак, розчини мінеральних солей, кислот і лугів, мінеральні масла тощо.

Органічні забруднення бувають рослинного і тваринного походження. До забруднень рослинного походження відносяться залишки овочів, фруктів, злаків, паперу тощо. Основним хімічним елементом цього виду забруднень є вуглець. До забруднень тваринного походження відносяться фізіологічні виділення людей і тварин, залишки м'язових і жирових тканин тварин, клейові речовини тощо. Вони характеризуються значним вмістом азоту. Органічні забруднення за хімічним складом поділяють на безазотисті, які містять вуглець, водень і кисень, та на азотсмісні.

Основу безазотистих органічних домішок господарсько-побутових стічних вод складають вуглеводи і жири. З вуглеводів у стічних водах найчастіше зустрічаються моносахариди – глюкоза, лактоза (молочний цукор) і дисахарид – сахароза. Компонентами господарсько-побутових стічних вод є також такі полісахариди, як целюлоза і крохмаль, які, на відміну від простих

вуглеводів, не розчиняються у воді. У стічних водах целюлоза знаходиться у завислому стані, складаючи значну частину твердої фази.

Забруднення мінерального й органічного походження, що містяться у побутових стічних водах, перебувають у нерозчинених, розчинених і колоїдному стані. Частину нерозчинених забруднень, затримуваних при аналізах на паперових фільтрах, називають завислими речовинами. Найбільшу санітарну небезпеку представляють забруднення органічного походження. Вміст органічних забруднень, що перебувають у розчиненому стані, оцінюється значеннями біохімічної потреби в кисні (БПК) і хімічної потреби в кисні (ХПК).

Побутові стічні води мають БПК=100–400 мг/л, а ХПК=150–600 мг/л, і їх можна оцінити як сильно забруднені. При зберіганні вони здатні загнивати через 12–24 год (при температурі 20°C) [20].

Для міських стічних вод кількість забруднень органічного походження доволі значна і складає 45–58%. Мінеральні речовини і забруднення становлять відповідно 42–55%.

Органічні забруднення стічних вод є сприятливим середовищем для розвитку різноманітних мікроорганізмів і бактерій, які складають так зване біологічне і бактеріальне забруднення стічних вод і зумовлюють їх епідемічну

небезпеку. Розрізняють:

- сапрофітні бактерії (безпечні) (найпростіші, водорості, личинки комах, дріжджі, плісняві грибки);
- хвороботворні бактерії (збудники черевного тифу, паратифу, дизинтерії).

Згідно з відомою класифікацією домішок за їх фазово-дисперсним станом, розробленою академіком Л. А. Кульським, усі домішки стічних вод незалежно від їх природи поділені на чотири групи відповідно до розмірів частинок [18].

Першу групу домішок складають нерозчинні речовини, що знаходяться у воді у вигляді крупних завислих частинок діаметром більше десятих часток міліметра, а також у вигляді суспензій, емульсії й піни (частинки розміром від десятих часток міліметра до 0,1 мк).

Другу групу домішок складають речовини колоїдного ступеня дисперсності з розміром частинок від 0,1 до 0,001 мк.

Домішки третьої групи знаходяться у вигляді молекулярно-дисперсних часток діаметром менше за 0,001 мк й утворюють у воді істинні розчини.

Домішки четвертої групи мають розміри частинок менше 0,0001 мк, що відповідає іонному ступеню дисперсності. Це, головним чином, луги, кислоти і їхні солі. Деякі з них, зокрема амонійні солі й фосфати, частково виділяються зі стічних вод у ході біологічного очищення на міських очисних спорудах.

Витрата побутових вод з 1 га площі кварталів міста зазвичай дорівнює 0,3 л/с (питома витрата) або 10000 – 60 000 м<sup>3</sup>/рік. У водовідвідну мережу вони надходять порівняно нерівномірно за годинами доби. У денний час витрата більше, ніж у нічний час, витрати за годинами доби можуть змінюватися в 2 – 5 разів.

Виробничі стічні води різних галузей промисловості істотно відрізняються як за складом забруднюючих речовин, так і за їх концентраціями.

Виробничі стічні води утворюються в результаті технологічних процесів. Якість стічних вод і концентрація забруднюючих речовин визначаються видом виробництва й вихідної сировини, режимом технологічних процесів. Наприклад, на металообробних підприємствах виробничі стічні води забруднені мінеральними речовинами. Харчова промисловість дає забруднення органічними домішками. Більшість підприємств має забруднення стічних вод як мінеральні, так й органічні у різних співвідношеннях. Концентрація забруднень стічних вод різних підприємств неоднакова. Вона коливається в доволі широких межах залежно від витрати води на одиницю продукції, вдосконаленості технологічного процесу й виробничого встаткування. Концентрація забруднень у виробничих стічних водах може сильно коливатися протягом години й залежить від ходу технологічного процесу в окремих цехах або на підприємстві в цілому. Нерівномірність припливу стічних вод й їхньої концентрації у всіх випадках погіршує роботу очисних споруд й ускладнює експлуатацію.

Для прикладу нижче наведені характеристики стічних вод деяких галузей промисловості.

У стічних водах заводів чорної металургії по окремих цехах утримується: завислих неорганічних речовин 0,2 – 5 г/л; окалини 0,3 – 2 г/л; фенолів 0,7 – 1 г/л, смол і масел 0,2 – 1,8 г/л.

У стічних водах целюлозно-паперових заводів завислих речовин утримується 400–2000 мг/л. Це переважно деревне волокно й целюлоза.

У стічних водах текстильних підприємств утримується: завислих речовин 250 – 400 мг/л, мийних засобів 50 – 120 мг/л, БПК їх досягає 300 – 350 мг/л.

У дощових водах утримується значна кількість нерозчинених мінеральних домішок, а також забруднення органічного походження. БПК дощових вод досягає 50–60 мг/л. Дослідженнями встановлено, що дощові води можуть бути джерелами забруднення водойм. Загальна витрата дощових вод за рік становить 1500 – 2000 м<sup>3</sup> з 1 га, тобто в 5 – 30 разів менше витрати побутових вод.

Утворення (випадання) дощових вод відбувається нерівномірно. Їхня витрата змінюється від нуля (у суху погоду) до максимального значення 300 л/с (у період інтенсивних злив).

#### Основні показники ступеня забруднення стічних вод

Аналіз стічних вод необхідний для визначення методу їх очищення, можливості випуску у водойми, наявності в них цінних чи токсичних домішок.

Склад стічних вод і їхні властивості оцінюють за результатами санітарно-хімічного аналізу, що включає поряд зі стандартними хімічними тестами, цілу низку фізичних, фізико-хімічних і санітарно-бактеріологічних визначень.

Різноманітність складу стічних вод і неможливість визначення кожної із забруднюючих речовин призводить до необхідності вибору таких показників, які характеризували б певні властивості води без ідентифікації окремих речовин.

Такі показники називаються груповими або сумарними. Наприклад, визначення органолептичних показників (запах, забарвлення) дозволяє уникнути кількісного визначення у воді кожної з речовин, що має запах або надає воді колір.

Повний санітарно-хімічний аналіз передбачає визначення наступних показників: температура, забарвлення, запах, прозорість, величина рН, сухий залишок, щільний залишок і втрати при проколіванні, завислі речовини, що осідають за об'ємом й за масою, перманганатна окисність, хімічна потреба в кисні (ХПК), біохімічна потреба в кисні (БПК), азот (загальний, амонійний, нітритний, нітратний), фосфати, хлориди, сульфати, важкі метали й інші токсичні елементи, поверхнево-активні речовини, нафтопродукти, розчинений кисень, мікробне число, бактерії групи кишкової палички (БГКП), яйця гельмінтів. Крім перерахованих показників, у число обов'язкових тестів повного

санітарно-хімічного аналізу на міських очисних станціях може бути включене визначення специфічних домішок, що надходять у водовідвідну мережу населених пунктів від промислових підприємств.

Температура – один з важливих технологічних показників. Функцією температури є в'язкість рідини й, отже, сила опору осідаючим часткам. Тому температура – один з визначальних факторів процесу седиментації. Найважливіше значення має температура для біологічних процесів очищення, тому що від неї залежать швидкості біохімічних реакцій і розчинність кисню у воді.

Забарвлення – один з органолептичних показників якості стічних вод. Господарсько-фекальні стічні води зазвичай слабо забарвлені й мають жовтувато-буруваті або сірі відтінки. Наявність інтенсивного кольору різних відтінків свідчить про присутність виробничих стічних вод. Для забарвлених стічних вод визначають інтенсивність кольору за розведенням до безбарвних, наприклад 1:400; 1:250 і т. п.

Запах – органолептичний показник, що характеризує наявність у воді летучих речовин, що пахнуть. Зазвичай запах визначають якісно при температурі проби 20°C и описують як фекальний, гнильний, газовий, фенольний та ін. При неявно вираженому запаху визначення повторюють, підігріваючи пробу до 65°C. Іноді необхідно знати порогове число – найменше розведення, при якому запах зникає.

Концентрація іонів водню виражається величиною рН. Цей показник надзвичайно важливий для біохімічних процесів, швидкість яких може істотно знижуватися при різкій зміні реакції середовища. Установлено, що стічні води, що подаються на споруди біологічного очищення, повинні мати значення рН у межах 6,5–8,5. Виробничі стічні води (кислі або лужні) повинні бути нейтралізовані перед скиданням у водовідвідну мережу, щоб запобігти її руйнуванню. Міські стічні води зазвичай мають слабколужну реакцію середовища (рН = 7,2–7,8).

Прозорість характеризує загальне забруднення стічної води нерозчинними й колоїдними домішками, не ідентифікуючи вид забруднень. Прозорість міських стічних вод зазвичай становить 1–3 см.

Сухий залишок характеризує загальне забруднення стічних вод органічними й мінеральними домішками в різних агрегативних станах (у мг/л).

Визначається цей показник після випарювання й подальшого висушування при температурі 105 °С проби стічної води. Після прокалювання (за температури 600 °С) визначається зольність сухого залишку. За цими двома показниками можна судити про співвідношення органічної й мінеральної частин забруднень у сухому залишку.

Щільний залишок – це сумарна кількість органічних і мінеральних речовин у профільтованій пробі стічних вод (у мг/л). Визначається при таких самих умовах, що й сухий залишок. Після прожарювання щільного залишку при температурі 600 °С можна орієнтовно оцінити співвідношення органічної й мінеральної частин розчинних забруднень стічних вод. При порівнянні прожарених сухих і щільних залишків міських стічних вод визначено, що більша частина органічних забруднень перебуває в нерозчиненому стані. При цьому мінеральні домішки більшою мірою перебувають у розчиненому вигляді.

Завислі речовини – показник, що характеризує кількість домішок, що затримується на наперовому фільтрі при фільтруванні проби. Це один з найважливіших технологічних показників якості води, що дозволяє оцінити кількість осадів, що утворюються в процесі очищення стічних вод. Крім того,

цей показник використовується як розрахунковий параметр при проектуванні первинних відстійників. Кількість завислих речовин – один з основних нормативів при розрахунку необхідного ступеня очищення стічних вод. Втрати при прожарюванні завислих речовин визначаються так само, як для сухого й щільного залишків, але виражаються зазвичай не в мг/л, а у вигляді процентного відношення мінеральної частини завислих речовин до їхньої загальної кількості за сухою речовиною. Цей показник називається зольністю. Концентрація завислих речовин у міських стічних водах зазвичай становить 100 – 500 мг/л.

Осідаючі речовини – частина завислих речовин, що осідають на дно відстійного циліндра за 2 год відстоювання у стані спокою. Цей показник характеризує здатність завислих часток до осідання, дозволяє оцінити максимальний ефект відстоювання й максимально можливий обсяг осаду, що може бути отриманий в умовах спокою. У міських стічних водах осідаючі речовини в середньому становлять 50 – 75% загальної концентрації завислих речовин.

Під окисністю розуміють загальний вміст у воді відновників органічної й неорганічної природи. У міських стічних водах переважну частину відновників становлять органічні речовини, тому вважається, що величина окисності повністю належить до органічних домішок. Окисність – груповий показник. Залежно від природи використовуваного окиснювача розрізняють хімічну окисність, якщо при визначенні використовують хімічний окиснювач, і біохімічну, коли роль окисного агента виконують аеробні бактерії – цей показник – біохімічна потреба у кисні – БПК. У свою чергу, хімічна окисність може бути перманганатною (окислювач  $\text{KMnO}_4$ ), біхроматною (окислювач  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) й іодатною (окислювач  $\text{KIO}_3$ ). Результати визначення окисності незалежно від виду окислювача виражають у мг/л  $\text{O}_2$ . Біхроматну й іодатну окисність називають хімічною потребою у кисні або ХПК.

Перманганатна окисність – кисневий еквівалент домішок, що легко окислюються. Основна цінність цього показника – швидкість і простота визначення. Перманганатна окисність використовується з метою одержання

порівняльних даних. Проте є такі речовини, які не окислюються  $\text{KMnO}_4$ .  
Визначаючи ХПК, можна доволі повно оцінити ступінь забруднення води органічними речовинами.

БПК – кисневий еквівалент ступеня забруднення стічних вод біохімічно окиснюваними органічними речовинами. БПК визначає кількість кисню, необхідного для життєдіяльності мікроорганізмів, що беруть участь в окиснюванні органічних сполук. БПК характеризує біохімічно окиснювану частину органічних забруднень стічної води, що перебувають, у першу чергу, в розчиненому й колоїдному стані, а також у вигляді суспензії.

БПК називається кількість кисню, що витрачається на біохімічне окиснення органічних речовин, виражається в мг/л, г/м<sup>3</sup>. БПК визначається в пробі стічної води за температури 20°C, попередньо відстояної протягом 2 год.

Пробу поміщають у посудину з притертою кришкою і ставлять у термостат до появи нітритів у кількості 0,1 мг/л. Це відбувається на 15 – 30 добу й супроводжується майже повним (99 %) споживанням кисню. У життєвих умовах неможливо витримувати такі терміни. До того ж, окиснення відбувається нерівномірно: так, на 1 добу споживається 20 – 21 % кисню від його загальної потреби, на 20 добу БПК<sub>20</sub> – 99 %. На 5 добу БПК<sub>5</sub> – 68 %; і тільки на 100 добу

$\text{БПК}_{\text{повн}} = 100\%$

При експлуатації очисних споруд вважається, що:

$$\text{БПК}_{\text{повн}} = \text{БПК}_{20} = \text{БПК}_{5/0,68} = 1,5 \text{БПК}_5$$

Експериментально визначена величина БПК<sub>повн</sub> на одного мешканця  $a = 40$  г/добу (коли рідину попередньо відстояють 2 години, а не вистояна  $a = 75$  г/добу на одного мешканця).

За величиною БПК можна визначити ступінь забруднення стічних вод розчиненими органічними речовинами. Чим більше БПК, тим більше забруднена вода органічними сполуками.

Хімічна потреба в кисні. Загальна кількість кисню, необхідна для перетворення вуглецю органічних сполук на вуглекислоту, водню на воду, азоту

на аміак, сірки на сірчаний ангідрид, називається хімічною потребою в кисні й позначається ХПК. ХПК більше БПК.

БПК не характеризує всієї кількості органічних речовин, тому що:

1. Частина органічних речовин узагалі не піддається біохімічному окисненню.

2. Частина органічних речовин витрачається на приріст мікроорганізмів. Тому використовуються хімічні методи окиснення. Для визначення ХПК пробу стічної води змішують з чистою концентрованою сірчаною кислотою, додають йодид калію або солі хромової кислоти, що віддають свій кисень для окиснення. Окиснення проводиться при кип'ятінні.  $БП = 0,86ХПК$ .

Азот перебуває в стічних водах у вигляді органічних і неорганічних сполук. У міських стічних водах головну частину органічних азотних сполук складають речовини білкової природи – фекалії і харчові відходи. Неорганічні сполуки азоту представлені відновленими  $NH_4^+$  і  $NH_3$  і окисленими  $NO_2^-$  і  $NO_3^-$  формами. Велика частина амонійного азоту утворюється при гідролізі сечі, яка є кінцевим продуктом азотного обміну людини. У вигляді аміаку або сечовини в побутових стічних водах присутні 80 – 90 % всіх азотовмісних речовин.

Концентрація різних форм азоту в стічних водах не постійна, вона змінюється як в мережах водовідведення, так і на різних етапах очищення. Трансформація азотовмісних сполук починається вже в процесі транспортування стічних вод на міські очисні споруди. У міських стічних водах до їх очищення азот в окислених формах (у вигляді нітритів і нітратів), як правило, відсутній.

Нітрити й нітрати відновлюються групою денітрифікуючих бактерій до молекулярного азоту. Окислені форми азоту можуть з'явитися в стічній воді лише після біологічного очищення.

Вміст фосфатів у міських стічних водах знаходиться в межах 5 – 10 мг/л і зумовлюється фізіологічними виділеннями людей, відходами господарської діяльності людини і деякими видами виробничих стічних вод. В очищених стічних водах вміст фосфатів складає 1,5 – 5 мг/л. В останні роки вміст фосфатів

у стічних водах різко збільшується, тому що до 40 % маси багатьох синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР) складають поліфосфати.

Вміст азоту й фосфору має особливе значення для біологічного очищення стічних вод. Азот і фосфор є біогенними елементами, тобто входять до складу живих бактеріальних клітин. При їх недостатній кількості біологічне очищення стічних вод може гальмуватися, а за їх повної відсутності – стає взагалі неможливим. Відповідно до СНіП 2.03.04-85 співвідношення БПК<sub>човн</sub> : N : P повинно відповідати 100 : 5 : 1.

Вміст хлоридів і сульфатів у господарсько-побутових стічних водах незначний і зумовлюється їх вмістом у водопровідній воді. Однак у виробничих стічних водах їх може міститися значно більше, тому в суміші господарсько-побутових і виробничих стічних вод, яка надходить на очисні споруди, вміст хлоридів і сульфатів складає відповідно близько 180 – 300 й 80 – 160 мг/л.

На міських очисних спорудах вміст хлоридів і сульфатів практично не змінюється, а їхня концентрації в стічних водах не мають суттєвого значення ні для фізико-хімічних, ні для біологічних процесів очищення води. Хлориди не впливають на біохімічні процеси навіть при концентраціях до 10 г/л, далі для запобігання засоленню водойм, у які відводяться стічні води, скидання високомінералізованих виробничих стічних вод у міську каналізацію заборонене.

У забруднених стічних водах розчинений кисень, як правило, відсутній чи його концентрація не перевищує 0,5 – 1 мг/л. Для нормальної життєдіяльності мікроорганізмів-біоокиснювачів мінімальний вміст розчиненого кисню складає 2 мг/л. Вміст розчиненого кисню в очищених стічних водах є нормованим показником і складає не менше 4 мг/л, якщо водойма належить до об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового водокористування, і 6 мг/л, якщо стічні води скидаються у водойму рибогосподарського водокористування.

Санітарно-бактеріологічні показники включають: визначення загальної кількості аеробних сапрофітів (мікробне число), бактерій групи кишкової палички (БГКП) і аналіз на яйця гельмінтів.

Мікробне число є оцінкою загального обсіменіння стічних вод мікроорганізмами і є непрямою характеристикою ступеня забруднення води органічними речовинами – джерелами живлення аеробних сапрофітів. Цей показник для міських стічних вод коливається в межах 106 – 108.

Стічні води є дуже небезпечними у санітарно-епідемічному відношенні. Ступінь забруднення води патогенними мікроорганізмами оцінюють опосередковано за присутністю у воді БГКП, які відносяться до родів *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella*. Найбільше санітарно-показове значення має рід *Escherichia*. Наявність коліформ у воді свідчить про її фекальне забруднення, а їхнє число дозволяє оцінити ступінь цього забруднення. При оцінюванні санітарно-епідемічної небезпеки стічних вод визначають також вміст яєць гельмінтів. Цей показник характеризує загальну й видову ураженість населення гельмінтозами й дозволяє оцінити рівень санітарного стану населеного пункту [1].

## 5.2. Технологія біологічного очищення стічних вод

У штучних умовах очищення побутових вод і суміші побутових стічних вод із промисловими проводять в аеротенках або біофільтрах.

Аеротенками називають залізобетонні аеровані резервуари відкритого типу. Процес очищення в аеротенку протікає в міру проходження крізь нього аерованої суміші стічної води й активного мулу (рис. 5.1). Аерація необхідна для насичення води киснем і підтримки мулу в зваженому стані.

Стічну воду направляють у відстійник, куди для поліпшення осадження зважених часток можна подавати частину надлишкового мулу. Потім прояснена вода надходить у преаератор-усереднювач, у який направляють мул із вторинного відстійника. Тут стічні води попередньо аеруються повітрям протягом і 5–20 хв. У разі потреби в преаератор можуть бути введені нейтралізуючі добавки і живильні речовини. З усереднювача стічну воду подають в аеротенк, через який циркулює й активний мул. Біохімічні процеси, що протікають в аеротенку, можуть бути розділені на два етапи:

- адсорбція поверхнею активного мулу органічних речовин і мінералізація легко окислюваних речовин при інтенсивному споживанні кисню;

- доокислення органічних речовин, які повільно окисляються, регенерація активного мулу. На цьому етапі кисень витрачається повільніше. Як правило,

аеротенк розділений на дві частини: регенератор (25% від загального обсягу) і

власне аеротенк, у якому йде основний процес очищення. Наявність регенератора дає можливість очищати більш концентровані стічні води і збільшити продуктивність агрегату. Перед аеротенком стічна рідина повинна

містити не більш 150 мг/л зважених часток і не більш 25 мг/л нафтопродуктів.

Температура вод, що очищаються, не повинна бути нижче 6 °С і вище 30 °С, а

pH — у межах 6,5...9. Після контактування стічна вода з мулом надходить у вторинний відстійник, де відбувається відділення мулу від води. Більшу частину

мулу повертають в аеротенк, а його надлишок направляють у преаератор.

Аеротенк являє собою відкритий басейн, обладнаний пристроями для примусової аерації. Вони бувають двох-, трьох- і чотирьохкоридорні. Глибина аеротенків від 2 до 5 метрів [19].

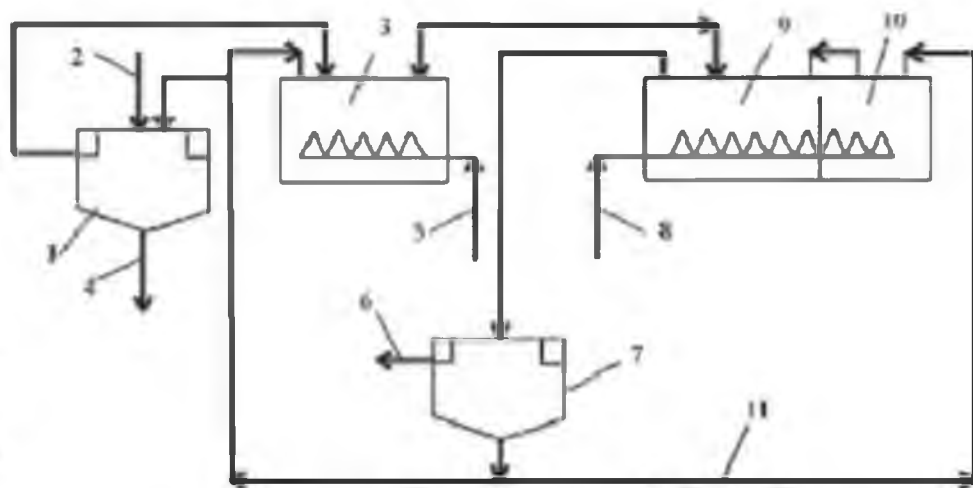


Рис. 5.1. Схема установки для біологічного очищення стічних вод

(за Ігнатюк, 2006) [19].

1 — первинний відстійник; 2 — вхідні стічні води на очищення; 3 — преаератор;

4 — осад; 5, 8 — повітря; 6 — очищені стічні води; 7 — вторинний відстійник;

9 — аеротенк; 10 — регенератор; 11 — активний мул.

# НУВБІП УКРАЇНИ

Аеротенки підрозділяються за такими основними ознаками:

- за гідродинамічним режимом – на аеротенки-витискувачі, аеротенки-змішувачі й аеротенки проміжного типу (з розосередженою подачею стічних вод);

# НУВБІП УКРАЇНИ

- за способом регенерації активного мулу – на аеротенки з окремою регенерацією й аеротенки без окремої регенерації;

- за навантаженням на активний мул – на високонавантажені (для неповного очищення), звичайні, і низьконавантажені (із продовженою аерацією);

# НУВБІП УКРАЇНИ

- за кількістю ступенів – на одно-, двох-, і багатоступінчасті;
- за режимом введення стічних вод – на проточні, напівпроточні, з перемінним робочим рівнем, і контактні;

- за конструктивними ознаками.

# НУВБІП УКРАЇНИ

Найбільш поширені коридорні аеротенки, що працюють як витискувачі-змішувачі, і з комбінованими режимами. В аеротенках-витискувачах воду й мул подають у початок спорудження, а суміш відводять наприкінці його. Аеротенка має 1 – 4 коридори. Теоретичний режим потоку поршневий, без подовжнього перемішування.

# НУВБІП УКРАЇНИ

На практиці існує значне подовжнє перемішування. Підвищена концентрація забруднень на початку спорудження забезпечує збільшені швидкості окислювання. Зміна складу води по довжині аеротенки ускладнює адаптацію мулу і знижує його активність. Такі аеротенки застосовують для

# НУВБІП УКРАЇНИ

окислювання мало концентрованих вод (до 300 мг/л по БПК<sub>повн</sub>).

В аеротенках-змішувачах воду й мул вводять рівномірно уздовж довгих сторін коридору аеротенка.

# НУВБІП УКРАЇНИ

Біологічне очищення стічних вод – добре освоєний процес. Однак, цей процес у його теперішньому стані дозволяє руйнувати тільки відносно прості органічні й амонійні сполуки. Неорганічні сполуки, токсини, комплексні сполуки і складні органічні сполуки (які також можуть бути токсичними) зв'язуються з біомасою, частково руйнуються, але ступінь очищення від них

набагато нижча. Наприклад, використання очищення за допомогою активного мулу не гарантує видалення іонів важких металів (кадмій, хром, нікель, свинець, ртуть).

Біологічне видалення азоту відбувається у чотири етапи:

1 етап – амоніфікація;

2 етап – мікробіологічна нітрифікація іонів амонію до нітритів (*Nitrosomonads*);

3 етап – мікробіологічне окислення нітритів до нітратів (*Nitrobacter*);

4 етап – денітрифікація нітратів до молекулярного азоту.

Чисельність нітрифікуючих бактерій росте повільніше, аніж гетеротрофів та денітрифікаторів. Із зменшенням навантаження на очисні споруди вік активного мулу збільшується, а чисельність нітрифікаторів росте. Їхня активність найбільш висока за умов рН середовища в інтервалі від 7,5 до 8,5. У більш кислому чи лужному середовищі процес нітрифікації призупиняється.

Поля зрошення – це спеціально підготовлені земельні ділянки, використовувані одночасно для очищення стічних вод і агрокультурних цілей.

Очищення стічних вод у цих умовах проходить під дією ґрунтової мікрофлори, сонця, повітря і під впливом життєдіяльності рослин. У ґрунті полів зрошення

знаходяться бактерії, актиноміцети, дріжджі, гриби, водорості, найпростіші і безхребетні тварини. Стічні води містять в основному бактерії. У процесі біологічного очищення стічні води проходять через фільтруючий шар ґрунту, у

якому затримуються зважені і колоїдні частки, утворюючи в порах ґрунту мікробну плівку. Потім утворена плівка адсорбує колоїдні частки і розчинені в стічних водах речовини. Проникаючий з повітря в пори кисень окисляє органічні речовини, перетворюючи їх у мінеральні сполуки.

У глибокі шари ґрунту проникання кисню ускладнене, тому найбільш інтенсивне окислювання відбувається у верхніх шарах ґрунту (0,2 – 0,4 м). За

нестачі кисню в естаках починають переважати анаеробні процеси. Поля зрошення краще влаштовувати на піщаних, суглинних і чорноземних ґрунтах.

Грунтові води повинні бути не вище 1,25 м від поверхні. Якщо ґрунтові води залягають вище цього рівня, то необхідно влаштовувати дренаж.

Процес очищення прогікає більш стійко і повно, коли ведуть спільне очищення виробничих і побутових стічних вод, оскільки побутові води містять біогенні елементи, а також розбавляють виробничі стічні води. Успіхи біотехнології будуть сприяти поліпшенню очищення стічних вод для видалення важких металів.

### **5.3. Деякі гідохімічні показники малих водойм Ржищівської МОТГ**

Для проведення апробації та імплементації технології біологічного очищення водойм, обрали малі річки Ржищівської МОТГ, оскільки поряд розташована екологічна станція «Глибокі Балики», а отже розроблена науково-дослідна інфраструктура й на цій території активно проходять дослідження інших науковців. З метою обрання об'єкту дослідження, спершу визначали рівень забрудненості водойм шляхом визначення гідробіологічних показників води у різних водоймах.

До складу Ржищівської міської територіальної громади входять низка сіл і місто Ржищів. Малі водні об'єкти на цій території зазнають значного антропогенного впливу через господарську діяльність людей. На місцях є розвинене сільське господарство, працюють промислові, переробні та комунальні підприємства, є активна рекреація. Стік струмків і малих річок зарегульований, а ставки використовують для рибного господарства, а також у якості зон відпочинку. Варто зазначити, що територія Ржищівської міської громади має складний природний рельєф і високу ерозію ґрунтів. Усе це впливає на загальний стан місцевих водойм, якість їхньої води, у тому числі на її хімічний склад.

Що стосується гідробіологічних показників, то оцінка трофності бентосу водних об'єктів Ржищівської МОТГ виявила показники, які є нижчими за типові у інших водоймах України [24]. Проте, це може бути пов'язано і з частковим переєсиханням малих річок і інших водойм у маловодні роки. Тому мета наших

досліджень полягала в аналізі води з малих річок і ставків Ржищівської міської громади водоканалу за головними гідрохімічними показниками.

Одержані результати наведені у таблиці 5.1. Температурний показник води коливався від 9,2 до 13,3 °С. Найнижчу температуру води зафіксовано у притінених струмках у селі Ходорів і в водотоці, що протікає ярмом, розташованим поряд бази екологічної дослідницької станції «Глибокі Балики». В інших малих проточних водоймах температура води становила близько 10 °С, а найвища була характерна для стоячих водойм, таких як заплавне озеро в місті Ржищів та ставок у селі Уляники.

Таблиця 5.1.  
Основні гідрохімічні показники і температурний режим малих водойм Ржищівської МОУТ

Показник	Номер дослідної ділянки							
	2	3	5	6	7	8	9	10
NO <sup>2-</sup> , мг/л	0,08	0,01	0,03	0,07	0,06	0,07	0,00	0,05
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг/л	1,2	1,2	0,9	1,9	3,5	1,2	0,4	0,6
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/л	0,1	0,0	0,0	0,1	0,3	1,6	0,6	0,0
NO <sup>3-</sup> , мг/л	9,1	3,8	15,3	10,4	2,2	1,5	0,3	9,5
pH	7,5	8,0	8,2	7,7	7,9	7,7	8,8	8,2
GH, ммоль/л	8,25	7,50	8,63	70,50	9,00	4,50	5,25	9,00
СН, ммоль/л	9,38	8,63	9,00	10,13	10,50	7,50	5,25	9,38
Ni <sup>2-</sup> , мг/л	0,00	0,08	0,10	0,09	0,21	0,05	0,06	0,07
Zn <sup>2-</sup> , мг/л	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	0,0	0,0
C <sub>т</sub> VI, мг/л	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01
Cu <sup>2-</sup> , мг/л	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mn, мг/л	0,1	0,1	0,0	0,1	0,9	0,0	0,0	0,1
t °С	10,3	10,5	10,0	10,0	9,8	12,3	13,3	9,2

Загальна жорсткість води лежала в межах 4,50 – 10,50 ммоль/л. Карбонатна жорсткість коливалася від 5,25 до 10,50 ммоль/л. Згідно ГДК [26], на карбонатну жорсткість води встановлених норм не розроблено, зате загальна жорсткість не повинна перевищувати десять, або бути їй рівною. З-поміж досліджених малих водойм загальна жорсткість дещо перевищувала встановлену ГДК норму і становила 10,5 для струмка у селі Балико-Щучинка. Згідно шкали Адекіна, помірно жорсткою була вода у стоячих водоймах, а саме у ставку в селі Уляники та в заплавному озері міста Ржищів [31]. Жорсткою вода виявилась в інших малих водоймах, а у згаданому струмку села Балико-Щучинка – навіть дуже жорсткою. Це, очевидно, пов'язано з тим, що води струмків активно вимивають із доломітів, гіпсу чи вапняків, що є материнськими породами, солі магнію та кальцію, котрі надають воді жорсткості. Для стоячих малих водойм характерне надходження значно більшої кількості м'якої дощової води, а також природне пом'якшення води фітопланктоном, тому у стоячих водоймах жорсткість води значно нижча.

За «Гігієнічними нормативами якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення» [26] граничні чи перевищені показники згідно ГДК характерні для окремих малих водойм лише за кількома характеристиками. Так, для води у ставку, що в селі Уляники притаманне високе значення рН, що становить 8,8 тобто є більш лужним, аніж передбачено згідно норм – до 8,5. Проте, цей показник ще не критичний, й, очевидно, коливається упродовж року.

Граничне значення концентрації фосфору фосфатів притаманне для струмка у селі Ходорів і становить 3,5 мг/л. По інших біогенних елементів, таких як сполуки азоту, фосфор фосфатів у інших водоймах, перевищення гранично допустимих концентрацій не виявлено.

Концентрація важких металів, а саме міді, цинку і хрому у воді усіх досліджених водойм була нижчою за гранично допустимі концентрації. Граничну концентрацію нікелю, а саме 0,1 мг/л, виявлено у струмку, що протікає поряд АЗС, а граничну концентрацію мангану (також 0,1 мг/л) – у водах струмків

у селі Балико-Шунивка і яру біля екостанції «Глибокі Балики», а також річки Леглиці, у ділянці коло магазину «Сантехбуд», район Березна. Також перевищення гранично допустимих концентрацій за цими обома показниками зареєстровано у воді струмка, що протікає у с. Ходорів. Концентрація нікелю у ній становила 0,21 мг/л, а мангану – 0,9 мг/л.

Тому, за гідрохімічними показниками найбільше перевищень гранично допустимих концентрацій було притаманне для води у струмку в селі Ходорів. Оскільки, наразі у селі постійно проживає лише 155 жителів, а в його околицях відсутні великі підприємства та значні площі сільськогосподарських угідь, тому води струмка, воєвдиль, є локально забрудненими побутовими відходами чи речовинами, що потрапляють із стихійних сміттєзвалищ.

#### ***5.4. Технологія очищення мулу природних водойм прямоточним біоконвеєрним методом***

Для подальших досліджень обрали водоюму, а саме невеликий струмок у с. Ходорів, оскільки він виявився найбільш забрудненим антропогенними відходами. Для досліду відібрали намул зі струмка і завантажили у біореактор з іммобілізованими мікроорганізмами в лабораторії кафедри екобіотехнології та біоенергетики НІУУ «КПІ» (рис. 5.2). У лабораторії провели експеримент із очищення мулу і води з струмка й визначили гідрохімічні показники вихідного матеріалу.

Для досліду відібрали мул і воду з дослідного струмка і визначили їхні гідрохімічні показники: концентрація органічних речовин за показником ХСК – 260–290 мг/дм<sup>3</sup>, завислих речовин – 100–120 мг/дм<sup>3</sup>, амонійного азоту – 20–28 мг/дм<sup>3</sup>, фосфатів – 18–28 мг/дм<sup>3</sup>. Експериментальні дослідження параметрів технології очищення стічних вод проведено на лабораторній установці за технологічною схемою, наведеною на рис. 5.2.

Для перемішування рідини використано помпи АТМАН-АТ 103 з системою розподілу стічних вод, яка складалася з рециркуляційної та дірчатої

трубок. Через отвори останньої здійснено розбризкування води, зрошування поверхні носія та перемішування реагуючих мас.

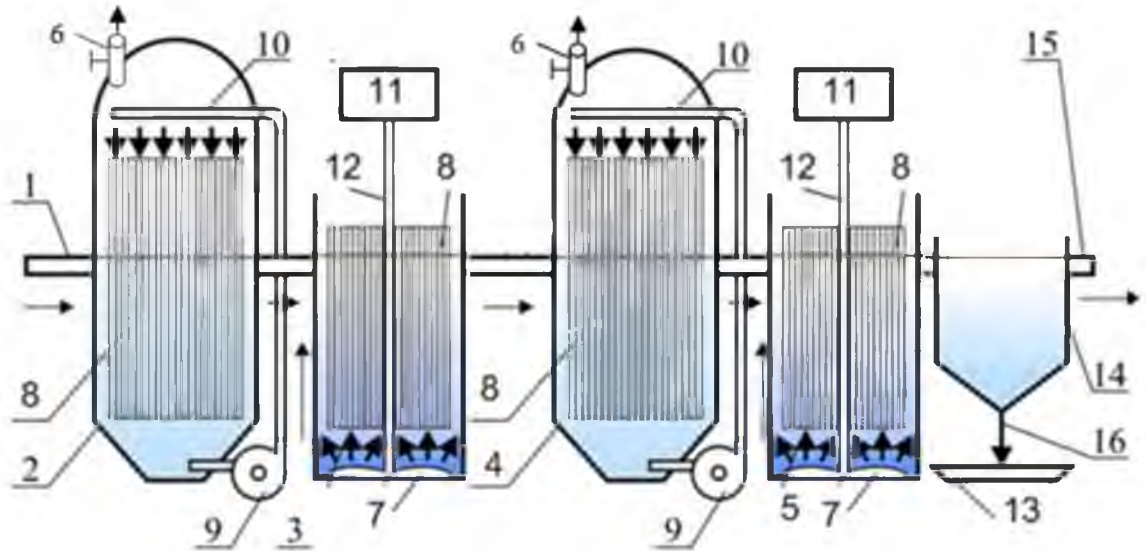


Рис. 5.2. Технологія очищення мулу і води в біореакторах з іммобілізованими мікроорганізмами.

1 – подача стічних вод після решіток; 2 – анаеробний біореактор; 3 – аноксидний біореактор; 4 – анаеробний біореактор; 5 – аеробний біореактор; 6 – газова трубка; 7 – аератори; 8 – волокнистий носій; 9 – циркуляційний насос; 10 – ліпчатий трубопровід рециркуляційної води; 11 – повітродувка; 12 – повітропроводи; 13 – мулові майданчики; 14 – вторинний відстійник; 15 – трубопровід відведення очищеної води; 16 – відведення осаду.

Аеробні біореактори обладнано системами подачі повітря для підтримки вільноплаваючого активного мулу в завислому стані і концентрації розчиненого кисню: в аноксидній зоні – 0,1-0,2 мг/дм<sup>3</sup>, в аеробній – 1,6-2,5 мг/дм<sup>3</sup>.

Схема руху води в лабораторних біореакторах – прямоточна з перетоком води від одного біореактора до іншого. Для іммобілізації мікроорганізмів у біореакторах встановлено волокнисті носії типу «ВІА», виготовлені з капронової текстурованої нитки 250-500 ТУ 6-06-С116-87/

До експериментальної установки зразки мулу і води зі струмка потрапляли через анаеробний біореактор, звідки вони надходили в аноксидний, потім у анаеробний і аеробний біореактори. У процесах очищення в них стічної води брали участь мікроорганізми, іммобілізовані на носіях.

У біоценозах біореакторів були присутні численні найпростіші, що живляться бактеріями, детритом, завдяки чому кількість біомаси зменшувалась, а вода очищувалась.

Другий анаеробний біореактор потрібен для здійснення денітрифікації, адже після аноксидного у стічній воді є ще амонійний азот, органічні речовини, і є утворені нітрати – всі умови, необхідні для виникнення газоподібного азоту за участі мікроорганізмів-денітрифікаторів.

Стічна вода після анаеробного біореактора очищується за допомогою аеробних бактерій, найпростіших. У біоценозі присутні також коловертки, черви та інші гідробіонти, які живляться бактеріями, найпростішими, детритом, зменшуючи й кількість біомаси, й кількість неживої органіки.

Пусковий період установки тривав близько 45 днів, упродовж яких стічні води знаходилися в експериментальній установці, де відбувалися процеси селекції наявних у зразках мулу і води бактерій та нарощення біомаси на носіях.

Після пускового періоду було проведено дослідження на спроможність нарощеної біомаси очищати стічні води від забруднень.

Обробку зразків мулу і води зі струмка здійснено у проточному режимі за температури  $20 \pm 3^\circ \text{C}$ ; витрату модельного розчину змінювали в діапазоні 285–7776  $\text{cm}^3/\text{добу}$ , гідравлічне навантаження – 0,36–9,9  $\text{m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{добу})$ .

Для нарощування біомаси на початку роботи установки в біореактори вносили інокулят – активний мул з очисних споруд, додавали  $\text{NaN}_3\text{O}_3$  – 2 г,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  – 5 г на 4  $\text{dm}^3$  розчину.

Концентрація біомаси за сухою речовиною після нарощування в пусковий період становила 3,8–1,5 г на 1 г носія, 30–3,2 г на 1  $\text{dm}^3$  об'єму споруди, зменшуючись у міру очищення води (від анаеробного до аеробного біореактора).

Перемішування задля покращення масообміну між стічною водою і поверхнею волокон носія з іммобілізованими на ньому мікроорганізмами здійснювалось в анаеробному біореакторі рециркуляційною водою з розбризкуванням її через отвори в рециркуляційній трубці, встановленій над каркасом з носіями. Таким способом здійснювалося зрошування поверхні волокон, розташованих над рівнем води, аби створити умови для обростання мікроорганізмами й цих поверхонь. Це дозволило збільшити концентрацію біомаси в анаеробних секціях, куди надходила стічна вода з високою концентрацією органічних речовин.

Над поверхнею води в анаеробних біореакторах утворювався об'єм газової фази, через який розбризкувалась вода [7]. Та частина «ВІЙ», що знаходилась у газовій фазі і зрошувалась водою, теж мала іммобілізовані мікроорганізми, які сприяли очищенню води, беручи участь в анаеробному розкладенні органічних сполук, метаногенезі, сульфатредукції, асиміляції вуглекислоти, утворенні метану та в інших процесах, що відбуваються при анаеробній обробці експериментальних зразків мулу і води.

Кількість біомаси, яка утворювалась на поверхнях «ВІЙ», розташованих над рівнем води в анаеробних біореакторах, становила 4-5 г/дм<sup>3</sup>.

Для підтримання оптимальних умов масообміну з метою одержання мікроорганізмів прикріпленого біоценозу потрібної кількості органічних речовин зі стічної води, що омиває волокнистий носій, а вільноплаваючого активного мулу – в завислому стані, в аноксидних біореакторах за допомогою мікрокомпресора та аераторів, установлених на конічному дні корпусів, здійснювалась слабка аерація. Кисень для окиснення органічних речовин миттєво споживався мікроорганізмами.

Для подачі повітря до стічної води, створення аеробних умов для окиснення залишку органічних речовин, здійснення нітрифікації та інших аеробних процесів аеробний біореактор було обладнано аератором. Крім того, в цьому біореакторі на відміну від попередніх було здійснено культивування вищих за трофічним рівнем організмів, яким для дихання потрібен кисень.

Мікроорганізми біоплівки у процесі ферментативних реакцій окиснюють органічні речовини, необхідні для їхньої життєдіяльності. Частина органічних речовин мікроорганізми використовують як матеріал для збільшення своєї маси.

Таким чином, під час метаболічних реакцій відбувається перетворення органічних забруднюючих речовин у прості сполуки (вода, неорганічні сполуки і гази), в результаті чого зі стічної води, де проходять процеси нітрифікації, денітрифікації, аанаммоксу, ці органічні забруднюючі речовини видаляються.

Біоплівка – високовпорядкована бактеріальна спільнота, яка дозволяє бактеріям існувати в іммобілізованому стані. Продукти гідролізу дифундують у клітину, де під дією ендоферментів відбувається їх подальше окиснення з виділенням енергії і більш простих сполук, що використовуються в якості будівельних блоків клітинної речовини. Склад продуктів окиснення залежить від складу субстрату та видового різноманіття бактерій, що утворюють біоплівку;

обов'язково присутні вуглекислий газ і вода, в різній кількості можуть бути сульфати, фосфати, азот амонійний та нітратний, а також продукти неповного розкладання – різноманітні органічні кислоти.

Треба зазначити, що в результаті очищення утворюється мала концентрація надлишкової біомаси, яка виноситься з біореакторів зі стічною водою, – 50–70 г/м<sup>3</sup>. Зольність біомаси в анаеробно-аеробній технології складає близько 38–51%, а містить в основному біогенні неорганічні речовини.

Носій у біореакторі є матеріалом для іммобілізації мікроорганізмів і відіграє важливу роль у створенні сприятливих умов для розвитку біоценозу.

При виборі волокнистого матеріалу для іммобілізації перевагу слід надавати синтетичним волокнам завдяки їхній високій міцності, термостійкості та стійкості до руйнування мікроорганізмами. Тому й було обрано волокнистий носій «ВІЯ» – синтетичне текстильне волокно, що виготовляється з капронової текстурованої або поліефірної термофіксованої нитки (лавсан). Параметри носія:

щільність – 1,14 г/см<sup>3</sup>, пористість – 0,52%, гідрофобність – 48%. Встановлено, що питома площа поверхні біоплівки, яка покриває волокнистий носій, досягає 5000 м<sup>2</sup>/м<sup>3</sup> [28].

Одне з основних призначень носія – іммобілізація мікроорганізмів і збільшення концентрації біомаси в споруді. Але просте накопичення біомаси не сприяє підвищенню продуктивності та ефективності роботи біореактора, оскільки процес біологічного окиснення забруднень ефективно протікає лише в тонкому поверхневому шарі біоплівки. Обмін поживними речовинами й газами відбувається тільки через конвекцію і дифузію в шарі мікроорганізмів, що утворює біоплівку. Встановлено, що дифузія ефективна при товщині біоплівки 0,5–1,0 мм. Слід зазначити, що товщина біоплівки у біофільтрах досягає 2–5 мм.

При такій товщині біоплівки обмежується надходження в її глибинні шари поживних речовин і кисню, через що за кількістю активна біоплівка являє собою лише невелику частку з усієї наявної біомаси.

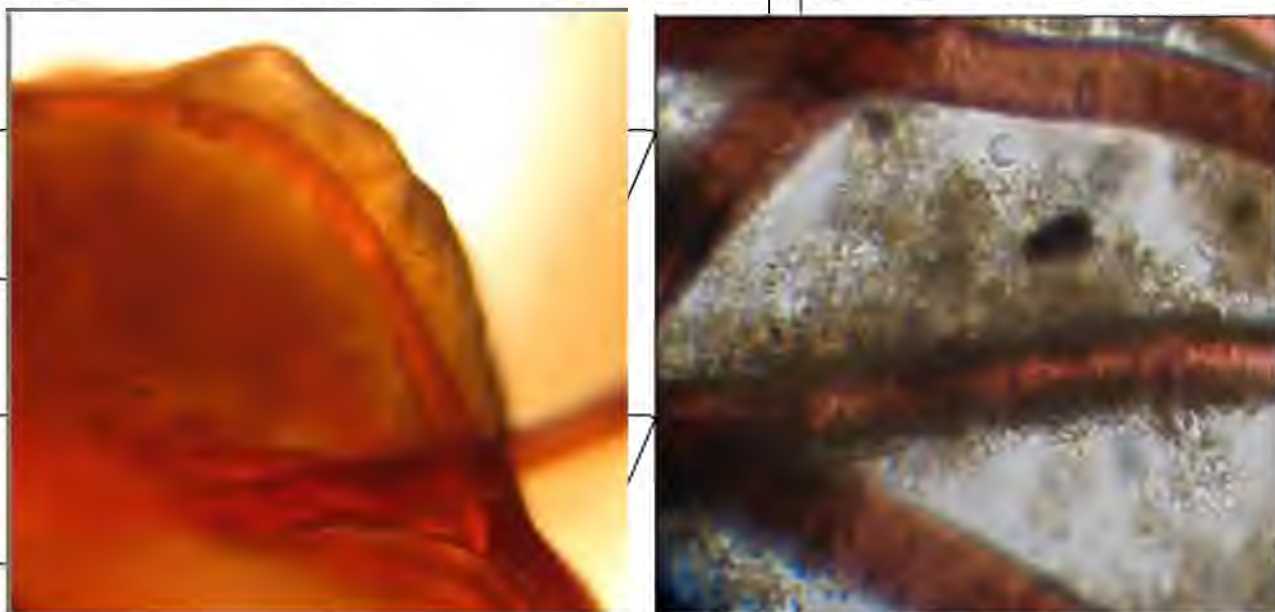
У біореакторі було досліджено шляхи утримання біоплівки на волокнах носія за допомогою мікроскопа тринокуляр XSP-139TP з фото-відеовиходом.

У результаті мікроскопічного дослідження біоплівки (рис. 5.3) встановлено, що у анаеробному біореакторі біоценоз складався, в основному, з інфузорій, саркодові були представлені родом *Arcella*. В аеробному біореакторі збільшилася чисельність коловерток, що свідчить про проходження обох ступенів нітрифікації. Наявність малоцетинкових червів вказує на високу мінералізацію біомаси та утворення трофічної ланки вищого рівня.

Отже, при використанні розробленої технології забезпечується створення на різних стадіях очищення відповідних біоценозів гідробіонтів.

Високого рівня ефективності очищення господарсько-побутових стічних вод було досягнуто вже через 1,5 місяці роботи експериментальної установки завдяки високій щільності іммобілізації мікроорганізмів на волокнах «ВІЯ» і створенню біоценозів, пристосованих до конкретних умов середовища і характерних для біореактора даного ступеня, про що свідчать показники очищеної стічної води: БСК<sub>повн</sub> – до 15 мг/дм<sup>3</sup>; концентрація амонійного азоту – до 2 мг/дм<sup>3</sup>; нітратів – до 17 мг/дм<sup>3</sup>; фосфатів – до 1,5 мг/дм<sup>3</sup> (табл. 5.2). Питома поверхня носіїв у міру очищення стічної води зменшувалась від 3800–3700 в анаеробних біореакторах до 380 м<sup>2</sup>/м<sup>3</sup> в аеробному. Велика питома поверхня

волокон завантаження типу «ВІА» забезпечила мікроорганізмам можливість активно іммобілізуватись, збільшуючи концентрацію біомаси в споруді.



1.

2.

Рис. 5.3. Мікрофотографії волокна з іммобілізованою біомасою за збільшення  $\times 200$  (1) та за збільшення  $\times 400$  (2).

Встановлено, що після нарощування біобіоценозів на поверхні носіїв у пусковий період концентрація біомаси за сухою речовиною через 45 діб досягала  $30 \text{ г на } 1 \text{ дм}^3$  анаеробного біореактора і зменшувалась у міру очищення води до  $3,2$  – в аеробному.

Якщо показники якості очищених господарсько-побутових стічних вод у пусковий період відповідають санітарним вимогам, це свідчать про достатню концентрацію іммобілізованих мікроорганізмів у біореакторах на всіх ступенях і забезпечення необхідних умов їх роботи.

Отже, для біологічного очищення стічних вод і мулу природних водоемів варто задіяти таку новітню, ефективну, маловідходну технологію, як прямоточна біоконверсія з очищенням стічних вод у системі біореакторів з послідовно створеними анаеробними, аноксидними, анаеробними та аеробними умовами і використанням носіїв іммобілізованих мікроорганізмів, нітриденітрифікації, анамокс-процесу тощо.

Таблиця 5.2

Характеристика води і мулу зі струмка у с. Ходорів (Ржищівська МОПГ) до і після очищення в системі біореакторів

Показники	До очищення	Після очищення
XGК, мг/дм <sup>3</sup>	260–290	80–85
БСК <sub>5</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	200–240	15
Завислі речовини, мг/дм <sup>3</sup>	100–120	15–17
Амонійний азот, мг/дм <sup>3</sup>	20–28	1,1–1,2
Фосфати, мг/дм <sup>3</sup>	18–28	1,2–1,5
Нітрати, мг/дм <sup>3</sup>		15–17
pH	7,0–7,2	7,2–7,5
Вихід біогазу, мм <sup>3</sup> /3 л		568

Присутність у господарсько-побутових стічних водах як легкоокислюваної, так і важкоокислюваної органіки зумовлює використання такої біотехнології, в якій на першому етапі буде анаеробний процес. Це дозволить ефективно очищати стічні води при менших витратах електроенергії з меншим (у 5–10 разів) приростом біомаси. Анаеробний процес порівняно з аеробним характеризується стійкістю до перерв у подачі стічної води і до залпових скидів органічних речовин. Наступні етапи це послідовно аноксидний, анаеробний і аеробний процеси, здійснювані в біореакторах з іммобілізованими мікроорганізмами, завдяки чому органічні речовини, сполуки азоту, фосфору тощо будуть ефективно видалятися. Вихід біогазу за таких умов незначний, зате ця технологія забезпечує якісне очищення стічних вод з максимально економічними енергозатратами.

Вихід біогазу за комплексного прямогочного біоконверсного методу очищення стічних вод становив 568 мм<sup>3</sup> з розрахунку на 3 л субстрату, що у порівнянні з класичною біогазовою установкою є значно нижчим показником (2,5–32,3 %). Тому економічний ефект такого методу за виходом біогазу є значно

нижчим у порівнянні з класичним методом, проте класичний метод не очищує стічні води від усього спектру забруднювачів (важкі метали, тверда фракція, важко гідролізуючі полімери тощо), на відміну від прямогочного біоконверсного методу. Окрім того, вказаний метод забезпечує високоефективне очищення

стічних вод з мінімальними економічними затратами і є високоекономічним, тому за умови сильного забруднення стічних вод важкодеградуючими сполуками, є рентабельнішим і більш оправданим у порівнянні з класичним.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

## ВИСНОВКИ

НУБІП України

Проведено аналіз технології одержання біогазу на підприємстві «ZORG Biogas» (м. Цюрих, Швейцарія) та оптимізовано її біотехнологічний етап шляхом підбору ефективного складу субстрату за допомогою лабораторної біогазової

НУБІП України

установки. Для реалізації цієї мети проведено експериментальні дослідження процесу виходу біогазу з субстрату, що містив гній ВРХ із додаванням ко-субстрату промислових відходів, а саме неочищений гліцерин – продукт розпаду жирів, м'яса (чорна патока) – темний густий сироп, який є побічним

НУБІП України

продуктом переробки цукру і містить велику кількість низькомолекулярних вуглеводів і водний розчин фосфатів у концентрації 1,0 мг/дм<sup>3</sup>, оскільки така концентрація є близькою до концентрації фосфору у водах, забруднених каналізаційними скидами. Проаналізовано гідрохімічні показники низки малих

НУБІП України

водою Ржищівської МОТГ, з яких обрано найбільш забруднену й проведено експеримент з очищення її мулу й води комплексним прямиоточним біоконвеєрним методом.

1. На сьогодні основні технології одержання біогазу ґрунтуються на переробці певних типів промислових відходів. Для кожної компанії, що виробляє біогаз, притаманна спеціалізація на конкретних субстратах, що є відходами певних промислових виробництв. Така особливість обмежує повномасштабну переробку забруднювачів, що надходять у навколишнє середовище з усіх галузей народного господарства.

НУБІП України

2. В основі біотехнологічного етапу одержання біогазу лежить метанове бродіння – складний багатоступінчастий процес, в якому задіяні різноманітні мікроорганізми, що метаболічно і філогенетично відрізняються один від одного. Трофічні зв'язки, що реалізуються у комбінованому угрупованні, уможливають трансформацію сполук, недоступну

НУБІП України

індивідуальним мікрорганізмам. Метаногени найбільш чутливі до зміни умов навколишнього середовища з-поміж бактерій, що беруть участь в анаеробному бродінні.

3. Компанія «ZORG Biogas» (м. Цюріх, Швейцарія) забезпечує ефективну переробку продуктів цукрового виробництва у біогаз за новітніми й найдосконалішими технологіями. Проте, її діяльність зосереджена на вузькоспеціалізованій переробці лише одного типу субстрату. Це обмежує можливості компанії утилізації відходів інших галузей народного господарства.

4. Додавання ко-субстратів, що є забруднювачами навколишнього середовища, по-різному впливають на синтез біогазу. Фосфати підвищують швидкість утворення біогазу, але на загальний його об'єм утвореного не впливають.

Гліцерин збільшує калорійність субстрату і забезпечує зростання об'єму утвореного біогазу, але не впливає на швидкість протікання метаболічних процесів у продуцентів. М'яся, котра містить велику кількість низькомолекулярних вуглеводів, що легко використовуються бактеріями як джерело енергії, тому забезпечує пролонгування утворення біогазу і підвищує загальний об'єм його утворення.

5. Використання комбінованих субстратів, що містять відходи різних галузей народного господарства дає можливість одночасно підвищити швидкість і об'єм продукованого біогазу, та забезпечити утилізацію широкого спектру речовин-забруднювачів. Найоптимальнішим складом субстратів для отримання біогазу, очевидно, є комбінація фосфатів, що підвищують швидкість метаболічних процесів у продуцентів, жирів і низькомолекулярних або легко гідролізуючих полімерних вуглеводів, котрі збільшують калорійність субстрату й забезпечують зростання об'єму загального виходу біогазу.

6. Наразі біологічне очищення стічних забезпечує руйнування тільки відносно простих органічних та амонійних сполук. Неорганічні сполуки, токсини, комплексні і складні органічні сполуки (які також можуть бути токсичними) зв'язуються з біомасою, частково руйнуються, але ступінь очищення від них набагато нижча. Зокрема, використання очищення стічних вод за допомогою

активного мулу не гарантує видалення йонів важких металів (кадмій, хром, нікель, свинець, ртуть).

7. За проаналізованими гідрохімічними показниками малих водойм Ржищівської МОТГ, загалом їхня вода відповідає нормативам якості водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення. Деякі перевищення окремих показників спостерігаються для струмка в с. Ходорів, що, очевидно пов'язане з локальним забрудненням стічних вод від стихійних сміттєзвалищ або побутових відходів.

8. Присутність у господарсько-побутових стічних водах як легкоокиснюваної, так і важкоокиснюваної органіки зумовлює використання такої біотехнології, котра складатиметься із таких послідовних етапів: аноксидний, анаеробний і аеробний, що протікають у біореакторах з іммобілізованими мікроорганізмами, завдяки чому органічні речовини, сполуки азоту, фосфору тощо будуть ефективно видалятися. Вихід біогазу за таких умов незначний, зате ця технологія забезпечує якісне очищення стічних вод з максимально економними енергозатратами.

9. Вихід біогазу за комплексного прямого біоконверсного методу очищення стічних вод становив  $568 \text{ м}^3$  з розрахунку на 3 л субстрату, що у порівнянні з класичною біогазовою установкою є значно нижчим показником (2,5–32,3 %). Тому економічний ефект такого методу за виходом біогазу є значно нижчим у порівнянні із класичним методом, проте класичний метод не очищує стічні води від усього спектру забруднювачів (важкі метали, тверда фракція, важко гідролізуючі полімери тощо), на відміну від прямого біоконверсного методу. Окрім того, вказаний метод забезпечує високоефективне очищення стічних вод з мінімальними економічними затратами і є високоекономічним, тому за умови сильного забруднення стічних вод важкодеградуючими сполуками, є рентабельнішим і більш оправданим у порівнянні з класичним.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

# НУБІП України

1. Айрапетян Т. С. Конспект лекцій з дисциплін «Очистка побутових стічних вод» та «Споруди та обладнання водовідведення» (Модуль 2. Очищення стічних вод) (для студентів 4 курсу денної і 5 курсу заочної форм навчання напрямів підготовки 6.060101 «Будівництво» (спеціальність «Водопостачання та водовідведення») та 6.060103 «Гідротехніка (Водні ресурси)»). Х.: ХНУМГ, 2014. 121 с.

# НУБІП України

2. Амон Т., Амон Б., Дубровин В. Технология использования биомассы в биогазовых установках. *Зб. наук. праць НАУ*. 2003. № 60. С. 18.

# НУБІП України

3. Баадер В., Доие Е., Бренндерфер М. Биогаз: теория и практика. М.: Колос, 1982. 148 с.

4. Барбара Э, Хайнц Ш. Биогазовые установки. Практическое пособие. М. 2011. 268 с.

# НУБІП України

5. Білецький В. С., Гайко Г. І., Орловський В. М. Історія та перспективи нафтогазовидобування : Навчальний посібник. Київ: ФОР Халіков Р. Х. 2019. 302 с.

# НУБІП України

6. Білецький В. С., Орловський В. М., Дмитренко В. І., Похилко А. М. Основи нафтогазової справи. Полтава: ПолтНТУ / Київ: ФОР Халіков Р. Х. 2017. 312 с.

7. Бляшина М. В., Саблій Л. А., Гвоздяк П. І. Очищення міських стічних вод в анаеробно-аеробних біореакторах з іммобілізованими мікроорганізмами. *Науковий вісник будівництва*. 2012. № 67. С. 320–328.

# НУБІП України

8. Василенко О. А., Епоян С. М., Смірнова Г. М. Водовідведення та очистка стічних вод міста. Курсове і дипломне проектування. Приклади та розрахунки: Навчальний посібник. Київ – Харків, КНУБА, ХНУБА, 2012. 572 с.

# НУБІП України

9. Веденев А. Г., Веденева Т. А. Биогазовые технологии в Кыргызской республике. Бишкек: Типография "Евро". 2006. 90 с.

10. Веденев А. Г., Маслов А. Н. Строительство биогазовых установок. Краткое руководство. Б.: «Евро». 2006. 28 с.

11. Гелетуха Г. Г., Кучерук П. П., Матвеев Ю. Б. Перспективы производства и использования биогаза в Украине. К.: БАУ. 2013. 22 с.

12. Голуб Н. Переробка біомаси. Київ. 2013. 204 с.

13. Державне агентство з енергоефективності та енергозбереження України. Режим доступу: <https://saee.gov.ua/uk/about/polozhennya-derzhenerhoefektyvnosti-ukrainy> (дата звернення: 13.05.2022).

14. Енергоефективність та відновлювані джерела енергії : Підручник / за заг. ред. А. К. Шидловського. К.: Українські енциклопедичні знання, 2007. 560 с.

15. Железная Т. А., Гелетуха Г. Г. Современнѳе технологиѳ получения жидкого топлива из биомассы быстрым пролизои. Часть 1. *Промышленная теплотехника*. 2005. Т.27, № 4. С. 91–100.

16. Желих В. М. Виробництво енергії з відходів органічного походження. *Енергозбереження Полісся*. 2001. №4–5. С. 35–41.

17. Желих В. М., Фурдас Ю. В. Біогазові технології: теорія і практика : монографія. Львів: Вид-во Львівської політехніки. 2015. 164 с.

18. Запольський А. К., Мішкова-Клименко Н. А. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод. К.: Лібра, 2000. 268 с.

19. Ігнатюк О. А. Основні екологічні принципи та концепції екологічної біотехнології. Навч. посіб. К.: ВПІ ВПШ «Політехніка», 2006. 268 с.

20. Ковальчук В. А. Очистка стічних вод: Навч. посібник. Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня», 2003. 622 с.

21. Куцоконь Ю. К., Діденко О. В., Щербатюк М. М., Гурбик О. Б. Риби водойм Ржищівської МОПГ. *Біорізноманіття Ржищівської міської об'єднаної територіальної громади*. Чернівці: Друк Арт, 2023. Вип. 2. Наукові праці

Екологічної дослідницької станції «Глибокі Балики», відокремленого підрозділу ГО «Мережа екостанцій України». С. 335-349.

22. Кучерук П. П., Матвеев Ю. Б., Холаківська Т. В., Грабовський М. Б. Перспективи виробництва біогазу з сумішей гнойових відходів тваринництва

та рослинної сировини в Україні/ *Пром. теплотехніка*. 2013. 35, №1. С. 107

– 113

23. Любін М., Цуркан О., Токарчук Д. Основи запуску та експлуатації біогазових установок для фермерських господарств. *Збірник наукових праць ВНАУ*. 2012. №10. С. 69–76.

24. Лященко В. А. Видовий склад бентосних безхребетних малих водойм Ржищівської МОПГ. *Біорізноманіття Ржищівської міської об'єднаної територіальної громади*. Чернівці: Друк Арт, 2023. Вип. 2. Наукові праці Екологічної дослідницької станції «Глибокі Балики», відокремленого підрозділу ГО «Мережа екостанцій України». С. 148-161.

25. Никитина А. Биотехнологические и микробиологические аспекты термофильной анаэробной переработки коммунальных органических отходов при высокой нагрузке по субстрату : дис. канд. / Никитина Анна – Москва. 2018. 168 с.

26. Про затвердження Пігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення. Наказ міністерства охорони здоров'я України від 02 травня 2022 р. № 721. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22#Text> (дата звернення: 10.05.2023).

27. Руководство по биогазу. От получения до использования. Германия. Гюльцов-Прюцен. 2012. 214 с. URL: <http://esco.go.itsjournal2012.org/its372.pdf>

28. Саблій Л. А., Кузьмінський Є. В., Жукова В. С., Бляшина М. В. Технологія біологічного очищення стічних вод Української антарктичної станції Академік Вернадський. *Український антарктичний журнал*. 2014, № 13. С. 281–287.

29. Саранчук В. І., Ільшов М. О., Ошовський В. В., Білецький В. С. Хімія і фізика горючих копалин. Донецьк: Східний видавничий дім. 2008. 600 с.

30. Таргоня В., Оверченко В., Щербак Б. Визначення обсягів вторинної сировини та розрахунок можливого виходу біогазу на тваринницьких фермах та комплексах. Київ: Видавничий центр НУБіП України. 2013. 235 с.

31. Хільчевський В. К., Осадний В. І., Курило С. М. Основи гідрохімії. К.: Ніка-Центр, 2012. 326 с.

32. Hamed M.EI-Mashad. Effect of temperature and temperature fluctuation on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure. *Bioresource Technology*. 2004. №95. С. 191–201.

33. ZORG Biogas біогазовий комплекс з переробки відходів цукрового виробництва в біогаз з виробничою/електричною потужністю 7,5 МВт. Режим доступу: <http://www.zorg-biogas.com> (дата звернення 13.05.2022).

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України