

**Н.С. Ремез, А.О. Дичко, С.Л. Шмарін,
С.О. Крайчук, Н.О. Остапчук**

**СТРАТЕГІЧНІ ПІДХОДИ
ДО ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМИ
ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ**

Монографія

*Видавництво
"Волинські обереги"*



2023

УДК 528.855:628.4.032:502.174(043.3)

С-83

*Рекомендовано Вченою радою КПІ ім. Ігоря Сікорського
(Протокол № 4 від 27 червня 2022 р.)*

Укладачі:

Н.С. Ремез, д.т.н., професор, професор кафедри геоінженерії;

А.О. Дичко, д.т.н., професор, професор кафедри геоінженерії;

*Навчально-науковий інститут енергозбереження та енергоменеджменту,
Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського";*

*С.Л. Шмарін, к.т.н., керівник групи Департаменту балансової надійності Дирекції управ-
ління ОЕС України ПрАТ "НЕК "Укренерго";*

*С.О. Крайчук, к.т.н., доцент, доцент кафедри економіки та управління бізнесом, Рівнен-
ський державний гуманітарний університет;*

*Н.О. Остапчук, к.пед.н., доцент, доцент кафедри інформаційно-комунікаційних технологій та
методики викладання інформатики, Рівненський державний гуманітарний університет.*

Рецензенти:

О.О. Вовк, д.т.н., професор, завідувач кафедри геоінженерії,

*Навчально-науковий інститут енергозбереження та енергоменеджменту,
Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського"*

В.М. Єрмаков, д.т.н., доц., заступник директора,

Навчально-науковий інститут екологічної безпеки та управління,

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Ремез Н.С.

С-83 Стратегічні підходи до вирішення проблеми побутових відходів [Текст]: монографія / Н.С. Ремез, А.О. Дичко, С.Л. Шмарін, С.О. Крайчук, Н.О. Остапчук. – Рівне: Волин. береги, 2023. – 460 с.

ISBN 978-966-416-961-2

Наведено основні підходи до поводження з твердими побутовими відходами, утилізації та біохімічного очищення рідких побутових відходів, у тому числі енергоефективного, а також аналітичні та практичні аспекти прогнозування та оцінки можливості використання полігонів твердих побутових відходів в якості основи споруд.

Розглянуто досвід України та світу поводження з відходами, результати експериментальних досліджень та математичного моделювання процесів.

Для наукових працівників, викладачів, аспірантів, студентів, а також широкого кола спеціалістів з метою використання при вирішенні проблеми поводження з побутовими відходами.

УДК 528.855:628.4.032:502.174(043.3)

© Н.С. Ремез, А.О. Дичко, С.Л. Шмарін,

С.О. Крайчук, Н.О. Остапчук, 2023

© "Волинські береги", 2023

ISBN 978-966-416-961-2

З М І С Т

ВСТУП	8
РОЗДІЛ 1 ПОВОДЖЕННЯ З ТВЕРДИМИ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ.....	12
1.1 Аналіз сучасного стану зберігання твердих побутових відходів та їх негативного впливу на довкілля	12
1.1.1 Аналіз стану досліджень щодо поводження з твердими побутовими відходами в Україні.....	12
1.1.2 Аналіз складу твердих побутових відходів	18
1.1.3 Сучасний стан поводження з твердими побутовими відходами в Україні та світі	27
1.1.4 Чинники забруднення довкілля внаслідок процесів, які відбуваються в місцях захоронення твердих побутових відходів	32
1.1.5 Система та методики обліку викидів метану, які утворюються в місцях захоронення твердих побутових відходів	40
1.2 Методологія і методи проведення досліджень	54
1.2.1 Методика систематизації, оброблення та узагальнення інформації про обсяги захоронення твердих побутових відходів в регіонах України.....	54
1.2.2 Методика систематизації, оброблення та узагальнення інформації про склад твердих побутових відходів в регіонах України.....	62
1.2.3 Методика проведення експериментальних досліджень з визначення компонентного складу твердих побутових відходів в м. Борисполі.....	74
1.2.4 Методика проведення експериментальних досліджень з визначення складу харчових відходів, вмісту у них біорозкладного вуглецю, їх вологості та зольності у м. Борисполі	80
1.2.5 Методика математичного моделювання викидів метану з місць захоронення твердих побутових відходів	83
1.2.6 Методика розрахунку невизначеності результатів математичного моделювання	90

1.3 Результати систематизації вихідних даних, експериментальних польових та лабораторних досліджень..... 94

1.3.1 Результати оброблення інформації про обсяги захо-
ронення твердих побутових відходів в регіонах України 94

1.3.2 Результати систематизації, оброблення та узагаль-
нення інформації про склад твердих побутових відходів у
регіонах України 98

1.3.3 Результати дослідження морфологічного складу твердих
побутових відходів на муніципальному полігоні м. Борисполя
Київської області..... 105

1.3.4 Результати дослідження компонентного складу харчо-
вих відходів, вмісту в них біорозкладного вуглецю, їх воло-
гості та зольності у м. Борисполі Київської області 109

1.3.5 Вихідні дані для математичного моделювання викидів
метану з місць захоронення твердих побутових відходів в
Україні..... 117

**1.4 Математичне моделювання викидів метану з місць
захоронення твердих побутових відходів в Україні 130**

1.4.1 Розрахунок викидів метану з місць захоронення твер-
дих побутових відходів в Україні 130

1.4.2 Порівняльний аналіз отриманих результатів з існую-
чими моделями 139

1.4.3 Результати прогнозування викидів метану з місць захо-
ронення твердих побутових відходів в Україні до 2050 року..... 149

1.4.4 Рекомендації щодо подальшого вдосконалення оціню-
вання викидів метану з місць захоронення твердих побу-
тових відходів в Україні..... 152

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 1..... 154

РОЗДІЛ 2 УТИЛІЗАЦІЯ РІДКИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ..... 178

**2.1 Аналіз технологій та методів підвищення
ефективності біохімічного очищення стічних вод 178**

2.1.1 Регулювання параметрів процесу 179

2.1.2 Конструкційні та технологічні зміни у біореакторах	184
2.1.3 Фізико-хімічна деструкція клітин активного мулу	201
2.2 Дослідження впливу деструкції активного мулу на ефективність утилізації рідких відходів	218
2.2.1 Визначення методів впливу	218
2.2.2 Хімічна деструкція мулу	227
2.2.3 Утилізація рідких побутових відходів у біогаз	234
2.2.4 Аналіз гідробіологічних показників активного мулу	236
2.3 Моделювання процесу біохімічного очищення стічних вод із дезінтегрованим активним мулом	249
2.3.1 Розробка і застосування моделей опису процесу	249
2.3.2 Розробка математичної моделі залежності утворення біогазу від ступеню біотрансформації політантів стічних вод	268
2.4 Рекомендації із забезпечення ефективної утилізації рідких побутових відходів	276
2.4.1 Технологія інтенсифікації метанової ферментації стічних вод	276
2.4.2 Еколого-економічний ефект від впровадження результатів досліджень	282
2.4.3 Перспективи впровадження заходів з управління системами утилізації стоків	284
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 2	292
РОЗДІЛ 3 ПРОГНОЗУВАННЯ ТА ОЦІНКИ МОЖЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ ПОЛІГОНУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ В ЯКОСТІ ОСНОВИ СПОРУД І КОНСТРУКЦІЙ	313
3.1 Аналіз досліджень можливості повторного використання полігону ТПВ	313
3.1.1 Аналіз досліджень щодо стійкості полігонів твердих побутових відходів	313

3.1.2 Аналіз досліджень основних геотехнічних параметрів полігонів твердих побутових відходів	321
3.1.3 Аналіз методик оцінки стійкості полігонів твердих побутових відходів.....	330
3.2. Оцінка ризиків при освоєнні природно-техногенних середовищ	343
3.3. Вибір та обґрунтування математичної моделі напружено-деформованого стану зв'язаної системи «полігон ТПВ – ґрунтова основа».....	352
3.3.1 Математична постановка задачі про напружено-деформований стан зв'язаної системи «полігон ТПВ – ґрунтова основа».....	352
3.3.2 Основні характеристики моделі SSC для моделювання полігону ТПВ.....	364
3.3.3 Диференційний закон для одновимірної повзучості.....	368
3.3.4 Тривимірна модель консолідації	370
3.3.5 Модель Кулона-Мора для моделювання ґрунтів основи полігона ТПВ.....	377
3.4 Дослідження напружено-деформованого стану полігону твердих побутових відходів з врахуванням найбільш суттєвих факторів впливу.....	382
3.4.1 Дослідження осадки полігону твердих побутових відходів з врахуванням різних ґрунтових основ	382
3.4.2 Вплив нахилу кута схилу на осадку полігону	388
3.4.3 Вплив форми полігону на його осадку.....	392
3.4.4 Вплив шаруватості ґрунтів основи полігону на його осадку.....	394
3.5 Дослідження напружено-деформованого стану полігону твердих побутових відходів з врахуванням статичного та динамічного навантаження	400
3.5.1 Дослідження осадки закритого полігону ТПВ під дією статичного навантаження	400
3.5.2 Дослідження осадки полігону ТПВ з врахуванням динамічного навантаження	405

3.6 Методика прогнозування та оцінки можливості використання полігону ТПВ в якості основи споруд і конструкцій	410
3.6.1 Методика прогнозування стійкості полігону твердих побутових відходів	410
3.6.2 Практичне застосування методики розрахунку осідання полігону.....	416
3.6.3 Попереднє планування та процедури закриття звалища для спорудження будівель та конструкцій.....	419
3.6.4 Спорудження та конструкція фундаментів будівель на закритому полігоні ТПВ.....	434
3.6.5 Заходи, направлені на захист будівель, що споруджені на основі закритого полігону ТПВ від звалищного газу	437
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 3	441

ВСТУП

Починаючи з кінця XIX сторіччя, часів розвитку індустріалізації в світі, глобальна усереднена температура суші та океанів збільшилась на $0,85^{\circ}\text{C}$, що вже спричинило безповоротні наслідки для екологічної безпеки нашої планети: підвищення рівня світового океану, перерозподіл опадів, збільшення зон екстремальних температурних умов тощо. За прогнозами Міжурядової групи експертів з питань зміни клімату подальше збільшення цієї температури протягом XXI сторіччя складе від $1,5$ до $4,0^{\circ}\text{C}$.

Однією з головних причин глобального потепління клімату є збільшення концентрації парникових газів (у першу чергу вуглекислого газу, метану та закису азоту) в атмосфері унаслідок антропогенної діяльності, тому дослідження обсягів викидів парникових газів (ПГ) та чинників, що впливають на їх значення, є важливою складовою екологічної безпеки в світі у цілому.

За даними Мінрегіону України щороку в Україні збирається понад 10 млн тонн твердих побутових відходів (ТПВ), з яких понад 95 % захоронюються на понад 6 тис. звалищах та полігонах із загальною площею 9,4 тис. га, що за оцінками Мінприроди України спричинює 2,3 % загальнонаціональних викидів ПГ.

Дослідженню параметрів газоутворення в місцях захоронення ТПВ присвячено роботи Х. Егглстоуна, Т. Нгарі, Т. Крістенсена, Г. Денафаса, О.І. Сігала, Д.В. Куцого, А.В. Скрипника та інших. Розробленню нових та удосконаленню існуючих математичних моделей прогнозування викидів парникового газу метану зі звалищ та полігонів присвячено роботи Г. Реттенберга, Д. Рейнхарта, Дж. Онка, Ю.Б. Матвеева, О.Ю. Пухнюк, В.П. Михайленка та інших. Однак в цих працях не повною мірою досліджено вплив регіональних кліматичних умов, обсягів захоронення та складу ТПВ,

вмісту біорозкладного вуглецю (за міжнародною номенклатурою – *DOC*) у харчових відходах, а також стану систем дегазації звалищного газу на достовірність оцінювання викидів метану з місць захоронення ТПВ. Як наслідок, невизначеність результатів прогнозування викидів метану від захоронення ТПВ в країні за відомими методиками складала більше 50 %.

Розкриття особливостей впливу вищезазначених чинників на процеси утворення ПГ в місцях захоронення ТПВ як наукове підґрунтя удосконалення методики прогнозування їх викидів в Україні є науковою задачею, розв'язання якої є передумовою удосконалення системи екологічного моніторингу ПГ в Україні.

Серйозною проблемою світового масштабу виступає збільшення обсягів накопичення відходів. Протягом останніх десятиліть швидкість утворення твердих побутових відходів (ТПВ) у світі постійно збільшувалася. Кількість ТПВ щорічно зростає на 3-6%. У різних країнах на одного мешканця зазвичай припадає від 250 до 700 кг ТПВ на рік, а в окремих країнах – до 1000 кг на рік. Згідно даних [15] доля відходів, що розміщуються на полігонах в країнах світу становить: Південна Корея – 52%, Польща – 90%, Тайвань – 95%, США – 54,3%, Китай – 83%.

В останні роки в багатьох розвинених країнах приділяється велика увага проблемі зменшення або стабілізації кількості відходів. Йдеться про спільне обмеження утворення відходів, сортування, використання вторинних ресурсів та переробку. Однак зменшити кількість відходів поки не вдається.

Україна займає одне з перших місць в світі за кількістю сміття на одиницю населення. У країні вже близько 7% території знаходиться під твердими побутовими відходами, і щороку утворюється 52 млн тон побутового сміття, обсяг якого зростає кожного року на 1,5-2,5%. Лише 5% відходів переробляють, інші 95% виво-

зять на звалища та полігони. В Україні діє близько 6 тис. звалищ та полігонів сміття загальною площею 7,4 тис. га, 32 тис. несанкціонованих звалищ та 15 сортувальних ліній. Дуже часто полігони перенавантажені (близько 5%) або не відповідають встановленим нормам екологічної безпеки (близько 16%).

Типова для України схема поводження з твердими побутовими відходами – нероздільний збір і захоронення веде до засмічення земель; безповоротної втрати ресурсів і прибутку, який могла б дати правильно налагоджена комплексна переробка відходів; збільшення міграції відходів у навколишнє середовище (в даний час кількість ТПВ, що надходить, перевершує можливості природних екосистем).

Хоча швидкість захоронення відходів знизилася від 84 до 61% від загального обсягу відходів, що виникли за останнє десятиліття [17], захоронення відходів на полігонах досі вважається найбільш поширеною стратегією поводження з ТПВ, оскільки це часто є найбільш економічно ефективним способом утилізації відходів. Крім того, закриті звалища вважаються придатними ділянками для забудови для численних цілей, таких як поля для гольфу, спортивних майданчиків, заповідників, автостоянок, промислових парків, місць відпочинку тощо.

Найбільш поширеними проблемами, пов'язаними з полігонами є оцінка стійкості насипу відходів і контроль газів, що утворюються в результаті розкладання органічної складової відходів.

Полігони являють собою дуже складні системи, в яких багато різних процесів протікає одночасно. Утворення звалищного газу, в результаті розкладання відходів, змінює тиск газу і рідин в тілі полігону. Ці зміни тисків рідин і газів впливають на пористість, загальне напруження, ступінь насиченості газів та рідин, що в свою чергу викликає деформації, тобто осідання. Ці деформації

можуть мати негативний вплив на цілісність будь-якої структури, що побудована на основі закритого звалища. Непередбачені осадки в кінцевому підсумку можуть призвести до ряду проблем, таких як утворення тріщин в покриваючому шарі, пошкодження цілісності покриваючих та підстиляючого шарів, пошкодження систем збору газу та рідин та дренажних систем. Тому більш точний прогноз осадки та стійкості звалищ стає ключовим питанням при проектуванні і будівництві полігонів, а також при вторинному використанні закритих полігонів в якості споруд різного призначення.

РОЗДІЛ 1

ПОВОДЖЕННЯ З ТВЕРДИМИ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ

1.1 Аналіз сучасного стану зберігання твердих побутових відходів та їх негативного впливу на довкілля

1.1.1 Аналіз стану досліджень щодо поводження з твердими побутовими відходами в Україні

Загальною тенденцією для України є високий рівень захоронення відходів на полігонах – туди потрапляє 93%. Трохи більше 2% спалюється, і лише 4,5% потрапляє на заготівельні пункти вторинної сировини і сміттєпереробні заводи. Майже всі побутові відходи Східного (99,6%), а також Центрального (98,2%) регіонів захороняються на полігонах і сміттєзвалищах. Найнижчий показник щодо захоронення ТПВ на полігонах і сміттєзвалищах має Північний регіон (85,1%).

У Національній стратегії управління відходами в Україні до 2030 року йдеться про проблему відходів як про масштабну і таку, яка викликана, в першу чергу, домінуванням в національній економіці ресурсоемних багатовідхідних технологій, а також відсутністю ефективного управління відходами [1].

За даними Міністерства розвитку громад та територій України та державною службою статистики України за 2019 рік (без урахування даних АР Крим та м. Севастополь) утворилось майже 53 млн м³ побутових відходів, або понад 10 млн тон, які захороняються на 6 тис. сміттєзвалищ і полігонів загальною площею майже 9 тис. га. [2-6]. У порівнянні з нормами ЄС (не більше 500 полігонів на країну) показник поточної кількості полігонів в Україні перевищує у 13 разів. На рис. 1.1 та 1.2 наведені статистичні дані щодо обсягів захоронення на полігонах та їхньої загальної кількості по областях України.

Обсяги захоронення на полігоні (звалищі) – всього

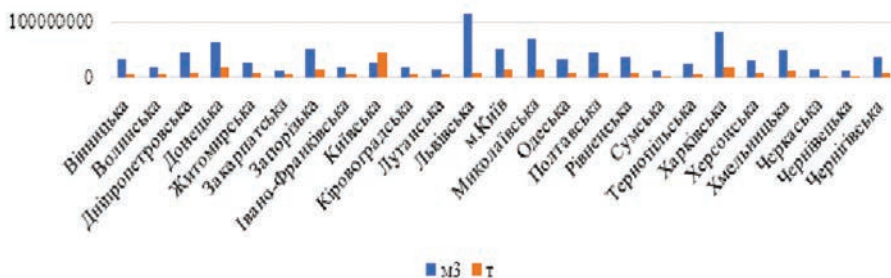


Рис. 1.1 Обсяги захоронення на полігонах

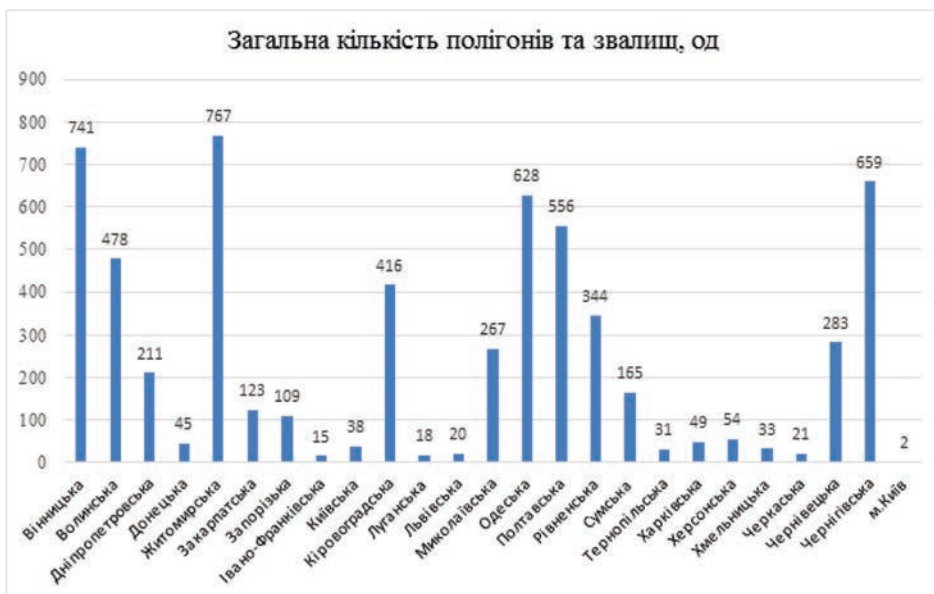


Рис. 1.2 Загальна кількість полігонів та звалищ

На 2019 рік є 339 закритих не діючих полігонів та звалищ. На рис. 1.3 наведена кількість таких об’єктів по областях держави. Згідно проведеного аналізу динаміки зростання кількості закритих полігонів (рис. 1.4) з кожним роком кількість таких екологічно небезпечних об’єктів буде тільки збільшуватися.

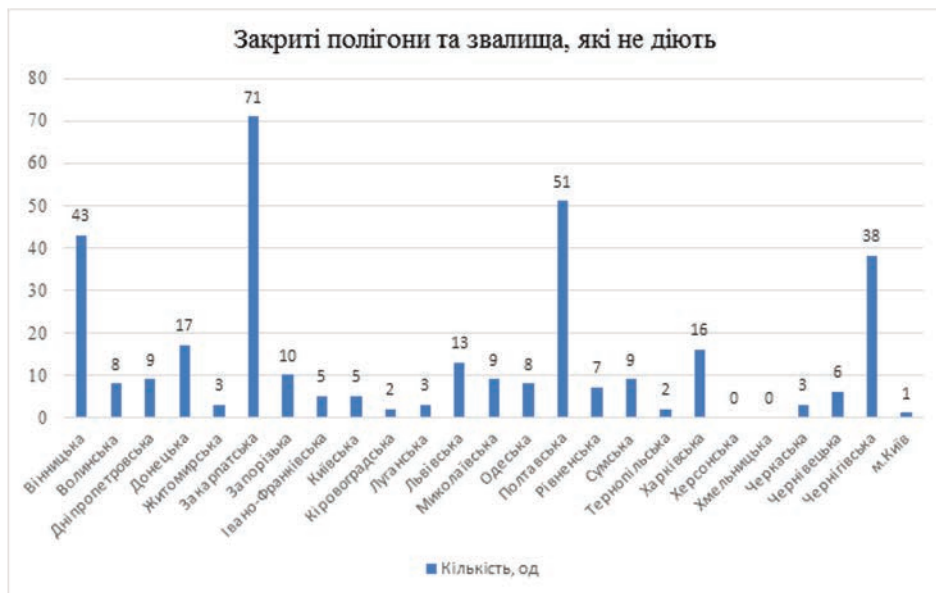


Рис. 1.3 Кількість закритих полігонів та звалищ, які не діють

Послуги з вивезення побутових відходів охоплюють 78% населення України згідно Стану поводження [6].

Систему вилучення біогазу встановлено лише на 19 полігонах та експлуатуються когенераційні установки, потужність яких досягла 26 МВт [6].

Разом з тим, кількість перевантажених полігонів і сміттєзвалищ становить 258 од. (4,2%), а 905 од. (15%) не відповідають нормам екологічної безпеки [1-5]. На рис. 1.5 – 1.6 наведена відповідна статистика по областях України [6].

Неналежним чином проводиться робота з паспортизації та рекультивациі сміттєзвалищ. З 1657 сміттєзвалищ, які потребують паспортизації, у 2019 році фактично паспортизовано 145 од. (потребує паспортизації 24,9% сміттєзвалищ від їх загальної кількості) [6].

Найбільша кількість полігонів, які потребують паспортизації, знаходиться у Хмельницькій області (90% від загальної кількості полігонів в області) та Дніпропетровській області (68%).

З 483 сміттєзвалищ, які потребують рекультивації, фактично рекультивовано 57 од. (7% потребує рекультивації).



Рис. 1.4 Кількість закритих полігонів та звалищ, які не діють по рокам

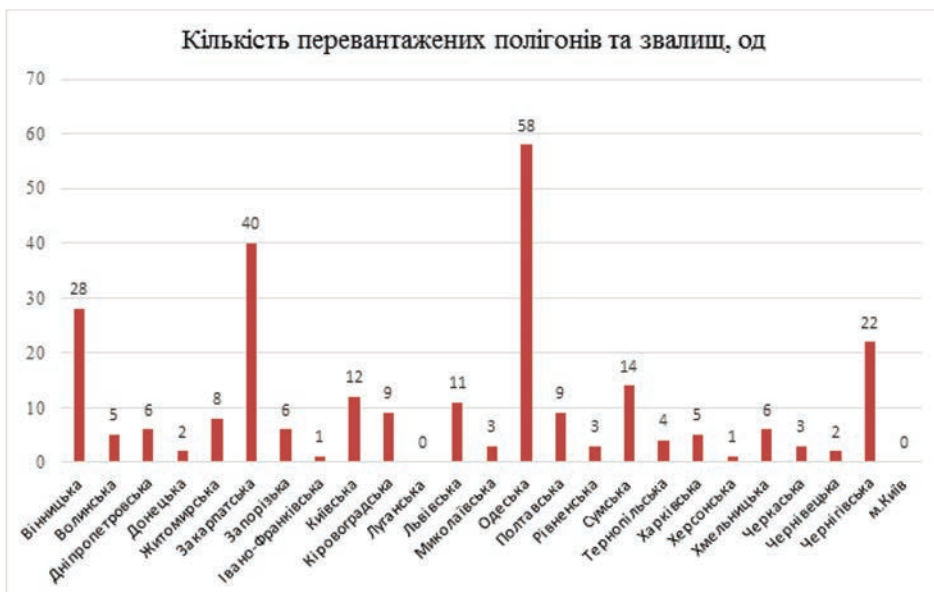


Рис. 1.5 Кількість перевантажених полігонів та звалищ

Найбільша кількість полігонів, які потребують рекультивациі, розташовано у Черкаській області та у м. Києві.

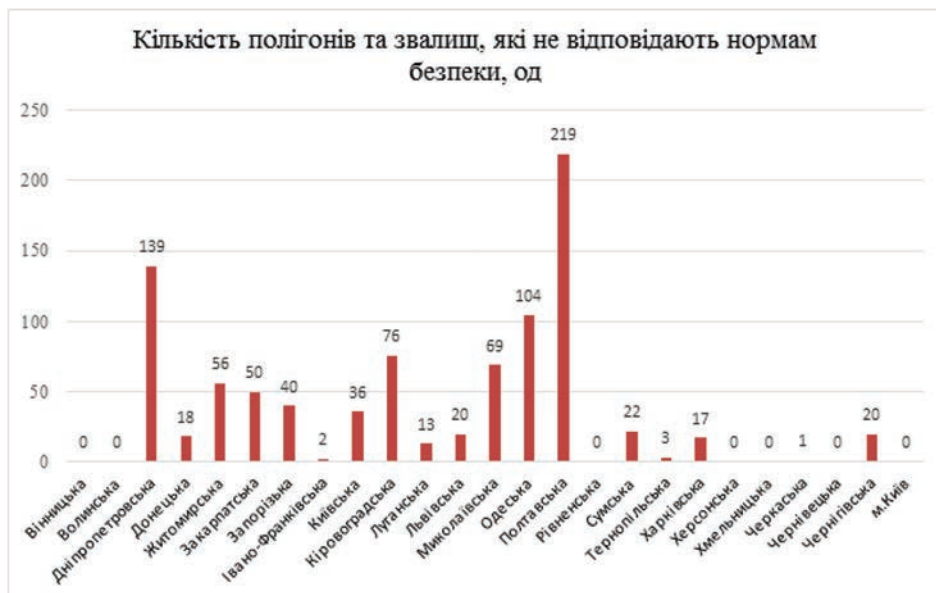


Рис. 1.6 Кількість полігонів та звалищ, які не відповідають нормам безпеки

З 4-х сміттєспалювальних заводів працює лише один – завод «Енергія», який спалює до 28% сміття м. Києва.

Згідно державного вектору розвитку є потреба у будівництві нових полігонів у кількості 384 одиниць. Найбільша потреба у будівництві нових полігонів у Закарпатській області – 44 одиниці. Але з аналізу рис. 1.5-1.6 випливає, що нові полігони потребують Одеська, Закарпатська, Вінницька та Чернігівська області, так як полігони в цих областях найбільш перенавантажені.

Через неналежну систему поводження з твердими побутовими відходами в населених пунктах, як правило, у приватному

секторі, щорічно виявляється 26,9 тис. несанкціонованих звалищ, що займають площу 0,58 тис. га, з них ліквідовано у 2019 році 26,4 тис. несанкціонованих звалищ площею 0,53 тис. га.

Негативний екологічний вплив на навколишнє середовище (атмосферне повітря, підземні води, тваринний і рослинний світ, ґрунти, необхідність вилучення великих земельних ділянок), а також на здоров'я людей – це головний результат неефективного управління відходами, який отримано в результаті значних обсягів утворення і накопичення відходів як у промисловому, так і побутовому секторі, розміщення відходів на санкціонованих сміттєзвалищах та/або стихійних сміттєзвалищах, більшість з яких не відповідають вимогам екологічної безпеки, низький рівень використання відходів у якості вторинної сировини, низький рівень впровадження ефективних підходів і технологій поводження з відходами, орієнтація на полігонне захоронення відходів (вектор державного розвитку).

Національна стратегія управління відходами, прийнята в 2017 році, ставить перед країною амбітні цілі. Наприклад, рівень захоронення муніципальних відходів має знизитися з 94% до 35% до 2030 року. Тобто, за 13 років Україні необхідно пройти шлях, на який іншим країнам знадобилося майже вдвічі більше часу: наприклад, 20 років знадобилося Польщі, щоб досягти зменшення частки захоронення муніципальних відходів з 98% до 42%; 20 років знадобилося Чехії, щоб знизити цей показник з 93% до 49% [7]. На рис. 1.7 наведено шлях Німеччини, Польщі, Чехії та України до ЄС щодо управління відходів [1, 8].

Аналіз стану сфери поводження з побутовими відходами в Україні з по 2018 рік наведений у праці [9]. Вплив сталого споживання природних ресурсів та виробництва на навколишнього середовища розглянуто у працях [10, 11]. Аналіз європейського

законодавства з екологічної безпеки в порівнянні з українським наведено в [12].



Рис. 1.7 Управління відходами у Німеччині, Польщі, Чехії та Україні

1.1.2 Аналіз складу твердих побутових відходів

Тверді побутові відходи – відходи, які утворюються в процесі життя і діяльності людини і накопичуються у житлових будинках, закладах соціальної культури, громадських, навчальних, лікувальних, торговельних та інших закладах (це харчові відходи, предмети домашнього вжитку, сміття, опале листя, відходи від прибирання і поточного ремонту квартир, макулатура, скло, метал, полімерні матеріали тощо) і не мають подальшого використання за місцем їх утворення. ("Правила надання послуг із збирання та вивезення твердих побутових відходів" затверджено Наказом Держбуду України від 21.03.2000 №54).

Тверді побутові відходи та їх компоненти, які збираються роздільно наступні: змішані; великогабаритні; макулатура;

полімери; упаковка Тетра Пак та інша; метали; скло; текстиль; органічні компоненти, які здатні до біологічного розкладання; електричне та електронне обладнання; небезпечні компоненти та інші.

У ДБН В.2.4-2-2005 «Полігони твердих побутових відходів. Основи проектування» наведено такі групи промислових відходів [13]:

- промислові відходи IV класу небезпеки, які приймаються на полігони твердих побутових відходів без обмеження і використовуються як ізолюючий матеріал: алюмосилікатний шлам Сб-г-43-6; азбестоцементний лом; азбесткрихта; відходи бентоніту; графіт відпрацьований виробництва карбіду кальцію; гіпсовмісткі відходи виробництва вітаміну В-6; гашене вапно, вапняк, шлами після гасіння; тверді відходи крейди, хімічно осаджені; оксид алюмінію у вигляді відпрацьованих брикетів (при виробництві $AlCl_3$); оксид кремнію (при виробництві ПВХ і $AlCl_3$); відходи параніту; сплав солей сульфату натрію; селікогель (із адсорберів висушення нетоксичних газів); шлам з фільтр-пресів виробництва селікогелю (містить глину і кремнезем); шлам соди гранульований; відходи дистиляції у виді $CaSO_3$ содово-кремнистого виробництва; формівні стержневі суміші, що не містять важких металів; шлами хімводоочистки і пом'якшення води; хлорид-натрієві осади стічних вод виробництва лакових епоксидних смол; хлорне вапно нестандартне; тверді відходи виробництва шиферу; шлаки ТЕЦ, котелень, що працюють на вугіллі, торфі, сланцях чи ТПВ; шліфувальні матеріали;
- промислові відходи III та IV класів небезпеки, які приймаються на полігони твердих побутових відходів з обмеженням і складаються разом (нормативи на 1000 м³ твердих побутових відходів): кубові залишки виробництва оцтового ангідриду; резиту відходи (формальдегідна смола, що затверділа); тверді відходи виробництва полістирольних пластиків, які спінюються (відходи

при виробництві електроізоляційних матеріалів; гетинакс електро-технічний листовий Ш-8,0; липка стрічка ЛСНПЛ-0,17; поліетиле-нова трубка ПНП; склолакотканина ЛСЕ-0,15; склотканина Е2-62; текстоліт електротехнічний листовий Б-16,0; фенопласт 03-010-02); тверді відходи суспензійного, емульсійного виробництва (сополі-мерів стиролу з акрилонітрилом чи метилметакрилатом; полісти-рольних пластиків; акрилонітрилбутадієнстирольних пластиків; полістиролів);

- промислові відходи III та IV класів небезпеки, які приймаються на полігони твердих побутових відходів з обмеженням і складаються разом (нормативи на 1000 м³ твердих побутових відходів) з додержанням особливих умов: активоване вугілля виробництва вітаміну В-6; відходи ацетобутилатцелюлози; дере-в'яні та тирсово-стружкові відходи; обрізки хромових шкір; незво-ротна дерев'яна та паперова тара; обрізки шкірозамінників; від-білюючий ґрунт; фаолітів пил.

У результаті діяльності полігону на його території утворю-ються:

- біогаз – суміш газів, що утворюється при анаеробному розкладанні органічної складової твердих побутових відходів;
- фільтрат – рідка фаза, що утворюється на полігоні при захороненні твердих побутових відходів з вологістю більше 55% та внаслідок атмосферних осадів, обсяг яких перевищує кількість вологи, що випаровується з поверхні полігона.

У свою чергу у біогазі виділяються такі забруднюючі речо-вини як азоту діоксид, аміак, діоксид сірки, сірководень, вуглецю оксид, метан, завислі речовини (пил). Стан атмосферного повітря в зоні знешкодження та захоронення відходів оцінюють за змістом водяної пари, метану, азоту повітря, діоксиду сірки, фтористого водню, температурою повітря і іншими показниками.

Ґрунтовий покрив також є найважливішим компонентом природного середовища, що зазнає помітного антропогенного впливу в зоні захоронення відходів. Пріоритетні показники екологічного стану – ступінь засоленості останніх легкокорозійними солями, забрудненість важкими металами, наявність органічних забруднюючих речовин, реакція середовища. У першому випадку засолення ґрунтів визначається присутністю у водних витяжках іонів SO_4^{2-} , Cl^{2-} , HCO_3^{-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+} ; у другому випадку – наявністю важких металів: Ni, Pb, Zn, Cr, V, Kd, Zr та ін. [14]

Таблиця 1.1

Основні показники утворення та поведження
з відходами

	2010	2015	2016	2017	2018
1	2	3	5	5	6
Утворено, тис. т	425914.2	312267.6	295870.1	366054.0	352333.9
у тому числі від економічної діяльності	419191.8	306214.3	289523.6	360196.0	346790.4
Утворено відходів на одну особу, кг	9285	7288	6934	8616	8335
Зібрано, отримано побутових та подібних відходів, тис.т	9765.5	11491.8	11562.6	11271.2	11857.2
Імпортовано, тис.т	4.1	3.4	7.9	112.0	89.4
Усього спалено, тис.т	1058.6	1134.7	1106.1	1064.3	1028.6
у тому числі з метою отримання енергії	840.3	1086.3	1035.3	1008.5	951.2
Утилізовано (R2-R11), тис. т	145710.7	92463.7	84630.3	100056.3	103658.1
Підготовлено до утилізації (R12-R12K), тис. т	6037.3	1940.5	2920.5	3357.8	3193.6
Видалено у спеціально відведені місця чи об'єкти (D1, D5, D12), тис. т	313410.6	152295.0	157379.3	169801.6	169523.8

Продовження таблиці 1.1

у тому числі на спеціально обладнані звалища (D5)	207445.1	31142.8	33871.0	24619.1	26305.6
Видалено іншими методами видалення (D2-D4, D6,D7), тис. т	24318.0	55248.1	39390.4	55360.1	57674.2
Знешкоджено (D8, D9), тис. т	...	2616.0	186.7	248.8	212.1
Розміщено на стихійних звалищах, тис. т	87.4	14.4	12.4	3.7	2.5
Експортовано, тис. т	281.3	675.4	415.6	261.8	190.8
Вилучено внаслідок витікання, випаровування, пожеж, крадіжок, тис. т	1367.6	6.5	19.8	19.5	6.7
Накопичено відходів протягом експлуатації у місцях видалення відходів на кінець року, млн т	13267.5	12505.9	12393.9	12442.2	12972.4
у розрахунку на 1 км ² території країни, т	21984.2	21692.8	21495.6	21579.3	22498.9
у розрахунку на одну особу, кг	289236	291888	289274	292857	306896

Таблиця 1.2

Утворення відходів від економічної діяльності за групами небезпечних складників, тис. т

	2010	2015	2016	2017	2018
Усього	419191.8	306214.3	289523.6	360196.0	346790.4
Відходи, що містять метали та їхні сполуки	22942.2	10099.2	11464.5	11348.1	11493.7
у тому числі					
відходи, що містять залізо та його сполуки	11572.6	6185.3	6029.5	5723.1	6073.7

Продовження таблиці 1.2

відходи, що містять нікель та його сполуки	685.0	942.8	1002.4	833.1	993.8
відходи, що містять ртуть та її сполуки (у тому числі люмінесцентні лампи)	1.2	1.0	0.8	1.5	13.4
відходи, що містять свинець та його сполуки (у т. ч. батареї акумуляторні цілі чи розламані)	25.9	19.7	17.9	13.7	17.0
відходи, що містять цинк та його сполуки	4.7	3.7	5.7	5.4	5.5
Відходи, що містять неметали та їхні сполуки	4772.2	4403.3	3159.7	2426.1	2774.4
у тому числі					
відходи, що містять кремній та його сполуки (за виключенням хлорсиланів і кремнійорганічних мономерів)	3160.4	1559.9	2845.9	2169.1	2359.6
відходи, що містять неорганічні сульфідні	524.0	621.9	0.1	0.0	0.0
Відходи, що містять карбоніли металів	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Відходи, що містять корозійні речовини	521.7	16.7	16.0	15.3	20.0
у тому числі					
відходи, що містять кислотні розчини чи кислоти у твердому стані, відпрацьовані кислоти	461.5	9.5	16.0	9.1	11.9
Відходи, що містять органічні аміни, інші органічні азотовмісні сполуки	293.8	66.6	55.2	34.6	37.3

Продовження таблиці 1.2

Відходи виробництва та застосування органічної хімії чи такі, що містять органічні сполуки інші	528.5	102.4	44.5	58.7	45.8
Відходи, що містять стійкі органічні забруднювачі (СОЗ)	0.8	0.0	0.0	0.0	0.1
Відходи пестицидів і агрохімікатів, непридатні чи заборонені пестициди	0.7	10.4	10.9	10.2	1.4
Відходи, що містять озоноруйнівні речовини	–	24.9	2.8	0.0	5.1
Відходи медичного, ветеринарного чи сільськогосподарського походження, фармацевтичної продукції та від лікування людей чи тварин	8196.8	9366.2	9339.9	8890.0	8297.3
у тому числі					
відходи сільськогосподарського виробництва (за виключенням пестицидів та отрутохімікатів, які прийшли у непридатність або заборонені для використання)	8171.4	9336.8	9323.9	8873.4	8283.6
Відпрацьовані нафтопродукти, продукти нафтопереробки	339.7	89.9	70.4	81.3	72.4
у тому числі					
нафтовідходи та нафтошлами	246.1	19.1	19.9	26.5	20.8

Продовження таблиці 1.2

Відходи, що містять відпрацьовані мастильно-охолоджувальні рідини, масляно-водяні, вуглеводнево-водяні суміші та емульсії	49.7	35.3	35.0	38.0	35.5
Відходи гірничої промисловості і розроблення кар'єрів при добуванні та збагаченні руд і мінеральної сировини	345117.8	258806.9	239441.9	312709.6	300222.6
Відходи, що містять забруднений ґрунт, пісок, глину включно з відходами драгування	474.6	77.1	131.0	148.2	169.8
Відходи пилогазоочишувальних споруд та установок	4639.4	4727.4	4525.1	4071.5	3984.2
Відходи від очищення промислових та комунальних стічних вод	2915.9	2241.6	2849.3	2784.7	2834.9
Відходи, що містять тару з під хімічних речовин	4.8	2.3	2.5	2.8	3.6
Залишки від операцій по видаленню промислових відходів	292.6	151.6	181.1	84.6	129.2
Інші відходи	28150.3	16027.8	18228.8	17530.3	16698.6

Таблиця 1.3

Утворення відходів за категоріями матеріалів, тис. т.

	2015	2016	2017	2018
Усього	312267.6	295870.1	366054.0	352333.9
Використані розчинники	31.6	1.1	1.0	1.2
Відходи кислот, лугів чи солей	384.9	278.6	213.1	375.4
Відпрацьовані оливи	15.5	14.0	17.1	14.6
Хімічні відходи	913.4	940.7	834.2	806.1
Осад промислових стоків	3209.9	3919.8	3648.7	3630.3
Шлами та рідкі відходи очисних споруд	249.8	838.3	971.7	793.9
Відходи від медичної допомоги та біологічні	0.9	0.7	0.6	0.7
Відходи чорних металів	3396.7	3706.0	3556.0	3402.2
Відходи кольорових металів	30.1	23.5	28.3	40.6
Змішані відходи кольорових та чорних металів	9.6	10.4	7.4	34.1
Скляні відходи	22.3	25.8	34.3	41.9
Паперові та картонні відходи	111.0	184.5	183.5	146.4
Гумові відходи	22.9	20.3	26.4	21.9
Пластикові відходи	42.9	51.9	48.6	47.2
Деревні відходи	683.1	933.8	779.9	829.8
Текстильні відходи	8.0	18.8	20.8	15.9
Відходи, що містять поліхлордифеніли	0.5	0.1	0.2	0.2
Непридатне обладнання	14.4	10.8	15.9	9.7
Непридатні транспортні засоби	3.1	2.0	1.2	1.6
Відходи акумуляторів та батарей	7.2	4.0	4.1	3.8
Відходи тваринного походження та змішані харчові відходи	897.0	990.6	587.6	607.5
Відходи рослинного походження	7742.3	8606.0	8782.3	7829.3
Тваринні екскременти, сеча та гній	4938.0	4288.7	3653.4	3233.8

Продовження таблиці 1.3

Побутові та подібні відходи	6789.2	6946.2	6183.2	6211.2
Змішані та недиференційовані матеріали	7380.9	9429.1	9699.0	9164.1
Залишки сортування	35.6	81.9	63.2	63.6
Звичайний осад	397.6	693.6	515.1	643.5
Мінеральні відходи будівництва та знесення об'єктів	897.5	822.5	974.1	1023.1
Інші мінеральні відходи	235700.2	225883.5	265602.0	273157.7
Відходи згоряння	13896.0	13829.9	14157.0	13553.5
Ґрунтові відходи	788.2	501.7	367.2	451.7
Пуста порода від днопоглиблюваних робіт	23125.1	12500.1	45028.0	26126.0
Затверділі, стабілізовані або засклянілі відходи; мінеральні відходи, що утворюються після переробки	522.2	311.2	48.9	51.4

1.1.3 Сучасний стан поводження з твердими побутовими відходами в Україні та світі

Станом на 2014 рік 78 % населення України було охоплено послугами з вивезення ТПВ, водночас протягом зазначеного року на площі 9,4 тис. га було захоронено 95,8 % від усіх зібраних ТПВ або більше 10 млн тонн. Лише 4,2 % відходів було перероблено та утилізовано, з них: 1,7 % спалено та 2,2 % потрапило на заготівельні пункти вторинної сировини та сміттєпереробні заводи [15].

Дані показники було досягнуто за рахунок впровадження роздільного збору ТПВ у 496 населених пунктах країни, роботи 21 сміттєсортувальних ліній, одного сміттєспалювального заводу та трьох сміттєспалювальних установок.

Основні тенденції зміни структури поводження з ТПВ та частки охоплення населення послугами з його вивезення у період з 2007 по 2015 роки наведено на рис. 1 [16–24], де гістограмою (ліва вертикальна вісь) зображено частки захоронення, спалення та перероблення централізовано зібраних ТПВ, а лінією (права вертикальна вісь) – частка охоплення населення послугами збирання.

З рис. 1.8 видно, що протягом 2007–2015 років обсяги захоронення складали від 93,8 % до 97,3 % від кількості зібраних ТПВ: до 2012 року ця частка щорічно зменшувалась, у період з 2012 по 2015 роки спостерігалась протилежна тенденція за рахунок зменшення обсягів спалювання та переробки, загальна частка яких у структурі поводження з ТПВ складала лише 2,7%–5,9 %.

Частка охоплення населення послугами з вивезення ТПВ щорічно збільшувалось та досягла свого найбільшого значення 78 % у 2013 році, залишаючись в останні роки майже незмінною.

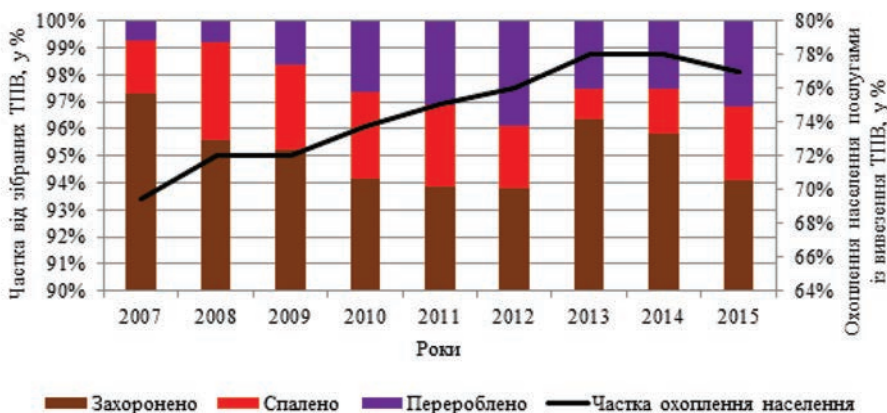


Рис. 1.8 Тенденції зміни структури поводження з ТПВ в Україні у 2007–2015 роках

У цілому для системи поводження з ТПВ в Україні характерні наступні проблемні питання: величезна загальна площа,

відведена під захоронення – понад дев'ять тис. га, з якої на перевантажені полігони та такі, що не відповідають нормам безпеки, припадає 25 %; потреба у кількості двох тисяч га для нових полігонів; частка населення, що не охоплена збором сміття – 22 %; зношеність спецавтотранспорту – 67 %; площа встановлених несанкціонованих сміттєзвалищ – понад 1,5 тис. га.

На сьогодні, Україна активно адаптує власне законодавство в сфері поводження з ТПВ до країн ЄС. Закон України «Про відходи» зі змінами та доповненнями є головним регулятором взаємовідносин у сфері поводження з відходами [25]. Він визначає основні положення та особливості в сфері захисту навколишнього природного середовища та населення України від негативного впливу відходів.

Державне регулювання здійснюється також законами України «Про охорону навколишнього природного середовища» [26], «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» [27], «Про поводження з радіоактивними відходами» [28], «Про металобрухт» [29], «Про екологічну мережу України» [30] та іншими документами. Будівництво нових полігонів відбувається відповідно до нормативного документу ДБН В 2.4-2-2005 «Полігони твердих побутових відходів. Основні положення проектування» [31].

У законі України «Про відходи» були враховані сучасні тенденції розвинутих країн світу в сфері поводження з ТПВ, а саме: з 1 січня 2018 року заборонено захоронення не перероблених (необроблених) побутових відходів, змішування чи захоронення відходів, для утилізації яких в Україні є відповідні технології; спалювання дозволяється лише на енергетичні цілі тощо.

На рис. 1.9 зображено частку захоронення ТПВ від загальних обсягів зібраних відходів такого типу в країнах Європи та деяких

розвинутих країнах світу у 2015 році [32–35], а на рис. 1.10 – в країнах Європи у 2007 році [36].

З рис. 1.9 видно, що частка захоронення ТПВ для окремих країн має чітко регіональний соціально-економічний та політичний характер, особливо для країн ЄС. Цей факт є яскравим свідченням ефективності впровадження довготермінових планових узгоджених та системних заходів зі скорочення обсягів захоронення ТПВ.

Станом на 2015 рік рівень захоронення ТПВ в Україні був значно вищий, аніж в країнах ЄС, у тому числі його країн-членів зі Східної Європи, та є співставним з країнами Латинської Америка на прикладі Чилі, та окремими країнами Південної Європи (Мальта та Чорногорія).

В узагальненому вигляді, у 2015 році країни умовно можна розподілити на п'ять груп за рівнем захоронення ТПВ: менше 5 % – Швейцарія, Німеччина тощо (9 країн); від 5 % до 30 % – Естонія, Фінляндія тощо (8 країн); від 30 % до 60 % – Польща, Австралія тощо (8 країн); від 60 % до 85 % – Болгарія, Словаччина тощо (8 країн) та більше 85 % – Мальта, Чорногорія, Україна та Чилі.

Порівнюючи рис. 1.9 та рис. 1.10 випливає, що лише за 8 років у період з 2007 по 2015 роки стан сфери поводження з ТПВ в більшості країн світу значно покращився. Так, у 2007 році лише у п'яти країнах Європи рівень захоронення складав менше 5%; від 5 % до 30 % – у чотирьох; від 30 % до 60 % – у п'яти; від 60 % до 85 % – у десяти та більше 85 % – у дванадцяти. Водночас найбільш помітних успіхів досягли нові члени ЄС зі Східної Європи, в середньому скоротивши частку захоронення з 85 %–90 % до 40 % – 55 %, а в окремих випадках (Естонія) – з 74 % до 7 %.

З урахуванням досвіду інших країн світу, особливо ЄС, становиться очевидним, що досягнуті результати у сфері

поводження з ТПВ в Україні нажаль є невтішними, низький рівень яких спричинений погано розвинутою інфраструктурою, обмеженістю інноваційних технологій, зношеністю спецтранспорту, низьким рівнем побутової культури населення, копійчаними цінами на вторинну сировину тощо. У той же час, законодавство України в сфері поводження з ТПВ наразі знаходиться лише на стадії гармонізації з країнами ЄС, а вже проведені реформи в законодавчому полі дають підстави для оптимізму не раніше ніж у середньостроковій перспективі.

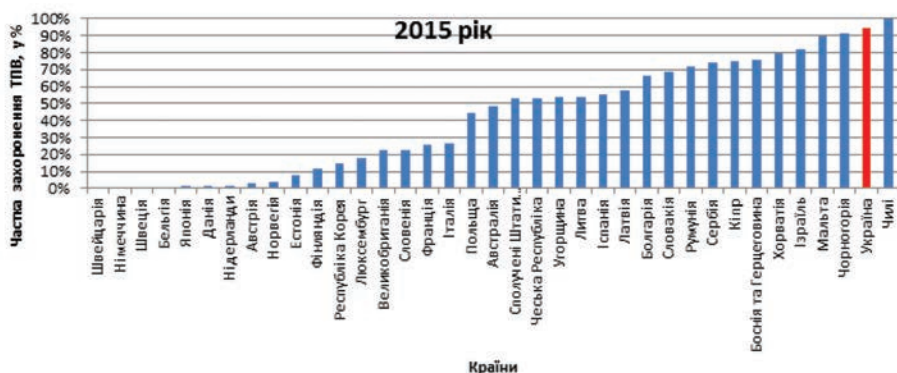


Рис. 1.9 Захоронення ТПВ в країнах світу станом на 2015 рік



Рис. 1.10 Захоронення ТПВ в країнах світу станом на 2007 рік

1.1.4 Чинники забруднення довкілля внаслідок процесів, які відбуваються в місцях захоронення твердих побутових відходів

Полігони та звалища ТПВ є вкрай небезпечним джерелом забруднення довкілля, значущим чинником глобальної зміни клімату та погіршення санітарно-гігієнічних умов проживання людини. Вплив на навколишнє природне середовище має місце як на етапі будівництва полігонів ТПВ, так і в процесі їх експлуатації.

Вплив на територію, умови землекористування і геологічне середовище під час будівництва полігонів ТПВ проявляється у відчуженні земель, порушенні території, зміні рельєфу, можливій активізації екзогенних процесів, зміні гідрогеологічних характеристик і умов поверхневого стоку, небезпеці розвитку ерозії, збільшенні навантажень на ґрунти, формуванні специфічних техногенних зон та забрудненні ґрунтів нафтопродуктами [36]. Під час експлуатації полігонів ТПВ відбувається забруднення атмосферного повітря, ґрунтів та водного середовища.

Основним фактором забруднення ґрунтів та водного середовища полігонами ТПВ є фільтрат – стічні води, що виникають в результаті інфільтрації атмосферних опадів у товщу полігону, які концентруються в його підшві. Це складна за хімічним складом рідина з яскраво вираженим неприємним запахом біогазу.

Фільтрат, після проходження через товщу відходів, збагачується токсичними речовинами, що входять до складу відходів, або є продуктами їх розкладання (важкими металами, органічними, неорганічними сполуками). На звалищах, споруджених без дотримання правил охорони навколишнього середовища (не мають протифільтраційного екрану, системи відводу та очищення фільтрату), фільтрат вільно стікає по рельєфу, попадає до ґрунту, ґрунтових та підземних вод. Проникнення фільтрату до ґрунту та

ґрунтових вод може призвести до значного забруднення навколишнього середовища не лише органічними та неорганічними сполуками, а ще й яйцями гельмінтів та патогенними мікроорганізмами.

Вплив полігонів ТПВ на водні ресурси на прикладі м. Маріуполя наведено в табл. 1.4. Хімічний аналіз ґрунтових вод з території звалища ТПВ Орджонікідзевського району показує перевищення вмісту в них у порівнянні з ГДК (гранично допустимою концентрацією): фенолів – у 920 разів, роданідів – в 3536 разів; у водоймі-збірнику фільтрату поруч зі звалищем: фенолів – у 6 разів, роданідів – в 40 разів.

Таблиця 1.4

Вплив полігону ТПВ № 1 (Приморський район) на підземні та поверхневі води в районі розміщення полігону (джерело – дані інженерно-геологічних досліджень, 2006 р.)

Показник	Перевищення концентрації факт/ГДК	
	підземні води	поверхневі води
Сухий залишок	2,1-3,4	1,5-6,3
Сульфати	1,1-1,3	1,2-1,3
Хлориди	1,8-2,3	–
Жорсткість загальна	2,0-2,7	1,9-2,3
Азот амонійний	2,3-3,3	–
Нітрити	1,1-1,9	–
Фтор	1,8-3,2	–
ХСК	1,2-2,2	–
Феноли	24 310-30 450	0-2,0
Марганець	1,5-2,8	–
Залізо	230-340	0-2,2
Алюміній	1,3-2,2	0-1,2
Барій	1,2-3,7	–

Продовження таблиці 1.4

Селен	1,2-3,7	–
Свинець	0-3,2	0-1,2
Нікель	1,4-2,1	0-1,8
Кобальт	0-3,0	0-1,5
Кадмій	0-5,0	–
Нафтопродукти	0-1,8	0-1,2

Аналізи природних і техногенних вод, відібраних в районі полігону ТПВ № 2 поблизу м. Маріуполя, виявили в них наявність значної кількості металів (марганцю, свинцю, алюмінію, кадмію), концентрації яких перевищують ГДК в десятки і, навіть, сотні разів. Максимальна наявність відмічається для заліза, концентрація якого перевищує ГДК в 3500 разів, а також для ртуті, концентрація якої перевищує ГДК в 2500 разів. Найбільш високі концентрації спостерігаються у пробах води з дренажного каналу звалища та відстійника. Забруднені фільтратом ґрунтові води, що течуть до річки Кальміус, є серйозним, постійно діючим, багатокомпонентним джерелом забруднення, вплив якого необхідно ліквідувати або мінімізувати [37].

Джерелом забруднення атмосферного повітря є звалищний біогаз, передумовами утворення якого є низка складних послідовних процесів, до яких відносяться фізико-хімічні реакції, випаровування та мікробіологічний розклад, що протікають за різних умов в тілі полігонів ТПВ [38]. Загальні характеристики звалищного газу наведено в табл. 1.5 [39–41].

Таблиця 1.5

Узагальнений склад та властивості звалищного біогазу

Параметр	Од. вим.	Країни Північної Америки		Країни Європи	
		Середнє	Діапазон	Середнє	Діапазон
Нижня теплотворна здатність	МДж/нм ³	18	-	16	-
Число Вобба	МДж/нм ³	18	-	18	-
Густина	кг/м ³	1,2	-	1,3	-
Метан	об. %	50	35-60	45	35-65
Вуглекислий газ	об. %	45	35-55	40	15-40
Азот	об. %	5	0-20	15	5-40
Кисень	об. %	<1	0-2,5	1	0-5
Водень	об. %	-	-	-	0-3
Сірководень	ppm	21	1-1700	<100	0-100
Аміак	ppm	-	-	5	-
Загальний хлор	ppm	-	-	-	20-200

Окрім компонентів біогазу, що наведені у табл. 1.5, в його склад входять також десятки різних домішок (силоксани, меркаптани, ароматичні вуглеводні та ін.), з умістом від 0,05% і менше, а також пари води та пил. Необхідно відмітити, що безпосередньо утворення біогазу, збагаченого метаном, відбувається в результаті мікробіологічного розкладання органічної складової відходів (харчові, садово-паркові відходи, папір, деревина, текстиль та ін.) наявними в них мікроорганізмами та має місце за анаеробних умов.

Дослідження процесу мікробіологічного розкладання органічної складової відходів були розпочаті науковцями ще на початку 70-х років минулого століття [42] та продовжуються й наразі [38].

Опираючись на результати цих та інших досліджень [43–46], процес розкладання можна розділити на різні фази, які послідовно змінюють одна-одну та характеризується відповідними умовами протікання процесу. У загальному вигляді хід фаз мікробіологічного розкладання наведений на рис. 1.11 [42].

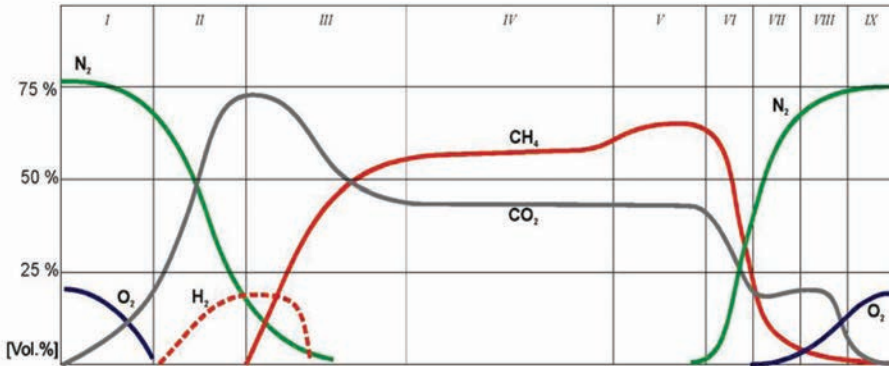


Рис. 1.11 Хід фаз мікробіологічного розкладання ТПВ (у часі)

Кожна з фаз може бути описана наступним чином [38]:

Фаза I чи *аеробна фаза* характеризується швидкими мікробіологічними процесами розкладання відходів, що викликані аеробними умовами. Її тривалість (від декількох днів до місяців) невелика порівняно з наступними фазами, оскільки вона обумовлена кількістю залишкового кисню, що міститься в пористому просторі верхніх шарів відходів, а також їх високою біохімічною потребою в кисні (БПК). Під час цієї фази анаеробні бактерії поглинають кисень та розщеплюють складні ланцюги жирів, вуглеводнів та протеїнів на більш прості сполуки. У результаті утворюється вуглекислий газ, вода, нітрати, нітроти, азот та органічні залишки, а також вивільнюється велика кількість теплоти [42, 44–46].

Фаза II чи *кисла неметанотворююча фаза* настає відразу в тих місцях тіла полігону, де кисень повністю вичерпаний та

встановлені анаеробні умови. Під час цієї фази, що триває декілька місяців (від трьох до шести), шляхом гідролізу ферментативні бактерії розкладають органічні залишки та целюлозу на леткі жирні кислоти (ЛЖК), спирти та воду з утворенням газоподібного аміаку, водню та великої кількості вуглекислого газу [42–46]. Концентрація утворених газів досягає значної величини, що призводить до витіснення азоту з товщі відходів, а наявність значної концентрації ЛЖК понижує водневий показник (рН) до рівня 4-5 та спричиняє високу хімічну потребу в кисні (ХПК). Низький рН дозволяє підвищувати здатність до розчинення мінеральних речовин, які, маючи великі концентрації ЛЖК, приводять до високої концентрації іонів. Окиснювально-відновний потенціал дуже близький до 0 mV [46].

Фаза III чи *метаноутворююча нестабільна фаза* характеризується стабілізацією анаеробних умов та триває від трьох місяців до трьох років. Спочатку цієї фази в процесі ацетогенеза відбувається розпад ЛЖК на ацетати [42, 46]. При цьому рН прямує до нейтрального (від 6,6 до 7,3) та починають розвиватись різні групи метаногенних бактерій, які переробляють утворені кислоти та інші органічні залишки на метан та вуглекислий газ, а також водень, мурашину кислоту та метанол. Наприкінці цієї фази концентрації ЛЖК, водню та вуглекислого газу понижуються до більш низького рівня, а концентрація метану зростає.

Фаза IV чи *метаноутворююча стабільна фаза* настає, коли вміст отриманого метану в біогазі залишається відносно постійним та складає від 50 % до 60 % від загального об'єму газу. Тривалість фази залежить від умісту органіки у відходах та змінюється від декількох років до 50 і більше років, а в середньому становить 20 років. Під час цієї фази можуть звільнюватись такі гази як азот та сірководень. При наближенні рН до нейтрального кількість

розчинених мінеральних речовин зменшується, що призводить до зменшення провідності.

Фаза V чи *тривала спадаюча фаза* є завершальною фазою газоутворення, коли кількість органічних речовин починає поступово зменшуватися. Вона характеризується підвищенням співвідношення метану до вуглекислого газу та малими об'ємами утворення біогазу, який все ще продовжує виходити з тіла полігону під тиском.

Фаза VI чи *інтрузія повітря* характеризується спадом біологічної активності та зменшенням утворення біогазу, що призводить до зниження тиску в тілі полігону та заповнення його товщі повітрям. При чому кисень з повітря взаємодіє з метаном у верхніх шарах відходів, що призводить до падіння його концентрації. Співвідношення метану до вуглекислого газу спадає, а вміст азоту у відходах поступово зростає.

Фаза VII чи *окиснення метану* характеризується практичною відсутністю процесів утворення біогазу, що прискорює процес потрапляння повітря в тіло полігону та процес окиснення метану. Це призводить до зростання вмісту вуглекислого газу та підвищенню співвідношення азоту до кисню. У цій фазі біогаз не виходить на поверхню полігону, оскільки повітря глибоко проникає в його товщу.

Фаза VIII чи *утворення вуглекислого газу* характеризується відсутністю метану та високим вмістом вуглекислого газу в тілі полігону. У небагатьох ділянках, де все ще зберігаються анаеробні умови, метан практично повністю окиснений та заміщений вуглекислим газом, вміст якого вищий чим у повітрі. Додатково вуглекислий газ утворюється в результаті процесів аеробного розкладу залишкової органіки.

Фаза IX чи *заповнення киснем* характеризується зменшенням вмісту вуглекислого газу внаслідок тривалого потрапляння повітря в

тіло полігону та повним розпадом органіки. Оскільки кисень не споживається, то його вміст у відходах аналогічний вмісту в повітрі.

Процеси утворення біогазу, насамперед процеси метаноутворення (Фаза I-V), залежать від великої кількості факторів, що впливають на об'єми виділення біогазу та тривалість окремих фаз.

За ступенем впливу фактори прийнято розбивати на три групи [44]:

Група А до якої відносять фактори, що впливають безпосередньо на мікробіологічні процеси, а саме: температура, аерація, вологість, показник рН, окислювально-відновлювальний потенціал та інгібітори процесу.

Група Б або процес інфільтрації, що впливає на всі фактори групи А та залежить від фізико-хімічних властивостей середовища, що інфільтрується.

Група В до якої входять такі фактори як кількість, розміри, склад та вік відходів, пожежі, гідрогеологія, топографія, опади, атмосферний тиск та температура повітря.

У загальному випадку процес метаноутворення залежить від фізичних умов полігону, морфологічних та фізичних характеристик відходів та клімату, що входять до факторів групи В. Наприклад, кількість біогазу залежить від умісту органічної складової відходів; збільшення останньої призводить до збільшення об'ємів утворення біогазу та тривалості процесу.

Пожежі на полігоні значно впливають на газоутворення, знищуючи органічні складові відходів та утворений біогаз. Атмосферні опади та температура оточуючого повітря впливає на вологість та температуру в тілі полігону, а тому також впливають на швидкість процесів метаноутворення.

З вищеприведеного можна заключити, що процес утворення біогазу підпорядкований цілій низці взаємопов'язаних факторів, які в умовах реальних полігонів досить важко регулювати.

Наряду з фізико-хімічними властивостями наявність в біогазі вуглекислого газу та метану характеризує його як джерело ПГ, що спричиняє глобальну зміну клімату. При цьому вуглекислий газ, що утворюється внаслідок розпаду органічної фракції відходів, прийнято розглядати як частину біоциклу вуглецю, а тому він вважається нейтральним з точки зору глобального балансу вуглекислого газу [47]. Метан, який за даними [48] має парниковий ефект у 25 раз сильніший (за період 100 років), ніж вуглекислий газ, спричиняє, при великих об'ємах викидів, значний парниковий ефект та призводить до глобальної зміни клімату.

За даними Міжнародної групи експертів з питань зміни клімату (МГЕЗК) [49] внесок метану, що утворюється в місцях захоронення ТПВ, складає 3-4 % від загальносвітових викидів ПГ.

1.1.5 Система та методики обліку викидів метану, які утворюються в місцях захоронення твердих побутових відходів

Україна є країною-учасницею Рамкової конвенції ООН про зміну клімату (РКЗК ООН) [50], Кіотського протоколу до неї [51], Паризької угоди [52] та низки інших зобов'язань з питань зміни клімату, відповідно до яких Україна має щорічно готувати звітність з обліку викидів ПГ в країні та раз на чотири роки розширений звіт про моніторинг та заходи зі скорочення викидів ПГ з метою довгострокового зменшення загальнонаціональних викидів у майбутньому.

Відповідальним органом виконавчої влади за реалізацію державної політики з питань зміни клімату в Україні є Міністерство екології та природних ресурсів України (Мінприроди), яке здійснює облік, загальний моніторинг та прогнозування змін обсягів викидів ПГ в країні й забезпечує цілісність та життєздатне функціонування Національної системи обліку викидів ПГ в країні.

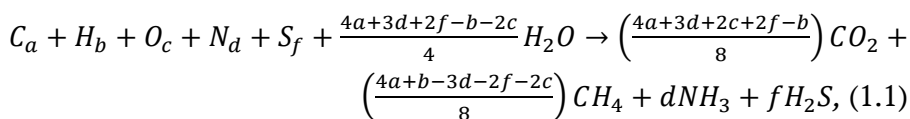
За даними Мінприроди [23] викиди метану з полігонів та звалищ ТПВ в країні склали 2,5 % \pm 0,5 % (у 2014 році вони склали близько 2,3 %) від загальнонаціональних викидів ПГ або 12,5 % \pm 0,5 % від викидів метану.

З огляду на значну частку викидів метану, спричинених захопленням ТПВ, від загальнонаціональних викидів ПГ в Україні, застосування надійних та достовірних методів моніторингу та прогнозування викидів метану з полігонів та звалищ є важливою складовою функціонування Національної системи обліку викидів ПГ в Україні.

Значний вклад в систематизацію існуючих моделей та методів визначення обсягів утвореного метану на полігонах ТПВ зробили Матвеев Ю. Б. [28] та Пухнюк О. Ю. [53], які запропонували наступну блок-схему класифікації моделей метаноутворення на окремих полігонах ТПВ та на національному рівні, відображену на рис. 1.12 (елемент блок-схеми про національні моделі додано).

Теоретичні підходи щодо визначення газоутворення шляхом математичного моделювання почали розвиватися одночасно з індустрією збору та утилізації біогазу з метою швидкого прогнозування останнього. Їх можна розділити на три групи: стехіометричний, біологічний та комплексний [37, 46].

Стехіометричний підхід базується на використанні хімічних рівнянь розкладання елементарних складових органічних відходів: білків, жирів та вуглеводнів (рівняння 1), та не враховує умови та ефективність розкладання органічних складових відходів, що мають місце в тілі полігонів ТПВ [47].



де, a , b , c , d , f – кількість грам-молей відповідного хімічного елемента.

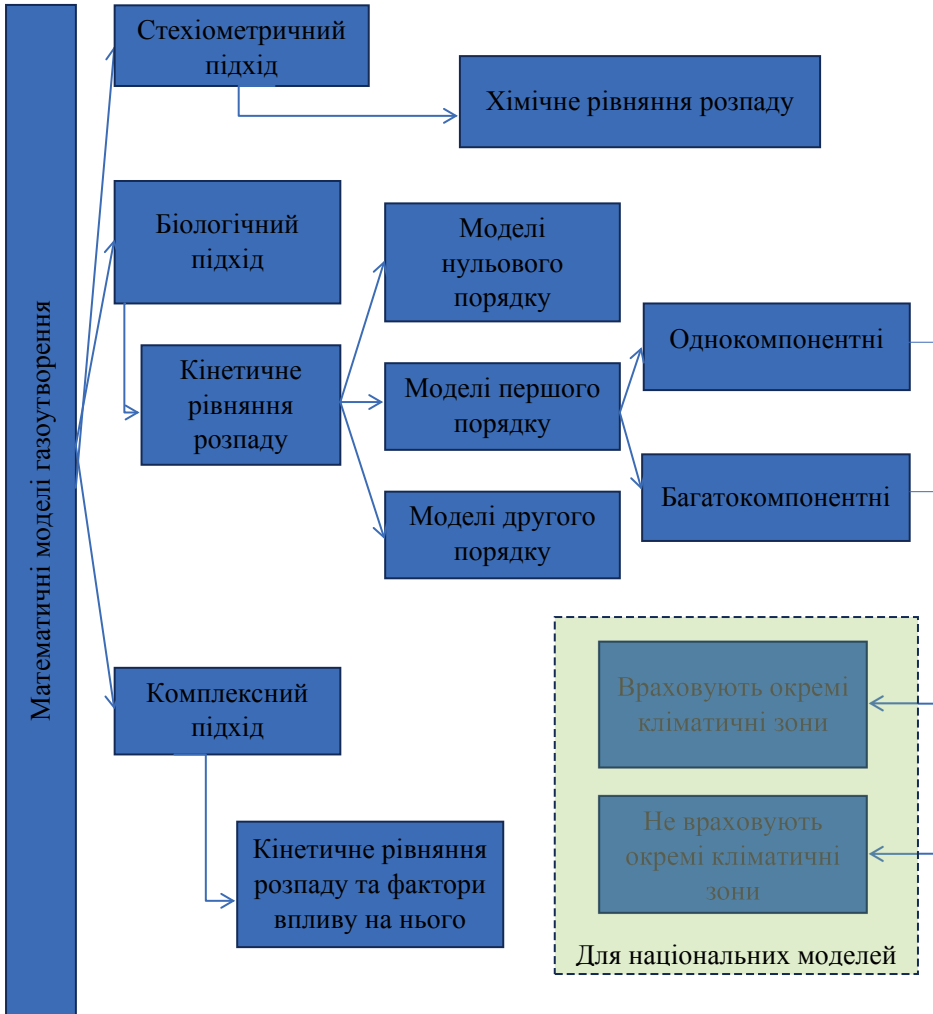


Рис. 1.12 Блок-схема класифікації основних теоретичних підходів та математичних моделей прогнозування утворення біогазу в місцях захоронення ТПВ

Відтак, вихід біогазу в реальних умовах виявляється менший, ніж розрахований на основі моделей даного підходу, а тому їх широке використання обмежене [37, 46].

Біологічний підхід базується на багатьох дослідженнях процесів розкладу органічної складової відходів. Теоретичним підґрунтям для розробки більшості моделей даного підходу є рівняння Моно, що описує кінетику процесів біологічного розкладання [48]:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{DC_x C}{C_{MSW} + C}, \quad (1.2)$$

де, C – концентрація органічної речовини в часі t ;

D – коефіцієнт максимального розпаду речовини на кг мікроорганізмів;

C_x – концентрація мікроорганізмів;

C_{MSW} – концентрація відходів, за якої коефіцієнт розпаду органічної речовини D дорівнює половині свого максимального значення.

Рівняння Моно може бути апроксимоване простими диференціальними рівняннями для двох граничних випадків: у випадку високого C , ступінь розпаду останнього буде залишатись постійною в часі при постійній концентрації мікроорганізмів, тобто $dC/dt = const$; у випадку низького C при постійній концентрації мікроорганізмів, ступінь розпаду буде лінійною функцією від вмісту органічної речовини, тобто $dC/dt = kC$. Математичні моделі, що побудовані на основі розв'язку диференціального рівняння першого граничного випадку, називають моделями розпаду нульового порядку, а моделі, що побудовані на основі розв'язку диференціального рівняння другого граничного випадку – моделями розпаду першого порядку [48]. Значення та фізичний зміст коефіцієнту пропорційності моделей розпаду першого порядку (k) був змістовно обґрунтований в роботі [49] та отримав назву «константа утворення метану» або «постійна швидкості утворення метану».

Оскільки вихід біогазу розглядається як стала величина в моделях нульового порядку, то вони відповідно не враховують склад та вік відходів. Приклади таких моделей опубліковані в роботах [31, 58, 59].

Спільним для моделей розпаду першого порядку є загальний вид рівняння, що представляє собою залежність між вмістом органічного вуглецю та функцією (найчастіше експоненційною функцією) з показником ступеня, до складу якого входить константа утворення метану та час. Моделі можуть бути *однокомпонентними*, коли всі відходи розглядаються без морфологічної диверсифікації з середніми значеннями коефіцієнтів та констант моделі, та *багатокомпонентними*, коли відходи розглядаються окремо за морфологічними фракціями та групами, яким характерні індивідуальні значеннями коефіцієнтів та констант моделі. Моделі розпаду першого порядку опубліковані в роботах [38, 40, 45, 49, 54, 56, 60–64].

Паралельно з однокомпонентними моделями та опираючись на їх базу розвивались комплексні чи мультиплетні моделі [65–80], які окрім кінетики процесу розпаду намагаються врахувати основні фактори, які на нього впливають.

Нажаль мультиплетні моделі, незважаючи на їх потенційно більшу точність, є достатньо складними на практиці, оскільки виявити та встановити умови газоутворення та фактори, що на них впливають в умовах реальних полігонів неможливо. Тому розробка та використання моделей були вимушені зміститися в сторону багатокомпонентних моделей першого порядку з використанням кінетичних рівнянь розпаду [38].

Моделі першого порядку враховують усі чинники впливу на процеси метаноутворення (фактори групи *A*, *B* та *B*) в опосередкованому вигляді з використанням спрощених та уніфікованих для розрахунків чинників та їх показників, до яких належать наступні.

Константа утворення метану (k). До кліматичних чинників, що впливають на процеси газоутворення на полігонах ТПВ, належать щорічна кількість опадів та випаровуваність води з території, а також температурний режим [49]. Параметр, який характеризує кількісний вплив клімату на процеси газоутворення, є константа утворення метану k [81-96].

Вміст біорозкладного вуглецю у ТПВ (DOC). Одним з ключових параметрів газоутворення на полігонах ТПВ є вміст біорозкладного вуглецю в ТПВ – DOC [87]. DOC характеризує, яка кількість атомарного вуглецю у результаті біохімічних реакцій у тілі полігону потенційно може перейти у склад метану. На підставі роботи Цичі А. [88] було виокремлено сім компонентів ТПВ, кожен з яких має своє власне специфічне значення DOC : папір або картон (I), текстиль (II), харчові відходи (III), деревина (IV), садово-паркові відходи (V), засоби особистої гігієни (VI), резина або шкіра (VII).

Умови захоронення ТПВ (MCF). В залежності від параметрів полігону, на якому відбувається захоронення ТПВ, частина ТПВ розкладається в аеробних умовах у верхніх шарах, що призводить до зниження фактичних викидів метану в атмосферу. Поправочний коефіцієнт метану MCF характеризує вплив вищезазначеного процесу на викиди метану, а його кількісне значення залежить від глибини звалища або полігону та умов зберігання, а саме: наявність та тип покриття, пресування, наявність дренажу, вентиляції тощо [89].

Частка фактично розкладеного здатного до розкладання органічного вуглецю (DOC_f). Цей параметр відображає оціночне значення тієї частки вуглецю, яка на практиці розкладається та вивільнилась з місць захоронення ТПВ; в цьому параметрі знаходить своє відображення той факт, що деяка частина органічного вуглецю під впливом анаеробних умов або зовсім не розкладається, або робить це дуже повільно [49].

Коефіцієнт окислення (ОХ). Цей параметр відображає частку утвореного метану, що окислюється в ґрунті або іншому матеріалі, який покриває відходи. Власне окислення відбувається у результаті життєдіяльності метанотрофних мікроорганізмів в приповерхневих шарах [90].

Як вже зазначалося раніше, в рамках виконання міжнародних зобов'язань з питань глобальних змін клімату, Україна щорічно має підготовлювати та оприлюднювати на сайті РКЗК ООН звіт про викиди ПГ в країні. Офіційно цей звіт має назву «Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів» (Кадастр викидів ПГ), що є невід'ємною складовою Національної системи України з питань змін клімату.

Кадастр викидів ПГ складається з п'яти секторів, один з яких – «Відходи». Ключовим джерелом викидів ПГ в секторі «Відходи» є викиди метану з місць захоронення ТПВ, яке складає $67,5 \% \pm 2,5 \%$ від зазначеного сектору.

Відповідно до стандартів міжнародної практики облік викидів з місць захоронення метану має здійснюватись за правилами «Керівних принципів національних інвентаризацій парникових газів Міжнародної групи експертів з питань зміни клімату, 2006» (Керівні принципи МГЕЗК, 2006), при цьому методологічні засади мають постійно покращуватись. Критерієм якості проведення оцінки є невизначеність – брак знань істинного значення змінної, яка може бути описана як щільність розподілу вірогідності (ЩРВ), що характеризує діапазон й вірогідність можливих значень [91]. Чим нижче є невизначеність отриманих значень, тим якісніше було проведено оцінку. При цьому невизначеність залежить від якості та кількості змінних даних, а також від знання основних процесів й використаних методів розрахунків.

Аналіз Кадастрів викидів ПГ України [16-24, 92-98] за попередні роки свідчить про те, що методологічні принципи оцінки

викидів метану з місць захоронення ТПВ періодично удосконалювались. Так, до 2005 року включно [94, 95] для розрахунків використовувалась проста модель нульового порядку IPCC 1996 [58], наведена у рівнянні (1.3), водночас за попередніми розрахунками невизначеність результатів складала більше 400 %.

$$Q(t)^V = (MSW_t \cdot MSW_F \cdot MCF \cdot DOC \cdot DOC_F \cdot F \cdot \frac{16}{12} - R) \cdot (1 - OX), \quad (1.3)$$

де $Q(t)^V$ – викиди метану в атмосферу за рік t , тонн;

MSW_t – кількість утворених ТПВ за рік t , тонн;

MSW_F – частка ТПВ, які були захоронені, у. о.;

MCF – коефіцієнт корекції потоку метану, у. о.;

DOC – потенційно розкладна органічна речовина у складі ТПВ, у. о.;

DOC_F – частка DOC , яка фактично розкладається, у. о.;

F – вміст метану у звалищному газі, у. о.;

R – утилізація метану; тонн;

OX – коефіцієнт окислення, у. о.;

У 2006 році ця модель була удосконалена до однокомпонентної моделі першого порядку IPCC 2000 [87], яка відповідає формулам (1.4)-(1.6), при цьому невизначеність за попередніми оцінками знизилась до 300 % [16–18, 94–96].

$$Q(t) = \sum_x [A \cdot k \cdot MSW_t(x) \cdot MSW_F(x) \cdot L_0(x)] \cdot e^{-k(t-x)}, \quad (1.4)$$

де $Q(t)$ – кількість метану, що утворився за рік t , тонн;

x – роки, які враховуються при розрахунках для року t ;

k – усереднена постійна темпів утворення метану для ТПВ, рік⁻¹;

MSW_t – кількість утвореного за рік t ТПВ, тонн;

MSW_F – частка ТПВ, які були захоронені, у. о.

A – нормалізуючий множник, який корегує сумарні значення, що визначається за формулою:

$$A = (1 - e^{-k})/k, \quad (1.5)$$

$L_0(x)$ – потенціал утворення метану за рік t , тонн CH_4 /тонн ТПВ, що визначається за формулою:

$$L_0(x) = MCF_x \cdot DOC_x \cdot DOC_F \cdot F \cdot \frac{16}{12}, \quad (1.6)$$

де MCF_x – поправочний коефіцієнт для метану у році x , у. о.;

$DOC(x)$ – здатний до розкладання органічний вуглець у році x для ТПВ, тонн С/ тонн ТПВ;

DOC_F – частка фактично розкладеного DOC , у. о.;

F – вміст метану у звалищному газі, у. о.;

$16/12$ – коефіцієнт перетворення вуглецю у метан.

Зниження невизначеності з 450 % до 300 % було досягнуто за рахунок наступного. На відміну від лінійної моделі IPCC 1996 проста нелінійна однокомпонентна модель IPCC 2000 враховувала усереднену швидкість біорозкладання органічних біорозкладних компонентів ТПВ. Суттєвим недоліком моделі IPCC 2000 було те, що вона не враховувала специфіку біорозкладання окремих компонентів ТПВ, властивості яких значно відрізнялись між собою; існуючий проміжок часу, після якого відбувається розкладання біоматеріалу; крім того, вона не враховувала кліматичні особливості та наявність системи збору та утилізації звалищного газу на полігонах ТПВ.

У 2012 році існуюча на той час модель оцінки обсягів викидів та утворення метану була удосконалена [19] за рахунок впровадження розробленої в роботі [38] першої національної моделі

викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні – так званої трьохкомпонентної моделі метаноутворення (англ., – Three Component Model – TCM), яка є класичною багатокомпонентною моделлю першого порядку з використанням кінетичного рівняння розпаду. Їй дали назву «трьохкомпонентна», адже вона враховувала специфіку розпаду окремо швидко-, середньо- то довго-розкладних компонентів ТПВ. Математичний вираз моделі TCM наведено у формулах (1.7)–(1.10).

$$Q(t) = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n A \cdot k_j \cdot MWS_{T,j,i} \cdot MWS_{F,j,i} \cdot L_{0,j,i} \cdot e^{-k_j(t-x)}, \quad (1.7)$$

де $Q(t)$ – кількість метану, що утворився за період t , тонн;

x – роки, які враховуються при розрахунках для року t ;

t – індекс розрахункового року;

$MWS_{T,j,i}$ – загальна кількість ТПВ фракції j , утворених за рік t ;

$MWS_{F,j,i}$ – доля ТПВ, що вивезено на полігони за рік i ;

k_j – постійна темпів утворення метану для фракції j у складі ТПВ, рік⁻¹;

m – кількість років, що беруться до уваги при розрахунках;

n – кількість окремих фракцій ТПВ.

A – нормалізуючий множник, який корегує сумарні значення, що визначається за формулою:

$$A = (1 - e^{-k_j}) / k_j, \quad (1.8)$$

$L_{0,j,i}$ – потенціал утворення метану для фракції j за рік i , тонн CH_4 /тонн ТПВ, що визначається за формулою:

$$L_{0,j,i} = \text{DOC}_j \cdot \text{DOC}_F \cdot F \cdot \frac{16}{12} \cdot \text{MCF}_i, \quad (1.9)$$

де MCF_i – поправочний коефіцієнт для метану за рік i , у. о.;

DOC_j – здатний до розкладання органічний вуглець у складі фракції j , тонн С/ тонн ТПВ;

DOC_F – частка фактично розкладеного DOC_j , у. о.;

F – вміст метану у звалищному газі, у. о.;

16/12 – коефіцієнт перетворення вуглецю у метан.

Кількість метану, що утворився за рік t , отримується підсумовуванням результатів за усі роки періоду x . За вирахуванням рекуперованого в цьому році метану і з поправкою на окислення, кількість метану, що потрапила за рік в атмосферу, складає:

$$Q(t)^{em} = [Q(t) - R] \cdot (1 - OX), \quad (1.10)$$

де $Q(t)^{em}$ – викиди в атмосферу метану за рік t , тонн;

$Q(t)$ – обсяги утворення метану за рік t , тонн;

R – зібраний біогаз, тонн;

OX – фактор окислення метану.

Після впровадження моделі ТСМ та використання нових вихідних даних для цієї моделі [38] за попередніми оцінками невизначеність результатів розрахунку викидів метану з місць захоронення ТПВ у Кадастрі викидів ПГ в Україні скоротилась з 300 % до 51,8 %.

Таке багаторазове скорочення невизначеності було досягнуто за рахунок того, що модель ТСМ на відміну від раніше використовуваної однокомпонентної моделі першого порядку IPCC 2000 враховувала наступне: а) кінетику розкладання чотирьох фракцій ТПВ окремо (деревина, папір або картон, садово-паркові та інші органічні відходи); б) умови місць захоронення за трьома групами (керовані, некеровані неглибокі та некеровані глибокі); в) рекуперацію звалищного газу на полігонах; г) збільшення історичного часового ряду захоронення ТПВ, який впливає на

викиди метану. Крім того для практичної реалізації моделі ТСМ було зібрано значну кількість вихідних даних про обсяги та власності захоронених відходів, що суттєво підвищило якість вихідної інформації в цілому задля проведення інвентаризації ПГ в Україні, що також вплинуло на зниження невизначеності викидів метану з місць захоронення ТПВ.

Водночас незважаючи на суттєві переваги розробленої та впровадженої методики оцінювання викидів метану з місць захоронення ТПВ в роботі [38], яка включала нову на той час національну модель ТСМ, створені історичні вихідні дані для моделі та розроблений алгоритм збору нової інформації для використання моделі в майбутньому, детальний аналіз цієї методики дозволив визначити багато шляхів для подальшого вдосконалення цього напрямку науково-практичної діяльності та, відповідно, зниження невизначеності результатів розрахунків викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні. По-перше, суттєві вдосконалення можливі в частині власне моделі ТСМ, що буде розглянуто далі. По-друге, необхідно підвищити якість вихідної інформації у частині компонентного складу ТПВ та обсягів рекуперованого метану.

Так, за історичний період з 1900 по 2010 роки для створення часового ряду компонентного складу ТПВ було використано обмежену інформацію з літературних джерел [97–110], що охоплює лише окремі міста, такі як Київ, Дніпро, Донецьк, Сімферополь, Алушта, Харків без достатнього географічного покриття України.

У роботі [99] було встановлено, що одним з головних чинників загальної невизначеності результатів обліку викидів метану з місць захоронення ТПВ є невизначеність, пов'язана із вмістом біорозкладного вуглецю *DOC* в харчових відходах.

Зважаючи на щільний графік виконання роботи [38] та обмеженість наукових та статистичних даних у сфері поводження з

ТПВ в Україні станом на 2012 рік, можна виділити наступні шляхи вдосконалення запропонованої методики, які можна умовно поділити на три групи. До *першої групи заходів* належить удосконалення моделі ТСМ: а) врахування регіональних кліматичних особливостей України; б) розширення з чотирьох до сімох фракцій ТПВ; в) чітке розділення різних типів місць захоронення ТПВ за трьома типами у моделі; г) визначення специфічного для України значення вмісту *DOC* у складі харчових відходів; д) врахування в моделі чіткого алгоритму визначення обсягів рекуперованого метану на підставі інформації про фізико-хімічні властивості звалищного газу. До *другої групи заходів* належить додатковий збір вихідної інформації починаючи з 1900 року (як зазначено в роботі [38]), необхідний для практичної реалізації *першої групи заходів*: а) обсяги захоронення ТПВ за окремими регіонами, які мають певні кліматичні особливості з точки зору швидкості біорозкладання; б) склад ТПВ за сімома біорозкладними вуглецевмісними фракціями за окремими регіонами; в) обсяги рекуперації звалищного газу на полігонах ТПВ та його фізико-хімічні властивості. До *третьої групи заходів* належить: а) розробка алгоритму збору та обробки вихідної інформації; б) розробка алгоритму практичної реалізації запропонованої *першої групи заходів*; в) систематизація, узагальнення, архівування та розповсюдження вихідних даних для зацікавлених сторін та державних установ.

Аналіз літературних джерел підтверджує, що у 2009 році Агентством США з охорони навколишнього середовища за підтримки фахівців НТЦ «Біомаса» були визначені чотири кліматичні регіони в межах територіально-адміністративних одиниць обласного рівня, які проілюстровано на рис. 1.13 [64]. Кожному з цих регіонів було визначено особистий набір параметрів швидкості утворення метану для окремих біорозкладних вуглецевмісних фракцій ТПВ.



Рис. 1.13. Кліматичні регіони України за параметрами швидкості утворення метану захоронених компонентів ТПВ

Отримані результати в роботі [64] створили підґрунтя для вдосконалення моделі ТСМ в частині врахування особливостей окремих кліматичних регіонів України в контексті швидкості біорозкладання вуглецевмісних компонентів, для реалізації чого необхідно виконати заходи першої, другої та третьої групи, зазначені вище. Ці заходи потребують всеохоплюючий збір та нову систематизацію існуючої вихідної інформації та за можливістю, проведення нових польових досліджень.

Реалізація заходів усіх трьох груп потребує створення бази даних ТПВ України та заповнення її необхідною вихідною інформацією, що включатиме обсяги захоронення та компонентний склад ТПВ у 24 областях України, м. Києві, м. Севастополі та АР Крим починаючи з 1900 року, включаючи алгоритм та його прак-

тичну реалізацію визначення зазначених показників, а також показників утилізування звалищного газу на полігонах ТПВ.

Створення такої бази даних забезпечить цілісність, системність та узгодженість вихідної інформації при проведенні розрахунків історичних та прогнозних викидів парникового газу метану з місць захоронення ТПВ та створить добре задокументовану базу як складову Національної системи з питань зміни клімату в частині поводження з відходами. Для визначення вмісту *DOC* у складі харчових відходів необхідно провести польові та лабораторні дослідження на пілотних об'єктах – полігонах ТПВ або сміттєвих контейнерах у містах, адже раніше подібні наукові дослідження в Україні не проводились.

Таким чином, актуальною науково-практичною задачею є розробка методики проведення розрахунків історичних і прогнозних викидів метану від захоронення ТПВ шляхом удосконалення моделі, яка враховує регіональні кліматичні особливості, вміст *DOC* в харчових відходах, та дозволяє підвищити достовірність оцінки викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні.

1.2 Методологія і методи проведення досліджень

1.2.1 Методика систематизації, оброблення та узагальнення інформації про обсяги захоронення твердих побутових відходів в регіонах України

Облік обсягів захоронення ТПВ за регіонами України розрізі проводиться Мінрегіоном, починаючи з 2007 року (робота була розпочата у 2006 році в тестовому режимі), результати якого щорічно опубліковуються на сайті Мінрегіону у вигляді звіту № 1 –

ТПВ «Звіт про поводження з твердими побутовими відходами». До 2007 року облік обсягів захоронення ТПВ не проводився.

Особливо у перші роки результати збору інформації Мінрегіоном за формою № 1 – ТПВ містили численну кількість очевидних помилок, що було обумовлено наступними чинниками. Облік відходів ведеться не за масою, а за об'ємом у m^3 , та в подальшому переводиться у масові одиниці у тоннах за допомогою коефіцієнту переведення – щільності ТПВ. Звітність багаторівнева – районні органи влади збирають вихідну інформацію у перевізників ТПВ та операторів полігонів й надають її обласним органам влади; ті, в свою чергу, передають дані Мінрегіону як органу влади, відповідальному за зведену інформацію по Україні.

У результаті, звіт №1-ТПВ містить певні некоректні дані: відсутність даних про масу захоронених ТПВ протягом окремих років, недостовірну інформацію про захоронення в окремих областях. Наявність помилок, відмічених сірим кольором, чітко видно з табл. 1.6, у якій наведено дані звіту №1-ТПВ про захоронення ТПВ за регіонами України протягом 2007–2010 років.

Так, у 2008 році за даними Мінрегіону маса захоронених ТПВ у Донецькій області складала 0 тонн, незважаючи на те, що в об'ємних одиницях вимірювання вона складала 5840000 m^3 . У 2009 році в Запорізькій області протягом року обсяги захоронення відходів збільшились більше, ніж у десять разів. У 2010 році, очевидно, масу відходів у Хмельницькій області було завищено у 1000 разів. Щорічні значення в окремих регіонах також нерідко змінювались у рази.

Крім того, звіт №1-ТПВ не містить дані про несанкціоновано захоронені ТПВ та відповідає статистичним даним у межах лише тієї частини населення, яке охоплено послугами з вивезення ТПВ. Тому визначення обсягів захоронення ТПВ за областями України було проведено в два етапи.

На етапі I з метою усунення некоректних даних, які містяться в звітах №1-ТПВ, вихідну інформацію було скориговано. За підтримки Державного агентства екологічних інвестицій України [142] було зібрано інформацію про захоронення ТПВ у обласних органів влади. Порівнюючи зібрану інформацію з даними з №1-ТПВ, у випадку багаторазових коливань обсягів захоронення ТПВ протягом декількох років для окремих областей, дані було скориговано шляхом лінійної інтерполяції. Кількість несанкціонованих відходів було оцінено у розмірі 10 % від кількості офіційно захоронених, що також корелює з висновками у роботі [38].

Таблиця 1.6

Обсяги захоронення ТПВ в Україні за 2007-2010 роки,
дані Мінрегіону

Територіально- адміністративна одиниця (регіон)	Рік			
	2007 т	2008 т	2009 т	2010 т
АР Крим	818000,0	848100,0	1035848,0	1042893,0
Вінницька	165905,6	179899,2	188683,0	208154,1
Волинська	182000,0	341167,0	217714,0	251369,0
Дніпропетровська	758285,0	862649,0	748248,0	915168,6
Донецька	1219000,0	0,0	580558,0	710908,0
Житомирська	506852,0	535551,8	326832,8	344843,9
Закарпатська	66090,0	694378,0	96063,0	129450,1
Запорізька	157208,8	161474,0	1712864,1	178541,0
Івано-Франківська	138800,0	201792,5	187503,0	193191,3
Київська	302332,8	314426,1	316650,5	324566,7

Продовження таблиці 1.6

Кіровоградська	194191,9	222643,3	194123,8	340696,2
Луганська	545399,2	497592,2	858959,0	810281,0
Львівська	517107,8	518365,6	452784,0	468772,2
Миколаївська	216473,0	293220,0	309100,0	423100,0
Одеська	601618,5	897530,3	872482,8	883233,3
Полтавська	192780,6	290663,6	297646,1	327424,4
Рівненська	212854,0	199200,6	165623,3	170294,3
Сумська	174104,0	192647,0	194267,0	203316,5
Тернопільська	121750,0	166500,0	422900,0	169803,0
Харківська	319820,4	561002,6	580806,0	790304,8
Херсонська	609905,0	326938,0	282940,0	389985,0
Хмельницька	589622,6	440566,0	562240,0	378492673,0
Черкаська	416926,0	314688,6	210741,5	186116,0
Чернівецька	259162,7	229421,9	36099,2	176378,2
Чернігівська	327903,0	171249,3	23786,9	238193,2
м. Київ	1401222,1	930771,8	1622913,2	305845,0
м. Севастополь	162000,0	174532,0	0,0	0,0
Україна	11177315,0	10566970,0	12498377,1	388675502,0

У табл. 1.7 наведено систематизовані дані про обсяги захоронення ТПВ у територіально-адміністративних одиницях України та в цілому по країні з початку введення форми статистичної звітності №1-ТБО – з 2007 по 2012 роки.

На етапі II було систематизовано дані про захоронення ТПВ в областях України за період 1900-2006 гг.

До 2006 року обліку ТПВ, що було захоронено на полігонах та звалищах, як у державній, так і відомчій статистичній звітності приділялось надзвичайно мало уваги, тому за цей період дані є дуже обмеженими.

Систематизація даних проводилась відповідно до загальних методологічних підходів, запропонованих у роботі [38] за тією різницею, що додатково були оцінені обсяги захоронення окремо за кожною областю України з використанням загальнонаціональних показників поводження з ТПВ та кількістю сільського та міського населення в регіонах.

Обсяги захоронення ТПВ були оцінені відповідно за формулою [38]:

$$MSW = P \cdot N_c \cdot G \cdot 10^{-6} + MSW_{no}; \quad (1.11)$$

де MSW – загальна кількість захоронених відходів за рік, тис. тонн;
 P – питоме утворення ТПВ на одного мешканця за рік, кг/чол.·рік;
 N_c – кількість міського населення, чол.;
 G – частка захоронених відходів від загальної кількості їх утворення, у. о.;
 MSW_{no} – кількість несанкціоновано захоронених ТПВ за рік, тис. тонн.

Таблиця 1.7 – Систематизовані дані про захоронення ТПВ в Україні, 2007–2012 рр.

Територіально-адміністративна одиниця	Захоронено ТПВ, у тис. тонн																	
	2007			2008			2009			2010			2011			2012		
	О ¹	н ²	у ³	О	н	у	О	н	у	О	н	у	О	н	у	О	н	у
АР Крим ⁴	963	96	1059	1022	102	1124	1206	121	1326	1212	121	1333	1251	125	1376	1148	115	1263
Вінницька	166	17	182	180	18	198	189	19	208	208	21	229	240	24	264	501	50	552
Волинська	182	18	200	341	34	375	218	22	239	251	25	277	250	25	275	251	25	276
Дніпропетровська	758	76	834	863	86	949	748	75	823	915	92	1007	952	95	1047	883	88	971
Донецька	1219	122	1341	781	78	859	581	58	639	711	71	782	733	73	806	977	98	1074
Житомирська	507	51	558	536	54	589	327	33	360	345	34	379	260	26	287	232	23	255
Закарпатська	66	7	73	81	8	89	96	10	106	129	13	142	119	12	131	120	12	132
Запорізька	152	15	167	161	16	178	175	17	190	179	18	196	182	18	200	189	19	208
Івано-Франківська	139	14	153	202	20	222	188	19	206	195	19	213	197	20	217	199	20	219
Київська	302	30	333	303	30	333	317	32	348	734	73	807	734	73	807	734	73	807
Кіровоградська	194	19	214	223	22	245	194	19	214	341	34	375	452	45	497	211	21	232
Луганська	545	55	600	498	50	547	859	86	945	810	81	891	829	83	912	519	52	571
Львівська	517	52	569	518	52	570	453	45	498	469	47	516	464	46	510	481	48	529
Миколаївська	216	22	238	293	29	323	309	31	340	423	42	465	456	46	501	489	49	538
Одеська	602	60	662	898	90	987	872	87	960	883	88	972	1019	102	1121	1155	116	1271
Полтавська	193	19	212	291	29	320	298	30	327	327	33	360	605	60	665	670	67	737
Рівненська	213	21	234	199	20	219	166	17	182	170	17	187	168	17	184	170	17	187
Сумська	174	17	192	195	19	212	194	19	214	205	20	224	185	18	203	170	17	187
Тернопільська	122	12	134	121	12	133	161	16	177	171	17	188	176	18	193	160	16	176
Харківська	320	32	352	561	56	617	581	58	639	790	79	869	617	62	679	1026	103	1128
Херсонська	610	61	671	327	33	360	283	28	311	390	39	429	243	24	268	196	20	216
Хмельницька	263	26	290	263	26	290	562	56	618	562	56	618	386	39	425	318	32	350
Черкаська	358	36	395	240	24	264	218	22	240	195	19	214	216	22	238	355	34	369
Чернівецька	259	26	285	229	23	252	208	21	228	176	18	194	187	19	206	159	16	175
Чернігівська	328	33	361	171	17	188	205	20	225	238	24	262	496	50	546	503	50	554
м. Київ	1401	140	1541	1263	126	1389	1623	162	1785	306	31	336	266	27	293	306	31	337
Україна	10770	1077	11847	10758	1076	11834	11226	1123	12349	11333	1133	12466	11683	1168	12851	12102	1210	13312

¹–офіційно захоронено; ²– неофіційно захоронено; ³– усього захоронено; ⁴– включно з м. Севастополем

У роботах [97-135] було наведено оцінку питомої кількості ТПВ, що утворювалась на одного міського мешканця за рік в Україні та європейській частині ЄСР:

- 182,5 кг/чол.·рік у 1923 р. [94];
- 200,0 кг/чол.·рік у 1966 р. [92];
- 224,6 кг/чол.·рік у 1977 р. [91];
- 262,4 кг/чол.·рік у 1985 р. [89];
- 286,6 кг/чол.·рік у 1990 р. [90];
- 234,3 кг/чол.·рік у 1996 р. [93];
- 351,0 кг/чол.·рік у 2004 р. [95].

Не існує достовірної інформації про частку захоронених ТПВ, а також про масштаби несанкціонованого захоронення ТПВ, тому частка відходів, які були захоронені, була прийнята у наступних межах: 85 % для 1985 року з поступовим збільшенням до 90 % у 1990 році та рівному йому значенню в період 1991–2007 років.

Кількість неофіційно захоронених відходів для 1900-1985 років була прийнята на рівні 15 % від захоронених ТПВ офіційно, для 1990–2006 років – 10 %, а для 1986–1989 років вона поступово зменшувалась з 14 % до 11 % відповідно.

Кількість міського населення для 1900–1958 років було прийнято на підставі даних ООН про кількість населення в Україні [96], для 1959–2004 років – даних Державної служби статистики України (Держстат).

Задля узгодженості усього часового ряду для періоду 2005–2006 років кількість захоронених ТПВ було визначено шляхом лінійної інтерполяції даних на базі 2004 та 2007 років.

Загальна схема визначення обсягів захоронення ТПВ в період 1900–2014 років має наступний вигляд, наведений на рис. 1.14, де фігурними дужками відмічено використання методу лінійної інтерполяції.

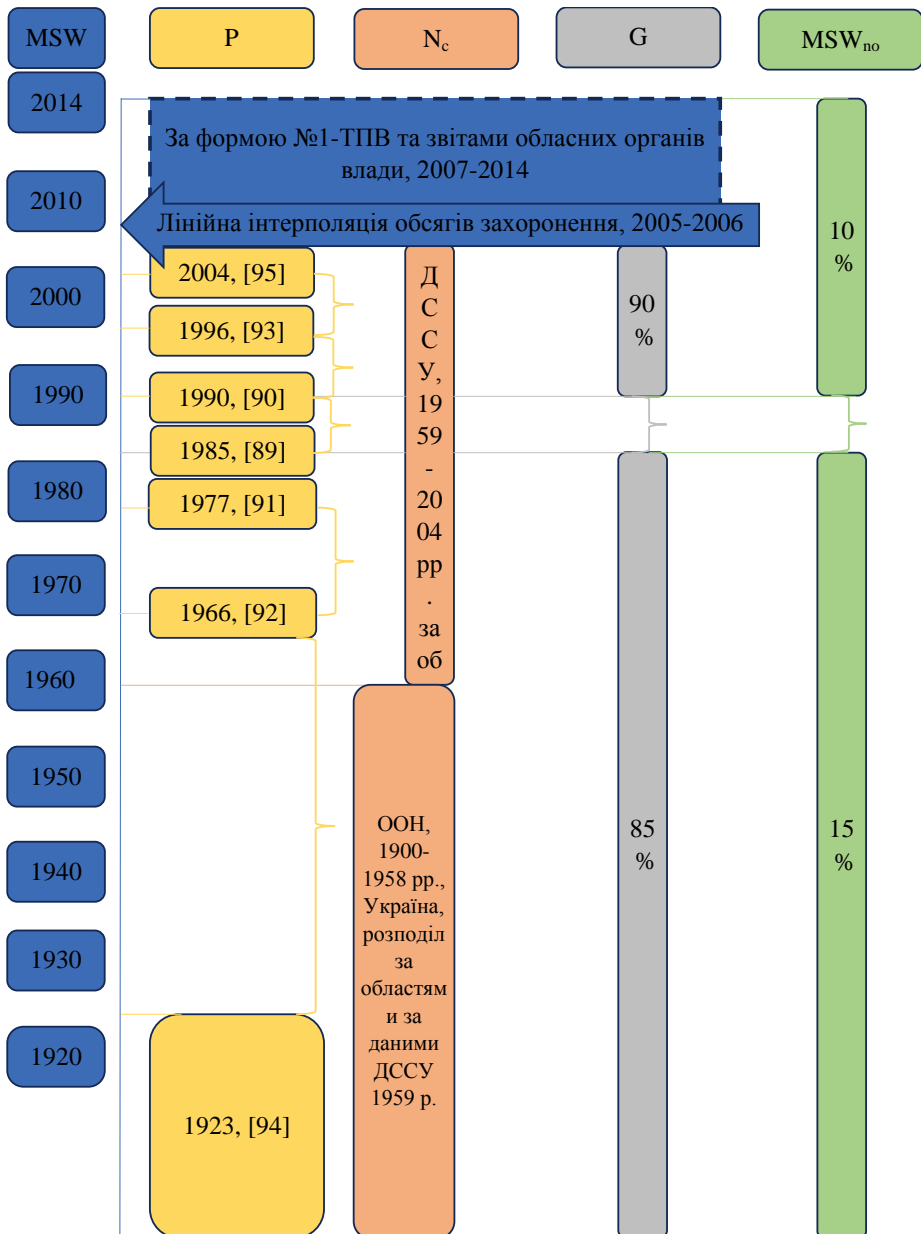


Рис. 1.14 Схема визначення обсягів захоронення ТПВ в Україні за 1900–2014 роки

1.2.2 Методика систематизації, оброблення та узагальнення інформації про склад твердих побутових відходів в регіонах України

Визначення складу ТПВ в областях України в період з 1900 по 2014 роки є складною комплексною задачею, яка може бути виконаною в три етапи. На першому етапі мають бути зібрані та систематизовані усі наявні науково-обґрунтовані результати досліджень в різних містах України за різні роки. На другому етапі має бути розроблено алгоритм уніфікації даних та відновлення тих даних, що бракують. На третьому етапі мають бути проведені розрахунки з урахуванням систематизованих даних та з використанням розробленого алгоритму реконструкції даних. Для визначення узагальненого складу ТПВ для України додатково мають бути враховані обсяги захоронення за окремими областями країни.

Для практичної реалізації вдосконаленої моделі обліку викидів метану з місць захоронення ТПВ необхідно оцінити склад ТПВ за областями України в період з 1900 по 2014 роки за сімома біорозкладними вуглецевмісними компонентами: папір або картон (I), текстиль (II), харчові відходи (III), деревина (IV), садово-паркові відходи (V), засоби особистої гігієни (VI), резина або шкіра (VII).

Систематизація даних про склад ТПВ в містах України. Перші й системні дослідження морфологічного складу ТПВ на території України та Європейської частини СРСР було проведено у сімох найкрупніших містах України: Харкові, Одесі, Києві, Дніпрі, Донецьку, Луганську та Запоріжжі в період 1927-1936 рр., результати яких відображені у табл. 1.8 [102].

На підставі даних з табл. 1.8 видно, що в першій половині ХХ сторіччя ТПВ не містили відходів пластику, очевидно, як і засобів власної гігієни. Окрема увага в дослідженнях тих часів приділялась таким компонентам як папір, харчові відходи, текстиль та метали; а також вугілля та шлак, які не містяться в сучасних ТПВ.

Частка невизначених ТПВ з діаметром менше 15 мм складала біля 50 % від досліджуваних відходів, що ускладнює визначення фізико-хімічних властивостей як ТПВ в цілому, так і фактичний вміст окремих їх компонентів.

Таблиця 1.8

Результати досліджень складу ТПВ в містах України,
1927–1936 рр.

Місто	Харків	Одеса	Київ	Дніпро	Донецьк	Лу-ганськ	Запоріж-жя
Рік	1927-1933	1929-1931	1935	1931-1933	1934-1935	1933	1935-1936
Компонент	Вміст компоненту, у %, за масою						
Деревина, солома	2,0	2,2	5,5	3,3	1,0	2,8	1,6
Папір	12,3	6,7	5,7	2,9	1,4	1,3	1,5
Харчові відходи	11,4	17,7	2,8	2,1	0,2	1,1	1,2
Текстиль	2,4	1,8	1,8	2,6	0,7	0,9	0,7
Вугілля	8,3	3,2	4,0	10,2	0,9	4,2	1,6
Кістки	2,4	1,0	0,8	0,7	0,1	0,1	0,2
Інші органічні	0,1	0,0	10,5	5,0	0,1	0,6	0,0
Шлак	4,8	0,0	0,0	0,0	16,4	7,4	2,7
Відсів мілкий (<3 мм)	26,3	28,8	33,3	22,6	37,9	36,4	31,3
Відсів крупний (3..15 мм)	21,4	28,8	24,3	36,8	34,3	31,8	27,2
Метали	0,7	0,9	2,0	6,2	0,7	1,1	0,8
Інші неорганічні	7,9	8,9	9,0	8,2	6,3	12,3	5,2

Частка невизначених ТПВ з діаметром менше 15 мм складала біля 50 % від досліджуваних відходів, що ускладнює визначення фізико-хімічних властивостей як ТПВ в цілому, так і фактичний вміст окремих їх компонентів.

У післявоєнний період дослідження складу ТПВ в містах України тривалий час не проводились. Опосередковано про їх склад можна робити висновки за працями в інших містах європейської частини СРСР у 1952-1961 роках, результати яких відображено у табл. 1.9 [100].

З аналізу табл. 1.9 випливає, що дослідження в період 1952-1961 років характеризується більш детальною класифікацією компонентів ТПВ: виокремлюються фракції «скло», «шкіра та резина» та деревина.

Таблиця 1.9

Результати досліджень складу ТПВ в містах європейської частини СРСР, 1952–1961 рр.

Місто	Моск- ва	Любер- ці	Орехо- во- Зуєво	Подольськ	Санкт- Петерб ург	Кол- пино	Єкатерин- бург	Таган- рог	Ростов- на- Дону
Рік	1952	1959- 1961	1959	1956	1955	1954	1959- 1961	1955	1955
Компо- нент	Вміст компоненту, у % за масою								
Папір	16,4	26,2	26,1	5,1	13,2	10,0	9,2	16,7	3,0
Харчові відходи	31,3	32,0	17,0	33,0	18,2	28,0	1,6	20,4	12,0
Дере- вина	1,2	4,3	4,9	2,5	4,4	0,0	4,1	2,5	1,2
Текстиль	1,0	3,9	6,8	0,4	4,0	4,0	3,8	1,9	0,8
Вугілля, шлак	0,0	0,2	0,3	4,5	0,3	0,0	1,8	13,2	15,5

Продовження таблиці 1.9

Кістки	0,5	2,6	2,2	7,7	4,1	5,0	1,5	4,4	2,0
Шкіра або рези́на	0,6	0,3	1,1	1,1	0,8	1,5	0,4	0,2	0,2
Метал	1,6	2,4	3,8	6,6	4,9	5,5	2,8	1,3	2,2
Камі́ння	6,0	3,4	3,1	5,0	6,9	4,8	8,1	8,3	5,9
Відсі́в крупний (3..15 мм)	25,0	19,9	18,0	16,0	13,6	12,8	27,3	18,4	18,5
Відсі́в мі́лкий (<3 мм)	15,0	0,8	6,9	14,5	22,9	17,8	23,2	23,1	33,8
Скло	1,4	2,3	2,8	3,3	5,1	5,9	3,1	2,1	3,8
Інше	0,0	1,3	6,5	0,3	1,6	5,2	13,1	4,3	3,0

Також знижується частка несортованих залишків діаметром менше 15 мм: з 50–70 % до 20–50 %.

Наступні системні дослідження складу ТПВ в містах європейської частини СРСР, включаючи місто Харків, проводились в період 1970–1975 рр., результати яких відображені у табл. 1.10 [99].

У 1990 році в роботі [90] було оцінено діапазон значень вмісту компонентів у складі ТПВ для міст європейської частини СРСР, результати чого представлено у табл. 1.11.

З аналізу табл. 1.11 видно, що у 1990 році уперше було виокремлено кольорові та чорні метали, при цьому частка невідсортованих залишків діаметром менше 15 мм залишилась на рівні 7–10 %.

Таблиця 1.10

Результати досліджень складу ТПВ в містах європейської частини СРСР, 1970–1975 рр.

Місто	Моск- ва	Санкт- Петер- бург	Сама- ра	Ниж- ній Нов- город	Волго- град	Єкате- рин- бург	Ростов- на- Дону	Сара- тов	Харків	Астра- хань
Рік	1970-1975									
Компо- нент	Вміст компоненту, у % за масою									
Папір	34,0	30,0	32,4	31,3	30,0	27,5	26,3	31,2	27,0	32,6
Харчові відходи	33,1	28,1	34,3	38,3	38,7	36,2	47,4	36,5	47,0	41,6
Деревина	2,4	3,9	4,3	2,8	2,6	2,9	2,6	3,3	2,0	1,8
Метал	4,8	4,7	1,8	2,0	2,7	5,4	1,3	3,8	1,8	2,2
Текстиль	4,6	4,4	6,7	4,4	3,5	4,3	1,7	5,0	3,4	4,9
Кістки	1,1	2,1	1,9	2,4	2,5	2,5	1,8	2,9	1,3	1,2
Скло	4,6	7,4	6,1	3,3	4,8	7,6	2,0	6,0	5,6	5,4
Шкіра або рези́на	2,2	1,6	2,1	0,0	0,5	3,9	0,8	1,4	2,1	1,2
Каміння	2,9	2,2	1,2	1,1	2,4	1,6	2,3	0,8	0,0	0,1
Пласт- маса	1,6	0,8	0,8	0,0	0,0	1,5	0,6	1,0	0,0	1,0
Інше	0,8	3,0	0,5	2,6	1,2	1,1	0,5	0,8	4,0	0,5
Відсів менше 15 мм	7,9	11,8	7,9	11,8	11,1	5,5	12,7	7,3	5,8	7,5

Таблиця 1.11

Діапазон вмісту компонентів у складі ТПВ в містах європейської частини СРСР, 1990 рік.

Діапазон	Мінімальне значення	Максимальне значення
Компонент	Вміст компоненту, у % за масою	
Папір або картон	25,0	30,0
Харчові відходи	30,0	38,0
Деревина	1,5	3,0
Метал чорний	2,0	3,5
Метал кольоровий	0,2	0,3
Текстиль	4,0	7,0
Кістки	0,5	2,0
Скло	5,0	8,0
Шкіра або резина	2,0	4,0
Каміння	1,0	3,0
Пластмаса	2,0	5,0
Інше	1,0	2,0
Відсів (менше 15 мм)	7,0	13,0

Перші задокументовані дослідження складу ТПВ в Україні після розпаду СРСР було проведено у 2000–2004 роках у шести містах країни: Євпаторії, Сімферополі, Ялті, Харкові, Києві та Донецьку, їх результати наведено у табл. 1.12.

Таблиця 1.12

Склад ТПВ в містах України у 2000–2004 роках

Місто	Євпаторія	Сімферополь	Ялта	Харків	Київ	Донецьк
	[127]	[127]	[128]	[101]	[129]	[102]
Рік	2000	2001	2001	2001	2001	2004
Компонент	Вміст компоненту, у % за масою					
Харчові відходи	34,7	12,5	29,3	41,4	41,5	39
Папір та картон	11,6	5,4	12,6	13,5	2,8	5,9
Деревина	2,3	2,1	10,5	1,7	0	1,8
Залізо	2	2	0	2,3	1,8	2,5
Кольорові метали	0,2	0,1	0	0,6	0	0
Текстиль, шкіра та резина	2,7	2,5	9,2	3,8	2,7	5
Пластмаси	9,4	5	6,5	7,7	2,3	7,9
Скло	4,6	5,1	0	7,7	7,7	7,1
Відсів менше 15 мм	32,5	65,3	28,7	21,3	23,3	24,6
Інше	0	0	3,2	0	17,9	6,2

Дослідження 2000–2004 років характерні тим, що частка невідсортованих відходів була більшою та складала 21–65 %, адже зазначені роботи були спрямовані не на визначення фізико-хімічних властивостей ТПВ, а на вміст у них ресурсоцінних компонентів.

Водночас світова практика свідчить, що найбільш цінною інформацією для системи поводження з ТПВ є їх актуальний морфологічний склад, адже він визначає ефективність реалізації заходів, пов'язаних з переробкою та утилізацією ТПВ.

Відомо, що морфологічний склад ТПВ з року в рік змінюється та, крім того, дані про вміст компонентів ТПВ у п'ятирічний період можна приймати незмінним [134, 139]. Склад ТПВ має чітко

виражені сезонні коливання [149]. Тим не менш, задля систематизації наявних актуальних даних про склад ТПВ в Україні за 2012 рік за підтримки Державного агентства екологічних інвестицій України було зібрано усі доступні у регіональних органів влади дані про склад ТПВ за період 2007–2013 роки [141], а також результати досліджень у десяти містах України, що були проведені ДП «Національний проект «Чисте місто» [142].

Зібрана інформація була оброблена та систематизована, результати чого наведено в табл. 1.13, в якій наведено дані про склад ТПВ за 2007–2013 роки у 21 місті України, розміщених у 15 областях України, АР Крим, а також містах Києві та Севастополі, загальна чисельність жителів яких складає 16 % населення країни.

З табл. 1.13 випливає, що навіть в період з 2007 по 2013 роки дослідження складу ТПВ проводились із застосуванням різних неузгоджених між собою методологічних підходів. Їх результати співставні лише частково, адже при проведенні досліджень були використані численні види класифікацій компонентів ТПВ. Виключенням є дані ДП «Національний проект «Чисте місто», відповідно до якого інформація про склад ТПВ в містах Києві, Харкові, Дніпрі, Вінниці, Кропивницькому, Полтаві, Сумах, Хмельницькому, Тернополі та Чернівцях є узгодженою.

Без попередньої обробки та узагальнення дані з табл. 1.13 не дозволяють провести як комплексну оцінку еколого-економічного ефекту від реалізації заходів у сфері поводження з ТПВ, так і виокремити основні біорозкладні вуглецевмісні компоненти, що рекомендовано для врахування при оцінці викидів метану від захоронення ТПВ. Це пояснюється наступним. По-перше, частка невідсортованих та невизначених ТПВ складає, як правило, 20–40 %, що значно знижує значення фактичного вмісту окремих компонентів у ТПВ.

Продовження таблиці 1.13

Небезпечні відходи	0,7	0,6	0,7	0,1	0,9	0,8	0,4	0,2	0,0	0,3	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-					
Шкіра або резина	0,4	2,0	1,4	0,6	1,5	2,0	1,8	0,5	0,6	1,8	3,5	0,5	3,0	1,0	3,0	1,5	4,0	3,0	-	0,6	3,0	0,9		
Кістки											0,1	0,3	2,0	-	-	1,0	-	-	-	-	0,8	2,0	0,1	
Комбіновані відходи	0,0	1,3	0,0	0,0	2,7	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Залишок після сортування	10,1	21,3	28,9	44,0	28,2	34,5	20,1	39,0	42,7	35,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Харчові відходи	36,2	21,8	22,3	31,4	21,6	34,4	53,7	31,1	53,5	22,6	24,0	20,0	50,0	25,0	35,0					43,5	25,0	18,0		
Садово-паркові відходи	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0	3,2	32,0	-	-	17,0	40,0	41,0	-	-	-	3,0	-
Будівельне сміття	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,7	-	-	15,0	-	-	10,0	-	-	-	-	-	-	-
Каміння	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,0	0,5	3,0	-	-	1,5	-	-	-	-	0,6	0,5	11,0	-
Відсів	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9,0	5,0	25,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,0	-

*- ТетраПак

По-друге, не має можливості визначити вміст усіх сімох ключових біорозкладних компонентів, рекомендованих МГЕЗК, що знижує якість оцінки викидів ПГ від захоронення ТПВ. По-третє, географічне покриття досліджень ТПВ є значно обмеженим.

Таким чином, для задовільної оцінки складу ТПВ як в Україні в цілому, так і за регіонами, у межах поставлених задач, необхідним є розроблення алгоритму, який дозволить систематизувати існуючу інформацію за компонентами ТПВ, деталізувати їх, скорегувати дані у зв'язку з наявністю невизначених компонентів (невідсортований залишок), а також врахувати географічну обмеженість існуючих даних.

Виходячи з об'єктивно доступних даних, було сформовано та наведено нижче наступний алгоритм систематизації інформації про склад ТПВ в Україні за період з 1900 по 2014 роки: вміст біорозкладних компонентів у 1933 році визначався як середнє арифметичне значення відповідних компонентів за даними 1927–1936 років з табл. 5; у 1955 році – за даними 1952–1962 років з табл. 6; у 1973 році – за даними 1970–1975 років з табл. 7; у 1990 році – як середнє значення за даними 1990 року з табл. 8; у 2002 році – як середнє арифметичне значення за даними 2000–2004 років з табл. 9; у 2011 році – як середнє зважене значення в залежності від кількості захоронених ТПВ у територіально-адміністративних одиницях України за даними 2007–2013 років на підставі даних власних досліджень складу ТПВ у м. Борисполі Київської області.

Загальна схема визначення морфологічного складу ТПВ за період з 1900 по 2012 роки має наступний вигляд, наведений на рис. 1.15.

Під час перерозподілу вихідних даних з метою виокремлення сімох біорозкладних вуглецевмісних компонентів, рекомендованих МГЕЗК, використовувався наступний підхід:

- невідсортовані біорозкладні компоненти містять до 15 % садово-паркових та до 25 % харчових відходів;
- компонент «кістки, шкіра та резина» на 1/3 складається з кісток, які є складником компонентів фракції «харчові відходи»;
- вміст засобів особистої гігієни визначається як сума імпорту та виробництва даної групи товарів за вирахуванням експорту за досліджуваний рік;

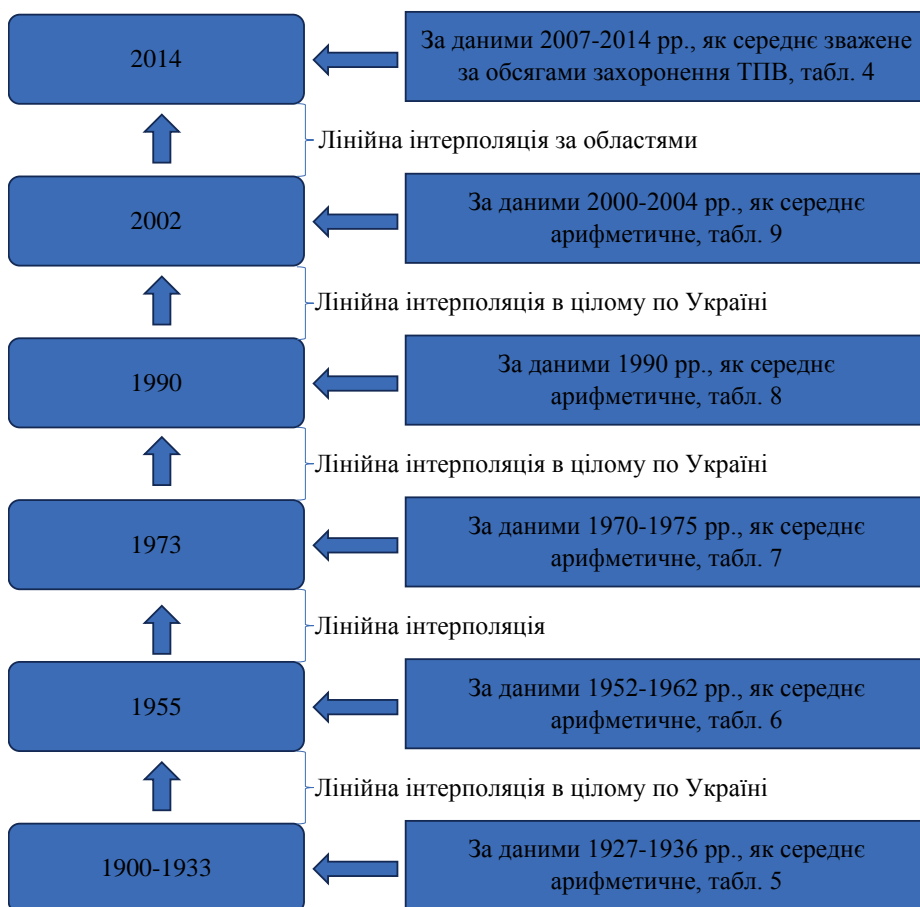


Рис. 1.15. Схема визначення морфологічного складу ТПВ в Україні за 1900–2012 роки

– для 2012 року склад ТПВ за областями визначався як середнє арифметичне даних в розміщених у них населених пунктах; у тих областях, де дослідження не проводились, дані про морфологічний склад визначались як середнє арифметичне даних суміжних областей;

– за відсутності даних уміст кольорових металів складає 15 % від умісту металів, уміст небезпечних відходів – 0,5 % у складі ТПВ.

Треба відмітити, що окремо склад ТПВ для усіх областей та з урахуванням обсягів захоронення було визначено лише для періоду 2003-2014 років. Для 2011 року – на підставі досліджень у 22 містах України (включаючи м. Бориспіль), що представляють 17 регіонів країни. Для 2012–2014 років склад ТПВ в регіонах країни було прийнято за 2011 роком. Для 2003–2011 років склад ТПВ в окремих регіонах визначався методом лінійної інтерполяції на підставі середнього складу ТПВ в Україні у 2002 році та окремих показників за регіонами країни у 2011 році.

1.2.3 Методика проведення експериментальних досліджень з визначення компонентного складу твердих побутових відходів в м. Борисполі

Аналіз наукових праць засвідчив, що географія проведення досліджень з визначення компонентного складу ТПВ в Україні є дуже обмеженою. Тому для оцінки складу ТПВ в різних областях України було проведено дослідження складу ТПВ в м. Борисполі Київської області, для якої раніше була відсутня вищезазначена інформація.

Дослідження виконувались в рамках міжнародного науково-дослідного проєкту «Дослідження сезонних коливань складу твердих побутових відходів в залежності від соціально-економічних індикаторів для моделювання систем управління» («SWC-ENV-IND»).

Для виконання робіт було обрано уніфіковану методику для усіх країн-учасниць проекту SWC-ENV-IND, у тому числі й України, що була розроблена Каунаським університетом технологій (КТУ) [112]. Методика КТУ включає в собі кращу практику розвинутих країн світу з визначення складу ТПВ [113-132], систематизовану в роботі [133], та враховує вітчизняні рекомендації [134]. Особливістю методики КТУ є те, що вона направлена на дослідження сезонних факторів утворення ТПВ, а також детальний склад ресурсоцінних документів.

Місце проведення робіт. Польові дослідження з визначення складу ТПВ проводились у 2010–2011 роках на муніципальному полігоні ТПВ м. Борисполя Київської області, середнього за класифікацією ДССУ місті з населенням 57,5 тис. жителів, розміщеного у 15 км від м. Києва зі значною діловою активністю та часткою населення, яке проживає у приватному секторі. За даними місцевого управління житлово-комунального господарства із загальної кількості утворених ТПВ третина припадає на адміністративні та комерційні установи; при цьому 67 % відходів припадає на житловий сектор, 50,1 % з яких – житлові багатоквартирні будинки, а 49,9 % – приватний сектор.

Враховуючи специфіку м. Борисполя, окремо було досліджено ТПВ, які утворювались у багатоквартирних будівлях, приватному секторі та офісних приміщеннях. Незважаючи на те, що такий розподіл є відносно умовним, склад ТПВ у цих трьох джерелах значно відрізняється, а такий підхід дозволив коректно оцінити різні потоки ТПВ та їх внесок в загальну кількість утворення ТПВ у м. Борисполі.

Класифікація компонентів досліджуваних ТПВ у м. Борисполі наведена у табл. 1.14. Вона дещо відрізняється від класифікації органічних компонентів Керівних принципів МГЕЗК, 2006 [47] адже

була розроблена та затверджена для усіх країн-учасниць проєкту «SWC-ENV-IND»: Україні, Литві, Грузії.

Періодичність. Польові роботи з визначення складу ТПВ проводились з періодичністю три рази на місяць з червня 2010 р. по травень 2011 р. та включали в себе щомісячні заміри для усіх трьох потоків ТПВ: багатоквартирні житлові будинки, приватний сектор та офісні приміщення.

Гомогенізація зразків. Після того, як вміст сміттєвоза вивантажувалось на заздалегідь підготовлений майданчик, ТПВ рівномірно граблями розподілялись на ньому. У подальшому розподілені ТПВ розділялись на шість прямокутників.

Таблиця 1.14.

Класифікація компонентів ТПВ за обраною методикою досліджень

№	Фракція	Підфракція	Примітка
1	Папір або картон	Змішаний папір	
		Офісний папір	
		Глянцевий папір	
		Газетний папір	
2	Пластик	Картон	
		РЕТ-пляшки	Білий, синій, зелений, коричневий*
		HDPE	Вироби з твердого поліетилену
		PVC	Полівінілхлоридні вироби
		PS	Полістиролові вироби
3	ТетраПак	Інший пластик	Пластик, не віднесений до інших категорій
			Багатошарова упаковка на основі картону

Продовження таблиці 1.14

4	Харчові відходи		Усі харчові відходи, окрім кісток
5	Садово-паркові відходи		Трава, гілки, рослинні рештки та інший рослинний матеріал
6	Деревина		Великі гілки, бруски, меблі тощо
7	Інша органіка		Текстиль, шкіра, резина тощо
8	Чорні метали		
9	Кольорові метали	Алюміній Інші кольорові метали	
		Прозоре Коричневе	
10	Скло	Зелене Синє	
		Не пакувальне Змішане	
11	Інша неорганіка		Будівельне сміття, кераміка, каміння, пісок, кістки тощо
12	Небезпечні відходи		Батарейки, лампи, гострі предмети, медичні відходи тощо

* – додаткові параметри

З кожного прямокутника відбиралось 30–40 % від початкового обсягу та поєднувалось у єдину вибірку, завдяки чому вихідна маса досліджуваних ТПВ зменшувалась у 2–2,5 рази (рис. 1.16), утворюючи при цьому гомогенізовану суміш ТПВ, яка й представляла репрезентативну вибірку початкового обсягу досліджуваних ТПВ.

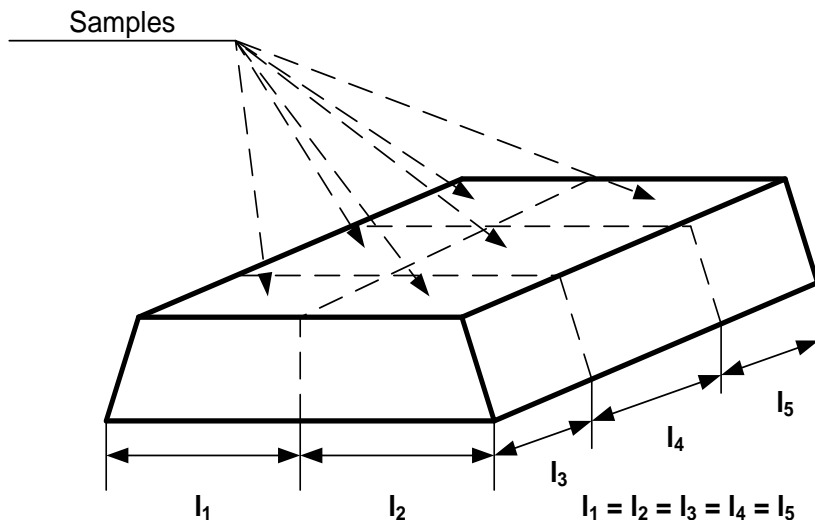


Рис. 1.16 Майданчик гомогенізації вибірки ТПВ

Польові умови. Роботи проводились у робочій зоні полігону за підтримки співробітників полігону. Сміттєвози, які слідували за задалегідь обраному маршруту, вивантажували зразки ТПВ масою 1-2 т на підготовлений майданчик з розстеленою щільною пластиковою плівкою (рис. 1.17).

У подальшому ТПВ перемішувались зі зменшенням вибірки до 250–500 кг. Треба відмітити, що парк сміттєвозів, що обслуговував м. Бориспіль, був застарілим, у зв'язку з чим зібрані відходи практично не піддавалися механічній деформації під час їх транспортування, що забезпечило цілісність досліджуваних зразків.

Зважування зразків. Середня маса кожної вибірки складала 350 кг. Відібрані компоненти ТПВ зважувались на настільних вагах з похибкою до 50 г. При цьому похибка визначення маси вибірки складала 0,15 % для крупних фракцій (харчові відходи, папір, пластмаса, скло) та до 10 % для малих фракцій та підфракцій – PS, PVC, інші пластмаси, глянцеви́й папір.



Рис. 1.17 Сортивання ТПВ на муніципальному полігоні
м. Борисполя, вересень 2010р.

Обробка даних досліджень. Вміст кожного з компонентів у кожній пробі визначався як відношення його маси до маси вибірки:

$$B_{lx} = M_{lx} / \sum_{j=1}^n M_{jx} \cdot 100\% , \quad (1.12)$$

де B_{lx} – вміст компонента l у складі ТПВ вибірки x , %, мас.;

M_{lx} – маса компоненту l у складі ТПВ вибірки x , %, мас.;

$j = 1 \dots 12$ - індекс компоненту;

n – кількість компонентів.

Середній вміст компонентів визначався як середньо арифметичне для кожного з трьох потоків ТПВ з урахуванням обсягів утворення відходів кожного з них:

$$B_l = \frac{B_{l1} \cdot M_1 + B_{l2} \cdot M_2 + B_{l3} \cdot M_3}{M_1 + M_2 + M_3}, \quad (1.13)$$

де B_l – загальний вміст компоненту l у складі ТПВ, %, мас.;

B_{l1}, B_{l2}, B_{l3} – вміст компоненту l для житлових багатоквартирних будинків, приватного сектору та офісних приміщень, %, мас.;

M_1, M_2, M_3 – маса утворюваних ТПВ для житлових багатоквартирних будинків, приватного сектору та офісних приміщень, тонн.

1.2.4 Методика проведення експериментальних досліджень з визначення складу харчових відходів, вмісту у них біо-розкладного вуглецю, їх вологості та зольності у м. Борисполі

Дослідження складу та властивостей харчових відходів в Україні на прикладі м. Борисполя відбувалось в два етапи. На першому етапі шляхом польових робіт було визначено склад харчових відходів, на другому – вміст води, золи та *DOC* окремих складових харчових відходів шляхом лабораторних досліджень.

У зв'язку з тим, що окремої методики для визначення складу харчових відходів не існує, польові дослідження було проведено відповідно до методики КТУ про склад твердих побутових відходів [112], де за аналогією з окремими фракціями ТПВ було досліджено складові харчових відходів.

Загальні умови утворення та накопичення побутових відходів, у тому числі харчових, наведено у пункті 1.2.3 за однією відмінністю: опитні зразки харчових відходів відбирались та сортувались після проходження ТПВ сортувальної лінії, на якій відбу-

вався відбір ресурсоцінних компонентів, до яких не належать складові харчових відходів.

З періодичністю один раз на місяць окремо досліджувались три потоки ТПВ: житлові багатоквартирні будинки, приватний сектор та офісні приміщення. Маса кожної одиничної вибірки харчових відходів складала 180–220 кг, відповідно, загальна маса досліджуваних зразків – 550–620 кг/міс. Відбір зразків відбувався в період вересень-листопад 2012 року.

Вміст кожної зі складових у кожній пробі визначався як відношення їх маси до маси вибірки:

$$B_{lx} = B_{m_{lx}} / \sum_{j=1}^{12} B_{mjx} \cdot 100\% , \quad (1.14)$$

де B_{lx} – вміст складової l у складі харчових відходів для вибірки x , %, мас.;

$B_{m_{lx}}$ – маса складової l у складі харчових відходів для вибірки x , %, мас.;

$j = 1 \dots 12$ індекс складової.

Середній вміст складових визначався як середнє арифметичне для кожного з трьох потоків ТПВ з урахуванням обсягів утворення кожного з них і розраховувався за формулою (1.13), де B_l – загальний вміст складової l у складі харчових відходів, %, мас.

На другому етапі проводились лабораторні дослідження з метою визначення вологості, вмісту сухої речовини та DOC в складових харчових відходів. При цьому відбір зразків проводився у ході виконання польової частини досліджень. Зразки гомогенізувались та складувались у ємності об'ємом 3 л. Кожен з них було досліджено на вміст DOC , вологи та золи в Українській лабораторії якості та безпеки продукції агропромислового комплексу з вико-

ристанням стандартних методик: ГОСТ 27980-88 – для вмісту органічної речовини за вуглецем; ГОСТ 26713-85 – вологи; золи – ГОСТ 26714-85. Кожен результат лабораторних аналізів було підтверджено окремим протоколом, наприклад, [135].

Фізико-хімічні властивості складових харчових відходів розраховувались як середнє арифметичне результатів кожного з аналізів:

$$ul_w = \frac{\sum_{i=1}^9 uli_{w_i}}{k}; \quad ul_c = \frac{\sum_{i=1}^9 uli_{c_i}}{k}, \quad (1.15)$$

де ul_w, ul_c – вологість та вміст *DOC* у складовій *l* харчових відходів, %, мас.;

uli_w, uli_c – вологість та вміст *DOC* у складовій *l* харчових відходів в аналізі *i*, %, мас.;

i – номер аналізу;

$k=9$ – кількість аналізів для кожної із складових *l*.

Середня вологість та вміст *DOC* для харчових відходів розраховувались як добуток відповідних величин складової на її вміст:

$$U_w = ul_w \cdot B_l; \quad U_c = ul_c \cdot B_l, \quad (1.16)$$

де U_w, U_c – відповідно загальний вміст вологи та *DOC* в харчових відходах, у %, мас.;

B_l – загальний вміст складової *l* у харчових відходах, у %, мас.

Результати дослідження вмісту *DOC* в харчових відходах у подальшому були використані як один з національних параметрів для моделювання викидів метану з місць захоронення ТПВ.

1.2.5 Методика математичного моделювання викидів метану з місць захоронення твердих побутових відходів

Як вже зазначалося раніше, розроблена у 2012 році та впроваджена у тому ж році в національну систему інвентаризації ПГ національна методика обліку викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні, яка базується на моделі TSM [30], дозволила знизити невизначеність результатів розрахунків до показника трохи більше 50 %.

Водночас модель TSM має ряд недоліків, вирішення яких призведе до подальшого суттєвого зниження невизначеності результатів розрахунків. Шляхами зменшення цієї невизначеності є врахування у моделі регіональних кліматичних особливостей України, розширення з чотирьох до сімох фракцій ТПВ, рекомендованих МГЕЗК, чітке розділення різних типів місць захоронення ТПВ за трьома типами у моделі, врахування обсягів рекуперованого метану на підставі інформації про фізико-хімічні властивості утилізованого звалищного газу.

Запропонована математична модель метаноутворення у місцях захоронення ТПВ в Україні, яку сформульовано на базі удосконаленої моделі TSM, та за своєю суттю є національною багатокомпонентною моделлю першого порядку з урахуванням кліматичних особливостей регіонів країни з використанням кінетичного рівняння, враховує вищезазначені шляхи вдосконалення і формулюється наступним чином:

$$Q_V(t) = \sum_{r=1}^{26} \sum_{s=1}^3 \sum_{l=1}^7 \sum_{i=t_0+\zeta}^t \left[MSW_{i,r} \cdot \mu_{l,r,i} \cdot (L_o)_{i,l} \cdot e^{-k_{l,r} \cdot (t-i)} \cdot (1 - e^{-k_{l,r}}) \right], \quad (1.17)$$

де $Q_V(t)$ – обсяги метану, що утворюється протягом року t , тонн;

t_0 – рік, починаючи з якого проводиться облік викидів метану;
 s – тип звалища за класифікацією МГЕЗК (1 – некеровані неглибокі;
 2 – некеровані глибокі; 3 – керовані);
 i – роки, за які вносяться необхідні вихідні дані;
 ζ – проміжок часу в роках з моменту захоронення ТПВ до початку
 утворення метану (для України прийнято значення 1 рік);
 l – порядкові номери біорозкладних компонентів;
 r – порядкові номери регіонів України;
 $MSW_{i,r}$ – загальний обсяг ТПВ, тонн, захоронених протягом
 конкретного року у конкретному регіоні;
 $\mu_{l,r,i}$ – вміст, %, мас. конкретного компонента у ТПВ протягом
 конкретного року у конкретному регіоні;
 $k_{l,r}$ – константа утворення метану для конкретного компонента у
 конкретному регіоні, рік⁻¹;
 $(Lo)_{l,i}$ – потенціал утворення метану для конкретного року з однієї
 тонни конкретного компонента ТПВ, тонн.
 i' – номери років, за які вносяться необхідні вихідні дані з
 урахуванням додаткового року з моменту захоронення ТПВ до
 початку утворення метану, які визначаються за формулою:

$$i' = i + \zeta. \quad (1.18)$$

Потенціал утворення метану $(Lo)_{l,i}$ визначається за формулою:

$$(Lo)_{l,i} = DOC_l \cdot DOC_F \cdot F \cdot 16/12 \cdot MCF_i, \quad (1.19)$$

де DOC_l – загальна кількість органічного вуглецю, який здатен до біологічного розкладання у конкретному компоненті, тонн С/ тонн ТПВ;

DOC_F – частка вуглецю, яка приймає участь у реакціях розкладання;

F – вміст метану у звалищному газі, у. о.;

16/12 – коефіцієнт перерахунку вуглецю у метан;

MCF_s – фактор корекції метану, який характеризує експлуатаційні параметри полігонів та звалищ ТПВ.

Викиди метану з урахування утилізації звалищного газу на полігонах ТПВ розраховуються за формулою:

$$Q(t) = [Q_V(t) - R(t)^{Fl,Rec}](1 - OX), \quad (1.20)$$

де $Q_V(t)$ – викиди метану в атмосферу за рік t , тонн;

$R^{Fl,Rec}$ – утилізація метану на полігонах ТПВ за рік t , визначається за формулою (1.21), тонн;

OX – коефіцієнт окислення метану в аеробних умовах приповерхневого шару звалища/полігону ТПВ.

Маса утилізованого метану на кожному полігоні визначалась за формулою:

$$R^{Fl,Rec} = V_R \cdot \rho_{LG} \cdot \gamma_m \cdot 10^{-6}, \quad (1.21)$$

де $R^{Fl,Rec}$ – маса спаленого на факелі/рекуперованого метану, тис. тонн;

V_R – об'єм спаленого на факелі/рекуперованого звалищного газу, м³;

ρ_{LG} – щільність звалищного газу, кг/м³;

γ_m – вміст метану у звалищному газі, у %, мас.

Запропоновану модель можна назвати семикомпонентною кліматичною моделлю викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні (*англ.*, – Seven Component Climate Model – SCCM), адже вона враховує кінетику розкладання сімох біорозкладних вуглецевмісних компонентів ТПВ, рекомендованих МГЕЗК, та регіональні кліматичні особливості їх розкладання в Україні.

Модель SCCM, яка в узагальненому вигляді сформульована виразом (1.17), включає наступні етапи проведення математичних розрахунків.

На етапі I, який відповідає виразу

$$\ll [MSW_{i,r} \cdot \mu_{l,r,i} \cdot (L_o)_{i,l} \cdot e^{-k_{l,r} \cdot (t-i)} \cdot (1 - e^{-k_{l,r}})] \gg,$$

визначається кількість утвореного метану, спричиненого захороненням компоненту l на звалищі типу s у базовому 1900 році. Таким чином, з урахуванням часу затримки ζ , розраховуються викиди від компоненту l у наступному 1901 році.

На етапі II, який відповідає виразу суми $\ll \sum_{i=t_0+\zeta}^t [\dots] \gg$,

розраховується загальна кількість метану, утвореного у році i компонентом l на звалищі типу s , значення якого дорівнює сумі обсягів утвореного метану у результаті попереднього щорічного захоронення зазначеного компоненту. При цьому нелінійний характер біорозкладання, а також маса ще нерозкладеного вуглецю описується експоненціальною залежністю $\ll e^{-k_{l,r} \cdot (t-i)} \cdot (1 - e^{-k_{l,r}}) \gg$.

На етапі III, який відповідає виразу суми $\ll \sum_{l=1}^7 [\dots] \gg$, відбувається сумування обсягів утворення метану, спричиненого біорозкладанням усіх компонентів ТПВ для типу звалища s у році t .

На етапі IV, який відповідає виразу суми $\ll \sum_{s=1}^3 [\dots] \gg$, відбувається сумування обсягів утвореного метану, спричиненого біорозкладанням усіх компонентів ТПВ та типів звалищ s у році t . Результати етапу IV відповідають окремим значенням обсягів утворення метану для регіонів країни та можуть бути використані місцевими органами влади для формування, наприклад, низьковуглецевих політик поводження з ТПВ на місцях.

На етапі V, який відповідає виразу суми « $\sum_{r=1}^{26} [\dots]$ », проводиться складення обсягів утвореного метану у регіонах України. Отриманий результат відповідає загальній кількості утвореного метану в Україні у році t .

На етапі VI, з урахуванням виразу « $[Q_V(t) - R(t)^{Fl,Rec}]$ » формули (1.21), визначається загальна кількість викидів метану від захоронення ТПВ в Україні з урахуванням утилізації метану у році t .

Перевагами моделі SCCM у порівнянні з тими, які раніше використовувались для оцінки викидів ПГ в Україні, є:

- враховує кліматичні особливості регіонів України;
- базується на вихідних даних для кожного регіону окремо;
- є гнучкою для оновлення вихідних даних у випадку проведення нових досліджень у сфері поведження з ТПВ;
- враховує оцінку утилізованого метану на полігонах ТПВ на підставі вихідної інформації операторів полігонів ТПВ;
- дозволяє проводити комплексну оцінку викидів метану на регіональному та національному рівнях.

Для реалізації моделі SCCM на практиці необхідно створити, по-перше, базу даних ТПВ, яка включатиме інформацію про склад ТПВ та обсяги їх захоронення в областях України протягом 1900-2014 років, а також звіти операторів полігонів про утилізацію звалищного газу, а по-друге, математичне забезпечення моделі та обробки вихідних даних у зв'язку із складністю математичного апарату та величезних обсягів вихідної інформації, що і виконано далі у розділі 3.

За рекомендаціями МГЕЗК [155] під час проведення розрахунків прогнозних викидів метану з місць захоронення ТПВ в країні необхідно, по-перше, використовувати єдину методику для усього часового ряду як для історичних так і для прогнозних

розрахунків викидів; по-друге, визначити базовий рік прогнозування, для якого вже виконано розрахунки історичних викидів, які в свою чергу базуються на найбільш актуальній але перевіреній найбільш достовірній інформації, по-третє, врахувати: а) динаміку зміни кількості населення; б) запланований економічний розвиток країни, що найчастіше кількісно описується динамікою зміни валового внутрішнього продукту (ВВП); в) сценарні припущення щодо ймовірних змін у сфері поводження з відходами. При чому, за відсутності додаткової значущої інформації припущення, що зміни обсягів утворення ТПВ прямо пропорційні зміні чисельності населення та ВВП, є цілком прийнятним в світовій практиці. Впровадження окремих заходів у сфері поводження призведе до зменшення обсягів захоронення ТПВ, їх окремих компонентів або збільшення частки утилізації метану у складі звалищного газу.

Моделювання викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні до 2050 року проводилось з використанням моделі SCCM та створеної інформаційної бази даних ТПВ України за 1900-2014 роки для трьох груп сценаріїв, кожній з яких відповідали окремі прогнозні показники демографічних змін в Україні до 2050 року, розроблені Інститутом демографії та соціальних досліджень ім. М. В. Птухи. Прогноз змін ВВП був розрахований на основі схваленого Розпорядженням Кабінету міністрів України від 18 серпня 2017 року № 605-р стратегічного державного документу планування «Енергетична стратегія України на період до 2035 року “Безпека, енергоефективність, конкурентоспроможність”».

Перша група сценаріїв є поміркованою та передбачає незначне зниженням кількості населення до 38,9 млн чол. у 2050 році; друга – оптимістична, що передбачає незначне збільшення населення до 45,7 млн чол.; третя – песимістична з різким зниженням населення до показнику 31,6 млн чол.

Базовим роком для прогнозування є 2014 рік, на підставі якого було прийнято прогнозні питомі показники утворення ТПВ та їх компонентний склад.

У межах кожної групи сценаріїв було розглянуто шість типових сценаріїв, що відповідають впровадженню можливих заходів у сфері поведження з відходами:

сценарій № 1 – усі загальні показники, окрім ВВП, та система поведження з ТПВ в країні не змінюватимуться у порівнянні з базовим 2014 роком, а змінною є лише кількість населення та відповідно обсяги захоронення відходів;

сценарій № 2 – поступове зменшення захоронення паперової фракції ТПВ із досягненням цільового показника скорочення у розмірі 75 % від обсягів утворення даного компонента у 2050 році;

сценарій № 3 – поступове зменшення захоронення харчової фракції ТПВ із досягненням цільового показника скорочення у розмірі 75 % від обсягів утворення даного компонента у 2050 році;

сценарій № 4 – поступове зменшення захоронення харчової та паперової фракції ТПВ із досягненням цільового показника скорочення у розмірі 75 % від обсягів утворення кожного з компонентів у 2050 році;

сценарій № 5 – поступове збільшення частки утилізації метану на полігонах ТПВ із досягненням цільового показника збільшення у розмірі 70 % від обсягів утворення метану від захоронення ТПВ в Україні до 2050 року;

сценарій № 6 – поступове зменшення захоронення харчової та паперової фракції ТПВ із досягненням цільового показника скорочення у розмірі 75 % від обсягів утворення кожного з компонентів, а також збільшення частки утилізації метану на полігонах ТПВ із досягненням цільового показника збільшення у розмірі 70 % від обсягів утворення метану від захоронення ТПВ в Україні до 2050 року.

1.2.6 Методика розрахунку невизначеності результатів математичного моделювання

Відповідно до Керівних принципів МГЕЗК, 2006, критерієм якості оцінки викидів метану від захоронення ТПВ є рівень невизначеності – діапазон даних, для якого істинне значення викидів ПГ знаходиться у 95-відсотковому довірчому інтервалі.

Загальна невизначеність результатів розрахунків може бути оцінена з використанням стандартних значень невизначеності для окремих параметрів та складників, наведених в методологічних положеннях [90].

У загальному вигляді кількісно невизначеність добутку параметрів, які впливають на обсяги викидів ПГ від джерела викидів, можна оцінити за формулою:

$$U_{\text{заг.}} = \sqrt{U_1^2 + U_2^2 + \dots + U_n^2}, \quad (1.22)$$

де $U_{\text{заг.}}$ – загальна невизначеність добутку параметрів оцінки від джерела викидів ПГ, у %;

U_1, \dots, U_n – власна невизначеність кожного з параметрів, які впливають на оцінку від джерела викидів ПГ, у %;

n – кількість параметрів невизначеності.

Оцінити сумарну невизначеність від різноманітних джерел викидів ПГ можна за формулою:

$$U_{\text{заг.}} = \frac{\sqrt{(U_1 \cdot x_1)^2 + (U_2 \cdot x_2)^2 + \dots + (U_n \cdot x_n)^2}}{|x_1 + x_1 + \dots + x_n|}, \quad (1.23)$$

де $U_{\text{заг.}}$ – загальна невизначеність суми викидів ПГ від різних джерел викидів, у %;

U_1, \dots, U_n – власна невизначеність джерела викидів ПГ, у %;

$x_1 \dots x_n$ – обсяги викидів ПГ від джерела викидів, у натуральних одиницях вимірювання;

n – кількість джерел викидів ПГ.

У випадку використання моделі SCCM оцінити невизначеність результатів можна наступним чином.

Невизначеність оцінки обсягів утворення метану для кожного компонента ТПВ $(U_V)_{l,s}$ як окремого джерела викидів для полігону типу s розраховується за формулою:

$$(U_V)_{l,s} = \sqrt[2]{(U_V)_{l,s,1}^2 + (U_V)_{l,s,2}^2 + (U_V)_{l,s,3}^2 + \dots + (U_V)_{l,s,d}^2}, \quad (1.24)$$

де $(U_V)_{l,s,1} \dots (U_V)_{l,s,d}$ – стандартне значення невизначеності для компонента ТПВ l , захороненого на полігоні типу s , спричиненої чинниками невизначеності, кількість яких дорівнює d , у %.

Загальна невизначеність оцінки утворення метану для кожного компонента ТПВ $(U_V)_l$ у році t як окремого джерела викидів з урахуванням параметрів захоронення ТПВ розраховується за формулою:

$$(U_V)_{l,t} = \frac{\sqrt{\sum_{s=1}^3 [(U_V)_{l,s} \cdot (Q_V)_{l,s,t}]^2}}{(Q_V)_{s,t}}, \quad (1.25)$$

Загальна невизначеність утворення метану від захоронення ТПВ $(U_V)_t$ у році t визначається наступним чином:

$$(U_V)_t = \frac{\sqrt{\sum_{l=1}^7 [(U_V)_{l,t} \cdot (Q_V)_{l,t}]^2}}{(Q_V)_t}, \quad (1.26)$$

де $(Q_V)_{l,t}$ – кількість утвореного метану внаслідок біорозкладання компонента ТПВ l у році t .

Загальна невизначеність викидів метану від захоронення ТПВ U_t у році t розраховується за формулою:

$$U_t = \frac{\sqrt{((U_V)_t \cdot (Q_V)_t)^2 + (U_{R^{FL,Rec}} \cdot R^{FL,Rec})^2}}{(U_V)_t + U_{R^{FL,Rec}}}, \quad (1.27)$$

де $U_{R^{FL,Rec}}$ – невизначеність, спричинена діяльністю із утилізації звалищного газу.

Стандартні дані невизначеності для параметрів викидів метану з місць захоронення в залежності від складності використаної моделі та якості вихідних даних наведені у табл. 1.15 [90].

Таблиця 1.15

Стандартні значення невизначеності параметрів моделювання

№	Параметр	Характеристика вихідних даних	Стандартна невизначеність, у %	
1	Загальна кількість утворених відходів	Дані високої якості (напр., зважування тощо)	-10	+10
		Країна регулярно готує дані про захоронення ТПВ	-30	+30
		Дані низької якості	>-100	<+100
2	Частка захоронених відходів	Дані високої якості (напр., зважування тощо)	-10	+10
		Країна регулярно готує дані про захоронення ТПВ	-30	+30
		Дані низької якості	>-100	<+100
3	Склад ТПВ	Дані високої якості	-10	+10
		Є періодичний відбір зразків	-30	+30
		Дані низької якості	>-100	<+100
4	Здатний до розкладання біорозкладний вуглець	Значення за замовчуванням	-20	+20
		За експериментальними дослідженнями	-10	+10
		Для харчових відходів	-100	+100

Продовження таблиці 1.15

	Частка фактично розкладеного здатного до розкладання вуглецю	За замовчуванням	-20	+20
5		За експериментальними дослідженнями	-10	+10
		Значення 1,0	-10	0
	Коефіцієнт корекції для метану	Значення 0,8	-20	+20
6		Значення 0,5	-20	+20
		Значення 0,4	-30	+30
		Значення 0,6	-50	+60
7	Частка метану в газі	Стандартне значення	-5	+5
	Рекуперация метану	Заміри проводяться на місці	-10	+10
		Опосередковані методи	-50	+50
8	Коефіцієнт окиснення	Не визначається	0	0
9	Константа утворення метану	Розрахунки проводяться для кожного окремого випадку		
10				

Ці показники включають наступні групи джерел невизначеності:

- *використана модель* – модель не враховує ряд чинників, що може спричинити значний вплив на відхилення отриманих результатів;
- *обмеженість репрезентативних даних* – відсутність повної відповідності між умовами, пов'язаними з доступними даними та умовами, що впливають на реальні викиди або діяльність.

Наприклад, дані про викиди можуть бути доступні у ситуаціях, в яких полігон функціонує на повну потужність, але не для випадків відновлення діяльності або зміни режиму роботи.

У даному випадку інформація лише частково відповідає бажаній оцінці викидів;

- *статистична похибка випадкової вибірки* – це джерело невизначеності пов'язано з даними, які є випадковою вибіркою і не відображають статистичну картину у повній мірі;
- *помилка вимірювання* – може бути випадковою або систематичною. Вона може мати місце у зв'язку із помилками при вимірюванні, реєстрації або передачі інформації; обмеженій роздільній здатності приладів; неточних значеннях еталонів й довідникових матеріалів; неточних даних констант та інших параметрів, отриманих із зовнішніх джерел та використаних у алгоритмі попередньої обробки даних; спричинених наближеннями та допущеннями тощо;
- *помилкове уявлення в звіті чи помилкова класифікація* – неповне, нечітке або викривлене визначення викидів ПГ;
- *відсутність даних* – виміри були зроблені, але значення не були доступні. В якості прикладу є заміри, які проведені нижче межі ідентифікації.

Результати цього аналізу висвітлено у працях [156-159].

1.3 Результати систематизації вихідних даних, експериментальних польових та лабораторних досліджень

1.3.1 Результати оброблення інформації про обсяги захоронення твердих побутових відходів в регіонах України

За результатами систематизації даних про обсяги захоронення ТПВ, кількість населення, вихідної інформації Мінрегіону та обласних органів влади, висвітленої у пункті 2.1, отримано інформацію про захоронення ТПВ в період з 1900 по 2014 роки як в цілому по Україні, так і за регіонами.

Обсяги захоронення ТПВ в цілому по Україні, включаючи діяльність, що не відображено в офіційних джерелах інформації (нелегальне захоронення), наведено на рис. 1.18.

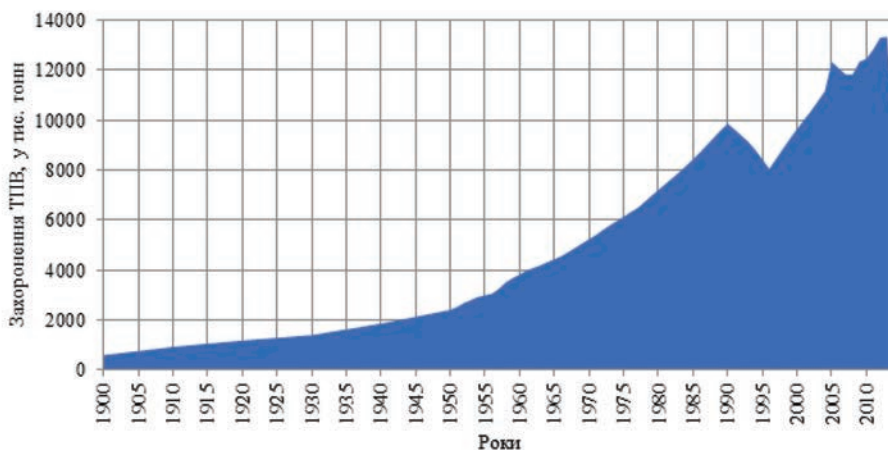


Рис. 1.18 Динаміка обсягів захоронення ТПВ на території України у 1900–2014 роках

З рис. 1.18 видно наступну тенденцію зміни обсягів захоронення ТПВ в Україні протягом 1900–2014 років. Кількість захоронених відходів поступово збільшувалась та досягнула значення 9,9 млн тонн/рік, що обумовлено ростом населення України та збільшенням кількості питомого утворення ТПВ на одного мешканця. До 1996 року кількість щорічно захоронених відходів поступово скорочувалась та досягла 8,1 млн тонн/рік, що на 18 % менше значення 1990 року. Це пояснюється соціально-економічною кризою початку 90-их років та як наслідок зниженням купівельної спроможності населення. У подальшому спостерігалось істотне підвищення обсягу захоронення, та у 2012 році досягло значення 13,3 млн тонн/рік, що було спричинено підвищенням рівня добробуту населення і як наслідок його підвищеною споживчою активністю. Різке скорочення обсягів захоронення відходів у 2014 по

відношенню до 2013 року – на 24,3% спричинено незаконною анексією АР Крим та м. Севастополя Російською федерацією та підтримки нею військової агресії в окремих районах Донецької та Луганської областей відповідно до законодавчих актів України та рішень Генеральної асамблеї ООН.

Слід зазначити, що обсяги захоронення ТПВ у 2014 році не впливають на викиди метану з місць захоронення ТПВ за цей рік та історичний період часу у зв'язку із тим, що розкладання відходів починається через певний час після їх захоронення.

Захоронення ТПВ в різних регіонах України відбувається з різною інтенсивністю. З рис. 1.19, на якому наведено статистику захоронення ТПВ в регіонах країни на прикладі 2012 року, випливає наступне.

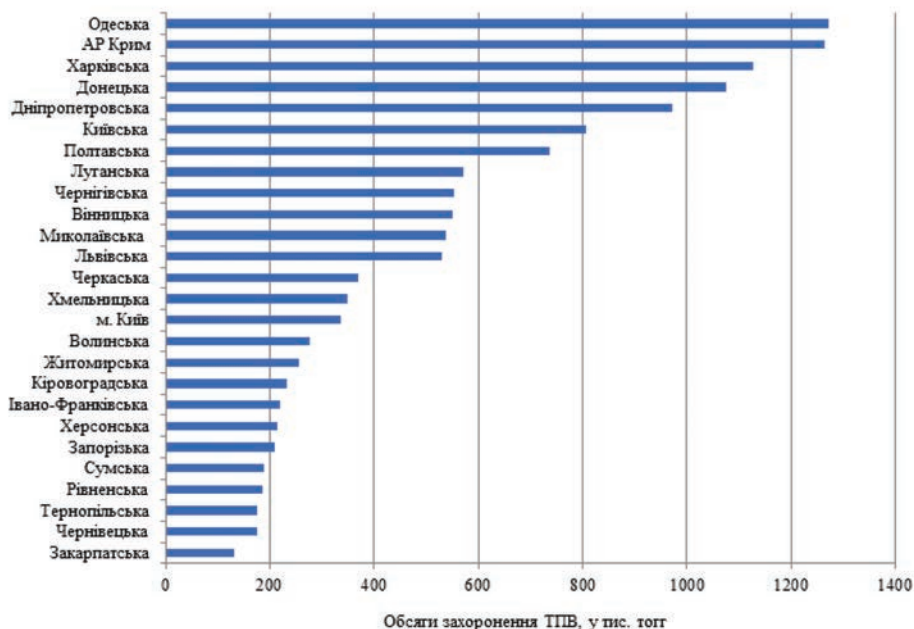


Рис. 1.19 Обсяги захоронення ТПВ в регіонах України за 2012 рік, у тис. тонн

Найбільша кількість захоронених ТПВ припадає на Одеську область – 1271,0 тис. тонн; АР Крим та м. Севастополь – 1262,9 тис. тонн; Харківську – 1128,2 тис. тонн; Донецьку – 1074,5 тис. тонн; Дніпропетровську – 971,1 тис. тонн; Київську – 807,2 тис. тонн; та Полтавську – 736,6 тис. тонн. Загальна частка захоронення у сімох вищезазначених регіонів та м. Києва від усіх захоронених відходів в Україні у 2012 році склала більше 57 %.

Для проведення розрахунків обсягів утворення метану з місць захоронення ТПВ недостатньо мати дані лише про загальні обсяги їх захоронення, нехай, навіть за регіонами. Необхідно розподілити цю кількість за типами місць захоронення: неглибокими некерованими, глибокими некерованими та керованими.

На підставі результатів роботи [38] з урахуванням неофіційно захоронених відходів такий розподіл наведено в табл. 1.16, де в якості часток представлені кількісні показники розподілу ТПВ за типами місць захоронення. Ці значення відповідають загальним показникам для України в цілому, використання яких цілком виправдане для окремих регіонів як типових значень для країни, що спричинить несуттєвий вплив на результати оцінки обсягів утворення метану у порівнянні із можливим ускладненням практичної реалізації розрахунків.

Таблиця 1.16

Розподіл захоронених ТПВ за різними типами звалищ в Україні, 1900–2014 роки, у % за масою захоронення

Роки\Тип звалища	Керовані	Некеровані неглибокі (до 5 м)	Некеровані глибокі (більше 5 м)
1900-1985	41,39 %	58,61 %	0,00 %
1986	40,88 %	59,12 %	0,00 %
1987	40,35 %	59,65 %	0,00 %
1988	39,82 %	60,18 %	0,00 %

Продовження таблиці 1.16

1989	39,28 %	60,72 %	0,00 %
1990	38,68 %	59,86 %	1,46 %
1991	38,64 %	58,44 %	2,92 %
1992	38,59 %	57,03 %	4,38 %
1993	38,55 %	55,61 %	5,84 %
1994	38,50 %	54,20 %	7,30 %
1995	38,45 %	52,78 %	8,76 %
1996	38,41 %	51,37 %	10,22 %
1997	38,36 %	49,95 %	11,68 %
1998	38,32 %	48,54 %	13,14 %
1999	38,27 %	47,13 %	14,60 %
2000	38,23 %	45,71 %	16,06 %
2001	38,18 %	44,30 %	17,52 %
2002	38,14 %	42,88 %	18,98 %
2003	38,09 %	41,47 %	20,44 %
2004	38,05 %	40,05 %	21,90 %
2005	38,00 %	38,64 %	23,36 %
2006	38,27 %	38,27 %	23,45 %
2007	37,94 %	38,49 %	23,57 %
2008	37,88 %	38,42 %	23,70 %
2009-2014	37,82 %	38,36 %	23,82 %

1.3.2 Результати систематизації, оброблення та узагальнення інформації про склад твердих побутових відходів у регіонах України

За результатами досліджень та систематизації даних про морфологічний склад ТПВ, описаних у попередніх пунктах, отримано інформацію про склад ТПВ в період 1900-2014 років як в цілому по Україні, так і на рівні областей за сімома біорозкладними вуглецевмісними компонентами, рекомендованими МГЕЗК: папір або картон (I), текстиль (II), харчові відходи (III), деревина (IV), садово-паркові відходи (V), засоби особистої гігієни (VI), резина або шкіра (VII).

Динаміку зміни складу ТПВ в Україні за період з 1900 по 2014 роки проілюстровано на рис. 1.20.

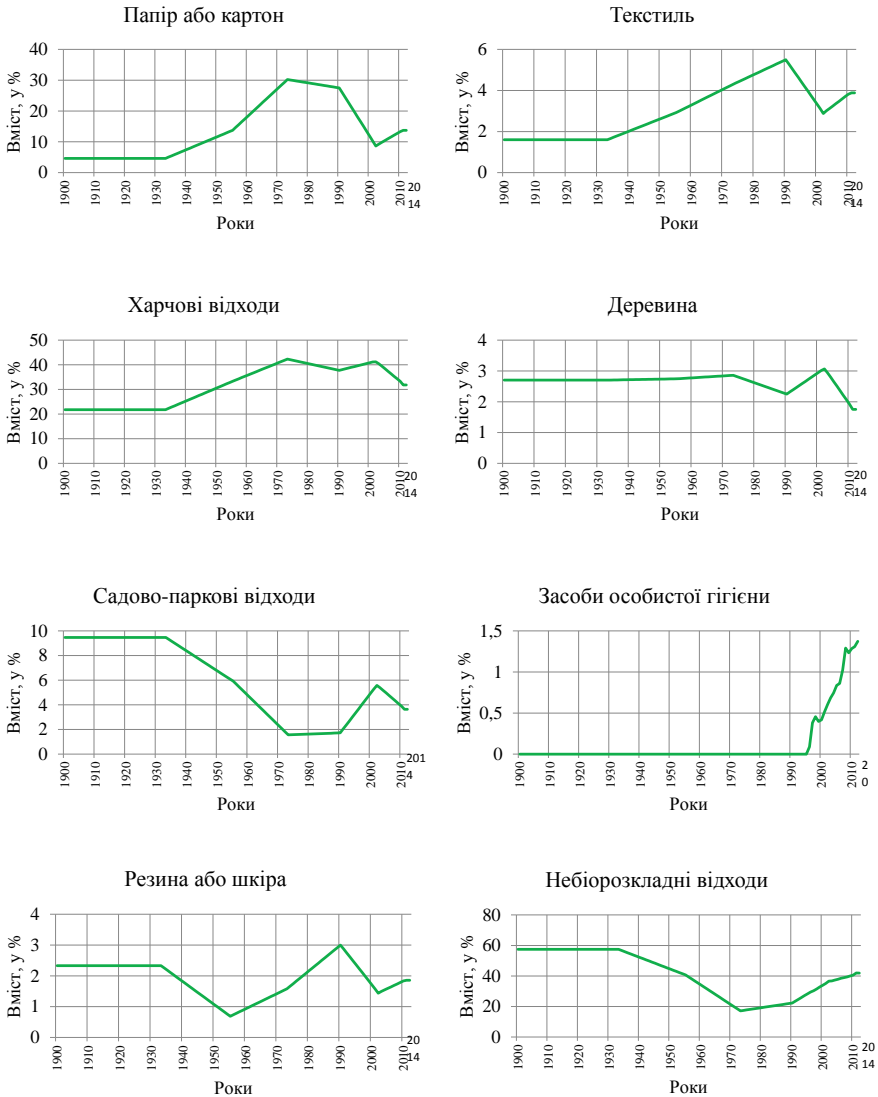


Рис. 1.20. Динаміка зміни вмісту компонентів у складі захоронених ТПВ на території України за період з 1900 по 2014 роки, у %, мас.

З рис. 1.20 видні наступні тенденції зміни вмісту окремих компонентів в складі ТПВ в Україні.

Папір або картон. Вміст паперу і картону в 30-их роках ХХ сторіччя був незначним та складав менше 5 %, мас. У подальшому спостерігалось значне збільшення частки даного компоненту у складі ТПВ, що спричинено розвитком целюлозно-паперової промисловості в країнах бувшого СРСР та повсюдним використанням продуктів виробництва галузі для цілей народного господарства у побуті. У результаті, до 1973 року компонент «папір або картон» став другою за величиною фракцією після харчових відходів з умістом 30,2 %, мас. Поступово цей компонент почав заміщуватися пластиковою упаковкою, що спричинило його багаторазове зменшення, тому у 2002 році вміст паперових виробів скоротився до 8,6 %, мас. В останні роки спостерігається збільшення вмісту цього компоненту за виключенням 2014 року; так, у 2012 році він складав 13,4 % від маси ТПВ. Дана тенденція обумовлена розповсюдженням практики використання товарів з меншим терміном використання та загальним збільшенням купівельної спроможності серед населення.

Текстиль. Уміст текстилю складав 1,6–5,5 %, мас. Найбільше значення відповідало 1990 року. Внаслідок трансформації процесів в економіці та суспільстві бувшого СРСР, до 2014 він поступово скоротився і досяг в останні роки значення 3,8 %, мас.

Харчові відходи. Дана фракція є найбільшою за вмістом біо-розкладним компонентом у складі ТПВ. Її вміст у 1933 році складав 21,8 %, мас. До 1973 року він збільшився до 42,3 %, мас. Ці зміни відповідають процесу урбанізації територій України у середині ХХ сторіччя. У період 1974–2002 років він змінювався несуттєво за виключенням локального мінімуму на початку 1990-их років, спричиненого гострою соціально-економічною кризою в країнах Східної Європи. Починаючи з 2003 року відмічається скорочення частки даного компоненту, значення якої в теперішні часи досягло

близько 32 %, мас. Тенденція останнього десятиліття пов'язана із скороченням частки натурального господарства в структурі продуктів споживання та популяризації їжі громадського споживання серед населення.

Деревина. Протягом 1933–2002 років вміст деревини змінювався несуттєво у діапазоні 2,7-3,1 %, мас. До 2014 року частка деревини скоротилась до 1,9 %, мас., що спричинено заміщенням деревної продукції пластиковими виробами.

Садово-паркові відходи. Вміст даної фракції у 1933 році складав 9,5 %, мас., це значення поступово знижувалось та у 1973 році склало 2,9 %, мас. У подальшому вміст садово-паркових відходів змінювався несуттєво та у 2014 році склав 3,7 %, мас. Тенденції зміни частки даного компонента пов'язані із системою збору та утилізації відходів в частині прибирання садів, парків, вулиць та прибудинкових територій.

Засоби особистої гігієни (підгузки). Вперше даний компонент з'явився у складі ТПВ у 1996 році. Його вміст поступово збільшується, що спричинено широким використанням підгузок у зв'язку із комфортністю їх використання під час догляду за маленькими дітьми. У 2014 році частка даного компонента склала 1,4 %, мас.

Резина і шкіра. Вміст даного компонента у складі ТПВ є незначним та складав 0,7-2,3 %, мас., що пояснюється станом речей у легкій промисловості країни, а також уподобанням громадян стосовно одягу.

Небіорозкладні компоненти. Даний компонент включає метали, пластмаси, пісок, каміння та інші неорганічні матеріали. Найбільший уміст даного компонента відмічався у 30-их роках ХХ сторіччя, адже у той час широко була розповсюджена практика придомового компостування органічних відходів, крім того у складі відходів тих часів містилась значна кількість золи та шлаків від опалення приміщень деревиною та вугіллям. До 1973 року

частка небіорозкладних компонентів значно скоротилась та досягла 17,2 %, мас. як наслідок збільшення обсягів харчових та паперових відходів. Починаючи з середини 70-их років відмічається поступове збільшення вмісту небіорозкладних відходів, який у 2014 році досяг 43,7 %, мас., що пояснюється збільшенням частки пластику та скла у складі ТПВ.

Детально компонентний склад ТПВ в Україні у період з 1990 по 2014 роки показано на рис. 1.20, за регіонами за 2012 рік наведено на рис. 1.19 та на прикладі 2013 року проілюстровано на рис. 1.21.

Необхідно відмітити, що в залежності від регіону, склад ТПВ суттєво відрізняється: вміст паперу або картону – від 4,3 %, мас., до 27,5 %, мас.; текстилю – від 0,9 %, мас. до 5,0 %, мас.; харчових відходів – від 26,4 %, мас. до 43,0 %, мас.; деревини – від 0,4 %, мас. до 5,0 %, мас.; садово-паркових відходів – від 0,8 %, мас. до 6,6 %, мас.; резини або шкіри – від 0,4 %, мас. до 3,1 %, мас.; а також небіорозкладних відходів – від 26,5 %, мас. до 50,9 %, мас. Це обумовлено відмінностями у погодно-кліматичних умовах, економічними та соціо-культурними особливостями регіонів.

Тим не менш для усіх регіонів найбільшою органічною фракцією у складі ТПВ є харчові відходи, а другою за величиною – папір або картон. Вміст засобів власної гігієни склав 1,4 % для усіх регіонів України, адже був оцінений розрахунковим методом за даними ДССУ про виробництво, експорт та імпорт продукції, переважно, підгузків.

Також вияснилось, що результати оцінки узагальненого складу ТПВ в Україні на підставі даних їх складу у регіонах країни з урахуванням обсягів захоронення за регіонами (середньо зважене), як це запропоновано у використаному алгоритмі систематизації, оброблення та узагальнення в розділі 1.2, суттєво відрізняються від результатів оцінки без урахування обсягів захоронення за регіонами (середньо арифметичне).

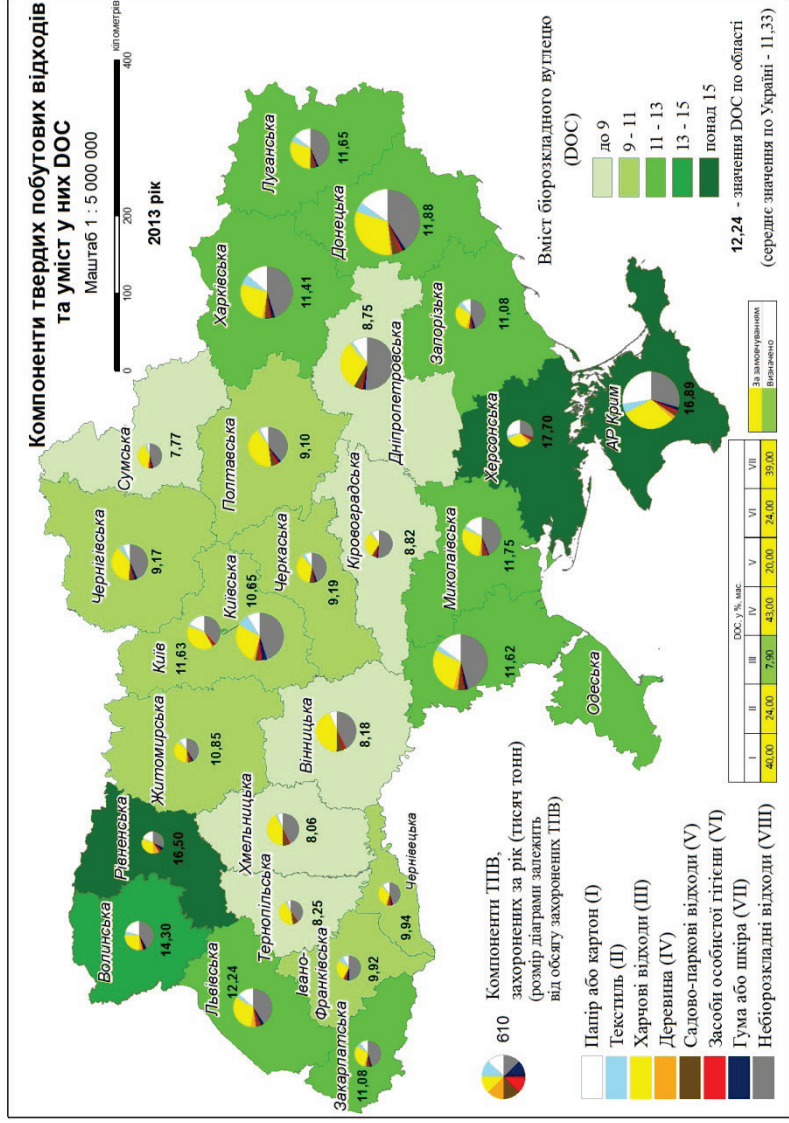


Рис. 1.21 Вміст біорозкладних компонентів у складі ТПВ та усереднене значення DOC в областях України, 2013 рік

На рис. 1.22 на прикладі фракцій «папір і картон» (I), «садово-паркові відходи» (V) та «резина і шкіра» (VII) проілюстровано, на скільки будуть відрізнятись результати оцінки складу ТПВ, якщо не враховувати обсяги захоронення ТПВ за окремими регіонами. На графіку зображено відхилення результатів, отриманих без врахування обсягів захоронення ТПВ, у порівнянні із застосованим методом, описаним у пункті 1.2.2 у цілому по Україні для 2003–2014 років.

Так, вміст садово-паркових відходів в окремі роки відрізнявся від результатів, отриманих з урахуванням обсягів захоронення в регіонах країни на 7,0 %, мас., резини та шкіри – на 12,6 %, мас., а паперу і картону – аж на 15,6 %, мас.

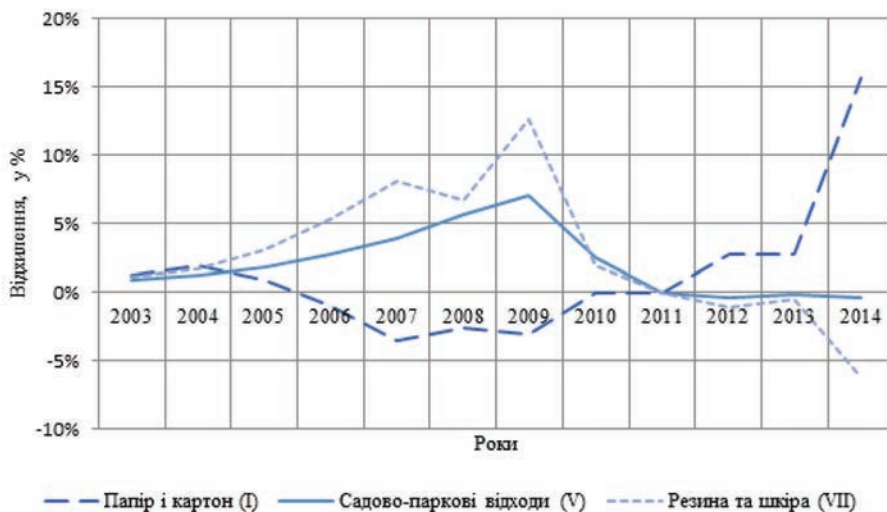


Рис. 1.22 Відхилення результатів оцінки узагальненого складу ТПВ в Україні з використанням середньо арифметичного підходу від результатів оцінки за середньо зваженим підходом, у % до результатів оцінки за середньо зваженим підходом

Цей факт підтверджує важливість проведення оцінки складу ТПВ в цілому по країні з обов'язковим врахуванням обсягів захоплення в окремих регіонах, адже компонентний склад ТПВ в них суттєво відрізняється, так само як і внесок окремих регіонів в загальну кількість захоплення ТПВ в цілому по Україні.

1.3.3 Результати дослідження морфологічного складу твердих побутових відходів на муніципальному полігоні м. Борисполя Київської області

Дослідження морфологічного складу ТПВ у місті Борисполі Київської області було проведено у 2010-2011 роках відповідно до методики, описаної у пункті 2.3. З аналізу рис. 1.23 випливає, що частка біорозкладних компонентів складала 54,5 %, мас., з них: харчових відходів – 28,4 %, мас.; паперу або картону – 8,9 % мас.; текстилю – 7,7 % мас.; резини або шкіри – 3,5 % мас.; садово-паркових – 3,1 % мас.; деревини – 1,5 % мас.; засобів особистої гігієни – 1,3 %, мас.

Як вже зазначалося раніше, дослідження на муніципальному полігоні м. Борисполя були направлені більше на визначення ресурсоцінних компонентів та термічних показників ТПВ, тому частина отриманих результатів безпосередньо не впливає на розрахунки викидів метану з місць захоплення ТПВ, однак може бути корисною для оцінки викидів ПГ з термічної обробки відходів [160], тому нижче додатково наведено інформацію про детальний склад небіорозкладних компонентів ТПВ.

На рис. 1.24-1.26 наведено детальний склад пластику, скла та PET-пляшок, які також є кошовними матеріалами для рециклінгу, інформація про вміст яких має важливе значення для визначення доцільності впровадження заходів у сфері поведження з відходами та може бути використана вченими, що займаються питаннями удосконалення системи поведження з ТПВ в Україні.

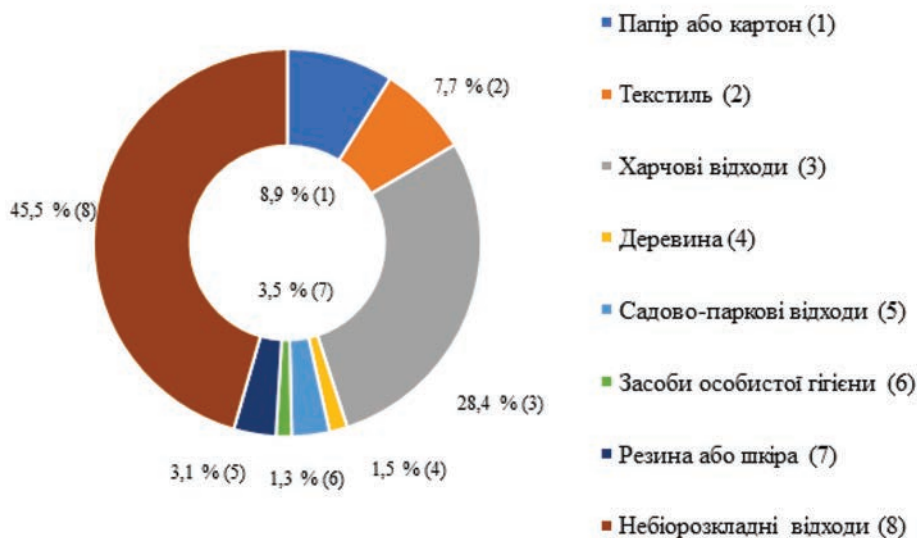


Рис. 1.23 Результати дослідження складу ТПВ у м. Борисполі Київської області, 2010-2011 роки, у %, мас.

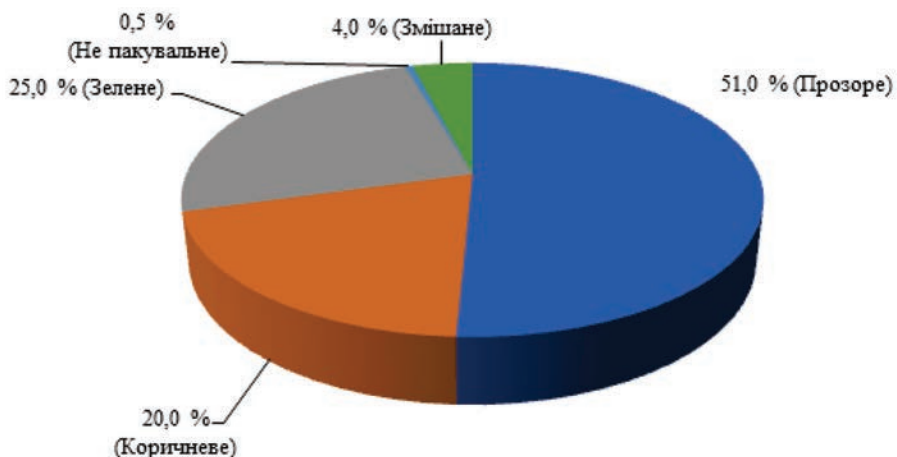


Рис. 1.24 Результати дослідження складу компоненту «Скло» у м. Борисполі Київської області, 2010-2011 роки, у % за масою компоненту

Встановлено, що структура компоненту «Скло» має наступний склад: прозоре – 51 %, зелене – 25,0 %, коричневе – 20 %, змішане – 4 %, не пакувальне – менше 1 %. Склад пластмас: PET-пляшки – 29 %, HDPE – 13 %, PET-плівка – 46 %, PVC – близько 2 %, PS – 4 %, інші пластмаси – більше 6 %. Склад підкомпоненту «PET-пляшки» має наступну структуру: біле – 63 %, коричневе – 23 %, синє – 9 %, зелене – 5 %.

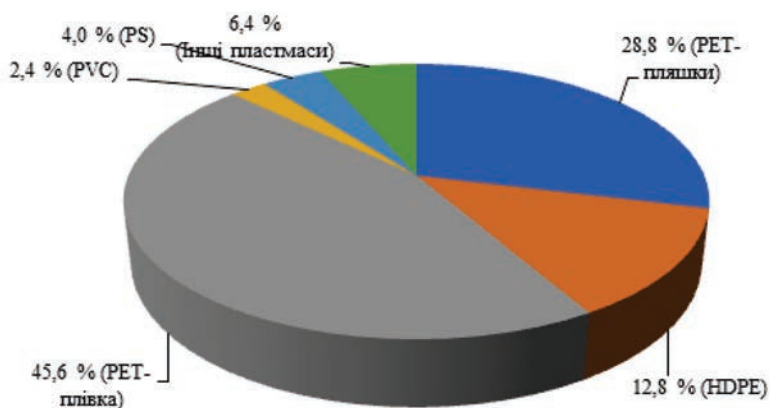


Рис. 1.25 Результати дослідження складу компоненту «Пластмаса» у м. Борисполі Київської області, 2010-2011 роки, у % за масою компоненту

Помісячні результати досліджень морфологічного складу ТПВ у 2010–2011 роках наведено у *Додатку Б*, з якого також впливає наявність чітко вираженого характеру коливань вмісту окремих компонентів в залежності від пори року. Слід відзначити, що класифікація компонентів ТПВ за використано методикою КТУ має певні відмінності від класифікації, рекомендованої МГЕЗК, – менш детальний перелік біорозкладних вуглецевмісних складових. Тому, для уніфікації даних з результатами інших досліджень, у

тому числі, проведених ДП «Національний проект «Чисте місто» для первинних результатів досліджень у м. Борисполі було використано алгоритм узагальнення складу ТПВ, запропонований в пункті 1.2.3, що і було враховано на рис. 1.16.

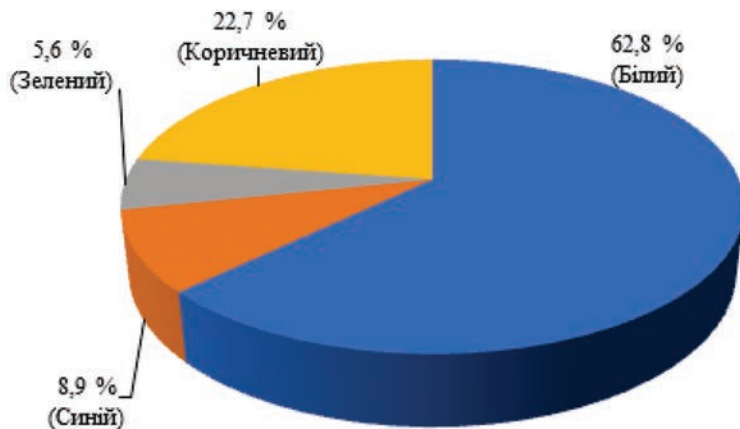


Рис. 1.26 Результати дослідження складу підкомпоненту «Пластмаса» у м. Борисполі Київської області, 2010-2011 роки, у % за масою підкомпоненту

Найменші щомісячні коливання вмісту серед усіх компонентів було відмічено для скла – не більше 35,3% від середньорічного значення; для пластмас – не більше 34,4%; а також для паперу та картону – не більше 40,6%.

Для компоненту «харчові відходи» відмічається відповідне коливання від середньорічного – до 50,7%, мас., при цьому найбільше коливання вмісту цього компоненту припадає на теплі місяці, а найменше – у зимовий період, що пояснюється активною переробкою населенням сезонної с/г продукції, а також тим фактом, що при підвищенні температури навколишнього середовища харчова продукція швидше псується [145].

Для садово-паркових відходів коливання вмісту в окремі місяці стрімко зростає, що пов'язано зі збором врожаю та прибиранням територій у осінній період, при цьому відмічається незначний вміст даного компоненту у зимні місяці.

Інші компоненти мають значні коливання вмісту у складі ТПВ, адже їх потрапляння у ТПВ має варіативний характер.

Необхідно відмітити, що при визначенні вмісту харчових та садово-паркових відходів мали місце складнощі із віднесенням ряду складових харчових відходів, а саме: залишків садової та овочевої продукції після їх попередньої обробки, адже їх віднесення до харчової або садово-паркової фракцій мало суб'єктивний характер.

1.3.4 Результати дослідження компонентного складу харчових відходів, вмісту в них біорозкладного вуглецю, їх вологості та зольності у м. Борисполі Київської області

Вперше в Україні було проведено дослідження компонентного складу харчових відходів, а також вмісту в них *DOC*, їх вологості та зольності. В якості пілотного місця було обрано м. Бориспіль, методику проведення робіт наведено вище.

Склад харчових відходів. Результати польових досліджень складу харчових відходів за 12 складовими для кожного окремого потоку ТПВ та для м. Борисполя в цілому у 2011 році наведено в табл. 1.17.

З аналізу результатів випливає, що найбільша частка харчових відходів припадає на овочі – 31,0 %, мас. Частка цієї складової найбільше змінювалась для окремих потоків ТПВ: від 36,9 %, мас. у приватному секторі до 26,0 %, мас. у житлових багатоквартирних будинках. Загальний вміст картоплі склав 16,0 %, мас., при цьому – від 26,1 %, мас. у житлових багатоквартирних будинках та лише 10,8 %, мас. для приватного сектору.

Третьою за вмістом складовою у харчових відходах є фрукти – 30,0 %, мас. Частка інших складових є незначною і сумарно склала 23,0 %; з них борошняного – 6,4 %; м'яса – 3,4 %; молочного – 3,0 %. Частка інших складників виявилась незначною і склала 23,0 %, мас., з них: борошняні вироби – 6,4 %, мас.; м'ясо – 3,4 %, мас.; молочна продукція – 3,0 %, мас.

Таблиця 1.17

Результати дослідження складу харчових відходів
на муніципальному полігоні м. Борисполя Київської області,
2011 рік, у % за масою

Складова	м. Бориспіль	Житлові багато-квартирні	Приватний сектор	Офіси
Картопля	16,0	26,1	10,8	11,2
Овочі	31,0	26,0	36,9	30,1
Фрукти	30,0	29,6	24,5	35,8
М'ясо	3,4	1,3	6,0	2,9
Риба	1,2	1,3	0,4	1,9
Борошняні вироби	6,4	7,1	4,7	7,4
Молочна продукція	3,0	3,9	0,6	4,6
Кістки	1,1	1,3	0,5	1,3
Шкаралупа	1,2	0,9	1,1	1,6
Жири	2,1	0,3	5,3	0,6
Крупи	1,0	1,1	1,1	1,0
Суміш невизначених інгредієнтів	3,7	1,1	8,3	1,7

Вміст DOC та вологість харчових відходів. Результати лабораторних досліджень вмісту DOC за вологою та сухою масою складових харчових відходів наведено на рис. 1.27.

З рис. 1.27 видно, що найбільші значення вологості характерні для овочів, фруктів, картоплі та молочної продукції – відповідно 94,1 %, мас., 85,3 %, мас., 79,3 %, мас. і 78,9 %, мас. Для інших складових вологість значно менша і знаходиться у межах 12,0–47,7 %, мас.

Вміст *DOC* за вологою масою змінюється в рази в залежності від виду складової, що також обумовлено їх вологістю. Так вміст *DOC* у овочах, фруктах, картоплі та молочній продукції склав відповідно 1,6 %, мас., 4,7 %, мас., 6,5 %, мас. і 9,6 %, мас. Найбільше значення *DOC* у вологій масі відмічається для жирів, кісток і борошняних виробів – відповідно 39,1 %, мас., 24,4 % мас. і 23,5 % мас.

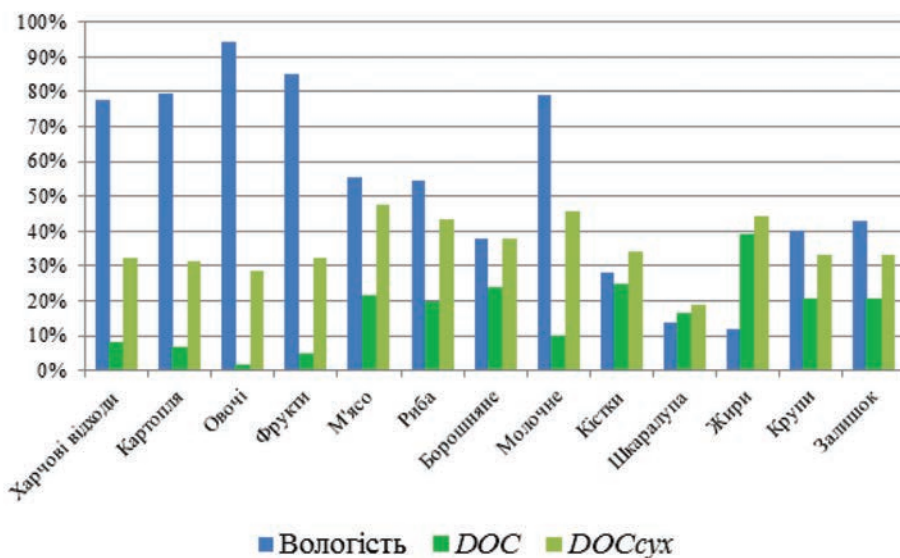


Рис. 1.27 Результати дослідження вмісту *DOC* за вологою та сухою масою у складових харчових відходів, м. Бориспіль, 2011 рік:
DOC – біорозкладний вуглець за вологою масою;
DOC_{сух} – біорозкладний вуглець за сухою масою

Виявлено, що відносні коливання *DOC* у сухій масі компонентів до середнього значення значно менші у порівнянні з *DOC* у вологій масі і становлять 0,58–1,47, у вологій масі ці значення складають 0,20–4,95.

Загальна вологість харчових відходів склала 77,5 %, мас., вміст *DOC* у вологій та сухій масі – відповідно 7,9 %, мас. та 32,5 %, мас. Сумарний вклад м'ясної, рибної, борошняної продукції та жирів у складі *DOC* у вологій масі склав 41,2%, мас., не зважаючи на їх вміст в харчових відходах на рівні 13,1 %, мас. Це пояснюється високим вмістом *DOC* і низьким значенням вологості вищезазначених складників. Сумарний внесок овочів, картоплі та фруктів у загальний показник *DOC* для харчових відходів за вологою масою склав 37,3 %, мас., хоча їх частка у складі харчових відходів дорівнює 77,0 %, мас.

Порівняння отриманих результатів з даними інших джерел. В Україні дослідження складу харчових відходів до 2011 року не проводились, у той же час в СРСР існувала практика дослідження складу ТПВ на підставі властивостей так званого «штучного сміття», яке враховувало орієнтовний склад харчових відходів [90, 136]. У світовій практиці відомо ряд системних досліджень складу харчових відходів у країнах Західної Європи та США, які були напрямлені на оцінку можливих шляхів скорочення утворення харчових відходів у місцях громадського харчування, а також житлових будинках, результати яких наведено в табл. 1.18. Для співставності, вологість та вміст *DOC* було оцінено виходячи з результатів лабораторних досліджень, зазначених на рис. 1.27.

З табл. 1.18 видно, що вміст *DOC* та вологість захоронених харчових відходів у м. Борисполі співставні з параметрами харчових відходів СРСР, але значно відрізняються від значень країн Західної Європи та США.

Така різниця спричинена великою часткою овочів та фруктів в Україні у порівнянні із США, Фінляндією та Великобританією; що мають характерний високий вміст вологи, а також малим вмістом м'яса та риби, які містять велику кількість *DOC*.

Цей факт є надзвичайно важливим в контексті викидів метану від захоронення ТПВ, адже висока вологість (більше 75 %) та низький вміст *DOC* можуть бути одним з ключових чинників, які впливають на розбіжності між теоретичними оцінками та експериментальними замірами обсягів утворення звалищного газу та його складу на полігонах ТПВ, які мають місце на практиці (чим нижче вміст *DOC* у харчових відходах, тим нижче потенціал утворення метану, а підвищений вміст вологи пришвидшує процеси біорозкладання в товщі полігону).

Методичні рекомендації, що впливають з отриманих результатів досліджень харчових відходів. Визначені для 12 складових харчових відходів значення вмісту вологи та *DOC* дали змогу на прикладі м. Борисполя Київської області оцінити загальний вміст *DOC* у харчових відходах України, який, очевидно, є значно нижчим, аніж в економічно розвинутих країнах світу, в яких найчастіше й проводяться подібні дослідження. Звісно, отримані результати, є обмеженими за географічним охопленням, часом та повторюваністю досліджень та у подальшому потребують корегування й уточнення на підставі нових робіт.

У той же час, є всі підстави вважати, що базові фізико-хімічні показники, отримані методом лабораторних досліджень, є типовими для окремих складових харчових відходів, тому наявні результати про вміст вологи та *DOC*, які детально наведено у табл. 1.19, можуть бути використані для оцінки даних показників під час проведення робіт з визначення складу харчових відходів в інших населених пунктах країни.

Таблиця 1.19

Результати досліджень вмісту *DOC* у складових харчових відходів,
захоронених на муніципальному полігоні
м. Борисполя Київської області

№	Компонент	Вологість, у %, мас.	<i>DOC</i> у вологому стані, у %, мас.	<i>DOC</i> у сухому стані, у %, мас.
1	Картопля	79,3	6,5	31,2
2	Овочі	94,1	1,6	28,4
3	Фрукти	85,3	4,7	32,3
4	М'ясо	55,3	21,3	47,7
5	Риба	54,7	19,6	43,3
6	Борошняні вироби	38,0	23,5	37,9
7	Молочна продукція	78,9	9,6	45,7
8	Кістки	28,3	24,4	34,1
9	Шкаралупа	13,7	16,2	18,8
10	Жири	12,0	39,1	44,4
11	Крупи	40,0	20,3	33,3
12	Суміш невизначених інгредієнтів	43,1	20,3	33,0
Харчові відходи		77,5	7,9	32,5

На підставі коефіцієнтів вмісту вологи та *DOC* у окремих складових харчових відходів з табл. 1.19 та даних про власне їх склад з використанням формули (1.16) розрахунковим методом можна визначити загальні показники вмісту вологи та *DOC* у харчових відходах, не проводячи при цьому коштовні та трудомісткі лабораторні роботи з аналізу зразків їх складових.

Аналіз міжнародних методик з обліку викидів ПГ від стічних вод [150] свідчить, що інформація про склад харчових відходів має додаткову науково-практичну цінність. Річ у тім, що обсяги утворення закису азоту від стічних вод, спричинені відходами життєдіяльності людини, прямо пропорційні спожитому протеїну, що міститься у складі харчових відходів, значення якого оцінюється на підставі балансу споживання харчової продукції.

Водночас балансове споживання харчової продукції населенням не враховує той факт, що частина їжі не буде спожита та у вигляді відходів фактично буде захоронена, спалена або оброблена іншим чином в залежності від схеми поводження з відходами в країні, у випадку України – захоронена. Тому, балансовий метод визначення спожитого протеїну населенням на практиці призводить до певної переоцінки фактично утвореного закису азоту.

Таблиця 1.20

Розрахункові значення обсягів захоронення харчової продукції
в Україні, 2012 рік

Продукти харчування	Валове споживання тис. тонн	Захоронено харчових відходів тис. тонн	Частка захоронених компонентів харчових відходів від валового споживання у %, мас.
М'ясо та м'ясопродукти	2478,0	188,5	7,6
Молоко та молочні продукти	9797,1	127,6	1,3
Хлібні продукти	4989,9	127,6	2,6
Картопля	6393,9	678,7	10,6
Овочі	7452,2	1313,6	17,6
Риба та рибні продукти	620,1	52,1	8,4

На підставі інформації про загальну кількість спожитої продукції (дані ДССУ), обсяги утворення або захоронення ТПВ, вмісту в них харчових відходів та їх складу можна розрахувати дані про частку на практиці не з'їденої населенням харчової продукції, а отже, зробити поправку на фактичні обсяги протеїну, що не спричинили викиди закису азоту, знаходячись у складі стічних вод. Такі оцінки для України за 2012 рік наведені у табл. 1.20.

Отримані результати про обсяги фактично не спожитої населенням харчової продукції було використано при підготовці Національного кадастру викидів ПГ, починаючи з 2016 року [23, 24, 152].

1.3.5 Вихідні дані для математичного моделювання викидів метану з місць захоронення твердих побутових відходів в Україні

Проведення розрахунків з використанням запропонованої семикомпонентної кліматичної моделі викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні або моделі SCCM, математично сформульованої у пункті 2.5, та оцінки невизначеності результатів потребує встановлення наступних параметрів, які умовно можна розділити на три групи – власне вихідні дані, коефіцієнти викидів та технічні параметри; які в свою чергу можна структурувати наступним чином:

1. група I – вихідні дані (змінні величини):

- a) обсяги захоронення ТПВ в регіонах України в період 1900–2014 років;
- b) частка захоронення ТПВ на різних типах звалищ, серед яких – керовані, некеровані неглибокі та некеровані глибокі в період 1990–2014 років;
- c) склад ТПВ в регіонах України в період 1900–2014 років;
- d) обсяги утилізації звалищного газу та відповідно метану у його складі на полігонах ТПВ в період з початку даної діяльності в Україні;

2. група II – коефіцієнти викидів (постійні величини):

- a) DOC_l – загальна кількість органічного вуглецю, який здатен до біологічного розкладання у компоненті l ;
- b) DOC_F – частка вуглецю, яка приймає участь у реакціях розкладання;
- c) $k_{l,r}$ – константа утворення метану для компонента l для регіону r ;
- d) F – вміст метану у звалищному газі, у. о.;
- e) MCF_s – фактор корекції метану, який характеризує експлуатаційні параметри полігонів та звалищ ТПВ;
- f) ζ – час затримки, який характеризує той факт, що з моменту захоронення ТПВ до початку утворення метану проходить деякий час;
- g) OX – коефіцієнт окиснення метану в аеробних умовах приповерхневого шару.

3. група III – технічні параметри:

- a) t_0 – рік, починаючи з якого проводиться облік викидів метану;
- b) s – тип звалища: 1 – некеровані неглибокі; 2 – некеровані глибокі; 3 – керовані;
- c) l – порядкові номери або кількість біорозкладних компонентів;
- d) *стандартні коефіцієнти невизначеності*, оцінені для кожного параметра моделі окремо.

Джерела інформації про кількісні показники параметрів для проведення розрахунків викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні з використанням моделі SCCM та рекомендації щодо її використання у подальшому наведено нижче.

Група I – вихідні дані.

Обсяги захоронення ТПВ в регіонах України в період з 1900 по 2014 роки ($MSW_{i,r}$) – інформацію наведено у Додатку В. Перехресна перевірка даних з форми 1-ТПВ Мінрегіону та органів місцевого самоврядування за регіонами виявила, що за останні роки форма 1-ТПВ є надійним джерелом інформації, отже може слугувати джерелом даних про кількість офіційно захоронених відходів в регіонах країни в 2015 році та у подальшому.

Частка захоронення ТПВ на різних типах звалищ в період 1900-2014 років – інформація про розподіл обсягів захоронених ТПВ за різними типами звалищ s наведена у табл. 1.21. Для подальших років за умови відсутності оновленої інформації доцільно використовувати значення, які типові для 2014 року.

Склад ТПВ в регіонах України в період з 1900 по 2014 роки ($\mu_{l,r,i}$) – інформація наведена у Додатку В. В період з 1900 по 2002 роки вихідна інформація про склад ТПВ за регіонами відповідає даним в цілому по Україні. Для 2003–2014 років наявна інформація для кожного регіону окремо. У подальшому доцільно використовувати дані станом на 2014 рік. У разі появи новітньої інформації про результати досліджень складу ТПВ в окремих регіонах, ці дані легко врахувати та застосувати метод лінійної інтерполяції, починаючи з 2011 року для певного регіону.

Обсяги утилізації звалищного газу/метану ($R^{Fl,Rec}$) – були оцінені відповідно до методики, описаної у пункті 1.2.5 за формулою (1.21). Інформацію про об'єм спаленого на факелі/рекуперованого звалищного газу (V_R), щільність звалищного газу (ρ_{LG}) та вміст метану в звалищному газі (γ_m) було зібрано та оброблено для кожного полігону ТПВ, на якому здійснюється його утилізація. Станом на кінець 2014 року таких полігонів було сім: в районі Кременчука, Вінниці, Запоріжжя, Києва (Полігон №5), Борисполя,

Маріуполя та Броварів. Результати обробки даних про утилізування метану наведено у табл. 1.22 та проілюстровано на рис. 1.28, з яких можна прослідкувати значний зріст обсягів як факельного спалювання метану, так і його рекуперації на полігонах ТПВ України. За 10 років (2004–2014 рр.) обсяг утилізованого метану зріс більше ніж у 46 разів, а в останні роки спостерігається стабільна тенденція зростання обсягів утилізації метану з генерацією електроенергії.

Таблиця 1.22

Утилізація метану на полігонах ТПВ в Україні за 2003–2014 рр.

Рік	Спалено метану на факелі	Спалено метану з генерацією енергії	Усього спалено
	ТИС. ТОНН	ТИС. ТОНН	ТИС. ТОНН
2003	0,29	0,00	0,29
2004	0,29	0,00	0,29
2005	0,00	0,00	0,00
2006	0,01	0,00	0,01
2007	0,00	0,00	0,00
2008	0,15	0,00	0,15
2009	2,16	0,00	2,16
2010	2,31	0,00	2,31
2011	4,57	0,00	4,57
2012	8,28	1,75	10,03
2013	6,58	3,99	10,57
2014	6,91	6,46	13,37

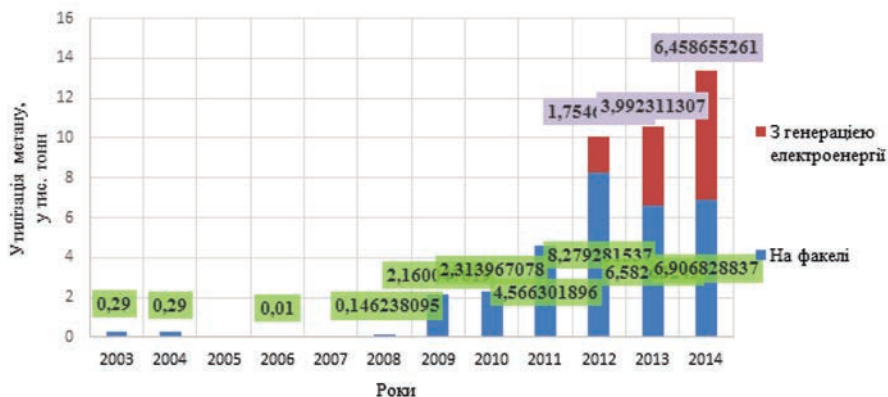


Рис. 1.28 Динаміка утилізації на факелі та рекуперації метану на полігонах ТПВ в Україні за період з 2003 по 2014 роки

У подальшому необхідно збирати вихідну інформацію у операторів зазначених полігонів, проводити моніторинг появи нових установок та включати їх до переліку про збір даних з утилізування звалищного газу.

На підставі інформації, наведеної на рис. 1.18 та табл. 1.16 і було сформовано інформаційну базу даних ТПВ України за період з 1900 по 2014 роки, яка містить дані про обсяги захоронення ТПВ та їх розподіл за типами звалищ, їх компонентний склад та обсяги утилізованого метану у складі звалищного газу за зазначений період. База даних ТПВ України є цілісним файлом в *Excel* форматі, інформацію в якому структуровано та систематизовано за окремими регіонами, що створює програмне підґрунтя для проведення розрахунків викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні з використанням моделі SCCM.

Треба відмітити, що ця база даних здатна до оновлення даних у разі уточнення та оновлення вже наявної інформації та додавання нових у разі їх появи.

Група II – коефіцієнти викидів.

Загальна кількість органічного вуглецю, який здатен до біологічного розкладання у компоненті I (DOC_I) – діапазон та рекомендовані значення МГЕЗК за замовчуванням для DOC_I наведено у табл. 1.23 [49].

Таблиця 1.23

№	Компонент ТПВ	Значення DOC_I у компонентах ТПВ		
		Вміст DOC_I у відходах, у % за вагою масою		
		За замовчуванням	Мінімальне	Максимальне
1	Папір або картон	40	36	45
2	Текстиль	24	20	40
3	Харчові відходи	15	8	20
4	Деревина	43	39	46
5	Садово-паркові відходи	20	18	22
6	Засоби особистої гігієни	24	18	32
7	Резина або шкіра	39	39	39

Треба відмітити, що в умовах України доцільно використовувати значення за замовчуванням з табл. 1.22 для усіх компонентів окрім харчових відходів, адже у пункті 3.4 було визначено значення показнику DOC у харчових відходах на прикладі м. Борисполя (7,9 %) та проведено порівняльний аналіз з відомими дослідженнями з цього питання, який засвідчив обґрунтованість цих даних. Тим не менш, показник DOC харчових відходів, що

захоронюються в Україні, має бути уточненим шляхом проведення нових досліджень з ширшим географічним охопленням країни.

Частка вуглецю, яка приймає участь у реакціях розкладання (DOC_F) – рекомендоване усереднене значення для усіх компонентів ТПВ складає 0,5 [49].

Константа утворення метану для компонента l для регіону r ($k_{l,r}$) – значення постійної темпів утворення метану для кліматичних регіонів, які співпадають із межами регіонів України за територіально-адміністративним поділом, були визначені у роботі [65] та наведені у табл. 1.24.

Таблиця 1.24

Значення константи утворення метану у регіонах України
за територіально-адміністративним поділом

Компонент ТПВ	Регіон 1 ¹	Регіон 2 ²	Регіон 3 ³	Регіон 4 ⁴
Харчові відходи	0,110	0,120	0,140	0,150
Садово-паркові відходи	0,055	0,060	0,070	0,075
Папір і картон, текстиль, засоби особистої гігієни	0,022	0,024	0,028	0,030
Деревина, резина і шкіра	0,011	0,012	0,014	0,015

¹ – Херсонська та Луганська області, м. Севастополь (включено до АР Крим);

² – АР Крим, Кіровоградська, Миколаївська, Одеська та Запорізька області;

³ – Черкаська, Чернігівська, Дніпропетровська, Донецька, Харківська, Київська, Рівненська, Сумська, Вінницька, Волинська області та м. Київ;

⁴ – Чернівецька, Івано-Франківська, Хмельницька, Львівська, Полтавська, Тернопільська, Закарпатська та Житомирська області.

Вміст метану у звалищному газі (F) – рекомендоване значення частки метану у складі звалищного газу складає 0,5 [38, 49].

Фактор корекції метану (MCF_s) – рекомендоване значення коефіцієнту корекції метану для різних типів звалищ s [38, 49]; для контрольованих місць захоронення ТПВ – 1,0; неконтрольованих неглибоких – 0,4; неконтрольованих глибоких – 0,8.

Час затримки (ζ) – складає один звітний рік, тобто викиди звалищного газу будуть мати місце через рік після захоронення певної кількості ТПВ.

Коефіцієнт окиснення метану в аеробних умовах приповерхневого шару (OX) – рекомендоване значення – 0,0.

Група III – технічні параметри.

Рік, починаючи з якого проводиться облік викидів метану (t_0) – початковий рік, для якого повинна враховуватись діяльність із захоронення ТПВ, має забезпечити інтервал у три періоди напіврозкладання найбільш повільного до розкладання компоненту (деревина) з урахуванням кліматичних умов України – це 1900 рік, як було визначено в роботі [38].

Тип звалища (s) – для України характерно три типи звалищ: керовані, некеровані неглибокі та некеровані глибокі [38].

Кількість біорозкладних компонентів ТПВ – найбільш розширена класифікація біорозкладних компонентів ТПВ за рекомендаціями МГЕЗК складається із сімох фракцій: папір або картон (I), текстиль (II), харчові відходи (III), деревина (IV), садово-паркові відходи (V), засоби особистої гігієни (VI), резина або шкіра (VII) [49].

Стандартні коефіцієнти невизначеності ($(U_V)_{l,s,d}$) – на підставі таблиці 1.15 пункту 1.2.6 стандартні коефіцієнти невизначеності для параметрів моделі SCCM та її вихідних даних наведено в табл. 1.25.

Необхідно відмітити, що значення стандартних коефіцієнтів невизначеності для вмісту біорозкладного вуглецю за окремими компонентами DOC_i за виключенням харчових відходів було оцінено на підставі діапазону їх можливих значень із табл. 1.23.

Таблиця 1.25. – Невизначеність параметрів моделі SSCM

№	Параметр	Типи параметру	Змінна/ Константа	Чи		Чи		Стандартна	
				враховується національна специфіка Так/Ні	враховується регіональна специфіка Так/Ні	враховується національна специфіка Так/Ні	не визначеність, у %	Недооцінка	Переоцінка
1	$MSW_{i,r}$	–	Змінна	Так	Так	–20,0	+0,0		
		Папір або картон	Константа	Ні	Ні	-10,0	+12,5		
		Текстиль	Константа	Ні	Ні	-16,7	+66,7		
		Харчові відходи	Константа	Так	Ні	-10,0	+10,0		
		Деревина	Константа	Ні	Ні	-9,3	7,0		
2	DOC_i	Садово-паркові відходи	Константа	Ні	Ні	-10,0	+10,0		
		Засоби особистої гігієни	Константа	Ні	Ні	-25,0	33,3		
		Резина або шкіра	Константа	Ні	Ні	-20,0	+20,0		
3	$\mu_{i,r,i}$	Для усіх компонентів	Змінна	Так	Так	-10,0	+10,0		
		–	Константа	Ні	Ні	–	–		
4	ζ	–	Константа	Так	Так	-10,0	+10,0		
		Керовані	Константа	Ні	Ні	-10,0	0,0		
5	$k_{i,r}$	Некеровані	Константа	Ні	Ні	-20,0	+20,0		
		Некеровані неглибокі	Константа	Ні	Ні	-20,0	+20,0		
6	MCF_s	Некеровані глибокі	Константа	Ні	Ні	-30,0	+30,0		
		–	Константа	Ні	Ні	-20,0	+20,0		
7	DOC_F	–	Константа	Так	Ні	-5,0	+5,0		
		–	Змінна	Так	Так	-10,0	+10,0		
8	F	–	Змінна	Ні	Ні	–	–		
		–	Константа	Ні	Ні	–	–		
9	$R^{FI,Rec}$	–	Змінна	Так	Так	-10,0	+10,0		
		–	Константа	Ні	Ні	–	–		
10	OX	–	Змінна	Так	Так	-10,0	+10,0		
		–	Константа	Ні	Ні	–	–		

У зв'язку з тим, що *DOC* для харчових відходів було визначено шляхом польових та лабораторних досліджень з урахуванням національних особливостей їх утворення в Україні, невизначеність *DOC* для харчових відходів було оцінено в діапазоні +/- 10,0 %. У разі використання значення за замовчуванням невизначеність складатиме для цієї фракції від - 52,6 % до +33,3 %. Саме тому використання національного коефіцієнту для харчових відходів відіграє важливу роль при досягненні мети ефективно (з найбільш прийнятними затратами ресурсів) скоротити загальну невизначеність розрахунків.

Задля проведення розрахунків викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні на практиці з використанням моделі SCCM, сформульованої у пункті 1.2.5 за виразами (1.17)-(1.21), та створеної інформаційної бази даних ТПВ України було застосовано програмне забезпечення *Microsoft Excel 2013*. Базова формула, з використанням якої формуються масиви даних утворення метану, формалізується у вигляді складеного оператора *Excel*, а саме:

$$[ЕСЛИ((\$A144-C\$142)<1;0; \\ (1-EXP(\$W\$133))*C\$4*C\$5/100*\$N\$133*\$X\$136* \\ \$X\$137*\$X\$138*16/12*25*EXP((-\$W\$133)*(\$A144-C\$142)))]$$

При цьому оператор «ЕСЛИ» забезпечує нульові значення обсягів утворення метану для попередніх років при захороненні компонентів ТПВ для року *t*. Приклад розрахунків наведено на рис. 1.29.

У зв'язку з тим, що кількість розрахункових значень моделі складає більше 10 млн одиниць, задля контролю коректності розрахунків було застосовано альтернативний метод – макрос на базі мови програмування *Visual Basic*, який забезпечив перехресну перевірку отриманих значень, за результатами якої було отримано

повну співставність обсягів викидів. Це забезпечило коректність розрахунків в частині використання програмного забезпечення.

Рис. 1.29 Приклад генерації масиву даних про обсяги утворення метану

Вимоги до прогнозних вихідних даних для проведення прогнозування викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні до 2050 року сформульовано у пункті 1.2.5.

Прогнозні показники демографічних змін в країні приведено в табл. 1.26.

Прогнозні розраховані показники динаміки зміни ВВП та показників енергоємності економіки України до 2050 року відповідно державного документу стратегічного планування «Енергетична стратегія України на період до 2035 року “Безпека, енерго-ефективність, конкурентоспроможність» в Україні до 2050 року [161] з урахуванням даних ДП «НЕК «Укренерго» [162] приведено в табл. 1.27.

Таблиця 1.26

Прогнозні показники демографічних змін за песимістичним, поміркованим та оптимістичними прогнозами до 2050 року

Прогнози демографічних змін

Рік	Песимістичний	Поміркований	Оптимістичний
	тис. чол.	тис. чол.	тис. чол.
2014	45150,73	45245,89	45030,86
2015	45099,4	45088,3	44759,15
2016	45075,22	44920,36	44468,48
2017	45067,35	44784,26	44145,48
2018	45063,72	44660,23	43800,69
2019	45062,4	44531,86	43432,68
2020	45060,16	44396,91	43066,76
2021	45065,48	44254,88	42705,27
2022	45076,26	44104,84	42345,56
2023	45089,02	43955,59	41984,3
2024	45099,01	43803,35	41615,88
2025	45105,66	43646,84	41241,83
2026	45109,37	43484,13	40863,49
2027	45110,76	43314,69	40482,7
2028	45109,46	43138,01	40098,65
2029	45108,61	42954,35	39711,76
2030	45106,96	42766,28	39324,33
2031	45104,7	42577,09	38934,35
2032	45103,73	42378,12	38543,16
2033	45106,03	42179,3	38150,67
2034	45111,22	41978,8	37757,63
2035	45121,7	41778,99	37364,51
2036	45137,59	41580,66	36971,94
2037	45158,51	41386,54	36580,95
2038	45185,03	41193,68	36191,29
2039	45216,29	41004,32	35806,65
2040	45251,65	40816,84	35426,24

Продовження таблиці 1.26

2041	45290,77	40631,13	35049,19
2042	45332,79	40446,85	34673,02
2043	45377,61	40262,25	34297,29
2044	45423,84	40077,51	33921,57
2045	45470,16	39891,47	33545,38
2046	45515,37	39703,24	33167,98
2047	45558,2	39512,34	32788,96
2048	45599,05	39317,78	32406,81
2049	45636,03	39119,34	32021,47
2050	45668,25	38915,69	31632,97

Таблиця 1.27

Прогнозні показники зміни ВВП та споживання палива
до 2050 року

Показник	Рік						
	2015*	2020	2025	2030	2035	2040	2050
Енергоемність ВВП, ЗППЕ у т н.е./тис. дол. ВВП (ПКС)	0,28	0,20	0,18	0,15	0,13	-	-
Загальне споживання енергії, млн т н.е.	90,1	82,3	87,0	91,0	96,0	-	-
ВВП, \$ млрд ПКС**	321,79	411,50	483,33	606,67	738,46	857,00	966,00
Зміна ВВП до 2015 за ПКС, у.о.**	1,00	1,28	1,50	1,89	2,29	2,66	3,00

*– зниження ВВП у 2015 році по відношенню до 2014 року в Україні за даними Світового Банку склало 8,97 %; **– у період з 2015 по 2035 роки розраховано на базі показників споживання енергії, дані за 2040 та 2050 роки – прогноз ДП «НЕК «Укренерго».

1.4 Математичне моделювання викидів метану з місць захоронення твердих побутових відходів в Україні

1.4.1 Розрахунок викидів метану з місць захоронення твердих побутових відходів в Україні

Математичне моделювання історичних та прогнозних викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні в період з 1990 по 2014 роки та до 2050 року проведено з використанням розробленої Семікомпонентної кліматичної моделі SCCM, яка є удосконаленням Трьохкомпонентної моделі TCM [30], та принципово відрізняється від останньої тим, що враховує особливості швидкості розкладання семи біорозкладних вуглецевмісних компонентів (папір або картон, текстиль, харчові відходи, деревина, садово-паркові відходи, засоби особистої гігієни, резина або шкіра), рекомендованих МГЕЗК, за регіонами України, межі яких відповідають територіально-адміністративному устрою України.

Модель SCCM за своєю суттю є національною багатоконпонентною моделлю першого порядку з урахуванням кліматичних особливостей України з використанням кінетичного рівняння розкладання біорозкладних компонентів, яка також враховує умови захоронення за типами звалищ, вміст *DOC* за окремими компонентами та його частку, яка фактично здатна до розкладання; вміст метану у звалищному газі, час затримки перед початком метаногенезу, приземне окиснення метану та діяльність з утилізації звалищного газу.

Математично модель сформульовано виразами (1.17)-(1.21). Розрахунки викидів метану проводились у два етапи. На першому етапі було оцінено обсяги утворення метану в період з 1990 по 2014 роки з урахуванням захоронення ТПВ починаючи з 1900 року. На другому етапі було оцінено обсяги власне викидів метану, які

кількісно дорівнюють різниці обсягів утвореного та утилізованого метану у складі звалищного газу на крупних полігонах ТПВ, що мало місце починаючи з 2003 року

Також розрахунки утворення метану було проведено для двох випадків: перший – з використанням *DOC* для харчових відходів із значенням рівним 7,9 %, яке за результатами досліджень у м. Борисполі та аналізу літературних даних [99, 145] можна вважати типовим в умовах України; другий – з використанням *DOC* для харчових відходів із значенням за замовчуванням рівним 15,0 %, яке рекомендується МГЕЗК [49] у разі відсутності власних даних, типових для країн. Усі розрахунки із *DOC* рівним 7,9 % у подальшому помічено індексом «_1», із *DOC* рівним 15,0 % – відповідно індексом «_2».

Результати розрахунків утворення метану в місцях захоронення ТПВ в Україні в період з 1990 по 2014 роки із використанням моделі SCCM та значенням *DOC* для харчових відходів рівним 7,9 % наведено на рис. 1.30. Треба відмітити, що результати представлено у тис. тонн CO₂-екв. Для переведення у метричні одиниці розмірності, необхідно поділити на 25, що відповідає значенню коефіцієнта глобального потепління метану.

З рис. 1.30 видно, що має місце тенденція до поступового щорічного збільшення обсягів утвореного метану від захоронення ТПВ в Україні: від 4049,0 тис. тонн CO₂-екв. у 1990 році до 5779,7 тис. тонн CO₂-екв. у 2014 році. Усього в період 1990–2014 років збільшення обсягів утворення метану склало 42,7 %, при цьому діапазон щорічного приросту склав від 0,7 % до 3,7 %.

Незважаючи на різноплановий характер зміни базових параметрів моделі (склад ТПВ, кількість захоронених ТПВ тощо) висхідна тенденція спричинена комплексним підходом до оцінки параметрів біорозкладання на рівні регіонів, а також наявністю часу затримки реакцій розкладання.

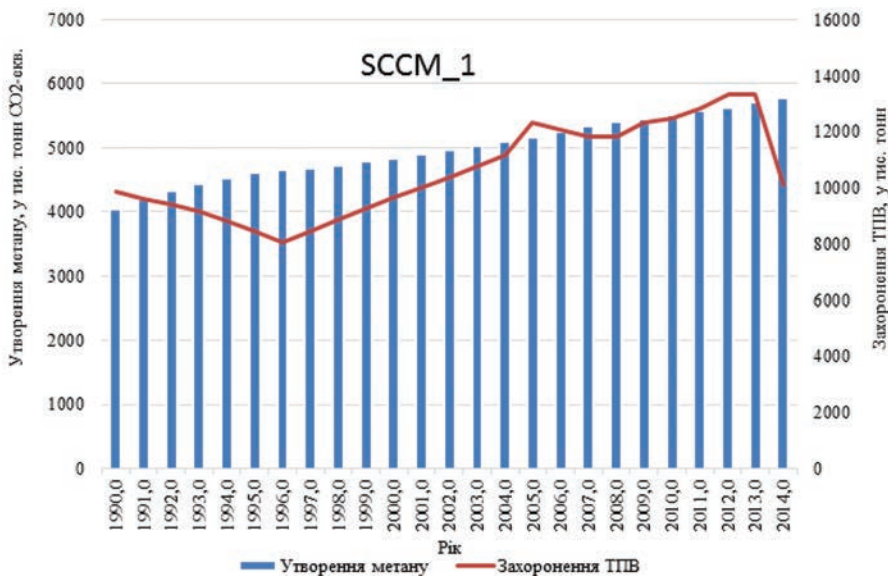


Рис. 1.30. Утворення метану від захоронення ТПВ в Україні у 1990–2014 роках, модель SCCM_1 (*DOC* харчових відходів дорівнює 7,9 %): шкала зліва – власне утворення метану; шкала справа – захоронення ТПВ

У той же час відмічається складний характер зміни захоронення ТПВ за окремими роками. У 1996 року щорічна кількість захоронених ТПВ знизилась по відношенню до 1990 року на 18,3 % та склала 8064,7 тис. тонн. Починаючи з 1997 року спостерігався ріст обсягів захоронення відходів аж до 2005 року, а з 2006 року тенденція захоронення ТПВ мала різноплановий характер. У 2014 році відбулось значне скорочення, яке склало 24,3 % у порівнянні з попереднім 2013 роком.

Таким чином, обсяги утворення метану з місць захоронення ТПВ хоч і спричинені процесами біорозкладанням органічних компонентів у складі ТПВ, але не мають ані лінійної залежності з їх кількісними показниками, ані однонапрямленої тенденції. Для

встановлення причин зміни обсягів утворення метану необхідно проводити додатковий аналіз структури утворення метану за компонентами ТПВ, тобто визначити обсяги та тенденції утворення метану від кожного компоненту окремо.

На рис. 1.31 проілюстровано структуру утворення метану за компонентами ТПВ. З аналізу структури утворення метану випливає (розглянуто варіацію SCCM 1), що найбільший внесок в утворення метану здійснює паперова фракція, на яку припадає 48,3–56,4 % загального утворення метану від захоронення ТПВ.

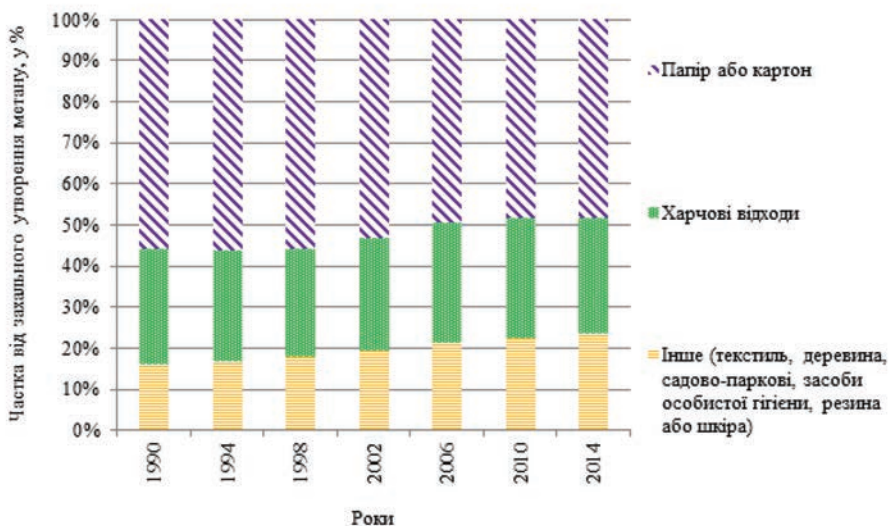


Рис. 1.31 Динаміка утворення метану за компонентами ТПВ в місцях їх захоронення в Україні з 1990 по 2014 роки за запропонованою удосконаленою моделлю SCCM 1

Також існує стійка тенденція до зниження частки викидів від паперової фракції, що обумовлено багаторазовим зниженням вмісту цієї фракції у складі ТПВ за останні десятиліття. Частка харчових відходів в утворенні метану складає 26,4–29,3 %. Ця

фракція є другою за величиною утворення метану. На інші компоненти припадає не більше 23,5 % утворення цього газу.

Таким чином, не існує більш-менш наочної лінійної кореляції між генерацією метану та складом ТПВ у рамках окремих років, що обумовлено складним характером зміни власне складу ТПВ та тривалістю розкладання його компонентів.

Слід відмітити, що за умови відсутності суттєвих змін у складі ТПВ в Україні, частка утвореного метану від паперової фракції буде скорочуватись із поступовим збільшенням частки генерації від інших компонентів ТПВ.

Обсяги викидів метану з урахуванням утворення метану та його утилізації у звалищному газі на полігонах країни з використанням моделі SCCM_1 наведено у табл. 1.28 та проілюстровано на рис. 1.32.

З табл. 1.28 та рис. 1.32 видно, що в період 1990–2010 років в Україні спостерігалось збільшення обсягів викидів метану з місць захоронення ТПВ. Починаючи з 2010 року ця тенденція змінилась на зменшення обсягів викидів з незначними коливаннями у наступних роках.

Ці зміни пов'язані із розповсюдженням практики утилізації метану на полігонах ТПВ, що стало спричиняти суттєвий вплив на тенденції викидів метану починаючи з 2009 року. Так, якщо обсяги утилізації метану у 2008 році складали лише 0,07 % від його утворення, то у 2009 році – вже 0,99 %; а у 2014 році цей показник досяг рівня 5,78 %. У результаті викиди метану, пов'язані із захороненням ТПВ у 2014 році, склали 5445,5 тис. тонн CO₂-екв.

Загальну невизначеність розрахунків викидів метану за моделлю SCCM з використанням значення *DOC* рівним 7,9 % оцінено за формулами (1.24)-(1.27) та стандартними показниками невизначеності з табл. 1.25. Вона склала від -39,4 % до +35,7 %.

Таблиця 1.28

Результати моделювання викидів метану з місць захоронення
ТПВ в Україні у 1990–2014 роках, модель SCCM_1

Рік	Утворено метану тис. т CO ₂ - екв.	Утилізовано метану		Відсоток утилізації %	Викиди метану тис. т CO ₂ - екв.
		На факелі тис. т CO ₂ -екв.	Рекуперовано тис. т CO ₂ -екв.		
1990	4049,0	0,0	0,0	0,00	4049,0
1991	4198,6	0,0	0,0	0,00	4198,6
1992	4328,0	0,0	0,0	0,00	4328,0
1993	4438,1	0,0	0,0	0,00	4438,1
1994	4529,7	0,0	0,0	0,00	4529,7
1995	4601,6	0,0	0,0	0,00	4601,6
1996	4653,4	0,0	0,0	0,00	4653,4
1997	4686,2	0,0	0,0	0,00	4686,2
1998	4729,4	0,0	0,0	0,00	4729,4
1999	4780,6	0,0	0,0	0,00	4780,6
2000	4837,2	0,0	0,0	0,00	4837,2
2001	4897,6	0,0	0,0	0,00	4897,6
2002	4960,2	0,0	0,0	0,00	4960,2
2003	5021,5	7,3	0,0	0,14	5014,2
2004	5086,6	7,3	0,0	0,14	5079,4
2005	5156,1	0,0	0,0	0,00	5156,1
2006	5254,6	0,3	0,0	0,00	5254,3
2007	5333,3	0,0	0,0	0,00	5333,3
2008	5397,7	3,7	0,0	0,07	5394,0
2009	5453,6	54,0	0,0	0,99	5399,6
2010	5518,4	57,8	0,0	1,05	5460,6
2011	5573,2	114,2	0,0	2,05	5459,0
2012	5632,3	207,0	43,9	4,45	5381,5
2013	5707,3	164,6	99,8	4,63	5442,9
2014	5779,7	172,7	161,5	5,78	5445,5

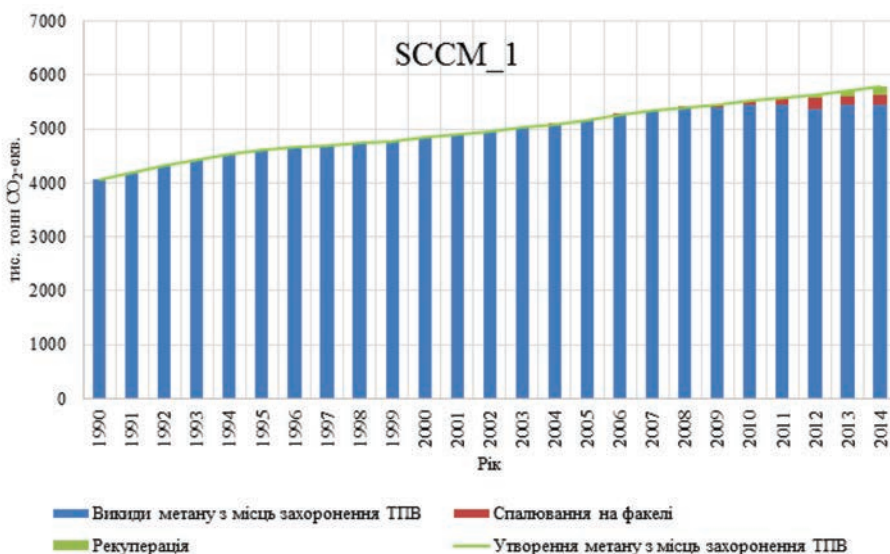


Рис. 1.32 Результати моделювання викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні у 1990–2014 роках, модель SCCM_1

Окремо було проведено розрахунки з використанням моделі SCCM з тими ж вихідними даними та коефіцієнтами викидів, але з використанням значення *DOC* для харчових відходів рівним 15,0 %, тобто за замовчуванням, результати чого позначено як SCCM_2. Порівняння отриманих результатів про викиди метану за розрахунками SCCM_2 із SCCM_1 наведено нижче на рис. 1.33, на якому також зазначено різницю між отриманими результатами для двох різних варіацій права вісь на цьому рисунку.

З рис. 1.33 видно, що значення *DOC* для харчових відходів не впливає на загальну тенденцію викидів метану з причини незначних коливань вмісту даного компоненту у складі ТПВ. Водночас, показник *DOC* для харчових відходів суттєво впливає на загальні показники викидів метану від захоронення ТПВ. Так, у випадку використання значення *DOC* за замовчуванням отримані результати про викиди метану щорічно в період 1990–2014 років

будуть більше на 23,7 %–26,9 % аналогічних значень з урахуванням властивостей харчових відходів в умовах України.

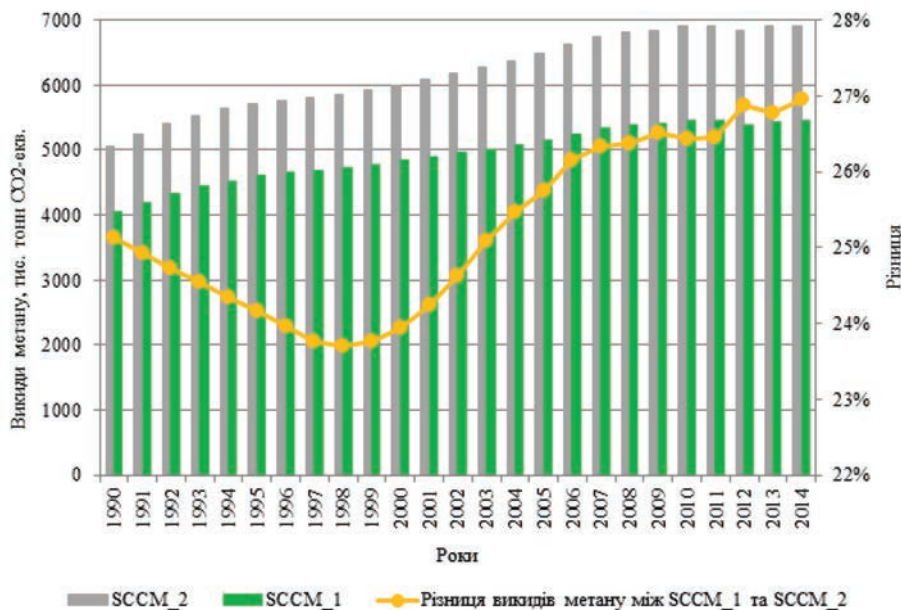


Рис. 1.33 Результати прогнозування викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні в період з 1990 по 2014 роки за запропонованою удосконаленою моделлю SCCM

Крім того, у випадку використання значення *DOC* для харчових відходів за замовчуванням суттєво змінюється структура генерації метану за компонентами ТПВ, що наведена на рис. 1.34.

Ключовим компонентом, захоронення якого призводить до утворення метану, у такому випадку є власне харчові відходи, на долю яких припадає від 40,5 % до 44,0 % загального утворення метану. Як результат, знижується частка утворення метану для інших компонентів ТПВ, включно із паперовою фракцією.

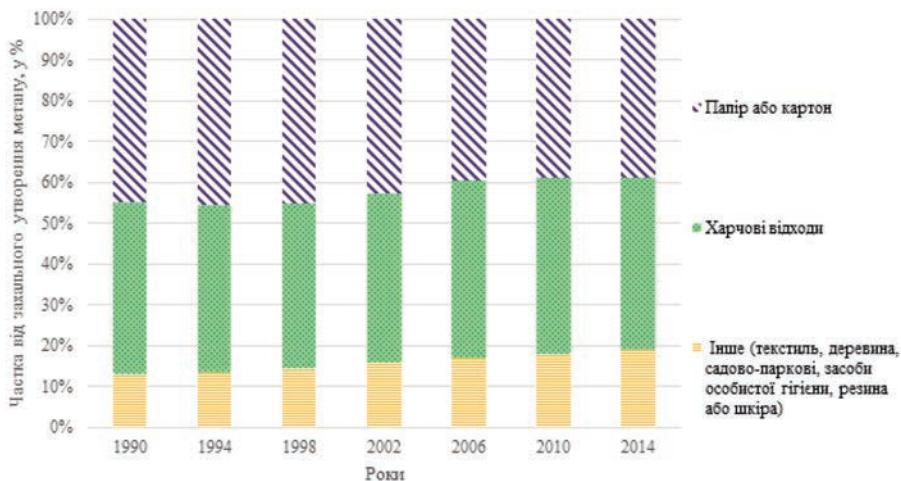


Рис. 1.34 Динаміка утворення метану за компонентами ТПВ в місцях їх захоронення в Україні з 1990 по 2014 роки за запропонованою удосконаленою моделлю SCCM 2

Загальна невизначеність результатів розрахунків викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні на базі моделі SCCM з використанням значення *DOC* для харчових відходів за замовчуванням рівним 15,0 % склала від -45,9 % до +39,6 % у порівнянні з аналогічними розрахунками, але з використанням значення *DOC* для харчових відходів рівним 7,9 %, отриманим за результатами досліджень на території України – від -39,4 % до + 35,7 %.

Це свідчить про те, що використання даних про вміст *DOC* у харчових відходах на підставі досліджень призводить до значного зниження загальної невизначеності результатів математичного моделювання викидів метану з місць захоронення ТПВ – на 4 %.

1.4.2 Порівняльний аналіз отриманих результатів з існуючими моделями

Починаючи з 1996 року, коли Україною було ратифіковано РКЗК ООН, постала необхідність щорічно проводити інвентаризацію викидів метану з місць захоронення ТПВ в країні. При цьому методики та моделі постійно вдосконалювались, а загальна невизначеність результатів оцінки зменшувалась. Нижче приведено порівняльний аналіз розробленої національної Семикомпонентної кліматичної моделі SCCM з відомими моделями, які раніше використовувались для інвентаризації ПГ, власне метану, в Україні на предмет обсягів утворення метану та загальної невизначеності результатів математичного моделювання, перелік та загальні характеристики яких наведено у табл. 1.29. Індекс «_1» в назві моделі свідчить про те, що значення *DOC* для харчових відходів було прийнято у розмірі 7,9 %, індекс «_2» – у розмірі 15,0 % за замовчуванням.

Модель нульового порядку IPCC 1996. Дана модель є найпростішою моделлю кінетичного розкладання ТПВ, сформульована у виразі (1.3). Вона використовувалась для підготовки Національних кадастрів викидів ПГ у 2004 та 2005 роках [92, 93].

Порівняльний аналіз результатів моделювання генерації метану з місць захоронення ТПВ в Україні з використанням моделі IPCC 1996, вихідних даних з розділу 1.3 й наведено на рис. 1.35, на якому власне викиди метану за моделлю IPCC 1996_1 віднесено до лівої шкали, а відхилення від результатів моделювання за моделлю SCCM_1 – до правої шкали.

Утворення метану відповідно до моделі IPCC 1996_1 корегує з обсягами захоронення ТПВ та вмістом в них біорозкладного вуглецю в звітному році. У період 1990-2014 років щорічно утворювалось 8396,3-11331,7 тис. т CO₂-екв., що у порівнянні з

моделлю SCCM_1 показує наступне. Дані про утворення метану відповідно до моделі IPCC 1996_1 по відношенню до SCCM_1 в період 1990-2013 років на 27,2 % - 58,9 % вище, у 2014 році ця різниця скоротилась до 17,6 % у зв'язку із стрімким скороченням обсягів захоронення ТПВ. Такі великі розбіжності пов'язані з тим, що модель IPCC 1996_1 не враховує кінетичну природу розкладання DOC, включаючи час затримки з моменту захоронення ТПВ до початку утворення звалищного газу із вмістом метану.

Таблиця 1.29

Характеристики математичних моделей утворення метану
з місць захоронення ТПВ

№	Назва моделі	Позначення	Тип моделі	Вираз	Рік виконання	Джерело	Примітка
1	Семи-компонентна кліматична модель	SCCM_1	Національна багатокомпонентна модель першого	(17)-(21)	2014-2018	[13-15, 143,144]	DOC = 7,9 %
2	Семи-компонентна кліматична модель	SCCM_2	порядку з урахуванням кліматичних зон	(17)-(21)	2014-2018	[13-15, 143,144]	DOC = 15,0 %
3	Лінійна модель МГЕЗК	IPCC 1996_1	Модель нульового порядку	(3)	До 2005	[84, 85]	DOC = 7,9 %, вихідні дані з розділу 3.
4	Проста нелінійна модель МГЕЗК	IPCC 2006_1	Однокомпонентна модель першого порядку	(4)-(6)	2006-2011	[8-10, 86-88]	
5	Трьох-компонентна модель	TSM	Національна багатокомпонентна	(7)-(10)	2012-2013	[11, 12, 30]	DOC = 15,0 %,
6	Адаптована трьох-компонентна модель	ATSM_1	модель першого порядку без урахуванням кліматичних зон	(7)-(10)	2014-2018	[13-16, 143]	
7	Адаптована трьох-компонентна	ATSM_2	модель першого порядку без урахуванням кліматичних зон	(7)-(10)	2014-2018	[13-16, 143]	DOC = 15,0 %

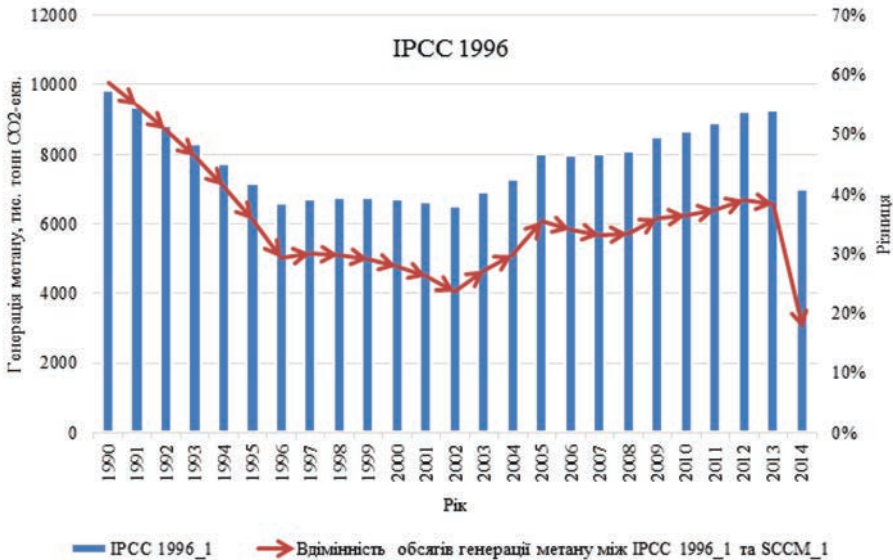


Рис. 1.35 Генерація метану від захоронення ТПВ в Україні, 1990-2014 роки, модель IPCC 1996_1

Утворення метану відповідно до моделі IPCC 1996_1 корелює з обсягами захоронення ТПВ та вмістом в них *DOC* в звітному році. В період 1990–2014 років щорічно утворювалось 8396,3–11331,7 тис. тонн CO₂-екв., що у порівнянні з моделлю SCCM_1 показує наступне. Дані про утворення метану відповідно до моделі 1996_1 по відношенню до SCCM_1 в період 1990–2013 років на 27,2 % – 58,9 % вище, у 2014 році ця різниця зменшилась до 17,6 % у зв'язку із стрімким скороченням обсягів захоронення ТПВ. Такі великі розбіжності пов'язані з тим, що модель IPCC 1996_1 не враховує кінетичну природу розкладання *DOC*, включаючи час затримки з моменту захоронення ТПВ до початку утворення звалищного газу із вмістом метану.

Однокомпонентна модель першого порядку IPCC 2000_1. Модель IPCC 2000_1 є найбільш простою нелінійною моделлю

утворення метану від захоронення ТПВ, сформульована виразами (4)-(6), яка використовувалась для підготовки Національних кадастрів викидів ПГ у 2006-2011 роках [8–10, 86–88].

Результати розрахунків згідно з моделлю IPCC 2000_1 з використанням вихідних даних з розділу 1.3 наведено на рис.1.36, на якому власне викиди метану за моделлю IPCC 2000_1 віднесено до лівої шкали, а відхилення від результатів моделювання за моделлю SCCM_1 – до правої шкали.

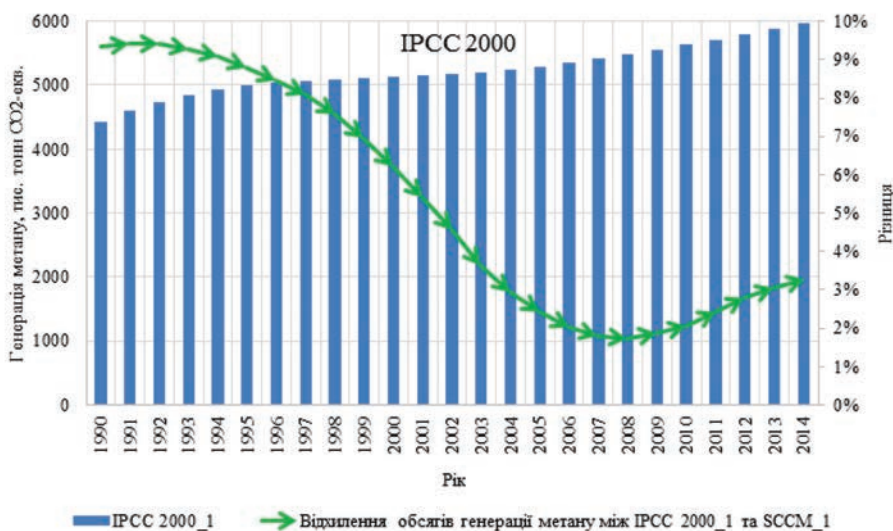


Рис. 1.36 Генерація метану від захоронення ТПВ в Україні, 1990-2014 роки, модель IPCC 2000_1

З рис. 1.36 видно, що утворення метану згідно з моделлю IPCC 2000_1 у 1990 році становило 4427,6 тис. тонн CO₂-екв., та поступово збільшувалось, досягнувши значення 5969,4 тис. тонн CO₂-екв. у 2014 році, або на 34,8 % по відношенню до 1990 року.

Виявилось, що розбіжність у результатах оцінювання обсягів метану між моделями IPCC 2000_1 та SCCM_1 є найменшою.

У період 1990–2008 років вона поступово зменшувалась з 9,3 % до 1,7 %, а починаючи з 2009 роки трохи збільшилась, досягнувши у 2014 році значення 3,3 %. Даний характер відхилення спричинений різким скороченням паперової фракції, що найбільш повільно поміж інших компонентів розкладається, у складі ТПВ в середині 2000-их років та її збільшенням в останні роки. Це обумовлено тим, що модель SCCM_1 на відміну від IPCC 2000_1 надзвичайно чутлива до показників швидкості розкладання окремих компонентів ТПВ.

Таким чином, чим менше у складі ТПВ компонентів, які повільно розкладаються (деревина, папір або картон, гілки тощо), тим менше розбіжність у результатах оцінювання між моделями IPCC 2000_1 та SCCM_1 та може складати 2–5 %, що значно менше діапазону загальної невизначеності для даних моделей.

Трьохкомпонентна модель TCM. Модель TCM є національною багатокомпонентною моделлю першого порядку без урахуванням кліматичних зон та сформульована виразами (1.7)-(1.10). Вона була розроблена [39] у 2012 році та в цілях проведення національної інвентаризації ПГ у частині обліку викидів від захоронення ТПВ в Україні у тому ж році впроваджена у Кадастр викидів ПГ [19, 20]. В якості результатів математичного моделювання обсягів утворення метану за моделлю TCM було обрано обсяги метану безпосередньо з першоджерела [38], під час роботи над яким у авторів з об'єктивних причин не було в наявності такої надійної інформації про захоронення ТПВ, їх склад, утилізацію звалищного газу на полігонах та досліджень складу й властивостей харчових відходів в населених пунктах України.

Результати порівняння моделей TCM та SCCM_1 наведено на рис. 1.37, на якому власне викиди метану за моделлю TCM віднесено до лівої шкали, а відхилення від результатів моделювання за моделлю SCCM_1 – до правої шкали.

З рис. 1.37 видно, що щорічна генерація метану згідно з моделлю TCM в період 1990–2010 років на 34,8–40,2 % більше результатів, отриманих за моделлю SCCM_1.

Ці розбіжності спричинені як різницею у вихідних даних: обсягів захоронення ТПВ, їх складу; так і коефіцієнтами утворення метану: параметрів біорозкладання компонентів та їх класифікації, та показниками вмісту вуглецю, що приймає участь у розкладанні.

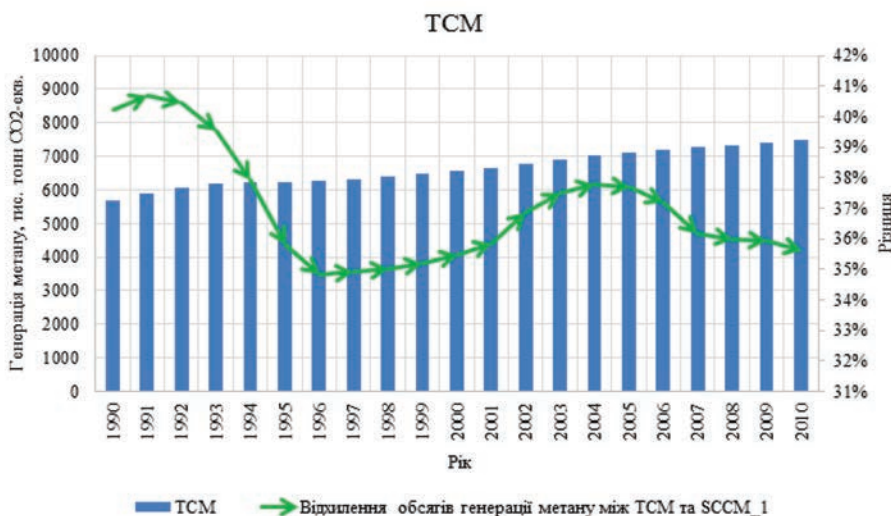


Рис. 1.37 Генерація метану від захоронення ТПВ в Україні, 1990–2014 роки, модель TCM

Раніше відмічалось, що теоретичні розрахунки утворення метану з полігонів ТПВ надають завищені результати у порівнянні із замірами на полігонах, причиною чого могла бути недосконалість використаних математичних моделей для визначеного об'єкту досліджень [53].

Водночас з рис. 1.37 впливає, що однією з ключових причин розходжень між теоретичними та практичними оцінками

може бути обмеженість знань про властивості компонентів ТПВ в умовах України та обмежена достовірність вихідної інформації про обсяги захоронення та склад ТПВ.

Адаптована трьохкомпонентна модель АТСМ. Модель АТСМ, так само як і ТСМ, є національною багатокомпонентною моделлю першого порядку без урахуванням кліматичних зон та сформульована виразами (1.7)-(1.10). Вона була впроваджена у Кадастр викидів ПГ [22–24, 152] у 2014 як наслідок проміжного удосконалення моделі ТСМ, яка на той час лежала в основі інвентаризації викидів ПГ в Україні в частині викидів метану з місць захоронення ТПВ. На відміну від останньої, в моделі АТСМ було враховано симбіорозкладних компонентів у складі ТПВ, а розрахунки проводились за вихідними даними з розділу 1.3 за узагальненими показниками в цілому по Україні.

Результати порівняння моделей АТСМ та SCCM_1 наведено на рис. 1.38, на якому власне викиди метану за моделлю АТСМ віднесено до лівої шкали, а відхилення від результатів моделювання за моделлю SCCM_1 – до правої шкали.

Утворення метану згідно моделі АТСМ з використанням значення *DOC* за замовчуванням для харчових відходів (АТСМ_2) має наступну тенденцію.

У 1990 році генерація метану склала 6183,7 тис. тонн CO_2 -екв., щорічно збільшуючись, досягнувши показника 8170,2 тис. т CO_2 -екв. у 2014 році, або на 32,1 % більше по відношенню до 1990 року.

У порівнянні з результатами розрахунків за моделлю SCCM_1 згідно з моделлю АТСМ_1 із значенням *DOC* для харчових відходів рівним 7,9 %, щорічне утворення метану у 1990–2014 роках було на 15,3–28,0 % більше, що спричинено суттєвими відмінностями значень константи утворення метану *k* паперової фракції між моделями, а також зменшенням частки даного компоненту у складі ТПВ з 1990 по 2003 роки.

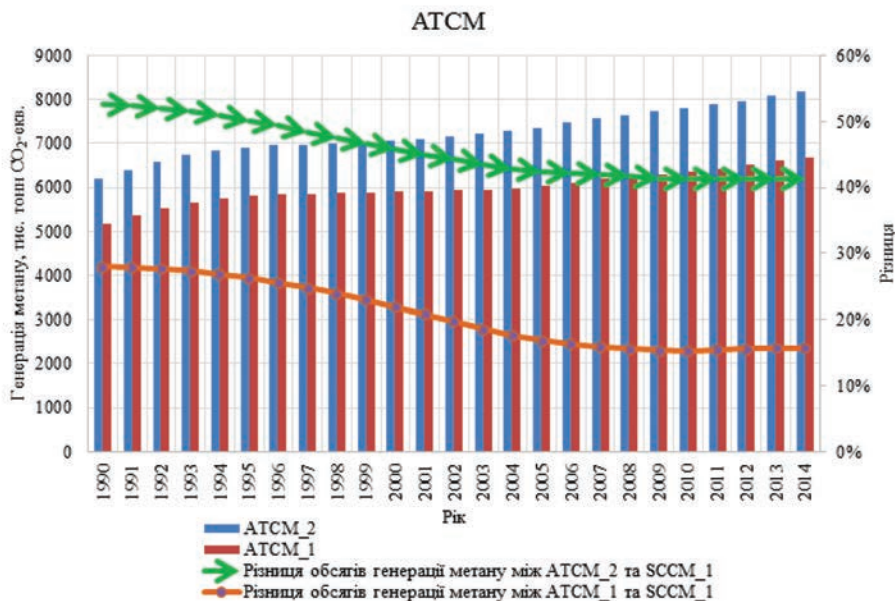


Рис. 1.38 Генерація метану від захоронення ТПВ в Україні, 1990–2014 роки, модель ATCM, де індекси: 1 – *DOC* для харчових відходів рівний 7,9 %; 2 – *DOC* для харчових відходів рівний 15,0 %

Більш суттєві розбіжності між моделями ATCM_2 та SCCM_1 (різниця у 41,4–52,7 %) пояснюються вищезазначеними факторами, а також значеннями *DOC* для харчових відходів, які були використані в моделях.

Результати засвідчили, що модель ATCM_1 є більш прийнятною для використання в умовах України у порівнянні з моделлю TCM, адже розбіжність результатів розрахунків між ATCM_1 та SCCM_1 є меншою.

Порівняння загальної невизначеності результатів розрахунків за відомими моделями. Оцінка загальної невизначеності для результатів математичного моделювання викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні для відомих моделей SCCM, ATCM, IPCC 1996, IPCC 2000 та TCM була проведена за виразами (1.22)-(1.27) на

підставі значень стандартних показників невизначеності для окремих параметрів моделювання за табл. 1.19, 1.23 та 1.25 (для діапазону невизначеностей вмісту *DOC* за окремими компонентами ТПВ).

Діапазон стандартних невизначеностей враховував джерела та методика збору вихідної інформації, наявність її перехресної перевірки, складність самої моделі та характер параметрів метаноутворення (за замовчуванням або на підставі досліджень в умовах України).

Кількісні показники загальної невизначеності результатів розрахунків для різних моделей наведено у табл. 1.30 та проілюстровано на рис. 1.39.

З рис. 1.39 та табл. 1.30 випливає, що найбільш достовірною моделлю оцінки утворення метану з місць захоронення ТПВ в Україні є модель SCCM з використанням результатів досліджень вмісту *DOC* у харчових відходах. Діапазон невизначеності утворення метану для неї склав від -39,4 % до +35,7 %.

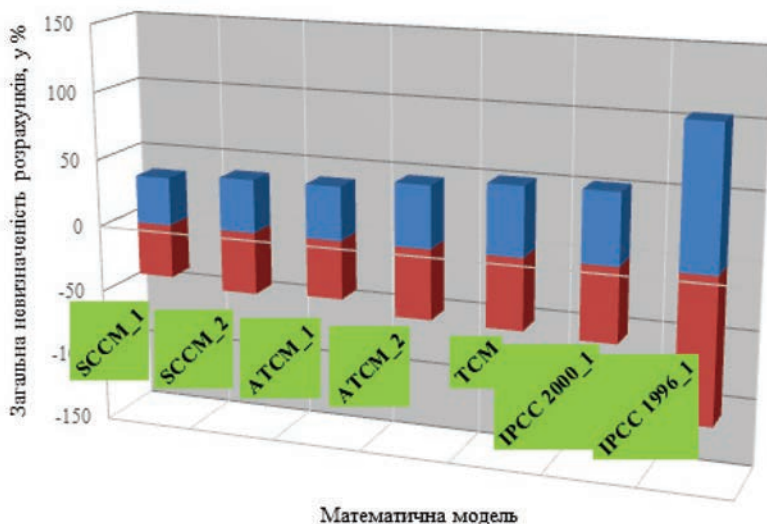


Рис.1.39 Загальна невизначеність розрахунків утворення метану з місць захоронення ТПВ в Україні для математичних моделей

Таблиця 1.30

Невизначеність обсягів утворення метану з місць захоронення
ТПВ за різними моделями

Модель	Невизначеність	
	Від’ємна (-) %	Додатна (+) %
SCCM_1	39,4	35,7
SCCM_2	45,9	39,6
TCM	52,9	51,4
ATCM_2	51,9	46,5
ATCM_1	43,3	40,0
IPCC 1996_1	107,2	105,3
IPCC 2000_1	55,1	52,5

З рис. 1.39 та табл. 1.30 випливає, що найбільш достовірною моделлю оцінки утворення метану з місць захоронення ТПВ в Україні є модель SCCM з використанням результатів досліджень вмісту *DOC* у харчових відходах. Діапазон невизначеності утворення метану для неї склав від -39,4 % до +35,7 %.

Найменший діапазон невизначеності моделі SCCM_1 по відношенню до інших було забезпечено завдяки: використанню окремих показників швидкості біорозкладання компонентів ТПВ для кожного регіону країни, результатів досліджень вмісту *DOC* у харчових відходах на території України, розширеної класифікації біорозкладних компонентів й перевічених вихідних даних про обсяги захоронення ТПВ та їх склад на підставі детального аналізу статистичних даних.

Порівняння невизначеності моделі SCCM з та без врахування результатів досліджень *DOC* у харчових відходах свідчить, що зазначений показник істотно впливає на загальну невизначеність результатів математичного моделювання.

1.4.3 Результати прогнозування викидів метану з місць захоронення твердих побутових відходів в Україні до 2050 року

За результатами моделювання прогнозних викидів метану з полігонів та звалищ ТПВ в Україні до 2050 року з використанням моделі SCCM та значення вмісту *DOC* у харчових відходах рівним 7,9 % отримано наступні показники.

Для поміркованої групи сценаріїв виявлено, що досягти скорочення викидів метану можливо лише за умови підвищення обсягів рекуперації метану на полігонах ТПВ. Реалізація заходів, направлених на недопущення захоронення харчової та паперової фракцій, не призведе до зміни тенденції викидів метану зі звалищ ТПВ, а лише уповільнить тенденцію до їх зростання.

На рис. 1.40 проілюстровано прогнозні тенденції викидів метану від захоронення ТПВ за шістьма сценаріями поміркованої групи, нумерація яких відповідає опису сценаріїв, наведеному у розділі 1.2. Історичні дані – розраховані викиди метану від захоронення ТПВ за період з 1990 по 2014 роки з використанням моделі SCCM (наведено для виявлення тенденцій зміни у порівнянні з 1990 роком).

Для поміркованої групи сценаріїв у разі відсутності структурних змін у сфері поводження з ТПВ (сценарій 1) викиди метану у 2050 році сягнуть 11,8 млн тонн CO₂-екв., що у 2,1 разів більше у порівнянні з 2014 роком та у 2,7 разів більше за показники 1990 року. Впровадження заходів з недопущення захоронення більшої частини харчових відходів (сценарій 2) та паперових відходів (сценарій 3) призведе до майже аналогічних результатів – викиди метану у 2050 році збільшаться відповідно у 1,6 разів та 2,1 рази у порівнянні з 2014 та 1990 роками. Спільне впровадження заходів зі скорочення захоронення обох фракцій (сценарій 4) також призведе до подальшого збільшення викидів метану, хоча й більш повільно.

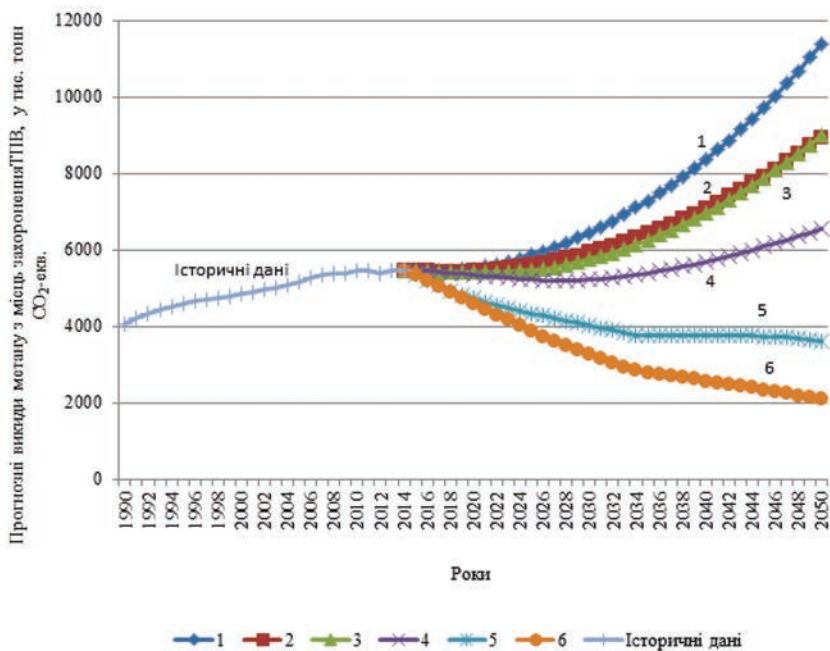


Рис. 1.40 Результати прогнозування викидів метану від захоронення ТПВ в Україні до 2050 року для поміркованої групи сценаріїв за запропонованою удосконаленою моделлю SCCM 1

Досягти скорочення викидів можливо лише за умови широкого розповсюдження практики з рекуперації метану на полігонах ТПВ (сценарій 5). Скорочення викидів у 2050 році від спільної реалізації усіх вищезапропонованих заходів (сценарій 6) складе 1,5 та 2,6 разів у порівнянні з 2014 та 1990 роками відповідно.

Тенденції викидів метану для інших двох груп сценаріїв (оптимістична та песимістична) аналогічні результатам прогнозування для поміркованої групи сценаріїв.

Узагальнені результати прогнозування викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні до 2050 року наведено в табл. 1.31.

Таблиця 1.31

Узагальнені результати прогнозування викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні до 2050 року у порівнянні із базовим 2014 роком прогнозування з використання запропонованої удосконаленою моделі SCCM 1

Номер сценарію*	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6
Група сценаріїв (за демографією)	Зміна обсягів викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні у порівнянні з 2014 роком, у % до 2014 року					
Базовий	109	64	65	20	-33	-62
Оптимістичний	130	80	80	30	-27	-59
Песимістичний	87	47	49	10	-41	-65

*сценарні припущення детально наведено у розділі 3

Аналіз результатів, наведених у табл. 1.31, дає підстави стверджувати, що незалежно від прогнозованої демографічної ситуації в Україні, а відповідно і кількості утворених відходів, протягом наступних 25-30 років досягти скорочення викидів метану з місць захоронення ТПВ в країні можливо лише за умови широкого поширення практики рекуперації метану на більшості полігонах ТПВ. Одних лише заходів зі зменшення захоронення більшої частки харчових та паперових відходів недостатньо до зміни тенденції викидів метану з місць захоронення ТПВ, що обумовлено наявністю сотень мільйонів вже захоронених ТПВ на території України та очікуваним зростанням благополуччя населення України, що відповідно призведе до збільшення обсягів утворення ТПВ.

1.4.4 Рекомендації щодо подальшого вдосконалення оцінювання викидів метану з місць захоронення твердих побутових відходів в Україні

Результати розрахунків викидів метану з місць захоронення ТПВ в Україні за моделлю SCCM мають найменшу невизначеність у розмірі від -39,4 % до +35,7 %, тобто найбільш достовірні по відношенню до інших моделей. При цьому, в ній враховано особливості швидкості розкладання компонентів у кожному регіоні країни та найбільш деталізовану класифікацію біокомпонентів за рекомендаціями МГЕЗК [49].

Тому подальші дослідження викидів метану від захоронення ТПВ в Україні мають бути спрямовані не на вдосконалення запропонованої моделі, а на підвищення якості вихідної інформації та розробку коефіцієнтів викидів метану, типових для країни.

До найбільш перспективних напрямків подальших досліджень можна віднести:

- продовження визначення складу ТПВ в населених пунктах України;
- продовження визначення складу харчових відходів в населених пунктах України;
- продовження розробки національних коефіцієнтів вмісту DOC для окремих компонентів ТПВ;
- розробка національних коефіцієнтів частки біорозкладного вуглецю, що приймає участь у реакціях розкладання DOC_f , для окремих компонентів ТПВ;
- дослідження впливу окиснення метану в аеробних умовах приповерхневого шару OX ;
- визначення вмісту метану у складі звалищного газу;
- проведення інвентаризації місць захоронення ТПВ та підвищення якості даних про обсяги захоронюваних ТПВ в регіонах країни.

Необхідно також відмітити наступне. З аналізу структури утворення метану за окремими компонентами ТПВ та загальним трендом історичних та прогнозних викидів метану з місць їх захоронення найбільш дієвими заходами зі скорочення викидів метану у складі звалищного газу в Україні є популяризація практики впровадження систем утилізації звалищного газу на крупних полігонах країни, значну роль також відіграє впровадження системи роздільного збору з обов'язковою умовою подальшої заготівлі паперової фракції у якості вторинної сировини.

Незважаючи на те, що невизначеність результатів розрахунків викидів метану за простою нелінійною моделлю IPCC 2000 є досить високою, та складає більше 50 %, що на 17–20 % вище за модель SCCM, власне результати моделювання відрізняються від останньої лише на 2–9 %. Тому модель IPCC 2000 є прийнятною для попередньої або передпроектної оцінки викидів метану для окремих полігонів та регіонів в умовах України.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 1

1. Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року, схвалена розпорядженням Кабінету Міністрів України від 08.11.2017 р. № 820-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-%D1%80>
2. Статистичний збірник «Довкілля України за 2018 рік» / За ред. О. М. Прокопенко. Державна служба статистики України. К., 2019. URL: http://www.ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat_u/2019/zb/11/Zb_dovk_2018.pdf
3. Звітність 1-ТПВ розділ 1 за 2019 рік. Веб-сайт Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. URL: <http://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2019/03/TPV-1-2018.pdf>
4. Звітність 2-ТПВ розділ 2 за 2019 рік. Веб-сайт Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. URL: <http://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2019/03/TPV-1-2018.pdf>
5. Звітність 3-ТПВ розділ 3 за 2019 рік. Веб-сайт Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. URL: <http://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2019/03/TPV-1-2018.pdf>
6. Звітність 4-ТПВ розділ 4 за 2019 рік. Веб-сайт Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. URL: <http://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2019/03/TPV-1-2018.pdf>
7. Із третього світу в перший. Реформа управління відходами в Україні. URL: <https://www.pwc.com/ua/en/survey/2020/waste-management.pdf>
8. Національний план управління відходами до 2030 року URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/117-2019-p#Text>

9. Ремез Н.С., Броницький В.О. Аналіз стану сфери поводження з побутовими відходами в Україні. «Енергетика. Екологія. Людина»: матеріали X науково-технічної конференції Інституту енергозбереження та енергоменеджменту. Зб. наукових праць ІЕЕ КПІ імені Ігоря Сікорського. Київ: 2018. С. 377-380. Url: <http://en.iee.kpi.ua/files/2018/dopovidi2018.pdf>.
10. Bronytskyi Vadim, Bilous Anna. The effect of sustainable consumption and production on ecology. Актуальные научные исследования в современном мире: XLVIII Международная научная конференция, Переяслав-Хмельницкий. 2019. Вип. 4(48), ч. 2. Url: <https://journals.indexcopernicus.com/search/journal>.
11. Bronytskyi Vadim, Bilous Anna. The effect of sustainable consumption and production on ecology. Актуальные научные исследования в современном мире: LV Международная научная конференция, Переяслав-Хмельницкий. 2019. Вип. 11(55), ч. 3. С. 78-82. Url: <https://journals.indexcopernicus.com/search/journal>.
12. Bronytskyi Vadim, Bilous Anna. Comparative analysis of European water ecological legislation and Ukrainian. Актуальные научные исследования в современном мире: XXXVII Международная научная конференция, Переяслав-Хмельницкий. 2018. Вип. 5(37), ч. 8. Url: <https://journals.indexcopernicus.com/search/journal>.
13. ДБН в.2.4-2-2005 «Полігони твердих побутових відходів. Основні положення проектування» <https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2017/03/DBN-V.2.4-2-2005.pdf>
14. Управління та поводження з відходами. Частина 3. Полігони твердих побутових відходів: навчальний посібник / Петрук В. Г., Васильківський І. В., Іщенко В. А. Петрук Р.В. – Вінниця: ВНТУ,

2013. – 139 с. https://www.researchgate.net/publication/276830967_Upravlinna_ta_povodzenna_z_vidhodami_C3_Poligoni_tverdih_pobutovih_vidhodiv
15. Стан сфери поводження з твердими побутовими відходами в Україні за 2014 рік. / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. – Київ. – 2015. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <http://www.minregion.gov.ua/napryamki-diyalnosti/zhkh/terretory/stan-sferi-povodzhennya-z-pobutovimi-vidhodami-v-ukrayini-za-2014-rik/>.
 16. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2007 рр. / Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. – Київ, – 2009. – 330 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2009>.
 17. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2008 рр. / Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. – Київ, – 2010. – 349 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2010>.
 18. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-

- 2009 рр. / Міністерство екології та природних ресурсів України. – Київ, – 2011. – 557 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2011>.
19. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2010 рр. / Міністерство екології та природних ресурсів України. – Київ, – 2012. – 729 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2012>.
20. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2011 рр. / Державне агентство екологічних інвестицій України. – Київ, – 2013. – 642 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2013>.
21. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2012 рр. / Державне агентство екологічних інвестицій України. – Київ, – 2014. – 577 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2014>.

22. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2013 рр. / Міністерство екології та природних ресурсів України. – Київ, – 2015. – 569 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2015>.
23. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2014 рр. / Міністерство екології та природних ресурсів України. – Київ, – 2016. – 558 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2016>.
24. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2015 рр. / Міністерство екології та природних ресурсів України. – Київ, – 2017. – 582 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/submissions/national-inventory-submissions-2017>.
25. Про відходи: закон України від 5 квітня 1998 р. № 187/98-ВР (з урахуванням поточної редакції від 18.12.2017 р.) // Відомості Верховної Ради України. – 1998. – № 36-37. – ст. 242.
26. Про охорону навколишнього природного середовища: закон України від 26 червня 1991 р. № 1268-XII (з урахуванням поточної редакції від 22.04.2018 р.) // Відомості Верховної Ради України. – 1991. – № 41. – ст. 546.

27. Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення: закон України від 24 лютого 1994 р. № 4005-XII (з урахуванням поточної редакції від 28.12.2015 р.) // Відомості Верховної Ради України. – 1994. – № 27. – ст. 218.
28. Про поведження з радіоактивними відходами: закон України від 30 червня 1995 р. № 256/95-ВР (з урахуванням поточної редакції від 01.01.2018 р.) // Відомості Верховної Ради України. – 1995. – № 27. – ст. 198.
29. Про металобрухт: закон України від 05 травня 1999 р. № 619-XIV (з урахуванням поточної редакції від 15.09.2016 р.) // Відомості Верховної Ради України. – 1999. – № 25. – ст. 212.
30. Про екологічну мережу країни: закон України від 24 червня 2004 р. № 1864-IV (з урахуванням поточної редакції від 19.04.2018 р.) // Відомості Верховної Ради України. – 2004. – № 45. – ст. 502.
31. Полігони твердих побутових відходів. Основні положення проектування: наказ Міністерства регіонального розвитку, будівництва а житлово-комунального господарства України від 06 червня 2016 року № 138. – 2006. – шифр 138.
32. Eurostat. 2017. Environment and Energy. – Environment. –Waste.
33. UNSD. 2017. UNSD Environmental Indicators – Waste. United Nations Statistics Division.
34. OECD. 2017. OECD Environmental Data – Waste. OECD.
35. 2016 National Status of Solid Waste Generation and Treatment, the Ministry of Environment, Korea, 2015.
36. А. О. Плаксіна, В. В. Березуцький. Вплив полігонів ТПВ на навколишнє середовище / В. В. Березуцький // Матеріали VII-ої міжнародної науково-методичної конференції «Безпека людини в сучасних умовах». – Харків. – 2015. – с. 246-251.
37. Технічна документація проекту «Збір та утилізація біогазу на полігонах ТПВ м. Маріуполя» компанії «Тіс Еко». – Київ. –

2009. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: http://tiseco.com.ua/index.php?option=com_content&view=article&id=60&Itemid=1&lang=uk.
38. Звіт про науково-дослідну роботу «Дослідження газоутворення на найбільш великих полігонах ТПВ та перехід на трьохкомпонентну національну модель розрахунку викидів ПГ від звалищ ТПВ в Україні / Матвеев Ю. Б. [та ін.]. УДК 519.87:628.336.6:628.4, № держреєстрації 0112U001577. – Київ, 2012. – 141 с.
39. Cheremisinoff N.P. Handbook of Solid Waste Management and Waste Minimization Technologies / Nicholas P. Cheremisinoff. – Boston: Butterworth-Heinemann, 2003. – 477 p. – ISBN 0750675071.
40. Persson M. Biogas Upgrading to Vehicle Fuel Standards and Grid Injection / Margareta Persson, Owe Jonsson, Arthur Wellinger. – Vienna, 2006. – 34 p.
41. Мотало А.В. Методика оцінювання якості природного газу як джерела енергії / Мотало А.В., Мотало В.П., Стадник Б.І. // Стандартизація, сертифікація, якість, 2009. – № 4. – С. 56–61.
42. Landfilling of Waste: Biogas / edited by T.H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann. – [1st ed.]. – London: E&FN Spon, 1996. – 840 p. – ISBN 0419194002.
43. Landfill Gas Primer: An Overview of Environmental Health Professionals / John H. Mann [et. all.]. – Atlanta: ATSDR, 2001. – 74 p.
44. Посібник з моніторингу полігонів твердих побутових відходів / Філіп Фішо [та ін.]. - Донецьк: Тасіс. 2004, – 293 с.
45. Ремез Н. С., Осипова Т. А. Вплив форми полігону твердих побутових відходів на його деформований стан з урахуванням ґрунтової основи // Вісник Національного технічного університету України Київський політехнічний інститут. Серія: Пирництво. – 2016. – №. 30. – С. 5-11.

46. Cheremisinoff N.P. Handbook of Solid Waste Management and Waste Minimization Technologies / Nicholas P. Cheremisinoff. – Boston: Butterworth-Heinemann, 2003. – 477 p. – ISBN. 0750675071.
47. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Volume 5, Chapter 1. Pipatti R., Vieira S. M. Published: IGES, Japan, 2007, p. 5.
48. Revision of the UNFCCC reporting guidelines on annual inventories for Parties included in Annex I to the Convention. Decision 24/CP.19. – 2013. – p. 24.
49. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Volume 5, Chapter 3. Pipatti R., Svardal P and all. Published: IGES, Japan, 2007, p. 40.
50. Про ратифікацію Рамкової конвенції ООН про зміну клімату: закон України від 29 жовтня 1996 р. № 435/96-ВР // Відомості Верховної Ради України. – 1996. – № 50. – ст. 277.
51. Про ратифікацію Кіотського протоколу до Рамкової конвенції ООН про зміну клімату: закон України від 04 лютого 2004 р. № 1430-IV // Відомості Верховної Ради України. – 2004. – № 19. – ст. 261.
52. Про ратифікацію Паризької угоди: закон України від 14 липня 2016 р. № 1469-19 // Відомості Верховної Ради України. – 2016. – № 35. – ст. 595.
53. Пухнюк О. Ю. Утворення біогазу на полігонах твердих побутових відходів України та оцінка потенціалу його енергетичного використання: дис. ... канд. техн. наук : 05.14.08 / Олександра Юріївна Пухнюк. – К., 2013. – 178 с.
54. Ремез Н.С. та ін. Моделювання осаду полігону твердих побутових відходів з урахуванням ґрунтової основи // Східно-

- Європейський журнал передових технологій. – 2016. – Т. 3. – №. 10 (81). – С. 12-17.
55. Кожухар В.Я. Емісія звалищного газу з полігонів твердих побутових відходів «Дальницькі кар'єри» / Кожухар В.Я., Миронов Д.В., Стратулат О.А. // Праці Одеського політехнічного університету. – 2007. – Вип. 2(28). – С. 227–230. – ISSN 20763814.
56. Kamalan H. A Review on Available Landfill Gas Models / Kamalan H., Sabour M., Shariatmadari N. // Journal of Environmental Science and Technology. – 2011. – Vol. 4, Issue 2. – P. 79-92.
57. Methane Generation and Recovery from Landfills / [author EMCON Associates], – Ann Arbor: Ann Arbor Science Publishers, 1982. – 139 p. – ISBN 0250403609.
58. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: 3 Volumes / IPCC. – 1996. – Vol.2: Greenhouse Gas Inventory: Workbook. – 1996.
59. Ремез Н. С., Осіпова Т. А. Прогнозирование использования полигонов ТБО в качестве основания сооружения // Энергетика. Екологія. Людина. – 2015. – С. 24.
60. Oonk J. Validation of landfill gas formation models [Text] / Oonk J., Weenk A., Coops O., Luning L. // TNO, Dutch organization for Applied Scientific Research. – Apeldoorn, Netherlands, 1994. – report No. 94-315.
61. Landfill Gas Emission Model (LandGem): User's Guide / [U.S. EPA]; edited by Amy Alexander, Clint Bruklin, Amanda Singleton. – [Ver. 3.02]. – Washington: U.S. EPA Office of Research and Development, 2005. – 48 p.
62. Rettenberger G. Untersuchung zur Charakterisierung der Gasphase on Abfallablagerungen (Dissertation) // Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft. Forschungs – und Entwicklungsinstitut für

- Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft, sowie Abfallwirtschaft. – Band 82. – 2004.
63. Remez N. et al. Simulation of the Solid Waste Landfill Settlement Taking Into Account Underlying Soil //Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – Т. 3. – №. 10. – С. 12-17.
 64. Ukraine Landfill Gas Model: User's Manual / [U.S. EPA]; edited by Alex Stege, – [Ver. 1.0], – Washington: U.S. EPA Landfill Methane Outreach Program, 2009. – 28 p.
 65. Sanchez R. Computer simulation of gas generation and transport in landfills. IV: Modelling of liquid-gas flow. / R. Sanchez, T. Tsotsis, M. Sahimi // Chemical Engineering Science. – 2010. – Vol. 65. – P. 1212-1226.
 66. Remez N. S., Osipova T. A. Prediction of strain state of landfill considering soil foundation and angle of slope // Odes' kyi Politechnichnyi Universytet. Pratsi. – 2016. – Т. 2016. – №. 2. – С. 40-47.
 67. Brandão F. J. R. et al. Mechanical Investigation of an Anomalous Clayey Sand Soil Used as Landfill Cover Layer //Proc. XL CILAMCE. – 2019.
 68. Lamborn J. Modelling landfill degradation behavior / Diss., the degree of Doctor of Philosophy / Julia Lamborn; Swinburne University of Technology. – Swinburne, 2010. – 209 p.
 69. Haarstrick A. New modelling strategy predicting landfill degradation. / A. Haarstrick, T. Reichel // Proceedings of Workshop: Hydro-Physico-Mechanics of landfills. – Braunschweig, Germany, 10-13th March, 2009.
 70. Mostbauer P. Abschätzung von Nachsorgezeitraumen mit dem Modell "LaNDy" [Text] / P. Mostbauer, R. Prantl // In: Lorber K. E., Staber W., Novak J., Prochaska M., Maier J., Kastl I. (Hrsg.): Depotech 2004, 2004, 24. – November 2004, Leoben;

- Konferenzbericht der 7. DEPOTECH Fachtagung. – Essen: Gluckauf GmbH, 2004. – S. 73-80.
71. Mostbauer P. Modelling of Nitrogen Release from MBT Waste / P. Mostbauer, C. Heiss-Ziegler [Text] // Waste Management. – Vol. 25, Is. 4. – 2004. – P. 361-368.
72. Mostbauer P. Binner E., Heib-Ziegler C., Lechner P. Stickstoffdynamik in Deponien und deren Modellierung [Text] // Endbericht im Auftrag des Fonds zur Forderung der wissenschaftlichen Forschung (FWF). – 2004.
73. McDougall J. Landfill modelling challenge: HBM model predictions. / J. McDougall // Waste and Resource Management. – 2008. – Vol. 161. – P. 147-153.
74. Robeck M. A finite element simulation of biological conversion processes in landfills/ M. Robeck, T. Ricken, R. Widmann // Waste Management. – 2011. – Vol. 31. – P. 663-669.
75. Sanchez R. Computer simulation of gas generation and transport in landfills. IV: Modelling of liquid-gas flow. / R. Sanchez, T. Tsotsis, M. Sahimi // Chemical Engineering Science. – 2010. – Vol. 65. – P. 1212-1226.
76. Lobo A. Simulation of municipal solid waste reactors using Moduelo. / A. Lobo, A. Lopez, N. Cobo, I. Tejero // Waste and Resource Management. – 2008. – Vol. 161. – P. 99-104.
77. Nastev M. Gas production and migration in landfills and geological materials / M. Nastev, R. Therrien, R. Lefebvre, P. Ge'linas // Journal of Contaminant Hydrology. –2001. – Vol. 52, P. 187-211.
78. White J. Modelling the biochemical degradation of solid waste in landfills./ J. White, J. Robinson, Q. Ren // Wasre Management. – 2004. – Vol. 24(3). – P. 227-240.
79. Young A. Mathematical modelling of landfill gas extraction. / A. Young// Journal of Environmental Engineering. – 1989. – Vol. 115(6). – P. 1073-1087.

80. Young A., Davies D. (1992). Applications of computer modeling to landfill processes. [Text] / Young A., Davies D. // report, UK Department of the Environment. – London, 1992. – 194 p.
81. Oonk H. and Boom T. (1995). 'Landfill gas formation, recovery and emissions', TNO-report R95-203, TNO. Appeldoorn, The Netherlands.
82. Brown, K. A., Smith, A., Burnley, S. J., Campbell, D.J.V., King, K. and Milton, M.J.T. (1999). Methane Emissions from UK Landfills, AEA Technology, AEAT-5217, Culham.
83. Canada's Greenhouse Gas Inventory 1990-2001. 8. Waste. Greenhouse Gas Division August 2003. The Green line Environment Canada's Worldwide Web Site.
84. Inventory of Methane Emissions from Landfills in Canada. Levelton & Associates. Prepared for Environment Canada, June 1991.
85. Netherlands's National GHG Inventory Report. 8. Waste. RIVM Report 773201008, 8 pp.
86. Attenborough, G. M., Hall, D. H., Gregory, R. G. and McGoochan, L. (2002). GasSim: Landfill Gas Risk Assessment Model. In: Conference Proceedings SITA Environmental Trust-Sponsored by SITA Environmental Trust and Organics Limited. ISBN 0-9539301.
87. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories / edited by Jim Penman [et. all.]. – Hayama: IGES, 2000. – ISBN 4887880006.
88. Environmental Statistics. Environment and Natural Resources. 2005:2, Helsinki, 208 p. Tsuchii, A., Suzuki, T. and Takeda, K. (1985). 'Microbial degradation of natural rubber vulcanizates', Applied and Environmental Microbiology, Oct. 1985, p. 965-970.
89. Matsufuji, Y., Kobayashi, H., Tanaka, A., Ando, S., Kawabata, T. and Hanashima, M. (1996). 'Generation of greenhouse gas effect gases by different landfill types and methane gas control', Proceedings of

- 7th ISWA International Congress and Exhibition, 1996:10, No. 1, p. 253-254.
90. Bogner, J. and Matthews, E. (2003). 'Global methane emissions from landfills: New methodology and annual estimates 1980 – 1996', *Global Biogeochemical Cycles* Vol. 17, No. 2.
91. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Volume 1, Chapter 3. Frey C., Penman J. Published: IGES, Japan, 2007, p. 66.
92. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2002 рр. / Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. – Київ, – 2004. – 44 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2004>.
93. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2003 рр. / Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. – Київ, – 2005. – 78 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2005>.
94. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2004 рр. / Міністерство охорони навколишнього природного

- середовища України. – Київ, – 2006. – 270 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2006>.
95. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2005 рр. / Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. – Київ, – 2007. – 315 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2007>.
96. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2006 рр. / Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. – Київ, – 2008. – 301 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories/submissions-of-annual-greenhouse-gas-inventories-for-2017/submissions-of-annual-ghg-inventories-2008>.
97. Remez N. S., Osipova T. A. The prediction of using MSW landfill as a base of constructions // ISJ Theoretical & Applied Science. – 2015. – Т. 7. – №. 27. – С. 34-39.
98. Осипова Т. А., Ремез Н. С. Прогнозування виходу біогазу та температури полігону твердих побутових відходів на основі математичного моделювання // Вісник Кременчуцького

- національного університету імені Михайла Остроградського. – 2015. – №. 3 (1). – С. 144-149.
99. С. Шмарин. Аналіз інвентаризації парникових газів із місць поховання твердих побутових відходів в Україні. / Шмарин Сергій, Тимощук Олександр, Ремез Наталія // Вісник НТУУ «КПІ», серія «Гірництво». – 2014. – № 25. – С. 165-170.
100. Remez N. S., Osipova T. A. The prediction of using MSW landfill as a base of constructions //ISJ Theoretical & Applied Science. – 2015. – Т. 7. – №. 27. – С. 34-39.
101. Ремез Н. С., Осіпова Т. А. Прогнозування використання полігонів ТПВ як основа споруди // Енергетика. Екологія. Людина. – 2015. – С. 24.
102. Рекомендовані норми накопичення твердих побутових відходів для населених пунктів України: КТМ 204 України 012-95. - [Діючі від 01-01-1996]. - Х.: УкркомунДІпрогрес, 1995. - 5 с. – (Керівний технічний матеріал).
103. Ремез Н. С., Осіпова Т. А. Напружено-деформований стан полігонів ТПВ з урахуванням шару ґрунтової основи // Вісник НТУУ «КПІ». Серія «Гірництво», Вип. 28. – 2015. – С.11-17.
104. Постанова «Про затвердження Програми поводження з твердими побутовими відходами» від 4 березня 2004 р. №265 [Електронний ресурс] / Кабінет Міністрів України. – Київ, 2004. – Режим доступу до постанови: <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/265-2004-%D0%BF> (27.02.12). – Назва з екрану.
105. History Database of the global Environment (HYDE) [electronic resource] / [PBL Netherlands Environmental Assessments Agency]; prepared by Kees Klein Goldewijk. – [Ver. 3.0, Rev. 11-11-2006]. – Bilthoven: PBL Netherlands Environmental Assessments Agency, 2005. – Access mode: <http://themasites.pbl.nl/en/themasites/hyde/download/index.html> (12.08.2007). - Title from the monitor screen.

106. From Waste to Resource, An abstract of world waste survey 2009 / [Veolia]; edited by Philippe Chalmin, Catherine Gaillochet. – Paris: Economica, 2009. – 27 p.
107. Маліков П.М. Тверді будинкові покидьки гір. Харкова / Маліков П.М. – Х.: Український центральний інститут комунальної гігієни, 1941. – 94 с.
108. Скрипник А.П. Аналіз морфологічного складу твердих побутових відходів України як складова підходу до вирішення проблеми відходів // Вісник Одеського державного екологічного університету. – 2007. – вип. 4. – С. 78–86.
109. Наказ «Про затвердження Методичних рекомендацій з визначення морфологічного складу твердих побутових відходів» від 16 лютого 2010 р. № 39 [Електронний ресурс] / Міністерство з питань житлово-комунального господарства України. – Київ. 2010. – Режим доступу до постанови: <http://document.ua/pro-zatverdzhennja-metodichnih-rekomendacii-zviznachennja-m-doc17422.html> (27.02.12). – Назва з екрану.
110. Ukraine National Municipal Solid Waste Management Strategy: Existing situation and strategic issues report / [DANCEE]. – Kiev: COWI, 2004. – 204 p.
111. Improvement of Solid Domestic Waste Management in Donetsk Oblast of Ukraine / [Tasic]. – Донецьк: Тасис. 2004. – 291 с.
112. Methodology for Determination of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Waste and Waste Composition Dependence from Regional Social-Economic and Climate Characteristics. Kaunas University of Technology. – Kaunas. – 2010. – p. 17.
113. ADEME MODECOM, 1998. A Method for Characterisation of Domestic Waste. Agency for Environment and Energy Management, France.

114. ASTM International, 2003. Standard Test Method for Determination of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Waste. In: ASTM D5231-92. American Society for Testing and Materials, US.
115. Burnley, S.J., Ellis, J.C., Flowerdew, R., Poll, A.J., Prosser, H., 2007. Assessing the composition of municipal solid waste in Wales. *Resources, Conservation and Recycling* 49 (3), 264–283.
116. CIWMB, 1999. Statewide waste characterization study. Results and Final Report, #340-00-009, California Integrated Waste Management Board, State of California, US. <<http://www.ciwmb.ca.gov/publications/LocalAsst/34000009.pdf>>.
117. Cornelissen, A.A.J., Otte, P.F., 1995. Physical investigation of the composition of household waste in the Netherlands – results 1993. National Institute for Public health and the Environment (RIVM) File nr 776201011, The Netherlands.
118. European Commission, 2004. Methodology for the analysis of solid waste (SWA-tool), 5th Framework Program, Vienna, Austria. <<http://www.wastesolutions.org>>.
119. Gustafson, D., Johansson, A., 1981. Husha^ollsavfall. Genereringstakt och sammans^oettning/Household waste, generation rate and composition. Masters thesis 1981:087E, Waste Science and Technology, Lulea University of Technology, Lulea^o, Sweden (in Swedish).
120. Maystre, L.Y., Viret, F., 1995. A goal-oriented characterization of urban waste. *Waste Management and Research* 13 (3), 207.
121. Mbande, C., 2003. Appropriate approach in measuring waste generation, composition and density in developing areas. *Journal of the South African Institution of Civil Engineering* 45 (3), 2–10.
122. Nordtest, 1995. Solid waste, municipal: sampling and characterisation. Nordtest method NT ENVIR 001, Finland. <www.nordtest.org>.

123. Ohlsson, T., 1998. Plockanalys av hushållsavfall. Metoder och trender/ Household waste composition studies. Methods and trends. Masters thesis 1998:226 CIV, Waste Science and Technology, Lulea University of Technology, Lulea, Sweden (in Swedish).
124. Petersen, C.H.M., 2004. Conditions and constraints for waste management. Collection, characterisation and producer responsibility in Sweden. Doctoral thesis No 2004:10, Dalarna University College and Chalmers University of Technology, Borlänge/Gothenburg, Sweden.
125. Reinhart, D., McCauley-Bell, P., 1996. Methodology for conducting composition studies for discarded solid waste. Report 96-1, University of Central Florida/Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, Gainesville, US.
126. Rugg, F.M., 1997. Solid waste/characterization methods. In: Liu, David H.F., Liptark, Berla G. (Eds.), Environmental Engineers' Handbook. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, ISBN 0-8493-9971-8, pp. 1158–1174.
127. RVF, 2005a. Trender och variationer i hushållsavfallens sammansättning – plockanalys av hushållens saäck-och kaërlavfall i sju svenska kommuner/ Trends and variations in the composition of household waste – studies in seven Swedish municipalities. RVF Report 2005:05, Svenska Renhållningsverksförbundet (RVF)/The Swedish Association of Waste Management, Malmö, Sweden (in Swedish).
128. RVF, 2005b. Manual för plockanalys av hushållsavfall/Municipal solid waste composition analysis manual. RVF Report 2005:19, Svenska Renhållningsverksförbundet (RVF)/The Swedish Association of Waste Management, Malmö, Sweden (in Swedish).

129. SAEFL, 2004. A survey of the composition of household waste 2001/2002. Environmental Series No. 356, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, The Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications, Bern, Switzerland.
130. Scott, P.E., 1995. The International Energy Agency's (IEA) work in harmonising sampling and analytical protocols related to municipal solid waste (MSW) conversion to energy. Biomass and Bioenergy 9 (1–5), 415.
131. Franklin and Associates, 1999. Characterization of municipal solid waste in the United States: 1998 Update. Report No. EPA530, Municipal and Industrial Solid Waste Division, Office of Solid Waste, Environmental Protection Agency, US.
132. Gay, A.E., Beam, T.G., Mar, B.W., 1993. Cost-effective solid-waste characterization methodology. Journal of Environmental Engineering – ASCE 119 (4), 631–644.
133. Dahlen L., Lagerkvist A. Methods for household waste composition studies. Waste Management 28 (2008). – p 1100-1112.
134. Наказ про затвердження Методичних рекомендацій з визначення морфологічного складу твердих побутових відходів Міністерства з питань житлово-комунального господарства України № 39 від 16.02.2010.
135. Протокол випробувань № 0447-У від 25.12.2012 української лабораторії якості та безпеки продукції АПК Національного університету біоресурсів та природокористування України.
136. Звіт про виконання науково-дослідної роботи за темою 909-2001 «Розробка програми поводження з твердими побутовими відходами у автономній республіці Крим» / укромунНДІпрогрес. – Харків. – 2001. – 182 с.

137. Проектна документація «Реконструкція полігону ТПВ пмт. Гаспра з розробкою ТЕО про поводження з твердими побутовими відходами відходами Великої Ялти. – Київ. – НДДТІДГ, 2001. – 117 с.
138. Корпорація «Укрвтрресурси». Техніко-економічне обґрунтування будівництва та експлуатації заводу з переробки твердих побутових відходів потужністю 300 тис. т в рік з полігоном захоронення ТПВ на 10 га. – Київ. – 2005. – 20 с.
139. Другий проміжний звіт про виконання міжнародного науково-дослідного проекту «Дослідження сезонних коливань складу твердих побутових відходів в залежності від соціально-економічних індикаторів для моделювання систем управління в Україні» / Асоціація міст України, Київське регіональне відділення. – Київ. – 2011 [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <http://www.auc.org.ua>
140. Наказ про затвердження Норм утворення твердих побутових відходів для населених пунктів України Міністерства будівництва, архітектури та житлово-побутового господарства України від 10 січня 2006 року № 7.
141. Лист про надання інформації про морфологічний склад ТПВ Державного агентства екологічних інвестицій України від 25 вересня 2013 р. № 2739/8/6.
142. Лист про надання інформації обсяги захоронення твердих побутових відходів Державного агентства екологічних інвестицій України від 25 вересня 2013 р. № 2719/8/6.
143. World Population Prospects: The 2004 Revision and World Urbanization / [DESA of UN Secretariat]. – New York: UN, 2005. – 324 p.
144. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories

- Programme, Volume 5, Chapter 5. Guendehou G.H.S., R., Koch M. and all. Published: IGES, Japan, 2007, p. 26.
145. Remez N., Bronytskyi V. Forecasting the stability of the solid waste landfill under its creation. *Енергетика: економіка, технології, екологія*. 2018. №1. С. 146-151. Url: <http://energy.kpi.ua/issue/view/8041>.
146. Denafas G. Seasonal Aspects of Municipal Solid Waste Generation and Composition in East-European Countries with Respect to Waste Management System Development [electronic resource]: proceedings of Venice 2010, Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste / Denafas G., Zavaraukas K., Martuzevičius D., Vitkauskaitė L., Ludwig Ch., Hoffman M., Shmarin S., Mykhaylenko V., Chusov A., Romanov M., Negulyaeva E., Lednova Y., Turkadze Ts., Bochoidze I., Butskhrikidze B., Karagiannidis A., Antonopoulos J., Kriipsalu M and Horttanainen M, – Padova: IWWG, 2010. – 1 CD-disk (CD-ROM). – System requirements: Windows 2000 – NT/XP ; Min, resolution 800×600 ; Macromedia Flash Player for Mac Users. – Title from List of Papers.
147. Silvennoinen K. Food Waste Volume and Composition in the Finnish Supply Chain: Special Focus on Food Service Sector / Silvennoinen K., Katajajuuri J., Hartikainen H., Jalkanen L., Koivupuro H. and Reinikainen A. // Proceedings, Fourth International Symposium on Energy from Biomass and Waste, Cini Foundation, Venice, Italy; 12 -15 November 2012.
148. The food we waste in Scotland (WRAP Project EVA077-001), Banbury, U.K.
149. Cuellar A. Wastes food, wasted energy; the embedded energy in food waste / Cuellar A., Webber M. // *Environ. Sci. Technol.*, – 2010. – P. 6464-6469.

150. Komemoto K. Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic / Komemoto .K, Lim Y., Nagao N., Onoue Y., Niwa C. and Toda T. // Waste Management, (29). – 2009. – P. 250-255.
151. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Volume 5, Chapter 6. Doorn M.R.J., R., Towprayoon S. and all. Published: IGES, Japan, 2007, p. 28.
152. Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні за 1990-2016 рр. / Міністерство екології та природних ресурсів України. – Київ, – 2018. – 519 с. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/national-inventory-submissions-2018>.
153. Шмарін С. Дослідження вмісту біорозкладного вуглецю у харчових відходах України у місті Борисполі / Шмарін Сергій // Науково-практичний журнал «Екологічні науки». – 2015. – № 3-4 (10-11).– С. 319-328.
154. Seasonal Aspects of Municipal Solid Waste Generation and Composition in East-European Countries with Respect to Waste Management System Development [electronic resource]: proceedings of Venice 2010, Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste / Denafas G., Zavaraukas K., Shmarin S. and others.– Padova: IWWG, 2010. – 1 CD-disk (CD-ROM). – System requirements: Windows 2000 – NT/XP ; Min, resolution 800×600 ; Macromedia Flash Player for Mac Users. – Title from List of Papers.
155. Report on the workshop on emission projections from Parties included in Annex I to the Convention. FCCC/SBSTA/

- 2004/INF.15. – 2004. –р. 12. [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://unfccc.int/sites/default/files/resource/docs/2004/sbsta/inf15.pdf>.
156. Шмарін С. Помісячна зміна морфологічного складу, калорійності, вологості і зольності ТПВ / Шмарін С., Лучко І. // *Геоєкологія і охорона праці*. – 2011. – №11. – С. 136 – 143.
157. Шмарін С. Вміст біорозкладних компонентів у складі твердих побутових відходів в Україні / Шмарін С., Алексеєв І., Філозоф Р., Ремез Н., Денафас Г. // *Екологія і промисловість*. – 2014. – №1. – С. 73 – 77.
158. Шмарін С. Вплив кліматичних факторів на оцінку викидів парникових газів з місць захоронення твердих побутових відходів в Україні / Шмарін С., В. В. Сливинская, Н. С. Ремез, Р. С. Филозоф, А. Д. Нахшина, В. П. Михайленко // *Фізична географія та геоморфологія*. - 2014. - Вип. 2. - С. 133-140.
159. G. Denafas, , T. Ruzgas, D. Martuzevičius, S. Shmarin, M. Hoffmann, V. Mykhaylenko, S. Ogorodnik, M. Romanov, E. Neguliaeva, A. Chusov, T. Turkadze, I. Bochoidze, C. Ludwig. Seasonal variation of municipal solid waste generation and composition in four East European cities // *Resources, Conservation and Recycling*. – 2014. – №89. – p. 22-30.
160. M. Hoffmann, S. Shmarin, G. Denafas, V. Mykhaylenko, S. Ogorodnik, C. Ludwig. Trends and Seasonal Patterns in the Composition and Energy Content of Waste from three Ukrainian City Districts: The Influence of Commercial and Residential Areas // *International Journal of Energy Engineering*. – 2015. – Volume 5. – Issue 6. – pp. 171-184.
161. Про схвалення Енергетичної стратегії України на період до 2035 року “Безпека, енергоефективність, конкурентоспроможність: постанова Кабінету Міністрів України від

- 18.08.2017 р. № 605-р // Урядовий портал.– . [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://www.kmu.gov.ua/ua/npras/250250456>.
162. Звіт з оцінки відповідності (достатності) генеруючих потужностей (проект) // ДП «НЕК «УКРЕНЕРГО». – Київ. – 2018. – С. 126. – [Електронний ресурс]. – доступно за посиланням: <https://ua.energy/wp-content/uploads/2018/11/Zvit-z-otsinky-vidpovidnosti-dostatnosti-generuyuchyh-potuzhnostej.pdf>

РОЗДІЛ 2

УТИЛІЗАЦІЯ РІДКИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

2.1 Аналіз технологій та методів підвищення ефективності біохімічного очищення стічних вод

Ефективність перебігу процесів біохімічного очищення залежить від хімічного складу очищуваної води, наявності в ній належної кількості біогенних елементів, вмісту кисню, температури, значення *pH* середовища тощо. Дуже важливим є оптимальне регулювання цих факторів, оскільки вони можуть змінюватися у широкому діапазоні.

Інтенсифікація біохімічного очищення сприяє видаленню забруднень в середньому на 60...90%, покращенню седиментаційних властивостей активного мулу, зменшенню на 30...80% його надлишку і на 50% мулового індексу та розширенню спектру забруднень, що видаляються. При цьому відбувається зниження капітальних витрат на будівництво очисних споруд на 30...50% та зменшення площ, які займають споруди, до 40%, скорочення витрат електроенергії на 35...75%, збільшення окислювальної потужності існуючих реакторів без значних витрат на їх реконструкцію, зменшення часу на очищення, істотне підвищення надійності та стабільності очищення при залпових надходженнях забруднень, відсутність потреби в доочищенні.

Основою багатьох методів інтенсифікації біохімічного очищення стічних вод є оброблення частини біомаси з метою її деструкції. При цьому зменшується приріст активного мулу, а також істотно зростає інтенсивність процесу очищення за рахунок того, що із зруйнованих клітин вивільняються ферменти, вітаміни, білки, полісахариди та інші біологічно активні речовини, що

сприяють стимулюванню процесів життєдіяльності активного мулу і таким чином, процесів біотрансформації складних органічних сполук високої концентрації, що присутні в стічних водах.

Відомими методами деструкції аеробного активного мулу для інтенсифікації біохімічного очищення стічних вод є: попередня їх підготовка чи обробка; регулювання значень основних факторів очищення стоків; конструкційні зміни у біологічних реакторах; контроль за коливанням кількості активного мулу; покращення процесів нітрифікації/денітрифікації; використання коагулянтів, флокулянтів, сорбентів та інших активуючих речовин; вплив на мікроорганізми магнітного, електричного полів та ультразвуку; використання систем автоматичного управління та контролю біохімічним процесом; хімічний мутагенез тощо.

2.1.1 Регулювання параметрів процесу

Ефективність перебігу процесів біохімічного очищення залежить від хімічного складу очищуваної води, наявності в ній належної кількості біогенних елементів, вмісту кисню і токсичних речовин, температури, значення *pH* середовища тощо. Оскільки значення цих факторів може змінюватися в широкому діапазоні, а їх дія визначає здатність системи до біотрансформації забруднень і ступінь очищення води, то дуже важливим є оптимальне їх регулювання.

Для нормального розвитку мікроорганізмів, що здійснюють очищення води, має бути достатня концентрація основних біогенних елементів (Нітрогену, Фосфору та органічного Карбону), адже вони відіграють надзвичайно важливу роль в обмінних процесах. Недостатня їх кількість призводить до різкого порушення процесу очищення та зниження активності мікроорганізмів (під час очищення міських стічних вод рекомендується співвідношення

елементів живлення для бактерій *БСК:N:P* у кількості 100:5:1) [1]. З метою запобігання недостачі *N* і *P* їх додають у воду у вигляді солей фосфатної та нітратної кислот (сульфат, нітрат або хлорид амонію, суперфосфат, сечовина тощо) або змішують промислові та побутові стічні води, що сприяє підвищенню ефективності очищення та забезпечує надходження в очисні споруди елементів в засвоюваній мікроорганізмами формі [1].

Вплив температури на процес очищення неоднозначний. Як низькі, так і високі значення температур викликають структурні зміни в біоценозі активного мулу. При підвищенні температури від +20 до +40 °C зменшуються розміри клітин окремих мікроорганізмів, скорочується видовий склад мікрофлори. При пониженні температури від +20 до +6 °C знижується загальне число мікроорганізмів, погіршується процес флокуляції, підвищується муловий індекс, зростає винесення зважених речовин з вторинних відстійників. При знятті температурного "стресу" нормальна робота біореакторів відновлюється протягом декількох діб [2].

Оптимальною температурою для аеробних процесів в очисних спорудах є +20...+30 °C. Однак оптимальний температурний режим для різних бактерій може змінюватися в широких межах, °C: для психрофілів – +10...+15, мезофілів – +25...+37, термофілів – +50...+60 [2]. Тому іноді для інтенсифікації роботи споруд біологічного очищення процес очищення варто здійснювати за підвищеної (порівняно з фактичною) температури, адже при її збільшенні до +50...+55 °C (за умови наявності у реакторі термофільних бактерій) швидкість біологічних реакцій зростає більше, ніж в два рази [3]. Збільшення температури можна здійснювати шляхом прямого чи непрямого (через теплообмінники) нагрівання потоків стічних вод, що надходять на очищення, або циркулюючих потоків зворотного мулу за рахунок теплоти відхідних газів

установок спалювання осаду чи теплогенераційних установок, гарячих димових газів чи пару у вигляді гарячої води [4]. Так, при нагріванні зворотної біомаси або її частини до температури +50...+70 °C різко зростає активність ферментів, що призводить до зменшення кількості надлишкового активного мулу [5]. Для інтенсифікації процесу очищення у біоставках застосовують нагрівання з використанням сонячної енергії [6].

Значно інтенсифікувати процес біохімічного очищення стічних вод дозволяє їх попередня підготовка чи обробка. Так, для біохімічного очищення рекомендується застосовувати суміш промислових і побутових стічних вод, що сприяє підвищенню ефективності очищення та забезпечує надходження в очисні споруди потрібних біогенних елементів – Нітрогену й Фосфору в засвоюваній мікроорганізмами формі. Важливим для ефективності обробки стічних вод є вплив різних параметрів процесу рідиннофазного окислення повітрям. Дослідження [7] впливу витрати повітря (а також чистого кисню), що подається на аерацію, початкового рН (в межах 1...11), тиску (до 7 МПа), температури (+200...+260 °C) на ступінь зниження ХСК показали можливість підвищення відношення БСК/ХСК з 0,2 до 0,5, що значно збільшує ефективність подальшої біообробки (до 80%) [7].

Знизити загальне навантаження на біомасу і скоригувати дисперсний склад органічних забруднень дозволить інтенсифікація процесів первинного відстоювання перед подачею стічних вод в біологічні реактори. Таким чином істотно підвищаться питомі швидкості окислення органічних забруднень під час подальшого біохімічного очищення [8]. Підвищити ефективність зниження концентрації зважених речовин в процесі первинного відстоювання з 25...35% до 60...75% дозволяє коагулювання стічних вод. При цьому суттєво зменшується навантаження на біологічні

реактори, скорочується приріст активного мулу та інтенсифікуються процеси біологічного очищення (у тому числі і нітрифікація), підвищується продуктивність очисних споруд, зменшується об'єм стислого повітря, що подається в систему аерації, і тим самим знижується витрата електроенергії до 20% [9].

Для зменшення забруднень у стоках можна використовувати переаератор, встановлюючи його перед біологічним реактором. Результати досліджень свідчать, що це дозволяє суттєво знизити навантаження по органічним забрудненням на ділянках аеробного біохімічного очищення і підвищити ефективність роботи очисних споруд в цілому [10]. А присутність під час попередньої аерації іонів Fe^{2+} дозволяє збільшити величину pH , знизити вміст амонійного нітрогену (після чого можливе досягнення ефективності очистки 90%), підвищити здатність органічних забруднень (що містяться у стічних водах) до біорозкладання, в результаті чого відбувається інтенсивне біохімічне очищення [11].

Попередня обробка стічних вод озоном підвищує ступінь видалення органічних речовин під час подальшого біохімічного очищення приблизно на 50% [12].

Автоматизацію системи біохімічного очищення стічних вод необхідно проводити ще на стадії проектування. Так, існує розроблена методика автоматизованого проектування систем біохімічного очищення стічних вод, що включає послідовне вирішення наступних завдань: формування варіанту структури технологічної схеми, яка повинна враховувати всі необхідні стадії механічного і біохімічного очищення та обробки осаду; розрахунок апаратурного оформлення для вибраної технологічної схеми; розміщення об'єктів системи очищення на генеральному плані промислового майданчика; прогнозування якості води в контрольному створі природного водоймища [13].

Системи автоматичного управління та контролю біохімічним процесом очищення стоків сприяють стабілізації та підвищенню ефективності роботи станцій очищення, адже вони дозволяють регулювати дозу активного мулу та ступінь його рециркуляції, концентрацію розчиненого кисню і необхідних біогенних елементів та навантаження на споруди в цілому. Також такі системи дозволяють скоротити витрати повітря на аерацію і тим самим знизити витрати електроенергії на аерацію в 1,4...1,8 рази, що з урахуванням витрат на саму автоматизацію становить 25%. Одночасно з цим досягається зниження вмісту в аеротенках сполук нітрогену і фосфору до 90%, БСК до 85%, ХСК до 80% [10].

Автоматизацію контролю можна здійснювати за допомогою чутливих датчиків, розміщених в потоці стічних вод, які визначають склад забруднень в стічних водах та оптимальний режим очищення (таким чином можна досягти зниження вмісту в аеротенках сполук *N* і *P* на 90%) [14, 15].

Для побудови автоматизованої системи управління використовують наступні підходи, сформульовані за ступенем їх складності [16]:

1. Спосіб контролю за принципом прямого зв'язку.
2. Спосіб контролю за принципом зворотного зв'язку.
3. Оптимальне управління за станом [17].

Аналіз біохімічної активності мулу дозволяє завчасно виявляти порушення в технологічному процесі біохімічного очищення та приймати відповідні заходи для ліквідації наслідків. Тому до можливостей інтенсифікації очищення стічних вод можна віднести моніторинг основних фізико-хімічних та біологічних властивостей активного мулу, який дозволяє підтримувати оптимальний режим роботи очисних споруд. Цей напрям активно розвивається за кордоном, розробляються та вводяться в експлуатацію промис-

лові установки для контролю під час очищення та лабораторного експрес-тестування біохімічної активності мулу [18-20]. В Україні та пост-радянських країнах така практика знаходиться на дуже низькому рівні через нестачу простих стандартних методик тестування біохімічних властивостей мулу, яка найгостріше відчувається при переході на нові технології, розроблені для очищення стоків від сполук органічного карбону, нітрогену та фосфору [21].

Одним із способів інтенсифікації біохімічного очищення стічних вод є додаткове внесення в активний мул очисних споруд видів бактерій, які були відсутні в початкових біоценозах, що збільшує швидкість процесів очищення, підвищує ефективність деструкції окремих сполук, які важко розкладаються [22]. Ці бактеріальні препарати виробляються фірмами, які спеціалізуються в області біотехнології, і отримуються в ході адаптації, направленої селекції, мутагенезу, генної інженерії тощо. У зв'язку з тим, що внесені сторонні культури з часом вимиваються з основних біоценозів, потрібне безперервне підживлення ними. Замість бактерій вносять також культури водоростей [23].

2.1.2 Конструкційні та технологічні зміни у біореакторах

Біохімічне очищення стічних вод здійснюється за наявності кисню (аеробний процес) та без його доступу (анаеробний процес). Анаеробне очищення застосовують як першу стадію для підготовки до наступного аеробного очищення стічних вод з високою концентрацією органічних забруднень, яке здійснюють в біологічних ставках, біофільтрах, аеротенках та на зрошувальних полях. Нижче для кожного з цих біореакторів наведено технологічні рішення, що сприяють інтенсифікації процесу біохімічного очищення стічних вод.

Мікроорганізми здатні окиснити в аеробних умовах будь-яку речовину біологічного походження. Залежно від складності

будови цих речовин і їх властивостей процес окиснення здійснюється з різною швидкістю. Тому виникає потреба в інтенсифікації перебігу окисних процесів, що відбуваються в аеротенку. З цією метою створюють сприятливі умови для життєдіяльності мікроорганізмів та їх цілеспрямованої селекції. Однією із цих умов є нагнітання стисненого повітря за допомогою аераторів.

При очищенні стічних вод в аеротенках аерація виконує дві основні функції: забезпечує насичення біомаси киснем і здійснює рівномірне перемішування мулової суміші у всіх точках аеротенку. Вона є найбільш суттєвою частиною процесу біохімічного очищення. В загальній сумі експлуатаційних витрат на очищення питома вага витрат на аерацію є основною. Доля капіталовкладень аераційної системи складає всього 1...2% від загальних витрат по всьому комплексу очисних споруд, тоді як, на споживання електроенергії для аерації витрачається 75...80% від загальної витрати електроенергії на очищення стічних вод. Тому дуже важливо шукати способи не лише підвищення ефективності очищення завдяки вдосконаленням систем аерації, але й зменшення витрат енергії під час їх експлуатації [24].

Впровадження нових систем аерації дозволяє підвищити ефект очищення за БСК та амонійним нітрогеном при одночасному підвищенні ефективності аерації. Одними з найефективніших з них є трубчасті дрібнобульбашкові полімерні аератори виробництва фірми «Екополімер», які складаються з опорного каркасу і диспергуючого покриття. Загальними ознаками трубчастих аераторів є поєднання функцій повітропроводу та диспергатору, а також наявність каналів між опорним каркасом і диспергуючим покриттям [25].

Для зниження втрат тиску повітря в 1,5...2 рази і забезпечення тривалого періоду роботи аераторів без поточного ремонту в

НДІ КВОВ розроблена дрібнобульбашкова дискова система аерації «Ручей» (основним робочим елементом якої є пористий поліетилен), що дозволяє розташувати аератори за всією площею аеротенка [24]. Завдяки такому рішенню новими аераторами в порівнянні з іншими системами аерації (дірчастими трубами, керамічними пластинами і трубами та ін.), окрім підвищення ефективності очищення, забезпечується зменшення необхідної величини інтенсивності аерації і відповідно зниження витрати електроенергії на 35...40%. В порівнянні з традиційними керамічними пластинами і дірчастими трубами аератори «Ручей» забезпечують скорочення капітальних витрат на 40...50% [24].

Варіантом аераторів нового покоління з диспергаторами з перфорованих еластичних мембран (ПЕМ), що сприяють інтенсифікації біохімічного очищення, є аератори з розміром бульбашки повітря, що калібрується, який не перевищує 2 мм, що досягається технологією виготовлення перфорацій і визначається величиною пор диспергатора. Аератори ПЕМ мають коефіцієнт використання кисню до 35%, що дозволяє в значній мірі скоротити подачу повітря, що в свою чергу зменшує питому витрату електроенергії на одиницю об'єму стоків. За різними джерелами, таке зменшення може складати до 75%. Відповідне розміщення системи аерації на об'єктах дозволяє забезпечити також і необхідні умови перемішування стоків [26].

Для поліпшення біологічного очищення стічних вод в аеротенках можна застосовувати занурювальні аератори, що випускаються фірмою Flygt (Нантер, Франція). Аератори оснащені гелікоїдальною крильчаткою і забезпечують ефективну аерацію і перемішування стічних вод при мінімальній питомій витраті енергії. Потужність електродвигуна аератора становить 1,5...2,5кВт [27].

Для більш ефективної роботи аеротенків створено аератор покращеної конструкції, особливістю якого є оснащення електро-двигуном та шнековим змішувачем, що забезпечує рівномірний розподіл повітря. Також передбачено установку аератору на жорсткій рамі та плаваючому понтоні [28].

Ще однією можливістю забезпечення більшого насичення стічної води, яка очищується в аеротенку, є велика тривалість утворених дрібнодисперсних бульбашок, рух яких в рідині відбувається без утворення «джгутів» і конгломератів. Це досягається за рахунок того, що аератор складається з двох вигнутих вгору оболонок, бічного кільця у вигляді сітки і глухого патрубку для подачі газу з отворами, які можуть бути круглими або щілинними [29].

Забезпечити можливість перемішування та рівномірного розподілу реагентів в аеротенку дозволяє пристрій для аерації рідини, що включає центральний стояк, який у верхній частині закінчується воронкою, патрубком з фланцем для подачі оброблюваної рідини, повітряні труби, напіввідводи, закручувач потоку, камеру змішення у формі равлика з вікном, труби подачі реагентів і додатковий напіввідвід з великим радіусом [30].

Для інтенсифікованого очищення концентрованих стічних вод в аеротенку існує спосіб з рециркуляцією кисню в системі аерування. Однією з можливостей збільшення його ефективності є підвищення концентрації розчиненого кисню за рахунок застосування для аерації технічного кисню. Оскільки при його прямому продуванні через систему пневмоаерації більше 50% втрачається за рахунок відходу в атмосферне повітря, потрібно газову фазу реактора герметизувати, і за допомогою додаткового компресора утворювати схему рециркуляції, при якій відпрацьований газ повертається до аераторів [31].

Покращенню якості та ефективності очищення висококонцентрованих стічних вод сприяє застосування перфорованого

аератору, який дозволяє збільшити при необхідності аерування струменю до 36% без зменшення зони дії аератору (тоді як за звичайної конструкції пневматичного аератору аерованість струменю не перевищує 23%). Таке удосконалення аератору дозволяє за нормальної подачі повітря (аерованість струменю 20%) збільшити його продуктивність до 31 кг O^2 за годину, а при підвищенні аерованості струменя до 30% – до 40 кг O^2 за годину [32].

Інтенсифікувати очищення стічних вод можна також підвищенням аеробності системи шляхом оригінального поєднання дрібнобульбашкової і середньобульбашкової аерацій або збільшенням тиску повітря в газовій фазі за рахунок підвищення концентрації кисню в муловій суміші [33, 34]. Так, експерименти [33] (при використанні закритого реактору циркуляційного типу, із значеннями надмірного тиску 1,0, 2,0, 3,0 і 4,0 бар і величиною ХСК початкових стічних вод від 1464 до 4005 мг/л) показали, що ефективність видалення ХСК зростає із збільшенням тиску і складає від 87,42 до 92,3%, при цьому значення навантаження змінюється від 5,91 до 11,8 кг БСК⁵/м³ на добу.

Крім застосування різних конструкцій аераторів та систем аерації значно покращити біохімічне очищення стічних вод можливо за рахунок збільшення інтенсивності масообміну в аеротенку. Це досягається рівномірною подачею стічних вод через всю поверхню дна та встановленням в реакторі вузла розділення мулової суміші. При цьому біомаса утримується в реакторі, а освітлена рідина повертається низхідним потоком, за рахунок чого в реакторі утворюється внутрішній контур рециркуляції. Так, при проведенні дослідження [35] в експериментальній пілотній установці об'ємом 17 м³, з часом перебування в реакторі 4...6 год та навантаженням за ХСК 35...50 кг/м³ на добу – ефективність очищення склала 75...90%. А в порівняльному експерименті з реактором

UASB, де час перебування складав 18,3...41,5 год, а навантаження за ХСК – до 15 кг /м³ на добу, ефективність очищення досягла 78...95% [35].

Для інтенсифікації біологічного очищення збільшують концентрацію активного мулу в реакційному об'ємі очисних споруд. Найбільш поширеним методом підвищення концентрації активного мулу є його іммобілізація в реакційному об'ємі біологічних очисних споруд за допомогою різних завантажувальних матеріалів, наприклад, насадок у вигляді йоржів, плівок, кілець і інших подібних матеріалів, що мають велику поверхню [36-38]. Відмова в роботі аеротенків від плаваючого мулу та повний перехід на іммобілізований мул (тобто прикріплення біоценозів на різноманітні блоки, які мають високу питому поверхню) сприяють збільшенню його концентрації на одиницю об'єму в 3...4 рази, що в свою чергу збільшує швидкість біохімічних реакцій в 1,6 рази (у тому числі процесів нітрифікації-денітрифікації), покращує седиментаційні властивості активного мулу та зменшує кількість осаду у вторинному відстійнику [37]. Загальне зниження ХСК при цьому може сягати 70%, а БСК та амонійного нітрогену до 60% [36, 38].

Не менш ефективним є метод концентрації активного мулу за допомогою ультрафільтраційної мембранної сепарації, в якому активний мул знаходиться в об'ємі аеротенку в дисперсному стані. До того ж застосування цього методу дозволяє відмовитися від вторинних відстійників – найменш надійних елементів у складі біохімічних очисних споруд [39].

Для поліпшення якості очищення стічних вод, збільшення допустимого навантаження аеротенків і зменшення їх об'єму в 3...4 рази після очищення в аеротенку замість вторинного відстійника рекомендується використовувати фільтр-преси. Передбачено автоматичне перемикання фільтр-пресів для промивки зворотним

поток. Вміст зважених речовин в очищених стічних водах після фільтр-пресів становить менше 5мг/л [40].

Підвищенню робочої концентрації суміші мулу в аеротенку із звичайних 2,5...5,0 г/л до 5...7 г/л і більше сприяє встановлення в кінці аеротенку по всій його ширині пластинчастого пакету з кутом нахилу пластин до горизонту 45...70°. Безпосередньо перед пакетом тонкошарового відстоювання суміші мулу на дні аеротенка по всій його ширині встановили аеруючу гребінку [41].

Значно інтенсифікувати процес біохімічного окислення органічних забруднень стічних вод і досягти підвищення якості очищеного стоку при мінімальних витратах на реконструкцію споруд, що діють, при зменшенні капітальних витрат на станціях, що будуються, і зниженні витрат на електроенергію (в 1,3...1,5 рази) при експлуатації споруди можна шляхом застосування аеротенків періодичної дії з постійним рівнем рідини – циклотенків. Принциповими перевагами циклотенка є: простота конструкції; вирішення проблеми важкоосідаючих активних мулів за рахунок збільшення концентрації активного мулу і відстоювання його суміші у спокої; можливість ведення паралельно з основними етапами очищення процесів денітрифікації і дефосфації; стійка робота споруди в умовах значних коливань складу і кількості стічних вод; можливість управління процесом очищення тощо [42].

Для підвищення ефективності роботи широко поширених сьогодні струменевих аеротенків пропонується використовувати спеціальні насадки із вставками різних розмірів, що інтенсифікують процес аерації і забезпечують збільшення розміру активно аеруємої області [43].

Збільшити продуктивність аеротенка-змішувача в два рази без погіршення якості очищення можна розділивши аераційний об'єм на чотири секції. Кожна секція працює як біореактор-змішувач, між собою секції з'єднуються за принципом реактора-

витискувача. Всю витрату рециркулюючого мулу слід подавати в першу секцію, а стічні води розосереджено в першу, другу і третю секції в пропорції 60:30:10. Прийом нерівномірно розосередженої подачі стічних вод дозволяє збільшити дозу активного мулу в першій секції в 1,7 рази, в другій в 1,15 рази. Секціонування аераційної зони дозволить також збільшити концентрацію органічних забруднень в першій і другій секції. Проведені випробування [44] показали, що запропоновані заходи дозволяють збільшити продуктивність аеротенка-змішувача в два рази без погіршення якості очищення. Інтенсифікація роботи вторинних відстійників досягається шляхом обладнання в них блоків для тонкошарового відстоювання [44].

Якщо на станції аерації працює аеротенк з пористим наповнювачем, що містить корпус з сітчастими перегородками, то з метою підвищення ступеня очищення води, збільшення продуктивності, зниження експлуатаційних витрат доцільно забезпечити його вертикальною циліндричною перегородкою (встановленою всередині корпусу), зубчастим переливом і збірним лотком (розміщеними у верхній частині корпусу) і системою випуску осаду. При цьому вертикальна циліндрична перегородка повинна бути розміщена вздовж осі корпусу, а сітчасті перегородки слід встановити горизонтально в середині вертикальної циліндричної перегородки і корпусу: верхню сітчасту перегородку циліндричної перегородки потрібно розташувати вище за рівень рідини, верхню сітчасту перегородку корпусу – нижче за рівень рідини, а нижню сітчасту перегородку корпусу – вище за нижню сітчасту перегородку циліндричної перегородки. Об'єм, що займає наповнювач, повинен складати 5...20% робочого об'єму аеротенка [45].

Ще однією можливістю суттєво інтенсифікувати роботу діючих аеротенків без їх розширення є встановлення перед ними біофільтрів високого навантаження (питоме навантаження ста-

новить 1,0...1,5 кг БСК⁵/м³ на добу). Вони забезпечують зниження навантаження на аеротенки за органічними забрудненнями на 60...80%. Скид біоплівки безпосередньо в аеротенки додатково сприяє зниженню мулового індексу з 220 до 170 мл/г [46].

Новою технологією інтенсифікації біохімічного очищення стічних вод з ежектуванням повітря є технологія, яка проводиться за рахунок утилізації надлишкової енергії потоку зворотнього мулу і подальшої його обробки в електрогідродинамічному пристрої [47].

Інтенсифікація біохімічного процесу очищення стічних вод у біофільтрах відбувається в більшості випадків за рахунок заміни завантаження, яке в них використовується, на більш ефективне, а також внаслідок підвищення кількості повітря, що надходить у біофільтр (наприклад, шляхом створення додаткової його тяги спеціальними пристроями [48]).

Однією з основних вимог при виборі завантаження для біофільтру є забезпечення того, що питома вага завантаження повинна бути вищою за питому вагу стічних вод [49]. Цю вимогу задовольняє застосування в якості завантаження для біофільтру геотекстилю, який виготовляють з поліпропілену. Матеріал водонепроникний, стійкий до дії кислот і лугів, а також стабілізований до дії ультрафіолету. Його геосинтетичні матеріали забезпечують стійкий розвиток біоценозів закріплених мікроорганізмів, що легко адаптуються до зміни складу стічних вод, що направляються на очищення. Це сприяє інтенсифікації біологічного очищення нафтовміщуючих стічних вод, зниженню приросту надлишкової біомаси за рахунок використання трофічних взаємодій і підвищенню стійкості біоценозів до можливих екстремальних ситуацій [50].

Ще одним новим ефективним завантаженням для біофільтру є завантаження з торфу з бактеріями *Colidium* *Paramecium*, внаслідок чого може бути досягнуті наступні ступені видалення

забруднень, %: за зваженими речовинами 77...80, за БСК 68...74, за ХСК 66...70, за фосфором 39...44, за нітрогеном 37...39 [51].

Одним із ефективних носіїв мікроорганізмів для біологічних фільтрів є поліуретановий носій марки PUR, який можна застосовувати для обробки стічних вод з важкоокислюваними забрудненнями. Перевагами такого носія є надійна фіксація біомаси, високі специфічні властивості (пористість, швидкість осідання), економія енергії для створення зваженого шару, простота виробництва і ін. Вони дозволяють скоротити час обробки стічних вод і, отже, зменшити об'єм робочої зони біофільтру. Ефективність очищення за органічними речовинами при застосуванні поліуретану як завантаження у вигляді губки може досягати 70...86% [52].

Що стосується полімерних носіїв для біофільтрів, то для оптимізації їх хімічного складу, структури та конструктивної форми варто застосовувати такий спосіб переробки термопластичних полімерів, як роздування розплав [53]. Також ефективним для очищення стоків є полімерний матеріал, отриманий шляхом пневмоекструзії, який можна використовувати як елемент завантаження біофільтру. При цьому наносити його варто на спеціальний каркас із металевих стрижнів, тому що саме такий каркас забезпечить не лише жорсткість конструкції, але й візьме участь у створенні біогальванічного елемента на межі біоплівка-метал, внаслідок чого виникає слабкий електричний струм, що збільшує в 3 рази питому швидкість біологічного окислення. Таким чином, описаний елемент завантаження дозволяє збільшувати глибину очищення стічних вод від органічних сполук, повністю видалити фосфати та зменшити муловий індекс [54].

Використання в якості насадки гранульованого активованого вугілля, керамічного матеріалу у вигляді крихт або поліетиленових труб дозволяє інтенсифікувати очищення стічних вод від сполук нітрогену [55].

Для підвищення ефективності біохімічного очищення стічних вод застосовують біофільтри з напівзануреними дисками, які, з метою збільшення площі і поліпшення умов розміщення біофлори, мають перфоровану поверхню. Швидкість обертання набору таких дисків складає 2...5 об/хв, що забезпечує ламінарний потік рідини в зазорах. В якості заповнювача використовують пінополіуретан і інші пластики з розміром частинок 20...50 мм [56].

Із стічних вод з низьким вмістом розчиненої органіки доцільно формувати волокнисті рослинні системи у вигляді водоростей, корневих систем рослин чи грибів, які виконують роль біофільтрів з комплексом водоочисних ефектів: адсорбція, адгезія, біофлокуляція, йонообмін, седиментація в тонкому шарі, активне поглинання інгредієнтів-забруднювачів тощо [57].

У зв'язку з тим, що в більшості випадків інтенсивність масопереносу кисню у біологічних ставках з природною аерацією обмежена, у ставках варто створювати штучну аерацію. З цією метою більшість із згаданих вище аераторів можна використовувати не лише в аеротенках, але і у біологічних ставках (чим досягається видалення БСК до 75%). Безпосередньо для аерації біоставків рекомендується застосовувати системи подачі повітря на базі погрузних насосів. Так, в одному з варіантів аератор являє собою U-подібний відрізок труби, в нижній частині він знаходиться в області дна, а його верхні кінці зігнуті під прямим кутом і направлені вздовж напрямку потоку. У одне з колін аератору вбудований ежектор, в який за допомогою насоса подається вода, при цьому одночасно підсмоктується повітря з поверхні над ставком. Водоповітряна суміш, що утворюється, розподіляється у водоймищі [58].

Збільшення продуктивності біоставка досягається встановленням певної кількості перегородок з різноманітних матеріалів.

Так, встановленням пористої горизонтальної перегородки з плаского гнучкого полівінілового листа досягається значна інтенсифікація очищення стічних вод. Адже при цьому біоставок розділяється на 2 частини, стоки в яких гідравлічно зв'язані при просочуванні через пори різної форми із швидкістю $> 0,3$ м/с. Заздалегідь очищені від механічних домішок стічні води подаються у верхню частину, де відбувається осадження дрібних домішок на перегородці і їх аеробна обробка при продуванні повітрям. Сильно забруднені стоки в нижній частині також піддаються аеробній обробці при подачі повітря і поступово виводяться, фільтруючись через пори у верхню частину ставка. Тривале перебування стоків в другій частині сприяє їх ефективному очищенню [45]. Ще кращого ефекту можна досягти збільшенням кількості перегородок до 6. При цьому забезпечується зниження ХСК на 89,6% (без перегородок 78,8%), зниження вмісту загального нітрогену і $\text{NH}^3\text{-N}$ – на 75% і на 94%, відповідно (що на 20% вище, ніж за відсутності перегородок) [59].

Для поліпшення якості очищення стічних вод в аераційних стабілізаційних ставках застосовують похилі пластини прямокутної форми, за рахунок встановлення яких регулюють об'єми нижньої зони анаеробної обробки та верхньої зони аерації стічних вод [60].

У зв'язку з необхідністю мінімізації габаритів біологічних очисних споруд для обробки концентрованих стічних вод все більшої актуальності набувають так звані мембранні біологічні реактори з високою концентрацією (до 40 г/л) активної біомаси, які забезпечують постійний високий ефект очищення за ХСК і БСК, а також зважених речовин при високих навантаженнях. При цьому відбувається зменшення споживання кисню і об'єму осаду. Проте такий спосіб вимагає попереднього видалення із стічних вод найбільш крупних зважених речовин і жирів [61].

Мембранне розділення, в якості елементу технологічного ланцюга, доцільно включати безпосередньо в процес біохімічного очищення стічних вод замість вторинних відстійників. При цьому слід враховувати, що як показали дослідження [62], умови і параметри роботи біореактора в біомембранних системах суттєво відрізняються від роботи аеротенків з вторинними відстійниками. Мембрани розділяють гідравлічний час перебування рідини в біореакторі та час перебування твердої фази (мікроорганізмів активного мулу і зважених частинок вихідної стічної води). В результаті система стає стійкою до коливань якісних та кількісних характеристик очищуваного стоку, зберігаючи незмінну високу якість очищеної води. Ефективність очищення за допомогою мембран становить: за ХСК 80...90%, за БСК 98,7...99,7%, за амонійним нітрогеном 98,5...99,8% [62].

При розділенні суміші мулу на мембранах, крім зменшення розмірів площ, які займають біологічні реактори внаслідок підвищення концентрації біомаси в реакторі до 20 г/л і більше, відбувається також збільшення її віку, збільшується продуктивність установок, забезпечується глибоке очищення стічних вод від біогенних сполук та мінімальний об'єм утворення надлишкового активного мулу [63, 64]. Але в той же час існують недоліки застосування мембранних біореакторів, одними з яких є небезпека їх забивання і висока вартість, хоча процес забивання вивчений і може бути керованим. Наприклад, якщо змонтувати мембранну установку на дні аеротенку над аератором, то потік пухирців повітря від нього забезпечить постійне очищення робочої поверхні мембран від відкладень, попереджуючи таким чином біообростання поверхні мембран [65, 66].

Якщо фільтрування проводиться в перехресному режимі при швидкостях потоку 3...5 м/с, то виникає ще один недолік

мембранної технології розділення мулової суміші – зростання питомих енерговитрат під час очищення до 3...8 кВт·год./м³. Цього можна уникнути, наприклад, застосовуючи конструкцію мембранного модулю, що працює під вакуумом у вигляді пакету вертикально розташованих на відстані 5...10 мм один від одного плит розміром 0,4-1,0 м. Це забезпечує зниження питомих витрат електроенергії до 0,15...0,4 кВт·год./м³, тобто на 13% [66].

Одним з шляхів інтенсифікації біохімічного процесу є збільшення робочої дози мулу в біореакторах при одночасному підвищенні активності одиниці біомаси та ступеню аеробності системи біохімічного очищення в цілому. Прикладом такого інтенсивного біохімічного процесу є технологія очищення з фло-таційним розділенням мулової суміші [17].

Для фло-таційного розділення мулової суміші в біореакторах використовується метод напірної фло-тації, заснований на принципі насичення повітрям циркулюючої частини освітленої води при підвищеному тиску з подальшим виділенням при зниженні тиску надлишку розчиненого повітря у вигляді найдрібніших бульбашок, підйомна сила яких і використовується для розділення мулової суміші.

Переваги установок фло-таційного розділення мулової суміші в порівнянні із загальноприйнятими в даний час гравітаційними вторинними відстійниками полягають в наступному: інтенсифікується процес біохімічного очищення за рахунок підвищення дози активного мулу в біореакторі і збільшенні органічного навантаження на активний мул, а отже, скорочується об'єм реактору; збільшується ефективність, розділення мулової суміші, що дозволяє досягти повнішого видалення зважених речовин; розділення мулової суміші є контрольованим процесом; інтенсифікується процес розділення мулової суміші за рахунок підвищення

швидкості розділення, а отже, скорочується об'єм споруд для розділення; знижується приріст активного мулу, поліпшуються його водовіддаючі властивості, в результаті скорочуються об'єми споруд по обробці осадів, знижується витрата реагентів і кількість апаратів при механічному обезводненні осадів; скорочується об'єм зворотнього мулу за рахунок збільшення його концентрації до 30 г/л; відпадає необхідність будівництва і експлуатації мулоущільнювачів; очищена вода насичується киснем.

Збільшення вмісту біомаси в різноманітних біореакторах сприяє підвищенню окислювальної потужності існуючих реакторів без значних витрат на їх реконструкцію. З цією метою пропонується на виході з реактору в місці відбору мулової суміші для перекачування її у вторинний відстійник встановлювати модуль тонкошарового відстоювання так, щоб відокремлена на полицях біомаса поверталася в об'єм реактору (при цьому її концентрація збільшується до 8 г/л) [67].

Збільшенню кількості робочої дози мулу в біореакторах сприяє іммобілізація активного мулу на різноманітних носіях. Так, на сьогоднішній день, на відміну від минулих років, крім звичайних щебеню та піску, застосовуються керамічні пластини, блоки з поліетилену, йоржі з скловолкна, базальтові волокна, кордова капронова тканина, перфорована плівка тощо. Значними перевагами іммобілізації активного мулу завдяки великій біомасі (10...16 г/дм³) є практично повна відсутність вимивання клітин мікроорганізмів, а також те, що відпадає необхідність в рециркуляції активного мулу, що дозволяє зробити систему прямоочною без відстоювання і повернення біомаси в біореактори [15, 68].

Сучасні схеми біохімічного очищення стічних вод, на відміну від схем минулих десятиліть, містять окремі стадії нітрифікації (окиснення N_2 до нітратів та нітритів) та денітрифікації

(відновлення одного чи обох оксидів нітрогену NO_3^- , NO_2^- до газоподібних оксидів NO , N_2O , які можуть бути відновлені далі до N_2), які відбуваються у відповідних ємностях – нітрифікаторах та денітрифікаторах. До факторів, що впливають на інтенсивність, а також на якісний та кількісний склад продуктів денітрифікації належать значення pH , температура середовища, концентрація O_2 , NO_3^- , NO_2^- , N_2O , NO , інгібітори, наявність прийнятних донорів електронів [69].

Для іммобілізації нітрифікаторів застосовуються в основному волокнисті матеріали (капрон, залізо-капрон, лавсан, скло, тефлон). При цьому за оптимальних параметрів процесу очищення немає різниці які саме з них застосовуються. А при зміщенні pH в сторону кислого середовища (pH 5,0) нітрифікатори, іммобілізовані на капроні, більш активні, ніж ті, що іммобілізовані на склі, чи вільноплаваючі клітини. При лужних значеннях pH (9,0) насадка зі скла інертна, а капрон не запобігає інгібуючій дії лужного середовища на нітрифікатори [70].

В аераційних спорудах підвищити ефективність процесу денітрифікації з урахуванням коливань температури стічних вод та навантаженням по забрудненням можливо за рахунок оптимального поєднання та регулювання аеробних і анаеробних; раціонального дозування C -вмісного біологічно легко окислюваного субстрату [71] (в якості якого пропонується використовувати не традиційні метанол та оцтову кислоту, а відпрацьовану охолоджуючу рідину автомашин, що на 20...30% складається з етиленгліколю [72]); регулювання швидкості та дози повернення активного мулу під час його рециркуляції [73].

Головним чинником, що визначає ефективність денітрифікації, є наявність необхідної кількості органічних забруднень, які беруть участь у відновленні окислених форм нітрогену. Якщо

співвідношення кількостей органіки, що окислюється, і сполук нітрогену є несприятливим, приймають наступні заходи [74]:

1. Зменшення ефективності первинного відстійника або заміни його на грати з прозором від 0,5 до 8 мм. Під час перебування стічних вод в первинному відстійнику більше 1,5 год. величина БСК знижується на 33%, а вміст нітрогену лише на 9%.

2. Дія кислотою на первинний осад, при цьому утворюються легкоокислювані органічні сполуки.

3. Додавання органічних сполук – метанолу, етанолу, оцтової кислоти, відходів харчової промисловості.

Підвищити швидкість нітрифікації у біофільтрі можна шляхом оборотної промивки фільтру лужним розчином (pH 9...10), що сприяє знищенню личинок, равликів та мух у біоплівці (які поглинають O_2 , знижуючи цим його концентрацію у стічних водах, необхідну для ефективного їх очищення) [75].

Застосування сучасних анаеробних реакторів для очищення стічних вод дозволить вирішити відразу кілька проблем: забезпечення високої продуктивності очисних споруд, підвищення якості очищення стічної води, зменшення кількості надлишкового мулу, зниження споживання попутного газу (за рахунок використання на підприємстві біогазу, що утворюється). У процесі очищення стічних вод технологія анаеробної обробки осадів з отриманням біогазу має позитивний баланс, тобто шляхом утилізації біогазу можливе вироблення більшого обсягу енергії, ніж витрачено на анаеробну обробку [76].

В анаеробних процесах очищення стічних вод термофільне бродіння сприяє інтенсифікації технологічного процесу. При цьому збільшується завантаження метантенка, а відповідно і вихід кінцевого продукту (в 1,8...2,0 рази). Результати досліджень [77] підтверджують можливість інтенсифікації процесу метанового

бродіння шляхом підвищення концентрації активного мулу в метантенку. Це дозволяє зменшити час метанового бродіння до 12 годин у порівнянні з 48-60 годинами у традиційному режимі при концентрації активного мулу в межах 34–36 г/л по сирій біомасі [77].

Запропонована [78] схема біологічного видалення зі стічних вод біогенних елементів, що сприяє підвищенню поглинання мікроорганізмами фосфору, та покращення протікання процесу нітрифікації. Процес очистки за схемою полягає у послідовному проходженні мулової суміші першої аноксидної, анаеробної, другої аноксидної та аеробної зон.

Розроблена установка [79] для переробки фекально-побутових стічних вод в біогаз, яка дозволяє забезпечити вихід біогазу на 30...50% більше, ніж маса вуглецевмісних компонентів, здатних до розкладання. Такий ефект досягається завдяки конструктивним особливостям метантенку та за рахунок біостимуляторів і ферментів, що вивільняються при диспергуванні.

Одночасно із зростанням об'ємів утворення та концентрації політантів стічних вод збільшується кількість утворених осадів, зокрема надлишкового активного мулу. Тому проблема інтенсифікації очищення повинна вирішуватися комплексно, з урахуванням зростаючої кількості осадів, що утворюються.

2.1.3 Фізико-хімічна деструкція клітин активного мулу

Кількість надлишкової біомаси з одночасною інтенсифікацією процесу біохімічного очищення стічних вод та покращенням якості води може бути зменшено шляхом її обробки в різних деструктивних процесах з руйнуванням клітин мікроорганізмів. До цих процесів належать озонування, ферментна обробка в термофільному режимі, опромінювання ультразвуком, механічне

руйнування та ін. В результаті руйнування мембрани клітин обробленої біомаси руйнуються і компоненти, які в них знаходяться, включаючи ферменти різноманітних видів, переходять у мулову суміш. А вже безпосередньо виділені таким чином ферменти впливають на забруднювачі.

Варіантами обробки біомаси з використанням таких деструктивних процесів, в яких скорочення кількості надлишкової біомаси може досягати 80%, є наступні:

1. Схема очищення включає аеробний та анаеробний ступінь, суміш мулу повертається з анаеробного в аеробний ступінь через вузол деструкції біомаси.

2. Вузол деструкції включений паралельно лінії повернення біомаси з вторинного відстійника, витрати в цих гілках регулюються.

3. Деструктивній обробці піддається тільки надлишковий активний мул, що видаляється з вторинного відстійника [80].

Найбільш розповсюдженим способом зменшення надлишкової біомаси є її обробка озоном, для чого встановлюються спеціальні установки озонування з генератором озону та ежектором для його подачі або відбувається безпосереднє внесення озону до біореактору (наприклад, за допомогою мембранних диспергаторів). З метою збільшення вмісту озону можна встановити ємність, в якій на газ, що містить озон, діє тиск до 10 бар [81]. При контакті з озоном спостерігається руйнування частини клітин мікроорганізмів (внаслідок чого загальний об'єм приросту зменшується) та збільшення інтенсивності процесів окислення органічних компонентів в результаті переходу в мулову суміш вивільнених з клітини ферментів. Внаслідок цього підвищується ефективність очищення стоків за ХСК до 93%, БСК та амонійним нітрогеном до 80...95% та значно зменшується приріст надлишкового активного мулу [82].

Механізм дії озону на активний мул пов'язаний з утворенням пероксидів жирних кислот, які, збільшуючи проникність фосфоліпідних мембран, блокують процеси окислювального фосфорилування. При цьому регуляторні механізми клітин бактерій для відновлення енергетичного рівня збільшують інтенсивність транспорту електронів по окислювально-відновлюючому ланцюгу, що виражається в підвищенні швидкості поглинання кисню активним мулом і, відповідно, збільшенні окислення органічних компонентів стічної рідини [68].

Зменшення кількості надлишкової біомаси в аеробному термофільному режимі при підвищених температурах може проводитися в наступних типах біореакторів: мембранному реакторі (в цьому випадку суміш мулу відбирається з реактора і після обробки в термофільному аеробному пристрої повертається в нього [83]); у біофільтрі, після якого встановлений вторинний відстійник, з якого суміш мулу поступає у вузол деструкції біомаси, і потім повертається на вхід біофільтру (у вузлі деструкції біомаси активний мул піддається дії спеціальних ферментів, що руйнують клітинну мембранну оболонку [84]); тощо.

Зменшення надлишкової біомаси здійснюється також шляхом впливу на неї електричного поля в імпульсному режимі або дією ультразвуку, внаслідок чого відбувається руйнування клітин мікроорганізмів і внутрішньоклітинний матеріал виділяється в мулову суміш.

Для зниження об'ємів надлишкової біомаси і інтенсифікації роботи біореакторів станцій біохімічного очищення стічних вод надлишковий активний мул пропонується інтенсивно змішувати з поверхнево-активними речовинами (до 200 мг на 1 кг сухої речовини) з аерацією отриманої суміші. Внутрішньоклітинна рідина, що вивільняється в результаті лізису клітин, легко зброджується в

біореакторах або виділяється методом екстракції для подальшого використання в якості добрива або компоненту кормового раціону для сільськогосподарських тварин [85].

Для очищення стічних вод, що утворюють колоїдно-дисперсну систему (дрібнодисперсні часточки розміром від 10^{-9} до 10^{-4} м), потрібно проводити розділення рідкої і твердої фаз з метою виділення завислих речовин. При цьому внаслідок малого розміру часточок дисперсної фази, а також високої агрегативної і седиментаційної стійкості системи виникають певні ускладнення. Інтенсифікувати процес розділення, тобто порушити агрегативну стійкість колоїдно-дисперсної системи, можна за рахунок укрупнення часточок в агрегати під дією коагулянтів, флокулянтів та їхніх сумішей [86].

Так, коагулянт на основі *Fe* (III) придатний для високоефективного біохімічного очищення стічних вод з отриманням води, яка відповідає по показникам ГДК для скиду у відкриті водоймища [86].

Для очищення стічних вод, що є складними багатоконпонентними системами й містять різнорідні за величиною, електроповерхневими властивостями та гідрофільністю домішки, застосовують композиційні флокулювальні добавки, до складу яких входять високомолекулярні сполуки, поверхнево-активні речовини, солі-коагулянти, а також добавки з великою поверхнею (активна силікатна кислота, глинисті мінерали тощо) [76].

Для забезпечення більш інтенсивного біохімічного очищення стічних вод дуже важливо обрати необхідний реагент та розрахувати його оптимальну дозу, яка залежить від об'єму очисної споруди, продуктивності (кількості стічних вод, що в ній очищуються за одиницю часу), концентрації та виду забруднюючих речовин і властивостей дисперсної системи. До таких властивостей

належать температура, кількість завислих і колоїдно-дисперсних речовин, кольоровість, йонний склад дисперсійного середовища, значення pH та інші фізико-хімічні показники. У разі недостатньої дози потрібний ефект очищення не досягається, а при надлишку – поряд з перевитратою високовартісного реагенту в деяких випадках процес очищення може погіршитися.

Додавання розчинів полімерних флокулянтів або їхніх сумішей з нітратами кальцію, алюмінію та натрію значно полегшує виділення шкідливих домішок на стадіях біохімічного очищення стоків. Вказані добавки забезпечують руйнування колоїдних органічних забруднень та їх перетворення в тверді домішки, розвиток активних для розкладу органічних сполук мікроорганізмів, запобігання утворення токсичних речовин та речовин із неприємним запахом, зниження вмісту сполук нітрогену [87-90].

Для інтенсифікації формування гранульованої біомаси у біологічних реакторах, для забезпечення її ефективного утримання в реакторі та збільшення її віку доцільно застосовувати різноманітні субстрати лактату, глюкози, цукрози та крохмалю [91, 92].

Покращення характеристик біохімічного процесу очищення стічних вод можливе шляхом введення у очисні споруди в якості флокулянту порошкоподібного тальку, який покращує седиментаційні властивості активного мулу, збільшуючи його вік з одночасним зменшенням мулового індексу і кількістю надлишкового активного мулу та сприяє відокремленню освітлених стічних вод від осаду [93-95].

З метою інтенсифікації процесів освітлення під час очищення стічних вод та зменшення високого мулового індексу (≈ 150 мг/г), внаслідок чого у активного мулу прослідковується тенденція спухання, в якості флокулянту використовуються катіонні та аніонні поліелектроліти. Вони дозволяють не лише поліпшити

седиментаційні характеристики активного мулу, але й збільшити ступінь деградації органічних речовин. Така технологія є досить перспективною та економічною [96].

Прикладом якісного реагенту, що використовується лише останні 5 років є алюмокремнієвий флокулянт-коагулянт, важливою перевагою якого в порівнянні з іншими реагентами водоочищення є висока ефективність очищення при низьких температурах, поєднання коагулюючих і флокулюючих властивостей, підвищена механохімічна стійкість і низький залишковий вміст алюмінію в очищених водах [97].

Підвищенню ступеня очищення, екологічності, економічності та зменшенню часу очищення сприяє введення до біореактору підігрітого до 30...50 °C розчину амонійної селітри в кількості 0,002...0,003% від його об'єму [98].

Додавання до стічних вод під час біохімічного очищення фталоілжелатину і проксанолу (попередньо потрібно їх змішати в співвідношенні 1:3, після чого ввести в кількості 0,0004...0,001 масового відсотка) підвищує ефективність очищення приблизно в 1,5...2 рази та значно знижує залишковий вміст синтетичних поверхнево-активних речовин в очищеному стоці [99].

Одним із способів для підвищення ефективності біологічного очищення, найбільш доцільного при випадкових, періодичних і нерегулярних порушеннях в роботі очисних споруд, є використання біологічних активаторів, зокрема, полісахариду рослинного походження, що володіє флокуляційною здатністю [68]. Застосування біологічних активаторів пом'якшує вплив несприятливих значень реакції середовища. Так, перший реагент рослинного походження, який з'явився вже у цьому тисячолітті, завдяки своїм сильним овіцидним властивостям здатний повністю знешкодити паразитарну основу [100].

Використання так званих біоприскорювачів, виведених в результаті спеціальної селекції бактеріальних сумішей (наприклад, флокулюючий штам бактерій *Rhodococcus sp. ВКМ Ас-1232D*, який потрібно вводити в кількості 1...2% від загальної кількості активного мулу [101]), в процесі обробки стічних вод забезпечує підвищення ефективності очищення внаслідок суттєвого зниження ХСК, БСК та зважених речовин в оброблених стічних водах [102]. Також їх застосування запобігає надлишковому приросту біомаси та сприяє мінімізації виділення неприємного запаху. В якості таких біофлокуляторів може бути використаний і активний мул, що подається у вторинні відстійники.

В якості стимулятора росту активного мулу, з метою скорочення запуску біологічних очисних споруд та в цілях запобігання аварійним ситуаціям на спорудах біологічного очищення, може бути використаний препарат «Біостим». Для біологічного очищення продуктивністю 100 м³/год. цього препарату потрібно 14,4...21,6 кг в рік при внесенні методом наливання в біореактор по 400...600 г через кожних 10 діб. При внесенні препарату «Біостим» в кількості 2 г на 1 кг ваги активного мулу концентрація мулу збільшується в 1,3 рази, при цьому якість очищення стічних вод зростає до 99% [103].

Активізація біоокислювальних процесів досягається при введенні в стічні води біогенних катіонів, що сприятливо впливають на структурно-функціональний стан біоценозу та поліпшення технологічних параметрів очищення. Періодичне внесення катіонів калію (у вигляді хлориду калію) до рециркулюючого мулу покращує якість очищення по винесенню зважених частинок з вторинних відстійників, зменшуючи вміст суспензій на 38...55%.

У біохімічному очищенні особливий інтерес представляє біосорбційний метод, що поєднує в одній споруді процеси сорбції

забруднювачів і їх окислення іммобілізованими на поверхні носія мікроорганізмами. Проведення таким чином очищення дозволяє значно підвищити концентрацію біомаси активного мулу і тим самим підвищити продуктивність споруди, окислювальну потужність, істотно підвищити надійність очищення при залпових надходженнях політантів [104, 105].

Одним з найбільш поширених в даний час сорбентів є гранульоване або порошкоподібне активоване вугілля, ефективність очищення стоків з яким доведена лабораторними і промисловими дослідженнями [106-110]. Так, при додаванні вугілля безпосередньо до біореактору спостерігається різке зниження ХСК, збільшення ефекту розкладання органіки до 90...95% [111, 112] та стійкість режиму процесу при пікових навантаженнях [113]. Якщо ж порошок з активованого вугілля використовувати при попередній обробці, то ефект буде значно менший [114].

У зв'язку з тим, що тепла регенерація активованого вугілля вимагає великих витрат, представляє інтерес біорегенерація за рахунок біологічного окислення сорбованих на поверхні забруднень, що забезпечує тривалу роботу біосорберів (більше року) без додаткового додавання завантаження [115]. Виходячи з урахування розмірів клітин мікроорганізмів і пор активованого вугілля, передбачається, що основна роль в біорегенерації поверхні вугілля належить екзоферментам, іммобілізованим в полісахаридній матриці біоплівки і в порах, не доступних по своїх розмірах для бактеріальних клітин [116].

Використання активованого вугілля в очищенні стічних вод великих об'ємів обмежується їх дороговизною. Ряд авторів пропонує використовувати дешевші сорбенти, копалини, порошок природних цеолітів (який знижує муловий індекс з 200 до 50 мг/г, одночасно збільшуючи дозу робочого мулу в реакторі [117].)

природне мезопористе вугілля, виявлене в деяких шахтопластах Донецького басейну і Грузії, запаси яких складають десятки мільйонів тон [118].

В якості сорбентів-носіїв для створення псевдозрідженого шару стічної рідини використовуються плаваючі завантаження з пористого пінополіуретану [119-121], пористого скла [122], гумові гранули [123], гранули у вигляді витягнутої палички із спінених матеріалів [124], невеликі шматки з пінопласту [125], поліефірні блоки пінопластів кубічної форми, поміщені в барабан, що обертається [126].

Підвищенню окислювальної потужності активного мулу, поліпшенню його седиментаційних властивостей сприяє також використання в якості сорбенту оксидів металів [127, 128].

Для підвищення ефективності біохімічного очищення стічних вод, здешевлення процесу та руйнування піни, що утворюється в аеротенку, його варто здійснювати із застосуванням нового ефективного нетоксичного піногасителя, в якості якого використовують відходи виробництва простого поліефіру наступного складу мас, %: бентоніт 28...30; однозаміщений фосфат калію 41...44; блоксополімер окислів пропилену та етилену. Доза піногасителя складає від 5 до 150 мг/л води, що очищається. Ефект очищення за ХСК складає 80...85% [129].

Підвищений тиск в біологічних реакторах під час біохімічного очищення стічних вод забезпечує інтенсифікацію процесів біодеструкції органічних забруднень [130]. Для створення високого тиску (величиною 700...1400 бар) надлишковий активний мул продавлюють крізь мікродиспергуючий ежектор, де відбувається руйнування клітин до 70% [131].

Магнітні поля можуть інтенсифікувати процес очищення або навпаки інгібувати діяльність активного мулу в залежності від

величини індукції. Так, за умов оптимальної інтенсивності магнітного поля спостерігається зменшення значення ХСК, покращення процесу розмноження бактерій, що виконують очищення, тобто інтенсифікація їх росту, збільшення біосинтетичної активності клітин, підвищення їх терморезистентності тощо [132, 133].

Омагнічування поживного середовища для вирощування мікрорганізмів впливає на ріст та деякі функції мікроорганізмів. Ступінь та характер впливу залежать не лише від складу поживного середовища, але і від виду мікроорганізмів, їх магнітосприйняття та напруженості магнітного поля [132].

Так, проведені в лабораторних умовах дослідження [134] впливу інтенсивності магнітного поля на процес аеробного очищення стічних вод з активним мулом, показали зменшення кількості ХСК та покращення процесу розмноження бактерій, що виконують очищення. Лабораторна модель являла собою прямокутну ємність, в якій перегородкою виділялася зона відстоювання, а на двох протилежних сторонах розташовувалися полюси постійного магніту. Вміст біомаси складав 2,2 г/л, величина ХСК на вході (в середньому) 285 мг/л, час перебування стічних вод в реакторі становив 4 год. Інтенсивність магнітного поля змінювалася від 0 до 600 Гц, при цьому ефективність видалення ХСК збільшувалася на 2...11% [134].

Ще одним прикладом біохімічного очищення з використанням магнітного поля, є спосіб, відповідно до якого в затопленому біофільтрі мікроорганізми фіксуються на поверхні плоских елементів, виконаних з волокнистих матеріалів, які розташовуються паралельно на деякій відстані один від одного. У об'ємі реактора розміщуються магнітні пари, які підбираються так, щоб напруженість поля зростала по вертикалі вниз, стоки подаються зверху [135].

Магнітне поле може утворюватися за допомогою обмотки соленоїду, який повинен розміщуватися з зовнішньої частини прозорої ємності реактору, куди вноситься попередньо подрібнений до форми порошку магнітний матеріал (наприклад, магнетит), на якому при адаптації фіксується мікрофлора [136]. Ще одним способом створити магнітне поле в камерах біореакторів є розміщення постійних магнітів різної полярності навколо камер [137].

Під час лабораторного моделювання процесу очищення стічної води іммобілізованими магнітоуправляемими мікроорганізмами в умовах застосування електромагнітного поля (з використанням штаму *Pseudomonas pickettii*, що є основним представником мікрофлори бактерій активного мулу аеротенків) виявлено інтенсифікація росту культури бактерій. Тому їх рекомендується використовувати при промисловому очищенні стічних вод з метою його покращення та зменшення часу на його проведення [138].

Одним із способів інтенсифікації процесів обробки стічних вод з використанням мікроорганізмів є застосування електричного поля. Шляхом інтенсивної дії електричного поля на середовище, що містить мікроорганізми, може бути ініційований цілий ряд процесів, включаючи руйнування клітинних мембран, деструкцію органічних забруднень, а отже прискорення перенесення через мембрани молекул різних сполук та наступне гравітаційне виділення біомаси тощо, внаслідок чого загальні характеристики процесу очищення можуть бути покращені [139]. В якості однієї з причин позитивного впливу електричного поля на швидкість та глибину біодеструкції забруднень стічних вод є збільшення проникності клітинних оболонок мікроорганізмів [140].

Завдяки наявності у клітин мембран низької електропровідності та цитоплазми високої електропровідності електричні поля

різної частоти по-різному впливають на структурні системи мікроорганізмів. Як відомо, всі живі об'єкти володіють комплексом діелектричних властивостей та властивостей провідників, які характеризують їх поведінку у зовнішніх електричних полях. Ці властивості залежать від частоти поля. А такі складні структури, як мікробні клітини, можуть змінювати свої електричні властивості не лише в залежності від частоти поля, але також від тривалості та сили електричного впливу, причому в районі напруженостей полів, які вважаються в класичній електрохімії та біофізиці досить слабкими. Причому найбільшою біологічною активністю та різноманіттям ефектів відрізняються поля високочастотного та мікрохвильового діапазону [141].

Протікання процесу біохімічного очищення стічних вод пов'язують з ферментативною активністю бактеріальних клітин, що здійснюють біодеградацію забруднень. Значні перспективи у цьому відкриває можливість прискорення росту мікроорганізмів шляхом застосування електронно-іонної технології, яка використовує потужні електричні поля та електрозбуджені атоми і молекули, які виникають в полі коронного розряду (аероіони) або в процесі електролізу неорганічних солей (гідроіони). При цьому клітини розглядаються як потенційні електричні об'єкти, що взаємодіють з зовнішнім полем чи іонами. Відомо, що обробка мікроорганізмів аеро- і гідроіонами впливає на функціонування ферментних систем мікробної клітини та активність розмноження. В зв'язку з цим доцільно вдосконалювати метод біохімічного очищення на основі збільшення швидкості метаболічних процесів в мікроорганізмах активного мулу очисних споруд [142].

Дослідження [142] по вивченню інтенсифікації росту мікроорганізмів, виділених з активного мулу аеротенків, під впливом іонізованого повітря (яке отримували змінюючи полярність

електродів в розрядній камері), показують, що ріст та життєдіяльність бактерій посилюються під впливом аероіонів як позитивної, так і негативної полярності. Однак максимальний ефект спостерігається при барботажі суспензії мікроорганізмів повітрям, що містить негативно заряджені аероіони при силі струму 8...10 мкА. В цих умовах приріст біомаси складає 66,38%. Застосування іонізованого повітря дозволяє збільшити швидкість метаболічних процесів у мікроорганізмів активного мулу, що призведе до підвищення інтенсивності видалення забруднюючих речовин із стоків. Також вплив іонізованого повітря призводить до зниження капітальних витрат на будівництво очисних споруд на 32...40% та зменшення площ, які займають споруди, на 33...38% [142].

Одним з останніх напрямів досліджень по інтенсифікації життєдіяльності активного мулу в процесах біохімічного очищення є електростимуляція. Так, було помічено, що змінний струм високої частоти на деяких з мікроорганізмів впливає стимулююче, що дозволяє збільшити життєстійкість активного мулу та посилити процеси біохімічного окислення [143]. А це в свою чергу призводить до збільшення ефекту очищення і розширення спектру забруднень, що видаляються [144, 145]. Сутність способу електростимуляції полягає в наступному: поверхня живої клітини є напівпроникною мембраною, яка має негативний заряд, що дозволяє їй притягувати позитивно заряджені частинки забруднюючих речовин [143]. При застосуванні даного методу дуже важливим є встановити оптимальну силу струму. Так, електричний струм із значенням 12...22 мкА стимулює життєдіяльність мікроорганізмів, а вище 24 мкА пригнічує їх діяльність [146].

Одним з перспективних методів інтенсифікації біохімічного очищення є вплив ультразвукових коливань на мікроорганізми активного мулу. Обробка мулової суміші ультразвуком інтенси-

фікує ферментативні процеси, підвищуючи дегідрогеназну активність в 1,5...2 рази [147], протеолітичну в 2,0...2,2 рази, гліколітичну в 4 рази в порівнянні з неопроміненою [148]. Ультразвуковими хвилями можна діяти на стічні води до біохімічного очищення (з метою підвищення його інтенсивності), після (в основному для зменшення надлишкової біомаси) та безпосередньо під час нього (для стимуляції процесів життєдіяльності мікроорганізмів активного мулу). Ультразвук найбільш ефективний на початковому етапі обробки [149].

Грунтуючись на даних науково-технічної літератури, можна висунути декілька гіпотез щодо впливу ультразвуку на біохімічне очищення стічних вод: подрібнення пластівців по міжклонувим прошаркам, що покращує постачання клітин поживними речовинами і киснем; активізація мікроорганізмів у зв'язку з підвищенням клітинної проникності; посилення активності ферментів і ряду рецепторів клітини, „оголення” ферментативних центрів за рахунок „запаювання” і „вивертання” мембрани, внаслідок чого ферменти переходять на зовнішню поверхню, завдяки чому зростає доступність субстрату; руйнування клітин і звільнення ряду біологічно активних речовин [68]. Взагалі, ефект від застосування ультразвукового впливу визначається тим, що при опромінюванні стічних вод утворюються мікроосередки кавітації у вигляді бульбашок і газу, в яких температура досягає 5000 К, а тиск складає 50 МПа. При схлопуванні цих бульбашок збуджуються хвилі гідроудару, які сприяють деструкції забруднювачів. Так, максимальна її ефективність за частоти ультразвукового опромінення становить більше 95% [150].

В більшості випадків обробку ультразвуком використовують для зменшення кількості надлишкового активного мулу. Сутність процесу полягає в тому, що під впливом тривалого впливу ультразвуку руйнується клітинна мембрана, і вміст клітини пере-

ходить в розчин, наслідком чого є те, що матеріали, які звільнилися, стають більш доступними для біодеструкції [151, 152]. Тобто при опроміненні пластівці активного мулу руйнуються, за рахунок чого збільшується сумарна робоча поверхня клітин, а частина клітин гине, внаслідок чого в розчин виділяється лізат, який утилізується живими мікроорганізмами [153]. При цьому на 30% зменшується приріст біомаси [153], покращуються водовіддаючі властивості пластівців активного мулу та здатність до седиментації [151].

Дослідження [154] промислового мулу зрілого віку після ультразвукової обробки показали збільшення його дегідрогеназної активності в 2,5 і 4,5 рази залежно від інтенсивності і тривалості акустичної обробки. Кращі результати були отримані при озвучуванні мулу протягом 0,5 і 2 хв. відповідно при інтенсивності обробки 8 і 6 Вт/см². Оптимальна частка озвучуваного мулу лежить в межах 3...5% від об'єму робочої суспензії мулу в системі. Отримані результати пояснюють збагачення мулової суміші легкоокислюваним субстратом (який є наслідком деструкції важкоокислюваних забруднювачів і дії біологічно активних речовин в результаті руйнування бактеріальних клітин) підвищенням клітинної проникності і посиленням активності ферментів і поряд поверхнево розташованих рецепторів клітини для незруйнованих мікроорганізмів. Підтвердженням цьому є дані експериментальних досліджень, що показали значне зростання вмісту біогенних елементів, білків і амінокислот в очищеному середовищі. Використання ультразвукової обробки в процесі біохімічного очищення багатокомпонентних стоків дозволяє підвищити ефективність методу за ХСК до 54,8%, БСК – до 99,8%, ПАР – на 13,6% [154].

Дослідження [155] щодо обробки ультразвуком потужністю 6 Вт/см при частоті 2,6 МГц проб активного мулу дозою 2,9 г/л,

відібраних в регенераторі Бортницької станції аерації, показали, що, окрім стимулювання процесу біохімічного очищення стічних вод, ультразвукова обробка мулу без термостатування викликає його нагрівання. Так, озвучування мулу на протязі 30 с підвищувало його температуру з +22 до +28 °С. Оскільки підвищення температури при озвучуванні мулу ультразвуком оптимальної потужності знаходиться в межах, допустимих для життєдіяльності бактерій, то температурний фактор може бути також використаний як одна із складових стимулюючого ефекту ультразвуку [155].

Що стосується обробки стоків ультразвуком перед біохімічним очищенням, то дослідження [156] очищення стічних вод целюлозно-паперових підприємств (які містили в собі хлорорганічні сполуки) показали, що обробка стоків в промисловому генераторі ультразвуком частотою 20...22 кГц і до 400 кГц протягом 10...15 хв інтенсифікує їх подальшу біохімічну обробку [156].

Найперспективнішими для опромінення ультразвуком є гідродинамічні випромінювачі. Так, їх застосування в на очисних спорудах дозволяє підвищити окислювальну потужність за ХСК і по амонійному нітрогену в 2,2...3,2 рази, скоротити час аерації з 20 до 9 годин, знизити вміст амонійного нітрогену на 40...45%, ХСК – на 20...25% [157]. Їх використання знижує витрати енергії на аерацію на 10...20% (при цьому її витрати на реалізацію методу становлять 2,7...3,5% від затрат електроенергії на аерацію та рециркуляцію мулу) [158].

Для очищення стоків, що містять стійкі забруднювачі, які важко розкладаються, при використанні лише ультразвукового опромінення (УЗО) ефективність деструкції забруднювачів невисока і має великі енерговитрати, у зв'язку з чим бажано комбінувати обробку ультразвуком з іншими факторами впливу на стічні води. Повідомляється про дослідження таких систем обробки: УЗО/озонування, УЗО/УФ-радіація/озонування, УЗО/ H_2O_2 та ін. [150].

Дієвим способом, що сприяє більш інтенсивному очищенню стоків, є хімічний мутагенез. Піддаючи мутагенній обробці малі частинки активного мулу (0,00001...0,000001 частину), використовуючи генетичні ресурси багатьох видів мікрорганізмів мулу, можна підвищити ступінь очищення в 2...10 разів [159]. При використанні мікрорганізмів, оброблених мутагенами, очищення стічних вод від поліамінів зростає в 2,5 рази, фенолів – в 3 рази, деяких смол – в 1,5 рази. А деякі штами мутагенних бактерій володіють ефективністю засвоювати нітроген і фосфор із стічних вод на 20...30% вищою, ніж у природних [160]. За відсутності різких коливань концентрацій забруднень в стічних водах позитивний вплив мутагенної обробки може спостерігатися протягом багатьох місяців. Для інтенсифікації процесу мутагенної обробки, зниження витрати мутагену, підвищення якості і ефективності очищення, активний мул в кількості 0,0001...0,001% об'єму потрібно безперервно обробляти хімічним мутагеном в співвідношенні мутаген-активний мул 1:10000...1:30000 з попередньою підготовкою за схемою: ущільнення – аеробна стабілізація – ущільнення [161].

Використання пероксиду водню при біохімічному очищенні забезпечує достатню окислювальну потужність біореактору і запобігає емісії газів, обумовлюючих запах. Основним елементом пілотної установки є реактор типу "труба в трубі", при цьому насосом створюється циркуляційний потік: рідина поступає в нижню частину внутрішньої труби, через її верх виходить в кільцевий простір між стінками циліндрів і рухається вниз. У об'ємі реактора є пористий гранулят, як носій біомаси, що рухається разом з потоком. Після 80 днів адаптації ефективність видалення амонійного нітрогену досягає 99% при навантаженні 20 г амонійного нітрогену на кг біомаси за сухою речовиною на добу [162].

2.2 Дослідження впливу деструкції активного мулу на ефективність утилізації рідких відходів

Дослідження аеробного біохімічного очищення стічних вод у періодичному та від'ємно-доливному режимах проводили з використанням деструкції активного мулу з метою:

- встановлення залежності впливу навантаження на активний мул на ефективність аеробного біохімічного очищення стічних вод;
- визначення життєздатності активного мулу шляхом мікробіологічного аналізу біоценозу мулу в умовах аеробного очищення при періодичному та від'ємно-доливного режимах очищення при деструкції клітин біомаси;
- визначення ефективності використання методів деструкції мікроорганізмів мулу: висушення, обробка перексидом водню, термоліз та механічна дезінтеграція.

2.2.1 Визначення методів впливу

Проведені експериментальні дослідження щодо можливості застосування методів деструкції активного мулу та їх вплив на очищення стоків. У контролі були використані натурні стічні води з додаванням регенованого активного мулу; в експерименті – натурні стічні води з додаванням регенованого та обробленого (одним з методів деструкції) активного мулу.

Результати досліджень процесу очищення з додаванням регенованого та підігрітого до +50 °С активного мулу (I експеримент) та підігрітого до +90 °С мулу (II експеримент) представлені в табл. 2.1-2.3.

Під час експерименту значення pH в реакторі становило 7,3-7,7. Початкова температура стоків +7 °С, температура в аеротенку +10 °С. Прозорість стічних вод на початку досліду – 1,5 см, на кінець – 8 см у контрольному та 10,5 і 6 см в експериментальних

аеротенках. Початкова концентрація нітритів – 0,66 мг/дм³. Характеристика вихідного активного мулу: вміст нітрогену – 2,57 мг/л, фосфатів – 10 мг/л, нітритів – 4,61 мг/дм³, *pH* – 7,35.

З табл. 2.1 видно, що використання підігрітого активного мулу до +50 °С дозволяє досягти задовільних результатів, при цьому показник ХСК вже через 24 год. був нижчим за ГДК вдвічі. У II експерименті зниження ХСК відбувалось повільно. У контролі показник тримався на одному рівні з 2-ї доби досліду. При цьому ефективність очищення була низькою.

Показники за нітрогеном та фосфатами у контролі та II експерименті були високими в порівнянні з I експериментом, та перевищували нормативи. При внесенні в аеротенк активного мулу, підігрітого до 50° С, відбувалось значне зниження нітрогену та фосфатів у стічних водах. Проте значення прозорості води залишалось незадовільним, оскільки необхідне забезпечення не менше 12 см прозорості очищеної води. Протягом експерименту спостерігалось зниження приросту біомаси. При внесенні в аеротенк активного мулу, підігрітого до 50° С, відбувалось значне зниження нітрогену та фосфатів у стічних водах. Проте значення прозорості води залишалось незадовільним, оскільки необхідне забезпечення не менше 12 см прозорості очищеної води. Протягом експерименту спостерігалось зниження приросту біомаси.

Результати додавання до аеротенків висушеного активного мулу представлені у табл. 2.2. Значення *pH* знаходилось у межах 7,4-8,0. Початкова температура води становила +11 °С, температура в аеротенку +14 °С. Прозорість на початку досліду – 2,0 см, на кінець – 12 см у контрольному та 12,5 і 11 см в експериментальних аеротенках. Початкове значення за нітритами – 0,37 мг/дм³, що є допустимим. Значення показників вихідного активного мулу: нітроген – 3,54 мг/л, фосфати – 17 мг/л, нітрити – 0,15 мг/дм³, *pH* – 7,3.

Таблиця 2.1

Кінетика зміни концентрації забруднюючих речовин у стоках при термічній обробці мулу

Показники	Вихідні дані	Період очищення, діб															
		1					2					3					
		К*	I	II	К	I	II	К	I	II	К	I	II				
Температура, °С	7	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
Прозорість, см	1,5	4	5	4	14	9,5	10	8	10,5	6							
<i>pH</i>	7,7	7,3	7,7	7,45	7,65	7,7	7,6	7,5	7,6	7,7	7,6	7,5	7,6	7,6	7,7	7,7	
Нітроген, мг/л	34,84	23,61	23,61	35,45	9,16	8,36	15,58	9,97	7,56	11,38							
Фосфати, мг/л	16,5	10,5	10,5	12,5	6	2,5	11,0	6	2	13,25							
ХСК, мгО ₂ /л	520	80	40	80	80	80	140	80	40	120							
Нітрити, мг/дм ³	0,66																
Характеристика активного мулу																	
		К	I														II
Кисень, мг О ₂ /л	2,34	3,04	1,89														1,54
Доза мулу по об'єму, мл	85	17	13														17
Доза мулу по масі, г	9,12	3,32	2,76														1,98
Індекс мулу, мл/г	93,2	51,2	47,1														85,9

* К – контроль, I – підігрівання активного мулу до 50°С,

II – підігрівання активного мулу до 90°С.

Таблиця 2.2

Кінетика зміни концентрації забруднюючих речовин у стоках при внесенні висушеного мулу

Показники	Вихідні дані	Період очищення, діб								
		1			2			3		
		К*	І	ІІ	К	І	ІІ	К	І	ІІ
Прозорість, см	2	4	6	5	7,5	7,0	5,5	12	12,5	11,0
<i>pH</i>	7,65	7,7	7,8	8,0	7,4	7,55	7,75	7,65	7,7	7,65
Нітроген, мг/л	36,45	16,39	22,00	25,22	14,88	20,9	30,93	6,86	6,51	15,86
Фосфати, мг/л	17	11	11	10,5	14	14	14	6	4,5	8,5
ХСК, мг O ₂ /л	360	120	80	200	40	<40	<40	<40	<40	<40
Нітрити, мг/дм ³	0,37									
Характеристика активного мулу										
Кисень, мг O ₂ /л	1,15	2,34	3,05	1,58	2,54	2,89	1,45	3,02	2,98	1,12
Доза мулу по об'єму, мл	90	20	19	17	17	16	15	16	17	13
Доза мулу по масі, г	7,121	2,52	2,29	1,81	2,0	2,34	1,53	2,31	1,98	1,22
Індекс мулу, мл/г	126,4	79,36	82,97	93,92	85,0	68,38	98,04	69,26	85,86	106,55

* К – контроль, І – додавання 1% висушеного активного мулу,

ІІ – додавання 3% висушеного активного мулу

Таблиця 2.3

Кінетика зміни концентрації забруднюючих речовин у стоках
при механічній деструкції мулу

Показники	Вихідні дані	Період очищення, діб					
		1	2		3		3
		К*	Е	К	Е	К	Е
Прозорість, см	1,0	4	5	7,0	7,5	12,5	19,75
pH	7,6	7,6	7,7	7,7	7,65	7,55	7,7
Нітроген, мг/л	36,45	34,84	35,6	20,4	21,2	9,47	7,93
Фосфати, мг/л	13	19	19	11	9,5	5,5	4,5
XСК, мг O ₂ /л	440	80	50	40	40	40	20
Нітрити, мг/дм ³	0,592	0,111	0,092	0,314	0,13	0,296	0,13
Характеристика активного мулу							
Кисень, мг O ₂ /л	3,62	4,56	3,12	6,17	1,54	3,56	3,48
Доза мулу по об'єму, мл	78	18	17	21	15	29	17
Доза мулу по масі, г	5,447	2,01	2,21	2,34	2,00	2,12	2,51
Індекс мулу, мл/г	143	89,5	91,9	89,74	85,4	136,8	67,7

* К – контроль, Е – експеримент

При аеробному очищенні стічних вод із внесенням до споруд висушеного активного мулу експеримент проводили із додаванням 1% (від загального об'єму споруди) висушеного мулу (I експеримент) та 3% висушеного активного мулу (II експеримент).

При додаванні до аеротенку меншої кількості висушеного мулу ХСК зменшилось до допустимих норм вже за першу добу. У контролі та II експерименті таке зниження відбулося тільки на другу добу. Зміна показників у даному досліді відбувається поступово. У першому експериментальному аеротенку очищення відбувається більш інтенсивно. Додавання більшої кількості висушеного активного мулу підвищує вміст органічних речовин у культуральній рідині, сповільнюючи при цьому процес очищення, та сприяє утворенню агломератів мулу, що не приймають участь у біотрансформації полютантів стічних вод.

У дослідженнях з використанням механічної деструкції біомаси значення pH стічних вод становило 7,4-7,7, початкова температура води +7 °С, температура процесу очищення +10 °С. Прозорість на початку досліді становила 1,0 см, на кінець – 12,5 см у контрольному та 20 см у експериментальному аеротенку. Початкове значення за нітритами становило 0,59 мг/дм³, у контрольному та експериментальному аеротенках відповідно 0,29 та 0,13 мг/дм³, що свідчить про проходження процесів нітрифікації (див. табл. 2.3). У вихідному активному мулі концентрація нітрогену становила 6,3 мг/л, фосфатів – 10 мг/л, нітритів – 2,91 мг/дм³, pH – 7,1.

ХСК вихідних стічних вод становило 440 мг О₂/л. Після першої доби аерації у контролі та експерименті значення ХСК становило 80 і 50 мг О₂/л. Інтенсивність очищення була більшою при використанні механічної деструкції мулу, ступінь очищення при цьому становила 93% за ХСК.

Дані табл. 2.3 свідчать про високу швидкість та глибшу біотрансформацію полютантів у порівнянні з контрольним аеротенком. Крім того, у контролі не відбулося вилучення фосфатів до встановлених норм.

Під час експерименту із застосуванням хімічної деструкції значення pH знаходилось в допустимих межах – 7,15...8,05. Температура вихідних стічних вод становила +12 °С, їх прозорість на початку досліду – 0,5 см, наприкінці – 30 см у контрольному та більше 30 см в експериментальному аеротенку, що свідчить про інтенсивне біохімічне очищення стоків.

Зміна концентрацій ХСК, нітрогену, фосфатів, завислих речовин та сухого залишку в експерименті представлені у табл. 2.4. Аналіз отриманих залежностей показав, що найбільше видалення полютантів спостерігалось за перші 2 доби. На 3 та 4 добу відбувалось поступове зменшення ХСК порівняно із попереднім періодом.

Результати досліджень показали, що при застосуванні хімічної деструкції біомаси ефективність очищення стічних вод за нітрогеном в експерименті більша. У контролі не було досягнуто нормативних значень і спостерігалось перевищення ГДК майже вдвічі.

Ефективність очищення за нітрогеном у контролі становила 84%, у експерименті – 92%. Під час очищення концентрація фосфатів у стоках знизилась до 5,5 мг/л у контролі та до 2,75 мг/л в експериментальному аеротенку.

У результаті дослідження був досягнутий високий ступінь очищення стоків у контролі та експерименті, проте за більшістю показників застосування хімічно дезінтегрованого мулу має певні переваги.

Таблиця 2.4

Кінетика зміни концентрації забруднюючих речовин у стоках при хімічній деструкції мулу

Показники	Вихідні дані	Період очищення, діб									
		1		2		3		4		5	
		К*	Е	К	Е	К	Е	К	Е	К	Е
Прозорість, см	0,5	2,5	4,0	6	8	18,5	27	30	>30	30	>30
<i>pH</i>	7,3	7,3	7,45	7,15	7,7	7,4	8,05	7,45	7,55	7,6	7,7
Нітроген, мг/л	34,8	25,8	23,13	12,9	12,9	11,56	14,25	10,66	10,22	9,34	7,12
Фосфати, мг/л	14,00	29	17,5	12,0	6,75	8,87	7,0	8,0	4,5	5,5	2,75
ХСК, мгО ₂ /л	320	160	160	80	80	60	<40	60	<40	60	<40
БСК ₅ , мгО ₂ /л	148,5	13,8	13,3	14,2	12,0	6,9	4,17	4,7	3,8	3,8	3,5
Завислі речовини, мг/дм ³	123,5	47,5	40,5	6,5	1,5	-	-	-	-	-	-
Сухий залишок, мг/дм ³	634	614	564	412	325	217	101	83	54	68	31
Характеристика активного мулу											
Кисень, мгО ₂ /л	4,08	3,67	4,12	4,05	4,56	4,36	5,87	2,60	4,28	3,12	4,39
Доза мулу по масі, г	11,567	3,25	2,14	4,02	3,97	3,56	2,58	4,17	1,88	4,05	1,75
Доза мулу по об'єму, %	92	25	18	36	45	31	24	34	14	35	12
Індекс мулу, %	79,5	76,9	84	89,5	113	87	93	81,5	74	86	69

* К – контроль, Е – експеримент

Проведені дослідження показали, що концентрації завислих речовин та сухого залишку знижувались до допустимих значень для біохімічно очищених стоків. Дані аналізу характеристик активного мулу свідчать про те, що за умов експерименту він був придатним для ефективного очищення стічних вод від політантів.

Результати проведених експериментальних досліджень дозволили визначити ефективність аеробного очищення стічних вод за ХСК:

- при застосуванні термолізу мулу – 77%, при підігріванні мулу до 50° С – 92%, у контролі – 85%;

- при додаванні висушеного активного мулу у кількості 1% від загального об'єму ефективність очищення становила 78%, 3% мулу – 44%, у контролі 67%;

- при застосуванні механічної деструкції – 93%, у контролі – 91%;

- при застосуванні хімічної деструкції – 94%, у контролі – 88%.

Порівнюючи вплив деструкції мулу на ефективність видалення ХСК, нітрогену та фосфатів із стоків, можна зробити висновок, що хімічна та механічна обробка біомаси призводить до значної біотрансформації політантів стічних вод. На основі обробки даних експериментів можна підтвердити, що деструкція частини активного мулу внаслідок хімічної та механічної деструкції є досить ефективним способом підвищення якості очищення стічних вод. Крім зниження ХСК до 94%, спостерігався також значно менший приріст надлишкової кількості активного мулу в порівнянні з контролем.

2.2.2 Хімічна деструкція мулу

При дослідженні аеробного біохімічного очищення стічних вод з використанням аерації суміші стічної води і активного мулу у контролі були використані натурні стічні води з додаванням регенованого активного мулу; в експерименті – натурні стічні води з додаванням регенованого та обробленого перексидом водню активного мулу.

Під час експерименту значення pH було в допустимих межах, температура стічних вод становила $+12...14^{\circ}C$. Результати експерименту із визначення ефективності використання перексиду водню для інтенсифікації біохімічного очищення стічних вод в періодичному та від'ємно-доливному режимах представлені на рис. 2.1–2.2.

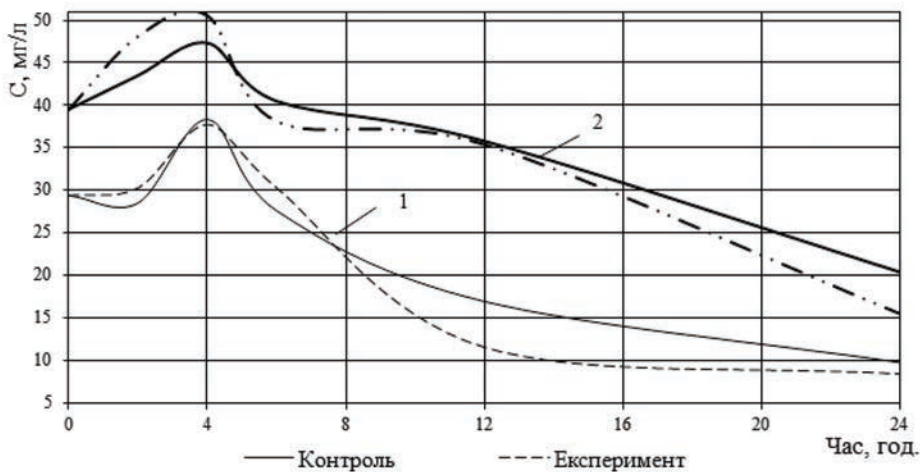


Рис. 2.1. Кінетика зміни концентрації нітрогену при очищенні:
1 – періодичний режим; 2 – від'ємно-доливний режим

Аналіз отриманих залежностей показав, що швидкість очищення за нітрогеном і фосфатами в експериментальному аеротенку з додаванням частини обробленого перексидом водню

активного мулу є більшою за контроль. Ступінь очищення стоків в експерименті становить 60...71% в порівнянні з контрольним 50...67%.

Перші дві доби відбувається інтенсивне розкладання органічних політантів, тому вміст нітрогену та фосфатів різко збільшується на 2-4-ту години дослід, як у контролі, так і в експерименті. Аналіз ефективності очищення за ХСК, відображений на рис. 2.3, показав, що найбільше видалення ХСК спостерігалось в перші 2 години аерації, а протягом наступного періоду відбувалось поступове зменшення різниці ХСК порівняно із попереднім значенням.

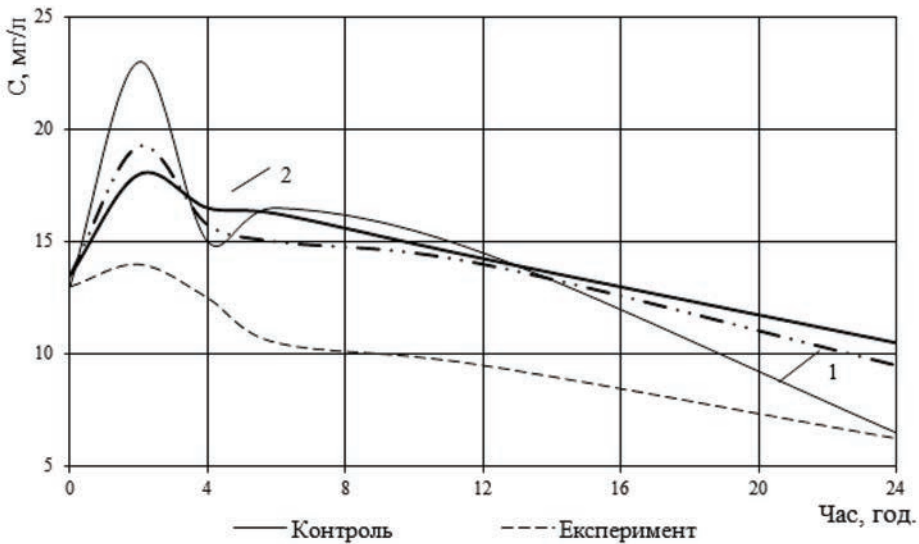


Рис. 2.2. Кінетика зміни концентрації фосфатів при очищенні:

1 – періодичний режим; 2 – від'ємно-доливний режим

Як видно з графіку залежностей, найкращий ефект зменшення ХСК проходив з використанням хімічно дезінтегрованого активного мулу в періодичному режимі.

Дослідження [140], де в якості деструктивного процесу клітин мікроорганізмів використовувалося озонування, ефективність видалення органічних поллютантів із стічних вод становила 93% за ХСК. Такий високий ефект очищення досягається за рахунок більшого часу аерації стоків порівняно з власними дослідженнями та застосуванням мембранного модулю ультрафільтрації.

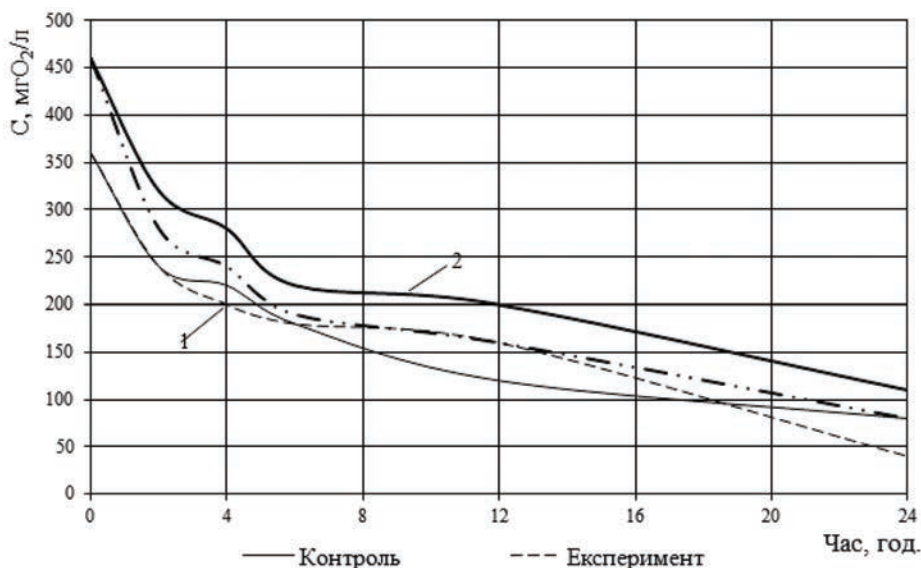


Рис. 2.3. Кінетика зміни показника ХСК при очищенні:
1 – періодичний режим; 2 – від'ємно-доливний режим

Проведені в лабораторних умовах дослідження [36] щодо впливу на зменшення ХСК деструкції біомаси за рахунок її магнітної обробки показали ефективність видалення ХСК у кількості 72...86% (при зміні частоти магнітного поля від 0 до 700 Гц). А використання в процесі очищення ультразвуку сприяє очищенню за ХСК від 55% до 85% [146-157]. Таким чином, порівнюючи вплив на ефективність видалення ХСК із стоків різних деструктивних процесів, можна зробити висновок, що обробка активного

мулу хімічною деструкцією дає досить високі результати очищення стоків.

Як видно з рис. 2.4, на початку процесу очищення відбувається різкий спад вмісту завислих речовин в аеротенку. Визначення сухого залишку дозволяє оцінити роботу всіх етапів біохімічного очищення. У експериментальному аеротенку з додаванням живлення спостерігаються трохи вищі показники, ніж в періодичному режимі, оскільки було періодичне додавання певної кількості стоків (рис. 2.5).

Задовільна робота аеротенків в значній мірі визначається технологічним режимом експлуатації, де одним з основних значень має оптимальне співвідношення між концентрацією забруднень у воді, що поступає, і робочою дозою активного мулу. Для забезпечення високої якості очищення необхідно контролювати зміну мулового індексу. Тому були проаналізовані показники якості активного мулу при застосуванні методів деструкції (табл. 2.5).

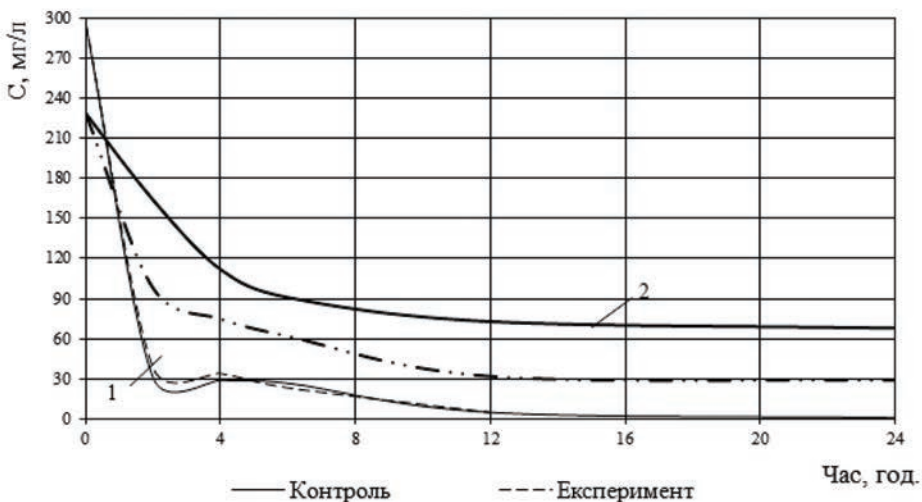


Рис. 2.4. Кінетика зміни концентрації завислих речовин при очищенні:

1 – періодичний режим; 2 – від'ємно-доливний режим

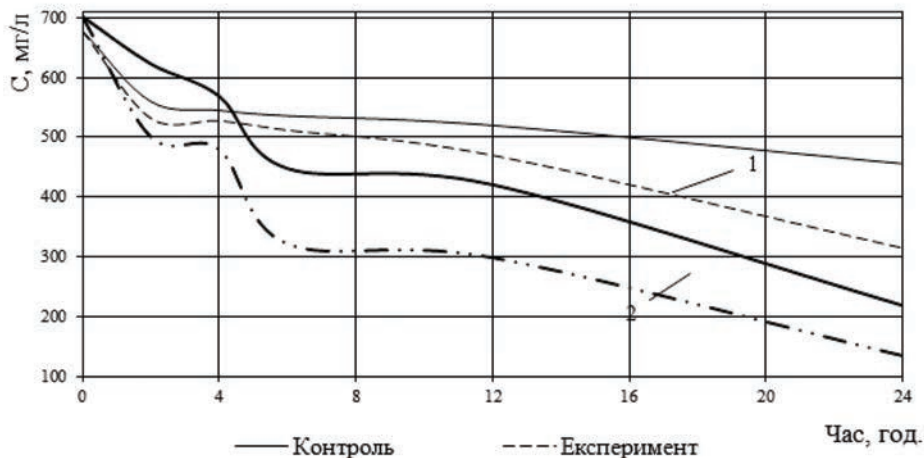


Рис. 2.5. Кінетика зміни концентрації сухого залишку при очищенні:
1 – періодичний режим; 2 – від'ємно-доливний режим

У результаті синтезу речовин збільшується біомаса мулу та число мікроорганізмів. Доза мулу за масою слугує орієнтовним показником того, скільки у муловій суміші споживачів забруднення. При збільшенні надходження забруднюючих речовин зі стічними водами необхідно збільшувати дозу мулу по масі, тоді питоме навантаження на мул залишиться стабільним. Для задовільної роботи при очищенні міських стічних вод доза мулу в аеротенку не повинна перевищувати – 4 г/дм³. У досліджуваних аеротенках спостерігалось коливання цього показника від 3 до 4,5 г. Значення показника більше 4 г свідчить про недостачу живлення мікроорганізмів мулу.

При порушенні оптимального співвідношення між концентрацією забруднень, що поступають в аеротенк зі стоками, і робочою дозою активного мулу, тобто при підвищенні питомого навантаження на мул, порушуються його седиментаційні властивості і підвищується муловий індекс, – найбільш важливий показник його стану.

Таблиця 2.5

Показники якості активного мулу в аеробному періодичному та від'ємно-доливному режимах при використанні хімічної деструкції активного мулу

Показники	Вихідний активний мул	Період очищення, год.											
		2		4		6		12		24			
		К*	Е	К	Е	К	Е	К	Е	К	Е		
Періодичний режим													
Кисень, мгО ₂ /л	1,84	1,45	1,36	1,25	2,48	2,61	2,0	3,02	2,99	2,45	4,55		
Доза мулу по об'єму, мл	94	21	59	34	52	45	45	42	29	53	37		
Доза мулу по масі, г	5,08	4,63	3,78	4,52	4,01	3,56	3,59	3,85	2,97	3,62	3,30		
Індекс мулу, мл/г	99	45	156	79	129	126	125	109	98	146	122		
Від'ємно-доливний режим													
Кисень, мгО ₂ /л	3,09	3,99	4,25	1,2	2,5	1,5	2,3	2,49	5,28	2,97	3,03		
Доза мулу по об'єму, мл	94	61	78	56	71	65	69	73	76	58	65		
Доза мулу по масі, г	5,03	3,34	9,21	2,17	4,92	3,06	3,12	4,14	8,51	3,21	4,08		
Індекс мулу, мг/г	186	182	85	258	144	212	220	176	89	180	159		

* К – контроль, Е – експеримент

В активному мулі з низьким значенням індексу підвищеним є вміст зольних, більш важких елементів через високу мінералізацію клітинної речовини або через присутність важких сполук. Такий мул може давати недостатній приріст біомаси, що не дозволяє підтримувати оптимальні навантаження на мул в аеротенках. При зниженні здатності мулу до седиментації муловий індекс збільшується, розподіл мулу і очищеної води порушується, що призводить до надлишкового виносу зважених речовин з вторинних відстійників. Індекс мулу повинен лежати у межах від 60 до 160 $\text{см}^3/\text{г}$, і як показали власні дослідження з використанням деструкції біомаси, експериментальний мул повністю відповідав даним вимогам. Оптимальними для мулового індексу є значення від 80 до 120 $\text{см}^3/\text{г}$.

Середнє значення мулового індексу в експериментальних аеротенках становив 125...140 $\text{см}^3/\text{г}$, тобто мул добре осідав і не утворював мілкої мути у відстояній воді. Стабільності значень мулового індексу вказує на задовільні умови життєдіяльності мулу і задовільний режим експлуатації очисних споруд.

Гідробіологічні показники біоценозу активного мулу дозволяють оцінити вплив політантів стічних вод на мікроорганізми. Аналіз вихідного активного мулу показав, що мул придатний для очистки, індикаторні організми активні. При додаванні пероксиду водню частина зооглей мулу загинула, мул став прозорий, змінив колір, зооглеї зменшились в об'ємі. Присутність певних видів мікроорганізмів забезпечувала високий ступінь очищення.

Обробка частини біомаси перексидом водню та додавання її у суміш стічних вод дає можливість не тільки збільшити метаболічну активність мулу, але й посилити процес руйнування клітин до засвоюваних продуктів, про що свідчить найбільша ефективність очищення за показником ХСК, нітрогеном та фосфатами.

Крім підвищення видалення ХСК до 89%, при подальшому очищенні цим же активним мулом відбувався значно менший приріст його надлишкової кількості в порівнянні з очищенням без деструкції.

2.2.3 Утилізація рідких побутових відходів у біогаз

Метанове бродіння стічних вод із активним мулом, частково обробленим пероксидом водню, термічною або механічною деструкцією, проводили за умов pH на рівні 7,12-8,05. Початкова температура води становила $+14^{\circ}C$, процес очищення в проходив при постійній температурі $30 \pm 2^{\circ}C$. Прозорість стоків на початку експерименту становила 1,0 см, на кінець – 11 см у контрольному та 12,5 см у експериментальному метантенку.

У ході експериментальних досліджень при використанні хімічно та механічно дезінтегрованого мулу максимальне утворення біогазу спостерігалось на 2 і 3 добу процесу (табл. 2.6). При термічній обробці біомаси в анаеробних умовах відбувались процеси, аналогічні аеробному процесу.

Зміна ХСК при очищенні в анаеробних умовах представлена в табл. 2.7. При цьому у проведених експериментах однаково високий ступінь очищення стічних вод, проте максимальний показник ефективності досягнуто при застосуванні хімічної деструкції активного мулу.

При очищенні стічних вод з використанням процесу термолізу отримано найменше зниження концентрації політантів у стічних водах.

Так, у контролі та при термообробці мулу утворення біогазу майже однакове і становить 2,42 і 2,61 л/л відповідно, однак при використанні інших методів інтенсифікації процесу метаногенезу отримано майже в 5 разів більший об'єм. При хімічній деструкції мулу кількість біогазу становить до 10 л/л біогазу. Причому за

перші чотири доби утворення біогазу становило майже 80% від його загального об'єму.

Таблиця 2.6

Інтенсивність виділення біогазу при застосуванні деструктованого мулу

Час, доба	Спосіб деструкції активного мулу			
	контроль	термічна	механічна	хімічна
	$V_{\text{біогаз, л/л}}$			
1	0,44	0,68	0,87	0,51
2	0,50	0,60	1,50	2,80
3	0,50	0,47	1,55	3,20
4	0,32	0,33	1,10	1,11
5	0,27	0,30	0,87	0,96
6	0,39	0,23	0,70	1,05
Σ	2,42	2,61	6,59	9,63

Таблиця 2.7

Зміна значень ХСК при використанні методів деструкції активного мулу

Методи деструкції	Вихідні дані	Період очищення, дів					
		1	2	3	4	5	6
Контроль	520	140	110	80	60	40	30
Термічна	420	200	190	170	80	60	60
Механічна	360	165	110	100	80	35	30
Хімічна	520	160	70	45	30	10	5

2.2.4 Аналіз гідробіологічних показників активного мулу

Важливими характеристиками біохімічного окислення стічних вод в аеротенку є гідробіологічні показники активного мулу. Дослідження виконувались мікробіологічними методами з використанням оптичної мікроскопії і забезпечували можливість вивчення складу та структури мікробіологічних спільнот. В результаті експериментів отримано ряд показників, які характеризують особливість біоценозу активного мулу при проведенні процесу очищення стічних вод із деструкцією біомаси шляхом окислення пероксидом водню, термообробкою при 90 °С, застосуванням механічної деструкції та висушування активного мулу.

Видове різноманіття організмів мулу свідчить про задовільну життєдіяльність біологічної системи аеротенку, високу ефективність очищення і стійкість біоценозу до впливу зміни концентрації та якості стічних вод (табл.2.8). Характеристика біоценозу мулу визначається навантаженням за органічними забруднюючими речовинами і ефективністю їх розкладання [153].

Реакція біоценозу активного мулу на негативний вплив проявляється у зниженні видового різноманіття. Чуттеві до негативного впливу види можуть зникнути зовсім чи різко знизиться їх чисельність, в той час як стійких стає більше. Ускладнення біоценозу супроводжується поступовим включенням у нього все більш довершених видів, навіть хижаків: зооглеї → нитчасті бактерії → мілкі джгутіконосці → мілкі раковинні амеби → вільноплаваючі → брюховійчасті → прикріплюючі та смоктущі інфузорії → коловратки → черви → водні кліщі → представники третього трофічного рівня.

Сумарний ефект впливу зовнішніх і внутрішніх факторів в аеротенку, основними з яких є постійні навантаження, формує специфічний для кожних очисних споруд активний мул. Зміна

складу мікроорганізмів відображається відповідно на якості очищеної рідини. Дані про склад та фізіологію мікроорганізмів, які здійснюють процес очищення, про умови, які сприяють більш швидкій біотрансформації органічних сполук, а також про фактори, що впливають на швидкість процесу, дають можливість регулювати діяльність мікроорганізмів в бажаному напрямі, а також виокремити конкретні методи інтенсифікації процесу очищення та зменшення його вартості [154].

Аналіз мікроорганізмів активного мулу проводили на 2-гу, 4-ту та 24-ту години при тривалості процесу очищення в 1 добу; та кожну добу при тривалості процесу від 3 до 5 діб. Результати мікробіологічних досліджень процесу очищення представлені у табл. 2.9–2.10.

Гідробіологічний аналіз вихідного активного мулу показав, що мул придатний для очищення, індикаторні організми активні (див. табл. 2.8). Мікроскопічно активний мул в контрольному аеротенку представляв собою темно-коричневі пластівці розміром до 3 мм в діаметрі. При струшуванні посудини з відібраним матеріалом флокули мулу рівномірно заповнювали весь об'єм води. В стані спокою флокули поступово осідали. У контролі та експерименті була присутня велика кількість *Calledina sp.* і коловерток *Rotaria rotatoria*, це свідчить про те, що в аеротенку проходять задовільно процеси нітрифікації. За відсутності кисню їх кількість швидко зменшувалась.

У експерименті спостерігалось багато цистованих форм. Причиною цього є обробка частини біомаси пероксидом водню, що спричинило руйнування клітин. Внаслідок чого не лише зменшився приріст біомаси, а ще й істотно зросла інтенсивність процесів очищення за рахунок того, що органічні речовини зі зруйнованих клітин перейшли в суміш мулу і сприяли стимулюванню процесів життєдіяльності.

Продовження таблиці 2.8

Індикаторні організми <i>Rotaria, Caledina sp, Nematoda, Epistilis sp, Aelosama</i>	Присутні	Присутні, з'явилися <i>Arceia, Nematoda, Podophrya</i> –4-5 шт. в краплі	Присутні, з'явилися <i>Arceia</i> , цистовані форми	Присутні	Присутні, з'явилися <i>Aspidisca costata</i>	Присутні	Присутні, з'явилися <i>Arceia</i>
Здатність до очищення/зооглеї мулу	висока/задовільні	середня/невеликі	висока/збільшилися в розмірі	висока/зооглеї у стрес. стані	висока/задовільні	середня/зменшилися в розмірі	середня/невеликі
Активність	висока	Висока	середня	середня	середня	низька	середня

Таблиця 2.9

Характеристика стану гідробіонтів активного мулу при його обробці

- пероксидом водню			
1	2	3	4
	Вихідний активний мул	Контроль	Експеримент
<p>Колір</p> <p>Індикаторні організми</p> <p><i>Rotaria</i>, <i>Calledina vorax</i>, <i>Epistylis plicatilis</i>, <i>Aspidisca costata</i>, <i>Arcella</i>, <i>Podura</i>, <i>Aelosama</i>; <i>Opercularia glomerata</i>, <i>Opercularia coarctata</i></p> <p>Здатність до очищення, зооглеї мулу</p> <p>Активність мікроорганізмів мулу</p>	<p>темно-коричневий присутні,</p> <p><i>Opercularia coarctata</i> повністю цистовані</p> <p>висока/ задовільні</p> <p>висока</p>	<p>темно-коричневий присутні, з'явилися <i>Podophrya</i>, <i>Nematoda</i>, <i>Podophrya</i> в невеликій кількості – 4-5 шт. в краплі</p> <p>висока/ середні</p> <p>висока</p>	<p>від світло-коричневого до сірого присутні, з'явилися <i>Nematoda</i>, <i>Arcella</i> (у більшій кількості)</p> <p>висока/ задовільні, збільшені</p> <p>висока</p>
- при 90°C			
	Вихідний активний мул	Контроль	Експеримент
<p>Колір</p> <p>Індикаторні організми</p> <p><i>Rotaria</i>, <i>Calledina vorax</i>, <i>Epistylis plicatilis</i>, <i>Arcella</i>, <i>Aspidisca costata</i>, <i>Podura</i></p> <p>Здатність до очищення, зооглеї мулу</p> <p>Активність мікроорганізмів мулу</p>	<p>темно-коричневий присутні,</p> <p><i>Rotaria</i> і <i>Calledina vorax</i> – одиничні</p> <p>висока/ задовільні</p> <p>висока</p>	<p>коричневий, рихлий присутні, з'явилися <i>Vorticella</i>, <i>Podophrya</i>, нитчасті поза мулом</p> <p>висока/ зооглеї не заповнені мулом</p> <p>висока</p>	<p>темно-коричневий присутні, з'явилися <i>Tuiscolla</i>, <i>Naetogaster</i>, <i>Epistylis plicatilis</i> (неактивні), нитчасті в полі зору середня/ задовільні, плотні середня; неприємний запах гниття</p>

Продовження табл. 2.9

1	2	3	4
- механічною деструкцією			
Колір	темно-коричневий; присутні	коричневий Присутні, з'явилися <i>Monostilla</i> , нитчасті поза мулом, круговий часті цистовані висока/невеликі висока	від коричневого до світло-коричневого Присутні, з'явилися <i>Natomata</i> , круговийчасті цистовані, нитчасті в мулі; висока/невеликі, містять дрібний мул висока
Індикаторні організми <i>Rotaria</i> , <i>Calledina vorax</i> , <i>Epistylis plicatilis</i> , <i>Arcella</i> , <i>Aspidisca costata</i> , <i>Podura</i>	висока/ задовільні	висока	
Здатність до очищення, зооглеї мулу	висока		
Активність мікроорганізмів мулу			
- висушуванням			
Вихідний активний мул	Контроль	Експеримент (1 %)	Експеримент (3 %)
Колір	від коричневого до світло-коричневого Присутні, з'явилися <i>Monostilla</i>	від коричневого до світло-коричневого Присутні	коричневий Присутні, з'явилися <i>Epistylis plicatilis</i> (неактивні, цистовані), <i>Aelasoma</i> висока, малого розміру середня
Індикаторні організми <i>Rotaria</i> , <i>Calledina vorax</i> , <i>Epistylis plicatilis</i> , <i>Arcella</i> , <i>Aspidisca costata</i> , <i>Podura</i>	висока, задовільні	висока, задовільні	
Здатність до очищення, зооглеї мулу	висока	висока	
Активність мікроорганізмів мулу			

Індикаторні організми *Opercularia glomerata* чутливі до зміни кисню і до забруднення, отже, вони не були адаптовані до даного середовища. Поява та присутність *Vorticella convallaria*, *Opercularia glomerata*, *Epistylis plicatilis* свідчить про те, що відбувається очищення від бактерій, у тому числі і хвороботворних, оскільки ці мікроорганізми виконують роль седиментаторів. Поодиначні інфузорії *Vorticella convallaria* спостерігались у контрольному аеротенку. Зустрічались колоніальні форми перітрих, в основному при застосуванні пероксиду водню: *Epistylis plicatilis* і *Opercularia*, що живляться бактеріями.

При застосуванні термічної і хімічної деструкції біомаси зустрічались хижі сисні інфузорії (підтип *Suctoriozoa*): *Podophrya*, які ведуть прикріплений спосіб життя в дорослому стані, а в ембріональному – рухливий, їжею для яких служать інфузорії інших груп. Спостерігали також вільноживучих круглих черв'яків *Nematoda* (тип *Nemathelminthes*) – первиннопорожнинних організмів. Їх роль в біоценозі суттєва, адже вони живляться бактеріями, детритом, найпростішими.

У біоценозі зустрічались різноманітні інфузорії: червоувійчасті інфузорії *Aspidisca* у великій кількості; прикріплені коловійчасті інфузорії *Vorticella convallaria*; колоніальні форми інфузорій *Epistylis plicatilis*, *Opercularia* у невеликій кількості; хижі сисні інфузорії (сукторії): *Podophrya* в невеликих кількостях.

Наприкінці експерименту з'явилась велика кількість черепашкових амеб – *Arcella*, що живляться бактеріями, дрібними водоростями, найпростішими, наприклад, джгутиковими та їх цистами.

Наявність в аеробному біореакторі коловерток і черв'яків – організмів вищих ланок трофічних ланцюгів, які утворюються в гідробіоценозі активного мулу, забезпечує покращення процесу очищення води, адже ці організми споживають детрит, бактерії, які

можуть виноситись із очисної споруди разом з очищеною водою; сприяє зменшенню приросту біомаси мікроорганізмів, внаслідок чого зменшуються витрати на обробку і утилізацію осадів; призводить до мінералізації біомаси, що покращує седиментаційні властивості осадів [135, 154].

Порівняння гідробіологічних показників активного мулу в аеробних та анаеробних умовах процесу очищення стічних вод представлено у табл. 2.10. У якості контролю (К) використано суміш стічної води та активного мулу; експерименту (Е) – суміш стічної води та активного мулу, частина якого оброблена перексидом водню.

З табл. 2.10 видно, що в аеробних умовах мікроорганізми були активніші і їх різноманіття більше, ніж за відсутності кисню. В аеротенку індикаторні організми (*Rotaria*, *Calledina sp*, *Nematoda*, *Aelosama*, *Arcella*) були активні, приросту мулу не відбувалось.

В анаеробних умовах на 24 годину круглої часті мікроорганізми цистувалися повністю, оскільки вони швидше за інших реагують на відсутність кисню. Зооглеї заповнені мулом не до кінця, що свідчить про нестачу живлення, а отже, про різке зниження забруднень в стоках. Кількість *Arcella* збільшилася, що свідчить про початок процесу старіння мулу. За 24 години експерименту в анаеробних умовах збільшилась кількість гельмінтів *Nematoda*. Відчувався характерний запах загнивання. Індикаторні організми – живі, майже не рухомі.

Переважаання в анаеробному біореакторі джгутикових та амеб призвело до неприємного запаху та вспухання активного мулу. Збільшення їх кількості спричинено нестачею кисню. За припинення подачі живлення в аеротенки спостерігалось старіння мулу, з'являлись цистовані форми та нові хижацькі види.

Виділення ензимів мікроорганізмами дозволяло збільшитися зооглеям мулу, що сприяло прискоренню процесу очищення.

Таблиця 2.10

Гідробіологічні показники активного мулу при використанні хімічної деструкції

Показники	Вихідний активний мул	Аеробні умови								
		2				4				
		К*	Е	К	Е	К	Е	К	Е	
1	2	3	4	5	6	7	8	24	Е	
Колір	коричневий	темно-коричневий	від світло-коричневого до сірого	коричневий	коричневий	коричневий	коричневий	коричневий	коричневий	коричневий
Індикаторні організми <i>Rotaria</i> , <i>Calledina sp</i> , <i>Nematoda</i> , <i>Epistilis sp</i> , <i>Aelosama</i>	присутні	присутні, з'явилися <i>Arcella</i> ; <i>Nematoda</i> і <i>Podophrya</i> у невеликій кількості	присутні, з'явилися <i>Arcella</i>	присутні	присутні, з'явилися <i>Aspidisca costata</i>	присутні	присутні, з'явилися <i>Arcella</i>	присутні	присутні, з'явилися <i>Arcella</i>	присутні, з'явилися <i>Arcella</i>
Здатність до очищення/зооглеї мулу	висока/задовільні	середня/невеликі	висока/збільшились в розмірі, кількість зменшилась	висока/зооглеї у стресовому стані	висока/задовільні	середня/зменшилися в розмірі	висока/задовільні	середня/зменшилися в розмірі	середня/невеликі	середня/невеликі
Активність мікроорганізмів мулу	висока	висока	середня, мул менш рухомий, присутні цисти	малорухомі, структура мулу задовільна	середня	низька, приросту мулу не відбувалось	середня	низька, приросту мулу не відбувалось	середня, приросту мулу не відбувалось	середня, приросту мулу не відбувалось

Продовження табл. 2.10

1	2	3	4	5	6	7	8
Анаеробні умови							
Колір	коричневий	коричневий	від коричневого до світло-коричневого	світло-коричневий	світло-коричневий	світло-коричневий	світло-коричневий
Індикаторні організми <i>Rotaria</i> , <i>Calledina sp.</i> , <i>Nematoda</i> , <i>Epistilis sp.</i> , <i>Aelosama</i>	присутні	присутні, з'явилися коловратки, <i>Arcella</i> – у невеликій кількості, круго-віччасті цистувані	присутні, з'явилися <i>Arcella</i> , круговійчас-ті цистовані повністю	присутні, з'явилися <i>Aspidisca costata</i> , <i>Arcella</i>	присутні, з'явилися у великій кількості <i>Arcella</i> , круговійчас-тих дуже мало	присутні, з'явилися у великій кількості <i>Nematoda</i>	присутні, майже нерухомі
Здатність до очищення/ зооглеї мулу	висока/ задовільні	висока	висока	низька	низька	низька	низька
Активність мікроорганізмів мулу	висока	середня, мул менш рухомий	середня	слабка, ознаки старіння мулу	низька, мул рихлий, майже нерухомий	низька, загнивання мулу	низька

* К – контроль, Е – експеримент

У контролі *Rotaria* і *Calledina vorax* були малорухомі. *Calledina vorax* рухоміша ніж *Rotaria*. *Rotaria* більш чутливо реагувала до зміни середовища, а *Calledina vorax* швидше пристосовувалася до змін. Круговійчасті були частково цистовані, частково активні, малорухомі, що свідчило про ефективність очищення стічних вод. Велика кількість *Rotaria* і *Calledina vorax* відображала ефективне проходження процесів нітрифікації.

Дослідження активного мулу виявили ряд закономірностей в його структурі, яка характеризується наявністю груп мікроорганізмів, що отримують перевагу у розвитку в аеробних чи анаеробних умовах. Як видно з отриманих результатів табл. 2.10, спостерігався переважний розвиток нитчастих бактерій *Arcella*, *Nematodes* в анаеробних умовах та різке зниження нитчастих і розвиток великої кількості зооглейних бактерій в аеробних.

У процесі очищення стічних вод тривалістю 4 доби в аеробних умовах з додаванням частини активного мулу, обробленого пероксидом водню, значення прозорості для контролю та експерименту на 4 добу становило більше 30. *pH* коливалось у межах 7,2 – 8,05. При зростанні рівня *pH* до 8,05 спостерігались підвищенні значення концентрації нітрогену і фосфатів в очищеній рідині. Показники процесу очищення в аеротенку з пероксидом водню та характеристика гідробіонтів активного мулу в аеробних умовах представлені в табл. 2.11 та 2.12.

На підставі проведених досліджень гідробіонтів в аеробних умовах при застосуванні деструктивного активного мулу виявлено, що в біореакторах утворились специфічні гідробіоценози, характерні для даного ступеня очищення, з певними концентраціями і фізико-хімічними властивостями органічних і неорганічних речовин, які поступають в кожну споруду, а також з відповідними кисневими умовами для протікання процесу очищення. В гідробіоценозах між гідробіонтами утворились певні трофічні ланцюги та сітки.

Таблиця 2.11

Показники процесу очищення в аеротенку з пероксидом водню

Показники	Вихідний активний мул	Період очищення, діб							
		1		2		3		4	
		К	Е	К	Е	К	Е	К	Е
pH	7,15	7,3	7,45	7,15	7,7	7,4	8,05	7,45	7,55
Розчинений кисень, мгО ₂ /л	4,08	3,67	4,12	4,05	4,56	4,36	5,87	2,60	4,28
Доза мулу по масі, г	11,567	3,25	2,14	4,02	3,97	3,56	2,58	4,17	1,88
Доза мулу по об'єму, %	92	25	18	36	45	31	24	34	14
Індекс мулу, %	79,5	76,9	84	89,5	113	87	93	81,5	74

Отже, в результаті проведення аналізу залежності ефективності очищення стічних вод від основних біотичних та абіотичних факторів процесу, було визначено, що концентрації фосфору та нітрогену мають значний вплив на біотрансформацію політантів та приріст біомаси в біореакторі.

Використання технології аеробного очищення стоків із застосуванням дезінтегрованого мулу дозволяє здійснити глибоку деструкцію нітрогеновмісних органічних сполук до 80-90% і фосфоровмісних – до 75-90%. Найбільш ефективними методами деструкції активного мулу для аеробного очищення стічних вод є використання механічної та хімічної деструкції, за яких відбувається підвищення ступеню очищення стоків до 93 та 94 % відповідно. Використання деструкції частини мулу в анаеробному очищенні стічних вод дає змогу видалити основну кількість органічних забруднень до 92-99%, зменшити приріст біомаси в 5-8 разів та отримати біогаз, кількість якого в 4-5 разів більша, ніж при роботі метантенку з необробленою біомасою.

Таблиця 2.12

Характеристика гідробіонтів активного мулу в аеробних умовах з обробкою мулу пероксидом водню

Показники	Вихідний активний мул	Період очищення, діб											
		1			2			3			4		
		К	Е	К	Е	К	Е	К	Е	К	Е	К	Е
Колір	темно-коричневий	світло-коричневий	світло-коричневий	коричневий	світло-коричневий	від світло-коричневого до коричневого	коричневий	темно-коричневий	коричневий	темно-коричневий	коричневий	темно-коричневий	коричневий
Індикаторні організми <i>Rotaria</i> <i>Calledina vorax</i> , <i>Operculari</i> <i>Arcella</i>	присутні	присутні, з'явилися <i>Vorticella alba</i> , <i>Opercularia</i> - одиночні	присутні, одиничні	присутні	присутні	присутні	присутні	присутні	присутні, з'явилися <i>Nematoda</i>	присутні з'явилися <i>Aspidisca costata</i> , <i>Epistylis plicatilis</i>	присутні, з'явилися <i>Epistylis plicatilis</i> , <i>Aelasma</i>	присутні з'явилися <i>Epistylis plicatilis</i> , <i>Aelasma</i>	присутні з'явилися <i>Epistylis plicatilis</i> , <i>Aelasma</i>
Здатність до очищення/зооглеї мулу	висока/задовільні	висока/середні	середня/невеликі	висока/задовільні	висока/задовільні	середня/середні	висока/задовільні	висока/задовільні	висока/задовільні	середня/невеликі	висока/задовільні	середня/невеликі	висока/задовільні
Активність	висока	середня	середня	висока	висока	середня	висока	середня	висока	середня	висока	середня	середня

Отриманий біогаз доцільно використовувати в якості альтернативного палива для живлення, наприклад, газотурбогенератора для забезпечення потреб системи в електроенергії або підігріву води тощо, що сприятиме підвищенню економічних характеристик системи водоочищення.

Найбільш ефективним методом інтенсифікації метанового бродиння встановлено використання хімічно дезінтегрованого активного мулу, за якого відбувається очищення стоків до 96 % за ХСК і виділяється до 10 л/л біогазу.

2.3 Моделювання процесу біохімічного очищення стічних вод із дезінтегрованим активним мулом

2.3.1. Розробка і застосування моделей опису процесу

Моделювання і прогнозування станів природних і інженерних систем водовідведення в умовах наявності джерел забруднень (природних та антропогенних) має виняткове значення. З одного боку, під час проектування промислових підприємств, транспортних магістралей, сховищ токсичних відходів, звалищ тощо необхідно оцінювати майбутній вплив цих об'єктів на стан довкілля, використовуючи адекватні моделі розповсюдження, міграцій та метаболізмів забруднень в середньостатистичних умовах функціонування зазначених об'єктів протягом усього терміну їхньої роботи. З іншого боку, використання відповідних моделей може допомогти визначити ризики у разі природних чи техногенних аварій та сформулювати сценарії дій з ліквідації наслідків таких аварій. Нарешті, моделювання процесів розповсюдження забруднень та взаємного впливу декількох існуючих джерел забруднень може допомогти у визначенні внеску того чи іншого джерела у фактичний

стан довкілля і запропонувати заходи щодо компенсації чи мінімізації цього впливу. Крім того, використання моделей розповсюдження і накопичення забруднень може визначити максимальні строки експлуатації підприємств, які забруднюють довкілля, а також екологічну ємкість середовища і шляхи її збільшення. Моделювання процесів розповсюдження забруднень і виявлення динаміки змін екологічного стану може допомогти знаходити ефективні заходи щодо попередження негативного впливу забруднень на довкілля шляхом створення штучних бар'єрів на шляху міграції цих забруднень, або організації активних заходів для їхньої компенсації чи нейтралізації.

З усього зазначеного вище впливають завдання, які слід вирішити для успішного моделювання і прогнозування станів системи:

- підбір (розробка) математичних моделей, які адекватно відтворюють процеси розповсюдження забруднень в атмосфері, воді та ґрунті для різних типів забруднень, їхніх можливих форм існування, різних умов та ландшафтів;

- підбір (розробка) математичних моделей, які адекватно відтворюють процеси метаболізмів забруднень (процеси переходу забруднень з однієї форми існування до іншої, якщо при цьому змінюються швидкості розповсюдження або певні фізико-хімічні властивості, проявляється ефект накопичення або, навпаки, розкладання або трансформації);

- підбір коефіцієнтів моделей, що враховують конкретні умови середовища, у якому відбувається міграція чи метаболізм забруднень;

- підбір (розробка) моделей природних чи штучних бар'єрів, які здатні затримати, уповільнити або зафіксувати розповсюдження забруднень;

- розробка сценаріїв, за якими можуть відбуватися аварійні викиди чи скиди забруднень, і відповідних заходів з метою мінімізації наслідків таких викидів (скидів);

- розробка (вибір) на підставі сценаріїв аварійних викидів (скидів), а також шляхом ретельного послідовного причинно-наслідкового аналізу реальних екологічних аварій можливих індикаторів, які б могли сигналізувати про те, що за усіма ознаками стабільна до цього часу система може перейти у метастабільний стан, який за певних умов має досить значну ймовірність трансформуватися у аварію.

Використання математичних моделей, що описують процес біохімічного очищення, значно полегшує та покращує роботу очисних споруд. Адже вони дають змогу підібрати оптимальні умови функціонування мікроорганізмів в аеротенках, оцінити поведінку очисних споруд у відповідь на певний сценарій розвитку (характеристики води, що подається на очищення, активного мулу, навантаження на очисні споруди тощо), прогнозувати можливі наслідки після певних дій під час процесу очищення, підвищити ефективність видалення забруднень, зменшити витрати електроенергії, хімічних реагентів та коштів на обслуговування очисних споруд тощо.

Використання результатів спостережень і аналогій дають підставу вважати, що структури і функціонування систем поводження з рідкими побутовими відходами (СПРПВ) демонструють у широкому сенсі самоподібність: очищення води від забруднень як в природних умовах, так і на різних очисних спорудах відбувається за однаковими принципами і відрізняється лише продуктивністю та якістю очищення, тобто системи більш-менш однаково уписуються у широкий діапазон просторових, часових та кількісних шкал (масштабів), що свідчить про наявність певної симетрії шкал.

Інакше кажучи, такі процеси очищення, як фільтрування, гравітаційне осадження, адсорбція, хімічні та біологічні метаболізми, сублимація, розчинення, обеззараження (наприклад, ультрафіолетовим випромінюванням) тощо властиві як невеликим природним, чи штучним очисним спорудам, так і сучасній складній системі у цілому. У такому разі для дослідження подібних систем можна використати методи фрактального аналізу та елементи теорії хаосу. Під час аналізу такої складної системи як СПРПВ треба притримуватися чотирьох головних принципів:

- спрощення (до розумних меж) процесів та структур для їхнього адекватного розуміння;
- розглядання їх в динаміці та перспективі;
- прийняття до уваги можливість неоднозначності та непередбачуваності;
- розуміння системи як ієрархічної структури, що здатна до адаптації і розвитку.

Розвиток будь-якої системи очищення води (або будь-якої з її підсистем) можна представити однією і тією ж моделлю «вісімки», яка характеризує динаміку системи у різних просторових та часових межах [155], причому на будь-якому рівні деталізації можна спостерігати однакові компоненти циклів: розвиток r , консервація K , криза ω і реорганізація α , у тому числі реструктуризація s , як це показано на рис. 2.6.

Початок кожного з циклів (чи то добового, чи сезонного, чи багаторічного або життєвого) починається з розвитку, накопичення енергії, зв'язків, розгалуження структури тощо, після чого настає період консервації усього накопиченого, сталого функціонування до моменту початку кризи (ніч, зима, природні чи антропогенні катаклізми, насичення фільтруючих та інших структур тощо), коли накопичена енергія витрачається за для компенсації кризових впливів, а встановлені зв'язки порушуються, нарешті

починається період реорганізації (адаптації), коли система або пристосовується до умов, що склалися, і повертається до старої «орбіти», або починає реструктуризацію, в наслідок якої може перейти на іншу «вісімку» s , або вийде з ладу (перестане виконувати свої функції).

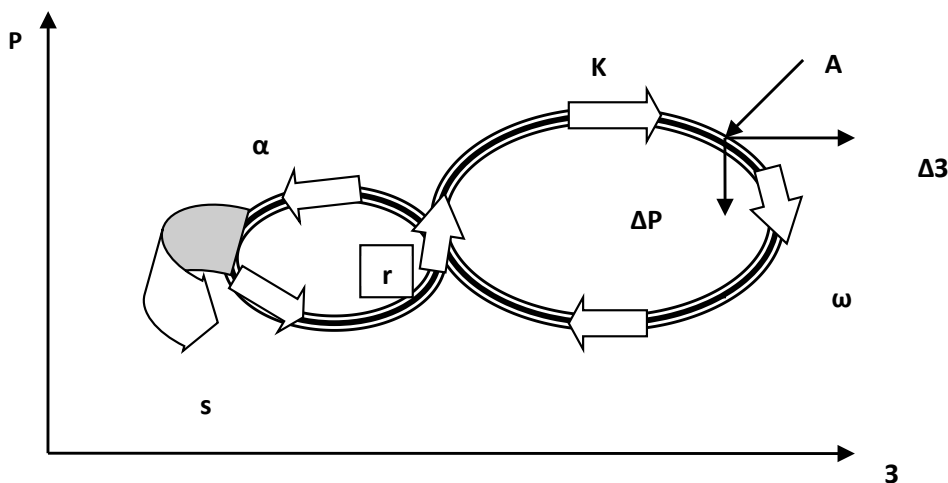


Рис. 2.6. Динаміка об'єктів очисних споруд:

P – ресурс (енергія); $З$ – зв'язність (складність); $\Delta P/\Delta Z$ – прирощення ресурсу на кроці ΔZ

Треба ще додати, що усі очисні споруди (якщо йдеться про регіон, зв'язаний з одним басейном), впливають на вхідні та вихідні показники води (тобто опосередковано одна на одну), так що неякісне очищення завдає клопотів подальшим споживачам води і вимагає коригувати режими роботи очисних споруд. Отже, модель системи очищення води у регіоні можна представити як ієрархічну множину «вісімок», як це представлено на рис. 2.7.

Тут макро-рівень відповідає великим системам очистки, які знаходяться як вище, так і нижче (за течією) даної СПРПВ, а мікро-рівень – малим штучним очисним спорудам, ефективність яких контролюється і може коригуватися.

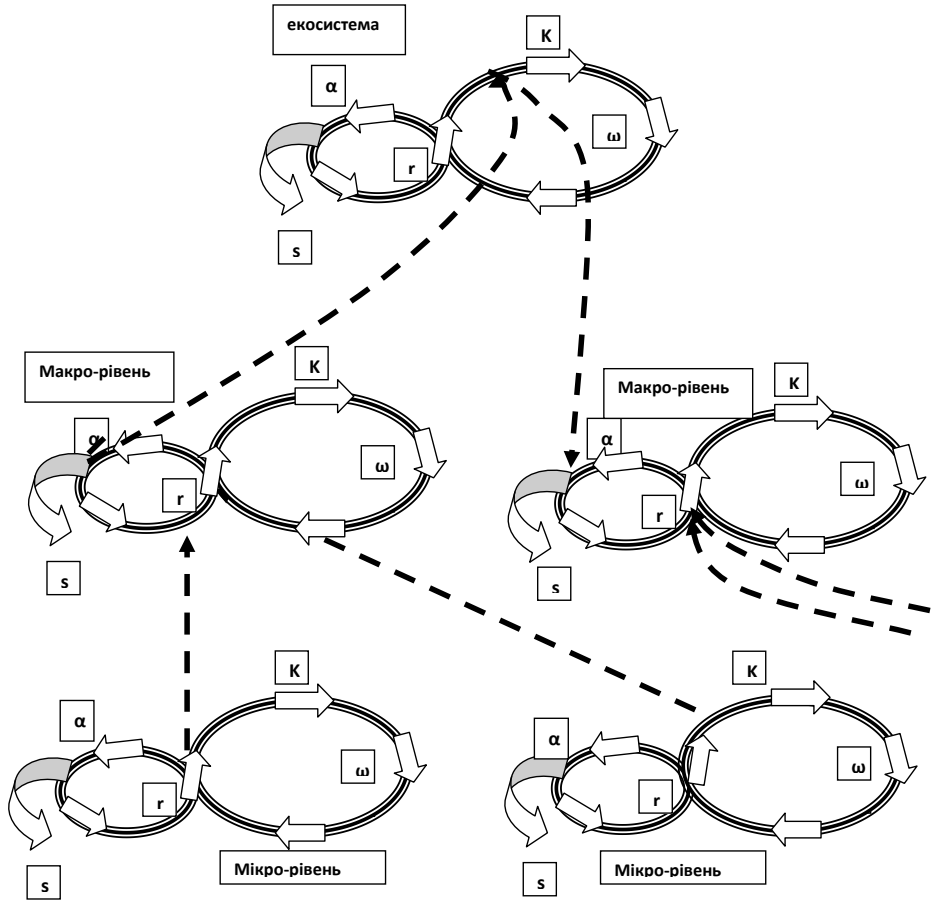


Рис. 2.7. Зв'язки між різними рівнями системи очисних споруд

Окремі напівавтономні рівні (підсистеми) такої системи формуються за рахунок взаємодій між наборами змінних, які існують в середовищі загальних для кожного рівня швидкостей протікання процесів та просторових меж. Так, функціонування СПРПВ як системи у цілому є достатньо повільний процес, який відбувається протягом життя багатьох поколінь. У той же час функціонування такої, наприклад, підсистеми СПРПВ як утилізація органічних складових, лише за останні 70-80 років змінювалось у межах населених пунктів принципово декілька разів (від вигрібних ям,

в яких відбувалося фільтрування рідких компонентів з подальшим використанням органіки як добрива, до централізованого використання органічних залишків поводження у СПРПВ як добрива або як палива в системах опалення). Швидкий (відносно) розвиток окремих підсистем СПРПВ дозволяє зробити весь «життєвий» цикл СПРПВ як цілісної системи більш плавним, сталим, тривким. Але для цього необхідна модель розвитку, яка би могла дати пояснення щодо необхідності проведення (передбачення) тих чи інших заходів з метою покращання функціонування системи у цілому.

Для формування адаптивного циклу розвитку (моделі системи) необхідно враховувати три головні характеристики:

- властивий потенціал системи, який дозволяє виконувати необхідні зміни у разі їх потреби (ресурс);
- внутрішня керованість (зв'язність) системи, тобто ступінь зв'язності між внутрішніми керованими змінними і процесами (міра, що віддзеркалює ступінь гнучкості або жорсткості такого керування, чутливість або нечутливість до збурень);
- здатність до адаптації, пружність системи (міра її уразливості відносно неочікуваних або не прогнозованих стресів).

Поки ресурс зростає одночасно із зростанням зв'язності, можна вважати, що модель функціонує адекватно. Після досягнення «насичення», тобто після того, як процес піде майже без прирощення ресурсу, система може ще довго виконувати свої функції як консервативна система зі зворотнім зв'язком, контролюючи лише ресурс, точніше знак його прирощення. Якщо у точці траєкторії (наприклад, А) виявиться, що прирощення ресурсу є від'ємним, тобто ефективність системи знижується, це стає сигналом про необхідність проведення локального циклу інновацій саме у тій підсистемі, де ефективність є найнижчою (або там, де необхідний для цієї інновації ресурс – мінімальний). Цей цикл викликає потребу у споживанні ресурсу для реорганізації та адаптації, після

чого система може вийти на більш високий рівень як з точки зору ресурсу, так і зв'язності. Такі локальні цикли можуть виникати періодично і витрати на їх реалізацію можна розглядати як витрати на амортизацію. Їхнє проведення сприятиме більш ефективному і довгому нормальному функціонуванню системи.

Методи теорії нечітких множин та теорії можливостей використовують замість детермінованих функцій, які зв'язують між собою вхідні дані, змінні, зовнішні чинники та параметри з виходами, функції належності (ФН) [156-163]. Теорія нечітких множин може бути використана для оцінювання ефективності методів інтенсифікації очищення стічних вод та розробка евристик, які б сприяли застосуванню раціонального методу підвищення ефективності очисних споруд з мінімізацією витрат та максимізацією безпеки довкілля.

Можна сформулювати евристики для забезпечення адаптаційних процесів в системі. Якщо прийняти такі скорочення: НМ – нова модель; РЗВ – розвиток; ПНМ – перехід до нової моделі; РОР – реорганізація; КР – криза; АД – адаптація; ПР – прирощення ресурсу; ПЗ – прирощення зв'язності, КС – консервація системи; ЛШКР – локальна штучна криза (реорганізація локальної підсистеми з метою її адаптації до нових умов чи вимог), ЦРЗ – ціна ризику за умов переходу до ЛШКР, то функціонування системи і відповідні коригуючі дії можна описати наступним чином:

$$\begin{aligned}
 & \text{ЯКЩО } ([\text{ПР} > 0] \text{ ТА } [\text{ПЗ} > 0]), \text{ ТО (РЗВ);} \\
 & \text{ЯКЩО } ([\text{ПР} \sim 0] \text{ ТА } [\text{ПЗ} > 0]), \text{ ТО (КС);} \\
 & \text{ЯКЩО } ([\text{ПР} < 0] \text{ ТА } [\text{ПЗ} < 0]), \text{ ТО (КР);} \\
 & \text{ЯКЩО } ([\text{ПР} > 0] \text{ ТА } [\text{ПЗ} < 0]), \text{ ТО (РОР);} \\
 & \text{ЯКЩО } ([\text{ПР} < 0] \text{ ТА } [\text{ПЗ} \sim 0]), \text{ ТО (АД);} \\
 & \text{ЯКЩО } ([\text{ПР} < 0] \text{ ТА } [\text{ПЗ} > 0] \text{ ТА } [\text{ЦРЗ} \leq \text{ЦРЗ}_{\text{прип}}]), \text{ ТО (ЛШКР).}
 \end{aligned}
 \tag{2.1}$$

Тут $\text{ЦРЗ}_{\text{прип}}$ – максимально прийнятна ЦРЗ за даних умов.

Оскільки функціонування на кожному рівні відбувається циклічно і оскільки початкові умови для кожного циклу, як правило, не однакові, існують умови для створення «хаосу», тобто непередбачуваного розвитку подій [159, 164], що є характерним для систем біологічного очищення. Інакше кажучи, в таких системах існує можливість лише спрогнозувати межі, всередині яких можливе існування. Ці межі задаються «дивними атракторами». Так, наприклад, якщо йдеться про розвиток популяції в умовах різних вихідних даних, які характерні для функціонування очисних споруд, очікувану щільність популяції біологічно активних бактерій N у момент $t+1$ N_{t+1} можна представити у вигляді нелінійної моделі авторегресії:

$$N_{t+1} = N_t [1 + \check{r}(1 - N_t / K)], \quad (2.2)$$

де N_t – щільність популяції у момент t ; \check{r} – внутрішній темп зростання популяції (мальтузіанський параметр); K – максимальний обсяг даної популяції, можливий для даних умов.

Після певних перетворень дану модель можна представити у вигляді

$$x_{t+1} = rx_t(1 - x_t), \quad (2.3)$$

де $x_t = N_t \check{r} / [(1 + \check{r}K)]$, а $r = 1 + \check{r}$, так що x_t виявляється безрозмірною величиною, яка характеризує популяцію.

Якщо наведену модель використати для виконання низки ітерацій, обираючи значення r в межах 3-4 і при цьому змінюючи початкові умови, можна отримати рішення у досить широких межах, які, з одного боку, не дозволяють однозначно прогнозувати результат («хаотичне» рішення), а з іншого – зазначають межі, в яких цей результат можна очікувати (рис.2.8) [164, 165].

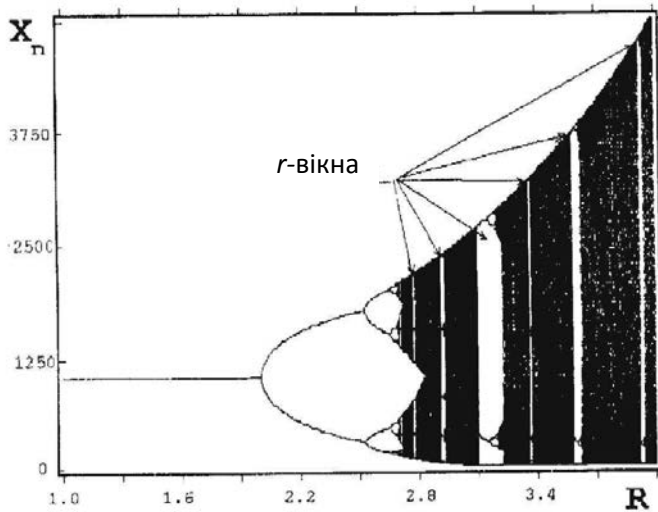


Рис.2.8. Біфуркаційна діаграма динаміки популяцій:

R – мальтузіанський параметр; X_n – стан системи для значень n , що перевищують певну величину N , яка має значення дискретного часу, протягом якого відбуваються перехідні процеси і динаміка системи виходить на стаціонарний режим.

На рис.2.8 видно, що при $r < 2$ спостерігається перший тип динамічної поведінки (стійкий стаціонарний стан – пряма лінія на діаграмі), в інтервалі $2,0 < r < 2,69$ реалізуються різні граничні цикли, починаючи з періоду 2 (дві, чотири чи більше ліній на діаграмі). При подальшому збільшенні r виникають хаотичні режими (значення x_n хаотично заповнюють певний інтервал), які чергуються з так званими r -вікнами, в яких спостерігаються граничні цикли. Кожне r -вікно характеризується своїм головним граничним циклом, який має найменший період. Такий граничний цикл дозволяє визначити межі, в середині яких система поводить певним чином передбачувано, що дозволяє оцінювати достовірність даних конкретних вимірювань.

Поводження зі стічними водами характеризується використанням осереднених за часом та за обсягом даних, що пов'язане із статистичними похибками типу стандартного відхилення σ , коли у межах подвійного відхилення 2σ існує невизначеність щодо істинного значення того чи іншого параметру, а також з наявністю так званих довірчих інтервалів. Інакше кажучи, мають місце певні чинники, які призводять до неоднозначності оцінок.

У разі необхідності визначення причинно-наслідкових зв'язків і прогнозування подальшого розвитку подій варто застосувати підхід, який базується на оцінюванні значень «найближчих сусідів», які знаходяться в прийнятих межах 2σ .

Для оцінювання означеної вище тенденції можна використати таку евристику:

$$\text{ЯКЩО } ([\text{МСТАБ}] \text{ I } [\text{SIGNAST}_{i+j}\text{EQ}]), \text{ ТО } [\text{СПТ}], \quad (2.4)$$

де МСТАБ – ситуація, коли величина, що вимірюється, не виходить за межі стандартного відхилення, SIGNAST_{i+j}EQ – результат спостереження, який свідчить, що знак зміни стану при поточному вимірюванні в усіх точках зліва та справа від i , тобто у точках від i до $i-j$ та від i до $i+j$, однаковий відносно стану у тих же точках під час попереднього вимірювання або у просторовому розподілі, СПТ – спостерігається певна тенденція (рис.2.9). Прирошення стану Δx_i у разі неузгодженого руху показників стану у точках x_1 - x_5 має другий індекс 1 (тобто Δx_{i1}), а у разі узгодженого – індекс 2 (Δx_{i2}).

При дослідженні співвідношення кількості забруднень в стічних водах Бортницької станції аерації м. Києва, які виявлялися протягом 2001-2006 років (див. рис. 2.10), а також потоку води крізь очисні споруди з точки зору їхньої невизначеності виявлено, що спостерігається сталий позитивний тренд усіх видів забруднень, зокрема нітрогену амонійного та фосфатів.

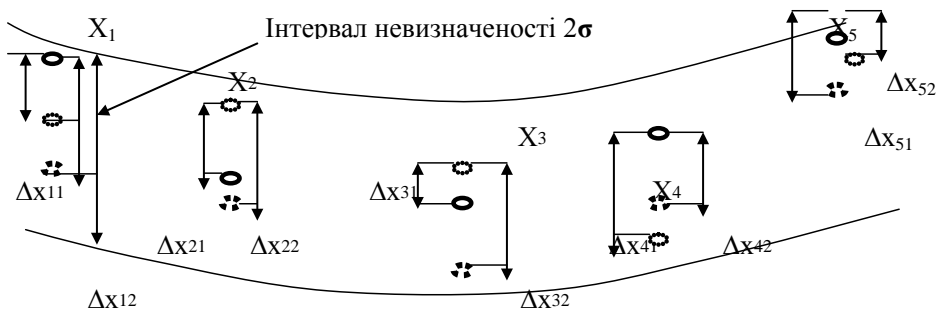
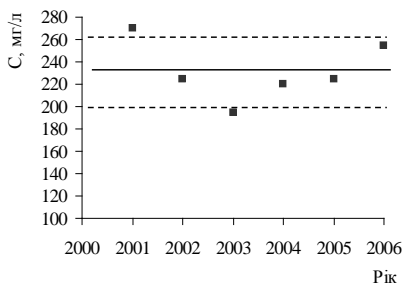
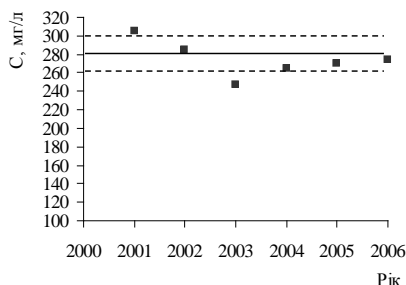


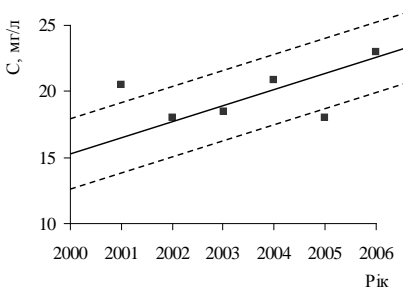
Рис. 2.9. Графічна інтерпретація методу «Порівняльного аналізу даних найближчих сусідів»



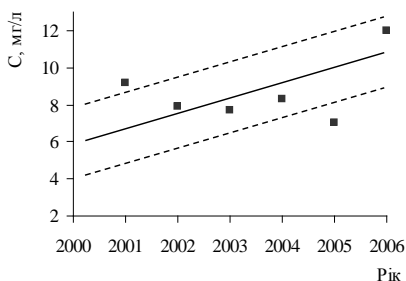
а



б



в



г

Рис.2.10. Зміна концентрації забруднюючих речовин в стічних водах:

а – завислих речовин; б – БСК₂₀; в – нітрогену амонійного; г – фосфатів.

Це свідчить про зміну питомої ваги певних забруднювачів у скидах і повинно прийматися до уваги як при плануванні ресурсного забезпечення процесів біологічного очищення, так і при плануванні чергової реконструкції очисних споруд. У даному разі наведені довірчі інтервали 95% можна розглядати як вихідні дані для отримання стандартної невизначеності, яка може бути отримана (за умов реального нормального розподілу даних) шляхом поділу інтервалу ($a_+ - a_-$) на коефіцієнт 1,96. У разі, коли нормальний розподіл розглядається лише як певне наближення, можна використати інший підхід, коли $u_c(y)$ визначається за допомогою такої формули:

$$u_c(y) = a/3, \quad (2.5)$$

де $a = (a_+ - a_-)/2$ і a_+ та a_- - відповідно верхня та нижня границя довірчого інтервалу.

Використання коридору 2σ або довірчих інтервалів не можна вважати ознакою недостовірності даних. Навпаки, знаходження параметру в межах коридору є тим фактом, який підтверджує достовірність отриманих даних, але, у той же час, свідчить про те, що обмеження методики або властивостей детекторів не дозволяють уточнити дані всередині означених меж.

Застосування порівняльного аналізу даних «найближчих сусідів» забезпечить не тільки уточнення характеристик стічної води, але й дасть змогу виявити справжні причини змін показників та їхній взаємний вплив. З метою верифікації характеристик стічної води варто розглянути вихідні дані, на підставі яких робилося щорічне осереднення, з метою виявлення поведінки «найближчих сусідів» і кореляції між різними показниками води.

Системний аналіз процесів очищення стічних вод включає управління процесами на підставі складання евристик із визначенням страт, множини станів, обчислення можливих станів, ступенів можливості їхньої реалізації та імовірних наслідків цієї реалізації; визначення прирощення евклідової відстані між парами реальних станів, що спостерігаються і знаходяться поруч одне до одного на певному часовому інтервалі, а також імовірності та можливості такого переходу і рушійних сил, що його спричиняють [159]. Рішення про необхідні регулюючі дії для підвищення ефективності очищення стоків приймається на підставі вибору методом Монте-Карло.

Управління системою очисних споруд має передбачати: спостереження станів та ступенів можливості цих станів; визначення станів, які є неможливими згідно з додатковою інформацією (наприклад, показники стічних вод не можуть бути кращими, або такими ж, як показники природних вод); передбачення станів, які не спостерігаються, але принципово можливі і яким надається ненульова ступінь можливості $f_M(c)$, менша, ніж мінімальна ступінь можливості $f_M(\alpha)$, яка обчислюється для станів, що спостерігаються, наприклад

$$f_M(c) = 0.5 \underbrace{\min}_{\alpha} f_M(\alpha), \quad (2.6)$$

або
$$D_p[f_M(c), f_M(\alpha)] = \left\{ \sum_{c \in C} [f_M(c) - f_M(\alpha)]^p \right\}^{1/p} \subseteq \subseteq 0.5 \underbrace{\min}_{\alpha} f_M(\alpha) \quad (2.7)$$

де p – параметр функції відстані D_p (для евклідової відстані $p=2$) [159].

Сам факт, що є можливість передбачення станів, які не спостерігаються, припускає наявність інформації ззовні системи, або інформаційний зв'язок між подією, явищем і станом системи.

Такий зв'язок дійсно існує, але він не є однозначним і дозволяє лише на якісному рівні оцінювати можливі стани системи, причому із значною (до декількох десятків відсотків) похибкою.

Якщо скласти таблицю, в яку входять страти (межі, всередині яких можуть спостерігатися показники забруднення стічних вод, з відповідними показниками імовірності спостереження); множина станів, які мають можливість спостереження міри нуль (межі, за які ніколи не виходять змінні, які спостерігаються); обчислені можливі стани (але не такі, що дійсно можуть спостерігатися) і відповідні ступені можливості їхньої реалізації та імовірні наслідки цієї реалізації, то можна створити умови для управління процесами на підставі евристик.

Пропонується визначення прирощення евклідової відстані D_p між парами реальних станів, що спостерігаються і знаходяться поруч один до одного на цьому часовому інтервалі, а також імовірність та можливість такого переходу і рушійні (внутрішні та зовнішні) сили, що спричиняють цьому.

Крім того, пропонується визначення принципово можливих станів, які не можна зафіксувати онлайн, але які можуть вплинути у глобальному сенсі на систему та її показники, а також оцінити їхню можливість і наступні наслідки. Тут на першому етапі необхідно робити визначення на підставі даних, що є у розпорядженні (даних спостереження поточного процесу на певному інтервалі спостережень). Далі, на різних рівнях уточнення визначаються найкращі гіпотези щодо оцінок можливості реалізації тих, чи інших станів узагальненої системи, формуються думки про те, наскільки ці гіпотези впливають на реальні властивості змінних, що розглядаються (ці думки формуються на підставі відповідних експериментальних характеристик та конкретних функцій). Кінець-кінцем, узагальнене обмеження, яке задано, доповнюється

(або замінюється) обмеженнями, що реконструйовані за допомогою найкращих гіпотез, причому з кожною пов'язується певна ступінь довіри. При використанні тільки тієї інформації, що міститься у даних, такий підхід дозволяє включити до оціненої невизначеності (узагальненого обмеження) певні характеристики, які неможна визначити за допомогою даних, що реально спостерігаються, тобто є можливість передбачати або відновити з певним ступенем достовірності ті, чи інші стани змінних, які не входять у момент передбачення або відновлення, у дані спостережень.

Якщо представити міру збільшення довіри MB до гіпотези h на підставі спостереження виходу e у вигляді

$$MB[h, e] = \{P(h | e) - P(h)\} / (1 - P(h)), \quad (2.8)$$

де $P(h|e)$ – умовна імовірність h при відомому e , а $P(h)$ – експертна оцінка імовірності для заданого моменту часу, то міру збільшення невпевненості MD щодо гіпотези h можна представити у вигляді

$$MD[h, e] = \{P(h) - P(h | e)\} / P(h), \quad (2.9)$$

а чинник невпевненості CF прийме вигляд

$$CF[h, e] = MB[h, e] - MD[h, e]. \quad (2.10)$$

Отримані для кожного конкретного випадку значення MB , MD та CF також вводяться у таблицю, яку тепер можна використати для складання евристик управління системою в умовах невизначеності. Ці евристики [161] дозволяють підвищити якість процедур очищення стічних вод в умовах невизначеності та дії чинників, які слабо піддаються оцінюванню.

Зазначене вище можна проілюструвати на прикладі даних спостережень за якістю стічних вод, зроблених протягом 2005-2015 років на очисних спорудах м. Житомира та м. Києва (табл. 2.13). Визначені річні коливання поліютантів дозволяють спрогнозувати стан очисних споруд та передбачити можливі заходи із забезпечення якості очищення. Рішення про необхідні регулюючі дії приймається на підставі вибору (методом Монте-Карло) тих, чи інших страт забруднювачів (меж існування, які у лінгвістичній формі можна представити, відповідно, як «великі значення» – Б, «середні» – С та «малі» – М і «природні значення» – П, коли ніякі дії для здійснення керування не вимагаються) з урахуванням імовірності їхньої реалізації. Отриманий таким чином спектр віртуальних забруднень дасть змогу підібрати адекватні регулюючі дії для мінімізації цих забруднень.

Інформація щодо поточного якісного складу стічних вод не є чіткою, оскільки аналізуються лише окремі проби води, що поступає на очищення. Водночас проведення деяких аналізів вимагає достатньо довгого часу виконання, що впливає на оперативність отриманої інформації. Крім того, в лабораторіях станцій аерації відсутні вичерпні достовірні дані щодо розподілів випадкових величин.

Таблиця 2.13

Рамки річних коливань забруднень на очисних спорудах

м. Житомир				
Показник	Максим. значення	Мінімал. значення	Страти	Імовірність реалізації
БСК ₅ , мг О ₂ /л	370	175	Б (370-250)	0.71
			С (250-200)	0.20
			М (200-150)	0.09
Зважені частки, мг/л	300	80	Б (300-150)	0.08
			С (150-100)	0.75
			М (100-50)	0.17

Продовження таблиці 2.13

Нітрати, мг/л	27.5	12	Б(30-20)	0.03
			С (20-15)	0.03
			М (15-10)	0.94
ХСК, мг О ₂ /л	100	70	С (100-50)	1.0
Нітрити, мг/л	1.0	0.1	Б (1.0-0.5)	0.3
			С (0.5-0.1)	0.7
Фосфати, мг/л	5	3	С (5-1)	1.0
Азот амонійний, мг/л	5	1	С (5-1)	1.0
pH	10,6	8,7	Б (11-10)	0.37
			С (10-9)	0.46
			М (9-8)	0.17
м. Київ				
Показник	Максим. значення	Мінімал. значення	Страти	Імовірність реалізації
БСК ₅ , мг О ₂ /л	315	175	Б (315-270)	0.67
			С (270-220)	0.31
			М (220-175)	0.02
Зважені частки, мг/л	380	170	Б (380-310)	0.08
			С (310-240)	0.75
			М (240-170)	0.17
Фосфати, мг/л	20	3	Б (25-15)	0.07
			С (15-10)	0.07
			М (10-3)	0.86
Азот амонійний, мг/л	30	7	Б (30-20)	0.18
			С (20-15)	0,67
			М (15-7)	0.15

Зазначене вище вказує на неефективність застосування детермінованих методів визначення складу стоків.

Будь-яке керуюче правило з вибору методу інтенсифікації очищення стоків можна представити у формі «ЯКЩО» {умови}, «ТО» {наслідки} [159-163]. Так, доцільність попереднього коригування рівня *pH* стічних вод можна сформулювати таким чином:

$$\begin{aligned} &\text{ЯКЩО } \{(RRH_C) \text{ ТА } (ШПС_C)\}, \text{ТО } \{НКР_В\}, \\ &\text{ЯКЩО } \{(RRH_M) \text{ ТА } (ШПС_B)\}, \text{ТО } \{НКР_Б\}, \\ &\text{ЯКЩО } \{(RRH_B) \text{ ТА } (ШПС_M)\}, \text{ТО } \{НКР_С\}, \end{aligned} \quad (2.11)$$

де РРН – рівень рН, ШПС – швидкість протоку стоків у споруді, НКР – необхідність коригування рівня рН, а В, М, С, Б – відповідні оцінки.

Необхідне співвідношення біогенних елементів в аеротенку має становити $BСК_{повн} : N : P = 100 : 5 : 1$. Евристики для здійснення підживлення активного мулу сполуками нітрогену і фосфору мають наступний вигляд:

$$\begin{aligned} &\text{ЯКЩО } \{(BСК_C) \text{ ТА } (ВАС_C) \text{ ТА } (ВФС_C)\}, \\ &\text{АБО } \{(BСК_M) \text{ ТА } (ВАС_C) \text{ ТА } (ВФС_C)\}, \text{ТО } \{ПАМ_В\}, \\ &\text{ЯКЩО } \{(BСК_B) \text{ ТА } (ВАС_C) \text{ ТА } (ВФС_M)\}, \text{ТО } \{ПАМ_С\}, \\ &\text{ЯКЩО } \{(BСК_B) \text{ ТА } (ВАС_M) \text{ ТА } (ВФС_M)\}, \text{ТО } \{ПАМ_Б\}, \end{aligned} \quad (2.12)$$

де БСК – значення біологічного споживання кисню ($BСК_{повн}$) в стоках, ВАС – вміст нітрогену в стоках, ВФС – вміст фосфору в стоках, ПАМ – підживлення активного мулу.

Евристики для застосування методів інтенсифікації процесу можна сформулювати наступним чином:

$$\begin{aligned} &\text{ЯКЩО } \{(ШПС_C) \text{ ТА } (BСК_C) \text{ ТА } (КАМ_C) \text{ ТА } (ІАМ_C)\}, \\ &\text{АБО } \{(ШПС_M) \text{ ТА } (BСК_B) \text{ ТА } (КАМ_B) \text{ ТА } (ІАМ_C)\}, \text{ТО } \{НІП_В\}, \\ &\text{ЯКЩО } \{(ШПС_C) \text{ ТА } (BСК_B) \text{ ТА } (КАМ_B) \text{ ТА } (ІАМ_C)\}, \text{ТО } \{НІП_С\}, \\ &\text{ЯКЩО } \{(ШПС_B) \text{ ТА } (BСК_C) \text{ ТА } (КАМ_C) \text{ ТА } (ІАМ_B)\}, \text{ТО } \{НІП_Б\}, \end{aligned} \quad (2.13)$$

де ШПС – швидкість протоку стічних вод, КАМ – концентрація активного мулу, ІАМ – індекс активного мулу (відображає його властивості), НІП – необхідність інтенсифікації процесу очищення.

Якщо певна характеристика, що використовується для оцінки необхідності інтенсифікації процесу – (ШПС, БСК, ІАМ тощо), – приймає деяке значення X_1 , то її належність до лінгвістичних змінних визначається в точці перетину такого значення із лініями належності – X_{1C} (функцією належності до змінної «середнє») та X_{1M} – функцією належності до змінної «мале»). Очевидно, що $X_{1C} < X_{1M}$. Звідки дане значення X_1 можна віднести до лінгвістичної змінної «мале».

Таким чином, прийняття рішень щодо впровадження додаткових заходів із підвищення ефективності біотрансформації забруднюючих речовин в стічних водах вимагає експертної оцінки функцій належності тих чи інших лінгвістичних змінних (аналогів функцій розподілу випадкових величин) з урахуванням таких даних, як щоденні та усереднені (щомісячні, щорічні):

- швидкості потоку стічних вод в споруді з урахуванням співвідношення кількості надходження промислових та комунальних стоків та показники якісного складу стоків;
- характеристики активного мулу.

2.3.2 Розробка математичної моделі залежності утворення біогазу від ступеню біотрансформації політантів стічних вод

При дослідженні впливу хімічної деструкції на процес анаеробного очищення стічних вод в метантенку із використанням хімічної деструкції отримана регресійна модель залежності виходу біогазу від знятого показника ХСК, яка може бути представлена у вигляді:

$$V = a_0 + a_1 \Delta XCK + a_2 \Delta XCK^2 + a_3 \Delta XCK^3, \quad (2.14)$$

де a_0, a_1, a_2, a_3 - коефіцієнти регресії.

$$\begin{cases} na_0 + a_1 \sum_i \Delta XCK_i + a_2 \sum_i \Delta XCK_i^2 + a_3 \sum_i \Delta XCK_i^3 - \sum_i V_i = 0, \\ a_0 \sum_i \Delta XCK_i + a_1 \sum_i \Delta XCK_i^2 + a_2 \sum_i \Delta XCK_i^3 + a_3 \sum_i \Delta XCK_i^4 - \sum_i \Delta XCK_i \cdot V_i = 0, \\ a_0 \sum_i \Delta XCK_i^2 + a_1 \sum_i \Delta XCK_i^3 + a_2 \sum_i \Delta XCK_i^4 + a_3 \sum_i \Delta XCK_i^5 - \sum_i \Delta XCK_i^2 \cdot V_i = 0, \\ a_0 \sum_i \Delta XCK_i^3 + a_1 \sum_i \Delta XCK_i^4 + a_2 \sum_i \Delta XCK_i^5 + a_3 \sum_i \Delta XCK_i^6 - \sum_i \Delta XCK_i^3 \cdot V_i = 0. \end{cases}$$

Згідно результатів, отриманих в результаті власних експериментальних досліджень, така система рівнянь матиме вигляд:

а) в контрольному експерименті:

$$\begin{aligned} 6a_0 + 300a_1 + 17000a_2 + 1062000a_3 - 242 &= 0, \\ 300a_0 + 17000a_1 + 1062000a_2 + 71060000a_3 - 12310 &= 0, \\ 17000a_0 + 1062000a_1 + 71060000a_2 + 4983000000a_3 - 716900 &= 0, \\ 1062000a_0 + 71060000a_1 + 4983000000a_2 + 361010000000a_3 - 46147000 &= 0, \end{aligned}$$

де n – кількість значень результатів ($n = 6$); x – значення показника ΔXCK , $\text{гO}_2/\text{м}^3$; y – вигідний результативний фактор (об'єм біогазу, що утворився, $\text{м}^3 \cdot 10^{-6}$); a_n – коефіцієнт регресії, який характеризує зв'язок між факторами.

$$a_0 = 297,6; a_1 = -15,262; a_2 = 0,2727; a_3 = -0,0015,$$

де $i = 1 \dots 6$; $\Delta XCK_1 = 60$; $\Delta XCK_2 = 30$; $\Delta XCK_3 = 80$; $\Delta XCK_4 = 60$;
 $\Delta XCK_5 = 40$; $\Delta XCK_6 = 30$; $V_1 = 44$; $V_2 = 50$; $V_3 = 50$; $V_4 = 32$;
 $V_5 = 27$; $V_6 = 39$.

Зв'язок між кількістю виділеного біогазу та знятим показником ΔXCK ілюструється математичною моделлю, представленою на рис. 2.11.

Отримана залежність біогазу від знятого показника $\Delta X_{СК}$ при термічній деструкції мулу представлена на рис.2.12 у вигляді кривої, де знак мінус характеризує спадний характер кривої. Графік зміни утворення біогазу від зниження показника $X_{СК}$ описується наступним рівнянням:

$$V = -0,0015\Delta X_{СК}^3 + 0,2727\Delta X_{СК}^2 - 15,262\Delta X_{СК} + 297,6, \quad (2.15)$$

$$R^2 = 0,7051$$

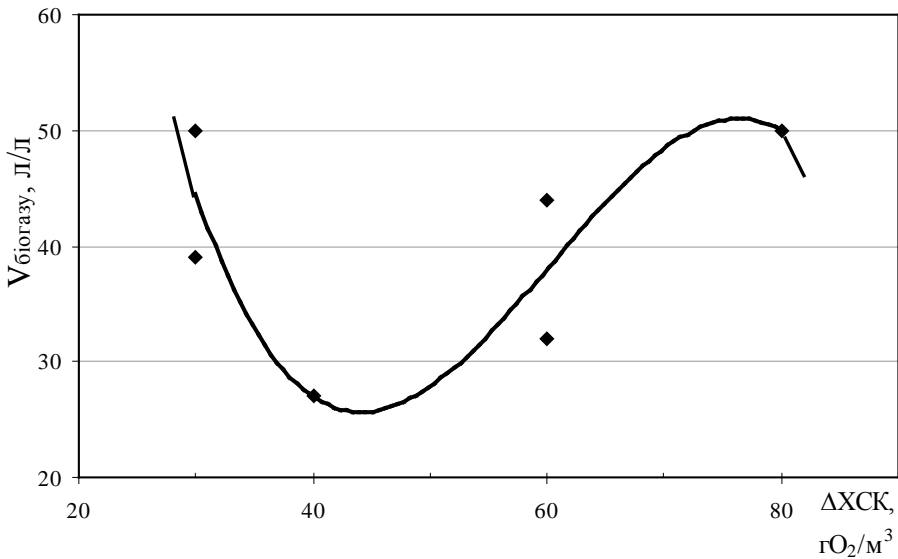


Рис. 2.11. Залежність виділення біогазу від знятого показника $\Delta X_{СК}$ у контролі

б) при використанні термічної обробки активного мулу (рис. 2.12):

$$6a_0 + 520a_1 + 48200a_2 + 4732000a_3 - 261 = 0,$$

$$520a_0 + 48200a_1 + 4732000a_2 + 486260000a_3 - 24810 = 0,$$

$$48200a_0 + 4732000a_1 + 486260000a_2 + 51725200000a_3 - 2487900 = 0,$$

$$4732000a_0 + 486260000a_1 + 51725200000a_2 + 5644442000000a_3 - 259971000 = 0.$$

$$a_0 = 194,03; a_1 = -6,6041; a_2 = 0,0808; a_3 = -0,0003. \quad (2.16)$$

де $i = 1 \dots 6$; $\Delta XCK_1 = 120$; $\Delta XCK_2 = 110$; $\Delta XCK_3 = 90$;
 $\Delta XCK_4 = 80$; $\Delta XCK_5 = 60$; $\Delta XCK_6 = 60$; $V_1 = 68$; $V_2 = 60$;
 $V_3 = 47$; $V_4 = 33$; $V_5 = 30$; $V_6 = 23$.

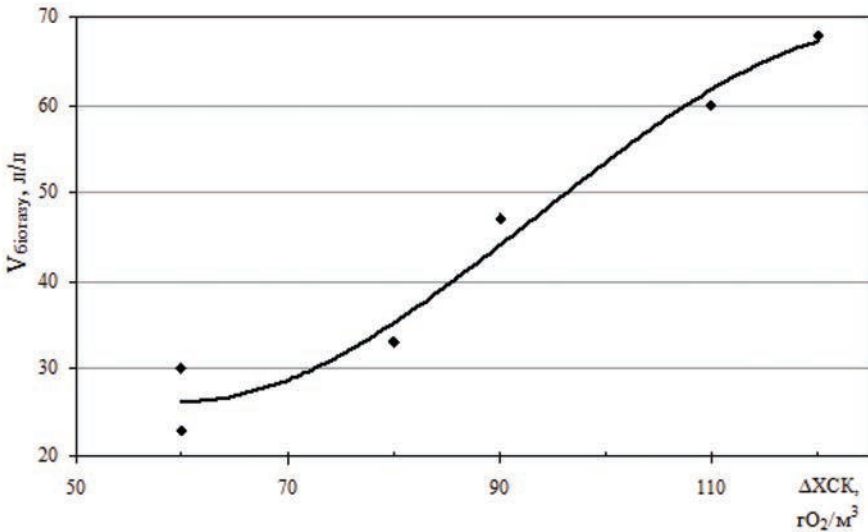


Рис. 2.12. Залежність виділення біогазу від знятого показника ХСК при термічній деструкції мулу

$$V = -0,0003\Delta XCK^3 + 0,0808\Delta XCK^2 - 6,6041\Delta XCK + 194,03$$

$$R^2 = 0,9737$$

(2.17)

$R^2 = 0,70 \dots 0,99$ – вказує на міцність зв'язку між об'ємом утвореного біогазу і зміни ХСК

в) при використанні хімічної деструкції (рис.2.13):

$$\begin{aligned}
 6a_0 + 327a_1 + 19339a_2 + 1226763a_3 - 963 &= 0, \\
 327a_0 + 19339a_1 + 1226763a_2 + 8223237a_3 - 54830 &= 0, \\
 19339a_0 + 1226763a_1 + 8223237a_2 + 574397510a_3 - 3277880 &= 0, \\
 1226763a_0 + 8223237a_1 + 574397510a_2 + 41349641349a_3 - 203596910 &= 0.
 \end{aligned}
 \tag{2.18}$$

$$a_0 = 3107,435; a_1 = -191,35; a_2 = 3,87; a_3 = -0,02,$$

де $i = 1 \dots 6$; $\Delta XCK_1 = 80$; $\Delta XCK_2 = 60$; $\Delta XCK_3 = 67$;
 $\Delta XCK_4 = 45$; $\Delta XCK_5 = 40$; $\Delta XCK_6 = 35$; $V_1 = 5$ л; $V_2 = 280$;
 $V_3 = 320$; $V_4 = 111$; $V_5 = 96$; $V_6 = 105$

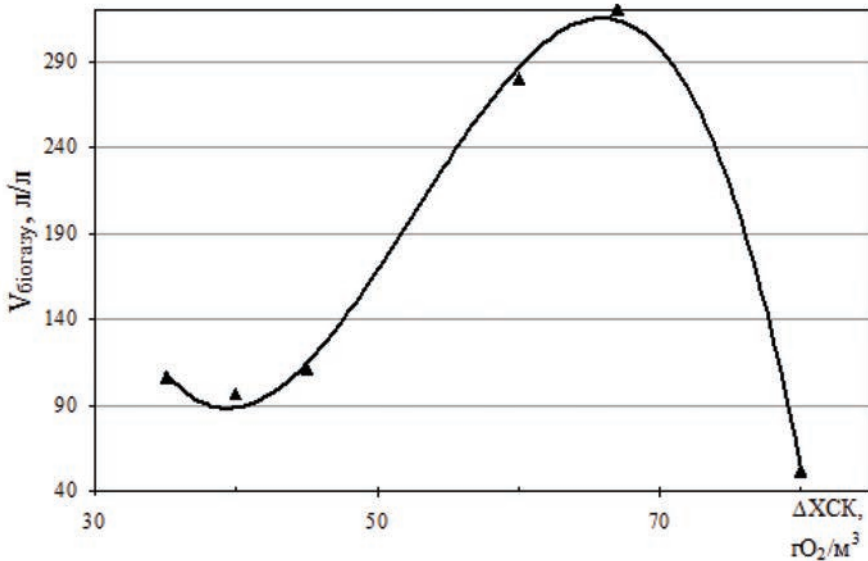


Рис. 2.13. Залежність виділення біогазу від знятого показника ХСК при хімічній деструкції мулу

$$\begin{aligned}
 V &= -0,0246\Delta XCK^3 + 3,8787\Delta XCK^2 - 191,35\Delta XCK + 3107,4 \\
 R^2 &= 0,9973
 \end{aligned}$$

(2.19)

г) при використанні механічної деструкції активного мулу (рис.2.14):

$$\begin{aligned}
 6a_0 + 340a_1 + 21850a_2 + 1537000a_3 - 659 &= 0, \\
 340a_0 + 21850a_1 + 1537000a_2 + 114681250a_3 - 38090 &= 0, \\
 21850a_0 + 1537000a_1 + 114681250a_2 + 8880775000a_3 - 2429650 &= 0, \\
 1537000a_0 + 114681250a_1 + 8880775000a_2 + 704141781250a_3 - 167144000 &= 0. \\
 a_0 = -252,18; a_1 = 14,907; a_2 = -0,15; a_3 = 0,0003. &, \\
 &(2.20)
 \end{aligned}$$

де $i = 1 \dots 6$; $\Delta XCK_1 = 85$; $\Delta XCK_2 = 60$; $\Delta XCK_3 = 50$;
 $\Delta XCK_4 = 80$; $\Delta XCK_5 = 35$; $\Delta XCK_6 = 30$; $V_1 = 87$; $V_2 = 150$;
 $V_3 = 155$; $V_4 = 110$; $V_5 = 87$; $V_6 = 70$.

$$\begin{aligned}
 V &= 0,0003\Delta XCK^3 - 0,1524\Delta XCK^2 + 14,908\Delta XCK - 252,18 \\
 R^2 &= 0,9742 \\
 &(2.21)
 \end{aligned}$$

Реалізувавши плани експерименту, отримано поліноміальну модель досліджуваного процесу біогазоутворення. Присутність в складі субстрату біорозкладаємих і біорезистентних компонент і використання в якості окисника пероксиду водню залежність має S-подібний характер, який відображає кінетику окислення біорезистентних сполук в стадії глибокого очищення.

Кінетика окислення в цій зоні описується рівнянням типу Міхаеліса-Ментен з кінетичними параметрами, які залежать від природи екзоферментів, що виділяються у суміш стічних вод, з урахуванням специфічних взаємодій з пероксидом водню.

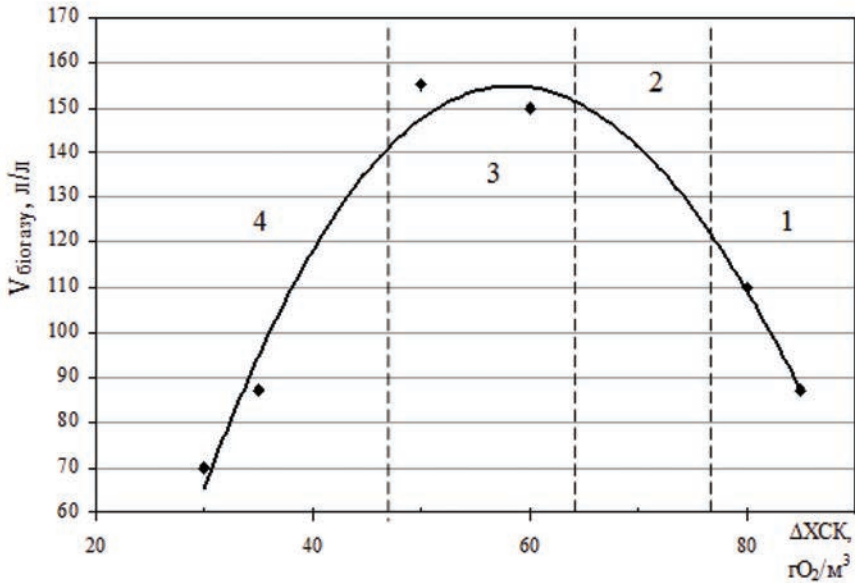


Рис. 2.14. Залежність виділення біогазу від знятого показника ХСК при механічній деструкції мулу при режимах: 1 – глибокого очищення; 2 – перехідному; 3 – власне очищення; 4 – завершальному.

На стадії глибокого очищення процес розкладання органічних сполук проходить глибше, відбувається окислення консервативних і важкоокислювальних сполук, тому виділення біогазу йде інтенсивніше на другу та третю добу експерименту.

Криві залежності утворення біогазу від знятого ХСК можна поділити на 4 зони, які відображають роботу метантенку в режимі глибокої очистки, перехідному режимі, режимі очистки води, режимі завершення процесу очищення (див. рис.2.14).

Зона 1. Характеризує роботу метантенку в режимі глибокого очищення. Співвідношення ХСК/БСК складає 0,19-0,22, що відповідає максимальному ступеню розкладання важкоокислюваних органічних сполук та отримання біогазу.

Зона 2. Характеризує перехідний режим роботи метантенку. У цьому режимі спостерігається ущільнення біомаси активного мулу та спостерігається збільшення швидкості виділення біогазу.

Зона 3. Режим очищення. Відбувається біохімічне перетворення біорозчинних компонентів, легкоокислюваних сполук, проходить якісна зміна властивостей активного мулу.

Зона 4. Завершальний етап очищення. Невелика кількість виділення біогазу, що спричинена низькою концентрацією забруднюючих речовин в очищеній воді.

Отримана модель використовує вихідні показники ХСК для представлення динаміки виходу біогазу. Визначення оптимальних характеристик процесу бродіння дозволяє проаналізувати низку різноманітних впливів на параметри процесу очищення.

Аналіз моделі процесу утворення біогазу від знятого ХСК дозволить в подальшому обґрунтувати точки контролю технологічних параметрів оцінки якості роботи метантенків, скоротити кількість використання енергії та підвищити його інформативність. Враховуючи те, що об'єм і склад стоків безперервно змінюється і залежить від часу дня, оперативний контроль за роботою метантенків може знизити енергоємність і підвищити якість очищення стічних вод. Крім того, це дозволяє подолати основні складнощі роботи станцій з біохімічного очищення, які заключаються у необхідності забезпечення задовільної роботи очисних споруд в постійно змінних умовах (зміна складу, об'єму стічних вод, аварійні ситуації, нестабільна робота споруд і т.д.). За таких умов роботи необхідно застосовувати модель процесу очистки і вести постійний моніторинг технологічних параметрів з прогнозуванням поведінки системи.

Використання математичних моделей, що описують процес біохімічного очищення стічних вод дають змогу визначити опти-

мальні умови функціонування процесу в біореакторах, оцінити поведінку очисних споруд у відповідь на певний сценарій розвитку, прогнозувати можливі наслідки після певних дій під час процесу очищення, підвищити ефективність видалення забруднень, зменшити витрати електроенергії, хімічних реагентів та коштів на обслуговування очисних споруд тощо.

Аналіз кореляційних залежностей впливу біотичних та абіотичних факторів на процес очищення показав, що найбільш значимими факторами з досліджених є окислювальна потужність та температура. За результатами експериментальних досліджень отримані поліноміальні залежності ефективності очищення від концентрації кисню в аеротенку, які дозволяють встановити діапазон вмісту розчиненого кисню, за якого відбувається найбільш інтенсивне видалення політантів зі стічних вод, – 4,25-4,75 гO₂/м³. Розроблена модель утворення біогазу для різних способів деструкції активного мулу дозволяє спрогнозувати вихід біогазу залежно від зниження вмісту забруднюючих речовин у стічних водах, визначити найкращий метод обробки мулу, тривалість процесу метанового бродіння, а також обрати температуру процесу.

2.4 Рекомендації із забезпечення ефективної утилізації рідких побутових відходів

2.4.1 Технологія інтенсифікації метанової ферментації стічних вод

Інтенсифікація біотрансформації політантів стічних вод у біогаз із підвищеним метаноутворенням включає фізико-хімічну деструкцію частини активного мулу пероксидом водню після I стадії бродіння з направленням його на II стадію. При цьому

вирішується проблема енергоресурсозбереження за рахунок зменшення часу очищення стічних вод, кількості утворення надлишкової біомаси, а також отримання біогазу з можливістю його утилізації в електричну та теплову енергію.

На основі проведених експериментальних досліджень розроблена технологічна схема обробки стічних вод для інтенсифікації процесу біохімічного очищення відрізняється від існуючої тим, що в схему очищення включений процес деструкції надлишкового активного мулу. Обробка біомаси активного мулу проводиться методом хімічної деструкції (окислення пероксидом водню).

Технологічним завданням з біохімічного очищення стічних вод, вирішеним в результаті удосконалення технології біохімічного очищення стічних вод, є:

1. Зменшення кількості органічних речовин – на 90-99%.
2. Зниження величин ХСК, фосфору й нітрогену – до 5-10 мгО₂/л, 3 та 7 мг/л відповідно.
3. Насичення очищених стічних вод киснем при спуску їх у водойми – більше 5 гО₂/м³ в аеробному режимі.
4. Підвищення ступеня очищення – до 99% за ХСК.
5. Скорочення тривалості процесу – до трьох разів.
6. Зменшення використання електроенергії – до 50%, до 7 разів більша кількість отриманої електроенергії за рахунок виробництва біогазу.

Процес деструкції активного мулу здійснюється у регенераторі із використанням деструкції активного мулу пероксидом водню при співвідношенні окисник: мул - 1:100 у кількості гомогенізатору – 15% від загального об'єму мулу в споруді. Дезінтегрована біомаса завантажується в аеротенк зі стічними водами.

Відомі технології анаеробної переробки органічних відходів з метою отримання біогазу включають подрібнення, нагрівання,

гомогенізацію, анаеробну переробку в реакторі з відбором біогазу та вивантаження перебродженої маси. Анаеробну переробку органіки здійснюють послідовно в два етапи, при цьому вважається, що на першому етапі анаеробної переробки органічних речовин шляхом біохімічного розщеплення в основному відбувається гідроліз кислотоутворення, а на другому - відбувається метаноутворення. Крім того, компоненти субстрату для оптимізації процесів зброджування піддають обробці диспергатором з наступним відстоюванням у радіальних відстійниках [166, 167].

При цьому суттєвими є складність обладнання при використанні у безперервному режимі завантаження органічних відходів, тривалий час відстоювання, можливість застосування тільки при мезофільному режимі зброджування.

За розробленою нами технологією інтенсифікації анаеробного зброджування органічних відходів процес здійснюється послідовно в два етапи. Технологічним рішенням задачі підвищення якості очищення стічних вод та зменшення утворення надлишкової біомаси є гомогенізація частини активного мулу після першої стадії зброджування у центрифугі з частотою обертання до 3000 об./хв. впродовж 1 хвилини, після чого отриману суміш (прозору рідину та осад) додають до другої стадії анаеробного зброджування.

Органічні відходи надходять до першого метантенку для першої стадії зброджування, після чого частину біомаси надходить на вузол активації, де піддають гомогенізації у центрифугі з частотою обертання до 3000 об./хв. впродовж 1 хвилини, а інша частина надходить до другого метантенку. Після другої стадії зброджування отримуємо зброжену біомасу, яка надходить до осадоприймача для складування і подальшої утилізації, та біогаз, який надходить до газгольдера для збирання з наступним

відведенням до когенераційної установки. При застосуванні даного способу у періодичному процесі двостадійного анаеробного зброджування органічних відходів при температурі 45 ± 5 °С з концентрацією органічних відходів 19 г/л за сухими речовинами вихід біогазу збільшується у 2,6 рази у порівнянні зі значенням контролю.

За існуючими технологіями в якості стимулятора життєдіяльності активного мулу використовують сирий гліцерин, який додають в обсязі 7-11% від об'єму органовмісної частини субстрату при температурі зброджування 40-50 °С. Спосіб надає можливість збільшити (залежно від температурного режиму) вихід біогазу у 4,5-10 разів при анаеробному бродінні гною великої рогатої худоби.

Відомий також метод обробки стоків, за якого надлишковий активний мул з аеротенку піддають фізико-хімічній обробці з метою стимулювання виділення мікроорганізмами мулу позаклітинних полімерів, підвищення за рахунок цього біофлокулюючої здатності мулової суміші і збільшення концентрації біокоагулянту в ній. Оброблений мул направляють у відстійники. Спосіб дозволяє інтенсифікувати процес аеробного очищення стічних вод та підвищити вміст біогенних елементів у споруді [167].

Основними недоліками при цьому є загальна складність устаткування, відокремлення завислих речовин у відстійниках, а не їх біотрансформація, використання методу лише для аеробного очищення стоків. При цьому обробляється лише вузький спектр відходів, існує потреба у специфічному стимуляторі процесу бродіння, а також утворення надлишкового об'єму осаду.

За розробленою технологією частину активного мулу піддають гомогенізації шляхом хімічного окислення біомаси із виділенням з мулу біогенних елементів та біологічно активних

речовин, які збалансовують співвідношення біогенних елементів у субстраті та стимулюють ферментативну активність мулу [167]. Надлишковий активний мул оброблюють 3%-ним розчином пероксиду водню у співвідношенні окисник:мул - 1:100, після чого гомогенізат подають у метантенк у кількості 15 % від загального об'єму мулу в споруді. Технічним результатом є збільшення ступеня біотрансформації забруднюючих речовин стічних вод у біогаз, підвищення ефективності процесу анаеробного очищення будь-яких стічних вод, що містять органічні забруднення, і зменшення об'ємів утворення надлишкового активного мулу.

За даним способом вихід біогазу у періодичному процесі анаеробного бродіння стічних вод при температурі 45 ± 5 °C з концентрацією активного мулу 19 г/л за сухими речовинами в контролі не перевищує $0,4 \text{ м}^3/\text{м}^3$ стічних вод на добу, при цьому в разі додавання гомогенізату спостерігається стрімка інтенсифікація виходу біогазу до $2,8\text{-}3,2 \text{ м}^3/\text{м}^3$ стічних вод на добу. Загалом протягом 6 діб утворюється $2,4 \text{ м}^3$ біогазу/ м^3 стічних вод для контролю та $9,6 \text{ м}^3$ біогазу/ м^3 стічних вод для процесу із гомогенізацією мулу. Перевагою способу є збільшення максимального виходу біогазу порівняно з використанням активного мулу без обробки у 4 рази.

Очищення стічних вод за розробленою технологією збільшує ступінь переробки органічних відходів та виходу біогазу. Даний спосіб обробки стоків є універсальним, оскільки може використовуватися для інтенсифікації анаеробного зброджування будь-яких органічних відходів при різних режимах зброджування, дає змогу підвищити ефективність очищення стоків та збільшити вихід біогазу за рахунок більш повного перетворення забруднюючих речовин стічних вод у біогаз. Це значно підвищує енерго-ефективність процесу, зменшує об'єми утворення надлишкового активного мулу та знижує витрати на біогенні елементи.

Технічним результатом є збільшення ступеня переробки органічних відходів та виходу біогазу. Зброджена біомаса може бути застосована як органічні добрива для внесення в ґрунт.

Удосконалена схема [167] анаеробної біотрансформації полютантів у біогаз із застосуванням дезінтегрованого активного мулу представлена на рис.2.15.

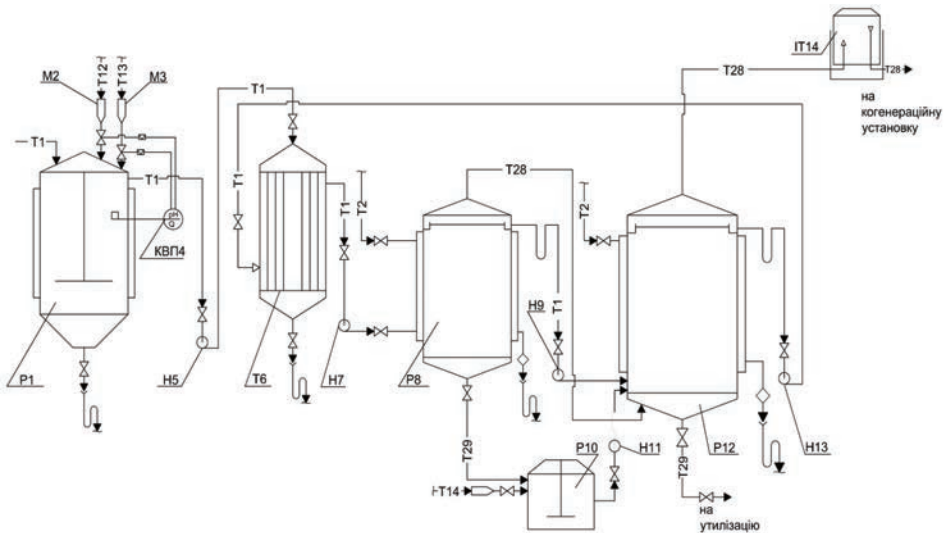


Рис. 2.15. Технологічна схема анаеробного очищення стічних вод
T1 – вода; *T2* – пара; *T12* – кислота; *T13* – луг; *T14* – пероксид водню; *T28* – біогаз; *T29* – активний мул; *P1* – збірник-нейтралізатор; *M2* – вимірник кислоти; *M3* – вимірник луку; *КВП-4* – компенсаційний рН-метр; *H5*, *H7*, *H9*, *H11*, *H13* – відцентрові насоси; *T6* – теплообмінник; *P8*, *P12* – метантенки; *P10* – вузол активації; *IT14* – газгольдер.

Метанове бродіння починається в реакторі *P8*, з якого надлишковий активний мул направляється частково на вузол активації *P10*, а частково – у другий метантенк *P12*. Обробка мулу здійснюється хімічною деструкцією. Надлишковий активний мул,

що видаляють з метантенку, оброблюють пероксидом водню у співвідношенні окисник: мул – 1:100, після чого гомогенізація подають у метантенк у кількості 15% від загального об'єму мулу в споруді. Гомогенізація змішують з активним мулом метантенку, що сприяє підвищенню метаногенезу і ступеня очищення стічних вод. Газгольдер IT14 призначений для збирання утвореного біогазу з наступним відведенням до когенераційної установки.

За двохступеневою схемою метанового бродіння із надходженням біогазу з першого до другого метантенку відбувається підвищення вмісту метану за рахунок активації процесу, а також розчинення у стоках вуглекислого газу, що міститься в біогазі.

2.4.2 Еколого-економічний ефект від впровадження результатів досліджень

Еколого-економічний ефект від впровадження розроблених заходів з ефективного управління та підвищення ефективності біохімічного очищення стічних вод пов'язаний із рядом переваг метанового бродіння, а саме:

1. Утворення додаткового джерела енергії на підприємстві – біогазу, що значно зменшує або навіть ліквідує енергозалежність.

2. Можливість отримання електроенергії. Так, при спалюванні 1 м³ біогазу в тепло-електрогенераторі отримують до 2 кВт/год. електроенергії [168, 169].

3. Можливість отримання теплової енергії. Теплогенератор здатний перетворити до 2 кВт теплової енергії з 1 м³ біогазу. На підприємстві можливе також використання тепла, отриманого від охолодження теплообмінника силової установки.

4. Відпрацьований активний мул може бути використаний в якості біодобрив. У збродженій біомасі мінералізація складає 60% і мінерали переходять у форму, доступну рослинам. Вартість

твердих біодобрив такої якості на сьогоднішній день в Україні в середньому становить від 2500 грн/т, а ціна на рідкий біогумус – від 100 грн/м³. Крім того, якість збродженої біомаси як добрива набагато вища за традиційні.

5. Площа, що займають очисні споруди з біогазовою установкою, значно менша від площі відстійника та інших очисних споруд в кілька разів. А для переробки відпрацьованого активного мулу використовуються часто родючі землі площею, в 5 разів більшу за метантенки.

6. Зниження антропогенного навантаження на атмосферу – метан, що утворюється при відкритому бродінні відпрацьованого активного мулу і неефективному відстоюванні стічних вод, уловлюється в газгольдері, що запобігає потраплянню цього газу в атмосферу.

При запровадженні запропонованої технології зменшення витрат електроенергії – до 50%, у порівнянні з традиційною схемою очистки стічних вод у аеротенках. Враховуючи те, що протягом 8 годин аерації (на яку і витрачається електроенергія) видаляється ХСК майже удвічі більше, а у деяких випадках – у 2,5 рази, в порівнянні зі звичайним очищенням за той самий період. Збереження електроенергії в процесі застосування методів деструкції активного мулу шляхом хімічної, механічної деструкції, висушування біомаси відбувається за рахунок зменшення часу обробки стоків та об'єму стислого повітря, що подається в систему аерації, скорочення його витрат, а головне – зникнення потреби у додатковому очищенні та використанні досить потужних установок.

Еколого-економічне обґрунтування впровадження технології анаеробного зброджування відходів з отриманням біогазу для підприємства полягає у розрахунку параметрів та продуктивності очисних споруд, еколого-економічного ефекту та терміну окупності.

Анаеробне очищення стічних вод міста населенням до 100 тис. чоловік може забезпечити утворення близько 30 тис. м³ біогазу, тобто 10,7 млн. м³ за рік, що є достатнім для забезпечення побутових потреб населення. Генератор біогазу доцільно розміщувати на станції очищення стічних вод (побутових або виробничих від тваринницьких комплексів), яка має необхідне устаткування та інфраструктуру (трубопроводи, крани, фільтри, колектори та інше). Для розміщення генератора і допоміжного устаткування необхідний майданчик розміром 30-40 м².

Вартість генератора зумовлюється, перш за все, вартістю побудови свердловини необхідного діаметру на задану глибину. Для його створення та освоєння потрібні кошти порядку 20-25 млн. у.о. Час, необхідний для проектування свердловини, орієнтовно складатиме 0,5 року, побудова свердловини – 50 діб, освоєння установки – 0,5 року.

Не розраховуючи техніко-економічний ефект від впровадження технології, термін окупності анаеробних очисних споруд складатиме 1,5-2 роки при собівартості біогазу близько 40-50 у.о. за 1000 м³ та його ціні 200 у.о. за 1000 м³ [170].

2.4.3 Перспективи впровадження заходів з управління системами утилізації стоків

Наукове забезпечення якості очищення стічних вод з метою підвищення рівня екологічної безпеки неможливе без впровадження системи дієвого моніторингу довкілля та техногенних об'єктів, застосування сучасних технологій охорони водного середовища та технічних рішень відновлення природних вод, систематизації, оцінки, прогнозування та вирішення задач сталого розвитку довкілля.

Управління підприємством з водоочищення при впровадженні методів інтенсифікації технологій включає наступні складові:

- врахування основних і додаткових (до декількох десятків) параметрів, що характеризують процес;

- визначення причини зниження ефективності процесу залежно від параметрів стану з урахуванням усього ряду параметрів стану та різноманітністю їх характеристик: кількісних (концентрація забруднюючих речовин, швидкість потоку стоків тощо), якісних (гідробіологічні характеристики активного мулу), бінарних (наявність певного (токсичного для мікрофлори мулу) політанту – присутній/відсутній) тощо;

- створення баз даних параметрів стану очисних споруд з інформацією про верифіковані причини зниження ефективності очищення та бази даних характеристик процесів інтенсифікації очищення стоків, за якими можна ідентифікувати процес очищення.

Основними етапами запровадження заходів ефективного менеджменту очищення стічних вод є наступні:

1. Визначення мети застосування інновації: які саме важливі (унікальні) особливості будуть її характеризувати, скільки коштуватиме створення системи, хто буде її експлуатувати і хто буде користуватися результатами функціонування системи, яка вартість цих результатів очікується. Для цього необхідно обрати показник оцінювання вартості (пропускна здатність, продуктивність, особливі характеристики продукції (точність, надійність, екологічність тощо) або показник «ефективність/вартість»).

2. Виявлення «вузького місця» системи, що пропонується, оскільки такі показники, як продуктивність або пропускна здатність, визначаються саме «вузьким місцем». Ознаками його можуть бути наступні ситуації:

- максимальне завантаження ланки, хоча це і не завжди є ознакою «вузького місця», за якою знаходять проблему (іноді системи оптимізують за принципом максимального навантаження усіх ресурсів);

- наявність вузлів, до яких надходять потоки інформації, матеріалів, готової продукції, транспортних засобів тощо;
- наявність простоїв устаткування, підсистем, транспортних засобів тощо у замкненому технологічному процесі.

Якщо виявлено явні ознаки одного, чи декількох «вузьких місць», це свідчить про те, що варто зробити певні коригування робочої документації.

3. Аналіз «вузького місця»: якщо продуктивність або пропускна здатність системи визначається продуктивністю «вузького місця», треба, перш за все, збільшити його продуктивність; якщо йдеться про простої саме «вузького місця», треба проаналізувати їхні причини та усунути або мінімізувати їх. Для цього необхідно зробити наступне:

- усунути будь-які несуттєві додаткові роботи (операції), які можна перекласти на інші ланки системи;
- усунути або обмежити перерви у роботі. Усунути перешкоди;
- забезпечити роботу «вузького місця» у стабільному режимі;
- забезпечити використання якісних засобів виробництва та матеріалів;
- забезпечити визначення пріоритетності завдань для «вузького місця», щоб воно завжди обслуговувало найбільш пріоритетні завдання;
- забезпечити розробників достатньою інформацією про необхідні доопрацювання системи, причому керівник команди розробників має приймати, класифікувати та визначати пріоритетність запитів та повідомлень, а фіксація помилок повинна у разі виявлення чергової помилки активізуватися, щоб забезпечити гарний баланс між діяльністю розробників, що працюють над

черговою ітерацією (покращанням системи на підставі отриманих раніше зауважень), та відчуттям чергових проблем системи.

4. Підпорядкування кожного іншого рішення проблеми «вузького місця». Усі ресурси, які не є за визначенням ресурсами «ВМ», треба розглядати як резервні, що у разі необхідності можна спрямувати на підтримку «ВМ». Підпорядкування може здійснюватися наступним чином:

- перекладання менш значущої роботи з «ВМ» на інші ланки системи;
- усі ланки системи повинні працювати згідно з режимом «ВМ»: ні швидше, ні повільніше, щоб уникнути перевантаження «ВМ» у майбутньому;
- буфер робіт на вході «ВМ» повинен бути завжди більш-менш заповнений, але не набагато;
- на виході «ВМ» має бути буфер для забезпечення стійкої роботи системи у разі варіацій на виході «ВМ»;
- усі ланки системи повинні подавати на вхід «ВМ» лише якісні (сертифіковані) сигнали, товари, сировину тощо;
- спеціальна команда розробників повинна бути повністю підпорядкована вирішенню проблем у «ВМ», що виникають: у разі будь-якого запитання, вимог, проблем, зв'язаних з продуктивністю або затримками, необхідно терміново зосереджуватися на вирішенні цих питань;
- представники замовника на місці повинні періодично приймати участь у тестуванні системи, щоб своєчасно інформувати розробників про свої побажання та зауваження з метою покращання системи;
- представники замовника на місці та керівник спеціальної команди розробників повинні готувати нові ітерації з метою покращань, щоб завжди тримати спеціальні команди розробників у «формі».

Таке підпорядкування не вимагає багато коштів або інвестицій і потребує небагато ресурсів, головним чином тих, які безпосереднє взаємодіють з «ВМ». Проте у той час, як ресурси «ВМ» повинні повністю використовуватися, інші ресурси повинні мати резерв часу, щоб підтримати «ВМ» у разі варіацій на виході «ВМ».

5. «Розширення» «ВМ». Даний етап зводиться до наступних заходів:

- збільшення кількості або якості виконавців чи паралельно працюючого устаткування;
- запровадження різних методів підвищення кваліфікації та більш ретельного контролю за діями персоналу та устаткування;
- використання більш досконалих засобів і методів виробництва, більш швидкодіючих машин та механізмів, більш ефективних методів та засобів обробки інформації тощо;
- запровадження більш ефективних технологій.

Розширення «ВМ», на відміну перших кроків, вимагає значних інвестицій. Окрім того, запровадження покращань на цьому етапі небезпечно, оскільки більшість з них вимагають певного часу до отримання результатів і за певних умов на початковій стадії покращання навіть можуть призвести до негативних результатів, перш ніж дадуть бажаний результат.

6. Повернення до етапу 1, тобто чергова ітерація усіх описаних вище процедур. Коли ми робимо крок до покращання і отримуємо позитивний результат, ми починаємо усе з початку:

- Чи підтверджується актуальність мети, що була сформульована на самому початку і чи оцінювання продуктивності (пропускнуої здатності, критерію «ефективність/вартість») слухне.

- Де тепер «ВМ»? Після ряду покращань можна вирішувати найважчу (найважливішу) проблему. Але «ВМ» може з'явитися у іншій ланці системи: виникає друга проблема і необхідно зосередитися на новому «ВМ».

Команда експертів, зібрана для вирішення проблеми «ВМ», все краще і швидше повторює процедури «розширення ВМ» і надає все більше інформації для розробників системи. Так відбувається (повинно відбуватися) у разі запровадження нових систем. Але й у разі оптимізації діючих систем, або модернізації усі зазначені вище кроки залишаються актуальними:

- визначається головна мета оптимізації чи модернізації та ризики, пов'язані з їхньою реалізацією;

- виявляються та аналізуються «ВМ» існуючої системи, причому кожне з них характеризується загальним внеском у погіршення функціонування системи, коштами для його усунення, часом, необхідним для реалізації усунення, впливом на інші ланки системи, впливом на майбутній розвиток системи тощо і пріоритетом;

- усі рішення, не пов'язані безпосередньо з «ВМ», підпорядковуються вирішенню проблеми «ВМ».

Блок-схема алгоритму пошуку та розширення «ВМ» наведена на рис. 2.16.

Під час вирішення проблеми “вузьких місць” необхідно враховувати:

- властивості функціональних систем, які можуть використовуватися як індикатори утворення “вузьких місць” (це можуть бути такі досить “прозорі” показники, як загальне енергоспоживання, енергоспоживання на одиницю продукції, витрати, що обумовлені недотриманням або порушенням вимог стандартів, нормативних актів, нормативних та методичних документів тощо; до інших, менш “прозорих”, відносяться такі індикатори, як показник “вартість/ефективність”, неадекватні інформаційні та управлінські зв'язки);

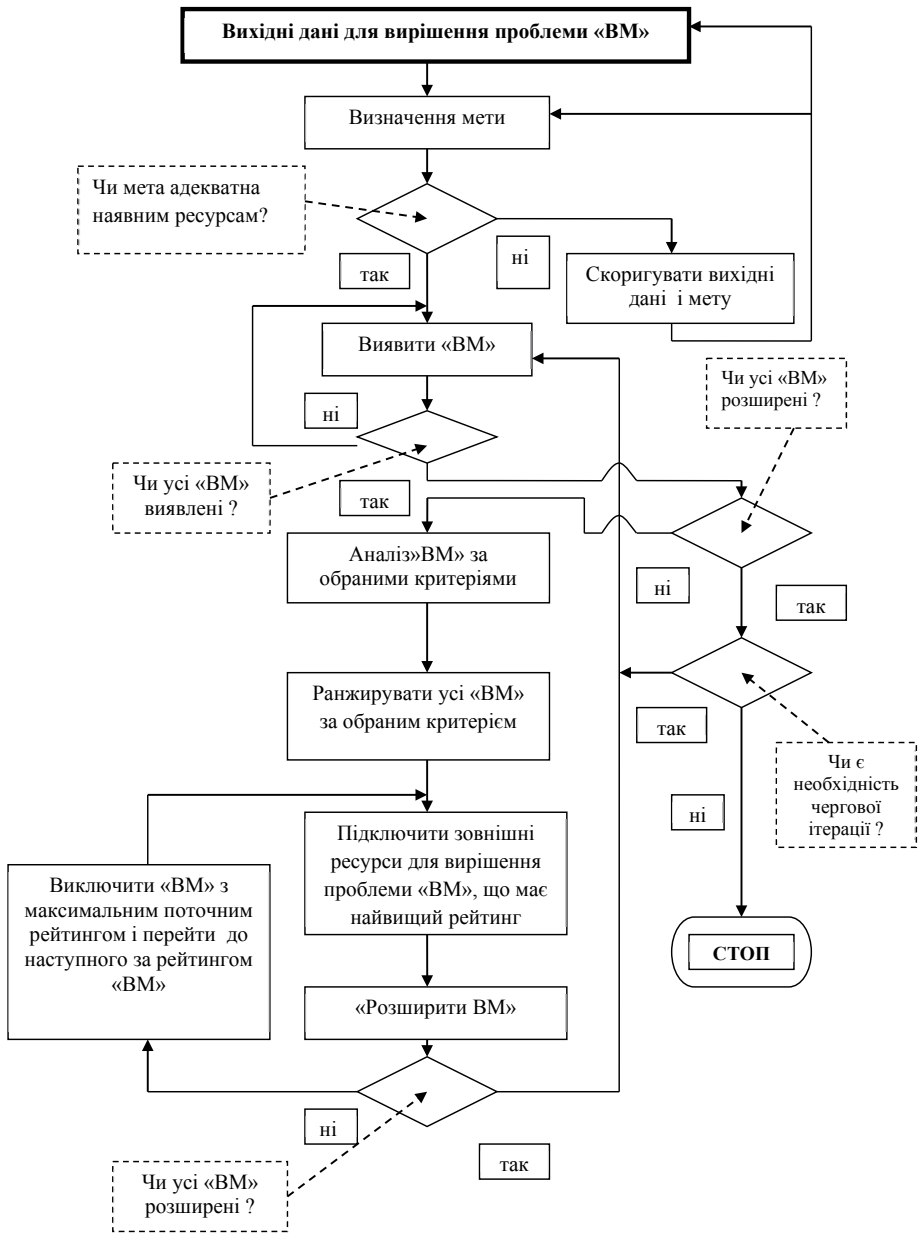


Рис. 2.16. Блок-схема алгоритму пошуку та розширення «ВМ»

- властивості, приховані резерви й обмеження функціональних, адміністративних та комунікаційних структур, в умовах яких відбувається функціонування системи та можливості їхньої модифікації або використання альтернативних структур з метою вирішення проблеми “вузьких місць”;
- можливість використання математичних моделей для оперативного моделювання альтернативних заходів щодо ліквідації “вузьких місць” та отримання відповіді відносно ефективних заходів для вирішення цієї проблеми.

Врахування усього зазначеного вище допоможе уникнути створення «ВМ» підчас розробок нових систем водовідведення, а також у разі модернізації існуючих систем.

Отже, врахування вузьких місць при впровадженні новітніх технологій управління системами водовідведення допоможе уникнути їх створення підчас розробок нових систем, а також у разі модернізації існуючих.

Загалом, розроблена технологія інтенсифікації біотрансформації політантів при біохімічному очищенні стічних вод включає вузол деструкції активного мулу, що дозволить покращити якість очищених стоків, отримати додаткове джерело енергії на підприємстві, а також підвищити екологічну безпеку природних водойм та довкілля вцілому. Економічний ефект після застосування деструкції активного мулу в процесі біохімічного очищення стічних вод становить від 3 до 45 млн. грн., що більше за традиційні анаеробні технології в 10-17 разів за рахунок збільшення виходу біогазу, підвищення вмісту метану в ньому та енергоємності біогазу. Термін окупності розробленої технології – до 3-х років.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 2

1. Запольський, А. К. Водопостачання, водовідведення та якість води / А. К. Запольський. – К.: «Вища школа», 2005. – 671 с.
2. Беличенко Ю. П. Захист водних ресурсів / Ю. П. Беличенко, В. М. Дражнер, В. М. Чередниченко. – К.: Будівельник, 1990. – 96 с.
3. Skjelhaugen, O. J. Thermophilic aerobic reactor for processing organic liquid wastes / O. J. Skjelhaugen // *Water Res.* – 1999. – 33, № 1. – С. 1593 – 1602.
4. Пат. 4420111 ФРН, С 02 F 3/30, С 02 F 3/00, С 02 F 3/12. Verfahren zur Abwasserreinigung in einer biologischen Klaranlage / Henkel Jurgen, Lepke Peter (ФРГ). – Заявл. 9.06.94; опубл. 14.12.95.
5. Пат. 1008558 ЕПВ, МПК6 С 02 F 3/12. A method for treating organic waste water / K. Katsura, S. Hasegawa; Pantec Shinko. – № 98308297/5; заявл. 13.10.98; опубл. 14.06.00.
6. Пат. на винахід 33639 України, МПК6 С 02 F 3/32. Система для очищення стічних вод/ О.Ф. Омельченко, В.О. Коваленко, В. С. Гандзюк, О. В. Коваленко, В. М. Удод (Україна). – Заявл. 18.03.1999; опубл. 15.02.2001, Бюл. №1. – 2 с.
7. Lin, S. H. Treatment of desizing wastewater by wet air oxidation / S. H. Lin, S. J. Ho // *J. Environ. Sci. and Health. A.* – 1996. – 31, № 2. – С. 355 – 366.
8. Інноваційні локальні очисні споруди для підприємств молочної галузі. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://ecodevelop.ua/innovatsijni-lokalni-ochisni-sporudi-dlya-pidpriyemstv-molochnoyi-galuzi/>
9. Станції очищення KLARO EASY. [Електронний ресурс]. – Режим доступу до ресурсу: https://ua.graf-voda.com.ua/klaro_easy/
10. Дисковий аератор D-REX®. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://aquapolymer.com.ua/obladnannya/systemy-aeratsiyi-ott-group/dyskovyj-aerator-d-rex/>

11. Bai Xiao-hui. Попередня очистка стічних вод від виробництва глутамату натрію / Bai Xiao-hui, Chen Qun-yan // Gongyestui chuli=Ind. Water Treat.–2002.–22, № 1.– С.34-36.
12. Wu Hongwei. Видалення органічних речовин за допомогою процесів, скомбінованих з озонуванням / Wu Hongwei, Wenjun, Wang Zhansheng // Huanjing kexu = Chin. J. Environ Sci. – 2000. – 21, № 4. – С. 29 – 33.
13. Білявський Г. О., Бутченко Л.І., Навроцький В.М. Основи екології (теорія та практикум). – К.: Лібра, 2002. – 351 с.
14. Білявський Г.О., Фурдуй Р.С. Практикум із загальної екології: навч. посіб. – К.: Либідь, 1997. – 160 с.
15. Lee, H. Automatic waste water control and monitoring system capable of removing nitrogen and phosphorus / H.Lee // Techno Jap. – 1995.– № 1.– С.112.
16. Водопостачання, водовідведення та поліпшення якості води: навч. посіб. / П. Г. Кириєнко та ін. – Харків: ХАІ, 2013. – 187 с.
17. Водопостачання і водовідведення: підручник / В. С. Кравченко та ін. – Рівне: НУВГП, 2007. – 432 с.
18. Sin, G. An integrated sensor for the monitoring of aerobic and anoxic activated sludge activities in biological nitrogen removal plants / G. Sin, K. Malisse, P. A. Vanrolleghem // Water Science and Technology. – 2003. – V.47, № 2. – С. 10 – 12.
19. Ficara, E. Comparison and combination of titrimetric and respirometric techniques to estimate nitrification kinetic parameters / E. Ficara, A. Musumeci, A. Rozzi // Water SA. – 2000. – V.26, №2. – С. 25 – 26.
20. Contreras, E. The application of different techniques to determine activated sludge kinetics parameters in a food industry wastewater / E. Contreras, N. Bertola, N. Zaritzky // Water SA. – 2001. – V.27, №2. – С. 34 – 36.

21. Джигирей В. С. Основи екології та охорона навколишнього природного середовища (Екологія та охорона природи). Підручник / В. С. Джигирей, В. М. Сторожук, Р. А. Яцюк. – Вид. 3-тє, доп. – Львів, Афіша, 2001. – 272 с.
22. Krenzinyer Norbert. Einsatz von Bakterienpräparaten in Belebungsanlagen / Krenzinyer Norbert // KA-Betr.-Info. – 2001. – 31, № 2. – С. 998 – 1000.
23. Еколого-технологічні основи водопостачання та водовідведення: навч. посіб. / Славов В. П. та ін. – Житомир: ЖНАЕУ, 2017. – 219 с.
24. Флотатор радіальний збірний. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <http://runy.org.ua/catalog/flotatsionnyye-ustanovki/Flotator-radialnyy-sbornyy/>
25. Flotation units with dissolved air ALPHA range. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: http://aquality.com.ua/files/alpha_kemeo.pdf.
26. Дисковий аератор D-REX®. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://aquapolymer.com.ua/obladnannya/systemy-aeratsiyi-ott-group/dyskovyj-aerator-d-rex/>
27. Leclerc Ph. Agitateurs et groupes Hydroclean: les atouts technologiques de Flygt / Leclerc Ph. // Techn. sci. meth. – 1995. – № 9. – С. 612 – 613.
28. Заявка WO 96/09989 C 02 F 3/16, B 01 F 3/04. Aerator with improved efficiency / Haegeman J.H. – № BE 94/00063; опубл. 4.04.1996.
29. Медико-гідрогеохімічні чинники геологічного середовища України / За ред. д.т.н., д.г.н., д.г.-м.н. Г.І. Рудька. Київ-Чернівці: Букрек, 2015. – 724 с.
30. Клименко М. О. Моніторинг довкілля. Підручник / М. О. Клименко, А. М. Прищеп, Н. М. Вознюк. – К.: Вища школа, 2006. – 175 с.

31. Пат. 6270681 США, МПК7 С 02 F 7/00. Aeration pond with oxygen recycling / MG Ind., Gray Steven P. (США). – Заявл. 30.04.1999; опубл. 07.08.2001.
32. Кравченко В. С. Водопостачання і каналізація / В. С. Кравченко. – К.: Кондор, 2003. – 285 с.
33. Fei Zhong-min. Gongye yongshui yu feishui / Fei Z., Guo W. // Ind. Water and Wastewater. – 2001. – 32, № 6. – С. 30 – 32.
34. Леонов В. Є. Технологія очищення стічних вод з метою захисту гідросфери: монографія / В. Є. Леонов, В. Г. Шерстюк, А. П. Бень. – Херсон: ХДМІ, 2008. – 152 с.
35. Wang, K. Congyeshui chuli / Kai W., Wenning M., Chengchao G. // Ind. Water Treat. – 2003. – 23, № 12. – С. 4 – 7, 48.
36. Орлов В.О., Тугай Я.А., Орлова А.М. Водопостачання та водовідведення: підручник. – Київ: Знання, 2011. – 359 с.
37. Тугай А.М., Тугай Я.А. Водопостачання. Джерела та водозабірні споруди: навч. посіб. – К.: Європ. Університет, 2015. – 231 с.
38. Manihar, R. Fixed film anaerobic digestion of distillery effluent / R. Manihar // Approp. Waste Manag. Technol. Dev. Countries: Techn. Pap. Present. 3rd Int. Conf., Nagpur, Febr. 25 – 26, 1995. Vol. 1. – Bombay, 1995. – С. 155 – 159.
39. Федоткін І.М. Ресурсозберігаючі технології кавітаційного емульгування і диспергування в хімічній технології / Федоткін І.М., Сівецький В.І., Панов Є.М., Колосов О.Є.- К.: НТУУ «КПІ», 2007. – 180 с.
40. Заявка 2291417 Великобританії, С 02 F 3/12. Activated sludge process / Cooper P.F. (Великобританія). – Заявл. 18.07.1994; опубл. 24.01.1996.
41. Заявка 4329239 ФРГ С 02 F 3/12, В 01 D 21/00. Verfahren und Vorrichtung zur biologischen Abwasserreinigung / Sekoulov I., Plaf R. (ФРГ). – Заявл. 26.08.1993; опубл 2.03.1995.

42. Федоткін І.М. Адаптація удосконаленої теорії процесів кавітаційного емульгування і диспергування для очищення стічних вод / Тез. доп. ІХ Міжн. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів і молодих вчених НТУУ «КПІ» «Екологія. Людина. Суспільство» / Федоткін І.М., Сівецький В.І., Колосов О.Є. та ін. – К., 2006.- С.141.
43. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод/ А. К. Запольський, Н. А. Мішкова-Клименко, І. М. Астрелін та ін. – К.: Лібра, 2000. – 552 с.
44. Шадура В. О., Кравченко Н. В. Водопостачання та водовідведення: навч. посіб. – Рівне : НУВГП, 2018. – 343 с.
45. Промислова система ультрафільтрації Ecosoft UF-20. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://aquantis.com.ua/>
46. Kruse, H. D. Hochlast-Tropfkörper zur biologischen Vorbehandlung von Abwassern aus der Papierhershaffung / H. D. Kruse, Gerdes U. // Allg. Pap.-Rdsch. – 1995. – 119, № 37 – 38. – С. 924 – 925.
47. Установка нанофільтрації. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://www.eurowater.ua>
48. Ультрафіолетовий знезаражувач води Ecosoft ET-24. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://aquantis.com.ua/>
49. Заявка 2698627 Франції, МКИ5 С 02 F 3/06, В 01 D 24/22. Procédé et dispositif pour le traitement biochimique des eaux usées à lit immergé à flux descendant / Legeron J.-P., Sautel Gh.; Т.Е.С.С.А. (Франція). – Заявл. 30.11.1992; опубл. 3.06.1994.
50. Сайт Інформаційно-аналітичного центру (ІАЦ) Мінприроди (поточна аналітична інформація про стан довкілля в Україні): <https://iac-menr.rgdata.com.ua/ShowPage.aspx?PageID=200>
51. Colmenarejo, M. F. The influence of wastewater type and organic loading on the protozoan and metazoan population of a peat bed

- filter / M. F. Colmenarejo, M. G. Garcia, A. Bustos, R. Borja, C. J. Banks // J. Environ. Sci. and Health. A1. – 1997. – 32. – С. 145 – 152
52. Watanabe, A. Біологічна очистка стічних вод від жирів / A. Watanabe, N. Kohata, H. Hinuma // Ebara jiho = Ebara Eng. Rev. – 1996. – № 172. – С. 14 – 22.
53. Фільтр зворотного осмосу. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://cutt.ly/OglwJkY>
54. Selcoperm електролізна установка. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: https://aquantis.com.ua/uk/product/46/selcoperm_elektrolizna_ustanovka
55. Ros, M. The influence of different support materials to treatment efficiency in packed bed reactors/ M.Ros, J.Vrtovsek, M.Dular // Water Sci. and Technol. – 1992. – 25, № 1. – С.119-122.
56. Dychko, A., Remez, N., Kraychuk, S., Ostapchuk, N., Yevtieieva, L. Modelling of Two-Stage Methane Digestion with Pretreatment of Biomass // Latvian Journal of Physics and Technical Sciences. - 2018, 2, - P. 37-44. DOI - <https://dx.doi.org/10.2478/lpts-2018-0011>.
57. Дичко А.О., Т.Б. Кудрявська, О.Г.Лемешко, Л.І. Євтеєва. Біоіндикація та біометрія природних екосистем. - К.: НТУУ «КПІ», 2016.
58. Пат. 6103123 США, МПК7 С 02 F 3/30. Aeration device and method for creating and maintaining facultative lagoon / Gantzer Ch.J. (США). – Заявл. 21.09.1998; опубл. 15.08.2000.
59. Muttamara, S. Roles of baffles in waste stabilization ponds / S. Muttamara, U. Puetpaibook // Water Sci. and Technol. – 1997.– 35, № 8.– С. 274-285.
60. Пат. 5593575 США, С 02 F 3/30. Floating cover and baffle system / Cretini Gus R. (США). – Заявл. 14.04.1994; опубл. 14.01.1997.

61. Lacoste, B. Etude d'un reacteur aerohie a culture coucentree couple a une separation par micro ou ultra- filtration taugentiellees sur membranes minerales. Premiere approche d'une application en depollution / B. Lacoste, C. Brakides, M. Rumeau // Rev. sci. eau. – 1993. – 6, № 4. – С. 363 – 379.
62. Dychko A.O., Yeremeev I., Remez N.S., Yevtieieva L. Reliability of monitoring of aviation influence on environment / *Вибрані аспекти забезпечення хімотологічної надійності техніки.* - 2019, К.: НАУ. - С. 215-225.
63. Naundorf, E. A. Enhancing ecology management by effective and economical treatment and recycling of sewage and industrial wastewaters for healthy and economical re-useю - 2003.
64. Bao-jie, Z. Research of process of cleaning of effluents with the use of membrane fermenter / Z. Bao-jie, W. Gang, S. Yu-ming, L. Gang // Harbin jianzhu daxue xuebao=J. Harbin Univ. Civ. Eng. and Archit. – 2002. – 35, № 4. – С. 56 – 59.
65. Lubbecke, S. Niedrig-Energie-Membransystem fur die biologische Awasserreinigung / S. Lubbecke // Chem.-Ing.-Techn. – 2000. – 12, № 5. – С. 521-525.
66. Kraft, A. Niedrigenergie – Membranverfahren zum Biomassenruckhalt in Abwasserreinigungsanlagen / A. Kraft, U. Mende // F and S: Filtr. und Separ. – 1995. – 9, № 6. – С. 244 – 254.
67. Rudiger, A. Augmentation de la teneur en biomasse dans les bassins de boues activees/ Rudiger A., Plaf R., Sekoulov I., Pineau C.// Eau, ind., nuisances. – 2001.– № 246. – P. 105-109.
68. Дичко А.О., І.О. Ополінський. Стратегічна екологічна оцінка та розвиток біогазових технологій в умовах євроінтеграції. Strategic estimation and vectors of Ukraine's social and economic development in the conditions of European integration and the world partnership / UK, 2017. - P.97-105.

69. Єремєєв І.С., Дичко А.О. Проблеми екологічного моніторингу ґрунтоекосистем/ Проблеми хімотології. - К.: Центр учбової літератури. - 2017. - С.374-377.
70. Hrebenuk T.V., Dychko A.O., Bronytskyi V.O. Modelling of process of adsorption at wastewater treatment from phenol // Екологічні науки: науково-практичний журнал. - 2019. - № 5(24). Т. 2. - С.5-7.
71. Opitz, M. Bemessungstechnische Aspekte zur Denitrifikation in Belebungsanlagen / M. Opitz, J. Pinnekamp // Wasser Abwasser Praxis. - 1996. - 5, № 3. - С. 29 - 32, 35.
72. Заявка 4422017 ФРГ, С 02 F 3/00, С 02 F 3/28. Verfahren zur Stabilisierung der Denitrifikation in biologischen Klaranlagen durch verbrauchte Kfz-Kuhlerflüssigkeit / Martienssen M., Schulze R., Simon J. (ФРГ). - Заявл. 16.06.1994 ; опубл. 11.05.1995.
73. Заявка 4337625 ФРГ, С 02 F 3/12, С 02 F 3/22, В 01 D 21/00. Verfahren und Anlage zur Biologischen Reinigung von Abwasser / Patz R., Heppel A., Kunitz H. (ФРГ). - Заявл. 4.11.1993; опубл. 11.05.1995.
74. Hillenbrand, T. Maßnahmen zur Verbesserung der Denitrifikation / T. Hillenbrand, E. Bohm // Korrespond. Abwasser. - 1996. - 43, № 3. - С. 393 - 404.
75. Parker, D. S. Maximizing trickling filter nitrification rates through biofilm control: research review and full seal application / D. S. Parker, T. Jacobs, E. Bower, D. W. Stowe, Y. // Water Sci. and Technol. - 1997. - 36, № 1. - С. 255 - 262.
76. Запольський, А. К. Водопостачання, водовідведення та якість води / А. К. Запольський. - К.: «Вища школа», 2005. - 671 с.
77. Manihar, R. Fixed film anaerobic digestion of distillery effluent / R. Manihar // Approp. Waste Manag. Technol. Dev. Countries: Techn. Pap. Present. 3rd Int. Conf., Nagpur, Febr. 25 - 26, 1995. Vol. 1. - Bombay, 1995. - С. 155 - 159.

78. Пат. на винахід 33639 України, МПК6 С 02 F 3/32. Система для очищення стічних вод/ О.Ф. Омельченко, В.О. Коваленко, В. С. Гандзюк, О. В. Коваленко, В. М. Удод (Україна). – Заявл. 18.03.1999; опубл. 15.02.2001, Бюл. №1. – 2 с.
79. Дичко А. О. Еколого-економічна оцінка технологій отримання біогазу / А.О. Дичко, І.О. Ополінський // Вісник Кременчуцького національного університету ім. Михайла Остроградського. – 2016. – №4. – С. 88–93.
80. Пат. 2844788 Франції, МПК7 С 02 F 11/14. С 02 F 11/02. Precede et dispositif de reduction des boues des stations de traitements biologiques d'eaux residuaires / Deleris Stephane, Lebrun Thierry. – Заявл 04.12.2002; опубл. 26.03.2004.
81. Заявка 19942184 Німеччини, МПК7 С 02 F 3/26, С 02 F 1/78. Verfahren zur Behandlung von Abwasser in einer biologischen Klaranlage und dafür geeignete Vorrichtung / Hermans M., Brombach A., Ried A., Peters B. (Німеччина) – Заявл. 03.09.1999; опубл. 15.03.2001.
82. He Sheng-bing. Determination of operational parameters of anaerobic phase for enhanced phosphorus removal in MBR / He Sheng-bing, Wong Bao-zhen, Wang Lin ets. // Journal of Environmental Sci. – 2003. – 15, № 6. – С. 749 – 756.
83. Пат. 2844787 Франції, МПК7 С 02 F 11/14. Precede et dispositif de reduction des boues des stations de traitement biologique d'eaux residuaires / Ondeo Degremont SA, Deleris S., Lebrun T. (Франція). – Заявл. 25.09.2002; опубл. 26.03.2004.
84. Пат. 2844785 Франції, МПК7 С 02 F 11/02. С 02 F 11/14, 11/06. Precede et dispositif de reduction de la production de boues des stations de traitemem d'eaux residuaires par cultures biologiques fixees / Ondeo Degremont SA, Deleris S., Lebrun T. (Франція). – Заявл. 05.12.2002; опубл. 26.03.2004.

85. Пат. 4404393 ФРГ, МКИ6 С 02 F 11/14, С 02 F 11/06. Verfahren und Einrichtung zum Aufbereiten von Klarschlamm / Lenski V., Erich K. (ФРГ) – Заявл. 11.02.1994; опубл. 29.06.1995.
86. Vorobiov V. Calculating main parameters of pollutants removal created on basis of mathematical model of biochemical wastewater treatment process / V. Vorobiov, A. Dychko // Вісник Кременчуцького національного університету ім. Михайла Остроградського. – 2016. – №2. – С. 96–101.
87. Пат. 2297083 Великобританії, МКИ6 С 02 F 1/52. 1/56. Process for treating sewage and waste water / Monaghan W., Monaghan J. (Великобританія). – Заявл. 17.01.1995; опубл. 24.07.1996.
88. Dychko A. Waste and wastewater treatment bottleneck management / A. Dychko, I. Opolinskyi, L. Yevtieieva // Екологічна безпека. – 2016. – №21 (1). – С.123-126.
89. Dychko A. Wastewater biochemical treatment management by biotic factors effect / A. Dychko // Управління розвитком складних систем. – 2016. № 25 (1). – С. 186-191.
90. Dychko A. Dependence of biochemical treatment of wastewater from process factors / A. Dychko // Вісник Кременчуцького національного університету ім. Михайла Остроградського. – 2016. – №1. – С. 115–120.
91. Van Der Merwe-Botha M. Combined pre-degradation and anaerobic digestion for the treatment of a baker's yeast factory effluent / Van Der Merwe-Botha M., Britz T. J. // Water Sci. and Technol. – 1997. – Т. 36, № 6-7. – С. 295 – 301.
92. Randall, A. A. The effect of volatile fatty acids on enhanced biological phosphorus removal and population structure in anaerobic/aerobic sequencing batch reactors / A. A. Randall, L. D. Benefield // Water Sci. and Technol. // Pap. 1st JAWQ Int. Spec. Conf. Sequenc. Batch. React. Technol., Munich, 18–20 March, 1996– 1997. – 35, № 1. – С. 153-160.

93. Rasmussen, M. R. Improving settling dynamics of activated-sludge by adding fine talc powder / M. R. Rasmussen, T. Larsen, F. Clauss // *Water Sci. and Technol.* – 1996. – 3, № 5 – 6. – С. 11 – 18.
94. Cantet, J. Upgrading performance of an activated-sludge process through addition of talqueous powder / J.Cantet, E.Paul, F.Clauss // *Water Sci. and Technol.*–1996. – 3, № 4. – С.75-83.
95. Cantet, J. Une solution rapide et efficace pour l'amelioration de la separation solide/liquide en station deputation de type boues actives / J. Cantet, E. Paul, D. Helaine // *Techn., sci., meth.* – 1997. – № 3. – С. 49 – 53.
96. Demel, I. Improving the settling of activated sludge by chemical additives / I. Demel, C. H. Mobius // *Water Sci. and Technol.* – 1988. – 20, № 1. – С.283 – 286.
97. Sinegribova, O. A. Intensification of sewage-treatment by flocculating agents / O. A. Sinegribova, V. Kim // *Metallurgy of Nonferrous and Rare Metals: Proceedings of Russian-Indian Symposium, Moscow, 2002.* – Moscow. – 2002. – С. 306 – 310.
98. Воробйов В.Д. Підвищення ефективності біотрансформації екологічно небезпечних полютантів стічних вод у біогаз / В.Д. Воробйов, А.О. Дичко, І.О. Ополінський // *Вісник Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут».* Серія «Гірництво». – 2016. – №30. – С.153-159.
99. Дичко А.О. Інтенсифікація процесу біоенергетичної трансформації біомаси у біогаз / А.О. Дичко, Л.І. Євтеєва, І.О. Ополінський // *Управління розвитком складних систем.* – 2015. – № 22 (1). – С. 193-198.
100. Dychko A.O., Minaieva Yu.Yu., Hrebenuk T.V. Technology of biomass chemical disintegration in anaerobic digestion of organic waste // *«Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки.* - Том 28 (67), № 1, 2017. - С.6-10.

101. Dychko AO, Opolinskyi IO (2017). Analysis of Methods Increasing the Productivity of Biomass Anaerobic Processing to Biogas. ISJ Theoretical & Applied Science, 05 (49): P.211-216. DOI: <http://s-o-i.org/1.1/TAS-05-49-32>
102. Chin, K. K. Wastewater treatment with bacterial augmentation / K. K. Chin, S. L. Ong H. L. // *Approp. waste manag. technol. dev. countries: Techn. Pap. Present. 3rd Int. Conf., Nagpur, Febr. 25 – 26, 1995. – Bombay. – 1995. – С. 191 – 194.*
103. Dychko A., Yeremeev I. RISKS ANALISYS AND MANAGEMENT OF WATER ECOSYSTEMS // *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського. Випуск 4, 2018 (11).* DOI: 10.30929/1995-0519.2018.4.115-121.
104. S.O. Popov, R.A. Tymchenko, D.A. Krishko et. al. Development of scientific foundations of source-saving technologies of mineral mining and processing. Sofia: Publishing house "St.Ivan Rilski", 2018, 264 p.
105. Erhardt, H. M. Phenol degradation by microorganisms absorbed on activated carbon / H. M. Erhardt, H. I. Rehm // *Appl. Microbiol. And Biotechnol.* – 1985. – 21, №1. – С. 32-36.
106. Єремєєв І. С. Проблеми системного аналізу процесів очищення стічних вод / І. С. Єремєєв, А. О. Дичко. // *Управління розвитком складних систем.* – 2016. – №27. – С. 170-175.
107. Erken, M. Koksstaubunterstutzte biologische abwassere inigung / M. Erken, G. Ritter // *Abwasertechnik.* – 1986. – 37, №4. – С. 12-14.
108. Ehreer, P. Unterstutzung der aerober biologischen abwas-sereinigung durch braunkohlenkoks / P. Ehreer, R. Glocker, G. Ritter // *Korrespond. Abwasser.* – 1987. – 34, №2. – С.129-136.
109. Perrtti, A.E. Enhancement of biological waste treatment by activated carbon / A. E. Perrtti, C. A. Rodmen, C. A. Rodmen // *Chem. Eng. Progress.* – 1973. – 69, №11. – С. 63 – 64.

110. Reinbold, M. Etude d'incorporation de charbon actif en poudre dans une bouse active / M. Reinbold // Technol. Et Sci. Munkipales. – 1982. – №5. – С . 213 – 220.
111. Kolb, F. R. Activated carbon sequencing batch biofilm reactor to treat industrial wastewater / Kolb F.R., Wilderer P.A. //Water Sci. and Technol.– 1997.– 35, №1.– С. 169-176.
112. Dychko A.O., Minaieva Yu.Yu., Hrebeniuk T.V. Technology of biomass chemical disintegration in anaerobic digestion of organic waste // «Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки. - Том 28 (67), № 1, 2017.- С.6-10.
113. Yu H.-Q. Effect of addition of ferric hydroxide or powdered activated carbon of sequencing batch reactors treating coke-plant waste-water / Yu H.-Q., Wilson F., Tay J.-H. // J. Environ. Sci. and Health. A. – 1997. – 32, №5. – С. 1605 – 1619.
114. Cecen, F. Powdered activated carbon-assisted biotreatment of a chemical synthesis wastewater/ F.Cecen, O.Aktas // Chem., Technol. and Biotechnol.– 2001. - 76, № 12. - С.1249-1259.
115. Lytvynenko, V., & Dychko, A. Efficiency of application of the microbial method of wastewater treatment to remove hexamethyldiamine. // Environmental Problems. - Vol. 6, No. 1, 2021.
116. Lytvynenko, V., Dychko, A., Remez, N., & Boyko, A. (2021). Application of systems analysis for monitoring of toxic substances in the ecosystem (No. 6534). EasyChair.
117. Пат. 753484 Австралії, МПК6 С 02 F 003/12, С 02 F 001/52. Process for the removal of suspended and other material from waste water / Zeolite Australia Ltd., Charuckyj L., Cooksey P. A. (Австралія). – заявл. 11.02.2000; опубл. 17.10.2002.
118. Єремєєв І.С., Дичко А.О., Литвиненко В.А. Проблеми ідентифікації динаміки забруднень водних екосистем гексамети-

- лендіаміном // IV Міжнародна науково-технічна конференція «Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг, 20-22 жовтня 2021 року, м. Львів. - С.25-26.
119. Cooper, P.F. Evaluation of the CARTOR process for updating on ever evaded swage works / P.F. Cooper, S. Walker, H.E. Grabtre etc. // Process eng. aspects immobilized system – Kugbi, 1986. – С. 205 – 208.
120. Hegeman, W.E. Saniening. Belebyrgslage durds den Einsstr von achwimmenden anewuchskorpern zur Biomassenanreicherung / W.E. Hegeman, A. Wildmoser // G.W.F. WasserAbwasser. – 1986. – 27, № 9. – С. 415 – 421.
121. Pasuk, I. Modifi zierte. PUR – Trager fur die biologische Abwasse – behandlung / I. Pasuk // Wassor, Luft und Betr. – 1983. – №11. – С.24 – 25.
122. Aivasidis, A. Recent developments in process and reactor design for anaerobic wastewater treatment / A. Aivasidis, C. Wandrey // Water Science and Technol. – 1988. – 20, №1. – С. 211 – 218.
123. Knaekmuss, H. Sissle mikroorganizmen for den / H. Knaekmuss, D. Keocker. // Korrespondent Abwasser. – 1985. – 32, №3 – С. 147 – 150.
124. Lassman, E. Der Einsatr von offnporigen Ichaumstoff ais Tragermaterial beider biologischen Abwasser-Reinigung / E. Lassman, H. Reimann // Chem.-Ing.-Technol. – 1987. – 59, №2 – С. 132 – 134.
125. Blachafsherger, W. Erhohung der process stabilitat hommunaler klananlagen / W. Blachafsherger // Jahrburch, 1984 – Techn. Univ. Munchen. Bi Freunde Techn. Univ. Munchen. – Munchen, 1985. – С. 109 – 125.
126. Captor, B. Future development work on Captor Biodum / Captor B. // Biotechnol. – 1986. – 8, №5. – С. 6 – 11.

127. В. А. Литвиненко, А. О. Дичко. Удосконалення технології мікробіологічного очищення стічних вод від гексаметилендіаміну || VIII Міжнародний з'їзд екологів «Екологія/ Ecology – 2021», 22–24 вересня, 2021 [Електронне мережне наукове видання]: збірник наукових праць. – Вінниця: ВНТУ, 2021. – С.140-141.
128. Lytvynenko V., Dychko A., Remez N., Boyko A. Application of systems analysis for monitoring of toxic substances in the ecosystem || «Інформаційні управляючі системи і технології» (ІУСТ-ОДЕСА-2021). Матеріали X Міжнародної науково-практичної конференції, 23 - 25 вересень 2021 р. Одеса / ред. В.В. Вичужанін. - 2021. - С.168-169.
129. Dychko, A., Yeremeyev, I., Kyselov, V., Remez, N., & Kniazevych, A. (2019). Ensuring Reliability of Control Data in Engineering Systems. *Latvian Journal of Physics and Technical Sciences*, 56(6), 57-69.
130. Пат. 407391 Австрії, МПК7 С 02 F 3/12. Verfahren und Vorrichtung zur Reinigung abwasser / Gassner Kurt (Австрія). – Заявл. 26.06.1998; опубл. 26.02.2001.
131. Пат. 6013183 США, МПК7 С 02 F 3/00. Method of liquefying microorganisms derived from biological wastewater treatment processes / Stephenson R. J., Dhaliwal H. S. (США). – Заявл. 05.08.1998; опубл. 11.01.2000.
132. Єремєєв І.С., Дичко А.О. Екологічна природна та техногенна безпека: підручник для ЗВО. - Одеса: Видавничий дім «Гельветика», 2022.- 300 с.
133. Застосування УФ випромінювання для знезараження стічних вод/ Гончаренко А.І., Колесніченко О.А. Шаляпін С.М. – [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://www.helco.com.ua/pdf/Zastosuvannya_UF.pdf

134. Хан, Q. Дослідження впливу магнітного поля на процес очищення стічних вод / Q.Han, F.Shao // Fushun shiyou хуеуан хуебао = J.Fushun Petrol Inst. –2002. – 22, №3. – С.8-9.
135. Пат. на винахід 55767 України, МПК7 С 02 F 3/10, С 02 F 1/48. Спосіб біологічної очистки природних і стічних вод / О. М. Квартенко (Україна). – Заявл. 10.06.2002; опубл. 15.04.2003 , Бюл. №1. – 2 с.
136. Пат. 1176122 Японії, ЕПВ, МПК С 02 F 3/10. Magnetic sludge suitable for use in waste water treatment and method for preparing the same and method for waste water treatment / Japan Science and Technology Corp. Kawaguchi-shi, Saitama 332-0012, Маекава Т., Kuroshima М. (Японія). – Заявл. 18.02.2000; опубл. 30.01.2002.
137. Пат. 5637226 США, В 01 D 35/06. Magnetic fluid treatment / Adam L., Adam H. J., Adam J. D. (США). – Заявл. 18.08.1995; опубл. 10.06.1997.
138. Глухов О. З., Машталер О. В. Біоіндикація техногенного забруднення навколишнього середовища південного сходу України. Донецьк: Вебер, 2007. 156 с.
139. Пат. 2792207 Франції, МПК7 А 61 L 2/03, С 02 F 1/48. Procédé de traitement d'un flux aqueux par electropulsion a champ parallele a l'écoulement, chambre de pulsation et applications: Electricite de France / Vernhes M. C., Cabanes P. A., Teissie J. (Франція). – Заявл. 15.04.1999; опубл. 20.10.2000.
140. Пат. 386187 Австрії, F П/02. Vertren zur biologischen umsetzung von substraten/ Treso B., Puschenjak E., Hanke R. (Австрія). – Заявл. 05.07.1987; опубл. 11.07.1988.
141. Глухов О. З., Сафонов А. І., Хижняк Н. А. Фітоіндикація металопресингу в антропогенно трансформованому середовищі. Донецьк: Норд-Пресс, 2006. - 360 с.

142. Екологія. Охорона природи: Словник-довідник. / авт.-уклад. Мусієнко М.М. - К.: Т-во «Знання», КОО, 2002. - 550 с.
143. Зінченко О.П., Степанюк Я.В. Біометрія: метод. рек. до викон. лабораторних робіт. Луцьк: РВВ Вежа Волин. нац. ун-ту ім. Лесі Українки, 2010. - 80 с.
144. Кучерявий В.П. Екологія. - Львів: Світ, 2000. - 386 с.
145. Никифоров В. В., Дігтяр С. В., Мазницька О. В., Козловська Т. Ф. Біоіндикація та біотестування: навчальний посібник. - Кременчук: Видавництво ПП Щенбатих О. В., 2016. - 76 с.
146. Ольхович О. П., Мусієнко М. М. Фітоіндикація та фітомоніторинг: метод. рекомендації. - К.: Фітосоціоцентр, 2005. - 64 с.
147. Leung B., Forbes M. R., Houle D. Fluctuating Assymetry as a Bioindicator of Stress: Comparing Efficacy of Analyses Involving Multiple Traits. *The American Naturalist*. - 2000. Vol. 155. № 1. - P. 101–115.
148. Nivova D. J., Dushkova P. I., Kovacheva G. V. Anatomical, Morphological studies of *Platanus acerifolia* at various degrees of air pollution. *Ekologiya*). 1983. - Vol. 6. - P. 35–47.
149. Пат. на винахід 107470 Україна, МПК C02F 11/04, C02F 3/28. Спосіб попереднього оброблення субстратів перед анаеробним зброджуванням/С.Й. Шаманський, С.В. Бойченко (Україна). – Заявл.25.11.2015; опубл.10.06.2016, Бюл. №11.- 2 с.
150. Guo Z. Очистка стічних вод з використанням ультразвукового випромінювання в поєднанні з іншими методами / Guo Z., Zheng Z., Yuan S. // *Gongueshui chuh = Ind. Water Treat.* - 2003. - 23, № 7. - С. 8 - 12.
151. Bathen, D. Einsatz von Mikrowellen und Ultraschall in der Reaktionstechnik / D. Bathen, H. Schmidt-Traub // *Chem.-Ing.-Techn.* - 2000. - 72, № 9. - С. 977.

152. Wang F. Дезінтеграція активного мулу з використанням ультразвуку / Wang F., Ji M. // *Nongye huanjing kexue xuebao* = *J. Agro-Environ.* – 2004. – 23, № 3. – С. 584 – 587.
153. Palmer A., Strobeck C. Fluctuating asymmetry as a measure of developmental stability: implications of non-normal distributions and power of statistical tests / *Acta Zool. Fenn.* - 1992. V. 191. - P.57–72.
154. Shadrina E., Vol'pert Y. Evaluation of Environmental Conditions in Two Cities of East Siberia. Using Bio-indication Methods (Fluctuating Asymmetry Value and Mutagenic Activity of Soils). *International Journal of Biology.* – 2015, V. 7. - P. 20–32.
155. Єремєєв, І. С. Моніторинг довкілля у зоні впливу сховищ рідких радіоактивних відходів / І. С. Єремєєв // *Співробітництво для вирішення проблеми відходів: Матер. V міжн. конф., 2-3 квітня 2008 р.* – Харків: ЕкоІнформ, 2008.– С. 62–65.
156. Дичко, А.О. Підвищення ефективності управління підприємством з водоочищення / А.О. Дичко, І.С. Єремєєв // *Теоретичні та прикладні аспекти підвищення конкурентоспроможності підприємств: монографія / за ред. О.А. Паршиной.* – Дніпропетровськ: «Герда», 2013.- Т.4. – С.135-144.
157. Dychko, A.O. Methodology of Management of Sustainability of Wastewater Treatment Enterprises / A.O. Dychko // *Mechanismus der Nachhaltigen Entwicklung: monographie* // Nurnberg: Verlag SWG imex GmbH. – 2014. – С.186-192.
158. Дичко, А.О. Технологічні та управлінські інновації у сфері водокористування / А.О. Дичко // *Економіка природокористування та управління природоохоронною діяльністю: монографія / за ред. С.В. Князя//* Львів: Львівська політехніка. – 2014. – С.218-225.
159. Єремєєв, І.С. Моніторинг довкілля / І.С. Єремєєв, А.О. Дичко // *К.: НТУУ «КПІ».* – 2016. – 500 с.

160. Єремєєв І. С. Проблеми системного аналізу процесів очищення стічних вод / І. С. Єремєєв, А.О.Дичко.// Управління розвитком складних систем.– 2016. – №27. – С. 170-175.
161. Єремєєв, І. С. Управління якістю біохімічного очищення стічних вод / І. С. Єремєєв, А. О. Дичко // System Research & Information Technologies. – 2012. – №4. - С.45-48.
162. Єремєєв, І. С. Екологічні системи як об'єкт фрактального аналізу / І. С. Єремєєв, А. О. Дичко // Системный анализ и информационные технологии: XIV междунар. науч.-техн. конф. SAIT 2012. – К.: НТУУ «КПІ», 2012. – С.59-60.
163. Дичко, А. О. Управління складними системами поводження з рідкими побутовими відходами / А. О. Дичко, І. С. Єремєєв, М. Є. Гузовський. // Управління розвитком складних систем. – 2014. – №18. – С. 168–172.
164. Yeremeyev, I., Dychko, A., Kyselov, V., Remez, N., & Khlobystov, I. (2021). Catastrophes, fractals and in geoenineering and water treatment systems. In E3S Web of Conferences (Vol. 280, p. 02009). EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202128002009>
165. Yeremeyev, I., Dychko, A., Kyselov, V., Remez, N., Kraychuk, S., & Ostapchuk, N. (2021). Methods of Fuzzy Set in Simulation for Predicting Unobserved States of the Ecological and Geoenineering Systems. Latvian Journal of Physics and Technical Sciences, 58(4), 69-78. <https://doi.org/10.2478/lpts-2021-0034>
166. Пат. 108800 Україна, МПК (2016.01) C02F 11/04. Спосіб інтенсифікації процесу двостадійного анаеробного зброджування органічних відходів / А. О. Дичко, І. О. Ополінський. – № u2016002134; заявл. 04.03.2016; опубл. 25.07.2016, Бюл. № 14. – 2 с.

167. Пат. к.м. 100151 України, МПК (2006.01) C02F 11/04. Спосіб інтенсифікації процесу біотрансформації органічних забруднень стічних вод у біогаз / К. К. Ткачук, А. О. Дичко, І. О. Ополінський (Україна). – Заявл. 05.02.2015; опубл. 10.07.2015, Бюл. № 13. – 2 с.
168. Energy Policies beyond IEA Countries - Ukraine 2012 [Електронний ресурс]: Енергетична політика за межами країн – членів МЕА: УКРАЇНА 2012// IEA/ – 2012. – С. 15. – Режим доступу: http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/UKR_Summaryplus.
169. The ANAMIX™ a Continuous Stirred-Tank Reactor (CSTR) Anaerobic Digester. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://www.globalwe.com/technologies/anamix/>
170. Johann Heinrich von Thunen-Institut (vTI) [Електронний ресурс]. – 2010. – Режим доступу: http://www.fnr-server.de/kurz_2010.pdf.
171. Yeremeyev, I., Dychko, A., Kyselov, V., Remez, N., Kraychuk, S., & Ostapchuk, N. (2021). Methods of Fuzzy Set in Simulation for Predicting Unobserved States of the Ecological and Geoengineering Systems. *Latvian Journal of Physics and Technical Sciences*, 58(4), 69-78 <https://doi.org/10.2478/lpts-2021-0034>
172. Yeremeyev, I., Dychko, A., Kyselov, V., Remez, N., & Khlobystov, I. (2021). Catastrophes, fractals and chaos in geoengineering and water treatment systems. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 280, p. 02009). EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202128002009>
173. Dychko, A., Yeremeyev, I., Remez, N., Kraychuk, S., & Ostapchuk, N. (2020). Structural redundancy as robustness assurance of complex geoengineering systems. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 166, p. 11003). EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202016611003>

174. Dychko, A., Yeremeyev, I., Kyselov, V., Remez, N., & Kniazevych, A. (2019). Ensuring Reliability of Control Data in Engineering Systems. *Latvian Journal of Physics and Technical Sciences*, 56(6), 57-69. <https://doi.org/10.2478/lpts-2019-0035>

РОЗДІЛ 3

ПРОГНОЗУВАННЯ ТА ОЦІНКИ МОЖЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ ПОЛІГОНУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ В ЯКОСТІ ОСНОВИ СПОРУД І КОНСТРУКЦІЙ

3.1 Аналіз досліджень можливості повторного використання полігону ТПВ

3.1.1 Аналіз досліджень щодо стійкості полігонів твер- дих побутових відходів

Проблеми стану довкілля в Україні та світі набувають все більшої актуальності, зважаючи на підвищення рівня антропогенного впливу на об'єкти природи. Серйозною проблемою світового масштабу виступає збільшення обсягів накопичення відходів. Протягом останніх десятиліть швидкість утворення твердих побутових відходів (ТПВ) у світі постійно збільшувалася. Кількість ТПВ щорічно зростає на 3-6%. У різних країнах на одного мешканця зазвичай припадає від 250 до 700 кг ТПВ на рік, а в окремих країнах – до 1000 кг на рік. Згідно даних [15] доля відходів, що розміщуються на полігонах в країнах світу становить: Південна Корея – 52%, Польща – 90%, Тайвань – 95%, США – 54,3%, Китай – 83%.

В останні роки в багатьох розвинених країнах приділяється велика увага проблемі зменшення або стабілізації кількості відходів. Йдеться про спільне обмеження утворення відходів, сортування, використання вторинних ресурсів та переробку. Однак зменшити кількість відходів поки не вдається.

Україна займає одне з перших місць в світі за кількістю сміття на одиницю населення. В країні вже близько 7% території знаходиться під твердими побутовими відходами, і щороку

утворюється 52 млн тон побутового сміття, обсяг якого зростає кожного року на 1,5-2,5%. Лише 5% відходів переробляють, інші 95% вивозять на звалища та полігони. В Україні діє близько 6 тис. звалищ та полігонів сміття загальною площею 7,4 тис. га, 32 тис. несанкціонованих звалищ та 15 сортувальних ліній. Дуже часто полігони перенавантажені (близько 5%) або не відповідають встановленим нормам екологічної безпеки (близько 16%).

Типова для України схема поводження з твердими побутовими відходами – нероздільний збір і захоронення веде до засмічення земель; безповоротної втрати ресурсів і прибутку, який могла б дати правильно налагоджена комплексна переробка відходів; збільшення міграції відходів у навколишнє середовище (в даний час кількість ТПВ, що надходить, перевершує можливості природних екосистем). Найбільші площі під полігони зайняті в Дніпропетровській області (140 га), Донецькій області (330 га), Одеській області (195 га), Запорізькій області (153 га) та Луганській області (129 га).

З точки зору елементного складу основу ТПВ складають компоненти, що містять вуглець (табл. 3.1). Саме вони формують екологічне навантаження при розміщенні ТПВ в навколишньому середовищі.

ТПВ представляють собою дуже різноманітну, гетерогенну суміш відходів, від різних галузей і сфер міського господарства. Маса відходів на звалищах присутня в трьох станах: твердому, рідкому і газоподібному. Тверда фаза включає в себе як відходи, так і ґрунти, якими покриваються шари. Рідка фаза складається з інфільтрату, дощової води, що проникає у відходи, і вологи, присутньої у відходах в момент розміщення. Основним джерелом газової фази на звалищах є гази, що утворюються при розкладанні органічних відходів. Біогаз в основному містить метан CH_4 (приблизно 50-60% за об'ємом) і діоксид вуглецю CO_2 (40-50%) [16].

Таблиця 3.1

Елементний склад компонентів ТПВ для країн Європи

Компоненти ТПВ	Хімічна формула					Зольність	Вологість
	C	H	O	N	S		
Харчові відходи	320	508	188	14,9	1,0	0,05	0,7
Одноразовий паперовий посуд, журнальний папір	581	952	441	3,4	1,0	0,06	0,06
Упаковка, офісний папір	581	952	441	3,4	1,0	0,06	0,06
Газети, гофрований картон	581	952	441	3,4	1,0	0,06	0,06
Садово- паркові відходи	425	636	254	6,41	1,0	0,045	0,6
Тканина, текстиль	979	1396	417	70,2	1,0	0,025	0,1
Шкіра	400	635	58,1	57,2	1,0	0,1	0,1

Розподіл газоносної здібності по компонентах ТПВ зображено на рис. 3.1.

Хоча швидкість захоронення відходів знизилася від 84 до 61% від загального обсягу відходів, що виникли за останнє десятиліття [17], захоронення відходів на полігонах досі вважається найбільш поширеною стратегією поводження з ТПВ, оскільки це часто є найбільш економічно ефективним способом утилізації відходів. Крім того, закриті звалища вважаються придатними ділянками для забудови для численних цілей, таких як поля для

гольф, спортивних майданчиків, заповідників, автостоянок, промислових парків, місць відпочинку тощо [18, 19, 20].

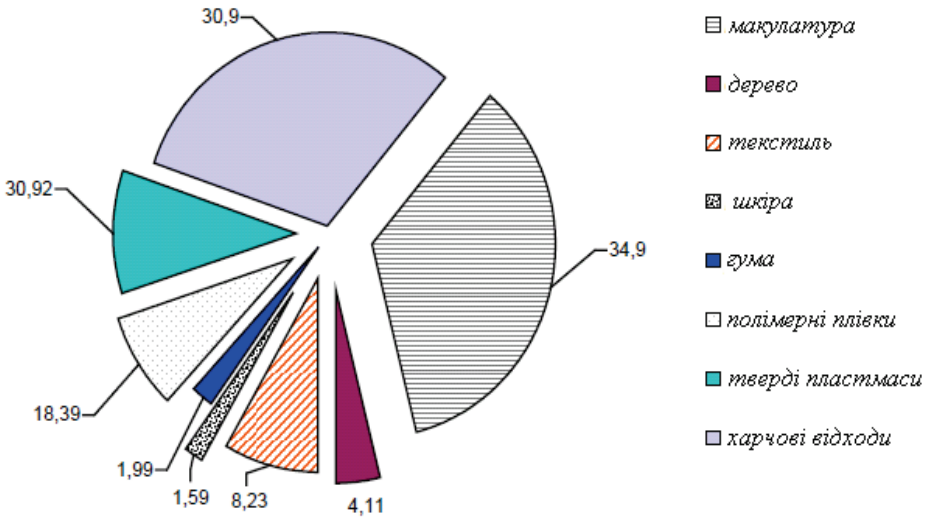


Рис. 3.1 Розподіл газоносної здібності по компонентах ТПВ

Навіть півстоліття тому закордоном, дослідники шукали способи використання полігонів після закриття для різних видів землекористування [21]. Хоча звалища побудовані так, що майбутнє використання не повинно бути обмежено, відбулося багато інцидентів, пов'язаних з неналежно спроектованими і побудованими полігонами [22, 23, 24]. Зокрема, в 1996 р. відбувся зсув звалища у штаті Мен (США), де вивільнилося майже 1,2 млн м³ відходів, [22], в м. Пайатас (Філіпіни), в результаті чого загинуло щонайменше 278 чоловік [25] (рис.3.2, 3.3), а також зсуви на звалищах Рампке в США [26, 27, 28], Дона Хуана в Колумбії [29, 30], в Індонезії [31] є прикладами таких катастрофічних подій, які не тільки коштують мільйони доларів збитків, але і створюють величезні джерела забруднення навколишнього середовища [32].



Рис. 3.2 Аерозйомка руйнування звалища площею 12,7 га в м. Пайатас (Філіпіни) [25].

28 травня 2016 року на території Грибовицького сміттєзвалища (м. Львів) почалася велика пожежа. Незабаром на сміттєзвалищі стався обвал ТПВ, внаслідок чого під завалами загинули троє рятувальників. 30 травня пожежу було ліквідовано, але 8 червня пожежа спалахнула знов, її намагались загасити за допомогою пожежних літаків.

Найбільш поширеними проблемами, пов'язаними з полігонами є оцінка стійкості насипу відходів і контроль газів, що утворюються в результаті розкладання органічної складової відходів.

Полігони являють собою дуже складні системи, в яких багато різних процесів протікає одночасно. Утворення звалищного газу, в результаті розкладання відходів, змінює тиск газу і рідин в тілі полігону. Ці зміни тисків рідин і газів впливають на пористість, загальне напруження, ступінь насиченості газів та рідин, що в свою чергу викликає деформації, тобто осідання. Ці деформації

можуть мати негативний вплив на цілісність будь-якої структури, що побудована на основі закритого звалища. Непередбачені осадки в кінцевому підсумку можуть призвести до ряду проблем, таких як утворення тріщин в покриваючому шарі, пошкодження цілісності покриваючих та підстилаючого шарів, пошкодження систем збору газу та рідин та дренажних систем. Тому більш точний прогноз осадки та стійкості звалищ стає ключовим питанням при проектуванні і будівництві полігонів [33].



Рисунок 3.3 Маса відходів у зоні зсуву звалища в м. Пайатас (Філіпіни) [25].

Піонери в галузі механіки відходів Landva A.O., Clark J.I. [34, 35] провели кілька дослідницьких проектів, щоб сформувати міцну інженерну базу для аналізу стійкості звалища. Найбільший внесок в розвиток уявлень про фізико-механічну поведінку відходів на полігонах ТПВ зробили такі дослідники як Jessberger, H.L., Kockel R. [36, 37], Gabr M.A., Valero, S.N. [38], Grisolia M., Napoleoni Q. [39, 40], Kolsch F. [41], Kavazanjan Jr. E. [42, 43], Manassero M., Van Impe W.F., Bouazza A., [44], Mahler, C.F. [45, 46], Mazzucato N., Simonini P., Colombo S. [47], Carvalho M.F. [48], Pelkey S.A. [49], Machado S.L. [50, 51, 52], Кайседо Дж.[29, 30], Xiang-rong Zhu, Jian-min Jin, Peng-fei Fang [53], Vilar O.M., Carvalho M.F. [54], Towhata I., Kawano Y.,

Yonai Y., Koelsh F. [55], Zekkos D.P. [27, 28], Dixon N., Jones D.R.V. [56], Nascimento J.C.F [57], Reddy K.R., Hettiarachchi H., Parakalla A. [58, 59, 60], Karimpour-Fard M. [61] і Shariatmadari N., Machado S.L., Noorzad A., Karimpour-Fard M. [62]. Незважаючи на ці цінні внески, залишається ще ряд питань в механіці відходів, а саме оцінка стійкості полігонів з урахуванням ґрунтової основи, оскільки вона зазнає найбільшого впливу, яка досі не була розглянута.

Деформування твердих побутових відходів являє собою складний процес, що зумовлено самою природою ТПВ. Стійкість полігонів безпосередньо залежить від осадки, яка зазвичай є результатом первинного і вторинного стиснення.

Осадка ТПВ в основному пов'язана з фізичними та механічними процесами, які включають в себе переорієнтацію частинок, рух більш дрібних частинок в порожнечі, а також руйнування порожнеч; хімічними процесами, які включають в себе корозію, самозаймання і окислення; процесами розчинення, які складаються з розчинення речовин в рідинах, що просочуються, з подальшим формуванням інфільтрату; біологічним розкладанням органічних речовин з плином часу в залежності від вологості і кількості органічних складових у відходах [63].

Слід відмітити, що найбільша осадка відбувається під час і відразу після розміщення відходів через фізичні і механічні процеси, які часто називають основною осадкою. Істотна додаткова осадка йде повільнішими темпами протягом тривалого періоду часу в зв'язку з хімічними і біологічними процесами (біорозкладання), які часто називають вторинною осадкою. Вторинна осадка пов'язана також з механічною повзучістю відходів. Надмірна осадка може викликати тріщини в системі покриття, а також може призвести до пошкодження систем збору газів, інфільтрату і систем дренажу [64, 65].

Осадка на звалищах, як правило, відбувається в три етапи [66, 67]. Перший етап - це миттєве стискання, яке відбувається під дією власної ваги та/або зовнішнього навантаження, прикладеного до відходів. Первинне стиснення, тобто другий етап - це компресія, пов'язана з розсіюванням води в порах і газу з порожнеч. Цей етап може бути завершений незабаром після розміщення відходів, тобто, протягом декількох місяців. Останній етап, вторинне стискання, як правило, викликається в результаті довгострокових ковзань, переорієнтації частинок і затримкою стискання деяких компонентів відходів. Цей етап може становити значну частину загальної осадки звалищ і відбувається протягом багатьох років. Загальна осадка визначається як сума осадок, викликаних первинним і вторинним стисканням.

Аналіз літературних джерел показав, що експериментальні методики оцінки стійкості звалища є витратними і ефективні тільки для конкретних умов. Зокрема, метод зворотного аналізу базується на врахуванні властивостей вже зруйнованих звалищ і не є задовільним для інших звалищ в зв'язку з відмінністю складу відходів, природних умов, властивостей тіла полігону і підстиляючого ґрунтового масиву. У свою чергу, за допомогою лабораторних аналізів не вдається відобразити умови полігону, в тому числі захопити в одному зразку всі шари відходів і врахувати їхні геотехнічні та фізико-механічні властивості. Тому для врахування напружено-деформованого стану шарів полігону і підстиляючого ґрунтового масиву і його характеристик доцільно застосувати математичне моделювання.

Існуючі моделі, що описують осадку, можна розділити на: моделі, які базуються на механіці ґрунтів, емпіричні моделі, реологічні моделі та моделі, що враховують біорозкладання. Важливим питанням є розробка такої моделі яка включає в себе всі фактори, що впливають на осадку [63].

Однак, незважаючи на значний розвиток досліджень стійкості і осадки на полігонах твердих побутових відходів і велику кількість наукових робіт у даній галузі, чисельне моделювання з врахуванням типу і властивостей ґрунтів, що знаходяться під полігоном твердих побутових відходів не проводилося і модель, що враховує цей вплив відсутня. Тому виникає необхідність у дослідженні впливу підстилаючого шару ґрунту на стійкість і осадку полігону із застосуванням чисельного моделювання для подальшого будівництва на поверхні закритого полігону.

У даний час розроблено ряд методів, що дозволяють вивчати геомеханічні процеси на схилах кар'єрів і прогнозувати їх стійкість з урахуванням впливу природних і техногенних факторів.

3.1.2 Аналіз досліджень основних геотехнічних параметрів полігонів твердих побутових відходів

Ряд експериментів та досліджень було проведено для вивчення геотехнічних параметрів ТПВ на полігонах, зокрема такими вченими як Landva A.O., Clark J.I., Jessberger H.L., Kockel R., Grisolia M., Napoleoni Q., Tangredi G., Kavazanjian Jr., Wall D. K., and Zeiss Edil, Tuncer B; Ranguette Valeri J., Houston WN, Houston SL, Liu JW, Elsayed A, Sanders CO , Edincliler A, Benson CH, Edil TB ., Van Impe W.F., Bouazza, A., Thomas S, Aboura AA, Gourc JP, Gotteland P, Billard H, Delineau T, Gisbert T, Ouvry JF, Vilar OM, Carvalho MF., C. Gomes, M. L. Lopes, M. G. Lopes., Itoh T, Towhata I, Kawano Y., Feng, Shi-jin, Zhan T.L.T ,Chen.Y.M, Lin W.A., Dixon N., Russell D., Jones V., Reddy K.R., Hettiarachchi H., Gangathulasi та ін. [35, 36, 39, 42, 67-79]. Основними параметрами, на які звертали увагу дослідники, є зчеплення c і кут внутрішнього тертя φ . Вважається, що біорозкладання органічних складових у відходах може призвести до змін у розмірах частинок і складу ТПВ, властивостей зміщення на зсув, вміст вологи. Однак, величини міцності на зсув широко ва-

ріюються у літературі (зчеплення – від 0,7 до 71 кПа, кут внутрішнього тертя – від 10 до 53°). Zehnder AJB та ін. вважали, що на швидкість осадки звалища в першу чергу впливають склад відходів та фактори, що впливають на біорозкладання [80].

Дослідження впливу повзучості осадки на загальну осадку і стійкість звалища проведено в роботах Tan T.S., Inoue T., Lee S.L., Gabr M.A., Hossain M.S., Barlaz M.A., Hettiarachchi C.H., Meegoda J.N., Hettiarachchi J.P., та ін. [81-91].

Додатковим фактором в процесі осідання полігону є зміна співвідношення осадки повзучості в загальній осадці через органічне розкладання. В роботі Cuduto D.P., Huitric R. [92] вказується, що осадка, яка викликана вторинною компресією, може бути збільшена за рахунок осадки повзучості, викликані біодеградацією. Pump W. [93], Swati M. and K. Joseph [94] встановили, що вторинна осадка, викликана природною біодеградацією, досягає 40-49% від загального обсягу осадки при рециркуляції фільтрату.

У роботі Zhao Yanru [95] за допомогою методу великих прямих випробувань на зсув проведено вивчення міцності на зсув свіжих та захоронених твердих побутових відходів. Встановлено, що для свіжих зразків зчеплення збільшилося від 0 кПа до 19,89 кПа, а кут внутрішнього тертя зменшився з 27,84° до 14,41°, в той час як біодеградація збільшилася з 0 до 63,83%. В тому ж дослідженні при тривісних випробуваннях в сухих умовах консолідації міцність на зсув, зчеплення і кут внутрішнього тертя зразків відходів безперервно зростають: осьова деформація – від 5% до 20%, а зчеплення – від 35,90 кПа до 66,42 кПа. Діапазон органічного вмісту і температури, при яких краще проходить біодеградація, варіювалися від 21,9% до 36,47% та 22° до 41°, відповідно.

Через один місяць результати випробувань для подрібненого свіжого зразка показують, що зчеплення змінювалося від

4,9 до 18,58 кПа, і кут внутрішнього тертя знаходиться в діапазоні від 14,12 до 24,44.

У зв'язку з необхідністю оцінки міцності на зсув ТПВ в статичному і сейсмічному аналізі стійкості схилів, найчастіше використовується підхід Кулона-Мора [96, 97].

Вплив зсуву та осової деформації на міцність та зсув ТПВ вивчався експериментально за допомогою випробування на зсув такими вченими як Bouzza A., Wojnarowicz M., Jones R., Taylor D., Dixon N., Gabr MA, Hossain MS, Barlaz MA. [98-101]. Огляд існуючих лабораторних даних показує, що більшість лабораторних тестів на зсув не продовжуються до достатнього переміщення або деформації, щоб мобілізувати пік опору ТПВ. Замість цього тест на зсув припиняється до мобілізації піку опору зсуву. На рисунку 3.4 показано типовий зв'язок зсуву і зміщення, викликаного напруженням від прямих випробувань ТПВ на зсув.

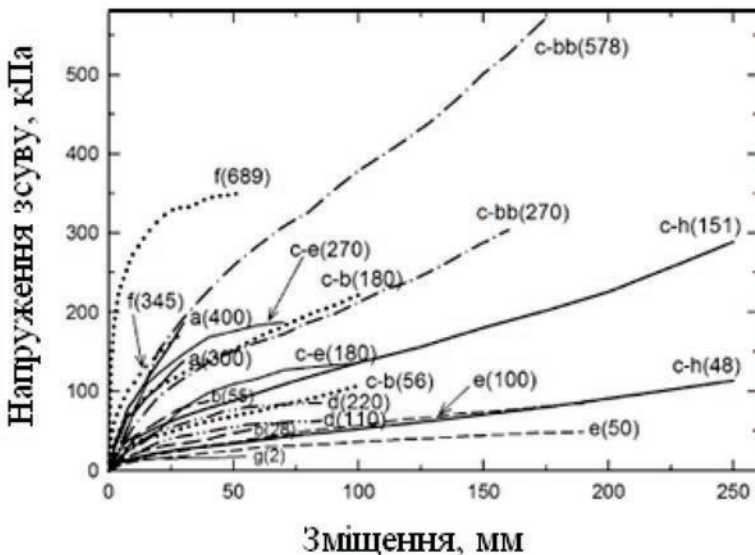


Рис. 3.4 Залежність зміщення від напруження побудована в результаті прямого тесту на зсув ТПВ [96]

Випробування були припинені при різних зсувних зміщеннях з максимальним зсувним зміщенням близько 250 мм.

У роботі Grisolia M., Napoleoni Q., Tangredi G. [39] було проведено тривісні випробування на стиск в ізотропно консолидованих умовах. Дані тривісного стиснення (рис. 3.5) ТПВ показують безперервне зростання девіаторних напруг разом з осьовою деформацією, при цьому чітко визначеного пікового значення не досягається [102].

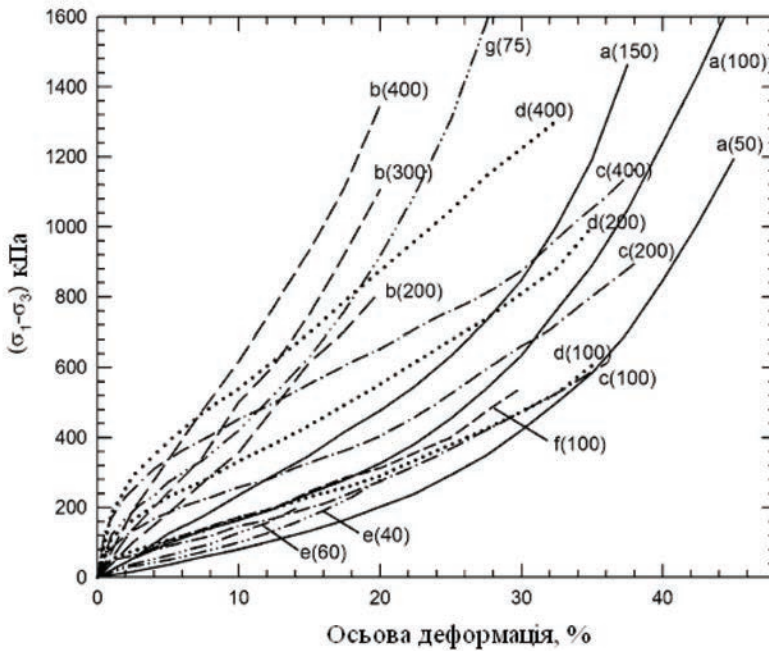


Рис. 3.5. Залежність девіатору напруг від осьової деформації побудована в результаті тривісного тесту на зсув ТПВ [82]

При дослідженні дренажних ізотропно консолидованих тривісних випробуваннях на стиск зразків (200 мм в діаметрі і 400 мм у висоту) Vilar O.M., Carvalho, M.F [54] встановили, що напружено-деформоване відношення є увігнутими вгору. Їх дані

тривісних випробувань свідчать про те, що фрикційний опір ТПВ, як правило, повністю мобілізовано при осьових деформаціях, що менші або дорівнюють 20%. Це може бути корисно для сейсмічних досліджень, які прогнозують велику кількість землетрусів, викликаних залишковою деформацією, тому що зчеплення значно впливає на обчислений коефіцієнт безпеки [103]. Harris JM, Shafer AL, DeGroff W, Hater GR, Gabr M, Barlaz MA та ін. [104] рекомендують, щоб критерій Мора-Кулона був пов'язаний з деякою величиною осьової деформації.

Isenberg RH [105] підкреслює, що міцність на зсув відходів і щільність є функцією від конкретного складу відходів та оперативних методів, таких як тип відходів, склад, ущільнення, щоденне покриття, умови вологості, віку, тиску верхніх шарів і т.д. Isenberg RH повідомляє, що пікові параметри міцності на зсув змінюються наступним чином: кут внутрішнього тертя $\varphi = 20-35^\circ$ і зчеплення $C = 0-50$ кПа. Ці параметри міцності на зсув узгоджуються зі значеннями, запропонованими в [8], де $\varphi = 35^\circ$ і $C = 0-25$ кПа. Milanov V, Corade JM, Bruyat-Korda F, Falkenreck G та ін. [106] повідомляють, що найбільш ймовірні або обґрунтовані параметри міцності на зсув ТПВ становлять $C=1-2$ кПа та $\varphi = 35-40^\circ$.

Збільшення попиту на вертикальне розширення існуючих звалищ і інтерес до мега-полігонів, створили потребу для характеристики міцності на зсув ТПВ при високих нормальних напруженнях. Нелінійність міцності може бути оцінена з точки зору мобілізованого кута внутрішнього тертя [107], величина якого зменшується зі збільшенням нормального напруження. Це вказує на важливість залежної від напруження природи міцності на зсув ТПВ. Del Greco O., Oggeri C. [108] також припускали, що міцність на зсув ТПВ залежить від напружень для нормальних напружень до 110 кПа і рекомендували залежний від напруги кут внутрішнього

тертя ще в 1994 році Існує мало даних при нормальних напруженнях більших, за 500 кПа. Нормальне напруження від 500 кПа відповідає глибині відходів в 40 м на основі типової питомої маси відходів $12,6 \text{ кН/м}^3$. Глибина відходів 40 м значно менше, ніж глибина 180 м, яка в даний час пропонується. Таким чином, було б розумно сконцентруватися на нормальних напруженнях, що перевищують 500 кПа. Одним з важливих аспектів є нормальне напруження в діапазоні до 1800 кПа, що відповідає висоті відходів близько 145 м на основі питомої ваги відходів $12,6 \text{ кН/м}^3$.

Ця висота наближається до висоти, запропонованої в даний час для звалища з висотою 180 м. Існує тенденція до нелінійного збільшення опору зсуву зі збільшенням нормального напруження для нормальних напружень менших за 1000 кПа.

Machado S.L., Carvalho M.F., Vilar O.M. зазначили [52], що важливо враховувати вплив на осадку спільну дію напруженості, біодеградації і температури для прогнозування загальної осадки відходів. Naandel Van A.C. and Lettinga G. [109] прийняв в якості розрахункового параметру утворення інфільтрату для оцінки ступеню біодеградації. Rigo J. M. and Cazzuffi D. A. [110] прийшли до висновку, що висока температура може прискорити біологічний розпад органічних речовин у відходах і цим прискорити осадку.

Для прогнозування геотехнічних параметрів та стійкості полігонів часто проводиться аналіз параметрів зруйнованих звалищ.

У [22] проаналізовано чотири руйнування схилів звалища для оцінки мобілізованої міцності ТПВ. Зворотній аналіз звалищ у Варшаві (Польща), Стамбулі (Туреччина), Пайатасі (Філіппіни) і Гірія (Ізраїль) розглядається в роботі Huvaj-Sarihan N, Stark TD [111]. Руйнування схилів звалищ Круз-даш-Альмас (Бразилія) і Леувігая (Індонезія) були проаналізовані в рамках дослідження [96]. Дані, отримані зі зворотного аналізу зруйнованих звалищ наведені в таблиці 3.2.

Таблиця 3.2

Дані, щодо міцності на зсув, отриманої зі зворотного аналізу зруйнованих звалищ [96]

Назва або місце розташування звалища	Максимальна висота звалища, м	Середня ефективна напруга вздовж поверхні руйнування відходів, кПа	Зворотно-розрахована міцність на зсув, кПа
звалище в Нью-Джерсі	23	62	46
звалище в Мейні	27	34	35
звалище в Цинциннаті	84	90	103
звалище в східному Огайо	24,5	35	29
звалище у Варшаві (Польща)	26	106	40
звалище Дона Хуана (Колумбія)	60	55	34
звалище у Пайатас (Філіпіни)	33	95	69,5
звалище у Гірія (Ізраїль)	60	32	46
Звалище в Істанбулі (Туреччина)	45	65	72,5
звалище Круз дас Альмас Бразилія)	40	28,9	20,3
звалище Леувігайа (Індонезія)	70	31,2	86

Одне з цих руйнувань схилу відбулося на полігоні Гнойная Грора, у Варшаві (Польща) [111]. Питома вага відходів становила 17 кН/м^3 (оскільки відходи змішуються зі знесеним сміттям) і природна вологість відходів становить 28-80%. Рівень ґрунтових

вод / фільтрату на 3-5 м нижче поверхні землі. Геосинтетичні системи підкладки не були встановлені до розміщення відходів і, таким чином, відходи знаходились в контакті з природними матеріалами і ґрунтовими водами.

Отже, рівень ґрунтових вод відповідає рівню фільтрату. Схил не відчував великого ковзання, але із початком ковзання в будівлях у верхній частині полігону утворилися тріщини напруження. Деякі з спостережуваних будівельних тріщин швидше за все можуть бути викликані осадкою відходів, а не рухом схилу, але тріщини напруження спостерігалися при виникненні нестійкості. Оскільки схил відчув обширний рух, коефіцієнт безпеки передбачався близько одиниці для зворотного аналізу.

Для зворотного обчислення ефективного куту внутрішнього тертя ТПВ, передбачається встановлювати $c' = 0$ кПа. Зворотно розрахований $\phi' = 21^\circ$. Зворотно розрахований кут внутрішнього тертя розумно встановлювати враховуючи вік відходів. Полігон оцінюється віком 300 років [98]. Таким чином, очікується, що зворотно розраховане значення міцності на зсув ТПВ, буде порівняне з міцністю на зсув зчепленого ґрунту. Середня нормальна напруга на спостережуваній поверхні руйнування через відходи становить 106 кПа.

Ще одне звалище, що розташоване в Стамбулі (Туреччина) було проаналізовано у [96]. Звалище знаходиться в експлуатації з 1976 року. Склад відходів після видалення матеріалів сміттярами, що підлягають переробці, за оцінками, близько 70% харчових відходів / органічних, 10% паперу, 6% текстилю, 3% пластмаси, 3% металів [112]. Максимальна висота схилу ТПВ становила близько 45 м, з крутим кутом нахилу до 45° або навіть більше. ТПВ були розміщені без жодної підстилаючої системи. Відходи не ущільнювалися і не покриваються ґрунтом. Катастрофічний провал схилу

відбувся в 1993 році і включив до 1 млн м³ відходів. Проливні дощі і надмірний рівень інфільтрату, що утворився при розкладанні старих відходів, швидше за все стали спусковим механізмом, разом з недавно розміщеними відходами на верхній частині відходів [98].

Передбачається, що питома вага ТПВ 11 кН/м³, тому що ніякої додаткової інформації немає. Середні нормальне і зсувне напруження на досліджуваній поверхні руйнування через відходи є 65 і 72,5 кПа відповідно.

Звалище Гірія знаходиться в Тель-Авіві (Ізраїль), і знаходилося в експлуатації з 1952 по 1998 [105]. Полігон досягає у висоту 60 м над оточуючим рівнем поверхні, з ухилом 45° або більше. Полігон не має ні інженерного нижнього шару підкладки, ні остаточного покриття, систем контролю фільтрату і газу. Бічні схили полігону Гірія знаходяться в діапазоні з 1,3Н: 1 V до 1,6Н: 1 V. В результаті крутих схилів, відсутності управління дренажу та ерозії, звалище відчуває малі і великі проблеми нестабільності. У 1997 відбулося головне руйнування схилу після періоду сильних дощів. Знімки, зроблені після провалу і перетину секцій, які використовувалися при аналізі стійкості схилів наведені у [111]. Середні нормальне і зсувне напруження на досліджуваній поверхні руйнування через відходи є 32 і 46 кПа відповідно. Питома вага ТПВ є важливим параметром в інженерному аналізі роботи полігону, але значна невизначеність в даний час існує відносно її величини.

Прогнозування деформацій та осадки ґрунтів може здійснюватися на основі експериментальних даних, отриманих в ході лабораторних досліджень зразків відходів з полігонів за допомогою тестів прямого зсуву, тривісних тестів та ін. Цей метод є недосконалим, оскільки в лабораторних умовах не вдається відобразити умови полігону, в тому числі захопити в одному

зразку всі шари і врахувати їхні геотехнічні та фізико – механічні властивості. Для запобігання зсувів та руйнувань на полігонах проводяться тести зворотного аналізу зруйнованих полігонів. Цей метод також не є задовільним, оскільки не може достовірно прогнозувати осадку на інших не зруйнованих полігонах в зв'язку з іншими природними умовами, складом відходів, конструкцією та типом полігону. Отже, математичне моделювання є найприйнятнішим методом прогнозування деформації полігону.

3.1.3 Аналіз методик оцінки стійкості полігонів твердих побутових відходів

Багатьма дослідниками було запропоновано моделі для прогнозування осадки ТПВ з урахуванням різних умов звалища. Багато з цих моделей засновано на механіці ґрунтів, консолідації і процесах вторинного стиснення, емпіричних рівняннях тощо. Важливість моделювання осадки, заснована на механічній поведінці ТПВ під навантаженням, була визнана останнім часом і робляться зусилля для розробки загальних моделей, щоб описати поведінку ТПВ в напруженому стані з плином часу.

Деформування твердих побутових відходів являє собою складний процес, що зумовлено самою природою ТПВ. Хоча властивості твердих побутових відходів відрізняються від властивостей традиційних ґрунтів, встановлено, що масив ТПВ може бути змодельований слабким ґрунтом [113,114], що масив ТПВ може бути змодельований подібно слабкому ґрунту. Соуерс та Еділ були першими, хто застосував принципи звичайної механіки ґрунтів для оцінки осадки внаслідок первинного стиснення [66, 68].

Найбільш розповсюдженою моделлю, що базується на механіці ґрунтів є модель слабого ґрунту з врахуванням повзучості Soft Soil Creep (SSC) [115].

Основними параметрами моделі є: модифікований коефіцієнт набухання – κ^* , модифікований коефіцієнт компресії (стискання) – λ^* , модифікований коефіцієнт повзучості – μ^* . Ці параметри можна визначити з одометричного тесту та з тесту ізотропної компресії. Параметр μ^* можна визначити вимірявши об’ємну деформацію за довгим проміжок часу побудувавши залежність від логарифму часу (рис. 3.6).

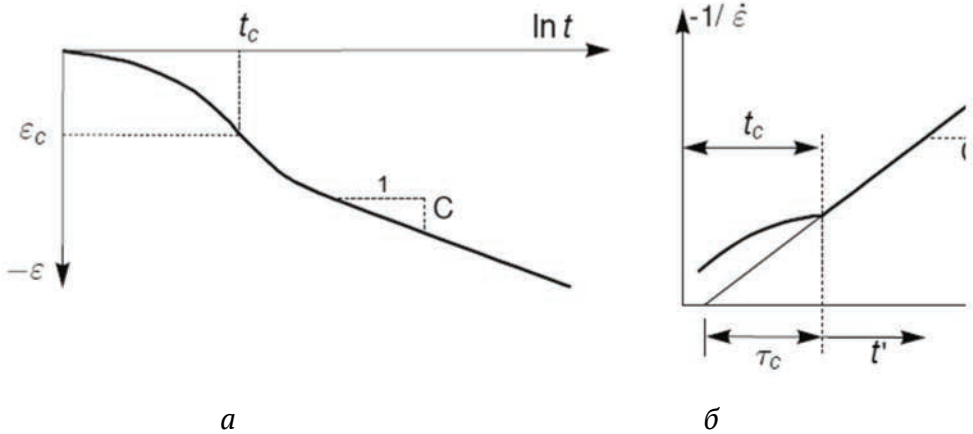


Рис. 3.6 Стандартний одометричний тест:

a – деформація повзучості, *б* – обернена величина деформації повзучості.

Відношення параметрів цієї моделі до параметрів моделі Cam-Clay становлять:

$$\lambda^* = \frac{\lambda}{1+e_0}; \kappa^* = \frac{\kappa}{1+e_0}. \quad (3.1)$$

Відношення параметрів моделі до міжнародно-нормованих параметрів становлять:

$$\mu^* = \frac{C_\alpha}{2,3(1+e_0)}; \lambda^* = \frac{C_c}{2,3(1+e_0)}; \kappa^* = \frac{2C_s}{2,3(1+e_0)}, \quad (3.2)$$

де C_c – коефіцієнт компресії; C_s – коефіцієнт набухання; C_α – коефіцієнт повзучості.

Модель Сам-Клау розроблена вченими з Кембріджу для моделювання ґрунтів. Згідно цієї моделі в рамках критичної механіки ґрунтів, стан зразка ґрунту характеризується трьома параметрами: ефективною напругою p , девіаторною напругою зсуву q та питомим об'ємом v . Модель підсумовує, що коли зразок ґрунту повільно стискається під дією умов ізотропної напруги та в ідеально сухих умовах, відношення між v та $\ln p$ представляє собою пряму лінію початкової консолідації та декілька ліній зростання, які також називаються лініями розвантаження-навантаження (рис. 3.7).

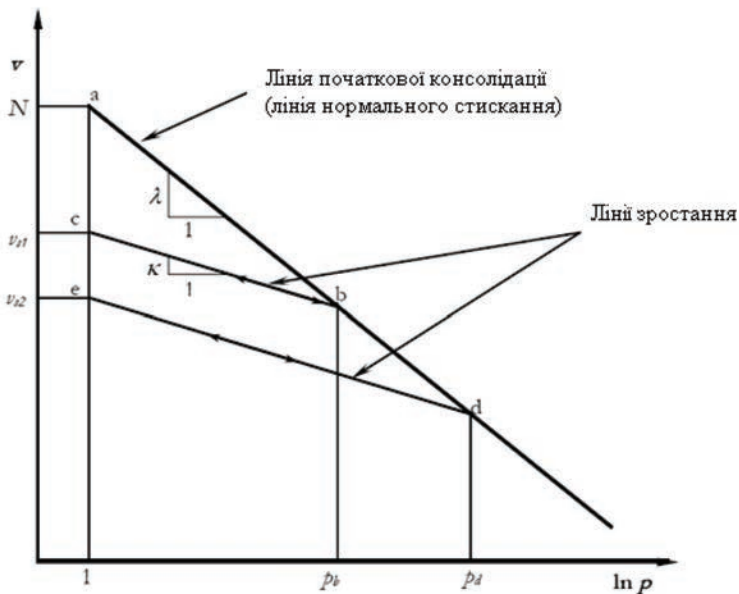


Рис. 3.7 Поведінка зразка ґрунту під ізотропним стисканням

Лінія початкової консолідації описується рівнянням:

$$v = N - \lambda \ln p', \quad (3.3)$$

а рівняння лінії зростання має вигляд:

$$v = v_s - \kappa \ln p', \quad (3.4)$$

де κ – коефіцієнт набухання; λ – коефіцієнт компресії (стискання); N – величина нормального стискання в одиницях тиску.

Sowers, G. F. був найпершим, хто розробив модель прогнозування осадки відходів, базуючись на механіці ґрунтів, враховуючи стиснення [66]. Довгострокове стиснення, пов'язане з повзучістю і явищем біодеградації виражене у вигляді коефіцієнту вторинного стиснення C_α , в якому зменшення коефіцієнта пористості у вторинному стисненні пов'язано з часом, що пройшов між початковим часом t_1 і кінцевим часом t_2 . Модель може бути виражена у вигляді:

$$\Delta H = HC_c^* \log\left(\frac{\sigma_0 + \Delta\sigma}{\sigma_0}\right) + HC_\alpha \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right), \quad (3.5)$$

де ΔH – осадка, викликана первинною та вторинною консолідацією; H – початкова товщина шару відходів; C_c^* – коефіцієнт первинного стискання; σ_0 – діючий тиск навантажування, що діє на середину шару; $\Delta\sigma$ – приріст дії тиску навантаження, що діє на середину шару, в зв'язку зі спорудженням додаткового шару; C_α – коефіцієнт вторинного стиснення; t_1 – час закінчення початкового стиснення; t_2 – бажаний термін закінчення осадки, протягом якого здійснюється довгострокова осадка шару. Встановлено, що значення коефіцієнтів стиснення C_c^* і C_α для ТПВ знаходиться в діапазоні від 0,163 до 0,205 і 0,015 до 0,350, відповідно.

Vjarngard, A., and Edgers, L. [116] підрозділяють вторинне стиснення на дві підфази, за допомогою коректування двох прямих, і вводять проміжний коефіцієнт вторинної компресії C_{a1} і остаточний коефіцієнт вторинної компресії C_{a2} . Запропонована модель може бути виражена у вигляді:

$$\Delta H = HC_c^* \log\left(\frac{\sigma_0 + \Delta\sigma}{\sigma_0}\right) + HC_{a1} \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right) + HC_{a2} \log\left(\frac{t_2}{t_2}\right), \quad (3.6)$$

де ΔH – осадка, викликана первинною та вторинною консолідацією; H – початкова товщина шару відходів; C_c^* – коефіцієнт первинного стиснення; σ_0 – діючий тиск навантажування, що діє на середину шару; $\Delta\sigma$ – приріст дії тиску навантаження, що діє на середину шару, в зв'язку зі спорудженням додаткового шару; C_{a1} – середня величина вторинного стиснення; C_{a2} – довгострокова / остаточна величина вторинного стиснення; t_1 – тривалість початкового стиснення; t_2 – час для середнього вторинного стиснення; t_3 – весь періоду часу, розглянутий в моделюванні. Типові значення величин параметрів: $C_c^* = 0,205$, $C_{a1} = 0,035$; $C_{a2} = 0,215$; $t_1 =$ від 1 до 25 днів; $t_2 = 200$ днів.

У роботі [83] Hossain S.M., and Gabr M.A. розробили модель довгострокової осадки, що складається з трьох складових, як зазначено в рівнянні:

$$\frac{\Delta H}{H} = C_{ai} \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right) + C_{\beta} \log\left(\frac{t_3}{t_2}\right) + C_{af} \log\left(\frac{t_4}{t_3}\right), \quad (3.7)$$

де C_{ai} – коефіцієнт стиснення, який є функцією напруження і ступеня біорозкладання ($\sim 0,03$); t_1 – тривалість початкового стиснення; ($\sim 10-15$ днів); t_2 – час, для якого оцінюється стиснення (\sim від 100 до 2000 днів); C_{β} – коефіцієнт, що враховує біодеградацію ($\sim 0,19$); t_3 – тривалість для біологічного стиснення (~ 3500 днів);

C_{of} – коефіцієнт, що враховує повзучість; t_4 – тривалість повзучості в кінці біологічної деградації.

Механічне стиснення під дією прикладеної напруги та / або тиску власної ваги не були враховані. В зв'язку з біологічним розкладанням, органічна тверда маса перетворюється на газ і коефіцієнт пористості зростає з подальшим збільшенням осадки відходів. Модель була розроблена на результатах експериментальної програми.

Ступінь розкладу характеризується величиною газової генерації і вмісту целюлози та геміцелюлози у співвідношенні до лігніну. Фактори часу, t_1 , t_2 , t_3 , і t_4 для визначення величини стиснення були визначені з кривої видобутку газу і використовуватися для розробки моделей.

Емпіричні моделі намагаються імітувати загальну поведінку відходів шляхом коригування емпіричних параметрів, для конкретної ділянки. В основному використовуються наступні математичні функції: логарифмічна функція, ступенева функція повзучості і гіперболічна функція. Осадку у вигляді логарифмічної функції використали Yen B. C., and Scanlon B. S. [117]:

$$\Delta H = H_f \left[\alpha + \beta \log \left(t - \frac{t_c}{2} \right) \right], \quad (3.8)$$

де ΔH – осадка; H – початкова товщина шару відходів; α - місцевий параметр ($\alpha = 0,00095H_f + 0,00969$); β – місцевий параметр ($\beta = 0,00035H_f + 0,00501$); t – час, що минув з початку заповнення звалища; і t_c - період спорудження.

Модель ступеневої функції повзучості представляє собою просте співвідношення залежної від часу деформації під дією постійної напруги і розроблена Edil Tuncer B; Ranguette Valeri J.; Wuellner William W., Еділь та ін. [68]:

$$\Delta H = H_0 \Delta \sigma M' \left(\frac{t}{t_r} \right)^{N'} , \quad (3.9)$$

де ΔH – осадка; H_0 – початкова висота відходів; $\Delta \sigma$ – стискаюча напруга, що залежить від висоти відходів, щільності і зовнішнього навантаження; M' – опорна стисливість ($M' = 1,6 \cdot 10^{-5}$ до $5,8 \cdot 10^{-5}$ кПа); N' – ступінь стиснення ($N' = 0,50-0,67$); t – час з початку навантаження; t_r – відносний час, що зазвичай вводиться, щоб зробити час безрозмірною величиною, звичайно приймається рівним одному дню [118]. Параметр M' залежить від конкретних умов на полігоні і N' – величина стиснення, яка варіюється в залежності від віку та умов розміщення відходів. Тим не менш, мінливість N' менше, ніж M' [68].

Ling H. I., Leschchinsky D., Mohr, I., and Kawabata T. [119] запропонували наступне гіперболічне рівняння для розрахунку осадки в даний момент часу, якщо попередня осадка полігону відома:

$$\Delta H = \frac{t}{\left(\frac{1}{\rho_0} \right) + \left(\frac{t}{S_{ult}} \right)} , \quad (3.10)$$

де ΔH – осадка; ρ_0 – початкова швидкість осадки (0,001 м/добу); S_{ult} – остаточна осадка; t – час, що минув з заповнення звалища.

Coumoulos D. G., Koryalos T. P. [120] запропонували рівняння загасання, яке засноване на припущенні, що осадка звалища може бути приблизно описана прямою лінією, як функція логарифму часу. Основною перевагою даної моделі є те, що дані з різних точок на звалищі з різними характеристиками можуть бути згруповані та порівняні. Модель може бути виражена в наступному вигляді як:

$$Y = \frac{d\left(\frac{\Delta H}{H}\right)}{dt} = \frac{0,434C'_\alpha}{t_{c^*} + \frac{t}{2}}, \quad (3.11)$$

де Y – вертикальна швидкість деформації (виражена у відсотках на місяць або у відсотках на рік); C'_α – коефіцієнт вторинної компресії (0,02-0,25); t – час, що минув, місяць або рік; t_{c^*} – час наповнення, зазвичай приймається, як один місяць. Слід, однак, відзначити, що точність Y залежить від точності C'_α .

Gibson R. E., Lo K. Y. [121] запропонували модель, яка застосовується до торф'яних (слабких) ґрунтів. Ця модель використовується у [68] для прогнозування довгострокової повної осадки ТПВ. Модель використовує аналогію, який представляє основне і вторинне стискання, в якому стиск пружини виражає негайну компресію і поєднання поршня і пружини виражає повільну деформацію. Модель виглядає наступним чином:

$$\frac{\Delta H}{H_0} = \Delta\sigma a + \Delta\sigma b(1 - e^{-(\lambda/b)t}), \quad (3.12)$$

де ΔH – осадка; H_0 – початкова висота відходів; $\Delta\sigma$ – стискаюча напруга, що залежить від висоти відходів, щільності і зовнішнього навантаження; a – параметр первинного стискання ($1,0 \cdot 10^{-4}$ - $8,0 \cdot 10^{-5}$ кПа); b – параметр вторинного стискання ($2,0 \cdot 10^{-3}$ - $1,6 \cdot 10^{-2}$ кПа); λ/b – швидкість вторинної компресії ($1,4 \cdot 10^{-4}$ - $9,0 \cdot 10^{-4}$ /добу); і t – час, що минув з початку завантаження [118].

Park H. I., and Lee S. R. [122] запропонували модель осадки, яка враховує залежну від часу біодеградацію відходів. Передбачається, що швидкість осадки виражається через множину осідань, прямо пропорційну кількості твердих речовин, що розкладаються. Розчинення органічних матеріалів, як правило, виражається з

використанням рівняння кінетики першого порядку. Проте, визначення кінетичних коефіцієнтів або констант гідролізу, а також їх зміна в умовах навколишнього середовища є дуже важким. Модель осідання може бути виражена як:

$$\begin{aligned}\varepsilon(t)_{mec} &= C_\alpha \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right); \\ \varepsilon(t)_{dec} &= \varepsilon_{tot_dec}(1 - e^{-k_1 t}),\end{aligned}\quad (3.13)$$

де C_α – величина вторинної компресії; k – константа швидкості розкладання першого порядку у відношенні до часу (2,37-1,35 / рік); ε_{tot_dec} – загальний обсяг стиснення, який виникає внаслідок розкладання органічних відходів (7,2-6,1%). Сума двох умов дає загальну деформацію стиску.

Хеттіарачі та ін. [86] також розробили модель осадки, що передбачає, що осадка за рахунок біодеградації відбувається за реакцією кінетики першого порядку. Загальна осадка виражається у вигляді комбінованого процесу механічного стиснення або $(\Delta H)_m$ і осадки, викликані біодеградацією або $(\Delta H)_b$. Модель має вигляд:

$$\begin{aligned}(\Delta H)_b &= H_i \left[\frac{M_{si}}{\rho_w} \sum_{j=1}^4 \frac{f_{sj}}{G_{sj}} (1 - \exp^{-\lambda_j t}) \right]; \\ (\Delta H)_m &= H_i C^* \log\left(\frac{\sigma' + \Delta\sigma'}{\sigma'}\right); \\ H_f &= H_i - (\Delta H)_b - (\Delta H)_m,\end{aligned}\quad (3.14)$$

де C^* – параметр стисливості (0,174-0,205); σ' – ефективна напруга; $\Delta\sigma'$ – різниця ефективних напруг; f_{sj} – початкова тверда фракція для кожної групи відходів (0,15-0,35); ρ_w – щільність води; G_{sj} – питома вага j -ої групи твердих відходів (1-3); λ_j – константа швидкості першого порядку для j -ої групи (0-0,001 / день).

Marques A.C.M. [87] розробив складову реологічну модель для врахування первинних і вторинних механізмів стиснення, які керуються реологічними параметрами, які також враховуються при деградації відходів. Первинна компресія називається «миттєвою компресією», яка не залежить від часу. Це засновано на спостереженні, що відповідний процес є лінійним для кривих, коефіцієнт пористості яких є функцією логарифма прикладеної напруги. Модель представлена формулою:

$$\frac{\Delta H}{H_0} = C'_c \log\left(\frac{\sigma_0 + \Delta\sigma}{\sigma_0}\right) + \Delta\sigma b \left(1 - e^{-ct'} + E_{dg}(1 - e^{-dt''})\right), \quad (3.15)$$

де ΔH – осадка; H – початкова висота відходів; C'_c – первинне стиснення; b – коефіцієнт вторинного механічного стиснення; c – величина вторинного механічного стиснення; E_{dg} – загальна стиснення, викликане деградацією відходів; d – коефіцієнт вторинного біологічного стиснення; t' – час, що минув з моменту завантаження; t'' – час, що минув з моменту розміщення відходів.

У роботі [88] Marques A.C.M. та інші здійснили подальший розвиток композитної моделі стисливості, яка включає три механізми одновимірного стиснення ТПВ: миттєву реакцію на навантаження, механічну повзучість і біологічне розкладання. Для реалізації композитної моделі, розміщення відходів ідеалізується як серія підвищень. Товщина підвищень може вважатися рівною товщині щоденних відсіків. Після того як всі шари були розміщені, можна визначити осадку ΔH поверхні полігону в будь-який час t . Загальна деформації визначається за допомогою формули:

$$\varepsilon = \varepsilon_p + \varepsilon_c + \varepsilon_b. \quad (3.16)$$

Три члени ε_p , ε_c , ε_b відображають деформацію, що відбувається в результаті миттєвої реакції на прикладене навантаження, деформацію, що залежить від часу в результаті механічної повзучості і деформацію, що залежить від часу, викликану біологічним розкладанням. Повна осадка тоді має вигляд:

$$\Delta H = \sum_{i=1}^N H_i [\varepsilon_{pi} + \varepsilon_{ci}(t) + \varepsilon_{bi}(t)], \quad (3.17)$$

де N – кількість підвищень на звалищі; H_i – вихідна товщина ущільненого шару i ; ε_{pi} – деформація в шарі i , в результаті миттєвої реакції на навантаження від верхніх шарів; ε_{ci} – деформація в момент часу t , в шарі i в результаті механічної повзучості, пов'язаного з напругою від власної ваги і ваги верхніх шарів; ε_{bi} – напруга в момент часу t в шарі i в зв'язку з біологічним розкладанням шару i . Деформації задаються у вигляді:

$$\varepsilon_{pi} = C'_c \log \left(\frac{\left(\frac{1}{2}\right) \gamma_i H_i + \sum_{j=i+1}^N \Delta \sigma_{ij}}{(1/2) \gamma_i H_i} \right), \quad (3.18)$$

$$\varepsilon_{ci}(t) = b \left[\frac{1}{2} \gamma_i H_i (1 - e^{-c(t-t_i)}) + \sum_{j=i+1}^N \Delta \sigma_{ij} (1 - e^{-c(t-t_j)}) \right], \quad (3.19)$$

$$\varepsilon_{bi}(t) = E_{DG} (1 - e^{-d(t-t_i)}), \quad (3.20)$$

де γ_i – питома вага шару i , значення, що представляє собою середню вагу розміщених відходів та щоденне покриття шару i . Оскільки t – час після того як всі шари полігону були розміщені, $t-t_i > 0$ і $t-t_j > 0$ для всіх значень i і j ; $\Delta \sigma$ – зміна вертикальних напружень, спричинених шаром j ($j = i + 1$) на шар i для $j > i$; t_i і t_j – час, за який шари i і j , відповідно, були розміщені. Теорія Буссінеска використовується для визначення змін у вертикальних напругах.

C_c' – ступінь стиснення (0,0732 до 0,320); E_{DG} – загальна величина деформації, яка виникає в зв'язку з біологічним розкладанням (0,131 до 0,214); d – постійна швидкості біологічного розкладання ($6,77 \cdot 10^{-4}$ - $2,57 \cdot 10^{-3}$ /день); b – коефіцієнт механічної повзучості ($2,92 \cdot 10^{-4}$ - $7,26 \cdot 10^{-4}$ м²/кН); c – константа швидкості механічної повзучості ($9,69 \cdot 10^{-4}$ - $2,55 \cdot 10^{-3}$ / день). Залежно від кількості інформації, доступної для конкретного полігону значення параметрів можна регулювати, щоб вони відповідали наявним даним.

Oweis I.S. [123] розробив модель, яка прогнозує осадку від механічних процесів і біорозкладання. Прогнозування здійснюється в наступних умовах: 1) механічна осадка в зв'язку з тиском відходів з наступних шарів; 2) механічна осадка в зв'язку з повзучістю при постійному ефективному напруженні; 3) осадка при розкладанні у зв'язку зі втратою маси або перетворенням органічної складової відходів у газ.

Liu C. N., Chen R. H., and Chen K. S [124] розробили модель, яка враховує утворення газу при біорозкладанні. Тиск газу в межах звалища, підвищується за рахунок накопичення газу при розкладанні відходів. Потік газу, який індукується при зростанні тиску газу, розраховується на основі концепції сталого потоку газу в ненасиченому середовищі. Осадку на звалищі виражається як сума розкладеної твердої органіки і частки газу, що утворилася. Величина осадки оцінюється шляхом прийняття установчих відносин між напругою та об'ємом ненасиченого ґрунту.

Sivakumar Babu G.L. та ін. [63] запропонували конститутивну (узагальнюючу) модель, що спирається на наступні припущення: модель базується на еластопластичній поведінці у механіці ґрунтів в критичному стані з асоційованим потоком; вторинна компресія керується залежною від часу експоненційною функцією; біологічне розкладання пов'язане з часом і входить в загальну деформацію.

Zimmerman R.E., Wilkey M.L. [125] запропонували реологічну модель, яка описує осадку міських відходів, базуючись на концепції мікропор. Модель складається з двох часткових диференційних рівнянь, одне з яких нелінійне. Рівняння описують вплив кінцевих деформацій, біологічного і хімічного розпаду та величину повзучості.

Rao S.K., Moulton L.K. and Seals R.K. Pao [126] розробили рівняння, за допомогою якого можна визначити осадку будь-якого шару відходів в процесі навантаження. Рівняння включає концепцію відносної висоти в узагальнюючій моделі Терцагі.

Rao S.K., Moulton L.K. and Seals R.K. [127] на основі польових даних осадки було проаналізовано рівняння первинної консолідації та множинна регресійна лінійна модель. Згідно цієї моделі, осадка відходів є лінійною функцією товщини відходів та застосованого способу навантаження. Регресійні коефіцієнти визначались використовуючи метод найменших квадратів. Довгострокове прогнозування проведено не було.

Tang B., Hwang S. J., Hwang S. [128] використовував класичну теорію для прогнозування осадки на звалищі та оцінив оптимальний кут для проєктування для покриваючої системи звалища. Непевності в умовах на поверхні були мінімізовані за допомогою метода спостереження та ймовірнісного метода.

У роботі [129] Zamiskiee M., Kabir M. G. and Haddad A. врахували умови в покритті полігону для оптимізації осадки та вартості. Одновимірною консолідаційною теорією використовувалася для моделювання осадки. Отримані дані в цілому узгоджувалися з результатами короткострокового вимірювання тиску.

Дослідження Bleiker D.E., Farquahr G., McBean E. [130] присвячені розробці підходу, при якому осадка розраховується на різних глибинах і для різних випадків навантаження. Верхні шари

підлягали додатковому навантаженню і деформація кожного шару прогнозувалася окремою Перевагою цього підходу є можливість оцінити зміну гідравлічної провідності відходів з глибиною.

Warith M. A., Smolkin P. A., Caldwell J.G. Bepic [131] спостерігали осадку в польових умовах. Прогнозування осадки здійснювалися за допомогою моделі Gibson R. E., and Lo K. Y. [121], а також оцінювався відсоток загальної осадки, який зазнали різні ділянки полігону.

Boutwell G.P., Fiore V.A. [132] провели ряд польовий випробувань для оцінки необхідності тимчасового перенавантаження для зменшення постконструкційної осадки. Класична теорія використовувалася для пошуку мінімального розміру заповнення, при якому осадка найменша.

Зокрема моделі, що базуються на механіці ґрунтів були запропоновані в багатьох дослідженнях, зокрема, [133 - 138].

3.2 Оцінка ризиків при освоєнні природно-техногенних середовищ

Розглянемо ризики розвитку таких природних техногенних середовищ, як звалища твердих побутових відходів, хвостосховища, відвали при видобутку корисних копалин для можливості їх повторного використання як основи конструкцій для цивільного та промислового будівництва. На прикладі Бориспільського звалища твердих побутових відходів висвітливо основні показники джерел ризику: вплив людини, ризик вибухів та пожеж, реакція органів дихання, санітарно-епідеміологічна небезпека, вплив на атмосферне повітря, вплив на ґрунтовий покрив, накопичення важких металів на підземних водах за наявності систем збору та зливу фільтраційної води, деформації поверхні.

Методологія аналізу режимів відмов та наслідків використана для експертної оцінки ризиків повторного використання територій, зайнятих природним та техногенним середовищем, для будівництва цивільних та промислових об'єктів. Експертам було запропоновано оцінити акцію шляхом парних порівнянь. Порівняльне попарне порівняння полягало в послідовному порівнянні кожної дії між собою. Методологія передбачає рейтинг ризику на основі номера пріоритету ризику, який є результатом рейтингу, отриманого шляхом експертної оцінки тяжкості наслідків та ймовірності того, що об'єкт не буде виявлений, за частотою надзвичайних ситуацій. Насамперед усуваються ризики з найбільшим числом пріоритетів ризиків. Визначено можливі сценарії та комбінації сценаріїв спектру ризику (технічного, екологічного, соціального, економічного). Ці пріоритети ранжируються за спаданням (від 10 до 0): найвищий бал призначався максимальному значенню (найнебезпечнішому), яке мало ефект. Далі визначаються результати експертної оцінки ознак тяжкості та невиявлення, отримані від одного експерта і будується матриці суміжних ознак тяжкості та не виявлених ознак, складені всіма експертами. У нашій роботі взяли участь 16 експертів. На основі ранжування експертних показників будуються матриці для оцінки впливу джерел ризику на вибір напрямку санації та подальше використання природних техногенних середовищ. Результат використовується для кількісної оцінки ризику, представленого матрицею критичності цієї індикаторної системи, мірою його впливу на її надійність.

Актуальність вирішення проблем, пов'язаних з розробкою відвалів та звалищ, закритих для прийому твердих побутових відходів, визначається дефіцитом вільного простору на урбанізованих територіях та необхідністю дорогої реабілітації старих сміттєвих відходів, які небезпечні в екологічному та санітарно-епідеміоло-

гічному плані. Оцінка ризику розвитку цих територій є ключовим фактором зменшення потенційних негативних наслідків. Найпоширенішим методом поводження з відходами в Україні є їх утилізація на полігонах твердих побутових відходів або несанкціонованих звалищах. Щороку Україна виробляє понад 10 млн.т твердих побутових відходів на існуючих звалищах та полігонах загальною площею 9,4 тис. га.

Польові дослідження з визначення складу твердих побутових відходів проводились у 2010-2011 рр. на полігоні твердих побутових відходів м. Бориспіль Київської області. Результати цих досліджень наведені в розділі 1.

Аналіз фізико-хімічних процесів в тілі звалища техногенного середовища, інженерно-технічні проблеми, що виникають у природних технічних середовищах на завершальних етапах життєвого циклу, дозволяють визначити такі екологічні ризики, спричинені депонованим без попередньої обробки природним технічним навколишнього середовища та запобігання активному містобудівному розвитку (повторному використанню) територій техногенного середовища:

- викиди та міграція біогазу;
- забруднення підземних вод, ґрунтів фільтратом;
- деформація багатокутника робочого органу;
- санітарно-епідемічна небезпека території звалища твердих побутових відходів.

Отже, для забезпечення оптимального та економічного комплексу заходів з підготовки територій до господарського використання, враховуючи необхідну мінімізацію ризиків, необхідно з'ясувати, яким із цих ризиків слід керувати в першу чергу.

Класифікація ризиків такого роду є складним технічним та економічним завданням, що включає різні, іноді неоднакові

фактори. Цю проблему можна вирішити за допомогою математичних та статистичних методів у поєднанні з евристичними методами, які в останні роки дедалі більше визнаються математиками, економістами та екологами, та які були розроблені, зокрема, у стандартах ISO 14000.

Аналіз режимів відмов та наслідків (FMEA) – це спеціальна методика оцінки надійності та безпеки, призначена для виявлення та усунення технічних проблем у складних системах та аналізу та оцінки ризиків, що відрізняються за характером та напрямком впливу, силою та часом виникнення.

Методологія аналізу FMEA базується на експертній оцінці проблеми, що вивчається. Експерти значною мірою заповнюють брак кількісної інформації. Методологія передбачає оцінку ризику за рангом RPN, що є добутком рангів, отриманих експертною оцінкою тяжкості наслідків (A) та ймовірності невизначення (B) об'єкта, на частоту надзвичайних ситуацій (E). Перш за все усуваються ризики з найвищим показником RPN.

Експертній групі було запропоновано розглянути вплив звалищ, закритих для прийому твердих побутових відходів, на навколишнє середовище та з точки зору ризику аварій, тяжкості наслідків та можливостей їх виявлення, а потім оцінити вплив та обґрунтувати свої відповіді. Ступінь тяжкості наслідків для навколишнього середовища та людей була визначена з урахуванням юридичної відповідальності відповідно до ISO 14000:

- відсутні державні чи законодавчі обмеження – низький потенціал небезпеки,
- підвищена увага в суспільстві, наявність спеціальних законодавчих обмежень – середній потенціал небезпеки,
- великий ризик нещасних випадків, викликає суперечки в суспільстві, значні законодавчі обмеження – велика потенційна небезпека.

Експертів запрошували ранжувати вплив за допомогою парних порівнянь. Порівняння пар полягало в послідовному порівнянні кожного опромінення один з одним: якщо А важливіший за В, призначається 1,0 бал; якщо В важливіший за А, призначається 0; якщо А і В рівні, призначається 0,5 бала. У період після культивування наслідками вважалися:

- наслідки для людини:
 - небезпека вибухів та пожеж (x_1);
 - вплив на дихальні шляхи (x_2);
 - санітарно-епідемічна небезпека (x_3);
- вплив на атмосферне повітря (парниковий ефект, виснаження озонового шару x_4);
- вплив на ґрунтовий покрив (загибель кореневої системи рослин у разі порушення газового режиму ґрунту x_5);
- накопичення важких металів у ґрунті (x_6);
- вплив на підземні води із системами збору та скидання води для фільтрації (x_7);
- деформації поверхні (x_8).

Для кожного критерію була складена матриця спряжених характеристик та визначено значення пріоритету P_k та загальне значення всіх пріоритетів P_i :

$$P_k = \sum_{i=1}^8 x_i, k = \overline{1, n}; \quad (3.21)$$

$$P_i = \sum_{k=1}^n P_k, i = \overline{1, x_i}; \quad (3.22)$$

де n – кількість незалежних експертів.

Нормалізацію пріоритетного значення проводили для кожного впливу за формулою:

$$P_{k_rel} = P_i / \sum P_i. \quad (3.23)$$

Ранжування цих пріоритетів проводилось у порядку зменшення (від 10 до 0): найвищий бал призначався максимальному значенню (найбільш небезпечному), яке зазнало впливу. У таблицях 3.3, 3.4 наведені результати експертної оцінки ознак за ступенем тяжкості наслідків та невиявлення, отримані від одного експерта. У таблицях 3.5, 3.6 наведені матриці спряжених ознак за ступенем тяжкості наслідків та за не виявленням, складені за результатами оцінок усіма експертами. У нашій роботі взяли участь 16 експертів.

Таблиця 3.3

Таблиця ранжування за вагою наслідків одним експертом

Впливи	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	X ₅	X ₆	X ₇	X ₈	P _k
X ₁	0,5	0,5	0,5	0,5	0	1	0,5	1	4,5
X ₂	0,5	0,5	1	1	0	0	0	0,5	3,5
X ₃	0,5	0	0,5	0,5	0	0,5	1	0,5	3,5
X ₄	0,5	0	0,5	0,5	1	0,5	0,5	0	3,5
X ₅	1	1	1	0	0,5	0	0,5	0,5	4,5
X ₆	0	1	0,5	0,5	1	0,5	0,5	0	4
X ₇	0,5	1	0	0,5	0,5	0,5	0,5	1	4,5
X ₈	0	0,5	0,5	1	0,5	1	0	0,5	4

Таблиця 3.4

Матриця спряжених характеристик за вагою наслідків (А)

Впливи	Експерти:														P _i	ΣP _i	P _{L_опт}
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14			
X ₁	4,5	1,5	0,5	3,5	3,5	4,5	0,5	3,5	3,5	7,5	1,5	3,5	0,5	6,5	45	459	0,0980
X ₂	3,5	6,5	4,5	2,5	2,5	3,5	4,5	2	2,5	0,5	6,5	2,5	4,5	5,5	51,5		0,1122
X ₃	3,5	5	4,5	1,5	1,5	3,5	4,5	1	1,5	6,5	5	1,5	4,5	2,5	46,5		0,1013
X ₄	3,5	5,5	5,5	6,5	6,5	3,5	5,5	5	6,5	1,5	5,5	6,5	5,5	1,5	68,5		0,1492
X ₅	4,5	5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	3,5	4,5	3,5	5	4,5	4,5	5,5	63		0,1373
X ₆	4	5	6	2,5	3,5	4	6	4,5	3,5	4,5	5	3,5	6	1,5	59,5		0,1296
X ₇	4,5	1	5	4,5	5,5	4,5	5	6,5	5,5	4,5	1	5,5	5	4,5	62,5		0,1362
X ₈	4	2,5	2	6,5	7,5	4	2	6,5	7,5	3,5	2,5	7,5	2	4,5	62,5		0,1362

Таблиця 3.5

Таблиця ранжирування по невиявленню одним експертом

Впливи	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	X ₅	X ₆	X ₇	X ₈	P _i
X ₁	0,5	0	0	0	0	0	0,5	0,5	1,5
X ₂	1	0,5	1	0,5	0,5	1	1	1	6,5
X ₃	1	0	0,5	0	0	0,5	1	1	4
X ₄	1	0,5	1	0,5	0,5	0,5	1	1	6
X ₅	1	0,5	1	0,5	0,5	0,5	1	1	6
X ₆	1	0	0,5	0,5	0,5	0,5	1	0,5	4,5
X ₇	0,5	0	0	0	0	0	0,5	0	1
X ₈	0,5	0	0	0	0	0,5	1	0,5	2,5

Таблиця 3.6

Матриця спряжених характеристик
по ймовірності невиявленню (B)

Впливи	Експерти:														P _i	ΣP _i	P _{i,отн}
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14			
X ₁	1,5	4,5	1,5	6,5	6,5	1,5	4,5	6,5	5,5	6,5	5,5	5,5	3,5	3,5	65	440,5	0,1476
X ₂	6,5	5,5	6	5,5	5,5	6	5,5	2,5	2,5	5,5	5	2,5	2,5	3	64		0,1453
X ₃	4	1,5	4,5	3,5	3,5	4,5	1,5	3,5	2,5	3,5	7	2,5	2,5	2	46,5		0,1056
X ₄	6	6,5	5,5	0,5	2,5	5,5	6,5	1,5	7,5	0,5	4,5	7,5	7,5	4	66		0,1498
X ₅	6	4,5	2,5	5,5	6,5	2,5	4,5	4,5	1,5	5,5	2,5	1,5	1,5	5	54		0,1226
X ₆	4,5	5,5	5,5	2,5	3,5	5,5	5,5	3,5	3,5	2,5	2	3,5	3,5	4	55		0,1249
X ₇	1	1,5	4,5	2,5	2,5	4,5	1,5	3,5	2,5	2,5	1,5	2,5	2,5	6	39		0,0885
X ₈	2,5	2,5	1	5,5	1,5	1	2,5	1,5	6,5	5,5	3,5	6,5	6,5	4,5	51		0,1158

На основі отриманих матриць результуючих спряжених ознак за методологією FMEA фактори класифікуються за сумарним критерієм RPN (таблиця 3.7), значення якого визначається як добуток рангів A, B, E:

$$RPN = A \cdot B \cdot E. \quad (3.24)$$

Таблиця 3.7

Таблиця ранжування за RPN

Впливи		A		B	E	RPN
X ₁	0,098	4	0,1476	9	9	324
X ₂	0,1122	6	0,1453	8	8	384
X ₃	0,1013	5	0,1056	4	6	120
X ₄	0,1492	10	0,1498	10	7	700
X ₅	0,1373	9	0,1226	6	3	162
X ₆	0,1296	7	0,1249	7	5	245
X ₇	0,1362	8	0,0885	6	4	192
X ₈	0,1362	8	0,1158	5	10	400

Параметр ризику RPN вказує на зв'язок між причинами небезпеки. Перш за все усуваються ризики, при яких індекс RPN найбільше перевищує допустиме значення RPN = 125. Якщо один із показників A, B, E дорівнює 9 або 10, слід розробити заходи щодо зменшення ризику. Значення RPN від 40 до 100 означає середній ризик, RPN < 40 незначний ризик. Параметри виправлення для зменшення ризику розробляються в такій послідовності: усунення причин надзвичайної ситуації (зменшення параметра E); зменшення причинного ефекту (зменшення параметра A); з цієї причини висока ймовірність виявлення надзвичайної ситуації (зменшення параметра B).

На основі оцінки думок експертів щодо RPN можна зробити висновок, що показниками з високим ступенем тяжкості ефектів (RPN > 125) є:

- вплив атмосферного повітря (парниковий ефект, руйнування озонового шару x_4) RPN = 700;
- деформації поверхні (x_8) RPN = 400;
- вплив на дихальні шляхи (x_2) RPN = 384;
- небезпека вибуху та пожежі (x_1) RPN = 324.

Слід зазначити, що експертам важко оцінити санітарно-епідемічну небезпеку ґрунтів звалищ та ступінь небезпеки розвитку деформацій поверхні транспортних засобів.

Вибір напрямку рекультивації та подальше використання території повинені здійснюватися з урахуванням мінімізації цих ризиків, насамперед – утворення, накопичення, міграція звалищного газу, зменшення впливу на озоновий шар, зменшення ризику деформація поверхні.

Комплекс заходів, включаючи попередню механічну та біологічну обробку природних середовищ перед похованням, системи збору та видалення фільтрату та біогаз, також зменшить екологічні ризики RPN до середніх та незначних ризиків.

У роботі з використанням методології Failure Mode and Effects Analysis проведена оцінка ризиків реконструкції території на прикладі Бориспільського сміттєзвалища твердих побутових відходів. Визначено основні показники джерел ризиків: вплив людини; небезпека вибухів та пожеж; вплив на дихальні шляхи; санітарно-епідемічна небезпека; вплив на атмосферне повітря; вплив на ґрунтовий покрив; вплив на підземні води, коли доступні системи збору та скидання води для фільтрації; деформації поверхні. Визначено можливі сценарії та їх поєднання спектру ризику (технічного, екологічного, соціального, економічного). На основі рейтингу показників експертів будуються матриці для оцінки впливу джерел ризику. На основі оцінки експертного висновку щодо RPN було встановлено, що показниками високої серйозності були атмосферні ефекти повітря (парниковий ефект, виснаження озонового шару RPN = 700; деформації поверхні RPN = 400; ефекти дихання RPN = 384; вибух та пожежна небезпека RPN = 324. Результат був використаний для вибору напрямку рекультивації та подальшого використання природних техногенних середовищ.

3.3. Вибір та обґрунтування математичної моделі напружено-деформованого стану зв'язаної системи «полігон ТПВ – ґрунтова основа»

3.3.1 Математична постановка задачі про напружено-деформований стан зв'язаної системи «полігон ТПВ – ґрунтова основа»

У даному розділі проведено чисельне моделювання напружено-деформованого стану ґрунтової основи та полігону твердих побутових відходів для прогнозування можливості його використання в якості основи споруди чи конструкції. Задача вирішується в два етапи. На першому етапі розглядається гідродинамічний аспект проблеми з урахуванням фільтраційних сил.

Зважаючи на різноманітність властивостей відходів, що знаходяться як в твердому, так і в рідкому стані в тілі полігона та відмінність протікання процесів під час навантаження доцільно застосовувати різні моделі середовища. Тому тверда складова відходів моделюється слабким ґрунтом з урахуванням повзучості за допомогою моделі Soft Soil Creep (SSC), яка найбільш повно описує такі властивості слабого ґрунту, як залежну від напружень жорсткість, а також вторинну компресію з урахуванням повзучості. Слід зазначити, що модель SSC враховує як фізичну, так і геометричну нелінійність процесу деформування ґрунту. Для описання рідкої фази відходів та в'язкопластичного середовища використовується закон Дарсі, що виражає залежність швидкості фільтрації від градієнту напору.

Гідродинамічні аспекти проблеми полягають в урахуванні фільтраційних сил, що діють на скелет ґрунтового середовища, і параметрів взаємодії рідкої і твердої фаз ґрунту (тиску, напруження і пористості) у процесі консолідації. У припущенні безвихрової течії

фільтраційного потоку і розподілу сил опору рівномірно по перерізу елемента використовується узагальнений закон Дарсі і рівняння нерозривності. Закон Дарсі – закон фільтрації рідин і газів в пористому середовищі. Історично закон був отриманий А. Дарсі експериментально, але може бути отриманий за допомогою усереднення рівнянь Нав'є-Стокса, що описують течію в масштабі пор. Система диференціальних рівнянь в часткових похідних доповнюється початковими і граничними умовами. Закон Дарсі (закон фільтрації рідин і газів в пористому середовищі) виражається в наступному вигляді:

$$\begin{aligned} u_{x,ij} &= -k_{x,ij} \Delta_x H_{ij} \\ u_{y,ij} &= -k_{y,ij} \Delta_y H_{ij} \end{aligned} \quad (3.25)$$

де u – швидкість фільтрації; k – коефіцієнт фільтрації; H – напор.

Рівняння нерозривності наступне:

$$\Delta \operatorname{div}(\rho_{ij} \bar{u}_{ij}) = -\bar{\Delta}_t(\rho_{ij} m_{ij}) \quad (3.26)$$

де (ρ, m) m, ρ – пористість и щільність ґрунту; $\Delta \operatorname{div}(\)$ – скінчена дивергенція в елементі через центровані різниці $\Delta_n(\)$ в просторі; $\Delta_t(\)$ – одностороння різниця «вперед» в часі t .

Приймається, що стисливість скелету і порової рідини мала, що призводить до лінійної залежності пористості ґрунту від тиску. Взаємодія скелету ґрунту і рідини характеризується об'ємною силою, пропорційною градієнту напору в напрямку s :

$$-F_{ij} = \Phi_{ij} = -\gamma \Delta_s H_{ij} \quad (3.27)$$

Тоді при спільній дії на скелет ґрунту фільтраційних і гравітаційних сил напружений стан визначається з рівнянь рівноваги елементів ґрунтової області, які отримані шляхом проектування прикладених сил на осі координат:

$$\Delta_x \sigma_{x,ij} + \Delta_y \tau_{xy,ij} + \gamma \Delta_x H_{ij} = \rho_{ij} \Delta_u u_{ij} \quad (3.28)$$

$$\Delta_y \sigma_{y,ij} + \Delta_x \tau_{xy,ij} + \gamma \Delta_y H_{ij} = \rho_{ij} \Delta_v v_{ij},$$

де u, v — компоненти переміщень у вузлах основної мережі; $\sigma_x, \sigma_y, \tau_{xy}$ — компоненти напружень у вузлах допоміжної мережі ґрунтової області.

У результаті чисельної ітерації отримуємо усталений фільтраційний потік, параметри якого використовуються для розрахунку фільтраційних сил, що діють на елементи скелета, що деформується. Параметри фільтраційного потоку мають також самостійне значення при вирішенні задач будови дренажу та ін. При розрахунку консолідації ґрунту фільтраційні параметри перераховуються на кожному етапі.

Різницеві рівняння для визначення вільної поверхні фільтраційного потоку при розрахунку несталого фільтрації в тілі полігону (з урахуванням інфільтрації) повинні задовольняти наступним граничним умовам:

- 1) тиск дорівнює атмосферному

$$p = p_{am} \approx const, \quad (3.29)$$

- 2) нормальна компонента швидкості на поверхні відсутня

$$v_n = 0. \quad (3.30)$$

У фундаментальній механіці суцільних середовищ при вивченні течій рідин і газів в пористому середовищі широко застосовується диференціальна форма закону Дарсі (для руху в полі тяжіння):

$$\vec{u} = -\frac{K}{\eta} \nabla (\rho g z + P), \quad (3.31)$$

де P – зовнішній тиск; ρ – щільність; η – динамічна в'язкість; g – прискорення вільного падіння; z – вертикальна координата.

Можна переписати закон Дарсі у вигляді рівняння балансу сил:

$$-\nabla P - \frac{\eta}{K} \vec{u} + \rho \vec{f} = 0, \quad (3.32)$$

де \vec{f} – поле зовнішніх сил; η – динамічна в'язкість рідини чи газу; $K = \eta k / \rho g$ – коефіцієнт проникності. Коефіцієнт проникності характеризує здатність пористого середовища до пропускання флюїду.

Повна система рівнянь фільтрації нестисливої рідини також включає умову нестисливості:

$$\begin{aligned} -\nabla P - \frac{\eta}{K} \vec{u} + \rho \vec{f} &= 0, \\ \operatorname{div} \vec{u} &= 0. \end{aligned} \quad (3.33)$$

Вода в пористих породах може знаходитися в різних станах. При невеликому вмісті вона вбирається в зерна ґрунту (гігроскопічна вода, зі збільшенням вологості вона починає обволікати зерна ґрунту у вигляді плівок, при подальшому збільшенні

вологості вона заповнює вузькі пори, врешті решт вода може заповнити всі пори за виключенням окремих ділянок, зайнятих пухирцями повітря).

В останньому стані вода отримує здатність рухатися під дією сили тяжіння. Її називають гравітаційною або ґрунтовою водою. Для неї можна застосовувати закони, споріднені законам гідродинаміки.

У кожній з пор ґрунту відбувається складний рух зі зміною швидкості і прискорення за величиною і напрямком від точки до точки. Пори мають різний напрямок і різну форму стінок, а тому в кожному виділеному об'ємі ґрунту повинні знаходитися найрізноманітніші за величиною і напрямком швидкості. Тому неможливо розглядати швидкості окремих часток.

Більш коректно було б розглядати середні значення швидкостей в певному об'ємі. В теорії фільтрації звично розглядати не швидкості, а витрати через певну площадку. Вектор витрати через одиничну площадку позначимо через v . Якщо V – середня швидкість часток деякого об'єму, то її можна віднести до центру тяжіння цього об'єму, координати якого позначимо через x, y, z . Вектор має складові $\frac{dx}{dt}, \frac{dy}{dt}, \frac{dz}{dt}$. Тоді, позначаючи пористість ґрунту через σ , можемо записати:

$$v = \sigma V, \quad (3.34)$$

якщо складові вектору v позначити через u, v, ω , то

$$u = \sigma \frac{dx}{dt}, v = \sigma \frac{dy}{dt}, \omega = \sigma \frac{dz}{dt}. \quad (3.35)$$

В гідродинаміці при виведенні рівнянь руху розглядають прискорення часток рідини, які виражаються через швидкості наступним чином:

$$\frac{dv_x}{dt} = \frac{\partial v_x}{\partial t} + \frac{\partial v_x}{\partial x} v_x + \frac{\partial v_x}{\partial y} v_y + \frac{\partial v_x}{\partial z} v_z. \quad (3.36)$$

Вважаючи швидкості v_x, v_y, v_z та їх зміну за координатами $\frac{\partial v_x}{\partial x}, \dots$ – малими, їх добутками можна знехтувати, залишаючи в рівняннях складових прискорення лише члени $\frac{\partial v_x}{\partial t}, \frac{\partial v_y}{\partial t}, \frac{\partial v_z}{\partial t}$.

Перепишем рівняння руху окремих часток рідини в порах наступним чином:

$$\left. \begin{aligned} \frac{\partial v_x}{\partial t} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + f_x, \\ \frac{\partial v_y}{\partial t} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + f_y, \\ \frac{\partial v_z}{\partial t} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + f_z - g, \end{aligned} \right\} \quad (3.37)$$

де p – тиск рідини; ρ – щільність; g – прискорення сили тяжіння. Вісь z спрямована вгору. Через f_x, f_y, f_z позначені складові сил опору, яких зазнає частка рідини в порі. Ці сили опору залежать від тертя часток рідини об частки ґрунту. Сили внутрішнього тертя частин рідин об інші частини рідин дуже малі в порівнянні з силами зовнішнього тертя [139].

Можна провести усереднення рівнянь за деяким об'ємом, достатньо малому, щоб врахувати зміни при русі від одного до іншого місця, але достатньо великому в порівнянні з розмірами пор. Тоді можна буде під $v_x, v_y, v_z, f_x, f_y, f_z$ розуміти їхні середні значення за об'ємом. При цьому f_x, f_y, f_z – складові сил опору, отримані експериментальним шляхом.

Таким чином, закон Дарсі можна тлумачити як лінійний закон опору, при якому опір пропорціональний першому ступеню швидкості фільтрації. Цю залежність можна записати у вигляді:

$$f_x = -\frac{gu}{k}, f_y = -\frac{gv}{k}, f_z = -\frac{g\omega}{k}. \quad (3.38)$$

Враховуючи, що коефіцієнт k зберігає для руху, що не встановився, те ж значення, що і для руху, що встановився, тоді рівняння матиме вигляд

Можна сказати, що при реальних значеннях коефіцієнта фільтрації ($k = 1-100$ м/добу) членами, що містять диференціювання за часом, можна знехтувати, тоді маємо

$$\left. \begin{aligned} \frac{1}{\sigma} \frac{\partial u}{\partial t} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} - \frac{gu}{k}, \\ \frac{1}{\sigma} \frac{\partial v}{\partial t} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} - \frac{gv}{k}, \\ \frac{1}{\sigma} \frac{\partial \omega}{\partial t} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} - \frac{g\omega}{k} - g. \end{aligned} \right\} \quad (3.39)$$

Кожне з попередніх рівнянь можна переписати у вигляді:

$$\frac{1}{\sigma} \frac{\partial U}{\partial t} = f - \frac{1}{\lambda} U. \quad (3.40)$$

Введемо змінну

$$V = U - \lambda f. \quad (3.41)$$

Тоді

$$\frac{1}{\sigma} \frac{\partial V}{\partial t} = -\frac{\lambda}{\sigma} \frac{\partial f}{\partial t} - \frac{V}{\lambda}. \quad (3.42)$$

Якщо $\frac{\partial f}{\partial t}$ залишається обмеженим при всіх t , то $\frac{\lambda}{\sigma} \frac{\partial f}{\partial t}$ буде дуже малим. Покладаючи $k = 100$ м/добу $= \frac{1}{864}$ м/с, $g \approx 10$ м/с², отримуємо

$$\lambda = \frac{k}{g} = \frac{1}{8640} c, \quad (3.43)$$

і членом $\frac{\lambda}{\sigma} \frac{\partial f}{\partial t}$ дійсно можна знехтувати, якщо $\frac{\partial f}{\partial t}$ не дуже велике. Рівняння, що залишається $\frac{\partial v}{\partial t} = -\frac{\sigma}{\lambda} V$ при інтегруванні має вигляд:

$$V = V_0 e^{-\frac{\sigma t}{\lambda}}. \quad (3.44)$$

Права частина прямує до нуля настільки швидко, що вже через долю секунди можна вважати, що $V = 0$, $U = \lambda f$, тобто знехтувати членами $\frac{1}{\sigma} \frac{\partial u}{\partial t}$, $\frac{1}{\sigma} \frac{\partial v}{\partial t}$, $\frac{1}{\sigma} \frac{\partial \omega}{\partial t}$.

Тоді рівняння можна переписати вводячи п'єзометричний напір h , у вигляді

$$v = -k \operatorname{grad} h, h = \frac{p}{\rho g} + z. \quad (3.45)$$

Лінійні інерційні члени зберігають в окремих випадках, наприклад для виведення співвідношень.

Руси, в яких можна знехтувати силами інерції по відношенню до сил тертя, Л. Прандтль називає повзучими. В них звичайно опір пропорційний першому ступеню швидкості.

Рівняння містять чотири невідомі функції: u , v , ω і p . Приєднаємо до цих рівнянь рівняння нерозривності. Рідину, що рухається вважатимемо такою, що не стискається. Виведення рівняння нерозривності відбувається таким же чином, як і гідродинаміці рідини, що не стискається.

Виділимо елементарний об'єм в формі паралелепіеда з ребрами dx , dy , dz , що паралельні до осей координат. Витрата рідини через площадку, перпендикулярну до осі x і таку, що знаходиться на відстані x від початку координат дорівнює $\sigma u dy dz$. Витрата через площадку, паралельну першій і що відповідає абсцисі $x+dx$ дорівнює

$$\left[\sigma u + \frac{\partial}{\partial x}(\sigma u) dx \right] dy dz. \quad (3.46)$$

Різниця між вихідною і вхідною кількістю рідини в напрямку осі x дорівнює $\frac{\partial}{\partial x}(\sigma u) dx dy dz$. В напрямку осей y і z відповідно отримаємо вирази для зміни витрат – $\frac{\partial}{\partial y}(\sigma v) dx dy dz$, $\frac{\partial}{\partial z}(\sigma \omega) dx dy dz$.

Сумуючи три отриманих вирази, будемо мати загальне перевищення кількості рідини, що виходить з об'єму $dx dy dz$, над кількістю рідини, що входить в об'єм. Сума повинна дорівнювати нулю завдяки нестисливості рідини. Після ділення на $dx dy dz$ отримаємо рівняння нерозривності:

$$\frac{\partial}{\partial x}(\sigma u) + \frac{\partial}{\partial y}(\sigma v) + \frac{\partial}{\partial z}(\sigma \omega) = 0. \quad (3.47)$$

Якщо пористість ґрунту σ не залежить від координат, то отримаємо:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial \omega}{\partial z} = 0, \quad (3.48)$$

тобто рівняння нерозривності має той самий вигляд, що і гідродинаміці нестискаємої рідини, а швидкість фільтрації має потенціал (при постійних k).

Рівняння плаского руху ґрунтових вод можна записати у вигляді

$$u = \frac{\partial \varphi}{\partial x} = -k \frac{\partial h}{\partial x}, v = \frac{\partial \varphi}{\partial y} = -k \frac{\partial h}{\partial y}. \quad (3.49)$$

Вважаючи вісь y вертикальною, а x – горизонтальною, матимемо

$$h = \frac{p}{\rho g} + y + C, \varphi = -k \left(\frac{p}{\rho g} + y \right) + C_1. \quad (3.50)$$

Якщо вісь y спрямована вниз, то

$$h = \frac{p}{\rho g} - y + C, \varphi = -k \left(\frac{p}{\rho g} - y \right) + C_1. \quad (3.51)$$

Тоді

$$\Delta \varphi = \frac{\partial^2 \varphi}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \varphi}{\partial y^2} = 0. \quad (3.52)$$

З рівняння нерозривності

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} = 0 \quad (3.53)$$

впливає, що існує функція току $\psi(x, y)$ така, що

$$u = \frac{\partial \psi}{\partial y}, v = -\frac{\partial \psi}{\partial x}. \quad (3.54)$$

Зводячи попередні рівняння, отримаємо

$$\frac{\partial \varphi}{\partial x} = \frac{\partial \psi}{\partial y}, \frac{\partial \varphi}{\partial y} = -\frac{\partial \psi}{\partial x}. \quad (3.55)$$

Рівняння (3.35) є умовами Даламбера-Ейлера (Коші-Рімана). Якщо вони виконуються, то, як відомо, лінійна комбінація функцій φ і ψ

$$\omega = \varphi + i\psi \quad (3.56)$$

є функцією комплексної змінної $z = x + iy$. Функцію ω називають комплексним потенціалом.

Деформація полігону моделюється слабким ґрунтом з урахуванням повзучості з використанням моделі Soft Soil Creep (SSC).

Повна об'ємна деформація ε_v , викликана зростанням ефективних напружень з початкового значення p_0' до p' за період часу t_c+t' , виражається у вигляді суми пружної складової ε_v^e та в'язкопластичної складової ε_v^{vp} . В'язкопластична складова складається з деформації під час консолідації $\varepsilon_v^{vp}_c$ та після консолідації $\varepsilon_v^{vp}_{ac}$. Зв'язок між деформаціями виражається в наступному вигляді [140]:

$$\varepsilon_v = \varepsilon_v^e + \varepsilon_v^{vp}_c + \varepsilon_v^{vp}_{ac} \quad (3.57)$$

доданки якої розраховуються за формулами:

$$\varepsilon_v^e = \kappa^* \ln \left(\frac{p'}{p_0'} \right); \quad (3.58)$$

$$\varepsilon_v^{vp}_c = (\lambda^* - \kappa^*) \ln \left(\frac{p' p_c}{p_0'} \right); \quad (3.59)$$

$$\varepsilon_v^{vp}_{ac} = \mu^* \ln \left(\frac{\tau_c + t'}{\tau_c} \right), \quad (3.60)$$

де μ^* – модифікований коефіцієнт повзучості; τ_c – час консолідації, що залежить від геометрії зразку, що досліджується; t' – час, що минув з початку завантаження полігону; κ^* – модифікований коефіцієнт набухання; λ^* – модифікований коефі-

цієнт компресії (стиснення); t_c – час завершення первинної консолідації; p_0' – початкове ефективне напруження; p' – ефективне напруження; p'_{pc} – ефективне преконсолідаційне напруження. Ізотропне ефективне напруження p' визначається за формулою:

$$p' = \frac{1}{3}(\sigma'_{xx} + \sigma'_{yy} + \sigma'_{zz}). \quad (3.61)$$

Відношення параметрів моделі до міжнародно-нормованих параметрів наступне:

$$\mu^* = \frac{C_\alpha}{2,3(1 + e_0)}; \lambda^* = \frac{C_c}{2,3(1 + e_0)}; \kappa^* = \frac{2C_s}{2,3(1 + e_0)}, \quad (3.62)$$

де C_c – коефіцієнт компресії; C_s – коефіцієнт набухання; C_α – коефіцієнт повзучості; e_0 – початковий коефіцієнт пористості.

Співвідношення між об'ємною деформацією і значенням ефективних напружень з урахуванням повзучості зображено на рис. 3.8.

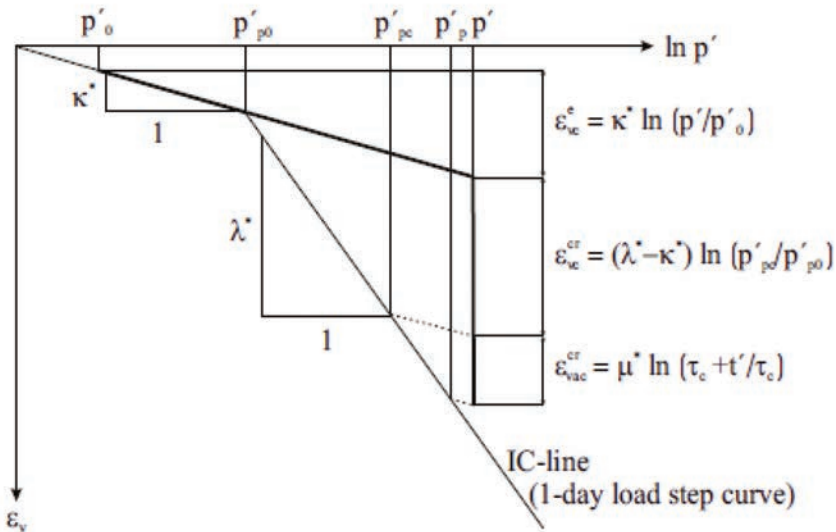


Рис. 3.8 Логарифмічне співвідношення між об'ємною деформацією і значенням ефективних напружень з врахуванням повзучості

Визначення значення μ^* за допомогою стандартного одометричного тесту, а також різниця між t' і τ_c показана на рис. 3.9.

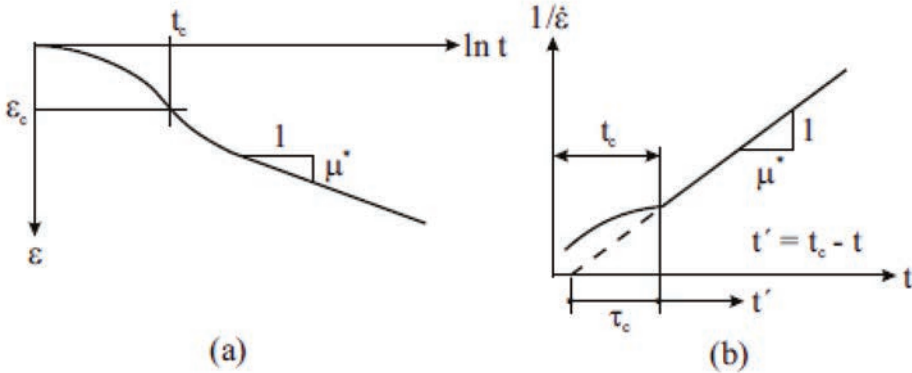


Рис. 3.9 Консолідація та повзучість при проведенні стандартного одометричного тесту

3.3.2 Основні характеристики моделі SSC для моделювання полігону ТПВ

В Україні та інших країнах світу з кожним роком зростають обсяги будівництва. Чим менше площ земель залишаються вільним, тим гостріше постає питання використовувати закриті полігони в якості основи для споруд та конструкцій. Для прогнозування деформації та осадки системи «полігон ТПВ – ґрунтова основа» використовувалася модель SSC. Ця модель застосовується для розрахунку осадок фундаментів та насипів, а також екскавації та побудови тунелів.

Перевагою даної моделі перед іншими є те, що вона враховує не лише первинну компресію, а і повзучість і вторинну компресію, що є особливо важливим для полігонів ТПВ, в яких саме вторинна компресія відіграє найважливішу роль. Її тривалість може становити 10-30 років. Це необхідно враховувати на етапі

проектування спорудження конструкції на основі полігону ТПВ. Особливістю тіла полігону є його висока стисливість. Великі первинні осадки фундаментів і насипів, як правило, супроводжуються істотними осадками в результаті повзучості в більш пізні роки. У таких випадках бажано оцінити повзучість за допомогою метода кінцевих елементів.

Основними характеристиками моделі SSC є:

- залежна від напруження жорсткість;
- різниця між первинним навантаженням та розвантаженням-перевантаженням;
- вторинна, залежна від часу компресія;
- врахування прекозсолідаційного напруження;
- критерії руйнування Кулона-Мора.

Особливістю моделювання полігону є лінійна залежність його напруження від одометричної жорсткості. При побудові кривої залежності жорсткості від напруження, крива має вигляд залежності:

$$E_{OED} = \frac{\sigma}{\lambda^*} = \frac{\sigma \cdot E_{oed}^{ref}}{p^{ref}}, \quad (3.63)$$

де p^{ref} – табличне значення напруження (довідкове); E_{oed}^{ref} – табличне значення одометричної жорсткості (довідкове); E_{OED} – одометрична жорсткість, що має розмірність напруження, і відповідно до закону Гука співвідноситься з модулем Юнга E наступним чином:

$$E_{OED} = \frac{(1 - \nu)E}{(1 - 2\nu)(1 + \nu)}, \quad (3.64)$$

де ν – коефіцієнт Пуассона.

Критерієм руйнування є критерій Кулона-Мора:

$$f(\underline{\sigma}', c, \varphi) = 0, \quad (3.65)$$

який відповідно враховує ефективне зчеплення c , кут внутрішнього тертя φ та кут ділантасії ψ .

Бузман [141] запропонував наступне рівняння для опису повзучості під дією постійної ефективної напруги:

$$\varepsilon = \varepsilon_c - C_B \log\left(\frac{t}{t_c}\right), \text{ при } t > t_c, \quad (3.66)$$

де C_B – матеріальна константа; ε_c – деформація до кінця консолідації; t – час, виміряний з початку завантаження полігону; t_c – час, до кінця первинної консолідації. При цьому значення напружень та деформацій – від’ємні.

Перепишемо рівняння в наступному вигляді:

$$\varepsilon = \varepsilon_c - C_B \log\left(\frac{t_c + t'}{t_c}\right), \text{ при } t' > 0, \quad (3.67)$$

де $t' = t - t_c$ – ефективний час повзучості.

В роботі [142] запропоновано рівняння повзучості в наступній формі:

$$e = e_c - C_\alpha \log\left(\frac{\tau_c + t'}{\tau_c}\right), \quad (3.68)$$

$$C_\alpha = C_B(1 + e_0) \text{ при } t' > 0,$$

де e – коефіцієнт пористості

У дослідженнях [143] запропоновано наступне рівняння:

$$\varepsilon^H = \varepsilon_c^H - C \ln \left(\frac{\tau_c + t'}{\tau_c} \right); \quad (3.69)$$

при цьому:

$$\varepsilon^H = \ln \left(\frac{1 + e}{1 + e_0} \right). \quad (3.70)$$

Верхній індекс "H" використовується для позначення логарифмічною (істинної) деформації, тобто $\varepsilon^H = \varepsilon$.

Для малих деформацій виконується співвідношення:

$$C = \frac{C_\alpha}{(1 + e_0) \ln 10} = \frac{C_B}{\ln 10}. \quad (3.71)$$

Спираючись на літературні джерела можна зробити висновок, що деформація в кінці консолідації ε_c складається з пластичної деформації ε_c^e та деформації повзучості ε_c^c в кінці консолідації і може бути описана за допомогою рівняння:

$$\varepsilon_c = \varepsilon_c^e + \varepsilon_c^c = -a \ln \left(\frac{\sigma'}{\sigma_0'} \right) - (b - a) \ln \left(\frac{\sigma_{pc}}{\sigma_{p0}} \right); \quad (3.72)$$

$$a = \frac{C_s}{(1 + e_0) \ln 10}; \quad (3.73)$$

$$b = \frac{C_c}{(1 + e_0) \ln 10}, \quad (3.74)$$

де σ_0' - початкове ефективне напруження перед навантаженням;
 σ' - кінцеве ефективне напруження при навантаженні;
 σ_{p0} - преконсолідаційне напруження перед навантаженням; σ_{pc} - преконсолідаційне напруження в кінці консолідації.

Підставивши (3.73) і (3.74) в (3.72) отримаємо

$$\varepsilon = \varepsilon^e + \varepsilon^c = -a \ln\left(\frac{\sigma'}{\sigma'_0}\right) - (b - a) \ln\left(\frac{\sigma_{pc}}{\sigma_{p0}}\right) - c \ln\left(\frac{\tau_c + t'}{\tau_c}\right), \quad (3.75)$$

де ε – повна деформація, викликана зростанням ефективних напружень з σ'_0 до σ' за період часу $t_c + t'$ (рис. 3.10).

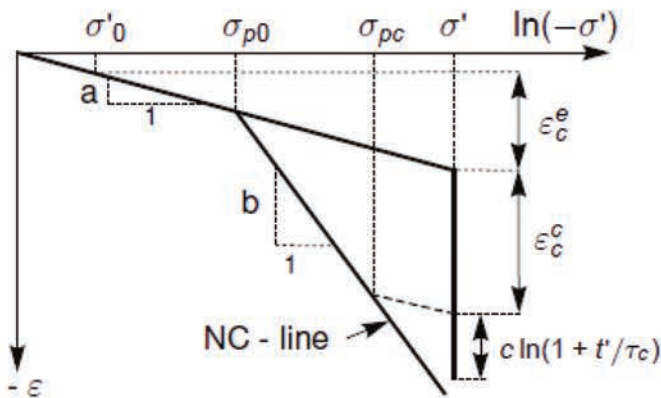


Рис. 3.10 Ідеалізована напружено-деформована крива, отримана з одометричного випробування з відокремленням приросту деформації на пружну складову та складову повзучості (для $t_c + t' = 1$ день, побудована – NC-лінія – лінія нормальної консолідації)

3.3.3 Диференційний закон для одновимірної повзучості

Попередні рівняння підкреслили зв'язок між накопиченою повзучістю і часом, для заданого постійного ефективного напруження. Для вирішення питань з перехідним або постійним навантаженням, необхідно сформулювати установчий закон в диференційній формі.

Приймаємо, що прекопсолідаційне напруження цілком і повністю залежить від величини деформації повзучості, яка нако-

пичується протягом часу, тоді рівняння (2.48) можна переписати у вигляді:

$$\varepsilon = \varepsilon^e + \varepsilon^c = -a \ln\left(\frac{\sigma'}{\sigma_0'}\right) - (b - a) \ln\left(\frac{\sigma_p}{\sigma_{p0}}\right), \quad (3.76)$$

де

$$\sigma_p = \sigma_{p0} \exp\left(\frac{-\varepsilon^c}{b - a}\right). \quad (3.77)$$

Треба зазначити, що значення ε^c – від'ємне, тому $\sigma_p > \sigma_{p0}$.

З попереднього рівняння одержано залежність преконсолідаційного напруження σ_p від часу. З рівнянь (3.76) і (3.77) випливає

$$\varepsilon^c - \varepsilon_c^c = -(b - a) \ln\left(\frac{\sigma_p}{\sigma_{pc}}\right) = -c \ln\left(\frac{\tau_c + t'}{\tau_c}\right). \quad (3.78)$$

Таким чином, отримано так звану лінію нормальної консолідації при ступінчастому завантаженні при $\sigma_p = \sigma'$. Отже ввівши $t' = \tau - t_c$ та $\sigma_p = \sigma'$ в рівняння (3.78) отримаємо:

$$(b - a) \ln\left(\frac{\sigma'}{\sigma_{pc}}\right) = c \ln\left(\frac{\tau_c + \tau_c}{\tau_c}\right) \text{ при } OCR = 1. \quad (3.79)$$

Звідки

$$\tau_c = \tau \left(\frac{\sigma_{pc}}{\sigma'}\right)^{\frac{b-a}{c}}. \quad (3.80)$$

Тоді може бути сформульовано диференційне рівняння повзучості:

$$\dot{\varepsilon} = \dot{\varepsilon}^e + \dot{\varepsilon}^c = -a \frac{\dot{\sigma}'}{\sigma'} - \frac{c}{\tau_c + t'} = -a \frac{\dot{\sigma}'}{\sigma'} - \frac{c}{\tau_c} \left(\frac{\sigma_{pc}}{\sigma_p} \right)^{\frac{b-a}{c}}. \quad (3.81)$$

Після елементарних перетворень можна отримати:

$$\dot{\varepsilon} = \dot{\varepsilon}^e + \dot{\varepsilon}^c = -a \frac{\dot{\sigma}'}{\sigma'} - \frac{c}{\tau} \left(\frac{\sigma'}{\sigma_p} \right)^{\frac{b-a}{c}}. \quad (3.82)$$

3.3.4 Тривимірна модель консолідації

Для розширення одновимірної моделі для загальних напружено-деформованих станів, відомі інваріанти напружень приймаються для ізотропних напружень p та девіаторного напруження q . Ці інваріанти використовуються для визначення нової одиниці напруження p^{eq} :

$$p^{eq} = p' + \frac{q^2}{M^2(p'+c \operatorname{ctg} \varphi)}, \quad (3.83)$$

де c – зчеплення; φ – кут внутрішнього тертя; q – напруження; p' – прекопсолідаційне напруження; p^{eq} – еквівалентне прекопсолідаційне ізотропне напруження; M – параметр ґрунту, так звана «лінія критичного стану», представлена на рис. 3.11. Параметр M можна визначити за формулою:

$$M = \frac{6 \sin \varphi_{cv}}{3 - \sin \varphi_{cv}}, \quad (3.84)$$

де φ_{cv} – кут внутрішнього тертя критичного стану.

Еквівалентне напруження зсуву визначається за формулою:

$$q = \sqrt{\frac{1}{2} \left((\sigma'_{xx} - \sigma'_{yy})^2 + (\sigma'_{yy} - \sigma'_{zz})^2 + (\sigma'_{zz} - \sigma'_{xx})^2 + 6(\sigma_{xy}^2 + \sigma_{yz}^2 + \sigma_{zx}^2) \right)}. \quad (3.85)$$

При нормально консолидованому стані напружень та деформацій $\sigma'_2 = \sigma'_3 = K_0^{nc} \sigma'_1$, де K_0^{nc} – коефіцієнт бічного (латерального) напруження при нормальній консолидації. Тоді отримаємо:

$$p^{eq} = \sigma'_1 \left[\frac{1 + 2K_0^{nc}}{3} + \frac{3(1 - K_0^{nc})^2}{M^2(1 + 2K_0^{nc})} \right]; \quad (3.86)$$

$$p_p^{eq} = \sigma_p \left[\frac{1 + 2K_0^{nc}}{3} + \frac{3(1 - K_0^{nc})^2}{M^2(1 + 2K_0^{nc})} \right],$$

де p_p^{eq} – узагальнене преконсолідаційне напруження, пропорційне до одновимірного напруження.

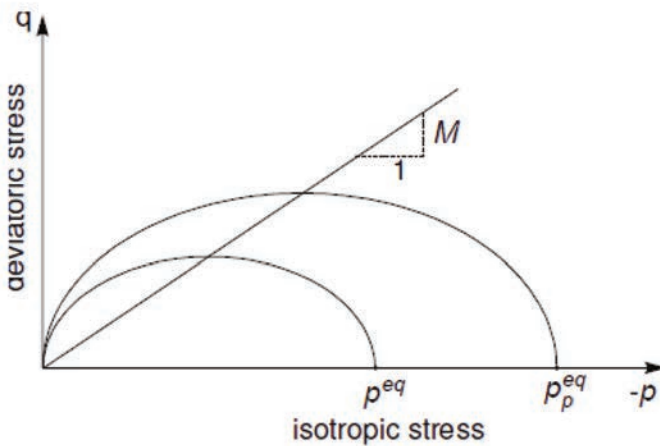


Рис 3.11 Діаграма еліпсів p^{eq} еквівалентного преконсолідаційного ізотропного напруження

Підставляючи в рівняння (3.82) p^{eq} і p_p^{eq} та ε_v замість ε отримаємо

$$-\varepsilon_v^c = \frac{c}{\tau} \left(\frac{p^{eq}}{p_p^{eq}} \right)^{\frac{b-a}{c}}, \quad (3.87)$$

$$\text{де } p_p^{eq} = p_{p0}^{eq} \exp\left(\frac{-\varepsilon_v^c}{b-a}\right). \quad (3.88)$$

Замість параметрів a , b і c в одномірній моделі введемо параметри, які співвідносяться наступним чином:

$$\mu^* = c; \lambda^* = b; \kappa^* \approx 2a. \quad (3.89)$$

Використовуючи нові параметри μ^* , κ^* і λ^* рівняння (3.87) і (3.88) матиме вигляд:

$$-\varepsilon_v^c = \frac{\mu^*}{\tau} \left(\frac{p^{eq}}{p_p^{eq}} \right)^{\frac{\lambda^* - \kappa^*}{\mu^*}}, \quad (3.90)$$

$$p_p^{eq} = p_{p0}^{eq} \exp\left(\frac{-\varepsilon_v^c}{\lambda^* - \kappa^*}\right). \quad (3.91)$$

Параметри μ^* , κ^* , λ^* можуть бути отримані з ізотропного випробування на стиск і одометричного випробування. При побудові логарифму напруження в залежності від деформації, ділянка може бути апроксимована двома прямими лініями. Нахил лінії нормальної консолідації дає модифікований коефіцієнт компресії λ^* , а нахил лінії розвантаження (або повторного стиснення) може бути використано для обчислення модифікованого коефіцієнта набухання κ^* .

Для введення загальних деформацій повзучості, ми приймаємо точку зору, що деформація повзучості залежить від часу пластичної деформація. Таким чином, логічно припустити закон потоку для швидкості деформації повзучості, як звичайно, робиться в теорії пластичності. Для розробки такого закону потоку, зручно прийняти позначення вектора $\underline{\dot{\epsilon}}$ з урахуванням основних напрямків:

$$\underline{\sigma} = (\sigma_1 \ \sigma_2 \ \sigma_3)^T; \tag{3.92}$$

$$\underline{\epsilon} = (\epsilon_1 \ \epsilon_2 \ \epsilon_3)^T,$$

де T використовується для позначення переміщення.

Подібно до одновимірної моделі в тривимірній моделі присутні і пружні деформації і деформації повзучості. Використовуючи закон Гука для пружної складової, і правило потоку для складової повзучості, отримуємо:

$$\underline{\dot{\epsilon}} = \underline{\dot{\epsilon}}^e + \underline{\dot{\epsilon}}^c = \underline{\underline{D}}^{-1} \underline{\dot{\sigma}}' + \lambda \frac{\partial g^c}{\partial \underline{\sigma}'}, \tag{3.93}$$

де матриця пружності і пружна потенційна функції визначаються наступним чином:

$$\underline{\underline{D}}^{-1} = \frac{1}{E_{ur}} \begin{bmatrix} 1 & -\nu_{ur} & -\nu_{ur} \\ -\nu_{ur} & 1 & -\nu_{ur} \\ -\nu_{ur} & -\nu_{ur} & 1 \end{bmatrix}, g^c = p^{eq}, \tag{3.94}$$

де ν_{ur} – коефіцієнт Пуассона; E_{ur} - модуль пружності.

З попереднього рівняння випливає

$$\dot{\epsilon}_v^c = \dot{\epsilon}_1^c + \dot{\epsilon}_2^c + \dot{\epsilon}_3^c = \lambda \left(\frac{\partial p^{eq}}{\partial \sigma'_1} + \frac{\partial p^{eq}}{\partial \sigma'_2} + \frac{\partial p^{eq}}{\partial \sigma'_3} \right) = \lambda \cdot \frac{\partial p^{eq}}{\partial p'} = \lambda \cdot \alpha. \tag{3.95}$$

Причому $\alpha = \frac{\partial p^{eq}}{\partial p'}$, з рівнянь (2.93), (2.94) і (2.95) отримаємо

$$\underline{\dot{\varepsilon}} = \underline{D}^{-1} \underline{\dot{\sigma}'} + \frac{\underline{\varepsilon}_v^c}{\alpha} \frac{\partial p^{eq}}{\partial p'} = \underline{D}^{-1} \underline{\dot{\sigma}'} - \frac{1\mu^*}{\alpha\tau} \left(\frac{p^{eq}}{p_p} \right)^{\frac{\lambda^* - \kappa^*}{\mu^*}} \frac{\partial p^{eq}}{\partial \underline{\sigma}'}, \quad (3.96)$$

де

$$p_p^{eq} = p_{p0}^{eq} \exp\left(\frac{-\varepsilon_v^c}{\lambda^* - \kappa^*}\right). \quad (3.97)$$

З останнього рівняння можна отримати ε_v^c :

$$-\varepsilon_v^c = (\lambda^* - \kappa^*) \ln\left(\frac{p_p^{eq}}{p_{p0}^{eq}}\right). \quad (3.98)$$

Коефіцієнт M з урахуванням вищенаведених формул можна визначити наступним чином:

$$M = 3 \sqrt{\frac{\frac{(1 - K_0^{nc})^2}{(1 + 2K_0^{nc})^2} + (1 - K_0^{nc})(1 - 2\nu_{ur})\left(\frac{\lambda^*}{\kappa^*} - 1\right)}{(1 + 2K_0^{nc})(1 - 2\nu_{ur})\frac{\lambda^*}{\kappa^*} - (1 - K_0^{nc})(1 + \nu_{ur})}}}. \quad (3.99)$$

Коефіцієнт Пуассона для завантаження нормально консолюдованих матеріалів, грає незначну роль, але він є важливим в задачах розвантаження. Наприклад, для вивантаження в одновимірному випробуванні на стиск (одо метричному випробуванні), співвідношення відносно невеликого коефіцієнта Пуассона призведе до невеликого зменшення бічного стресу та зменшення вертикального напруження. У результаті, співвідношення горизон-

тального і вертикального напруження зросте. Отже, коефіцієнт Пуассона не повинен бути заснований на нормально консолидованому значенні K_0^{nc} для, а повинен базуватися на співвідношенні приросту горизонтального напруження до приросту вертикального напруження при одометричному розвантаженні й перевантаженні:

$$\frac{\nu_{ur}}{1 - \nu_{ur}} = \frac{\Delta\sigma_{xx}}{\Delta\sigma_{yy}}. \quad (3.100)$$

Щоб отримати тривимірну модель для пружних деформацій треба визначити модуль пружності E_{ur} як залежну від напруження тангенційну міцність:

$$E_{ur} = 3(1 - 2\nu_{ur})K_{ur} = -3(1 - 2\nu_{ur})\frac{p'}{\kappa^*}. \quad (3.101)$$

Об'ємний модуль K_{ur} залежить від напруження згідно закону:

$$K_{ur} = -(p + c \cdot ctg\varphi)' / \kappa^*. \quad (3.102)$$

Тоді об'ємна пружна деформація:

$$\dot{\varepsilon}_v^e = \frac{\dot{p}'}{K_{ur}} = -\kappa^* \frac{\dot{p}'}{p' + c \cdot ctg\varphi} \quad (3.103)$$

або інтегруючи

$$-\varepsilon_v^e = \kappa^* \ln \left(\frac{p' + c \cdot ctg\varphi}{p_0' + c \cdot ctg\varphi} \right). \quad (3.104)$$

Таким чином, в тривимірній моделі пружна деформація залежить від ефективного напруження p' , а не від головного напруження σ' як в одновимірній моделі. Однак ефективне напруження може бути перетворене в головне напруження. Для одновимірного стиснення при нормальній лінії консолідації $\frac{p'}{p'_0} = \frac{\sigma'}{\sigma'_0}$. В результаті можна отримати простий закон:

$$-\varepsilon_v^c = \kappa^* \ln \left(\frac{\sigma'}{\sigma'_0} \right), \quad (3.105)$$

причому для одновимірної моделі:

$$-\varepsilon_v^c = a \ln \left(\frac{\sigma'}{\sigma'_0} \right). \quad (3.106)$$

Для надконсолідованих напружено-деформованих станів використовується наступне рівняння:

$$\frac{\dot{p}'}{p'} = \frac{1 + \nu_{ur}}{1 - \nu_{ur}} \frac{1}{1 + 2K_0} \cdot \frac{\dot{\sigma}'}{\sigma''}, \quad (3.107)$$

з рівняння випливає, що

$$-\dot{\varepsilon}_v^e = \kappa^* \frac{\dot{p}'}{p'} = \frac{1 + \nu_{ur}}{1 - \nu_{ur}} \frac{\kappa^*}{1 + 2K_0} \cdot \frac{\dot{\sigma}'}{\sigma''} \quad (3.108)$$

де K_0 залежить значною мірою від ступеню надконсолідації. Для більшості ситуацій доцільно вважати $K_0 \approx 1$, $\nu_{ur} \approx 0,2$. Тоді

$$-2\varepsilon_v^c = \kappa^* \ln \left(\frac{\sigma'}{\sigma'_0} \right). \quad (3.109)$$

3.3.5 Модель Кулона-Мора для моделювання ґрунтів основи полігону ТПВ

Модель Кулона-Мора є продовженням закону тертя Кулона для загальних напружених станів. Насправді, ця умова гарантує, що закон тертя Кулона підходить до будь-яких площин в матеріальному елементі. Критерій міцності Мора-Кулона зазвичай використовується для аналізу несучої здатності ґрунтових масивів. При навантаженні ґрунти працюють переважно на зсув по поверхні з найменшою несучою здатністю. Тому зсувна міцність є визначальною міцністю. характеристикою для ґрунтів. Руйнування реалізується в той момент, коли величина зсувного (дотичного) напруження досягає межі міцності ґрунту на зсув. Тому зв'язок між нормальними напруженнями і дотичними напруженнями є критерієм міцності для ґрунтів.

Пластичність пов'язана з розвитком незворотних деформацій. Для того щоб оцінити, чи відбуваються чи ні пластичні деформації, вводиться функція f – поверхня плинності, що залежить від напруження і деформації. Пластичні поверхні пов'язані з умовою $f = 0$. Ця умова часто може бути представлена у вигляді поверхні в просторі основних напружень. Абсолютно-пластична модель є конститутивною моделлю з фіксованою поверхнею плинності, тобто поверхня плинності, який повністю визначається параметрами моделі і на яку не впливає деформація. Для напружених станів, представлених точками всередині поверхні плинності, поведінка є пружною і всі деформації є оборотними.

Деформації та їхні швидкості розділяються на пружну та пластичну складову:

$$\underline{\varepsilon} = \underline{\varepsilon}^e + \underline{\varepsilon}^p; \underline{\dot{\varepsilon}} = \underline{\dot{\varepsilon}}^e + \underline{\dot{\varepsilon}}^p. \quad (3.110)$$

Закон Гука використовується щоб поєднати швидкість напруження зі швидкістю пружних деформацій і з врахуванням (3.93) має вигляд.

$$\underline{\dot{\sigma}}' = \underline{\underline{D}}^e \underline{\dot{\varepsilon}}^e = \underline{\underline{D}}^e (\underline{\dot{\varepsilon}} - \underline{\dot{\varepsilon}}^p). \quad (3.111)$$

Відповідно до класичної теорії пластичності [144], швидкості пластичних деформації пропорційні до похідної функції плинності по відношенню до напруження. Це означає, що швидкості пластичних деформації можуть бути представлені у вигляді векторів, перпендикулярних поверхні плинності. Цю класичну форму теорії називають пов'язана пластичність. Тим не менш, для функцій типу Кулона-Мора, теорія пластичності переоцінює дилатансію. Таким чином, на додаток до функції плинності, вводиться пластична потенційна функція g . Загалом, швидкості пластичних деформації записуються в наступному вигляді:

$$\underline{\dot{\varepsilon}}^p = \lambda \frac{\partial g}{\partial \underline{\underline{\sigma}}''}, \quad (3.112)$$

де λ – пластичний множник. У випадку виключно пружної поведінки $\lambda = 0$, у випадку пластичної поведінки λ є позитивною:

$$\begin{aligned} \lambda = 0 \text{ для } f < 0 \text{ або } \frac{\partial f^T}{\partial \underline{\underline{\sigma}}'} \underline{\underline{D}}^e \underline{\dot{\varepsilon}}^e &\leq 0; \\ \lambda > 0 \text{ для } f = 0 \text{ або } \frac{\partial f^T}{\partial \underline{\underline{\sigma}}'} \underline{\underline{D}}^e \underline{\dot{\varepsilon}}^e &> 0. \end{aligned} \quad (3.113)$$

Ці рівняння можуть бути використані для отримання наступного відношення між швидкістю ефективного напруження і швидкістю деформацій для пружної ідеально-пластичної поведінки [145, 146]:

$$\dot{\underline{\sigma}}' = \left(\underline{D}^e - \frac{\alpha}{d} \underline{D}^e \frac{\partial g}{\partial \underline{\sigma}'} \cdot \frac{\partial f^T}{\partial \underline{\sigma}'} \underline{D}^e \right) \dot{\underline{\varepsilon}}, \quad (3.114)$$

де

$$d = \frac{\partial f^T}{\partial \underline{\sigma}'} \underline{D}^e \frac{\partial g}{\partial \underline{\sigma}'}$$

Якщо поведінка матеріалу пружна, величина α дорівнює нулю, у той час як для пластичної величина α дорівнює одиниці.

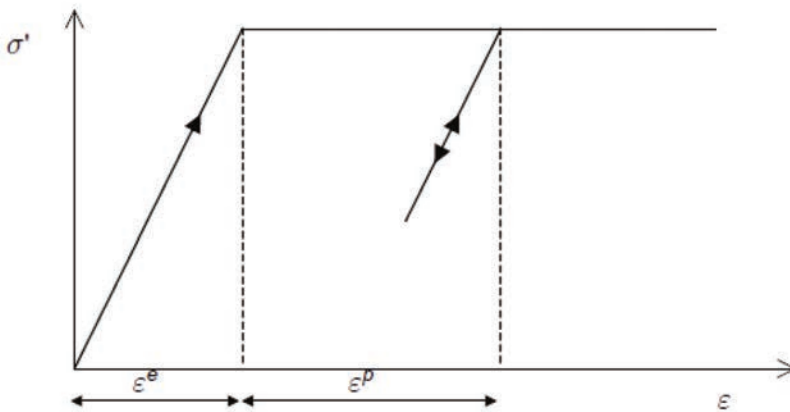


Рис. 3.12 Основний вигляд пружної ідеально пластичної моделі

Викладена вище теорія пластичності обмежені, щоб згладити поверхні плинності і не охоплює контури мультиповерхні плинності, як в моделі Кулона-Мора. Для такої поверхні плинності теорія пластичності була продовжена [147] та іншими, щоб врахувати вершини потоку за участю двох або більше пластичних потенційних функцій:

$$\underline{\varepsilon}^p = \lambda_1 \frac{\partial g_1}{\partial \underline{\sigma}'} + \lambda_2 \frac{\partial g_2}{\partial \underline{\sigma}'} + \dots \quad (3.115)$$

Так само, кілька квазінезалежних функції плинності (f_1, f_2, \dots) використовуються для визначення величини множників ($\lambda_1, \lambda_2 \dots$).

Повна умова плинності Кулона-Мора складається з шести функцій (поверхонь плинності f), які формулюються наступним чином:

$$\begin{aligned}
 f_{1a} &= \frac{1}{2}(\sigma'_2 - \sigma'_3) + \frac{1}{2}(\sigma'_2 + \sigma'_3) \sin \varphi - c \cos \varphi \leq 0; \\
 f_{1b} &= \frac{1}{2}(\sigma'_3 - \sigma'_2) + \frac{1}{2}(\sigma'_3 + \sigma'_2) \sin \varphi - c \cos \varphi \leq 0; \\
 f_{2a} &= \frac{1}{2}(\sigma'_3 - \sigma'_1) + \frac{1}{2}(\sigma'_3 + \sigma'_1) \sin \varphi - c \cos \varphi \leq 0; \\
 f_{2b} &= \frac{1}{2}(\sigma'_1 - \sigma'_3) + \frac{1}{2}(\sigma'_1 + \sigma'_3) \sin \varphi - c \cos \varphi \leq 0; \\
 f_{3a} &= \frac{1}{2}(\sigma'_1 - \sigma'_2) + \frac{1}{2}(\sigma'_1 + \sigma'_2) \sin \varphi - c \cos \varphi \leq 0; \\
 f_{3b} &= \frac{1}{2}(\sigma'_2 - \sigma'_1) + \frac{1}{2}(\sigma'_2 + \sigma'_1) \sin \varphi - c \cos \varphi \leq 0,
 \end{aligned}
 \tag{3.116}$$

де $\sigma'_1, \sigma'_2, \sigma'_3$ – нормальні напруження.

Умова $f_j = 0$ для всіх поверхонь плинності разом являє собою гексагональний конус в просторі головних напружень і представлена на рис. 3.13.

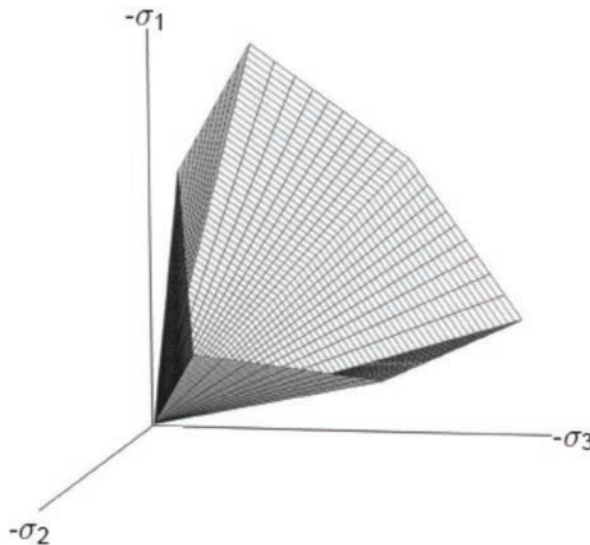


Рис. 3.13 Поверхні Кулона-Мора у просторі головних напружень

На додаток до поверхонь плинності, модель Кулона-Мора представлена шістьма пластичними потенційними функціями g :

$$\begin{aligned}
 g_{1a} &= \frac{1}{2}(\sigma'_2 - \sigma'_3) + \frac{1}{2}(\sigma'_2 + \sigma'_3) \sin \psi; \\
 g_{1b} &= \frac{1}{2}(\sigma'_3 - \sigma'_2) + \frac{1}{2}(\sigma'_3 + \sigma'_2) \sin \psi; \\
 g_{2a} &= \frac{1}{2}(\sigma'_3 - \sigma'_1) + \frac{1}{2}(\sigma'_3 + \sigma'_1) \sin \psi; \\
 g_{2b} &= \frac{1}{2}(\sigma'_1 - \sigma'_3) + \frac{1}{2}(\sigma'_1 + \sigma'_3) \sin \psi; \\
 g_{3a} &= \frac{1}{2}(\sigma'_1 - \sigma'_2) + \frac{1}{2}(\sigma'_1 + \sigma'_2) \sin \psi; \\
 g_{3b} &= \frac{1}{2}(\sigma'_2 - \sigma'_1) + \frac{1}{2}(\sigma'_2 + \sigma'_1) \sin \psi.
 \end{aligned}
 \tag{3.117}$$

Кут дилатансії ψ може знадобитися для моделювання позитивних пластичних об'ємних деформації (дилатансних), що спостерігаються у щільних ґрунтах.

Кут внутрішнього тертя φ використовується для моделювання ефективного тертя в ґрунті, в поєднанні з ефективним зчепленням c' (рис. 3.14).

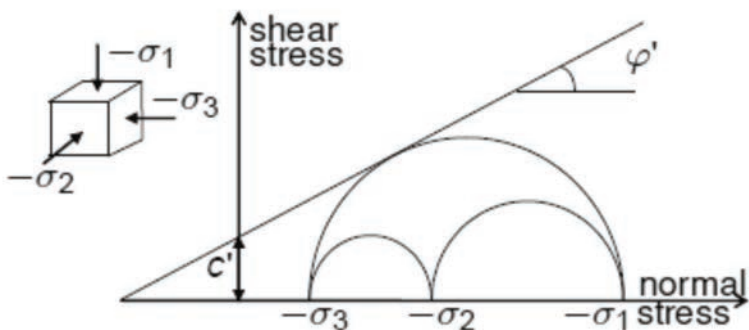


Рис. 3.14 Кола Кулона-Мора з використанням параметрів ефективних напружень

Модуль зсуву G , згідно закону Гука залежить від модулю Юнга E наступним чином:

$$G = \frac{E}{2(1 + \nu)}. \quad (3.118)$$

3.4 Дослідження напружено-деформованого стану полігону твердих побутових відходів з врахуванням найбільш суттєвих факторів впливу

3.4.1 Дослідження осадки полігону твердих побутових відходів з врахуванням різних ґрунтових основ

Для прогнозування осадки закритого полігону ТПВ було проведено математичне моделювання. Покриваючий і підстилаючий шари ґрунту описувалися моделлю Кулона–Мора, тіло полігону моделювалося слабким ґрунтом з урахуванням повзучості, використовувалася модель SSC.

Гідродинамічні аспекти проблеми полягають в урахуванні фільтраційних сил, що діють на скелет ґрунтового середовища, і параметрів взаємодії рідкої і твердої фаз ґрунту (тиску, напруження і пористості) у процесі консолідації. У припущенні безвихрової течії фільтраційного потоку і розподілу сил опору рівномірно по перерізу елемента використовується узагальнений закон Дарсі і рівняння нерозривності. Приймається, що стисливість скелету і порової рідини мала, що призводить до лінійної залежності пористості ґрунту від тиску. Взаємодія скелету ґрунту і рідини характеризується об'ємною силою, пропорційною градієнту напору. Рівняння доповнюються початковими і граничними умовами.

Для чисельного розв'язку задачі використовувався метод скінчених елементів. Розрахункова область розбивалася на 265 скінчених елементів (рис. 3.15).

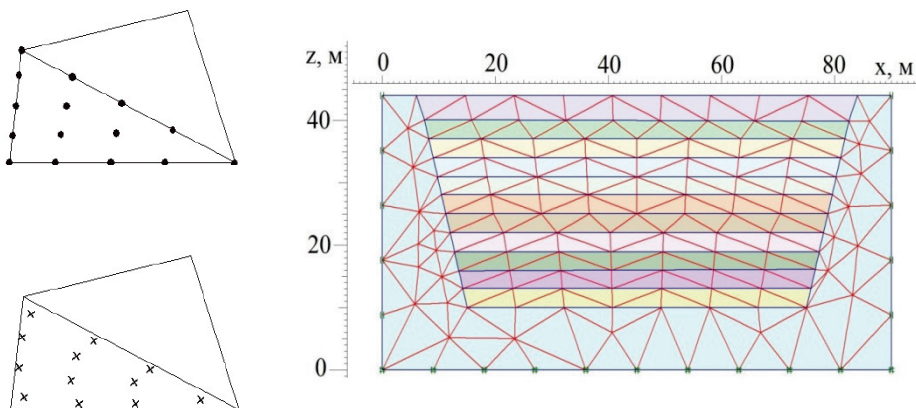


Рис. 3.15 Розрахункова область полігону і трикутні елементи

Проведено дослідження впливу підстиляючого ґрунту (глина, пісок або суглинок) основи на осадку. Полігон, для якого було проведено моделювання, складається з десяти шарів відходів, товщина кожного шару 3 м, кут нахилу схилу полігону складав 75° .

Осадка визначалася з урахуванням покрокового навантаження полігону через 30 років після його закриття. Параметри підстиляючих ґрунтів представлені в табл. 3.8.

Таблиця 3.8

Фізико-механічні параметри ґрунтів

Параметр	Ґрунт		
	Пісок	Суглинок	Глина
Модуль деформації E_{\dots} (МПа)	18000	10000	9000
Коефіцієнт Пуассона ν , (од.)	0,34	0,36	0,37
Питома вага ґрунту γ_{\dots} (кН/м ³)	18,0	13	19,0
Питома вага водонасиченого ґрунту γ_{\dots} (кН/м ³)	20,7	14,6	21,8
Коефіцієнт фільтрації в горизонтальному напрямку k , (од.)	0,5	0,006	0,004
Коефіцієнт фільтрації в вертикальному напрямку k , (од.)	0,5	0,006	0,004
Модуль деформації E , (МПа)	50	33	28
Питоме зчеплення c , (кПа)	3	34	81
Кут внутрішнього тертя φ , (град)	31	14	13

Параметри відходів представлені в табл. 3.9 (шар №1 – верхній шар, шар №10 – перший, що лежить в основі полігону).

Таблиця 3.9

Фізико-механічні параметри відходів

Параметр	Величина
Питома вага $\gamma_{\text{ср}}, (\text{кН/м}^3)$	7,504
Питома вага водонасиченого ґрунту $\gamma_{\text{ср}}, (\text{кН/м}^3)$	10,0
Питоме зчеплення c , (кПа)	25
Кут внутрішнього тертя φ , (град)	20
Початковий коефіцієнт пористості, e_0 , (од.)	0,4268
Коефіцієнт компресії, C_s , (од.)	0,3987
Коефіцієнт набухання, C_s , (од.)	0,0394
Коефіцієнт повзучості, C_a , (од.) :	
шар №1	0,0615
шар №2	0,0474
шар №3	0,0448
шар №4	0,0429
шар №5	0,0414
шар №6	0,0402
шар №7	0,0391
шар №8	0,0382
шар №9	0,0374
шар №10	0,0367

Деформована сітка полігону з піщаним ґрунтом основи представлена на рис. 3.16.

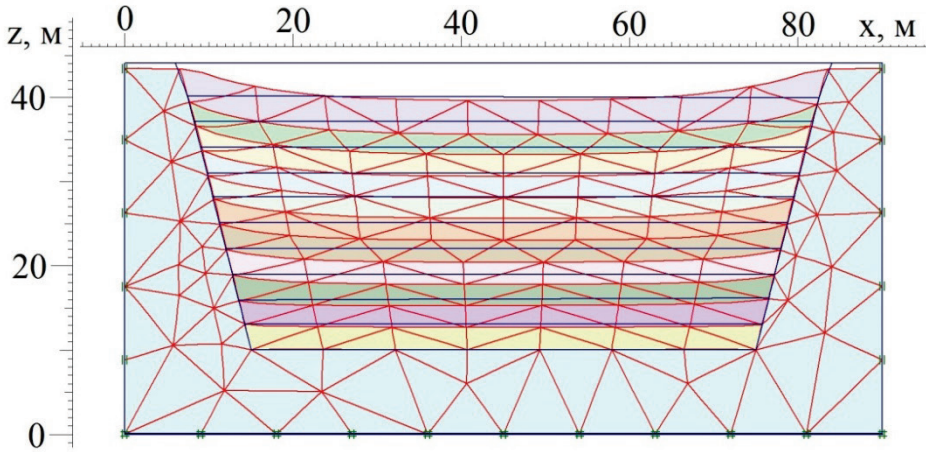


Рис. 3.16 Деформована сітка полігону з піщаним ґрунтом основи

Результати чисельних розрахунків наведено на рис. 3.17-3.19. Вертикальні деформації полігону з піщаним ґрунтом основи представлені на рис. 3.17. З аналізу рис. Видно, що найбільша деформація спостерігається у верхніх шарах полігону і складає 4,95 м.

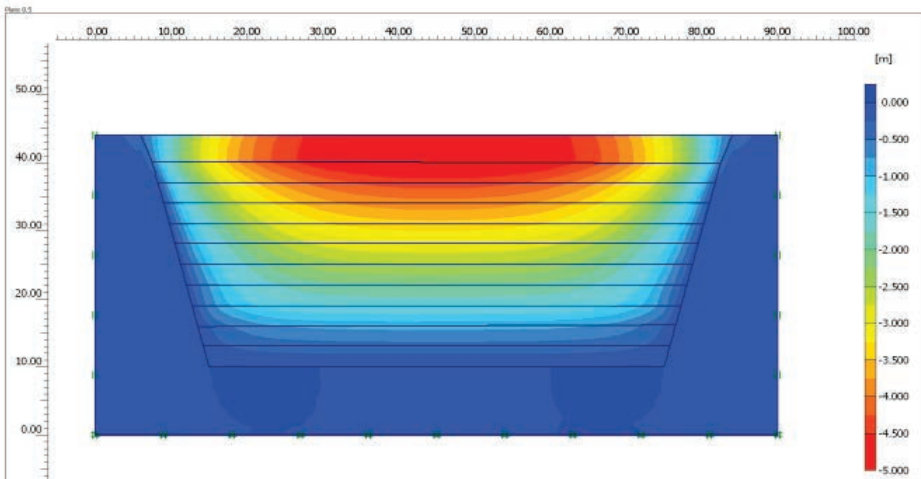


Рис. 3.17 Вертикальні деформації полігону з піщаним ґрунтом основи

Встановлено, що якщо підстиляючий ґрунт – глина (рис. 3.18), то можна спостерігати, що досягаються значно менші деформації

(3,83 м). Видно, що найбільша деформація спостерігається у верхніх шарах полігону і складає 4,95 м.

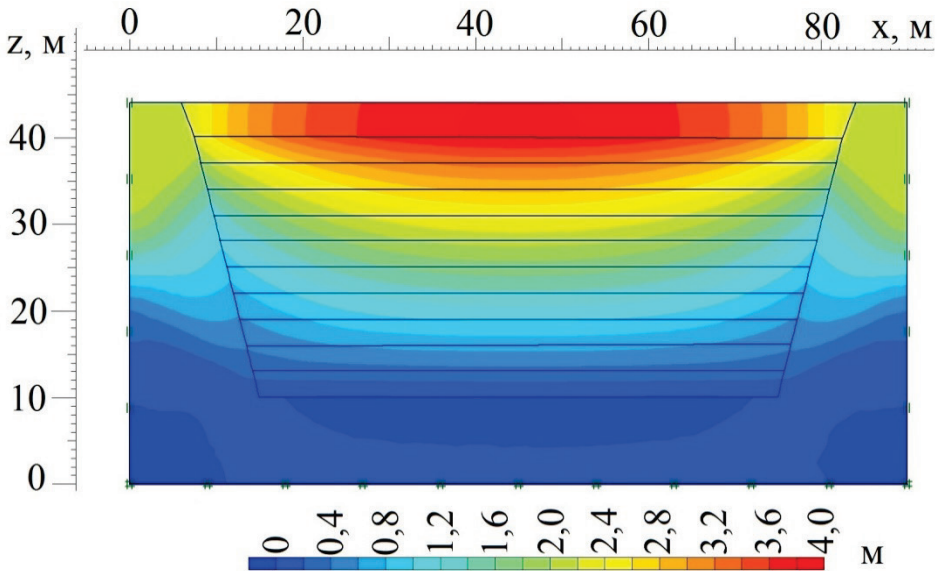


Рис. 3.18 Вертикальні деформації полігону з глинистим ґрунтом основи

Деформована сітка полігону з суглинком в якості ґрунту основи представлена на рис.3.19. Вертикальні деформації полігону з суглинком в якості основи представлені на рис. 3.20. Максимальна вертикальна деформація склала 4,47 м.

У результаті чисельного розрахунку встановлено, що максимальна вертикальна деформація для полігону з піском в якості ґрунту основи склала 4,95 м. В результаті проведених досліджень встановлено, що при однакових характеристиках відходів осадка полігону з глинистим ґрунтом основи на 23% менше, ніж у полігону з піщаним ґрунтом основи і на 14% менше ніж з суглинком, в якості ґрунту основи полігона. Це пояснюється тим, що чим більш пористий і менш щільний ґрунт основи, тим більша його осадка і, відповідно, більша осадка полігону.

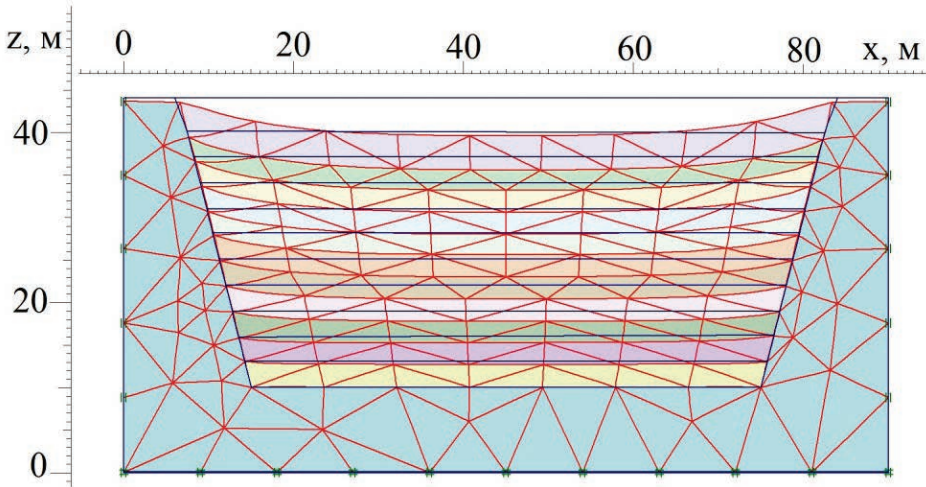


Рис. 3.19 Деформована сітка полігону з суглинковим ґрунтом
ОСНОВИ

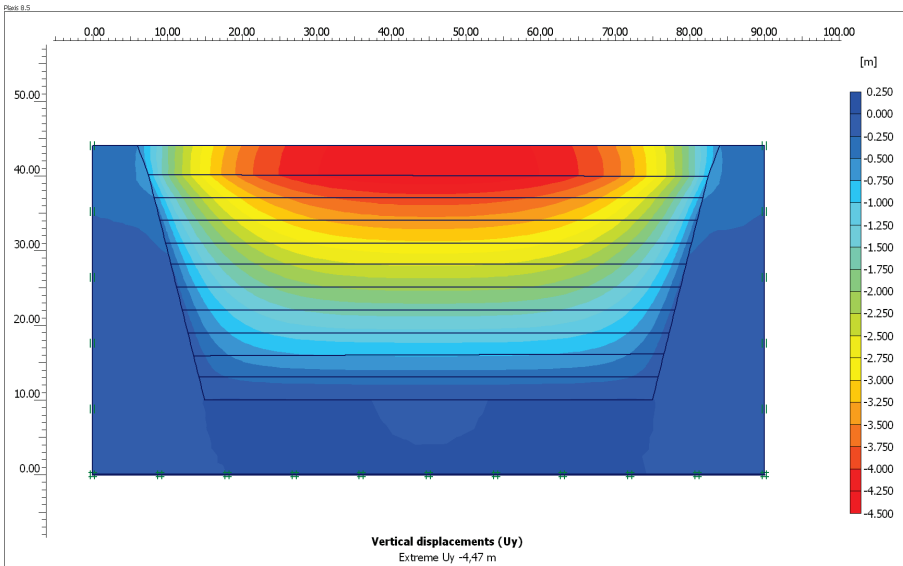


Рис. 3.20 Вертикальні деформації полігону з суглинистим ґрунтом
ОСНОВИ

3.4.2 Вплив нахилу кута схилу на осадку полігону

Далі визначався вплив нахилу кута схилу полігону. Дослідження для кута 75° наведено вище, для порівняння проведено моделювання для кутів нахилу схилів полігону 30° і 60° . Лінійні розміри полігонів з різними кутами нахилу схилів обирались таким чином, щоб об'єм тіла полігона залишався постійним. Деформована розрахункова область полігону з глинистою основою і з кутом нахилу тіла полігону, рівному 60° , представлена на рис. 3.21.

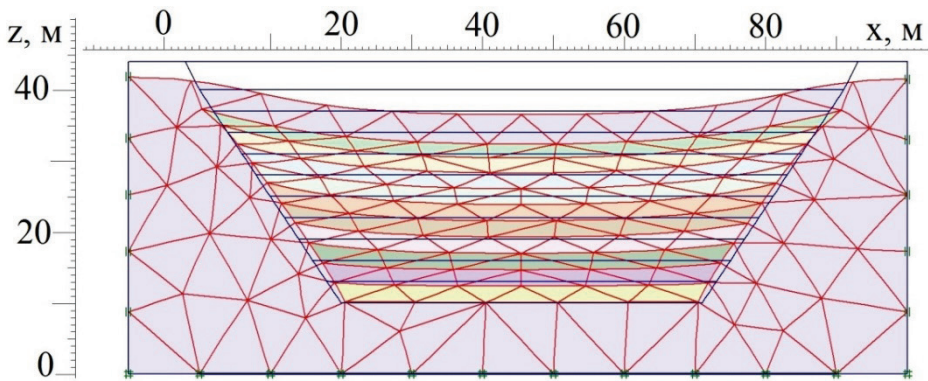


Рис. 3.21 Деформована розрахункова область полігону з глинистим підстилаючим ґрунтом (кут нахилу схилу полігону 60°)

З аналізу чисельних розрахунків випливає, що вертикальні деформації полігону склали 3,8 м.

В результаті чисельного розрахунку встановлено, що при такому ж куті нахилу, максимальна вертикальна деформація складала: для полігону з піском – 4,34 м (рис. 4.8), з суглинком – 4,27 м (рис. 3.22). З порівняння цих результатів слідує, що величина кута нахилу тіла полігону істотно впливає на вертикальну деформацію: при зменшенні кута з 75° до 60° деформація зменшилась на 1-12% в залежності від типу ґрунту основи.

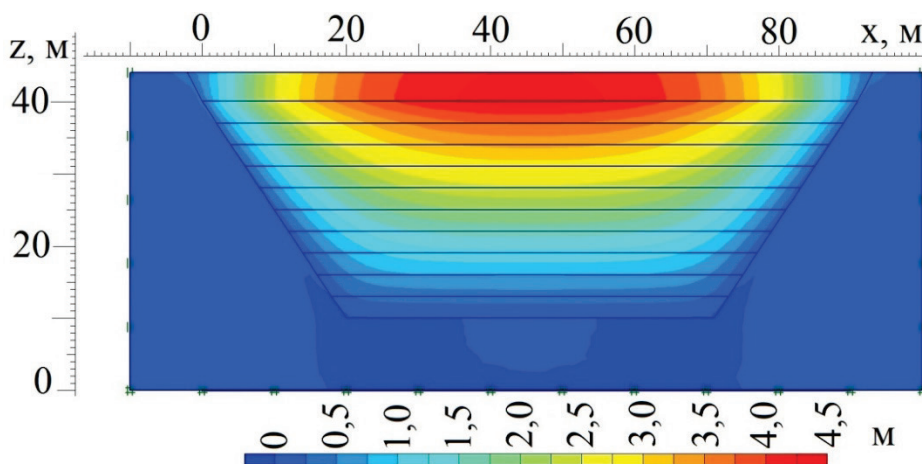


Рис. 3.22 Вертикальні деформації полігону з піщаним підстилаючим ґрунтом (кут нахилу схилу полігону 60°)

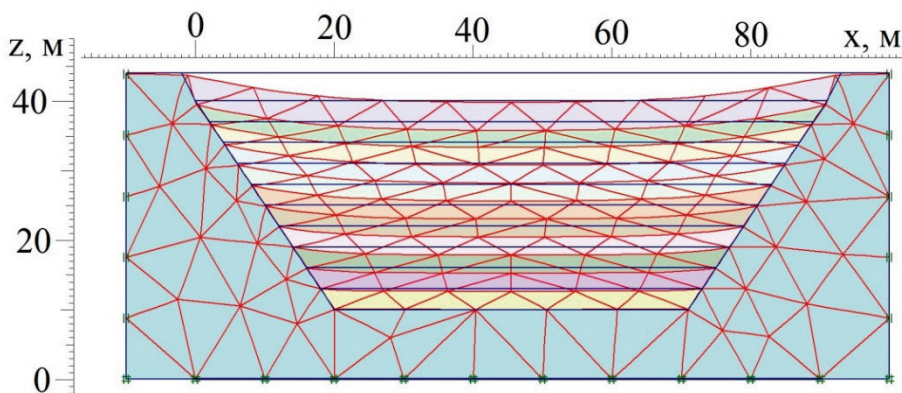


Рис. 3.23 Деформована розрахункова область полігону з суглинком в якості підстилаючого ґрунту (кут нахилу схилу полігону 60°)

Для встановлення впливу кута нахилу схилу полігону на його осадку, було проведено моделювання для полігону з кутом 30° . В результаті проведених досліджень встановлено, що різниця між величиною деформацій значно скоротилася. Так, якщо підстилаючий шар – пісок (рис. 3.24), то можна спостерігати, що досягаються вертикальні деформації (3,94 м), при суглинку – 3,89 м (рис. 3.25).

При глинистому підстиляючому шарі (рис. 3.26) вертикальні деформації – найменші порівняно з двома попередніми варіантами (3,63 м).

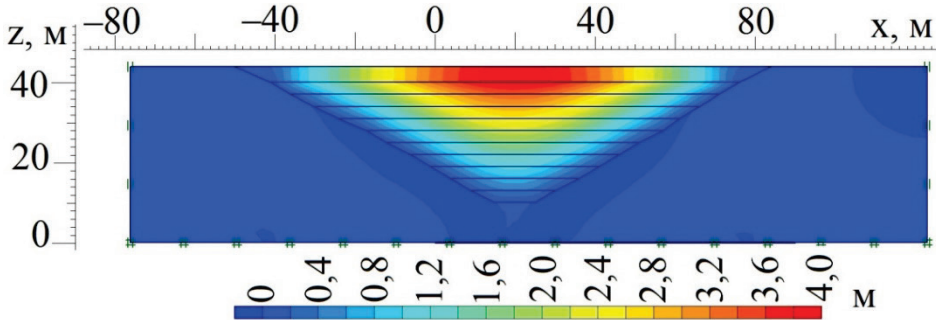


Рис. 3.24 Вертикальні деформації полігону з піщаним підстиляючим ґрунтом (кут нахилу схилу полігону 30°)

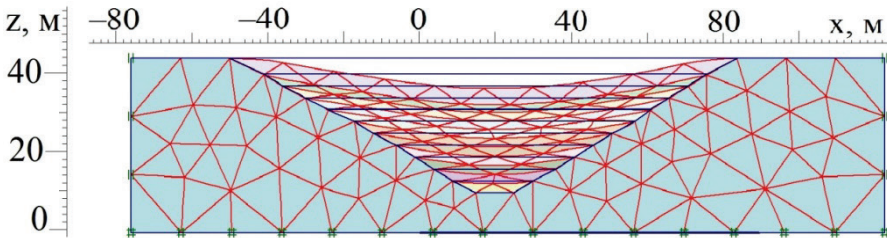


Рис. 3.25 Деформована розрахункова область полігону з суглинком, в якості підстиляючого ґрунту (кут нахилу схилу полігону 30°)

Зі зменшенням кута нахилу полігону, зменшується вплив підстиляючого ґрунту на осадку і різниця між величинами деформацій при різних ґрунтових основах знижується.

Порівняння величини осадок показує, що при зменшенні кута з 60° до 30° деформація зменшилась на 5-9% в залежності від типу ґрунту основи.

При зменшенні кута з 75° до 30° зменшення вертикальних деформацій було найбільшим для піску (20,4%), в той час, як ця величина становить 13% для суглинку і 5,22% для глини.

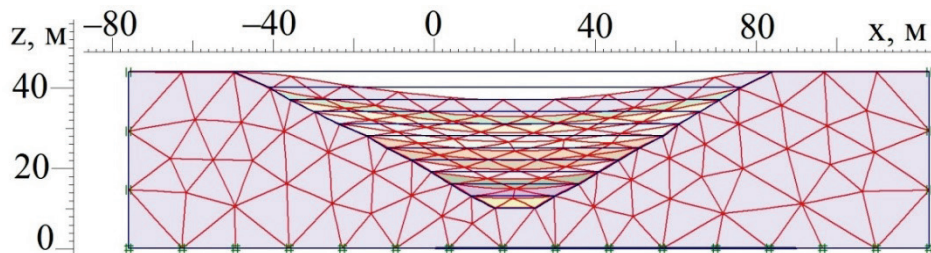


Рис. 3.26 Деформована розрахункова область полігону з глинистим підстиляючим ґрунтом (кут нахилу схилу полігону 30°)

На рис. 3.27 представлена залежність осадки полігону ТПВ від величини кута нахилу схилу полігону для трьох типів підстиляючого ґрунту.

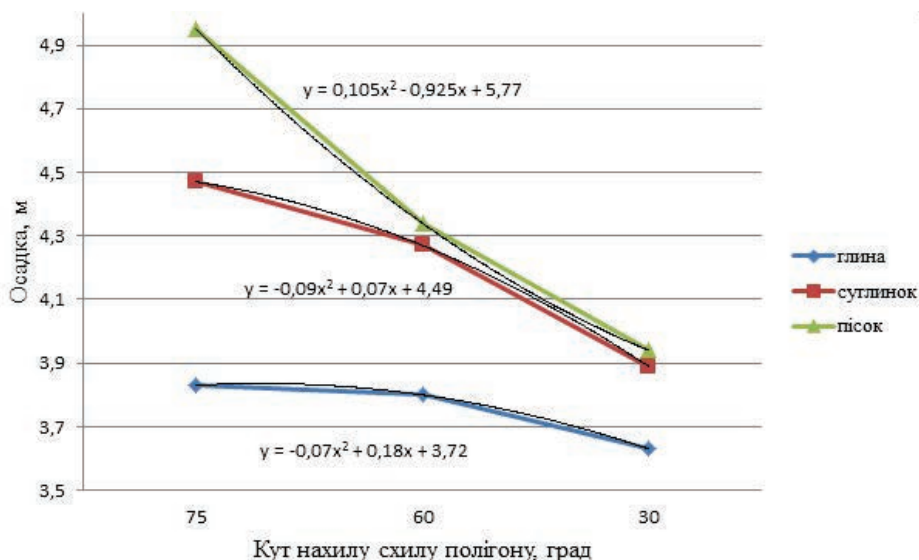


Рис. 3.27 Залежність осадки від кута нахилу схилів на полігоні ТПВ

Отримані залежності осадки від кута нахилу схилів для різних ґрунтів основи полігону у вигляді полігону другого ступеню. Вони мають наступний вигляд:

для глини

$$y = -0,07x^2 + 0,18x + 3,72, \quad (3.119)$$

для суглинку

$$y = -0,09x^2 + 0,07x + 4,49; \quad (3.120)$$

для піску

$$y = 0,105x^2 - 0,925x + 5,77. \quad (3.121)$$

Ці залежності дають можливість визначити осадку полігонів ТПВ для проміжних значень кутів нахилу.

3.4.3 Вплив форми полігону на його осадку

Для встановлення впливу форми полігону на його осадку, було проведено моделювання для полігону в формі прямокутної трапеції при збереженні того ж об'єму відходів, як і в попередніх випадках. При цьому розглядалися три типи ґрунтів основи: пісок, глина та суглинок. В результаті проведених досліджень встановлено, що крім вертикальних деформацій, з'явилися також істотні горизонтальні деформації. Спостерігається значний вплив підстиляючого ґрунту на величину деформацій. Так, якщо підстиляючий шар – пісок (рис. 3.28), то можна спостерігати, що досягаються вертикальні деформації (5,78 м), при суглинку – 5,74 м. При глинистому підстиляючому шарі (рис. 3.29), вертикальні деформації – найменші по порівняно з двома попередніми варіантами (5,62 м). Зворотна картина спостерігається для горизонтальних деформацій: найменша для піску – 2,8 м; найбільша для глини – 3,22 м. Це пов'язано з тим, що ґрунти основи є більш щільними середовищами, ніж тіло полігону. Чим щільніший ґрунт, тим більший протитиск він здійснює, діючи як тверда стінка.

При однакових параметрах тіла полігону, постійній товщині підстиляючого шару полігон в формі прямокутної трапеції менш стійкий, ніж у формі рівносторонньої трапеції. Так, для глинистої основи осадка збільшилася з 4,2 м до 5,62 м (на 33,8%), для піщаної основи і для суглинку в основі – на 34,7%. При цьому з'являються горизонтальні деформації, пов'язані з наявністю похилої вільної поверхні, величина яких знаходиться в зворотній залежності від підстиляючого ґрунту: найбільша для глинистого основи, а найменша для піщаної.

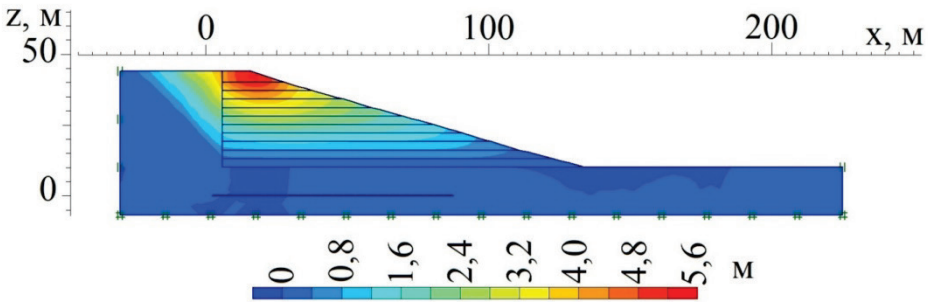


Рис. 3.28 Вертикальні деформації полігону з піщаною основою

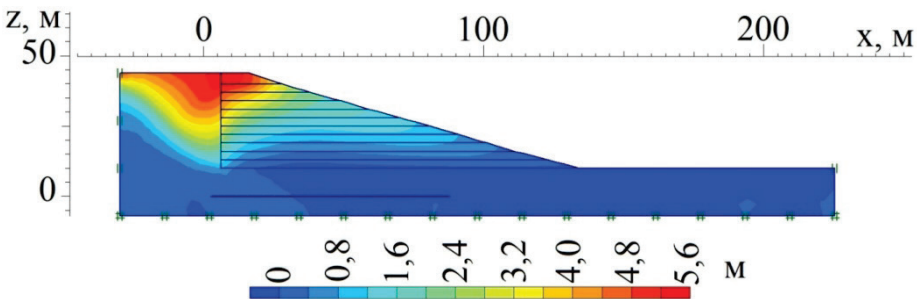


Рис. 3.29 Вертикальні деформації полігону з глинистою основою

3.4.4 Вплив шаруватості ґрунтів основи полігону на його осадку

Було проведено моделювання осідань полігону при шаруватих ґрунтах основи. В основі полігону, що моделюється, знаходяться глина і суглинок. Було проведено моделювання трьох варіантів товщини глинистого шару: 2 м, 10 м і 15 м. Товщина суглинкових шару була постійною – 10 м.

Деформована розрахункова область полігону з товщиною глинистого шару основи, рівною 2 м, представлена на рис. 3.30. Вертикальні деформації полігону представлені на рис. 3.31. У результаті чисельного розрахунку встановлено, що максимальна вертикальна деформація склала 3,6 м.

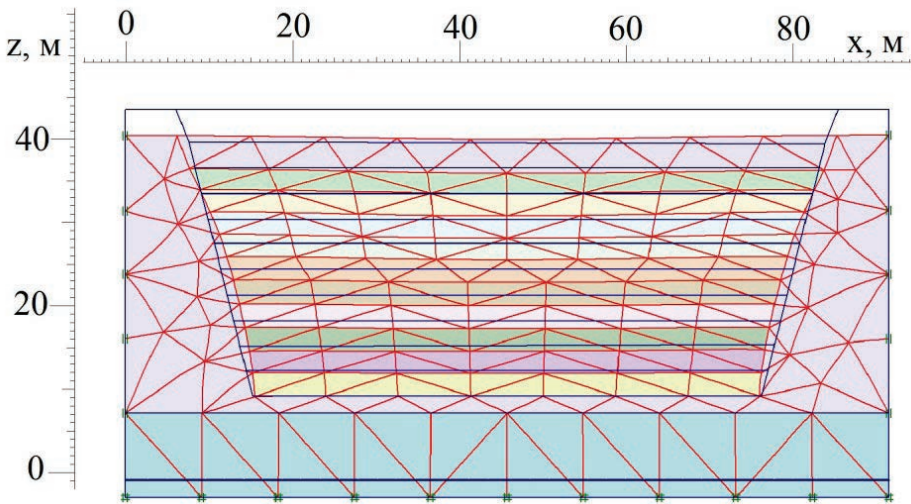


Рис. 3.30 Деформована розрахункова область полігону з товщиною глинистого шару основи 2 м

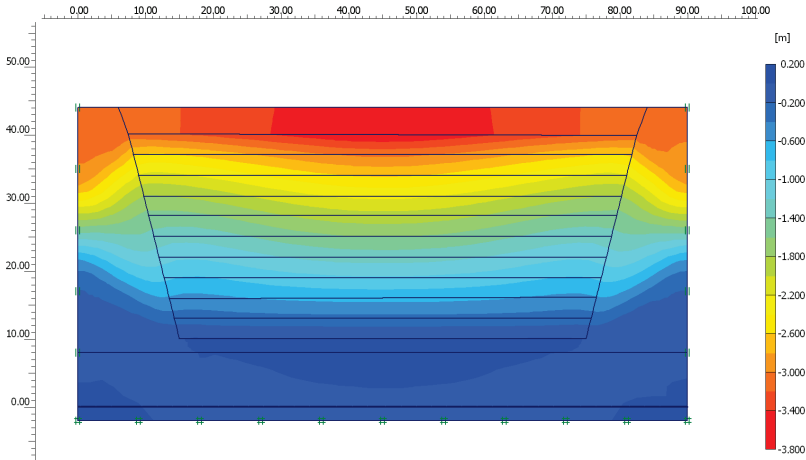


Рис. 3.31 Вертикальні деформації полігону з товщиною глинистого шару основи 2 м

Якщо товщина підстиляючого глинистого шару – 10 м (рис. 3.32), то можна спостерігати, що досягаються менші деформації (3,51 м). При збільшенні товщини підстиляючого глинистого шару до 15 м, деформації, які досягаються – найменші в порівнянні з двома попередніми варіантами (3,48 м) (рис. 3.33).

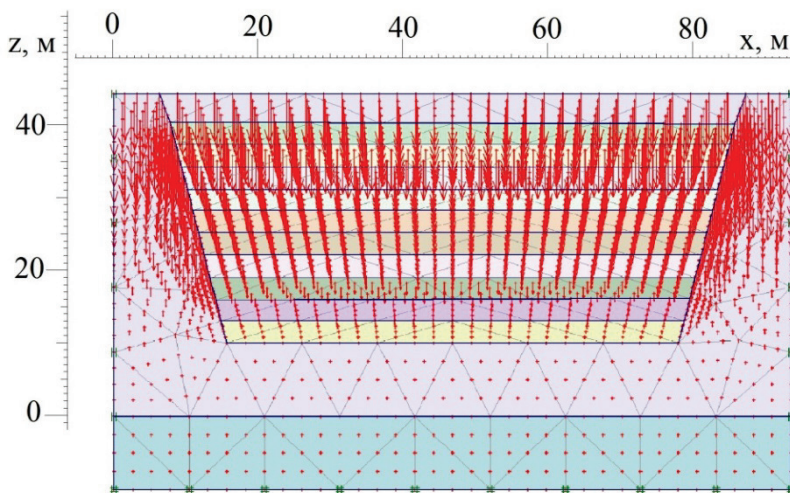


Рис. 3.32 Розподіл осідань на розрахунковій області полігону з товщиною глинистого шару основи 10 м

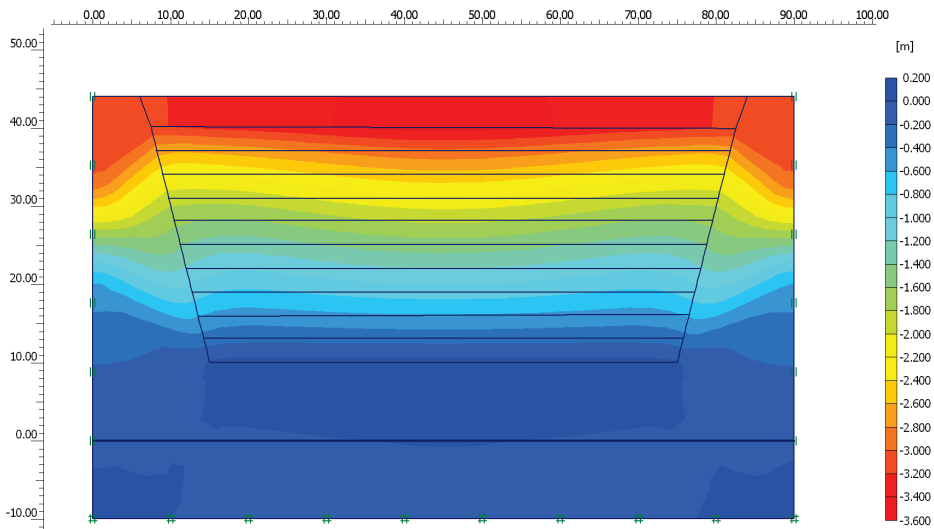


Рис. 3.33 Вертикальні деформації полігону з товщиною глинистого шару основи 10 м

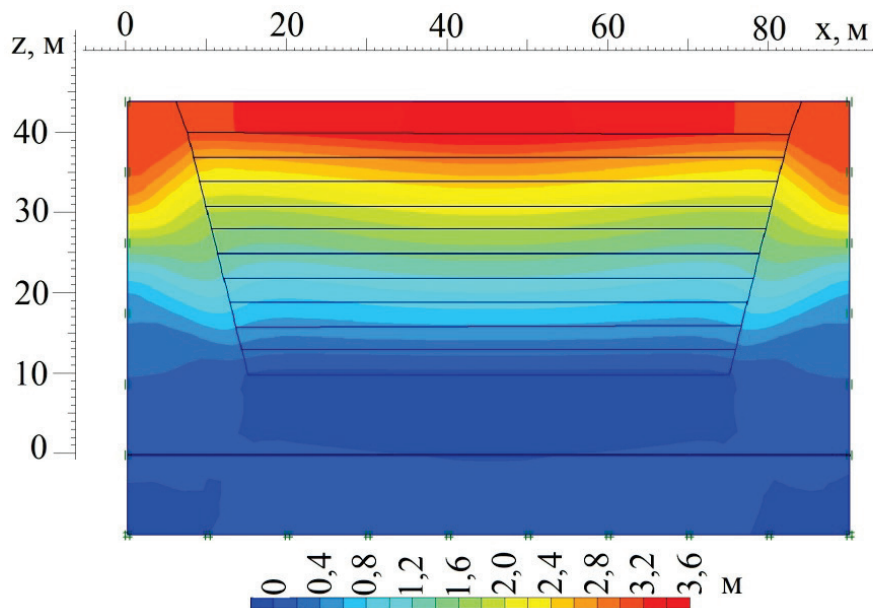


Рис. 3.34 Вертикальні деформації полігону з товщиною глинистого шару основи 15 м

У результаті проведених досліджень встановлено, що при однакових характеристиках відходів і постійній товщині суглинистого шару збільшення товщини підстиляючого глинистого шару призводить до зменшення осадки тіла полігону. Так, при збільшенні глинистого шару з 2 м до 15 м відбулося зменшення осадки з 3,6 до 3,48 (на 3,3%).

На рис.3.35 представлена розрахункова область з обраними точками, для яких побудована залежність осідання від часу розміщення відходів на полігоні з товщиною глинистого шару основи 15 м (рис. 3.36).

З рисунка 3.36 випливає, що найбільших вертикальних деформацій зазнають верхні шари відходів, так як нижні шари найбільш ущільнені.

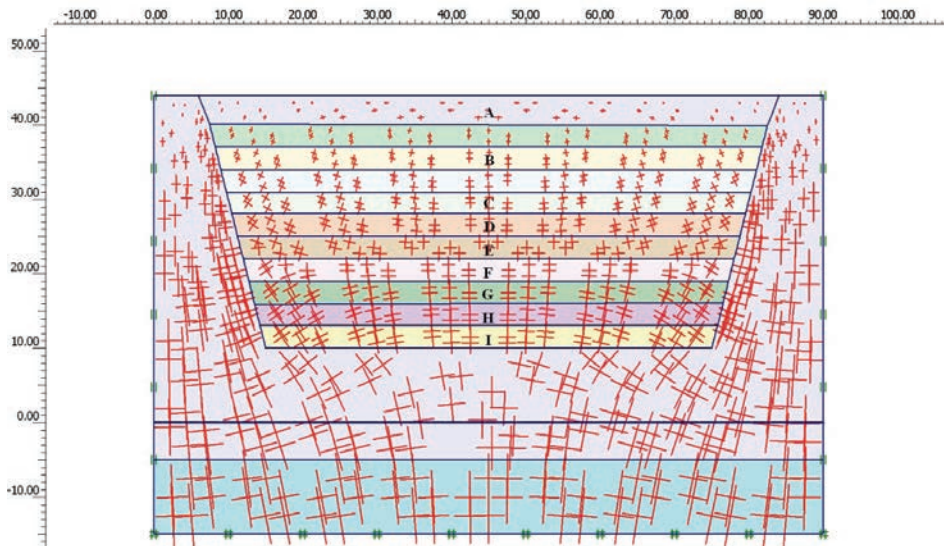


Рис. 3.35 Розрахункова область з вибраними для розрахунку точками полігону з товщиною глинистого шару основи 15 м

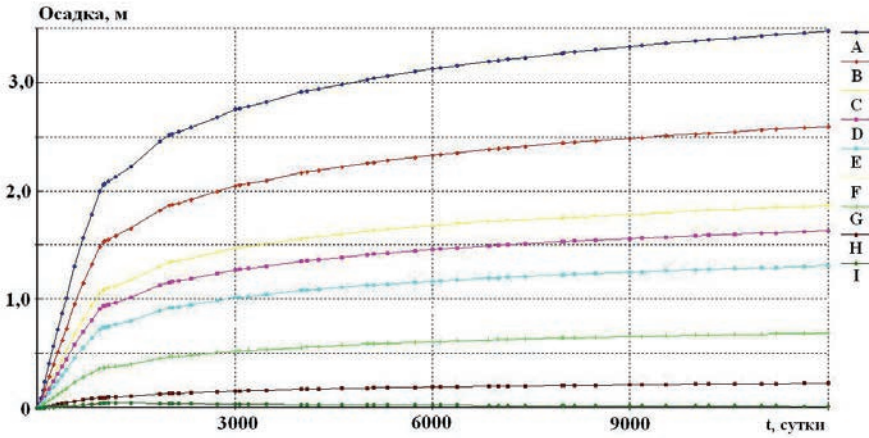


Рис. 3.36 Залежність осадки від часу розміщення відходів на полігоні з товщиною глинистого шару основи 15 м

Було проведено моделювання при постійній величині глинистого шару – 10 м, і трьох варіантів товщини суглинкового шару: 2 м (рис. 3.37), 10 м (рис. 3.38) і 15 м (рис. 3.39). В результаті чисельного розрахунку встановлено, що максимальна вертикальна деформація у всіх трьох випадках склала 4,49 м.

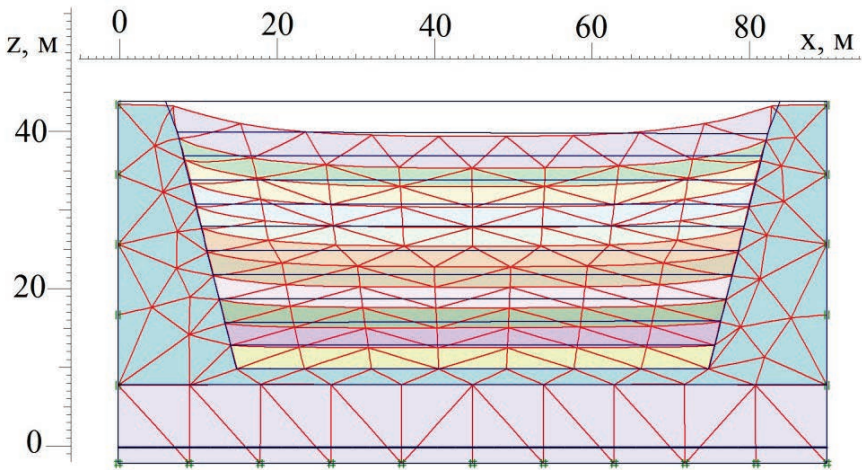


Рис. 3.37 Деформована розрахункова область полігону з товщиною суглинкового шару основи 2 м

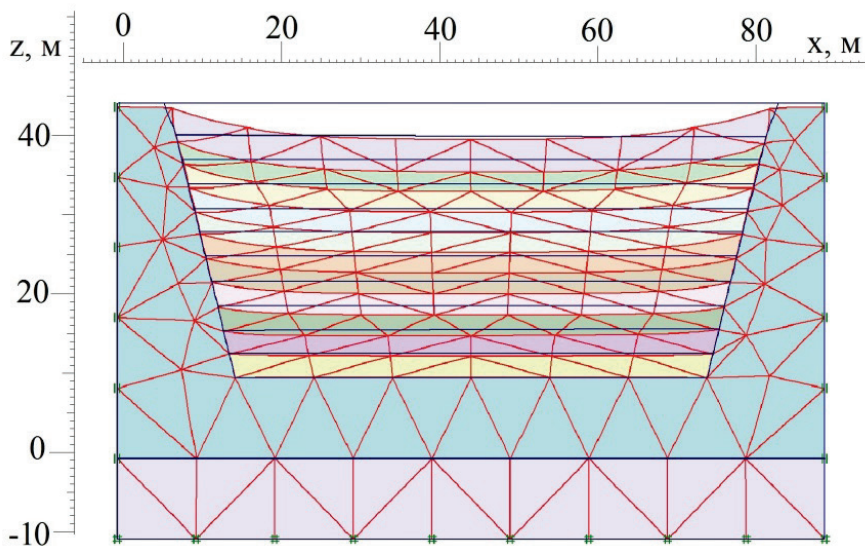


Рис. 3.38 Деформована розрахункова область полігону з товщиною суглинистого шару основи 10 м

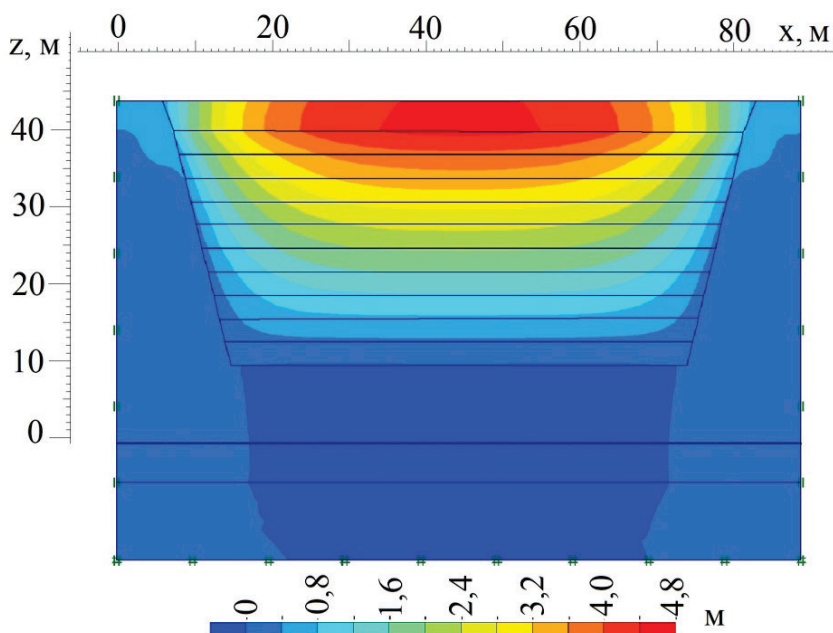


Рис. 3.39 Вертикальні деформації полігону з товщиною суглинистого шару основи 15 м

3.5 Дослідження напружено-деформованого стану полігону твердих побутових відходів з врахуванням статичного та динамічного навантаження

3.5.1 Дослідження осадки закритого полігону ТПВ під дією статичного навантаження

Було проведено дослідження впливу навантаження на осадку закритого полігону. Деформована розрахункова область полігону з пісочною основою при вертикальному статичному розподіленому навантаженні, рівному 5 кПа, та вертикальні деформації представлені на рис. 3.40 та 3.41.

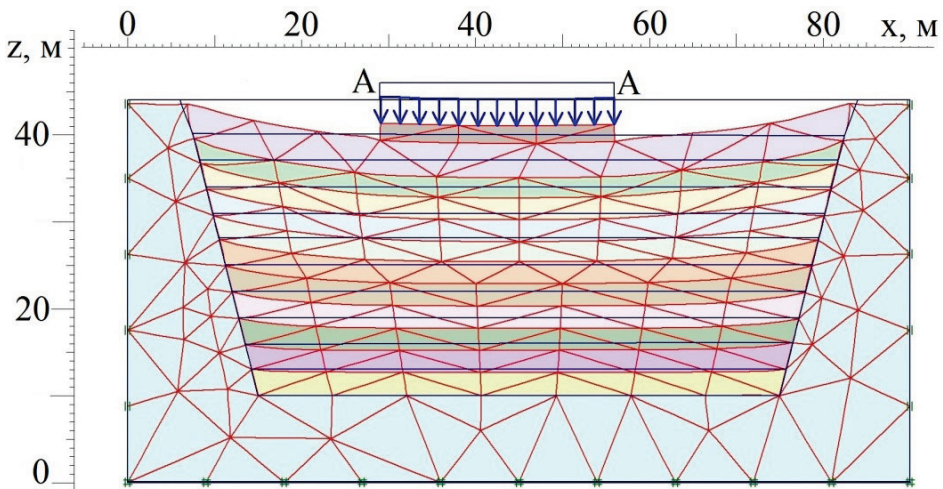


Рис. 3.40 Деформована розрахункова область полігону з вертикальним розподіленим статичним навантаженням 5 кПа

У результаті чисельного розрахунку встановлено, що максимальна вертикальна деформація склала 5,06 м. Якщо величина вертикального навантаження збільшується до 50 кПа то можна спостерігати, що досягаються деформації, рівні 5,19 м (рис. 3.42).

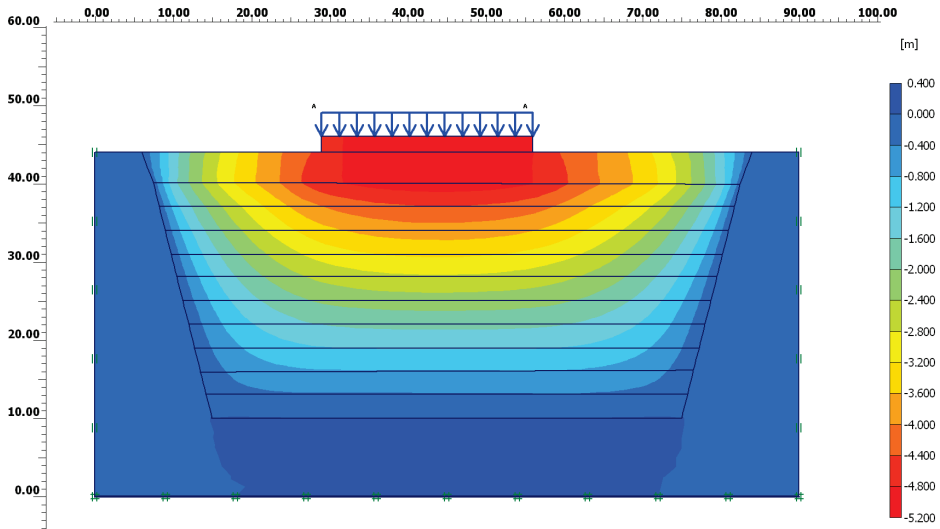


Рис. 3.41 Вертикальні деформації полігону з піском в якості ґрунту основи з вертикальним розподіленим статичним навантаженням 5 кПа

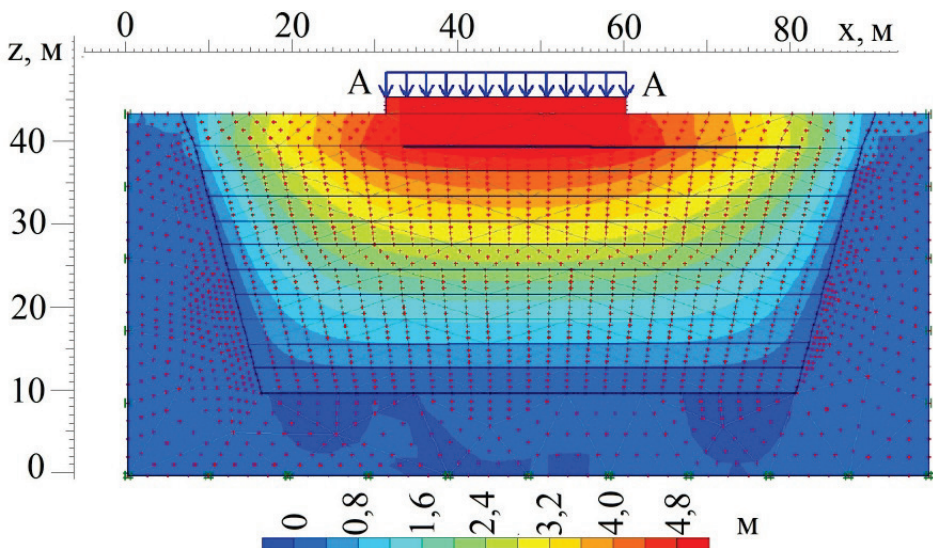


Рис. 3.42 Вертикальні деформації полігону з вертикальним розподіленим статичним навантаженням 50 кПа (пісок в основі)

Встановлено, що при такій же величині навантаження (50 кПа) вертикальні деформації полігону з глинистим шаром основи зменшуються і складають 4,23 м, при суглинку – 4,95 м (рис. 3.43, 3.44).

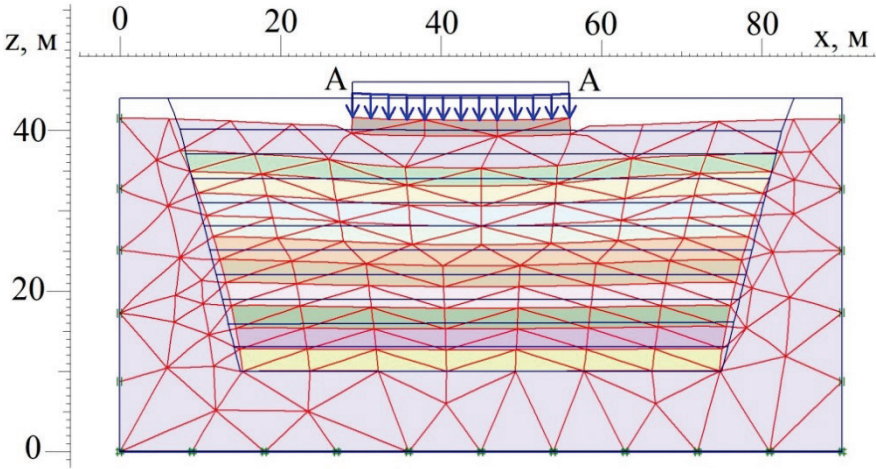


Рис. 3.43 Деформована розрахункова область полігону з вертикальним розподілим статичним навантаженням 50 кПа (глина в основі)

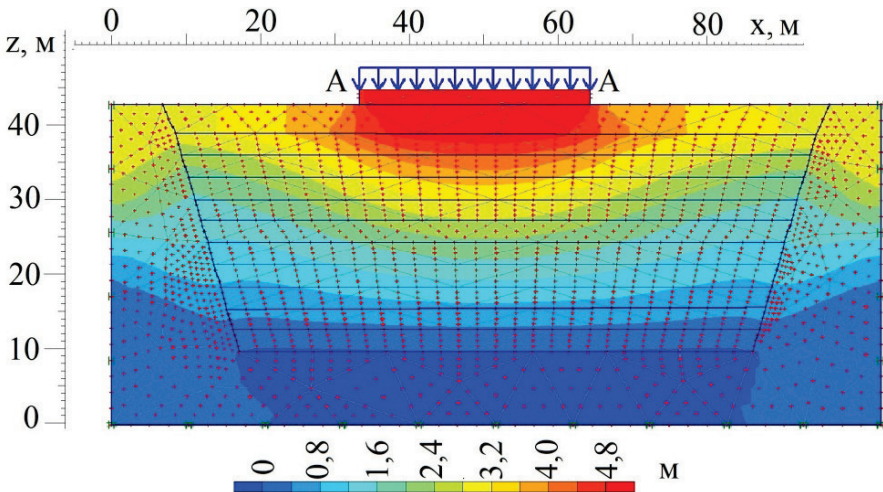


Рис. 3.44 Вертикальні деформації полігону з вертикальним розподілим статичним навантаженням 50 кПа (глина в основі)

При статичному привантаженні 5 кПа вертикальні деформації полігону з піском в якості ґрунту основи складуть 4,11 м.

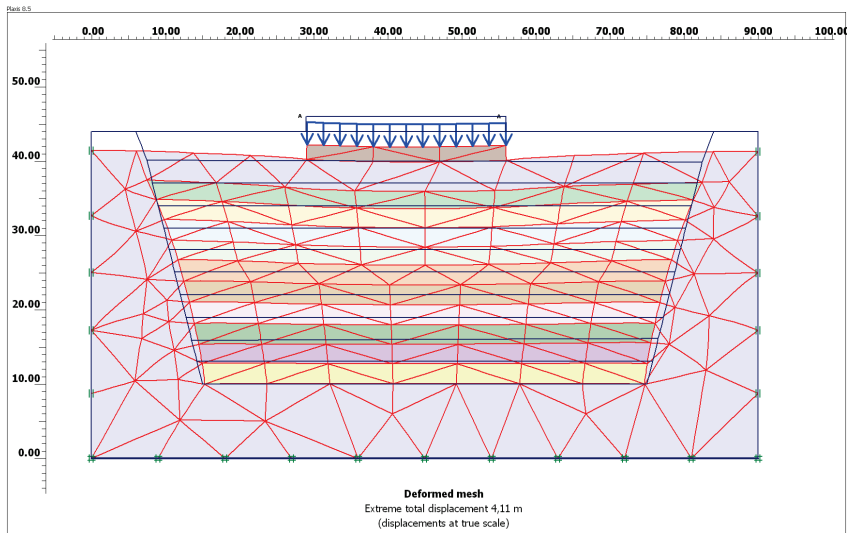


Рис. 3.45 Деформована розрахункова область полігону з вертикальним розподіленим статичним навантаженням 5 кПа (пісок в основі)

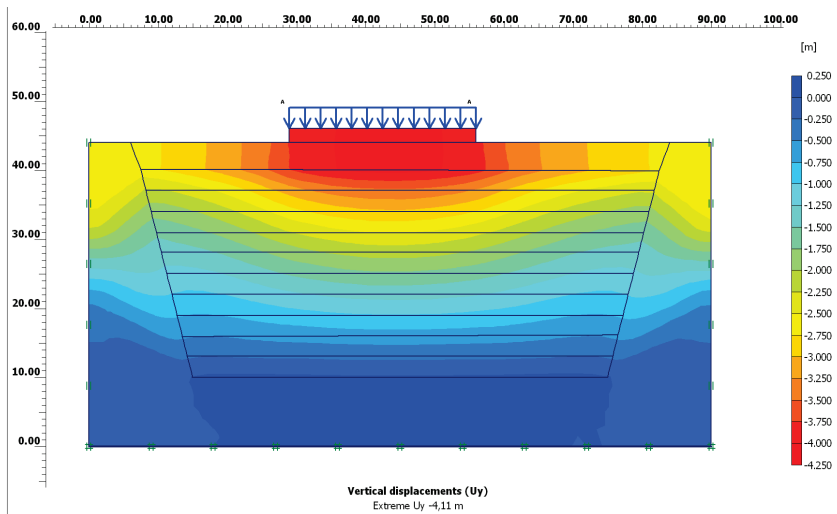


Рис.3.46 Вертикальні деформації полігону з вертикальним розподіленим статичним навантаженням 5 кПа (пісок в основі)

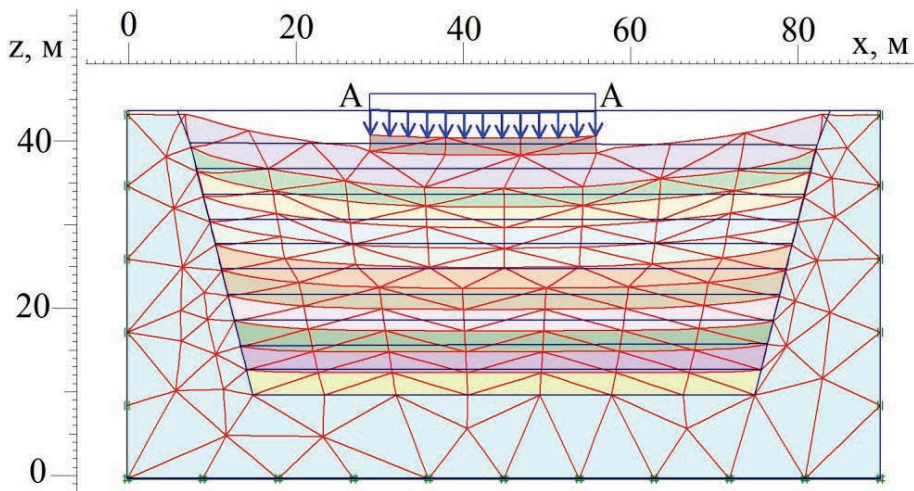


Рис. 3.47 Деформована розрахункова область полігону з вертикальним розподіленим статичним навантаженням 100 кПа (пісок в основі)

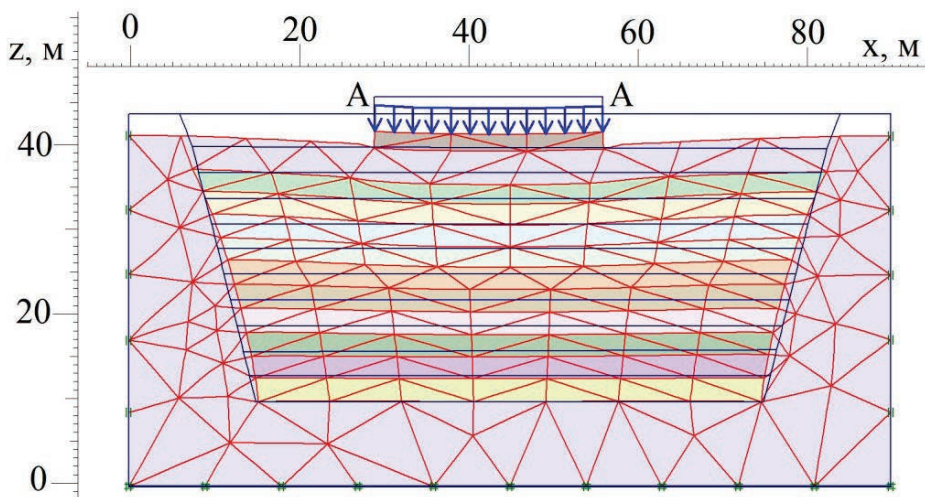


Рис. 3.48 Деформована розрахункова область полігону з вертикальним розподіленим статичним навантаженням 100 кПа (глина в основі)

3.5.2 Дослідження осадки полігону ТПВ з урахуванням динамічного навантаження

Для зменшення осадок можна використовувати методи зміцнення ґрунту. Слід визнати, що традиційні методи механічного зміцнення ґрунтів (наприклад, динамічне ущільнення) може тільки відстрочити настання довгострокових осадок, так як вони не впливають на кількість матеріалів на звалищі, що біологічно розкладаються. Однак, незважаючи на обмеження щодо скорочення масштабів довготривалої біодеградації, методи зміцнення ґрунтів були ефективно використані для поліпшення характеристик відходів до проектування фундаменту на звалищі. Старі звалища без підкладки або звалища з підкладкою на глинистій основі були успішно ущільненні трамбуванням, динамічним ущільненням і використанням стовпців відходів до будівництва на них зверху. У разі динамічного ущільнення, осадка залежить від віку звалища. Молоді звалища показують в цілому вищу осадку (примусова осадка 2,8-3,8 м, що відповідає 50% від товщини звалища, в той час як старі сміттеві звалища, як правило, досягають осадок, аналогічних тим, які зустрічаються з ґрунтами; тобто 0,2 м до 0,6 м [135].

У результаті чисельного розрахунку встановлено, що якщо величина вертикального навантаження 50 кПа то можна спостерігати, що досягаються деформації, рівні 4,19 м для глини (рис.3.49).

При величині динамічного привантаження 50 кПа, вертикальні деформації полігону з піском в якості ґрунту основи становитимуть 5,06 м (рис.3.50).

Якщо величина вертикального привантаження збільшується до 100 кПа то можна спостерігати, що досягаються деформації, рівні 5,27 м для піску, вертикальні деформації полігону з глинистим шаром основи складають – 4,39 м (рис. 3.51 – 3.52).

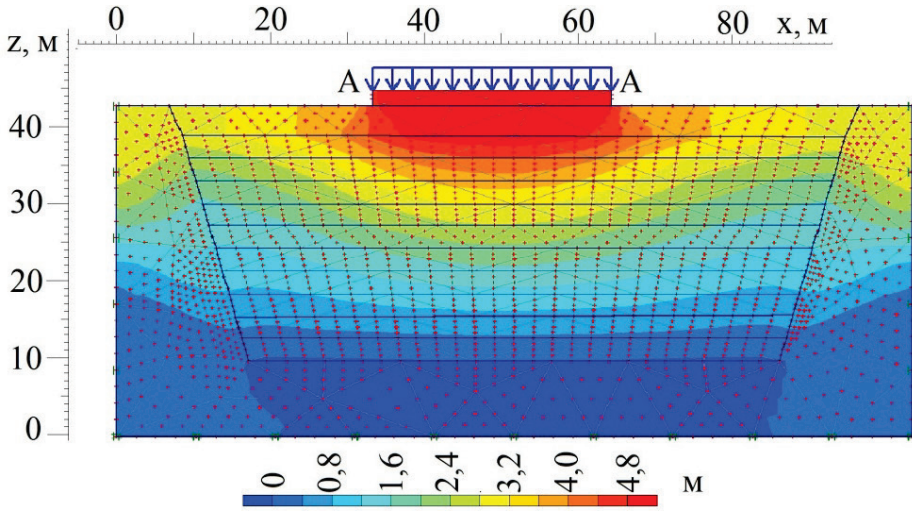


Рис. 3.49 Вертикальні деформації полігону з вертикальним розподілим динамічним навантаженням 50 кПа (глина в основі)

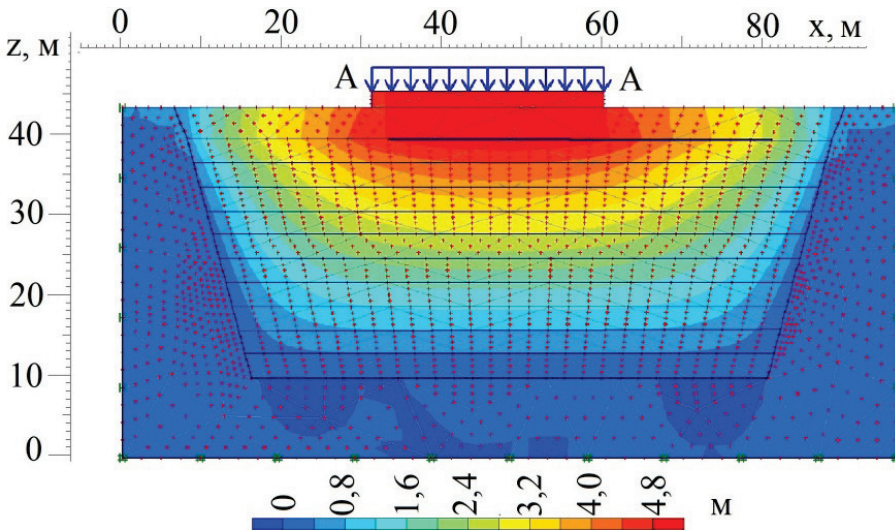


Рис. 3.50 Вертикальні деформації полігону з вертикальним розподілим динамічним навантаженням 50 кПа (пісок в основі)

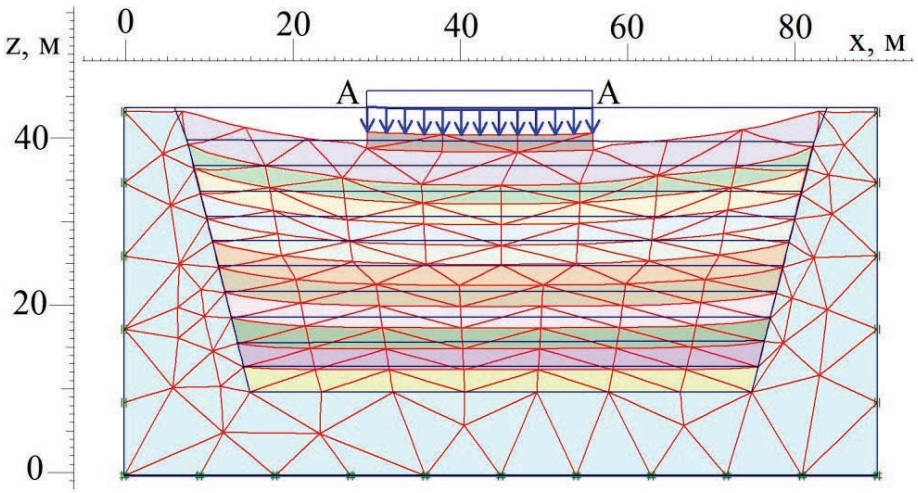


Рис. 3.51 Деформована розрахункова область полігону з вертикальним розподілим динамічним привантаженням 100 кПа (пісок в основі)

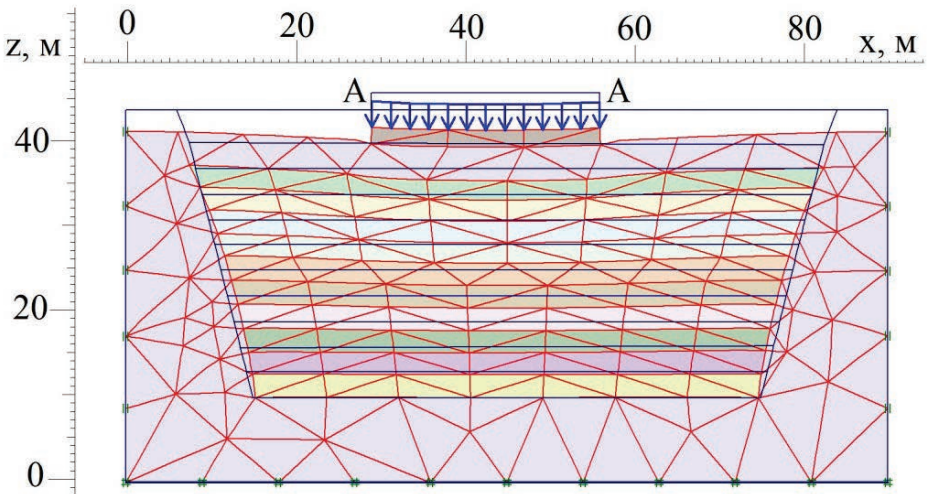


Рис. 3.52 Деформована розрахункова область полігону з вертикальним розподілим динамічним привантаженням 100 кПа (глина в основі)

Встановлено, що вплив динамічних навантажень на осідання полігону ТПВ аналогічний до статичного навантаження, але його величина менше на 0,5...4% в залежності від підстиляючого ґрунту.

На рис. 3.53 представлено залежність осідання полігону ТПВ від величини вертикального статичного привантаження для трьох типів ґрунтів.

Отримані аналітичні залежності осідання полігону ТПВ з різними підстиляючими ґрунтами від величини статичного привантаження:

для глини

$$y = 0,0243x^2 + 0,0686x + 3,79, \quad R^2=0.952,$$

для суглину

$$y = 0,0043x^2 + 0,2129x + 4,29, \quad R^2=0.973,$$

для піску

$$y = 0,0277x^2 - 0,008x + 4,945, \quad R^2=0.967.$$

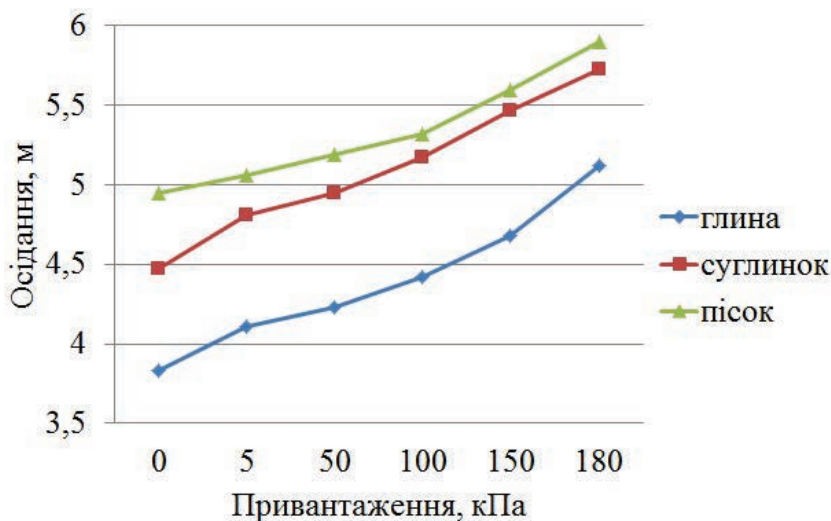


Рис. 3.53 Залежність осідання полігону від вертикального розподіленого статичного привантаження

Це дає можливість здійснювати прогнозування осідання полігонів з метою їх подальшого використання в якості основи споруд різного призначення.

З рис. 3.53 випливає, що найбільшим вертикальним деформаціям піддається полігон з піском в якості ґрунту основи. Проте, у відсотковому співвідношенні, величина осідання з максимальним привантаженням по відношенню до початкового осідання без привантаження найбільша у глини і становить 33,7%, цей же показник у піску – 19,2%. Це пояснюється тим, що більш пористий нестійкий ґрунт основи пісок за 30 років досяг найбільшого максимального осідання і в подальшому деформується у меншій мірі, ніж глина, яка ще не досягла остаточної деформації. Цей встановлений факт необхідно враховувати при проектуванні та експлуатації споруд різного призначення, побудованих на закритих полігонах.

На рис. 3.54 представлена залежність осадки полігону ТПВ від величини статичного та динамічного вертикального привантаження для двох типів ґрунтової основи.

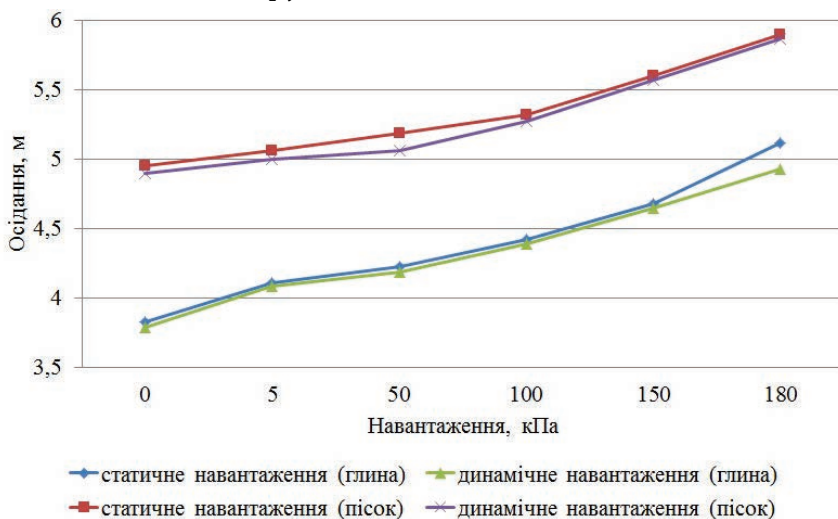


Рис. 3.54 Залежність осідання полігону з глинистим та піщаним ґрунтом основи від вертикального розподіленого статичного та динамічного навантажень

Отримані аналітичні залежності осідання полігону ТПВ з різними підстилаючими ґрунтами від величини динамічних навантажень:

для піску

$$y = 0,035x^2 - 0,0516x + 4,928, R^2=0.975.$$

для суглинку

$$y = 0,0068x^2 + 0,1922x + 4,266, R^2=0.983.$$

для глини

$$y = 0,0096x^2 + 0,1491x + 3,672, R^2=0.982.$$

Це дає можливість здійснювати прогнозування осідання полігонів з метою оцінки їх стійкості при динамічних навантаженнях різної природи: дороги, транспортні магістралі тощо.

3.6 Методика прогнозування та оцінки можливості використання полігону ТПВ в якості основи споруд і конструкцій

3.6.1 Методика прогнозування стійкості полігону твердих побутових відходів

На базі алгоритмів розрахунків проведених у попередніх розділах розроблена методика розрахунку осадки закритого полігону твердих побутових відходів із застосуванням методу скінчених елементів, що базується на математичному моделюванні закономірностей із врахуванням геометричних та фізико-механічних параметрів полігону та ґрунтової основи. На основі розробленої методики був реалізований пакет прикладних програм на мові програмування C# для оперативного розрахунку осадки закритого полігону, який пропонує для цього вирішення трьох взаємозв'язаних і послідовних задач:

- Задача 1. Прогнозування осідання полігонів з врахуванням підстилаючого ґрунту.
- Задача 2. Прогнозування осідання полігонів з врахуванням статичних навантажень.
- Задача 3. Прогнозування осідання полігонів з врахуванням динамічних навантажень.

Вибір задачі можна здійснити в головному вікні програми, зображеному на рис. 3.5, або просто слідувати послідовності задач.

На першому етапі вирішується задача прогнозування осідання полігону з врахуванням підстилаючого ґрунту.

При виборі «Задача 1» спочатку заповнюються початкові дані – геометричні параметри полігону і тип підстилаючого ґрунту (рис. 3.56).

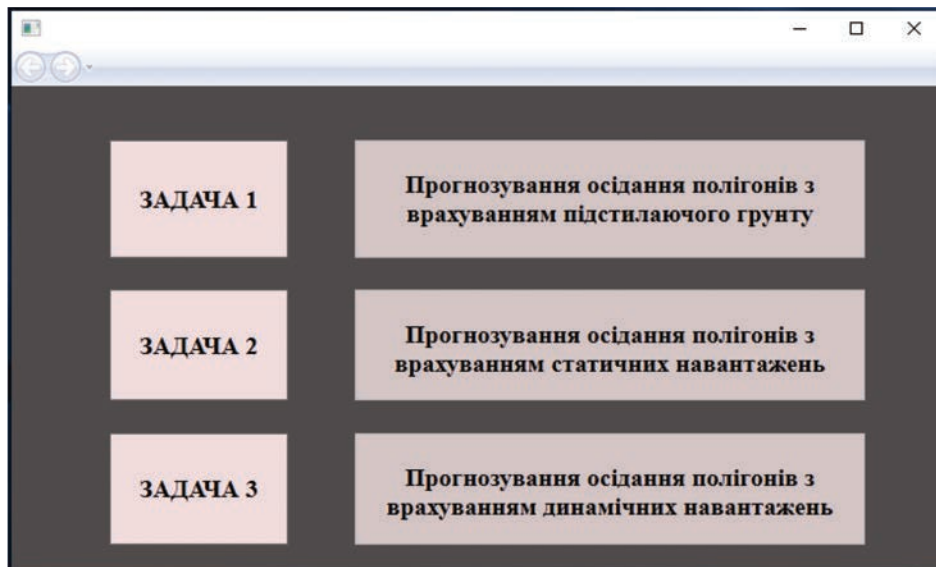


Рис. 3.55 Головне вікно робочої програми

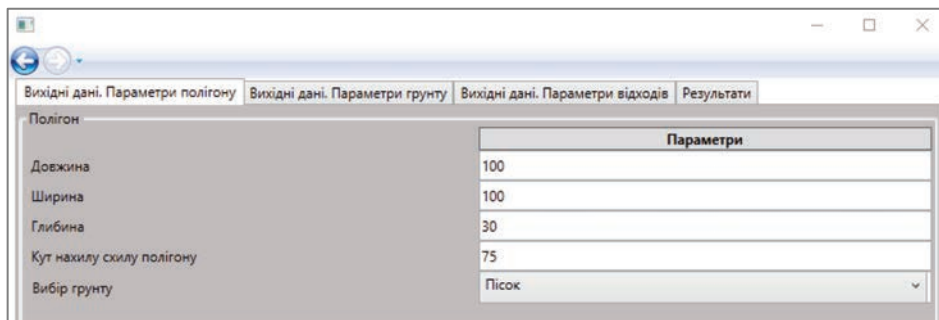


Рисунок 3.56 Вихідні дані параметрів полігону

У залежності від того, який саме підстиляючий ґрунт (пісок, суглинок, глина) буде використовуватися для прогнозування осідання заповнюються його фізико-механічні параметри (табл. 3.3): модуль деформації, коефіцієнт Пуассона, питома вага ґрунту, питома вага водонасиченого ґрунту, коефіцієнти фільтрації в горизонтальному та вертикальному напрямках, питоме зчеплення, кут внутрішнього тертя та час, що минув після закриття полігону. Вікно підпрограми наведено на рис. 3.57.

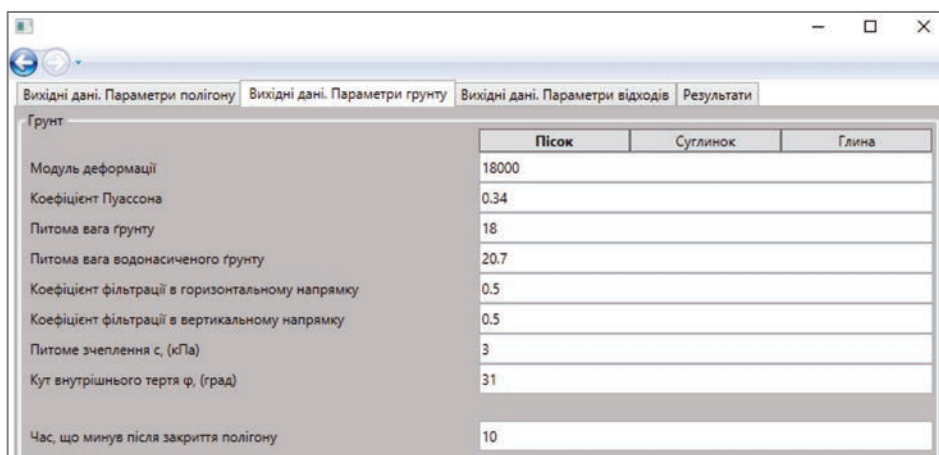


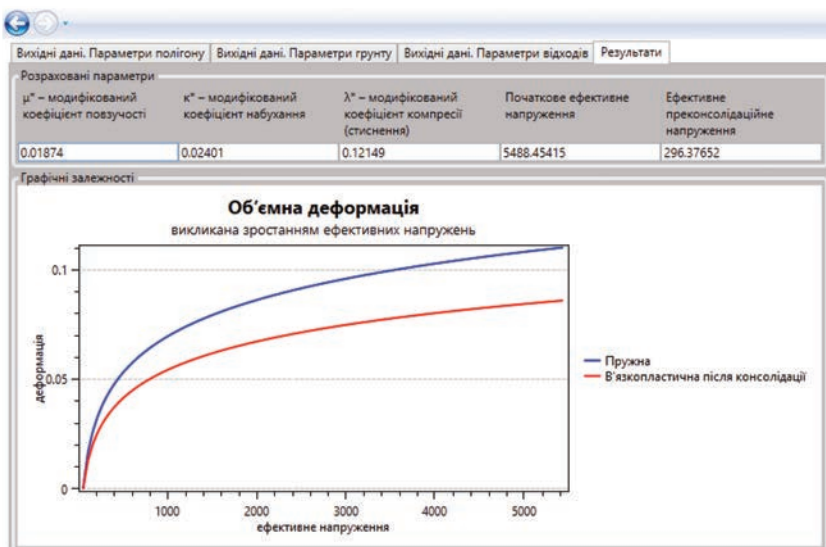
Рисунок 3.57 Вихідні дані параметрів ґрунту

Після заповнення фізико-механічних параметрів ґрунтів переходимо до наступного підвікна програми (рис 3.58) для заповнення вихідних фізико-механічних параметрів відходів (табл. 3.9): питома вага, питома вага водонасиченого ґрунту, питоме зчеплення, кут внутрішнього тертя, початковий коефіцієнт пористості, коефіцієнт компресії, коефіцієнт набухання, коефіцієнт повзучості, коефіцієнт набухання.

Вихідні дані. Параметри відходів	Вихідні дані. Параметри відходів
Питома вага, (кН/м ³)	7.504
Питома вага водонасиченого ґрунту, (кН/м ³)	10
Питоме зчеплення c, (кПа)	25
Кут внутрішнього тертя φ, (град)	20
Початковий коефіцієнт пористості e ₀ , (од.)	0.4268
Коефіцієнт компресії, C _c , (од.)	0.3987
Коефіцієнт набухання, C _s , (од.)	0.0394
Коефіцієнт повзучості, C _a , (од.)	0.0615
Кількість шарів	1
Кут нахилу схилу полігону	10
Товщина шару	3

Рисунок 3.58 Вихідні дані параметрів відходів

Результати розрахунку коефіцієнтів набухання, компресії, консолідації та зв'язок між деформаціями в залежності від типу ґрунту наведено на рис. 3.59 (а, -в).



а)

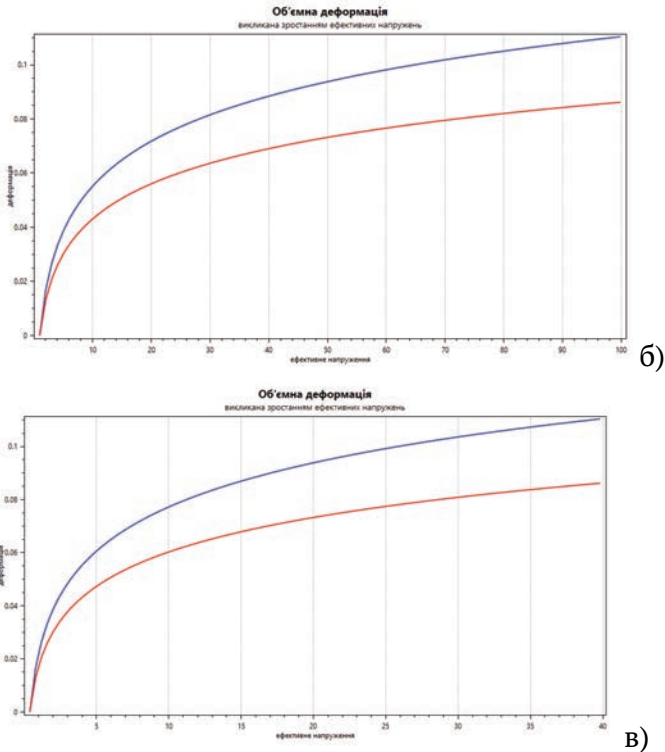


Рисунок 3.59 Результат розрахунків для ґрунту:
 (а) – пісок, (б) – суглинок, (в) – глина

Вибір моделі прогнозування для статичного навантаження «Задача №2» чи динамічного навантаження «Задача №3» здійснюється після завершення розрахунків «Задача №1». Вибір задач здійснюється у головному меню програми або за допомогою випадючого меню головного вікна Меню -> Задача №1; -> Задача №2; -> Задача №3.

На рис. 3.59 наведено загальний алгоритм поведінки з закритим полігоном ТПВ для переведення його з категорії «екологічно небезпечний об'єкт» в категорію «екологічно безпечний об'єкт».

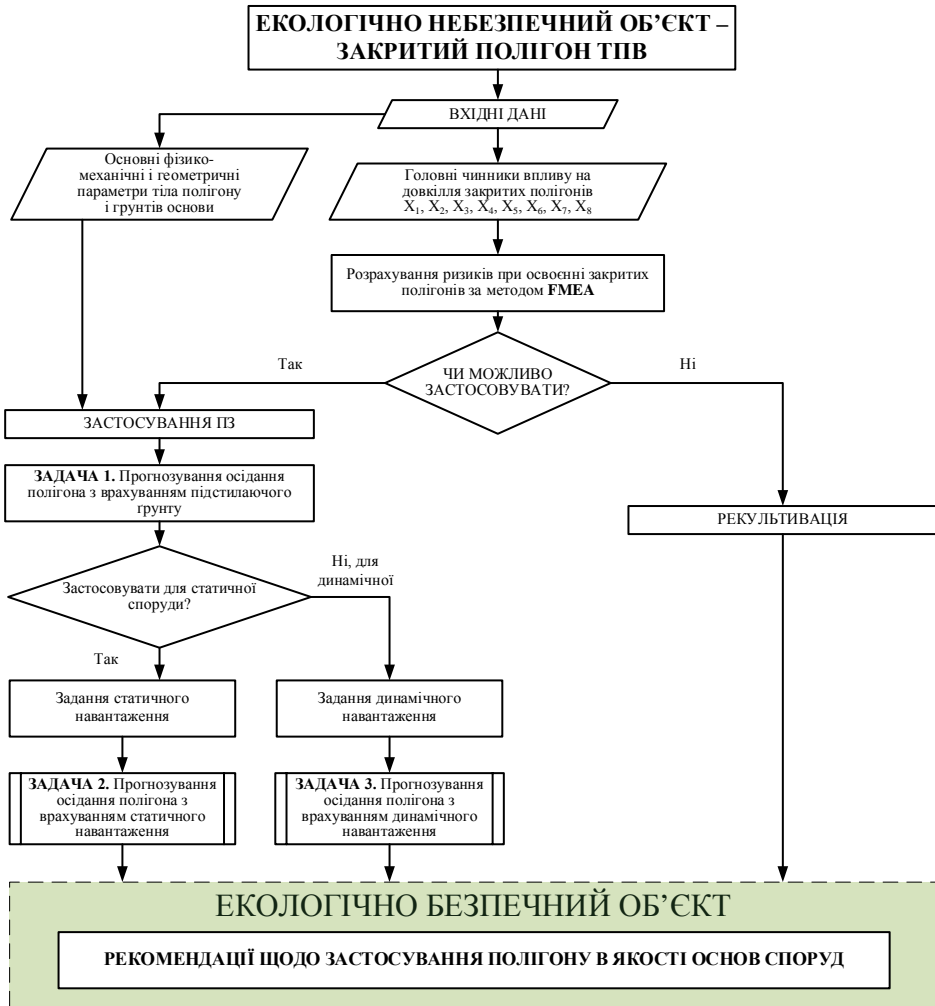


Рис 3.60 Алгоритм поводження з закритим полігоном ТПВ для переведення його з категорії «екологічно небезпечний об'єкт» в категорію «екологічно безпечний об'єкт»

3.6.2 Практичне застосування методики розрахунку осідання полігону

Для практичного застосування розробленої методики розрахунків осадки проводився на прикладі полігону ТПВ, розташованому в м. Бориспіль, Київської області. Полігон введено в експлуатацію в 2003 році відповідно до проекту на місці відпрацьованого піщаного кар'єру, його площа складає 6,5 га. Полігон приймав виключно ТПВ в кількості близько 85 тис. тон в рік. Загальна кількість відходів оцінюється в 0,723 млн тон, середня глибина становить 18-20 м.

Осадка визначалася на ділянці полігону 50x50 м з урахуванням покровового навантаження полігону відходами через 30 років після його закриття, так як приблизно 90% осадок відбувається протягом перших п'яти років, і можуть тривати протягом 25-30 років більш повільними темпами [148].

На різних ділянках полігону в його основі знаходяться глина і пісок. Було проведено моделювання для двох варіантів: з проміжним пересипанням піском через кожні 3 м відходів і без нього.

Деформована розрахункова область полігону з глинистим підстильним шаром представлена на рис. 3.61.

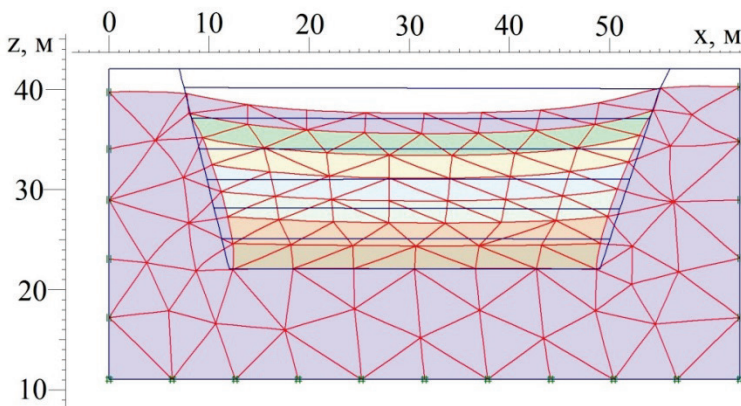


Рис. 3.61 Деформована розрахункова область полігону з глинистим підстиляючим шаром

З аналізу чисельних розрахунків з глинистим підстиляючим шаром слідує, що максимальна вертикальна деформація становить 2,27 м. Якщо підстиляючий шар пісок, то деформація значно збільшується і становить 2,61 м (рис. 3.62).

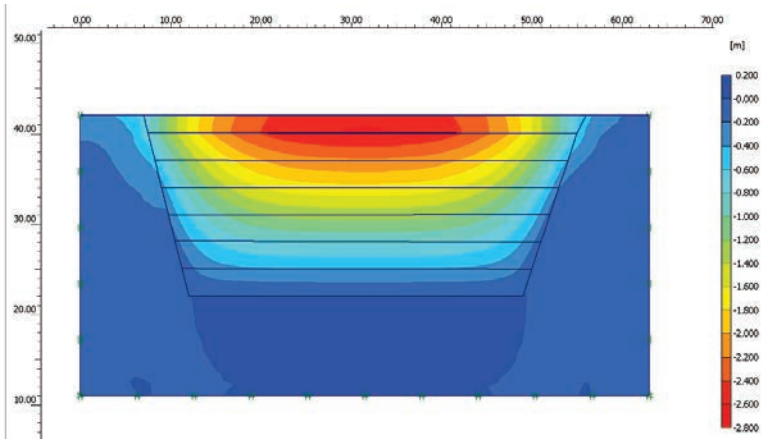


Рис. 3.62 Вертикальні деформації полігону з піщаним підстиляючим шаром

Для дослідження впливу пересипання на осадку полігону проводилося моделювання його деформованого стану при пересипанні шарів відходів, висотою 3 м, шарами піску. Встановлено, що на полігоні з пересипанням спостерігаються значно менші деформації в порівнянні з полігоном без пересипання: на 32% менше на полігоні з глинистою основою, на 30% – з піщаною. Так, якщо підстиляючий шар – глина (рис. 3.63), то досягаються вертикальні деформації 1,55 м, якщо в основі пісок (рис. 3.64) – 1,82 м. У процентному співвідношенні осадка до висоти полігону становить 14,2% і 15,26% відповідно.

У результаті проведених досліджень можна зробити висновок, що при попередньому плануванні полігону необхідно передбачити пересипання шарів ТПВ і вибирати ділянки з більш щільним ґрунтом для можливості використання його після

закриття в якості основи споруд. Якщо не було попереднього планування і/або в основі лежить слабкий ґрунт, необхідно застосовувати різні методи ущільнення або використовувати його з меншими навантаженнями (парки, рекреаційні зони, поля для гольфу).

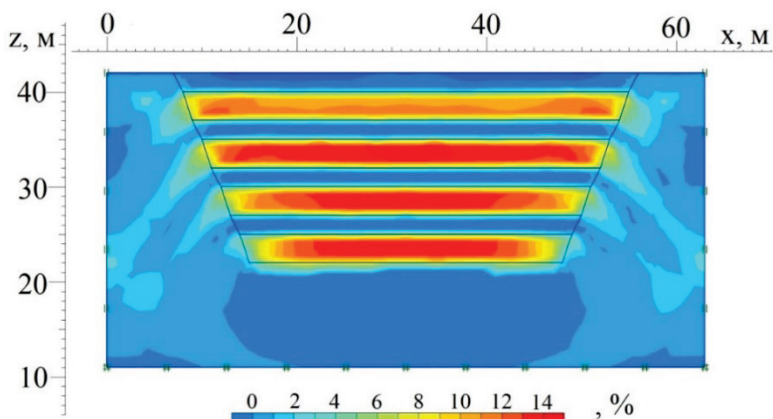


Рис. 3.63 Вертикальні зміщення полігону з пересипанням і з глинистим підстиляючим шаром (у відсотках)

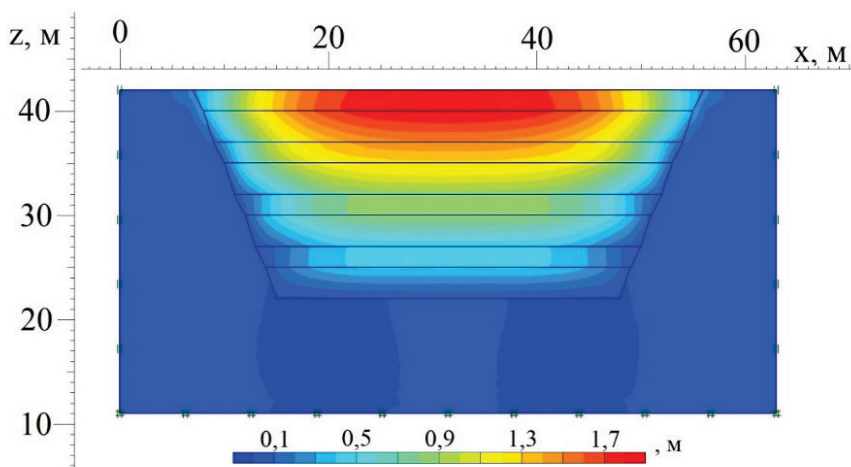


Рис. 3.64 Вертикальні деформації полігону з пересипанням і з піщаним підстиляючим шаром

3.6.3 Попереднє планування та процедури закриття звалища для спорудження будівель та конструкцій

Ефективне використання полігону після закриття вимагає довгострокового планування. Закриті санітарні полігони можна використати як рекреаційні парки або парки відпочинку, притулки для тварин, тенісні корти, поля для гольфу, стоянки для автомобілів, гірка для катання на лижах чи санного спорту або для побудови комерційних або промислових будівель.

Планування особливо важливо там, де передбачається будівництво будівлі на території або поблизу полігону. Під час експлуатації полігону необхідно враховувати місця конструкцій, що вимагають додаткової підтримки, рекреаційні об'єкти, які потребують специфічної топографії, а також системи газового контролю для захисту майбутніх будівель. Також слід виділити райони для моніторингу підземних вод. Планування потенційної проблеми забруднення ґрунтових вод шляхом виділення місця для установки рекультиваційного обладнання або конструкцій також є необхідним.

Залежно від планованого використання звалища необхідно враховувати наступні фактори: товщина покриваючого шару, підстилаючий шар, кут нахилу схилу полігону та розміщення відходів, ступінь ущільнення, використання добавок і цементу для укріплення звалища, селективне розміщення відходів.

При плануванні використання звалища слід враховувати також осадку, характеристики підстилаючого ґрунту, наявність та контроль за системами збору інфільтрату і звалищного газу та рослинність.

Осадку і консолідація є основними факторами при будівництві об'єктів на основі закритого звалища. Приблизно 90% осадок відбуватиметься протягом перших п'яти років, і може тривати

протягом 25 або більше років і більш повільними темпами. Осадка також залежить від матеріалу покриття. Звалище зі співвідношенням покриваючого шару до відходів – 1:4 буде осідати більше ніж звалище зі співвідношенням 1:3. Чим вищий вміст органічних речовин, тим швидше осідатиме звалище.

При закритті звалища повинні бути здійсненні наступні кроки:

- Попереднє планування:
 - визначити остаточний топографічний план звалища;
 - підготувати план дренажу звалища;
 - обрати матеріали покриваючого шару;
 - підготувати рослинний покрив і план озеленення;
 - визначити послідовність закриття для поетапних операцій на основі звалища;
 - вказати технічні процедури для встановлення тих чи інших конструкцій на основі звалища.
- За три місяці перед закриттям:
 - остаточний огляд плану закриття;
 - розробка графіку закриття звалища;
 - підготовка остаточного розклад процедур закриття;
 - повідомлення відповідного регулюючого органу;
 - повідомлення користувачів звалища про його закриття.
- При закритті:
 - монтаж огорож або відповідних структур для обмеження доступу;
 - монтаж знаків, що вказують на закриття звалища і повідомляють про альтернативні місця поховання відходів;
 - збір усього сміття, що залишилося в останній відсік для покриття;
 - розміщення покриваючого.

- Через три місяці після закриття:
 - завершення монтування споруд чи пристроїв управління інфільтратом;
 - завершення монтування систем збору газу або вентиляції системи, систем, що утримують інфільтрат, та пристроїв моніторингу підземних вод чи газу;
 - встановлення пристроїв для виявлення осідання;
 - розміщення ґрунтового покриваючого шару необхідної товщини над звалищем;
 - створення рослинного покриву.

Рекомендується поетапне закриття. При проектуванні звалища, необхідно обмежити проникнення води для зниження обсягів утворення фільтрату. Правильне розташування покриваючого шару являє собою важливий метод управління. Використання геомембран використовується для обмеження попадання води в ґрунт. Після розміщення покриваючого шару, область повинна бути негайно озеленена для запобігання ерозії. Основні чинники, що повинні бути перевірені після закриття звалища:

- осадка, цілісність покриваючого ґрунтового шару;
- буфери і рослинність;
- контроль за осадам і ерозією;
- огороження;
- контроль газу та фільтрату;
- цілісність об'єкта кінцевого використання звалища.

Інженерні методи доступні для побудови багатьох типів об'єктів на закритому звалищі. Залежно від типу об'єкта, що встановлюється, може бути необхідно розширити шпунтовий ряд на звалищі і в ґрунтовій основі звалища. У деяких випадках може бути можливим використовувати спеціальні підвалини або фундаменти, щоб підтримувати навантаження, що буде утворюватися на звалищі.

Основні конструктивні міркування для будівництва на звалищі включають співвідношення «консолідація-час-осадка» і несучі здібності, розроблені на основі польових і лабораторних даних.

Несуча спроможність це здатність підтримувати фундаменти і важке устаткування. Хоча несуча спроможність полігону буде залежати від конкретних операцій, її типові значення знаходяться в діапазоні від 500 до 800 фунтів на квадратний фут. Низька несуча здатність може бути подолана за рахунок збільшення товщини ґрунту, що використовується для покриваючого шару. Таким чином, ґрунт чинить опір як ударному, так і обертальному зсуву. Мінімальна рекомендована товщина ґрунту в 1,5 рази більше ширини структурних фундаментів.

Розміщення і ущільнення спеціальних відходів під площ, запланованих на будівлях теж варіант. Наприклад, летюча зола може бути ущільнена в шар товщиною один фут у відповідних областях, а інші тверді відходи розподіляються в інших місцях в прилеглих районах. Включення стабілізаторів в ґрунт під час розміщення покриваючого шару може підвищити несучу здатність полігону. Хімічні речовини, такі як вапно, портландцемент, та ін. змішуються з ґрунтом. Бажаний ефект може бути посилення цементациєю, гідроізоляцією, або дисперсії для більшої щільності і більш низької проникності.

Уприскування вапняного шламу для закріплення ґрунту також дає можливість для підвищення несучої здатності. Будівля площею 20,000 квадратних футів була побудована в Форт-Уорт, штат Техас у 1968 році на території, яка раніше була звалищем. Полігон розширяється на 10 футів нижче будівлі. Стабілізація будівлі була здійснена в 1977 р. за допомогою вприскування розчину шламу наступної пропорції: два фунта вапна і чотири фунта летючого попелу на один галон води.

Там, де інші способи досягнення високої несучої здатності основи невдалі, для підтримки можуть бути використані система дамб або паль.

При проєктуванні споруд на звалищі, необхідно також знати про способи газової вентиляції, які будуть запобігати накопиченню метану в межах структур. Ці елементи можуть включати в себе вентиляційні труби, всмоктувальні нагнітачі, або різні засоби природної вентиляції.

Часто, проблеми дренажу можуть привести до прискореного руйнування тієї чи іншої області в межах полігону. Осадка дренажних систем може зменшувати їх ефективність і може привести до нездатності правильно направляти зливі води за межами майданчика. Нездатність підтримувати фізичну цілісність покриття звалища сприяє додатковій інфільтрації в полігон і в кінцевому підсумку призводить до збільшення виробництва інфільтрату. [148]

Офіційне закриття звалища часто включає в себе план після закриття для забезпечення екологічного моніторингу та технічного обслуговування, необхідного для охорони здоров'я населення і навколишнього середовища. Дійсно, однією з переваг полігону є те, що, як тільки полігон закривають, значні площі земель стають доступними для інших цілей. Проте, використання закритого звалища вимагає ретельного розгляду потенційних інженерних та екологічних проблем. Основні інженерні обмеження, пов'язані з перебудовою закритих звалищ пов'язані з осадкою, що може привести до структурних пошкоджень будівель на звалищі і низької несучої здатності, яка або дозволяє розмішувати лише малоповерхові конструкції легкої ваги або вимагає застосування глибоких фундаментів. Якщо використовуються глибокі основи, є додаткові технічні складності, пов'язані з осадкою

відходів. Екологічні проблеми, пов'язані в першу чергу з небезпеками звалищного газу. Іншою екологічною проблемою є ризик міграції побічних продуктів відходів в ґрунт, ґрунтові води або атмосферу.

Міграція біогазу є серйозною проблемою через ризик виникнення пожежі та вибуху і ризику для здоров'я, пов'язані з іншими органічними компонентами ЗГ. Методи контролю газу в сучасних полігонах включають в себе створення фізичних та пневматичних бар'єрів, пасивних систем вентилявання та активних систем збору і очищення газу, як всередині відходів, так і під структурами, побудованими на закритому полігоні. Наявність систем збору газу і інженерних покриттів може до деякої міри знизити небезпеку, викликану звалищним газом. Проте можуть знадобитися інші додаткові захисні заходи, навіть для сучасного полігону з геомембранним покриваючим шаром і активною системою контролю ЗГ.

Ступінь обмежень буде залежати від цілого ряду чинників, в тому числі від складу відходів, віку відходів, ступеню ущільнення відходів, клімату і інженерних систем на полігоні. В цілому, звалища з відносно молодими відходами, які тільки недавно були закриті матимуть значно більші обсяги генерації метану і безперервно осідатимуть, ніж старіші звалища і, таким чином, будуть мати значно серйозніші проблеми, пов'язані з негайним повторним використанням. У той час як репланування для м'якого використання (тобто парків, полів для гольфу, озеленення і т.д.) може зменшити до деякої міри проблеми, пов'язані з конструкцією фундаменту і контролю ЗГ. М'яке використання часто асоціюється з введенням додаткової вологи на звалищі (наприклад, за допомогою іригаційних систем). Додавання вологи може значно збільшити обсяг генерації газу з органічних відходів і викликати

осадку, спричинити "реактивацію" деградації на зрілих звалищах, особливо в посушливих кліматичних умовах. Проте м'яке і тверде використання (тобто, інфраструктури, будівель, опорах мостів і т.д.) звалищ здійснюється за умови, що було зібрано досить довідкової інформація про звалище, було зроблено належну оцінку потенційних проблеми, і що перепланування управляється належним чином.

Закриті полігони ТПВ використовувалися для різних цілей. Проекти варіювалися від парків, рекреаційних, комерційних або промислових розробок, таких як склади і контейнери, офісні приміщення, торгові центри, автомагістралі, надземні дороги і автомагістралі, дороги на палях або швидкісні дороги, до висотних будівель (рис. 3.65).



а)

б)

Рис. 3.65 Приклади побудови на закритих звалищах:
 а) магазин роздрібної торгівлі Сан-Франциско, Каліфорнія;
 б) поле для гольфу Фуллертон, Каліфорнія

Для вищевказаних проєктів були розроблені технічні інженерні рішення для будівництва глибоких і поверхневих фундаментів, систем контролю міграції звалищного газу і систем захисту. Є також приклади побудови на середньовічних полігонах [135].

На даний час поширене використання закритих звалищ під сонячні батареї (рис. 3.66, 3.67). Це зумовлено зазвичай великими площами звалищ, а також відносно легкою вагою таких конструкцій [149].



Рис. 3.66 Сонячні батареї на колишньому санітарному звалищі району Грейтер Лоуренс (США) [150]



Рис. 3.67 Спорудження сонячних батарей на колишньому санітарному звалищі штат Массачусетс (США) [150]

Кіностудії, складські та адміністративні будівлі були побудовані на полігоні, який працював з 1870-х до 1960-х років в Монреалі, Канада. Полігон стабілізувалася, були виявлені дуже низькі концентрації звалищного газу в 41 свердловинах: CH_4 (від 0 до > 50,000 ppm); SO_2 і H_2S <0,25-3,0 ppm); і CO <0,25-111 ppm).

П'ять будівель, що займають загальну площу 10,312 м² були побудовані на палях і була змонтована геомембрана, що складається з дренажних труб діаметром 150 мм, занурених у шар матеріалу товщиною 500 мм і діаметром 20-40 мм. Було встановлено вакуумний насос (100 кубічних футів в хвилину) на дахах кожного будинку для безперервної вентиляції повітря, що забруднено біогазом (рис. 3.68).

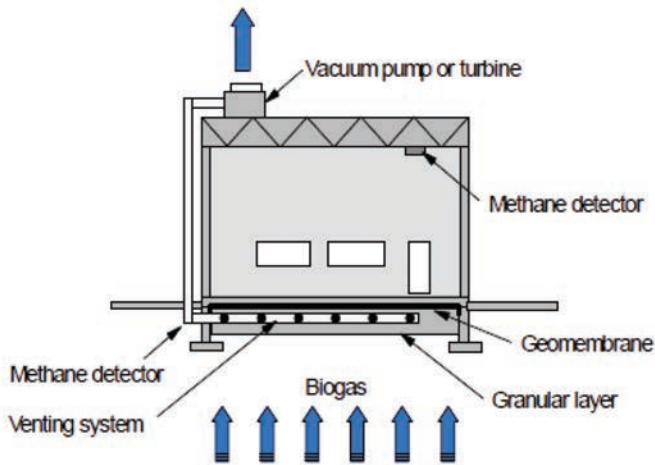


Рис. 3.68 Система відводу біогазу під будівлею

Бітумна геомембрана була обрана в якості газового бар'єру, в зв'язку з тим, що її було легко встановити (велика кількість виступаючих елементів, 367 паль, 187 труб, 838 структурних сталевих стрижнів, а також багато піддонів ям, які необхідно надійно запечатати), і прикріпити до бетонних структур (геомембрана

механічно прикріплена до 1032 метрів периферійних бетонних стінок). З метою безпеки, 37 детекторів метану були також встановлені в різних місцях будівель. Після закінчення одного року моніторингу, не було виявлено метану в жодному з п'яти будівель.

Основним елементом проектування Редвуд-Сіті офіс парк (Каліфорнія) була установка палей для підтримки 20-поверхового будівельного комплексу. Бетонні палі сорокаметрової довжини вмонтовані через старий полігон в ґрунт основи полігону протягом одного року. 110 палей були встановлені для кожного фундаменту будівлі, в цілому для всього комплексу були встановлені 2200 палей.

На закритому звалищі в районі Вілмінгтон міста Лос-Анджелес, США побудовано спортивні майданчики. Однією з головних проблем було те, що зрошення, пов'язане з використанням звалища може призвести до значного збільшення інфільтрації в відходи, що призводить до збільшення виробки біогазу, осадок, і може забруднити підземні води. Комбіноване зрошення і опади необхідні для підтримки здорового дерну трави в напівзасушливому кліматі Лос-Анджелеса і становить приблизно 140 см на рік у порівнянні із середньою річною кількістю опадів близько 32 см. Було проведено детальний аналіз водного балансу з використанням моделі ненасиченого потоку для розробки відповідного ґрунтового покриття для звалища. Результати аналізу водного балансу показали, що монолітне покриття з інтенсивним випаровуванням і проходженням у вигляді газу через пори і пустоти та не може забезпечити достатню стійкість до інфільтрації.

Проте, покриття з капілярним розривом може забезпечити достатній опір інфільтрації за умови, що система зрошення належним чином контролюється (тобто відсутній надмірний полив). Крім інгібування інфільтрації, капілярний розрив також надає засоби для збору і видалення (в разі необхідності) звалищного газу.

Щоб виключити надмірний полив, на звалищі встановлено "розумну" систему зрошення, в якій контролер зрошення був підключений до витратоміра. Щоденні значення зрошення автоматично розраховуються з врахуванням атмосферних опадів і випаровування за попередні 24 години. Регулятор потоку також має можливість зондування розривів ліній в іригаційній системі. Моніторинг після закриття звалища також включає в себе датчики вологості ґрунту (нейтронний зонд) всередині і під покриваючим шаром ґрунту, щоб оцінити ефективність інтелектуальної системи зрошення.

Ділянки без рослинного покриву (наприклад, дороги, автостоянки, баскетбольні майданчики) вкриті асфальтобетонним бар'єрним шаром низької проникності. Асфальтобетон має просочений смолою тканинний проміжний шар для пригнічення утворення тріщин. План технічного обслуговування після закриття включає в себе щорічну герметизацію тріщин в асфальтобетоні та щоквартальну оцінку даних зонда вологості ґрунту.

Звалище Макколл Суперфонд в штаті Каліфорнія являє собою приклад звалища небезпечних відходів, яке було перероблено для продуктивного використання (рис 3.69). Це звалище площею 8,8 га містило 12 безпрокладочних западин, що містять надзвичайно кислий шлам нафтових відходів (рН менше 1,0). Деякі частини закритого звалища використовувалися як озеленений відкритий простір, деякі – як поля для гольфу. Покриваючий шар включав в себе композитний геомембранний/геосинтетичний глинистий бар'єр інфільтрації. Через низьку несучу здатність відходів, шар фундаменту під покриваючим шаром на ділянці поля для гольфу включає в себе два шари зміцненої георешітки. Шар фундаменту також включає труби вилучення газу, з'єднані з вентилятором і активованим блоком обробки вуглецю. Покриваючий шар прикріплений до стінки з ґрунтово-бентонітової суспензії, яка повністю оточувала звалище.



Рис. 3.69 Звалище небезпечних відходів Макколл Суперфонд в штаті Каліфорнія

До недавнього часу, в ході проектування звалища дуже мало уваги було надано потенційному використанню в майбутньому землі після закриття полігону. Проте, близько 20 років тому, правила захоронення відходів почали вимагати від власників звалища підготувати обслуговування після закриття звалища і виробити плани моніторингу. Спочатку, для простоти в розробці цих планів, багато власників просто позначали ділянку для використання в якості безпечного відкритого простору після закриття. Оскільки фінансові вигоди від використання закритого полігону стають все більш очевидними, і тиск з боку спільноти збільшується, альтернативні сценарії використання звалища стають все більш поширеними. В Японії, де доступного простору дуже мало, 67% закритих звалищ були повторно використані для різних проєктів, в той час як в Фінляндії, де є більше вільного простору, 80% закритих не використовуються.

Таблиця 3.9

Резюме еволюції муніципальних звалищ [149].

Період	Тип звалища	Проблеми	Способи розв'язку проблем
Сімдесяті	Санітарне звалище	Неприємний запах, пожежі та загальне забруднення	Щоденне перекриття відходів, доцільне розміщення та інженерний підхід
Кінець 80-х – початок 90-х	Інженерні звалища та рециклінг	Забруднення ґрунту і ґрунтових вод	Інженерні системи збору та відводу інфільтрату і ЗГ, використання покриваючого та підстилаючого шарів, підвищення регулювання, фінансові гарантії
Дев'яності	Поліпшення розміщення відходів, вивезення відходів і їх повторне використання	Міграція газу та стійкість	Включення технічних та соціально-політичних чинників в процесі вибору майданчика, розвиток нових підстилаючих матеріалів, нових концепцій покриваючого шару, використання території звалища після закриття
Двохтисячні	Вдосконалена схема поводження з відходами	–	Особливий наголос робиться на механіко-біологічній попередній обробці відходів, рециркуляції фільтрату і біореактори

Перебудова старих полігонів для жорсткого використання вимагає проєктування і будівництва фундаментів або вбудованих в/через тіло відходів або розташованих на поверхні полігону. Отже, існує необхідність кількісної оцінки осадок і несучої здатності звалища і переконатися в тому, що утворення газу належним чином контролюється і не представляє значного ризику вибуху або небезпеки для здоров'я і безпеки людини. Зрештою, старе звалище досягне біохімічної і структурної стабільності. Проте, значна тривалість може знадобитися для досягнення ступеня стабільності, який необхідний, щоб істотно знизити інженерні проблеми і проблеми зі здоров'ям і безпекою людини, пов'язані з біодеградацією відходів. Деякі дослідники пропонують відкласти використання звалища, поки маса відходів не стабілізується. Слід зазначити, запропоновано наступний набір критеріїв, які повинні бути виконані, перш ніж розглядати полігон для цілей редевелопмента:

- звалище повинно бути закрите, принаймні 10 років до перепланування;
- відходи повинні бути розміщені на глибині, менше 10 м;
- полігон повинен мати стабільно низький вмістом вологи;
- звалище не повинні містити токсичних або небезпечних матеріалів, зокрема рідких відходів;
- розвиток повинен відповідати умовам полігону.

Таким чином, дорогі заходи щодо запобігання потрапляння звалищного газу не можуть бути економічно вигідними для розвитку низької вартості.

Хоча наведені вище критерії можуть бути бажаними атрибутами перепланування звалища, досвід показав, що вони не обов'язкові. Досвід показує, дуже мало полігонів ТПВ не можуть бути перепрофільовані, якщо належна увага приділяється техніці і ризикам для здоров'я і безпеці.

Інженерні питання, пов'язані з переплануванням для м'якого використання в деякій мірі менш складні, ніж ті, які пов'язані з жорстким використанням. М'які застосування (наприклад, парки, поля для гольфу) зазвичай включають в себе відкритий простір. Отже, потенціал для накопичення вибухонебезпечних рівнів сміттєвих газів менше для м'яких застосувань, ніж для жорстких застосувань. Однак, якщо газ не контролюється належним чином, він може все ще спричиняти ризики вибухів і ризик для здоров'я і може негативно вплинути на рослинність. Тому контроль міграції газу як і раніше є важливим питанням для м'якого використання.

Осадка звалища також залишається серйозною проблемою для м'якого використання. Комунікації, бруковані ділянки, і підсобні приміщення чутливі до великих сумарних і / або диференціальних осадок. Крім того, деякі м'які види використання можуть бути ще менш стійкими до диференціальної осадки, ніж при твердому використанні (наприклад, спортивні майданчики). Тому, як і в жорсткому використанні, вплив осадки після закриття необхідно ретельно враховувати при плануванні використання полігону.

Найбільш істотна відмінність між м'яким і жорстким використанням є те, що м'яке застосування часто включає рослинність і зрошення. Зокрема, в посушливих і напівпосушливих кліматичних умовах, після закриття полігони можуть вимагати додавання значної кількості води в верхній частині полігону для зрошення. Якщо покриваючий шар звалища не забезпечує відповідний опір інфільтрації, відбувається збільшення вироблення газу, осадка, і забруднення підземних вод. Після закриття полігону для м'якого використання необхідно враховувати не тільки інфільтрацію і міграцію ЗГ через верхню частину полігону, але і по периметру покриваючого шару і під звалище.

Необхідним також є щорічний моніторинг закритого звалища для виявлення і усунення пошкодження у покриваючому шарі звалища, в тому числі бар'єрного шару, систем газового контролю, систем контролю поверхневих вод, а також моніторинг для своєчасного ремонту інженерних комунікацій, на які впливає осадка.

3.6.4 Спорудження та конструкція фундаментів будівель на закритому полігоні ТПВ

Спорудження фундаментів на закритих звалища є складним завданням, так як воно вимагає проведення аналізу незвичайних аспектів, пов'язаних з механікою відходів. Великі повні і диференціальні осадки, як правило, основні чинники у виборі типів фундаменту. Поверхневі системи фундаменту, як правило, обирають при будівництві відносно легких конструкцій. Більш важкі структури потребують глибоких фундаментів. Проте, глибокі фундаменти, як правило, використовуються на старих звалищах без сконструйованих донних систем підстилаючого шару.

При оцінці несучої здатності звалища, необхідно мати на увазі, що товщина і міцність покриваючого шару відіграють дуже важливу роль в підтримці фундаменту. Якщо покриваючий шар відносно товстий, то він може забезпечити суттєву несучу здатність для фундаментів поверхневого закладення. Проте, ґрунтовий покрив часто може бути тонким в порівнянні з розміром фундаменту. В цьому випадку навантаження на фундамент буде передаватися через покриваючий шар і буде розвивати його опір в відходах. Таким чином, аналіз несучої здатності потребує оцінки міцності відходів. Проте, досвід показав, що, через пластичні характеристики ТПВ, необхідні великі деформації для активації несучої здатності відходів, і складно розробити структуру, яка дозволить такі великі деформації. Таким чином, в той час як загальна осадка

має розглядатися з урахуванням інженерних мереж і зростання будівель, диференційна осадка визначає структурну конструкцію неглибоких фундаментів на відходах. З цієї причини, зазвичай використовують суцільні фундаменти, а не ізольовані фундаменти на відходах. У багатьох випадках, якщо покриваючий шар тонкий, під фундаментом забезпечується інженерні насипи для подолання неоднорідних осідань. Крім того, як показано на рис. 3.70, наповнювач може бути об'єднаний з георешітками або високоміцним геотекстилем для створення композитного матеріалу з більш високою жорсткістю, щоб підтримувати великі навантаження на фундаменти.

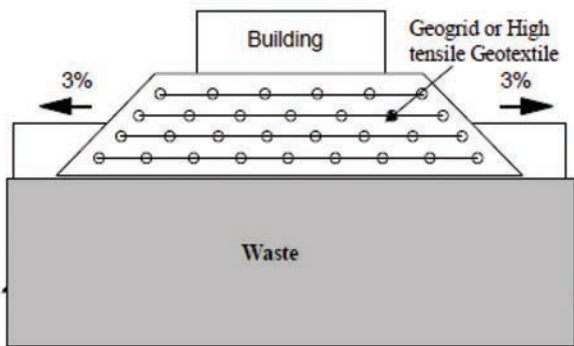


Рис. 3.70 Інженерні конструкції у вигляді геосітки чи високоміцного геотекстилю під фундаментом

Забивні палі це тип глибоких фундаментів, що найбільш часто використовуються для підтримки великих структур, побудованих на старих звалищах. Самі по собі відходи, як правило, не мають достатню міцність і стійкість до осадок, щоб забезпечити здатність (ємність) палі. Найбільш часто використовуються збірні, попередньо напружені залізобетонні палі. Використовуються сталеві палі Н-типу і сталеві трубоподібні палі, але серйозна увага має

бути приділена потенційній корозії сталевих елементів. Покриття паль Н-типу і заповнення трубоподібних паль бетоном здійснюється для зменшення корозії. Одним з недоліків забивних паль є те, що вони можуть виводити відходи під дно полігону, можливо, в ґрунтові води. З цієї причини, часто використовуються конічні або клиновидні наконечники на палі.

Часто можна очікувати значну довгострокову осадку відходів протягом терміну служби конструкції, побудованої на основі полігону, навіть якщо структура підтримується палями. Осадка відходів може також викликати навантаження та тертя на палі (при глибоких фундаментах). Воно відбувається, коли осадка матеріалу, що оточує палю перевищує рух вниз вала палі. Відомо, що малі (<5 мм) руху ґрунту навколо палі може в повній мірі мобілізувати негативне тертя.

Є кілька способів, щоб зменшити проблему негативного поверхневого тертя. Зокрема застосування покриттів палі, що зменшують тертя, застосування подвійної системи паль або попереднє свердлення отворів більшого діаметру, які заповнюють бентонітовим розчином. У матеріалах, таких як ТПВ, негативне поверхнєве тертя для вкритих бітумом збірних попередньо напружених залізобетонних паль скоротилося від 30% до 40%. Важливим питанням, яке не слід випускати з уваги, коли використовується бітум є діапазон температур існуючих на звалищі. Високі температури (50° до 70° С) часто спостерігаються на звалищах. Проте, температура на звалищах має тенденцію до зниження з плином часу і, як правило, знаходиться в діапазоні від 20° до 40° С, в залежності від відходів. Якщо розглядають бітумне покриття, температура відходів повинна бути ретельно досліджена, тому що продуктивність бітумного покриття може мати низький ефект при високих температурах.

3.6.5 Заходи, направлені на захист будівель, що споруджені на основі закритого полігону ТПВ від звалищного газу

Такі гази, як метан (CH_4) та діоксиду вуглецю (CO_2) виробляються на звалищах. Ці гази можуть мігрувати і накопичуватися до вибухонебезпечної концентрації. Метан вибухонебезпечний при концентрації 5-15% за обсягом в повітрі. Гази також мають низькі концентрації не метанових летких органічних сполук (НМЛОС). Деякі з цих НМЛОС мають канцерогенні властивості. Рух газів в пористих середовищах відбувається двома основними транспортними механізмами: адвективним потоком і дифузним потоком. У дифузійному потоці газ рухається у відповідь на градієнт концентрацій. У адвективному потоці газ рухається у відповідь на градієнт загального тиску. Для вирівнювання тиску, маса газу переміщається з області більш високого тиску до більш низького. У контексті звалищ, основною рушійною силою для міграції газу, особливо через системи покриття, є адвективний потік. Він розвивається від перепадів тиску як за рахунок внутрішнього виробництва газу так і природних коливань атмосферного тиску (барометричного накачування). Дійсно, падіння барометричного тиску, як правило, збільшує концентрацію звалищного газу поблизу поверхневих шарів.

Найбільш відомі інциденти, які призвели до великого матеріального збитку і загибелі людей це Лоско (Англія), Скллінгстед, (Данія) і Массерано (Італія). Вибух Лоско в Сполученому Королівстві відбувся після того, як атмосферний тиск знизився на 29 мбар приблизно за 7 годин.

Існує широкий спектр доступних методів захисту від звалищного газу, в залежності від рівня ризику. В Австралії не існує ніяких керівних принципів із зазначенням заходів, щодо захисту будівельних конструкцій всередині або навколо звалища.

Проте, в Каліфорнії, правила вимагають встановлення систем захисту будівлі, які включають в себе мембранний бар'єр під структурою і обладнані системою сигналізації всередині структури для об'єктів, побудованих в межах 300 м від полігону. У таблиці 3.10 наводиться приклад захисних заходів, які можуть бути прийняті для зменшення проблеми звалищного газу на полігоні.

Таблиця 3.10

Захисні заходи, які можуть бути прийняті для зменшення проблеми звалищного газу на полігоні

Гранична концентрація СН ₄ (% за об'ємом)	Гранична концентрація СО ₂ (% за об'ємом)	Граничний об'єм СО ₂ або СН ₄ у свердловинному газі; 1/г)	Житлові будинки	Нежитлові будинки (офісні, промислові і т.д.)
<0,1	<0,1	<0,07	Жодний спеціальних запобіжних заходів	Жодних спеціальних запобіжних заходів
<1	<1,5	<0,7	Наземні або підвісні плити, геомембрани, запечатані навколо отворів	Укріплені литі плити основи. Всі з'єднання і проникнення запечатані. Можливо встановлення геомембран. Зернистий шар під плитами з пасивною вентиляцією в атмосферу, що перемежується смугами або трубами з геокомпозиту

Продовження таблиці 3.10

<5	<5	<3,5	Наземні або підвісні плити. Газостійка геомембрана і підземний підпростір з пасивною вентиляцією.	Укріплені литі бетонні плити основи. Всі з'єднання і проникнення запечатані. Газостійка і водонепроникна геомембрана та підземний підпростір з пасивною вентиляцією.
<20	<20	<15	Наземні або підвісні плити. Газостійка геомембрана і під-темний підпростір з пасивною вентиляцією, а також шар вентиляції у ґрунті.	Укріплені литі бетонні плити основи. Всі з'єднання і проникнення запечатані. Газостійка геомембрана та підземний підпростір з пасивною вентиляцією.
<20	<20	<70	Особлива газостійка геомембрана і підтемний вентиляований простір, підземний шар вентиляції і наземні свердловини вентиляції	Укріплені литі бетонні плити основи. Всі з'єднання і проникнення запечатані. Газостійка геомембрана та підземний підпростір з пасивною вентиляцією. Наземні свердловини вентиляції
<20	<20	<70	Підходить у випадку, якщо газовий режим знижується і проводиться кількісна оцінка необхідних захисних заходів в поєднанні з конструкцією фундаменту	Укріплені литі бетонні плити основи. Всі з'єднання і проникнення запечатані. Газостійка геомембрана та підземний підпростір з активною (примусовою) вентиляцією, яка підлягає постійному моніторингу. Наземні свердловини вентиляції

Важливо підкреслити, що моніторинг ділянки слід проводити протягом періоду часу і при різних погодних умовах. У більшості випадків, вентиляція підпільного простору є основним методом забезпечення захисту від газу зі вторинним захистом, що забезпечується бар'єром на шляху міграції газу над підпросторі. Система сигналізації також може бути розміщена в структурі, щоб попередити мешканців про скупчення газу. Рис. 3.71 ілюструє передову систему захисту будівлі від звалищного газу.

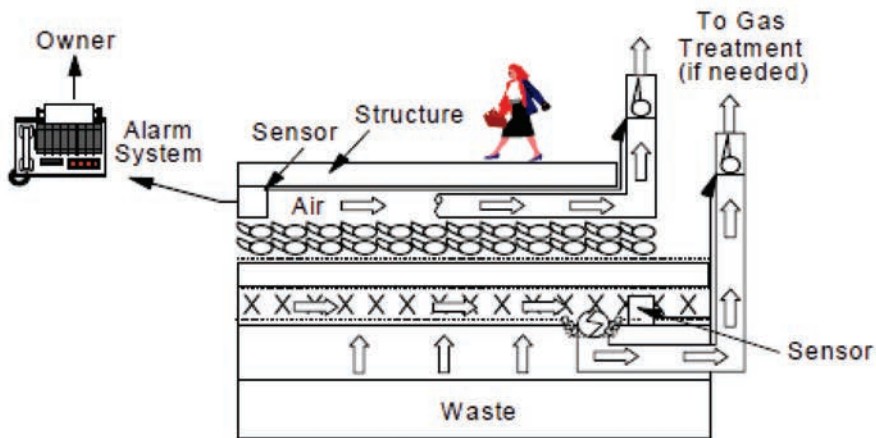


Рис. 3.71 Передова система захисту будівлі від звалищного газу

Найбільш важливим аспектом в цьому типі будівельних заходів є довгостроковий план стратегії обслуговування, щоб гарантувати їх роботу протягом тривалого періоду часу (тобто, до тих пір поки не звалище припиняє виробництво газу). Обраний захід повинен бути в змозі захистити конструкцію для корисного використання об'єкта.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ ДО РОЗДІЛУ 3

1. Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року, схвалена розпорядженням Кабінету Міністрів України від 08.11.2017 р. № 820-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-%D1%80>
2. Статистичний збірник «Довкілля України за 2018 рік» / За ред. О. М. Прокопенко. Державна служба статистики України. К., 2019. URL: http://www.ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat_u/2019/zb/11/Zb_dovk_2018.pdf
3. Звітність 1-ТПВ розділ 1 за 2019 рік. Веб-сайт Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. URL: <http://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2019/03/TPV-1-2018.pdf>
4. Звітність 2-ТПВ розділ 2 за 2019 рік. Веб-сайт Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. URL: <http://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2019/03/TPV-1-2018.pdf>
5. Звітність 3-ТПВ розділ 3 за 2019 рік. Веб-сайт Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. URL: <http://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2019/03/TPV-1-2018.pdf>
6. Звітність 4-ТПВ розділ 4 за 2019 рік. Веб-сайт Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. URL: <http://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2019/03/TPV-1-2018.pdf>
7. Із третього світу в перший. Реформа управління відходами в Україні. URL: <https://www.pwc.com/ua/en/survey/2020/waste-management.pdf>

8. Національного плану управління відходами до 2030 року URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/117-2019-p#Text>
9. Ремез Н.С., Броницький В.О. Аналіз стану сфери поводження з побутовими відходами в Україні. *«Енергетика. Екологія. Людина»*: матеріали Х науково-технічної конференції Інституту енергозбереження та енергоменеджменту. Зб. наукових праць ІЕЕ КПІ імені Ігоря Сікорського. Київ: 2018. С. 377-380. Url: <http://en.iee.kpi.ua/files/2018/dopovidi2018.pdf>.
10. Bronytskyi Vadim, Bilous Anna. The effect of sustainable consumption and production on ecology. *Актуальные научные исследования в современном мире*: XLVIII Международная научная конференция, Переяслав-Хмельницкий. 2019. Вип. 4(48), ч. 2. Url: <https://journals.indexcopernicus.com/search/journal>.
11. Bronytskyi Vadim, Bilous Anna. The effect of sustainable consumption and production on ecology. *Актуальные научные исследования в современном мире*: LV Международная научная конференция, Переяслав-Хмельницкий. 2019. Вип. 11(55), ч. 3. С. 78-82. Url: <https://journals.indexcopernicus.com/search/journal>.
12. Bronytskyi Vadim, Bilous Anna. Comparative analysis of European water ecological legislation and Ukrainian. *Актуальные научные исследования в современном мире*: XXXVII Международная научная конференция, Переяслав-Хмельницкий. 2018. Вип. 5(37), ч. 8. Url: <https://journals.indexcopernicus.com/search/journal>.
13. ДБН в.2.4-2-2005 «Полігони твердих побутових відходів. Основні положення проектування» <https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2017/03/DBN-V.2.4-2-2005.pdf>
14. Управління та поводження з відходами. Частина 3. Полігони твердих побутових відходів: навчальний посібник / Петрук В. Г.,

Васильківський І. В., Іщенко В. А. Петрук Р.В. – Вінниця : ВНТУ, 2013. – 139 с. https://www.researchgate.net/publication/276830967_Upravlinna_ta_povodzenna_z_vidhodami_C3_Poligoni_tv_erdih_pobutovih_vidhodiv

15. Di Palma, P. Ferrantelli, C. Merli, E. Petrucci, Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis, *Waste Manage.* 22 (2002) 951–955.
16. Tchobanoglous, G., Theisen, H., and Vigil, S. A. 1993. *Integrated solid waste management*, McGraw-Hill, New York.
17. Goldstein, N., and Madtes, C. 2001. “The state of garbage in America.” *BioCycle*, 42_12_, 42–54.
18. Gordon, D. L., Lord, J. A., and Twine, D. 1986. “The Stockley Park project.” *Proc., Institution of Civil Engineers Conf.: Building on Marginal and Derelict Land*, Thomas Telford, London, 359–379.
19. Magnuson, A. 1999. “Landfill closure: End uses.” *MSW Manage.*, 95, 1–8.
20. Conrad, L. G. 2000. “A Canadian prospective—Use of the Britannia sanitary landfill site as a golf course.” *Proc., 5th Annual Landfill Symp.*, Solid Waste Association of North America, Austin, Tex., 73–79.
21. Eliassen, R. 1947. “Housing construction on refuse landfills.” *Eng. News-Rec.*, 138, 756–760.
22. Eid, H. T., Stark, T. D., Evans, W. D., and Sherry, P. E. 2000. “Municipal solid waste slope failure. I: Waste and foundation soil properties.” *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*, 126 5, 397–407.
23. Kelly, W. E. 1976. “Ground-water pollution near a landfill.” *J. Environ. Eng. Div. (Am. Soc. Civ. Eng.)*, 102 6, 1189–1199.
24. Campbell, D. J. 1996. “Explosion and fire hazards associated with landfill gas.” *Landfilling of waste: Biogas*, T. H. Christensen et al., eds., E&FN Spon, London, 133–142.

25. Merry, S.M., Kavazanjian Jr., E., et al., 2005. Reconnaissance of the 10 July 2000 Payatas landfill failure. *Journal of Performance of Constructed Facilities*, ASCE /MAY 2005,19 (2), 100–107.
26. Stark, T.D., Eid, H.T., Evans, W.D., Sherry, P.E., 2000. Municipal solid waste slope failure. II: stability analyses. *ASCE Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 126(5).
27. Zekkos, D.P., 2005. Evaluation of Static and Dynamic Properties of Municipal Solid Waste. A Dissertation Submitted in Partial Satisfaction of the Requirements for the Degree of Doctor of Philosophy in Geotechnical Engineering, University of California, Berkeley.
28. Zekkos, D.P., Bray, J.D., Kavazanjian Jr., E., Matasovic, N., Rathje, E.M., Riemer, M.F., 2006. Unit weight of municipal solid waste. *ASCE Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 132 (10), 1250–1261.
29. Caicedo, B., Yamin, L., Giraldo, E., Coronado, O., 2002a. Geomechanical properties of municipal solid waste in Dona Juana sanitary landfill. In: *Proceedings of the Fourth International Congress on Environmental Geotechnics, Brazil*, vol. 1, pp. 177–182.
30. Caicedo, B., Giraldo, E., Yamin, L., Soler, N., 2002b. The landslide of Dona Juana landfill in Bogota, a case study. In: *Proceeding of the Fourth International Congress on Environmental Geotechnics, Brazil*, vol. 1, pp. 171–175.
31. Koelsch, F., Fricke, K., Mahler, C., Damanhuri, E., 2005. Stability of landfills – the Bandung dumpsite disaster. In: CISA (Hrsg.): *Proceedings of the 10th International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
32. Evaluation of the geotechnical properties of MSW in two Brazilian landfills S. L. Machado, M. Karimpour-Fard, N. Shariatmadari,

- M. F. Carvalho, Julio C.F. do Nascimento (2010) Waste management (30), p.2579-2591.
33. Ertan Durmusoglu¹; M. Yavuz Corapcioglu and Kagan Tuncay (2005) Landfill Settlement with Decomposition and Gas Generation Journal of Environmental Engineering, Vol. 131, No. 9, p.1311-1321.
 34. Landva, A.O., Clark, J.I., 1986. Geotechnical testing of wastefill. In: Proceedings of the 39th Canadian Geotechnical Conference Ottawa, Ontario, pp. 371–385.
 35. Landva, A.O., Clark, J.I., 1990. Geotechnics of waste fill. In: Landva and Knowles (Eds.), Theory and Practice, STP 1070. ASTM, pp. 86–103.
 36. Jessberger, H.L., Kockel, R., 1993. Determination and Assessment of the Mechanical Properties of Waste. In: Sarsby, R.W. (Ed.), Waste Disposal by Landfill. Green '93, pp. 313–322.
 37. Jessberger, H.L., 1994. Geotechnical aspects of landfill design and construction. Part 2: material parameters and test methods. Proceedings of the Institution of Civil Engineers Geotechnical Engineering 107, 105–113.
 38. Gabr, M.A., Valero, S.N., 1995. Geotechnical properties of municipal solid waste. Geotechnical Testing Journal 18, 241–254.
 39. Grisolia, M., Napoleoni, Q., Tangredi, G., 1995. The use of triaxial tests for the mechanical characterization of municipal solid waste. In: Proceedings of the Fifth International Landfill Symposium, Sardinia '95, pp. 761–767.
 40. Grisolia, M., Napoleoni, Q., 1996. Geotechnical characterization of municipal solid waste: choice of design parameters. In: Proceedings of the Second International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Japan, pp. 641–646.
 41. Kolsch, F., 1995. Material values for some mechanical properties of domestic waste. In: Proceedings of the Fifth International Landfill Symposium in Sardinia, pp. 711–729.

42. Kavazanjian Jr., E., Matasovic, N., Bonaparte, R., Schmertmann, G.R., 1995. Evaluation of MSW properties for seismic analysis. *Geoenvironment 2000*, Geotechnical Special Publication No. 46, pp. 1126–1141.
43. Kavazanjian Jr., E., 1999. Seismic design of solid waste containment facilities. In: *Proceedings of the Eight Canadian Conference on Earthquake Engineering*, Vancouver, BC, June 1999, pp. 51–89.
44. Manassero, M., Van Impe, W.F., Bouazza, A., 1996. Waste disposal and containment. In: *Proceedings of the Second International Congress on Environmental Geotechnics*, Osaka, Japan, vol. 2, pp. 1425–1474.
45. Mahler, C.F., Burin, E., Oliveira, F.J.P., 1998. Reflections on the stability of a municipal sanitary landfill. In: *Seco e Pinto (Ed.), Proceedings of the Third International Congress on Environmental Geotechnics*. Lisbon, Portugal, pp. 83–88.
46. Mahler, C.F., De Lamare Netto, A., 2003. Shear resistance of mechanical biological pre-treated domestic urban waste. In: *Proceedings of the Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, 6–10 October 2003.
47. Mazzucato, N., Simonini, P., Colombo, S., 1999. Analysis of block slide in a MSW landfill. In: *Proceedings of the Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
48. Carvalho, M.F., 1999. *Mechanical Behavior of Municipal Solid Waste*. Ph.D thesis, University of Sao Paulo, Sao Carlos, SP, Brazil (in Portuguese).
49. Pelkey, S.A., Valsangkar, A.J., Landva, A., 2001. Shear displacement dependent strength of municipal solid waste and its major constituents. *Geotechnical Testing Journal* 381, 390.

50. Machado, S.L., Carvalho, M.F., Vilar, O.M., 2002. Constitutive model for municipal solid waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 128 (11), 940–951.
51. Machado, S.L., Vilar, O.M., Carvalho, M.F., 2008. Constitutive model for long term municipal solid waste mechanical behavior. *Computers and Geotechnics* 35 (5), 775–790.
52. Machado, S.L., Carvalho, M.F., Vilar, O.M., 2009. Modeling the influence of biodegradation on sanitary landfill settlements. *Soils and Rocks, Sao Paulo* 32 (3), 123–134.
53. Xiang-rong, Zhu, Jian-min, Jin, Peng-fei, Fang, 2003. Geotechnical behavior of the MSW in Tianziling landfill. *Journal of Zhejiang University Science* 4 (3), 324–330.
54. Vilar, O.M., Carvalho, M.F., 2004. Mechanical properties of municipal solid waste. *Journal of Testing and Evaluation* 32, 1–12.
55. Towhata, I., Kawano, Y., Yonai, Y., Koelsh, F., 2004. Laboratory tests on dynamic properties of municipal wastes. In: *Proceedings of the 11th Conference in Soil Dynamics and Earthquake Engineering and Third International Conference on Earthquake Geotechnical Engineering*, vol. 1, pp. 688–693.
56. Dixon, N., Jones, D.R.V., 2005. Engineering properties of municipal solid waste. *Geotextiles and Geomembranes Journal* 23 (3), 205–233.
57. Nascimento, J.C.F., 2007. Mechanical behavior of municipal solid waste. Ms.C. thesis, University of Sao Paulo, Sao Carlos, SP, Brazil (in Portuguese).
58. Reddy, K.R., Hettiarachchi, H., Parakalla, N.S., Gangathulasi, J., Bogner, J.E., 2009a. Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA. *Waste Management* 29 (2), 952–959.
59. Reddy, K.R., Gangathulasi, J., Parakalla, N.S., Hettiarachchi, H., Bogner, J.E., Lagier, T., 2009b. Compressibility and shear strength

- of municipal solid waste under short-term leachate recirculation operations. *Waste Management and Research* 27 (6), 578–587.
60. Reddy, K.R., Hettiarachchi, H., Parakalla, N., Gangathulasi, J., Bogner, J., Lagier, T., 2009c. Hydraulic conductivity of MSW in landfills. *Journal of Environmental Engineering* 135 (8), 677–683.
61. Karimpour-Fard, M., 2009. Mechanical Behavior of MSW Materials with Different Initial State under Static Loading. A Dissertation Submitted in Partial Satisfaction of the Requirements for the Degree of Doctor of Philosophy in Geotechnical Engineering, Iran University of Science and Technology (in Persian).
62. Shariatmadari, N., Machado, S.L., Noorzad, A., Karimpour-Fard, M., 2009. Municipal solid waste effective stress analysis. *Waste Management* 29 (12), 2918–2930.
63. Sivakumar Babu G.L., Reddy K.R., Chouskey S.K., Kulkarni H.S. Prediction of Long-term Municipal Solid Waste Landfill Settlement Using Constitutive Model. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management*. New York, ASCE, 2010, vol. 14, no. 2, pp. 139–150. DOI: [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.1944-8376.0000024](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.1944-8376.0000024).
64. Sivakumar Babu G.L. Evaluation of Municipal Solid Waste Characteristics of a Typical Landfill in Bangalore. Bangalore, India, India Institute of Science, 2012. Available at: <http://cistup.iisc.ernet.in/presentations/Research%20project/CIST038.pdf/>. Date of access: 02.04.2014.
65. Sowers, G. F. 1973. “Settlement of waste disposal fills.” *Proc., 8th Int. Conf. on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Moscow, Russia, Vol. 2, 207–210.
66. Wall, D. K., and Zeiss, C. 1995. “Municipal landfill biodegradation and settlement.” *J. Environ. Eng.*, 121 3, 214–224.

67. Edil, Tuncer B; Ranguette, Valeri J.; Wuellner, William W., Settlement of municipal refuse, ASTM Special Technical Publication, n 1070, 1990, p 225–239.
68. Houston WN, Houston SL, Liu JW, Elsayed A, Sanders CO (1995) In-situ testing methods for dynamic properties of MSW Landfills. In: Proceedings of specialty conference on earthquake design and performance of solid waste landfills, Geotechnical Special Publication 54, ASCE, San Diego, CA, October, 1995, pp 73–82.
69. Edincliler A, Benson CH, Edil TB (1996) Shear strength of municipal solid waste: interim report—year 1. Environmental geotechnics research report 96-2, prepared for WMX Technologies, Inc., February, 65 pp.
70. Van Impe, W.F., Bouazza, A., 1998. Large shear tests on compacted bales of municipal solid waste. *Soils and Foundations* 38 (3), 199–200.
71. Thomas S., Aboura A.A., Gourc J.P., Gotteland P., Billard H., Delineau T., Gisbert T., Ouvry J.F., Vuillemin M. (1999) An in situ waste mechanical experimentation on a French Landfill. In: Proceedings Sardinia 99, seventh international waste management and landfill symposium, Cagliari, Italy.
72. Vilar OM, Carvalho MF (2004) Mechanical properties of municipal solid waste. *Geotech Test ASTM* 32(6):1-12.
73. C. Gomes, M. L. Lopes, M. G. Lopes. A Study of MSW properties of a Portuguese landfill Hydro-Physico-Mechanics of Landfills, LIRIGM, Grenoble 1 University, France, 2005, 21-22.
74. Itoh T, Towhata I, Kawano Y (2005) Mechanical properties of municipal waste deposits and ground improvement. In: Proceedings of the 16th international conference on soil mechanics and geotechnical engineering, Osaka, Japan, September, pp. 2273–2276.

75. Feng, Shi-jin, 2005. Static and dynamic strength properties of municipal solid waste and stability analyses of landfill. PhD thesis of Zhejiang University, Hangzhou. (in Chinese).
76. Zhan.T.L.T, Chen.Y.M, Lin.W.A 2008, Shear strength characterization of municipal solid waste at the Suzhou Landfill, China, *Journal of Engineering Geology*, ASCE 126 (5), 97-11.
77. Dixon, N., Russell, D., Jones, V., 2005. Engineering properties of municipal solid waste. *Geotextiles and Geomembranes* 23, 205–233.
78. Reddy, K.R., Hettiarachchi, H., Gangathulasi, J. & Bogner, J.E. (2011) Geotechnical properties of municipal solid waste at different phases of biodegradation. [J]. *Waste Management*, 31(X), 952–959.
79. Zehnder AJB (1978) Ecology of methane formation. *Water pollution Microbiol* 2: 349-376.
80. Tan, T.S., Inoue, T., and Lee, S.L. (1991). Hyperbolic method for consolidation analysis. *J.Geotech.Engrg.*, ASCE,117(11),1723–1737.
81. Gabr, M.A., Hossain, M.S., Barlaz, M.A., 2000. Solid waste settlement in landfills with leachate recirculation. *Geotechnical News*28(2),50–55.
82. Hossain, S.M., and Gabr, M.A. (2005).“Prediction of municipal solide waste landfill settlement with leachate recirculation. ”*Proc.,Geo-Frontiers,Austin,Tex.,Vol.168,ASCE,50.*
83. Hettiarachchi, C.H., Meegoda, J.N., Hettiarachchi, J.P., (2003) Settlement of Bioreactor Landfill .Modeling of Settlement Behavior of Bioreactor Landfills: interim Report. Department of civil Enginnering,University of Calgary, Alberta, Canada.
84. Hettiarachchi, C.H., Meegoda, J.N., Hettiarachchi, J.P., (2005). Toward a Fundamental Model to Predict the Settlement in Bioreactor Landfills.*Geofrontiers Conference, Austin,TX.*

85. Hettiarachchi, C.H., Meegoda, J.N., Hettiarachchi, J.P., (2009) "Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement" *Waste Manage.*, 29(3), 1018-1025.
86. Marques, A.C.M. (2001) "Compaction and compressibility of municipal solid waste" ph.D. thesis, Sao Carlos, Brazil.
87. Marques, A.C.M, and Vilar, O.M. (2003): "Composite compressibility model for municipal solid waste." *J. Geotech. Geoenviron. eng.*, 129(4), 372-378.
88. Bareither, C.A., Breitmeyer, R.J., Erses, A.S., Benson, C.H., Edil, T.B., Barlaz, M.A., 2008. Relative contributions of moisture and biological activity on compression of municipal solid waste in bioreactor landfills. In: *Proc. Glob. Waste Symp. 2008*, Copper Mountain, Colorado, USA.
89. Sherien A. Elagroudy, Mohamed H. Abdel-Razik, Mostafa A. Warith., et al., (2008) "Waste settlement in bioreactor landfill models." 28.2366-2374.
90. Rao and Oweis (1977) reference from (ZHAO Yanru 2010).
91. Cuduto, D.P., Huitric, R., 1990. Monitoring landfill movements using precise instruments. In: Landva, A., Knowels, G.D. (Eds.), *Geotechnics of Waste Fill—Theory and Practice*. ASTM STP 1070: American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp. 358-370.
92. Pump W. (1998) Rational design of landfills to account for settlement. 10th Ann. Conf. Waste MINZ, New Zealand.
93. Swati, M. and K. Joseph. Settlement analysis of fresh and partially stabilised municipal solid waste in simulated controlled dumps and bioreactor landfills [J]. *Waste Manag.*, 2008, 28(8): 1355-1363.
94. Zhao Yanru. Shear strength and creep settlement properties of municipal solid waste at the Chong Qing Landfill, China.
95. Timothy D. Stark, Nejan Huvaj-Sarihan, Guocheng Li (2008) Shear strength of municipal solid waste for stability analyses, *Environmental Geology*, 57, p. 1911–1923. DOI 10.1007/s00254-008-1480-0.

96. Gerber R (1991) CWS slide investigation report. (reference from Edincliler et al. 1996).
97. Bouzza A, Wojnarowicz M (2000) Stability assessment of an old domestic waste slope in Warsaw Poland. In: Proceedings of slope stability 2000, sessions of Geo-Denver 2000, ASCE Geotech. Special publication no.101, p 48–57.
98. Grisolia M, Napoleoni Q, Sirini P, Tancedi G (1991) Geotechnical behaviour of sanitary landfill based on laboratory and in-situ tests. In: Proceedings of 15th conference of geotechnics of Torino, Societa` Ingegneri e Architetti in Torino (in Italian).
99. Jones R, Taylor D, Dixon N (1997) Shear strength of waste and its use in landfill stability analysis. In: Proceedings of the conference on geoenvironmental engineering, University of Wales, Cardiff, pp. 343–350.
100. Gabr MA, Hossain MS, Barlaz MA (2002) Review of shear strength parameters of municipal solid waste with Leachate recirculation. In: Proceedings of 2nd intercontinental landfill research symposia, October 13–16, 2002 in Asheville, NC.
101. Singh S, Murphy BJ (1990) Evaluation of the stability of sanitary landfills. Geotechnics of waste fills—theory and practice, ASTM STP 1070. In: Arvid L, David K (eds) American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania, pp. 240–258.
102. Stark TD, Choi H (2004) Peak v. Residual interface strengths for landfill liner and cover design. Geosyn Int J Ind Fabrics Assoc Int (IFAI) 11(6):491–498.
103. Harris JM, Shafer AL, DeGroof W, Hater GR, Gabr M, Barlaz MA (2006) Shear strength of degraded reconstituted municipal solid waste. Geotech Test J ASTM 29(2):1–8.
104. Isenberg RH (2003) Landfill and waste geotechnical stability. Presentation at US EPA Bioreactor Workshop, February 27–28, 2003, Arlington-VA.

105. Milanov V, Corade JM, Bruyat-Korda F, Falkenreck G (1997) Waste slope failure analysis at the Rabastens landfill site. Sardinia 97. In: Proceedings 6th international landfill symposium, vol 3, pp. 551–557. Cagliari, Italy.
106. Stark TD, Eid HT (1994) Drained residual strength of cohesive soils. *J Geotechn Eng ASCE* 120(5):856–871.
107. Del Greco O, Oggeri C (1994) Shear resistance tests on municipal solid wastes. In: Proceedings of 1st ICEG. BiTech Publishers, Edmonton.
108. Haandel Van A.C and Lettinga G. (1994) Anaerobic sewage treatment. John Wiley and Sons, ISBN 0-471-95121-8.
109. Rigo, J. M. and Cazzuffi, D. A. (1991). “Test Standards and their Classification,” *Geomembranes: Identification and Performance Testing*, Eds. Rollin, A. L. and Rigo, J. M., Chapman and Hall, New York, pp. 22-58.
110. Huvaj-Sarihan N, Stark TD (2008) Back analyses of landfill slope failures. In: Proceedings of 6th international case histories conference, 11–16 August 2008, Arlington, VA (accepted).
111. Kocasoy G, Curi K (1995) The Umraniye-Hekimbasi open dump accident. *Waste Manage Res* 13:305–314.
112. Kockel R., Jessberger H.L. Stability Evaluation of Municipal Solid Waste Slopes. Proceedings of 11th European Conference for Soil Mechanics and Foundation Engineering. Copenhagen, Denmark, Danish Geotechnical Society, 1995, vol. 2, pp. 73–78.
113. Manassero M., Van Impe W.F, Bouazza A. Waste Disposal and Containment. Proceedings of 2nd International Congress on Environmental Geotechnics. Rotterdam, A.A. Balkema, 1996, vol. 3, pp. 1425–1474.
114. Vermeer P.A., Neher H.P. (1999): A Soft Soil Model that Accounts for Creep. Proc. Int. Symp. “Beyond 2000 in Computational Geotechnics”, Amsterdam, pp. 249-261, Balkema, Rotterdam.

115. Bjarngard, A., and Edgers, L. (1990). "Settlement of municipal solid waste landfills." *Proc., 13th Annual Madison Waste Conf.*, Univ. of Wisconsin, Madison, Wis., 192–205.
116. Yen, B. C., and Scanlon, B. S. (1975). "Sanitary landfill settlement rates." *J. Geotech. Eng.*, 101(5), 475–487.
117. El-Fadel, M., Shazbak, S., Saliby, E., and Leckie, J. (1999). "Comparative assessment of settlement models for municipal solid waste landfill applications." *Waste Manage. Res.*, 17(5), 347–368.
118. Ling, H. I., Leschchinsky, D., Mohri, I., and Kawabata, T. (1998). "Estimation of municipal solid waste landfill settlement." *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*, 124(1), 21–28.
119. Coumoulos, D. G., and Koryalos, T. P. (1997). "Prediction of attenuation of landfill settlement rates with time." *Proc., 14th Int. Conf. on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, Vol. 3, ISSMFE, Hamburg, Germany, 1807–1811.
120. Gibson, R. E., and Lo, K. Y. (1961). "A theory of soils exhibiting secondary compression." *Acta Polytech. Scand.*, C(10), 1–15.
121. Park, H. I., and Lee, S. R. (1997). "Long-term settlement behavior of landfills with refuse decomposition." *J. Resour. Manage. Technol.*, 24(4), 159–165.
122. Oweis, I. S. (2006). "Estimate of landfill settlements due to mechanical and decompositional process." *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*, 132, 644–650.
123. Liu, C. N., Chen, R. H., and Chen, K. S. (2006). "Unsaturated consolidation theory for the prediction of long term municipal solid waste landfill settlement." *Waste Manage. Res.*, 24(1), 80–91.
124. Zimmerman, R.E., Wilkey, M.L. Methane from landfills. In annual Conference of Applied Research and Practice on Municipal and Industrial Waste. Madison, WI, 1979, p.13.

125. Rao S.K ., Moulton L.K. and Seals R.K. (1977) Settlement of waste landfills, in Proceedings of the Conference on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials, ASCE.
126. Deutsch (1994) reference from (Waste Management Research Trends by Toma Golush, 2008).
127. Tang, B., Hwang, S. J., Hwang, S. (1995) Dynamics of Toluene Degradation in Biofilters. Hazardous Waste & Hazardous Materials 12: pp. 207-207.
128. Zamiskiee M., Kabir M. G. and Haddad A.(1994) Settlement evaluation for cap closure performance, in Vertical and Horizontal Deformations of Foundations and Embankments, Yeung, A. T. and Felio, G. Y., Eds., Geotechnical Special Publication 40, ASCE, 1994.
129. Bleiker D.E., Farquahr G. and McBean E. (1995) Landfill settlement and the impact on site capacity and waste hydraulic conductivity. Waste Management and Research, Vol. 13.
130. Warith, M. A., Smolkin, P. A. and Caldwell, J.G. (1995). "Examination of Performance of a Geomembrane Landfill Cover", Geoenvironment 2000, Louisiana State University, Vol. 2, pp 899-913.
131. Boutwell, G.P. & Fiore, V.A. (1995) Settlement of clay cover on saturated garbage . In: Proc. of Geoenvironment 2000, pp. 966-979 . ASCE, Reston, VA, USA.
132. Morris, D. V. and Woods, C. E. (1990). Settlement and Engineering considerations in Landfill and final cover design. Geotechniques of Waste Fills –Theory and Practice, ASTM, STP 1070, A. Landva and G.D. Knowles, Eds., Philadelphia, P.A., 9-21.
133. Oweis, I.S., Khera, R., "Criteria for Geotechnical Construction on Sanitary Landfills", International Symposium on Environmental Technology, April 21 23, 1986, Allentown, Pennsylvania.

134. Stulgis, R.P, Soydemir, C. and Telgener, R.J. (1995). Predicting landfill settlement. *Geoenvironment 2000, Geotech. Spec. Publ. No 46*, ASCE, Vol.2, pp.980-991.
135. Olivier,F.,Gourc,J.P.,Coquant,C.,(2005) “Predicting the storage capacity of deep landfill:Ferques bioreactor case study” Sardinia 2005, 10th International Landfill Symposium, Cagliari, Italie, CISA publisher Ferques Gourc Sardinia 05.
136. Punyamurthula, S. (1995) Finite element analysis of landfill settlement. In: Proc. of Geosynthetics '95, Nashville, TN, USA, pp. 1149–1156.
137. Zhao Y., Chen Z., Shi Q. & Huang R. (2001) Monitoring and long-term prediction of refuse compositions and settlement in large-scale landfill. *Waste Management & Research*, 19, 160–168.
138. Шмарін С. Помісячна зміна морфологічного складу, калорійності, вологості і зольності ТПВ / Шмарін С., Лучко І. // *Геоєкологія і охорона праці*. – 2011. – №11. – С. 136–143.
139. Rangeard, D. Influence of soil model on the analysis of pressuremeter test [Text] / D. Rangeard, R. Zentar , N–E. Abriak // In proceedings of Int. Conf. on Numer. Models in Geomech., NUMOG IX, 2004. – P. 699–705.
140. Buisman, K. (1936). Results of long durarion settlement tests. *Proceedings 1st International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Mass. Vol. 1*, 103–107.
141. Garlanger, J.E. (1972). The consolidation of soils exhibiting creep under constant effective stress. *Geotechnique*, 22, 71–78.
142. Butterfield, R. (1979). A natural compression law for soils (an advance on e-log p’). *Geotechnique*, 29, 469–480.
143. Hill, R. (1950). *The Mathematical Theory of Plasticity*. Oxford University Press, London, U.K.
144. Smith, I.M., Griffith, D.V. (1982). *Programming the Finite Method*. John Wiley & Sons, Chisester, U.K., second edition.

145. Vermeer, P.A., Borst, R. (1984). Non-associated plasticity for soils, concrete and rock. *Heron*, 29 (3).
146. Koiter, W.T. (1960). General theorems for elastic-plastic solids. In I.N. Sneddon, R.Hill (eds.), *Progress in Solid Mechanics*. North-Holland, Amsterdam, volume 1, 165–221.
147. O’Leary, Philip, and Patrick Walsh. (2003). Landfill Closure and Long-Term Care. *Waste Age* 34, no. 1, 7–44.
148. Bouazza, A. & Kavazanjian, E. (2001) Construction on former landfills. *Proceedings 2nd ANZ Conference on Environmental Geotechnics, Newcastle*, 467–482.
149. The Guide to Developing Solar Photovoltaics at Massachusetts Landfills. Massachusetts Department of Energy Resources. Available at <http://www.mass.gov/eea/docs/doer/green-communities/pubs-reports/pvlandfillguide.pdf>.
150. Remez N., Bronytskyi V. Estimation of risks for development of naturally technogenic environments. *Енергетика: економіка, технології, екологія*. 2019. №4. С. 128-133. Url: <http://energy.kpi.ua/issue/view/12162>.
151. Remez N., Bronytskyi V. Forecasting the stability of the solid waste landfill under its creation. *Енергетика: економіка, технології, екологія*. 2018. №1. С. 146-151. Url: <http://energy.kpi.ua/issue/view/8041>.
152. Гребенюк Т.В., Ремез Н.С., Прокопенко В.В., Броницький В.О. Багатокритеріальний аналіз вибору технології утилізації відходів з використанням парних порівнянь. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КрНУ, 2020. Випуск 4(123). Р. 34-41. DOI: <https://doi.org/10.30929/1995-0519.2020.4.34-41>. Url: <http://visnikkrnu.kdu.edu.ua/vupysk4>.

153. Гребенюк Т.В., Науменко Д.П., Броницький В.О. Математичне моделювання перенесення марганцю у водному середовищі на прикладі річок Хомора і Случ. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 2018. Випуск 4(23) ISSN 2306-9716. С. 92-95. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716-2018-4-23-20>. Url: <http://www.ecoj.dea.kiev.ua/4-23-2018>.
154. Hrebeniuk T.V., Dychko A.O., Bronytskyi V.O. Modelling of process of adsorption at wastewater treatment from phenol. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 2019. Випуск 1(24). Т. 2 С. 5-7. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-1-24-2-1>. Url - <http://www.ecoj.dea.kiev.ua/1-24-2-2019>. (Міжнародна наукометрична база даних «Index Copernicus»)
155. Броницький В.О., Левін О.В., Голяченко О.Ю. Використання фотокалатічного методу на промислових підприємствах для очищення повітря від органічних забруднень. *Проблеми охорони праці в Україні: Збірник наукових праць*. 2016. Вип. 31. С. 88-94 Url: <http://www.irbis-nbuv.gov.ua/article>.
156. Remez N., Dychko A., Krachuk S., Ostapchuk N., Yevtieieva L., Bronitskiy V. Simulation of seismic explosion waves with underground pipe interaction. *Latvian Journal of Physics and Technical Sciences*. 2018. Volume 55: Issue 2. DOI: <https://doi.org/10.2478/lpts-2018-0018>. P. 37-44. Url: <https://www.scopus.com/article>.
157. Remez N., Bronytskyi V. Stress-strain state of the solid waste landfill with account of underlying soils. *Актуальные научные исследования в современном мире: XXXVI Международная научная конференция, Переяслав-Хмельницкий, 2018*. Вип. 4(36), ч. 10. Url: <https://journals.indexcopernicus.com/search/journal>.

158. Ремез Н.С., Броницький В.О. Прогнозування стійкості комбінованого природо-техногенного середовища. *Перспективи розвитку гірничої справи та раціонального використання природних ресурсів: матеріали V Всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених*, м. Житомир, ЖДТУ, 18-19 квітня 2018. С. 16-17. Url: <https://conf.ztu.edu.ua/wp-content/uploads/2019/09/16.pdf>.

Наукове видання

**Н.С. Ремез, А.О. Дичко, С.Л. Шмарін,
С.О. Крайчук, Н.О. Остапчук**

**СТРАТЕГІЧНІ ПІДХОДИ
ДО ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМИ
ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ**

Монографія

Підписано до друку 05.01.2023 р. Формат 70x100 1/16.

Папір офсет. Гарнітура «PT Serif». Друк офсет.

Ум. друк. арк. 37,09. Наклад 300 пр. Зам. 1.

Видавництво «Волинські обереги».

33028 м. Рівне, вул. 16 Липня, 38; тел./факс: (0362) 62-03-97;

e-mail: oberegi97@ukr.net

Свідоцтво про внесення до Державного реєстру суб'єкта
видавничої справи ДК № 270 від 07.12.2000 р.

Надруковано в друкарні видавництва «Волинські обереги».