

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

СТОРОЩУК УЛЯНА ЗІНОВІЇВНА

УДК 504:628.4.04(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ
СУБСТРАТИ НА ОСНОВІ ОРГАНОВМІСНИХ ВІДХОДІВ ДЛЯ
РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ТА РЕМЕДІАЦІЇ ПОЛІГОНІВ ТВЕРДИХ
ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

101 – Екологія

10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ / У. З. Сторощук /

(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник: Мальований Мирослав Степанович, д.т.н., професор

(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

Львів – 2022

АНОТАЦІЯ

Сторощук У.З. Субстрати на основі органічєних відходів для рекультивації та ремедіації полігонів твердих побутових відходів

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія. Національний університет «Львівська політехніка», Міністерство освіти і науки України, Львів, 2022.

Дисертація присвячена вирішенню наукової задачі підвищення рівня екологічної безпеки полігонів твердих побутових відходів шляхом розроблення комплексної технології одержання та визначення оптимальних умов використання субстратів із органічєних відходів на основі типових осадів стічних вод та природних сорбентів для проведення біологічної рекультивації та ремедіації техногенно порушених земель.

Проаналізовано сучасний стан сфери поводження та управління твердими побутовими відходами та осадами стічних вод в Україні та світі. Наголошено на доцільності переробки осадів стічних вод технологією компостування з отриманням органічєно-мінєрального добрива, тобто перетворенням відходів на вторинний матеріальний ресурс, що суттєво зменшить екологічне навантаження на діючі мулові майданчики. У зв'язку з цим осадки стічних вод розглядаються як потенційні ресурси, які можна використати для забезпечення потреб людства поживними речовинами. Тому таке поводження з відходами є раціональним та економить ресурси, є важливим для стійкості економіки та збереження екосистеми, а також зменшує залежність від невідновлювальних природних ресурсів.

Розглянуто та оцінено світовий досвід застосування осадів стічних вод в технологіях рекультивації порушених земель. Здійснено мікробіологічні дослідження осаду стічних вод на вміст в них патогенних мікроорганізмів. Встановлено, що найвище значення загального мікробного числа було виявлено

у 2–3 річних («старих») осадах стічних вод, а у свіжовідібраних - у 2 рази нижчим. Проте цей показник у суміші для компостування №1 був у 10 разів нижчим в порівнянні із аналогічним показником у «старих» осадах стічних вод. Значення загального мікробного числа сумішей для компостування №2, №3, №4 знижувалося у 1,5, 4 та 6 разів відповідно, порівняно із зразками «старих» осадів стічних вод.

Досліджено, що свіжовідібрані осади стічних вод є помірно забруднені термофільними мікроорганізмами, які відіграють важливе значення у процесі компостування, оскільки вони відповідають за деструкцію органічних речовин. Найвищу ж чисельність цих мікроорганізмів було виявлено у зразку компостувальної суміші №3, яка складалася із 50% свіжовідібраних і 50% старих осадів стічних вод.

Встановлено, що зразки «старих» і «свіжовідібраних» осадів стічних вод містили бактерії роду *Salmonella*. У зразках компостувальних сумішей цих бактерій не виявлено. Найвищу чисельність фітопатогенних бактерій виявлено у 2-3 річних зразках осадів стічних вод, проте у компостувальних сумішах чисельність цих мікроорганізмів в 16 – 25 разів була нижчою в порівнянні із зразками у 2-3 річних осадів стічних вод.

Досліджено, що найбільш сприятливим компонентом для створення ростового субстрату є суміш «свіжовідібраних» і «старих» осадів (біокомпост №3), який в поєднанні з незначною часткою природних сорбентів може бути ефективним для проведення рекультивації полігонів твердих побутових відходів, що зводить до мінімуму необхідність у використанні родючого шару ґрунту.

Розроблено математичну модель процесу сорбції полютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату. На основі моделі розраховано, що максимальне значення необхідного часу для адсорбційного очищення від іонів важких металів в процесах ремедіації не перевищує однієї доби, що дозволяє рекомендувати застосовуваний спосіб для реального впровадження.

Ключові слова: осад стічних вод, утилізація, компостування, органічні відходи, рекультивация, адсорбція, природні цеоліти, субстрат, біоіндикація.

ABSTRACT

Storoshchuk U.Z. Substrates based on organ-containing waste for reclamation and remediation of solid waste landfills.

Dissertation for obtaining the scientific degree of Doctor of Philosophy in specialty 101 - Ecology. Lviv Polytechnic National University, Ministry of Education and Science of Ukraine, Lviv, 2022.

The dissertation is dedicated to solving the scientific problem of increasing the level of environmental safety of municipal solid waste landfills by developing a complex technology for obtaining and determining the optimal conditions for using substrates from organic waste based on typical sewage sludge and natural sorbents for biological reclamation and remediation of man-made disturbed lands.

The current state of handling and management of solid household waste and sewage sludge in Ukraine and the world is analyzed. Emphasis is placed on the expediency of processing sewage sludge using composting technology to obtain organo-mineral fertilizer, that is, turning waste into a secondary material resource, which will significantly reduce the environmental load on existing sludge sites. In this regard, sewage sludge is considered as a potential resource that can be used to meet the nutrient needs of mankind. Therefore, such waste management is rational and saves resources, is important for the sustainability of the economy and the preservation of the ecosystem and also reduces dependence on non-renewable natural resources.

The world experience of using sewage sludge in the technologies of reclamation of disturbed lands is considered and evaluated. Microbiological studies of sewage sludge were carried out for the content of pathogenic microorganisms in them. It was established that the highest value of the total microbial number was found in 2–3-year ("old") sewage sludge, in freshly collected it was 2 times lower. However, this indicator in composting mixture #1 was 10 times lower compared to this indicator in "old" sewage sludge. The value of the total microbial number of composting mixtures No.2,

No.3, No.4 decreased by 1.5, 4 and 6 times respectively compared to samples of "old" sewage sludge.

It was found that freshly collected sewage sludge is moderately contaminated with thermophilic microorganisms which play an important role in the composting process as they are responsible for the destruction of organic substances. The highest number of these microorganisms was found in the sample of composting mixture No.3 which consisted of 50% freshly selected and 50% "old" sewage sludge.

It was established that samples of "old" and "freshly selected" sewage sludge contained bacteria of the genus *Salmonella*. These bacteria were not detected in samples of composting mixtures. The highest number of phytopathogenic bacteria was found in 2–3-year samples of sewage sludge but in composting mixtures the number of these microorganisms was 16-25 times lower compared to samples of 2–3-year sewage sludge.

It has been investigated that the most favorable component for creating a growth substrate is a mixture of "freshly selected" and "old" sediments (biocompost No.3) which in combination with a small proportion of natural sorbents can be effective for the reclamation of municipal solid waste landfills which in turn minimizes the need in the use of the fertile soil layer.

A mathematical model of the process of sorption of pollutants by natural sorbents which are included in the composition of the substrate has been developed. On the basis of the model, it was calculated that the maximum value of the required time for adsorption purification from heavy metal ions in remediation processes does not exceed one day which allows recommending the applied method for real implementation.

Key words: sewage sludge, utilization, composting, organ-containing waste, reclamation, adsorption, natural zeolite, substrate, bioindication.

СПИСОК ПРАЦЬ ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

В яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Storoshchuk U., Malovanyu M., Tymchuk I. (2020). Composting as one of the prospective methods of recycling the organic component of municipal solid waste. *Environmental Problems*, 5(3), 167–173. *Особистий внесок – аналіз основних параметрів процесу компостування.*
2. Storoshchuk U., Maliovanyu M., Tymchuk I., Luchyt L. (2021). Analysis of the main methods of solid waste management. *Environmental Problems*, 6(4), 238–243. *Особистий внесок – аналіз способів поводження та утилізації органічної частини ТПВ.*
3. Гречаник Р. М., Мальований М. С., Тимчук І. С., Сторощук У. З. (2022). Оцінювання впливу мінеральних добрив і капсульованих ПЕТ на агроєкосистеми біологічної рекультивациі порушених земель. *Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць*, 32(2), 40–44. *Особистий внесок – аналіз використання капсульованих мінеральних добрив.*
4. Grechanik R., Lutek W., Malovanyu M., Nagursky O., Tymchuk I., Petrushka K., Luchyt L., Storoshchuk U. (2022). Obtaining environmentally friendly encapsulated mineral fertilizers using encapsulated modified PET. *Environmental Problems* 7(2), 90–96. *Особистий внесок – використання капсульованих мінеральних добрив в технологіях рекультивациі.*
5. Malovanyu, M., Storoshchuk, U. (2022). Obtaining and using substrates with sewage sludge. *Environmental Problems*. 7(3), 154–162. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та математичне опрацювання результатів.*
6. Storoshchuk U., Maliovanyu M., Tymchuk I. (2022). Substrates based on composted sewage sludge for land recultivation. *Ecological Questions* 33(2022)4. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та математичне опрацювання результатів.*

Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

7. Сторощук У., Тимчук І., Мальований М. (2020). Адаптація світового поводження з ТПВ та використання методу компостування. Сталий розвиток – стан та перспективи: матеріали II Міжнародного наукового симпозиуму SDEV'2020, 12–15 лютого 2020 року, Львів-Славське, 89–92. *Особистий внесок – аналіз світових практик та стандартів щодо утилізації відходів.*
8. Сторощук У. З. (2020). Аналіз систем управління твердими побутовими відходами у країнах ЄС. Авіація, промисловість, суспільство: матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 60-річчю КЛК ХНУВС, 14 травня 2020 р., Кременчук : [у 2 ч.]. Ч. 1, 329–331. *Особистий внесок – аналіз впливу накопичення ТПВ на сміттєзвалищах на навколишнє середовище.*
9. Сторощук У., Sebula R., Мальований М. (2020). Анаеробне травлення як метод отримання біогазу із твердих побутових відходів. Регіональні проблеми охорони довкілля: матеріали міжнародної наукової конференції молодих вчених, 1–3 червня 2020 р., Україна, м. Одеса, 156–158. *Особистий внесок – аналіз сировини для анаеробного травлення та ринку біогазу.*
10. Сторощук У. З., Тимчук І. С., Мальований М. С. (2020). Актуальність сортування твердих побутових відходів та їх роздільний збір. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: збірник матеріалів 6-го Міжнародного конгресу, Львів, 23–25 вересня 2020 р, 106. *Особистий внесок – аналіз впливу накопичення ТПВ на сміттєзвалищах на навколишнє середовище.*
11. Сторощук У. З., Тимчук І. С., Мальований М. С. (2021). Перетворення органічних відходів в екологічно чисте добриво. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: 6-й Міжнародний молодіжний конгрес, Львів, 09–10 лютого 2021 р.: збірник матеріалів, 254. *Особистий внесок – аналіз потенціалу перетворення органічних відходів.*

12. Tymchuk I., Malovanyu M., Zhuk V., Sliusar V., Storoshchuk U., Lyuta O. (2021). Composting of organic waste – an effective method of their disposal and a prospective factor of slowing climate change (on the example of Lviv). Climate services: science and education: conference proceedings of the International research-to-practice conference, 22–24 September, Odesa, Ukraine, 57–58. *Особистий внесок – аналіз компонентного складу відходів у м. Львів та проблем накопичених осадів в Україні.*

13. Тимчук І. С., Мальований М. С., Жук В. М., Сторощук У. З., Люта О. В. (2021). Львівський досвід збору та компостування органічних відходів. VIII-ий Міжнародний з'їзд екологів (Екологія / Ecology – 2021): збірник наукових праць, 22–24 вересня, 2021, Вінниця, 162–164. *Особистий внесок – аналіз роботи Львівської станції компостування органічних відходів.*

14. Тимчук І. С., Мальований М. С., Сторощук У. З., Люта О. В. (2021). Збір та компостування органічних відходів як запорука сталого розвитку міста. Проблеми сталого розвитку: матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 10-й річниці створення інституту. Львів-Зозулі, 22–23 жовтня 2021 р, 33–35. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень.*

15. Шквірко О. М., Тимчук І. С., Мальований М. С., Сторощук У. З. (2021). Використання субстрату на основі осадів стічних вод для проведення біологічної рекультивації – шлях до забезпечення сталого розвитку. Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг: матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції, 20–22 жовтня 2021 р., Львів, 94–95. *Особистий внесок – визначення впливу субстрату на основі осадів на розвиток досліджуваних рослин.*

16. Сторощук У. З., Мальований М. С., Жук В. М., Тимчук І. С., Шквірко О. М. (2021). Шляхи утилізації осадів стічних вод. Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг: матеріали IV Міжнародної

науково-практичної конференції, 20–22 жовтня р., Львів, 100–101. *Особистий внесок – аналіз методів утилізації осадів стічних вод.*

17. Гречаник Р. М., Мальований М. С., Сторощук У. З. Комплексний підхід у застосуванні біологічних методів у технологіях рекультивації сміттєзвалищ (2021). Екологічно дружні технологічні рішення для місцевих громад щодо поводження з відходами: збірка матеріалів Національного форуму «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології» (м. Київ, 23–24 листопада 2021 р.), 202–205. *Особистий внесок – аналіз застосування аерованої лагуни для очищення накопичених фільтратів.*

18. Мальований М. С., Тимчук І. С., Жук В. М., Сторощук У. З., Онишкевич Л. І., Гречаник Р. (2021). Комплексна технологія використання субстратів на основі органовмісних відходів і природних сорбентів для потреб біологічної рекультивації та ремедіації техногенно порушених земель. Екологія. Довкілля. Енергозбереження: збірник матеріалів II Міжнародної науково-практичної конференції, присвячена 203-річчю Національного університету «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», Полтава, 2-3 грудня 2021 р, 231–233. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень.*

19. Гречаник Р., Мальований М., Тимчук І., Жук В., Сторощук У. (2022). Застосування біологічних методів в технологіях рекультивації сміттєзвалищ як передумова сталого розвитку. Сталий розвиток – стан та перспективи: збірник матеріалів III Міжнародного наукового симпозіуму, Львів-Славське, 26–29 січня 2022 р, 12. *Особистий внесок – використання капсульованих мінеральних добрив в технологіях рекультивації.*

20. Мальований М. С., Жук В. М., Тимчук І. С., Попович О. Р., Вронська Н. Ю., Сторощук У. З. (2022). Дослідження аеробного біокомпастування сировинної композиції на основі осадів стічних вод. Сталий розвиток – стан та перспективи: збірник матеріалів III Міжнародного наукового симпозіуму, Львів-Славське, 26–

29 січня 2022 р, 32–33. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та їх математичне опрацювання.*

21. Сторощук У. З., Мальований М. С. (2022). Дослідження субстратів на основі компостованих ОСВ для застосування їх у технологіях рекультивації. Подолання екологічних ризиків і загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій - 2022: збірник матеріалів I Міжнародної науково-практичної конференції, 26–27 травня 2022 року, Полтава – Львів, 574–576. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень.*

22. Сторощук, У., Мальований, М., Тимчук, І., Жук, В., Jozwiakowska, Котис, О. (2022). Утилізація осадів стічних вод технологією компостування - альтернативний метод на шляху до сталого розвитку. Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування. Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців, 21 вересня 2022 року, Одеса, 133-136. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та опрацювання результатів.*

23. Гречаник Р., Мальований М., Lutek W., Тимчук І., Сторощук У., Онишкевич Л. (2022). Перспективи використання мінеральних добрив (капсульованих ПЕТ) для біологічної рекультивації порушених земель. Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування. Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців, 21 вересня 2022 року, Одеса, 49-52. *Особистий внесок - опрацювання результатів.*

24. Шквірко О.М., Тимчук І.С., Мальований М.С., Сторощук У.З. Використання субстрату на основі осадів стічних вод для біологічної рекультивації порушених земель – перспективний спосіб їх утилізації. Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування. Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців, 21 вересня 2022 року, Одеса, 182-186. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень.*

Які додатково відображають наукові результати дисертації:

25. Сторощук У. З., Мальований М. С., Тимчук І. С. (2020). Переробка органічної складової твердих побутових відходів методів компостування. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: колективна монографія. Львів: Західно-Український Консалтинг Центр, 649. *Особистий внесок – аналіз методів утилізації органічних відходів.*

26. Malovanyu, M., Tymchuk, I., Zhuk, V., Storoshchuk, U., Grechanik, R., Sliusar, V., Soloviy, C., Onyshkevych, L. (2022). Obtaining compost for reclamation technologies of degraded areas with use of sewage sludge as a raw material. Water supply and wastewater disposal: designing, construction, operation and monitoring IV: колективна монографія. Lublin: Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej, 135-139. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та їх математичне опрацювання.*

ЗМІСТ

ВСТУП.....	16
РОЗДІЛ I ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ	24
1.1. Екологічна безпека у сфері поводження з відходами в концепції сталого розвитку.....	24
1.2. Сучасний стан сфери поводження та управління відходами в Україні та світі	26
1.3. Порівняльна характеристика біотехнологічних методів утилізації органовмісних відходів.....	33
1.4. Утилізація органовмісних відходів технологією аеробного компостування.	37
1.4.1. Хімізм процесу компостування.....	38
1.4.2. Фактори, що впливають на процес компостування	39
1.4.3. Готування вихідних компостних сумішей.....	43
Висновки до розділу I.....	47
РОЗДІЛ II МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	48
2.1. Характеристика осадів стічних вод.....	48
2.2. Методика відбору проб осадів стічних вод	50
2.3. Методика відбору проб ґрунту.	51
2.4. Лабораторна установка для аеробного біокомпостування.....	51
2.5. Методика виконання аеробного біокомпостування.	53
2.6. Мікробіологічне дослідження компонентів субстрату.....	57
2.7. Метод визначення якості ростового субстрату (біоіндикація).....	61
2.8. Методика визначення купруму Cu^{2+} у розчині	61
РОЗДІЛ III ДОСЛІДЖЕННЯ АЕРОБНОГО БІОКОМПОСТУВАННЯ ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ В СКЛАДІ СИРОВИНИ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД	64
3.1. Перспективи застосування осадів стічних вод в технологіях рекультивації порушених земель	64
3.2. Розробка модельних сумішей для біокомпостування	67
3.3. Встановлення параметрів біокомпостування органовмісних сумішей в лабораторних умовах	74
3.3.1. Температурні профілі	74

	14
3.3.2. Вміст кисню в біокомпостних сумішах.....	77
3.3.3. Вміст діоксиду вуглецю в біокомпостних сумішах.	79
3.3.4. Вміст аміаку в біокомпостних сумішах.....	80
3.3.5. Вологовміст компостних сумішей.	81
3.4. Мікробіологічне дослідження компонентів субстрату.....	83
Висновки до розділу III	92
РОЗДІЛ IV ОЦІНКА МОЖЛИВОСТЕЙ ВИКОРИСТАННЯ СУМІШЕЙ КОМПОСТОВАНИХ ОСАДІВ СТИЧНИХ ВОД ТА ПРИРОДНИХ СОРБЕНТІВ ДЛЯ БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ	93
4.1. Підготування складу субстрату	93
4.2. Дослідження складу субстрату на проростання рослин.....	95
4.3. Розвиток рослин-біоіндикаторів в залежності від складу субстрату.....	105
Висновки до розділу IV	109
РОЗДІЛ V ДОСЛІДЖЕННЯ ПЕРСПЕКТИВ ВВЕДЕННЯ ПРИРОДНИХ СОРБЕНТІВ В СКЛАД СУБСТРАТІВ ДЛЯ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ РЕМЕДІАЦІЇ В ПРОЦЕСАХ БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ПОРУШЕНИХ ЗЕМЕЛЬ	111
5.1. Фізична модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату для рекультивації та ремедіації.....	111
5.2. Математична модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату для рекультивації та ремедіації.....	113
5.3. Експериментальні дослідження кінетики сорбції іонів міді Cu^{2+} у ґрунтово-водному середовищі природним цеолітом	120
5.4. Розрахунок процесу ремедіації субстратами, що містять у своєму складі природні сорбенти, із використанням математичної моделі	122
Висновки до розділу V	124
ВИСНОВКИ.....	125
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	127
ДОДАТКИ.....	147

Перелік скорочень

ТПВ - тверді побутові відходи

ЦСР - Цілі Сталого Розвитку

ООН - Організація об'єднаних націй

ЄС - Європейський Союз

ПГ - парникові гази

ОСВ - осад стічних вод

КОС - каналізаційні очисні споруди

ОСВ_{св}- «свіжовідібрані» осади стічних вод

ОСВ_{ст}- «старі» осади стічних вод, вік яких 2-3 роки згідно журналу обліку

ЗМЧ - загальне мікробне число

БГКП - бактерії групи кишкової палички

ТСА – триптон-соєвий агар

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження.

На сьогоднішній день неконтрольоване утворення та накопичення твердих побутових відходів (ТПВ) та відсутність дієвих механізмів їх утилізації є однією з найголовніших екологічних проблем сучасного суспільства, яка потребує вирішення. Накопичуючись в місцях тимчасового зберігання (полігони ТПВ) та в місцях несанкціонованого зберігання (стихійних сміттєзвалищах) ці відходи негативно впливають на стан навколишнього середовища (забруднення ґрунтів та підземних вод важкими металами, виділення парникових газів, можливість самозаймання внаслідок розкладу органічних відходів, виділення під звалища значних територій) та несуть загрозу здоров'ю людей. Особливу увагу привертають органовмісні відходи, які складають приблизно 50-60 %. До таких відходів належать: папір, картон, текстиль, пакувальні матеріали, біомаса надлишкового мулу та сирого осаду очисних споруд, некондиційні залишки сільського й комунального господарств, відходи харчової та переробної промисловостей, вторинні продукти переробки деревини (тирса, стружка, листя), торфу, сапропелі (річкові й озерні).

Тому вилучення цієї частини відходів із місць складування суттєво зменшить екологічне навантаження на фактично діючі та потенційно заплановані полігони ТПВ. Перспективним та ефективним напрямом утилізації органовмісних відходів є застосування біотехнологічних методів переробки із отриманням корисних продуктів – компосту та біогазу. У зв'язку з цим органовмісні відходи розглядаються, як потенційні ресурси, які можна використовувати для забезпечення потреб людства поживними речовинами. Тому таке поводження з відходами є раціональним та ресурсоекономним, що стає важливим для стійкої економіки, збереження екосистеми, а також для зменшення залежності від кінцевих природних ресурсів. Біотехнологічні процеси, з точки зору екологічної доцільності, не мають конкурентів, оскільки є природними, легко піддаються контролю, мало залежать від

погодних умов, не вимагають великих земельних ділянок, найменше забруднюють навколишнє середовище відходами і побічними продуктами, які часто неможливо прогнозувати при розробленні природоохоронних технологій у випадку застосування хімічних, фізичних або фізико-хімічних заходів.

Особливу увагу у розвинених країнах світу приділяють повторному використанню осадів стічних вод (ОСВ), через низьку вартість у випадку використання їх як вторинної сировини, високу швидкості видалення органічних речовин та відповідності вимогам кругової економіки. Осади успішно використовують в країнах Європейського Союзу (ЄС) як біодобриво у сільському господарстві, для виробництва будівельних матеріалів, отримання біопалива, виділення цінних компонентів, зокрема азоту, фосфору, калію та рекультивації техногенно порушених земель.

В Україні, обробка та утилізація ОСВ складають значну частку витрат на експлуатацію каналізаційно-очисних споруд (КОС). Накопичення великих кількостей ОСВ перешкоджає нормальній роботі КОС та спричиняє забруднення всіх складових навколишнього природного середовища. Нестримне зростання їх кількості в поєднанні зі строгим законодавчим регулюванням питань з їх розміщення та захоронення, викликають гостру потребу у розробці нових технологій для забезпечення екологічно чистої та економічно ефективної їх переробки. Тому, комплексна утилізація ОСВ вирішує не тільки природоохоронні завдання, але й економічні за рахунок використання вторинних сировинних ресурсів.

Дисертаційна робота направлена вирішення **наукової задачі** підвищення рівня екологічної безпеки полігонів твердих побутових відходів шляхом розроблення комплексної технології одержання та визначення оптимальних умов використання субстратів із органовмісних відходів на основі типових осадів стічних вод та природних сорбентів для проведення біологічної рекультивації та ремедіації техногенно порушених земель.

Зв'язок роботи із науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота відповідає Закону України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» де одними із завдань є «...забезпечення сталого використання та охорони земель, покращення стану уражених екосистем та сприяння досягненню нейтрального рівня деградації земель; ...управління відходами та ресурсами, повернення у господарський обіг ресурсоцінних матеріалів» та Закону України «Про відходи», який забороняє складування компонентів ТПВ без їхньої попередньої переробки на сміттєзвалищах. Результати досліджень відповідають науковому напрямку кафедри «Екологія та збалансоване природокористування» Національного університету «Львівська політехніка» «Природоохоронні технології з використанням природних дисперсних сорбентів та мінеральних добрив пролонгованої дії» та виконувались згідно із тематикою науково-дослідної роботи кафедри «Науково-теоретичні основи створення засобів біологічної рекультивації із використанням техногенних відходів» № державної реєстрації 0119U101394. Дослідження виконувалися за підтримки Національного фонду досліджень України (проект 2020.02/0177 «Розробка комплексної технології отримання та використання субстратів на основі органічних відходів і природних сорбентів для потреб біологічної рекультивації та рекультивації промислово порушених земель»), № державної реєстрації 0121U111216.

Мета і завдання дослідження. Метою дослідження є визначення оптимальних умов одержання та використання субстратів на основі компостованих осадів стічних вод із додаванням в їх склад природних сорбентів для проведення біологічної рекультивації та ремедіації техногенно порушених земель.

Для досягнення зазначеної мети необхідно виконати такі завдання:

- обґрунтувати оптимальні умови використання осадів стічних вод в технології компостування;

- експериментально дослідити параметри реалізації процесу аеробного компостування сировинних сумішей різного складу на основі осадів стічних вод;
- визначити санітарно-мікробіологічні характеристики біокомпостів, отриманих із сировинних сумішей різного складу;
- обґрунтувати оптимальний склад субстрату на основі отриманих компостів та природних сорбентів для рекультивації та ремедіації полігонів твердих побутових відходів;
- розробити математичну модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату для визначення необхідного часу адсорбційного очищення від іонів важких металів в процесах ремедіації.

Об’єкт дослідження – субстрати на основі органовмісних відходів для біологічної рекультивації та ремедіації полігонів твердих побутових відходів.

Предмет дослідження – процеси створення субстратів, шляхом залучення органовмісних відходів як сировини в технології компостування та міксування отриманого компосту із природними сорбентами.

Методи дослідження базуються на застосуванні системного аналізу процесів виникнення екологічної небезпеки і проводилися з використанням загальнонаукових методів пізнання. Методи дослідження включають: лабораторні, аналітико-синтетичні, статистичні методи, та відомі методики із визначення вмісту компонентів: титриметрію, адсорбцію, метод визначення якості ростового субстрату. Обробка експериментальних даних та математичне узагальнення результатів виконувалась за допомогою програми Microsoft Office Excel.

Наукова новизна одержаних результатів полягає в обґрунтуванні та розробці технологічних рішень із забезпечення біологічної рекультивації та ремедіації порушених земель.

Основні результати, які показують наукову новизну даної роботи:

вперше:

- досліджено використання «свіжовідібраних» та «старих» осадів стічних вод як компонентів сировинних сумішей компостів для біологічної рекультивації та ремедіації порушених земель, що дозволило запропонувати оптимальні шляхи утилізації ОСВ;
- експериментально досліджено параметри реалізації процесу аеробного компостування сировинних сумішей що включають компоненти «осад стічних вод : деревна тріска : рециркуляційно активний біокомпост», що дало можливість запропонувати екологічно безпечну технологію утилізації осадів стічних вод і отримати ефективний субстрат для біологічної рекультивації порушених земель;
- встановлено мікробіологічний склад біокомпостів, отриманих із сировинних сумішей на основі ОСВ різного складу, що дало можливість обґрунтовано рекомендувати цей компост для цілей біологічної рекультивації порушених земель;
- проведено біоіндикацію субстрату для вирощування рослин на основі компосту, отриманого із використанням осадів стічних вод та природних сорбентів, що дало можливість запропонувати екологічно безпечну технологію використання компосту в цілях біологічної рекультивації;
- розроблено математичну модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату для біологічної рекультивації, що дало можливість визначити необхідний час адсорбційного очищення від іонів важких металів в процесах ремедіації.

отримало подальший розвиток:

- дослідження властивостей компосту, отриманого в результаті утилізації осадів стічних вод методом аеробного біокомпостування;
- дослідження біотехнологічних методів утилізації органічних відходів для забезпечення екологічної безпеки звалищ ТПВ.

Практичне значення одержаних результатів. Аналіз даних експериментальних досліджень дозволив розробити та запропонувати для впровадження рецептури сумішей для компостування осадів стічних вод із використанням як наповнювача деревної щепи та рециркуляційно-активного компосту з ціллю - отримання субстрату для проведення рекультивації та ремедіації порушених земель. Одержані результати досліджень можуть бути використані: органами державної та виконавчої влади, місцевого самоврядування та приватними підприємствами, які займаються утилізацією органічних відходів та роботою по проведенню рекультивації порушених земель. Робота виконувалась у рамках договору про співдружність із ЛКП «Зелене місто» (Додаток 5), результати досліджень передані для використання ТзОВ «Компанія «Центр ЛТД»» (Додаток 6).

Наукові та практичні результати дисертаційної роботи використані у програмі лекційних курсів: «Основи розробки екобезпечних виробництв», оскільки отримані результати стосуються вторинного використання техногенних відходів; «Біомоніторинг навколишнього середовища», оскільки отримані результати стосуються методу визначення якості ґрунту; «Агроєкологія» тема «Рекультивація ґрунтів», а також в програмі практичних занять цього курсу для студентів спеціальності 101-Екологія (Додаток 4).

Особистий внесок здобувача. Здобувачем особисто опрацьовані літературні джерела за темою дисертаційної роботи, проведено лабораторні експериментальні дослідження, систематизовано й узагальнено експериментальний матеріал, сформульовано та науково обґрунтовані висновки. Постановка завдань, розроблення оптимальних рецептур сумішей для компостування, розроблення методики визначення якості субстрату на основі осадів стічних вод, обговорення поставлених завдань проводились під керівництвом д.т.н., проф., заслуженого діяча науки та техніки України Мальованого Мирослава Степановича та к.с.-г.н., доцента

кафедри екології та збалансованого природокористування Національного університету «Львівська політехніка» Тимчука Івана Степановича.

Апробація результатів дисертації. Результати дисертаційного дослідження доповідалися та обговорювалися на науково-практичних конференціях, симпозиумах, семінарах: II міжнародному науковому симпозиумі «Сталий розвиток - стан та перспективи SDEV'2020» (12-15 лютого 2020 року, Львів-Славське, Україна); I міжнародній науково-практичній конференції «Авіація, промисловість, суспільство» (14 травня 2020 року Кременчук, Україна); міжнародній науковій конференції молодих вчених «Регіональні проблеми охорони довкілля», (1-3 червня 2020 року Одеса, Україна); 6-му міжнародному конгресі «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. енергоощадність. збалансоване природокористування» (23-25 вересня 2020 року Львів, Україна); 6-му міжнародному молодіжному конгресі «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (09–10 лютого 2021 року, Львів); VIII-му міжнародному з'їзді екологів (Екологія / Ecology – 2021, 22–24 вересня, 2021, Вінниця); міжнародній науково-практичній конференції, присвяченій 10-й річниці створення інституту «Проблеми сталого розвитку» (22–23 жовтня 2021 року, Львів-Зозулі); IV міжнародній науково-практичній конференції «Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг» (20–22 жовтня 2021 року, Львів, Україна); Climate services: science and education : conference proceedings of the International research-to-practice conference (22–24 September 2021, Odesa, Ukraine); національному форумі «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології», (23–24 листопада 2021, Київ); II-ій міжнародній науково-практичній конференції «Екологія. Довкілля. Енергозбереження», присвяченій 203-річниці Національного університету «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», (2-3 грудня 2021, Полтава); III-му міжнародному науковому симпозиумі «Сталий

розвиток – стан та перспективи», (26–29 січня 2022, Львів-Славське); III- му Міжнародному науковому симпозиуму «Сталий розвиток – стан та перспективи», (26–29 січня 2022, Львів-Славське), I-ій Міжнародній науково-практичній конференції «Подолання екологічних ризиків і загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій – 2022», (26–27 травня 2022, Полтава – Львів); Міжнародній науковій конференції за участю молодих науковців «Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування», (21 вересня 2022 року).

Публікації. За матеріалами дисертації опубліковано 26 друкованих наукових праць, з яких 5 статей у наукових фахових виданнях України, 1 стаття у науковому періодичному виданні інших держав, що включене до міжнародної наукометричної бази даних (Scopus), 1 стаття в колективній монографії, виданій в Україні, 1 стаття в колективній монографії, виданій в країні Євросоюзу (Польща) та 18 тез доповідей на міжнародних науково-технічних конференціях та конгресах.

Структура та обсяг дисертаційної роботи. Дисертаційна робота складається з вступу, 5 розділів, висновків, списку використаних літературних джерел та додатків. Матеріали дисертаційної роботи викладено на 163 сторінках машинописного тексту, ілюстровано 51 рисунками, текст містить 14 таблиць, у бібліографії наведено 170 літературних джерел, дисертація містить 6 додатків.

РОЗДІЛ І ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1.1. Екологічна безпека у сфері поводження з відходами в концепції сталого розвитку

Сьогодні світове суспільство, на глобальному та місцевому рівнях зіштовхується з безпрецедентними екологічними, соціальними та економічними викликами [1]. Швидка урбанізація та індустріалізація, яка відбулась протягом 20 - 21 століття, спричинила збільшення споживання товарів та послуг, що призвело до стрімкого зростання кількості твердих побутових відходів (ТПВ). Вирішення цього питання вимагає: безпечної, сталої та інтегрованої стратегії поводження з відходами; розгляду їх життєвого циклу починаючи від виробництва і закінчуючи їх переробкою та утилізацією [2, 3].

Міжнародне співтовариство визнало необхідність зміни траєкторії розвитку країн та регіонів [4], про що йдеться в базовому документі «Трансформація нашого світу: Порядок денний для Сталого Розвитку на період до 2030 року». Цей Порядок денний включає 17 Цілей сталого розвитку (ЦСР) та загалом 169 завдань, що зосереджуються на п'яти ключових темах: люди, планета, процвітання, мир та партнерство. ЦСР застосовуються до всіх держав-членів ООН [5], але потребують розробки та впровадження на державному рівні, при цьому кожна країна встановлює свої національні цілі [6]. Незважаючи на критику ЦСР через відсутність у них конкретних вказівок щодо дій, Порядок денний до 2030 року є добре визнаною основою для просування сталого розвитку [4, 6]. Все більше дослідників визнають, що радикальні та системні інновації мають першочергове значення для вирішення проблем сталого розвитку та можуть бути запропоновані установами, громадами, регіонами та іншими, і є засобами для досягнення ЦСР [7, 8].

На рівні Європейського Союзу (ЄС) у комюніке «Наступні кроки для сталого європейського майбутнього» ЄС демонструє амбіції стати лідером у впровадженні Порядку денного до 2030 року. Крім того, зазначається, що «ЄС відіграв важливу

роль у формуванні глобального Порядку денного до 2030 року, який повністю відповідає баченню Європи...» [9]. Політика ЄС щодо концепції «сталого розвитку» лежить в основі проекту ЄС і була інтегрована в договори ЄС, ключові наскрізні проекти, галузеву політику та інші ініціативи [10]. Крім того, у цих політиках концепція сталого розвитку використовувалася майже взаємозамінно із охороною навколишнього середовища, надаючи меншої актуальності соціальним та економічним питанням у аспекті сталого розвитку [11].

Стратегія сталого розвитку включає концепцію «потрійного критерію»: економічного зростання, захисту навколишнього середовища та соціального розвитку. Проте крім перелічених трьох є ще три, не менш важливі чинники: правовий, політичний та духовний. Правовий - забезпечує розроблення та дотримання певних визначених загальнообов'язкових законодавчих актів та нормативно-правове забезпечення сталого розвитку. Духовна складова базується на свідомості та відповідальності людини перед майбутніми поколіннями щодо збереження природних ресурсів. Тобто, завдяки забезпеченню нормативно-правового регулювання процесу сталого розвитку, політичних програм і стратегій, відповідно до чинного законодавства та збалансування усіх шести складових відбудеться успішна реалізація сталого розвитку. Як наслідок порушення рівноваги між цими складовими, виникає потенційна загроза збитку, який може бути нанесений в майбутньому людству і навколишньому середовищу [12, 13, 14].

В Україні концепції екологічної безпеки забезпечуються та реалізуються Законами України: «Про охорону навколишнього природного середовища» [15], «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» [16], «Про відходи» [17], «Про основи національної безпеки України» [18].

1.2. Сучасний стан сфери поводження та управління відходами в Україні та світі

Неефективне планування управління відходами та стратегії відновлення ресурсів, призводить до значної втрати цінних ресурсів, збільшення навантаження на звалища та забруднення навколишнього середовища. Утворення великої кількості відходів є значно більшою проблемою на міських територіях, оскільки неправильне управління відходами спонукає до забруднення ґрунту, води та навколишнього середовища, що створює ризики для життєдіяльності населення, знищується біорізноманіття, зростає ризик виникнення надзвичайних ситуацій природного та техногенного характеру. Кордони окремої держави не забезпечують стримування таких процесів, тому проблеми, які виникають в результаті неналежного поводження з ТПВ, набувають глобального характеру (рис. 1.1) [19, 20].



Рис. 1.1. Вплив нераціонального поводження з відходами на екосистему [19].

Зростання темпів виробництва відходів та зменшення потужностей з їх утилізації на додаток до зростання екологічних турбот та змін політичних та законодавчих положень значно впливають на практику утилізації відходів у

муніципалітетах всього світу. Щоб подолати цю проблему, рішення щодо поводження та управління відходами повинні бути економічно ефективними, екологічно чистими та безпечними, та соціально прийнятними. Економічна складова є одним із важливих параметрів у процесі поводження з відходами. У круговій економіці практика поводження з відходами базується на підході 3R «Reduce – скорочення споживання, Reuse – повторне використання, Recycle – переробка відходів», де відходи переробляються та використовуються повторно, а не викидаються у навколишнє середовище [21]. У цьому контексті ЄС закликає перетворити поводження з відходами в стале управління матеріальними ресурсами, що втілює принципи кругової економіки, посилює розповсюдження відновлюваної енергії, підвищує енергоефективність, тобто зменшує залежність Союзу від імпортих ресурсів та забезпечує економічні можливості і довгострокову конкурентоспроможність [22, 23]. У круговій економіці відходи одного процесу стають цінним ресурсом для інших технологій. ЄС вважає, що країни, які розробили ефективні системи управління муніципальними відходами, як правило, краще працюють в цілому в поводженні з відходами [22]. Розуміння перспектив громади щодо послуг з поводження з відходами, а саме інформаційно-пропагандистська діяльність та регуляторні заходи та бар'єри для сталої практики мають вирішальне значення для розробки ефективних програм поводження з відходами [24, 25].

Перш за все, потрібна політична воля та готовність до змін. Урядові постанови, податки та схеми підтримки відіграють важливу роль у розвитку цього сектору та заохоченні нових технологій, які б були здатні функціонувати без державної підтримки. Навіть незважаючи на те, що «прогрес у технологіях» є важливим інструментом для сприяння змінам, повинна бути платформа для попиту на інновації та технології. Необхідно створити ринки вторинної сировини, отриманої із відходів. З економічної точки зору, нові технології, як правило, стикаються з важкою боротьбою, коли вони вперше впроваджуються через відсутність економії масштабу та економіки навчання, ще не налагоджених ланцюгів поставок та

ринкових структур [26, 27]. Нові технології досить часто вимагають значних змін у практиці, звичках та прагненнях користувачів [28, 29].

Оцінка виробничих характеристик твердих відходів, тобто розпізнавання джерел різноманітних компонентів, наближення потенціалу відновлення матеріалів та гуманізація стратегії управління, є першим і ключовим кроком на шляху до успішного поводження з відходами [25].

В українському сценарії типовий склад ТПВ можемо побачити на прикладі м. Львова, який досліджений фахівцями компанії Egis, «складається з таких фракцій: харчові відходи – 32%, відходи з саду (городу) – 7%, папір – 2,4%, картон – 2,9%, композитні матеріали – 1,4%, текстильні матеріали – 1,1%, санітарні текстильні матеріали – 11%, пластмаси – 13%, скло – 10%, метали 1,5%, небезпечні відходи – 1,8%, дрібні елементи – 15% (рис. 1.2). В цілому слід зазначити, що органічна фракція вище середнього по країні, а паперова/картонна – нижче». Приблизно 27% відходів, які потрапляють у загальні контейнери – це є будівельне сміття, яке не підлягає переробці. Дослідженням встановлено, що приблизно понад 50% ТПВ складають органічні відходи та 23% вторсировини, яка опиняється в контейнерах [30].

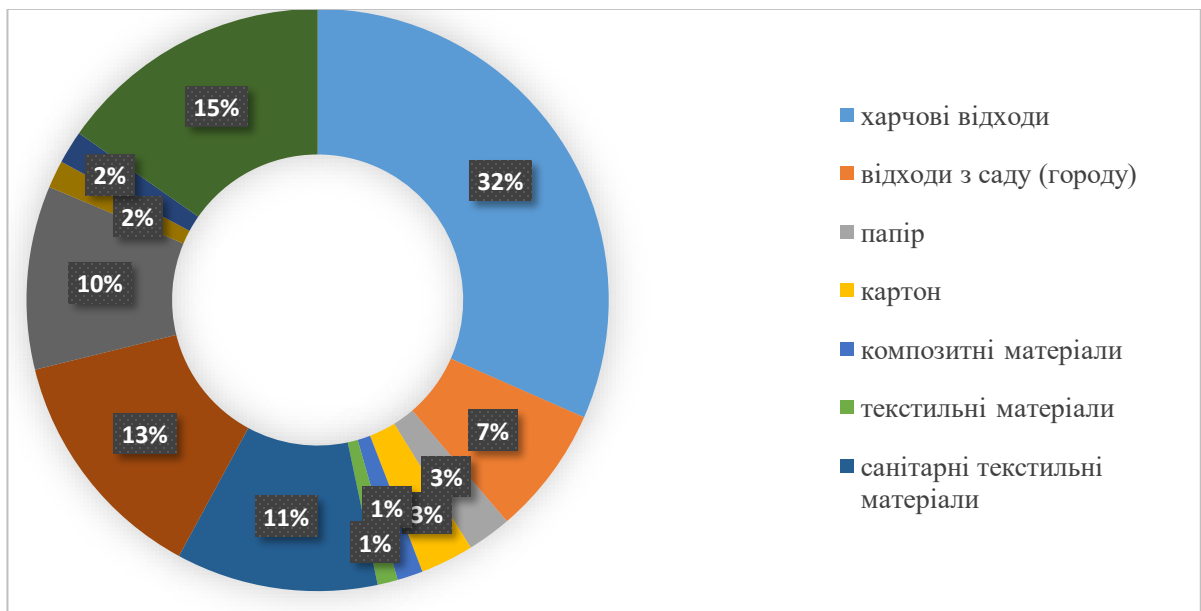


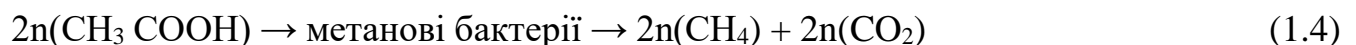
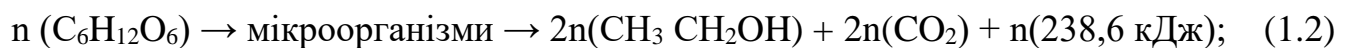
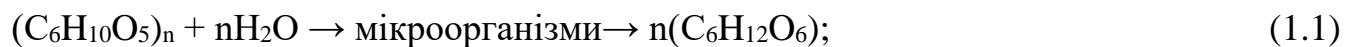
Рис. 1.2. Типовий склад ТПВ

Дослідження морфології відходів є складовою підготовки стратегії щодо методів поводження з відходами і дає можливість планування довгострокових стратегій поводження з відходами та визначення оптимальної системи збору для переробки відходів міста [31, 32].

В Україні основною формою поводження з побутовими відходами залишається складування відходів на полігонах ТПВ та стихійних сміттєзвалищах. Так, за даними [33] в Україні за 2021 рік утворилось понад 51 млн. м³ ТПВ, або понад 10 млн. тонн, які захоронюються на 6 тис. сміттєзвалищах і полігонах загальною площею майже 9 тис. га. Кількість перевантажених сміттєзвалищ становить – 230 (3,8%), а 824 одиниць (13,8%) не відповідають нормам екологічної безпеки. Потребують паспортизації – 1489 сміттєзвалищ. Потреба у будівництві нових полігонів складає 288 одиниць. У 2021 році виявлено 26,8 тис. несанкціонованих звалищ, що займають площу 0,6 тис. га, з них ліквідовано у 2021 році 25,5 тис. несанкціонованих звалищ площею 0,38 тис. га.

Особливу небезпеку для звалищ складають органічні відходи. З часом під впливом атмосферних опадів та сонця відбувається розігрівання загальної маси депонованих відходів, що призводить до протікання на полігонах ТПВ непередбачуваних фізико-хімічних та біохімічних процесів, продуктами яких є токсичні хімічні сполуки в рідкому, твердому і газоподібному стані. [34]. Ущільнення відходів на полігонах призводить до зменшення об'єму пор, заповнених повітрям та утворенням анаеробної зони у тілі полігону, де відбувається процес перетворення за участю мікроорганізмів (біоконверсія).

Анаеробні біохімічні реакції, що протікають в тілі полігону ТПВ можна представити в такому вигляді [34]:



Слід зазначити, що звалищний газ є однією з причин виникнення вибухо- та пожежонебезпечних умов як на звалищах, так і на об'єктах у зоні їх впливу та занесений до реєстру основних джерел парникових газів (ПГ) планети [35]. «Викиди ПГ у секторі «Відходи» у 2018 році склали 15,8 млн. тонн CO₂ -екв, а це на 1,6%, більше ніж у 2015 році. При цьому, на категорії «Захоронення твердих побутових відходів на полігонах» та «Поводження з господарсько-побутовими стічними водами» припадає відповідно 57 % та 33 % від сумарних викидів у секторі» [36].

Ще однією актуальною проблемою не тільки в Україні, а й у світі є стрімке зростання утворення та накопичення великих кількостей осадів стічних вод (ОСВ), які є побічним продуктом в результаті біологічного очищення стічних вод [37]. В навколишнє середовище щорічно надходять мільйони тон ОСВ (табл. 1.1) [38, 39].

Таблиця 1.1.

Щорічне виробництво ОСВ окремих країн світу

Країна	Кількість ОСВ, тис. т/рік
США	6500
Китай	6250
Японія	2000
Німеччина	2170
Велика Британія	1400
Іспанія	1200
Швеція	203
Нідерланди	350
Польща	525
Чехія	172
Україна	3000

Основним документом у сфері управління органомісними відходами у країнах ЄС є Директива ЄС про відходи 2008/98/ЄС [22], в якій зазначено, що полігон вважається найменш доцільним методом поводження з відходами та вимагає від країн-членів зменшити обсяг захоронених біорозкладних матеріалів. Для того, щоб покращити управління відходами, пріоритетними є дії відповідно до «ієрархії відходів»: запобігання утворенню відходів; підготовка до повторного використання; переробка; інше відновлення, наприклад відновлення енергії; та захоронення [40]. Однак запобігти утворенню ОСВ неможливо, оскільки цей тип відходів, якого неможливо уникнути. Тому більшого значення надається наступним пріоритетам в ієрархії відходів, тобто підготовці до повторного використання (включаючи органічну переробку та відновлення енергії) або остаточному видаленню. За оцінками, витрати, пов'язані з переробкою осаду стічних вод і подальшим поводженням з ними, становлять від 20% до 60% загальних витрат, пов'язаних з їх функціонуванням [41].

Найпоширенішим способом утилізації осадів стічних вод в країнах ЄС є використання для удобрення земель сільсько-господарського призначення, оскільки на відміну від інших способів утилізації, даний метод є дешевшим [42]. Осади стічних вод багаті необхідними для сільського господарства макроелементами, які обмежено доступні в природі, такими як азот і фосфор. Також осади стічних вод можуть бути хорошим джерелом ортофосфатів, які завдяки своїй добрій розчинності в ґрунтового розчині легко засвоюються рослинами [43]. Дослідження [44] показали, що осади стічних вод може бути альтернативою неорганічним хімічним добривам, оскільки він вивільняє азот і фосфор повільніше порівняно з комерційними аналогами, що запобігає швидкому вимиванню цих поживних речовин у ґрунтові води тобто можуть засвоюватися рослинами ефективніше. Дослідження [45] показали, що органічні речовини, що надходять із ОСВ у ґрунт, можуть легко розкладатися завдяки відносно низькому вмісту лігніну та целюлози, покращуючи таким чином біологічні, хімічні та фізичні властивості

грунту. Проте, незважаючи на високий вміст органічних і поживних речовин, осад стічних вод містить низку забруднюючих речовин, які завдають шкоди природному середовищу, якщо їх безпосередньо вносити на сільсько-господарські поля. Вимоги до ОСВ, які використовуються для удобрення регулюються Директивою 86/278/ЄЕС, яка спрямована на безпечному використанні осадів у сільському господарстві та регулює їх використання таким чином, щоб запобігти шкідливому впливу на ґрунт, рослинність, здоров'я людей та тварин. Директивою контролюються агрохімічні, санітарно-гігієнічні показники осадів та гранично-допустимі концентрації важких металів. Проте, деякі Держави-члени можуть застосовувати більш жорсткі обмеженнями, ніж ті, що визначені Директивою 86/278/ЄЕС [45].

В країнах, де національним законодавством заборонене або частково обмежене використання ОСВ у сільському господарстві їх найчастіше спалюють. Такий спосіб утилізації найбільш використовують у Австрії, Німеччині, Нідерландах та Швейцарії [45].

Останніми роками у країнах ЄС шириться тенденція до збільшення обробки ОСВ технологією аеробного компостування та анаеробного перетворення. У більшості звітів держав-членів повідомляється, що більшість програм компостування - це розширена стабілізаційна обробка для досягнення гігієнічності осаду. Через зростаюче виснаження природних ресурсів осади стічних вод можна використовувати як відновлюване джерело вуглецю для процесу біологічного видалення поживних речовин (технологія аеробного компостування) та ресурс для виробництва біогазу в процесі анаеробного перетворення [46].

Також ОСВ можна переробляти для отримання сировини для виробництва різних біопродуктів із доданою вартістю таких як біопластики, біопестициди, біофлокулянти та біополімери. Численні дослідження показали, що біопродукти, отримані з переробки осаду стічних вод, мають різноманітні перспективні властивості, які впливають на їх використання в багатьох галузях економіки.

Застосування осаду стічних вод та побічних продуктів їх обробки в різних галузях промисловості сприяє збільшенню переробки відходів, зменшенню викидів CO₂ та зменшенню забруднення навколишнього середовища, а також дозволяє відновити природні ресурси та викопне паливо [47].

Такі країни, як Великій Британія, Швеція, Фінляндія використовують ОСВ в процесах рекультивациі порушених земель. В Люксембурзі гранульований осад стічних вод експортують до інших країн, який в подальшому спалюють або компостують [42].

В Україні, ситуація з утилізацією ОСВ порівнюючи з іншими країнами світу є вкрай негативною. На сьогоднішній день на мулових майданчиках накопичено більше 5 млрд. т осадів, з яких утилізують лише від 3 до 5% [48]. Низький відсоток утилізації ОСВ в Україні, переважно пов'язаний із недосконалим законодавством та застарілим обладнанням очисних споруд.

Тому сучасний аналіз стану поводження з відходами в країні є одним з першочергових завдань, який веде до пошуку більш раціональних, ефективних та економічних систем поводження та утилізації органовмісних відходів. Це насамперед удосконалення нормативно-правової бази щодо поводження з відходами з урахуванням функцій та обов'язків органів виконавчої влади, а також суворе дотримання чинних нормативно-правових актів у цій сфері, забезпечення фінансування, впровадження та просування нових, екологічно чистих методів утилізації, зокрема біотехнологічних.

1.3. Порівняльна характеристика біотехнологічних методів утилізації органовмісних відходів

Біотехнологічними методами можна обробляти або механічно відокремлені органовмісні відходи із змішаних ТПВ, або відсортовані з джерела утворення біорозкладні матеріали, які забезпечують більш чистий органічний потік [49, 50]. До органовмісних відходів належать: побутові і промислові органовмісні відходи

(папір, картон, текстиль, пакувальні матеріали, пластмаса); біомаса надлишкового мулу та сирого осаду очисних споруд; некондиційні залишки сільського й комунального господарств, харчової та переробної промисловостей; вторинні продукти переробки деревини (тирса, стружка, листя), торфу, сапропелі (річкові й озерні) [51].

Усі біотехнологічні методи утилізації відходів передбачають розкладання органічних відходів живими мікроорганізмами (бактеріями та грибами), які використовують біорозкладну органічну речовину як джерело їжі для росту та розмноження. Мікроби виділяють спеціальні ферменти, які перетравлюють біологічно розкладні компоненти відходів (наприклад, целюлозу, лігнін, крохмаль та інші складні полісахариди, білки та жири) до простих поживних речовин - цукру, амінокислот і жирних кислот, які вони поглинають. У міру зростання і розмноження мікроорганізмів значна частина цих поживних речовин перетворюється на тепло, вуглецеві гази і воду. Це призводить до значної втрати маси під час процесу [52, 53].

Біологічні процеси піддаються контролю та реалізуються у «м'яких» умовах, за нормального тиску та невисоких температур, найменше забруднюють навколишнє середовище відходами і побічними продуктами, мало залежать від погодних умов, не вимагають великих земельних ділянок. На даний час біотехнологічні методи знаходяться у фазі активного розвитку. Найвисокорозвиненіші країни світу відзначають біотехнологію, як одну із найважливіших та сучасних галузей, вважаючи її основним методом реконструкції промисловості у відповідності до потреб часу, і стимулюють її розвиток [54, 55]. Біотехнологічні методи, з точки зору екологічної доцільності, не мають конкурентів, оскільки є природними, а тому не супроводжуються побічними ефектами, які часто неможливо прогнозувати при розробленні природоохоронних технологій у випадку застосування хімічних, фізичних або фізико-хімічних заходів.

Одними з найпоширеніших та ефективним напрямів переробки ОСВ є аеробне компостування та анаеробне перетворення із отриманням корисних продуктів – компосту та біогазу [56].

Анаеробне перетворення будь-якої складної органічної речовини на біогаз складається з чотирьох послідовних стадій: гідролізу складних біополімерних молекул (білків, ліпідів, полісахаридів і ін.) на простіші мономерні: амінокислоти, вуглеводи, жирні кислоти; ферментації (бродиння) мономерів до ще простіших речовин - нижчих кислот та спиртів, при цьому утворюються також вуглекислота і водень; ацетогенна стадія, на якій утворюються безпосередні попередники метану: ацетат, водень, вуглекислота; метаногенна стадія, яка веде до кінцевого продукту розщеплювання складних органічних речовин – метану. Кінцевою сполукою анаеробного перетравлення є біогаз, який багатий на метан та вуглекислий газ і який можна використовувати як паливо для згорання в транспорті або для виробництва енергії [61, 62].

У зв'язку із цим біологічна циркулярна економіка розглядає органічні відходи як потенційний ресурс, який можна використовувати для забезпечення поживними речовинами та паливом, потреб людства [56, 57]. Тому таке поводження із відходами є раціональним та ресурсоекономним.

Аналіз загального впливу на навколишнє середовище та застосування різних варіантів поводження з відходами включає багато непрямих наслідків, тому вибір оптимального варіанту вимагає розширеного підходу до оцінки життєвого циклу (рис.1.3) [58].

І хоча ці два методи не є новими, вони відіграють ключову роль у досягненні цілей циркулярної економіки, а головне – уникнення складування ОСВ на мулових майданчиках, спалювання, натомість покращується циркулярність біологічних поживних речовин [63].

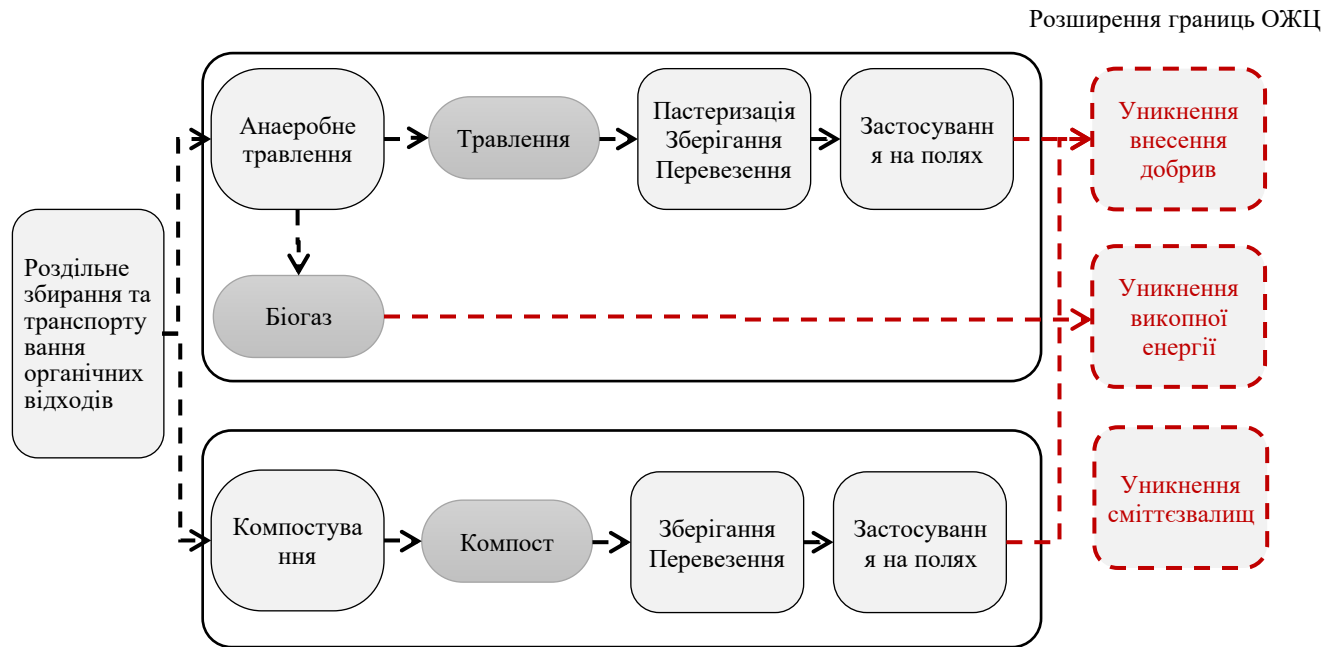


Рис. 1.3. Основні етапи та процеси, що впливають на рівновагу життєвого циклу органічних відходів, що надходять на анаеробну переробку або компостування, за спрощеним сценарієм, що передбачає зустрічне сміттєзвалище або спалювання.

У Європі приблизно 60 мільйонів тонн ОСВ можуть бути потенційно перероблені за допомогою біотехнології [64]. Це дозволило б заощадити близько мільйона тонн азоту і 20 мільйонів тонн органічного вуглецю [65]. На сьогоднішній день більшість цих поживних речовин втрачається через захоронення органічних відходів. Європейська комісія повідомила, що європейські країни в середньому переробляють лише 5% від загальної кількості ОСВ. Підраховано, що якби більшу частину ОСВ можна було переробити та повторно використати, це могло б замінити приблизно 30% хімічних добрив, що вносяться в ґрунт, тобто 1,8 мільйона тонн фосфатних добрив щороку [65].

Екологічні та економічні переваги біотехнологічних методів обробки залежать частково від місцевих умов (таких як густина населення, інфраструктура та клімат), високого рівня організації збору сміття у всій країні та загальної обізнаності

населення, а також від існування ринків супутньої продукції – енергії та компосту [66].

1.4. Утилізація органічних відходів технологією аеробного компостування

Серед різноманітних варіантів переробки відходів, компостування набуло широкої популярності внаслідок пов'язаних із ним переваг, таких як гігієнізація відходів та перетворення відходів на продукти із доданою вартістю [67], зменшення маси та об'єму (тобто покращена керованість) та зменшення забруднення навколишнього середовища [68, 69]. Таким чином переробляють мінеральні поживні речовини – азот (N), фосфор (P) і калій (K) [70, 71].



Рис. 1.4. Оцінка життєвого циклу ОСВ шляхом компостування

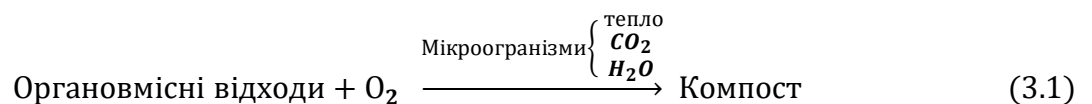
Технології компостування приділяється все більша увага як екологічно прийнятному способу утилізації органічних відходів [72]. Дослідники [73] висловили думку, що компостування допомагає в поводженні із великою кількістю органічних відходів в умовах сталого управління. Правильно керований процес

компостування забезпечує стабільний результат і кінцевий продукт, що не становить загрози для навколишнього середовища [74], який можна використовувати як кондиціонер для ґрунту з ціллю стимуляції та регенерації ґрунтових екосистем та підвищення родючості ґрунту [59]. На рис. 1.4 показано оцінку життєвого циклу ОСВ шляхом компостування [60].

Нещодавно було доведено, що отримані компости із органічних відходів кращої якості, ніж комерційні неорганічні добрива [75]. За даними [76, 77] компости можуть замінити ґрунтові кондиціонери для підтримки утворення гумусу, що неможливо досягти штучно та покращують водоутримуючу здатність ґрунту [78].

1.4.1. Хімізм процесу компостування

Компостування можна визначити як аеробний, біохімічний та мікробний процес, який передбачає гідроліз органічної фракції на стабільний продезінфікований залишок [79]. Це процес твердого бродіння [80], який в основному здійснюють аеробні термофіли [81]. Мікроорганізми здійснюють розкладання органічної речовини, використовуючи вуглець і азот як джерело енергії разом із киснем та водою, забезпечуючи виробництво води, вуглекислого газу, тепла і компосту, який збагачує ґрунт [82, 83]. Процес компостування можна показати у простому рівнянні, наприклад [84]:



Процес компостування включає в основному три фази:

- початкову мезофільну фазу, де відбувається деградація простих сполук, таких як цукри, амінокислоти тощо, здійснюється мезофільними бактеріями та грибами, які швидко підвищують температуру до +40 °С. На початку процесу компостування температура в компостуючій суміші перебуває на рівні показників навколишнього

середовища. Підкиснення середовища відбувається за рахунок виділення мікроорганізмами органічних кислот;

- друга фаза - це термофільна фаза або фаза розпаду. Температура починає зростати, що призводить до відмирання мезофілів та переважання термофільних мікроорганізмів. Коли температура досягає $+60^{\circ}\text{C}$ відбувається зменшення чисельності грибів-деструкторів целюлози і лігніну, через це процес компостування починає здійснюватися бацилярними формами бактерій. При термофільній фазі найшвидше розкладаються цукри, крохмаль, білки, жири, а вже потім починають трансформуватися складніші сполуки. Починає виділяється метан, аміак, вуглекислий газ. Під час цієї фази вміст органічного вуглецю зменшується у вихідній сировині, що пояснюється метаболічною активністю термостійких мікробів. Тривалість стадії залежить від різних параметрів (виду сировини, температури навколишнього середовища, аерації, ступеню подрібненості, вологості, і т. д.) і коливається від 1 до 2 тижнів [85, 86];

- фаза охолодження характеризується спадом мікробної активності та зниженням температури. Компостну масу повторно заселяють мезофільні мікроорганізми, які руйнують залишкові цукри, целюлозу та геміцелюлозу, матеріалізуючи гуміноподібні речовини. За цим слідує зниження швидкості деградації органічної речовини та збільшення швидкості гуміфікації та полімеризації органічних сполук [86].

Готовим вважається компост, коли в ньому не можна розрізнити рештки сировини, яка входить до його складу. Маса повинна бути однорідною, пухкою і темною, а насіння бур'янів втрачає здатність до проростання [87].

1.4.2. Фактори, що впливають на процес компостування

На процес компостування впливають фактори, які класифікують на дві групи:

- залежно від складу компостної суміші, такі як баланс поживних речовин, рН, розмір частинок, пористість, вологість;

- залежно від управління процесом, такі як концентрація O_2 , температура, вміст води та ущільнення [88]. Контроль за такими параметрами, як температура, рН, співвідношення C/N , об'ємна щільність, пористість, вміст поживних речовин, розмір частинок, вологість і подача кисню, має вирішальне значення, для отримання точного уявлення про необхідні оптимальні умови процесу. Під час процесу компостування мікроорганізмам потрібні C , N , P і K як основні поживні речовини (органічний C , що розкладається) для енергетичної добавки та активності розвитку [89]. Крім зазначених факторів, група дослідників [90] припускає, що здатність до розкладання відходів під час компостування може також змінюватися в залежності від хімічних складових відходів, природного навантаження та мікробної ефективності в компостній матриці. Аналогічно, умови навколишнього середовища безпосередньо можуть впливати на мікробну активність та швидкість деградації органічної речовини під час компостування [91]. Погодні умови (температура та вологість) на досліджуваній території також можуть мати значення для цього.

Співвідношення C/N . Поживний баланс у вигляді оптимального співвідношення C/N є важливим для розробки ефективного складу компостної суміші. Оскільки процес компостування продовжується з часом, зміни у співвідношенні C/N прогнозують швидкість органічної деградації залежно від ступеня перетворення вуглецю в CO_2 . В ідеалі необхідне співвідношення C/N знаходиться в діапазоні 25–35 / 1; виходячи із того, що мікроорганізмам потрібно 30 частин C на одиницю частини N [92]. Деякі автори спостерігали хороші результати навіть за початкових значень C/N в діапазоні 20–50 [93, 94]. Більше співвідношення C/N у порівнянні із рекомендованим сповільнює швидкість процесу компостування та призводить до дефіциту поживних речовин для мікроорганізмів через надмірне накопичення субстратів. Нижче співвідношення C/N призведе до збільшення вмісту N на C (розкладний) та неорганічного азоту, який, ймовірно, буде втрачено у вигляді аміаку через випаровування або вилуговування [92, 95].

Наповнювачі. Для оптимізації відношення C/N в компостуванні рекомендується широкий спектр наповнювачів як добавки до компостуючої суміші (наприклад, тирса, рисове лушпиння, шкаралупа арахісу та деревна тріска). Вони розвивають підвищену пористість у вихідному матеріалі та гомогенізують відходи перед компостуванням. Велика за розміром деревна тріска, посилює аерацію через компостну купу і забезпечує менше вуглецю на одиницю маси [96-100].

Температура. Температура – один із важливих параметрів, які забезпечують ефективність компостування. Температура також стимулює ріст і метаболічну активність мікробної спільноти в компостній масі. Це може безпосередньо впливати на швидкість біодеградації органічної речовини під час компостування. Температура в діапазоні (50-55)°C сприяє розкладанню відходів і забезпечує максимальну санітарну обробку під час компостування. Крім того, температура та час процесу разом працюють для повного знищення патогенів у компостній масі [101]. За дослідженнями [72], якщо термофільна фаза триває більше трьох днів, то компост буде вільним від насіння бур'янів і патогенів. Хоча дослідники [102] відзначили, що термофільна фаза повинна тривати тиждень для повного знищення збудників. Надмірне зростання температури в компостній суміші (тобто понад 70°C) на тривалий час може дезактивувати мікроорганізми (гриби, актиноміцети та бактерії) під час компостування. За таких умов здійснюється розпад білків, який супроводжується виділенням аміаку та встановлюється лужне рН середовища [103]. Надмірну теплоту можна видалити, регулюючи розмір та форму компостної маси за допомогою обертання, що призводить до покращення охолодження та перерозподілу температури [100].

Спосіб аерації, постачання O₂. Аерація, доповнена належним постачанням O₂, є ще одним важливим аспектом, який забезпечує процес киснем в основному для мікробіологічних процесів, контролю температури, оптимізації вологості та видалення надлишку вуглекислого газу. Бажана концентрація кисню повинна бути в межах 15-20 %. Концентрація кисню безпосередньо корелює із мікробною

динамікою і температурою і підтримується нижче 60–65 °С, щоб забезпечити достатню кількість кисню в процесі [104]. Достатня аерація на ранній стадії компостування скорочує час процесу (відходи для стабілізації), що призводить до повного перетворення вуглецю (С) у вуглекислий газ (СО₂) та скорочення викидів метану. У той час як надмірна аерація всередині матриці може призвести до неправильного компостування, спричиняючи різкий вплив на швидкість розкладання відходів [2, 100]. Для підтримки оптимальної аерації та кращої стабілізації та санації відходів необхідно підтримувати режим перемішування компостної суміші. Частота обертання впливає на рН, загальний вміст азоту, вміст вологи, співвідношення С/Н, суху речовину, загальний вміст вуглецю та температуру в компостній масі. Автори [105] стверджують, що щотижневий режим перевертання відходів є ефективним для більш швидкої деградації органічних речовин.

Вологоміст. Вологоміст істотно впливає на мікробну активність, швидкість поглинання кисню, температуру та рівень пористості компосту [94]. Для ефективного компостування буде потрібно приблизно 50–60% (об/мас) вмісту вологи відповідно до складу сировини [106]. На відміну від рН, між вмістом вологи та температурою існує зворотна залежність, яка демонструє підвищення температури у міру зниження вмісту вологи. Підвищена температура призводить до більш високого випаровування, що спричиняє зниження швидкості розкладання органічної речовини [107].

рН. Рівень рН впливає на діяльність мікроорганізмів під час компостування, а оптимальним діапазоном для компостування є значення показника рН = 7-8 [102]. За низьких рівнів (рН = 5) під час компостування спостерігається зниження мікробної активності [108]. Значення рН зменшується на ранніх стадіях процесу компостування і підвищується на пізніх стадіях [109]. Зниження рН може бути викликане випарюванням NH₃/NH₄⁺ що виділяється в результаті процесу мікробної нітрифікації, великою кількістю СО₂, що виділяється під час компостування,

мікробним розкладанням органічних речовин [110, 111] та мінералізацією сполук азоту та фосфору [112]. Підвищення рН може бути результатом накопичення аміаку в результаті деградації білків [113].

Розмір частинок. Розмір частинок компостної маси забезпечує рівень пористості, щоб забезпечити відповідну аерацію та регулювати газо/водообмін [99]. Відповідний розмір та форма частинок є важливим фактором для оцінки операційних витрат процесу [114]. «Просіювання» є основним методом визначення оптимального розподілу розміру часток у компостній масі. Відповідного розміру частинок можна досягти шляхом подрібнення відходів на більш дрібні. Це забезпечує більш доступну площу поверхні для кращої мікробної активності під час компостування, що призводить до швидкої їх деградації [115]. Невеликий розмір частинок (порівняно зі звичайним) ініціює початкове ущільнення вихідної сировини, створюючи в подальшому ризик поширення анаеробних умов (через закупорку невеликих повітряних просторів водою). Тоді як більші частинки мають меншу сумарну площу поверхні, будучи менш доступними для мікробної дії, і утворюють великі повітряні кишені, що знижує температуру матриці та призводить до повільного розкладання органічної речовини [116].

1.4.3. Готування вихідних компостних сумішей

В основі приготування передкомпостних сумішей лежить такий методологічний підхід, відповідно до якого суміш має бути збалансована як за поживними речовинами, так і за вологістю. Після змішування інгредієнтів виконують розпушення суміші з метою досягнення пористої структури [117].

Структурна блок-схема приготування сумішей для процесу компостування представлена на рис. 1.7



Рис. 1.5. Блок-схема готування збалансованих сумішей перед компостуванням

Перед початком приготування суміші проводять фізико-хімічний аналіз вихідних компонентів. Тому одночасно із урівноваженням суміші поживними речовинами (як приклад для тваринних та рослинних відходів) суміш слід збалансувати за вологістю із відносною оцінкою s відповідних масових кількостей органічного матеріалу за формулою:

$$s = M_{ow} / M_{oCN}, \quad (1.5)$$

де M_{ow} — масова кількість органічного матеріалу (як вологопоглинач) для збалансування вологості суміші, т;

M_{oCN} — масова кількість органічного матеріалу (як енергетичного компонента) для збалансування суміші за поживними речовинами, т.

M_{ow} визначається так:

$$M_{ow} = M_{\Gamma}(W_{\Gamma} - W_{cm}) / (W_{cm} - W_o), \quad (1.6)$$

де W_{Γ} , W_o — відповідно вологість гною і органічного матеріалу, %;

M_{Γ} — масова кількість гною, т.

W_{cm} — технологічно задана вологість компостної суміші, %;

Масова кількість органічного матеріалу M_{oCN} визначається за формулою:

$$M_{oCN} = kM_{\Gamma} (100 - W_{\Gamma}) / (100 - W_o), \quad (1.7)$$

де k — поправочний коефіцієнт, який враховує вміст поживних біогенних речовин у компостній масі і органічному матеріалі і вираховується за формулою:

$$k = (N_{гkCN} - C_{г}) / (C_{о} - N_{о} kCN), \quad (1.8)$$

де $C_{г}$, $C_{о}$ — відповідно вміст вуглецю в сухій речовині компостної маси і в органічному матеріалі, %;

$N_{г}$, $N_{о}$ — відповідно вміст азоту в сухій речовині компостної маси і в органічному матеріалі, %;

kCN — оптимальне відношення вуглецю і азоту для ефективної життєдіяльності мікроорганізмів.

Якщо $s < 0,9$, балансування суміші за вологістю проводять шляхом зволоження суміші під час перемішування компонентів із додаванням води за масовою кількістю:

$$M_{в} = \{M_{оCN}(W_{см} - W_{о}) - M_{г}(W_{г} - W_{см})\} / (100 - W_{см}), \quad (1.9)$$

де $M_{в}$ — масова кількість води для зволоження суміші, т.

Якщо ж $s > 1,1$, балансування суміші за вологістю проводять перед перемішуванням компонентів шляхом додавання підсушеного рециркуляційного компосту з попереднім визначенням його вологості, масова кількість якого визначається:

$$M_{рк} = \{M_{г}(W_{г} - W_{см}) - M_{оCN}(W_{см} - W_{о})\} / (W_{см} - W_{рк}), \quad (1.10)$$

де $M_{рк}$ — масова кількість підсушеного рециркуляційного компосту, т;

$W_{рк}$ — вологість підсушеного рециркуляційного компосту, %.

$C_{г}$, $C_{о}$ — відповідно вміст вуглецю в сухій речовині компостної маси і в органічному матеріалі, %;

Для діапазону значень $0,9 < s < 1,1$ ніяких додаткових компонентів не додають, оскільки суміш вважається збалансованою [117].

Маса компостних сумішей визначиться відповідно до параметра s та з врахуванням таких положень:

$M_{\Gamma} + M_{\text{оCN}} + M_{\text{в}}$, за умови $s < 0,9$;

$M_{\text{см}} = M_{\Gamma} + M_{\text{оCN}}$, за умови $0,9 < s < 1,1$;

$M_{\Gamma} + M_{\text{оCN}} + M_{\text{рк}}$, за умови $s > 1,1$.

Перевірку вологості підготовленої суміші (заданої технологічно) з врахуванням визначених масових пропорцій компонентів суміші можна зробити:

- при зволоження компостної суміші:

$$W_{\text{см}} = (M_{\Gamma} W_{\Gamma} + M_{\text{оCN}} W_{\text{о}} + M_{\text{в}} \cdot 100) / M_{\text{см}}; \quad (1.11)$$

- при введенні рециркуляційноактивного компосту або структурального компонента:

$$W_{\text{см}} = (M_{\Gamma} W_{\Gamma} + M_{\text{оCN}} W_{\text{о}} + M_{\text{рк}} W_{\text{рк}}) / M_{\text{см}} \quad (1.12)$$

Після визначення пропорцій компонентів проводять їх перемішування до утворення об'ємної структури із пористістю в межах $0,3 < e < 0,6$ [117].

Висновки до розділу I

1. Здійснено аналіз сучасної сфери управління екологічною безпекою. Наголошено, що забезпечення екологічної безпеки базується на визначенні її критеріїв та розробки правової, безпечної, сталої та інтегрованої стратегії поводження з відходами; розгляду їх життєвого циклу починаючи від виробництва і закінчуючи їх переробкою та утилізацією.
2. Проаналізовано сучасний стан сфери поводження та управління відходами в Україні та світі. Показано здобутки і проблеми у сфері поводження та управління відходами в Україні.
3. Наголошено, що переробка осадів стічних вод біотехнологічними методами є раціональним та ресурсоекономним варіантом поводження з відходами.
4. Проаналізовано особливості процесу компостування органічних відходів. Наголошено, що правильно керований процес компостування забезпечує стабільний результат і нешкідливий кінцевий продукт, який можна використати для рекультивації полігонів ТПВ.
5. Основні результати, приведені в першому розділі, в повній мірі знайшли своє відображення в публікаціях [32, 60].

РОЗДІЛ II

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Характеристика осадів стічних вод

Осади стічних вод – це суміш твердих, залишкових часток з органічних і мінеральних речовин, що утворюються в процесі первинного очищення стічних вод методом відстоювання (сирі осади), та мікроорганізмів, які брали участь у процесі біологічного очищення стічних вод і виведених із технологічного процесу (надлишково-активний мул) [118].

Осад стічних вод є цінним джерелом поживних речовин, які корисні для росту рослин. Хімічний склад ОСВ відзначається високим вмістом органічних речовин (порядку 70% від маси сухої речовини осаду), значними концентраціями поживних макро- і мікроелементів (зокрема, азоту – 0,8–6,0%; фосфору – 0,6–1,2%; калію – 0,1–0,6%), що дає підстави успішно використовувати цей матеріал для удобрення земель сільськогосподарського призначення [118, 119] з метою підвищення родючості ґрунту [120, 121] та збільшення урожаю сільськогосподарських культур [122]. Допустиму дозу внесення ОСВ у ґрунт в залежності від вмісту в них важких металів [125, 126] визначають з врахуванням гранично допустимої концентрації металів у ґрунті та їхнього фонового вмісту [118]. Проте існує занепокоєння, викликане можливою присутністю в осадах патогенних мікроорганізмів та життєздатних яєць гельмінтів [123, 124], яке потребує додаткового знешкодження. Економічно доцільним (за рахунок отримання вторинних сировинних ресурсів) та екологічно прийнятним засобом знезараження є біотермічне компостування [118, 127].

Якісний склад свіжовідібраних осадів стічних вод (ОСВ_{св}) КОС м. Львова визначали на сертифікованому обладнанні в лабораторії агрохімічних, токсикологорадіологічних досліджень екологічної безпеки ґрунтів та якості

продукції Львівської філії ДУ «Держгрунтохорона». Результати лабораторних досліджень представлені у таблиці 2.1.

Таблиця 2.1.

Якісний склад свіжих осадів стічних вод

Показник	Одиниці виміру	Фактичне значення	
		суха реч.	натур.
Кислотність: рН сольове	<i>pH</i>	–	6,4
рН водне	<i>pH</i>	–	6,1
Волога	%	–	73,6
Зола	%	23,8	–
Фосфор загальний	%	1,6	0,42
Калій загальний	%	0,3	0,08
Азот загальний	%	3,56	0,93
Азот амонійний	%	0,28	0,073
Азот нітратний (в торфі)	<i>мг/100г</i>	11,75	–
Кальцій (як ґрунт)	<i>ммоль/100г</i>	11,75	–
Магній (як ґрунт)	<i>ммоль/100г</i>	4,12	–
Сірка рухома (а ґрунті)	<i>мг/кг</i>	14,8	–
Мікроелементи: мідь (Cu)	<i>мг/кг</i>	–	4,0
цинк (Zn)	<i>мг/кг</i>	–	17,6
марганець (Mn)	<i>мг/кг</i>	–	45,1
кобальт (Co)	<i>мг/кг</i>	–	2,86
залізо (Fe)	<i>мг/кг</i>	–	65,0
свинець (Pb)	<i>мг/кг</i>	–	1,56
кадмій (Cd)	<i>мг/кг</i>	–	0,2
бор (B)	<i>мг/кг</i>	–	4,01

Згідно результатів лабораторних досліджень ОСВ_{св}, які відібрані на КОС м. Львова у відповідності до ДСТУ 7369:2013 містять у достатній кількості фосфор, калій, азот та не перевищують гранично-допустимі концентрації важких металів.

Нормативні документи, які діють в Україні станом на 2022 рік дозволяють широке використання перероблених ОСВ як складових органо-мінеральних сумішей. Зокрема, з 2014 р. в Україні діє ДСТУ 7369:2013 «Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрювання» [118], а з 01.04.2018 р. – більш спеціалізований ДСТУ 8727:2017 «Осад стічних вод. Підготування органо-мінеральної суміші з осаду стічних вод» [128], у якому викладено основні вимоги до підготування ОСВ, їх обробки та знезараження за методом біотермічного компостування, а також методика розрахунку допустимих доз внесення органо-мінеральної суміші з ОСВ як добрива за вмістом забруднювальних речовин.

Оскільки, на сьогоднішній день споруди біотермічного компостування ОСВ рідко використовуються у практиці роботи українських КОС, то розроблення більш детальних науково-практичних рекомендацій щодо утилізації ОСВ методом аеробного компостування з врахуванням всього комплексу факторів залишається актуальним. До таких факторів належать: вологість, хіміко-бактеріологічний склад ОСВ, їх вік (у випадку утилізації старих ОСВ, накопичених на мулових майданчиках), вид та параметри наявної рослинної сировини, умови реалізації процесу біокомпостування, вид, частота та інтенсивність аерації та зволоження, дози та концентрації спеціальних додатків – термофільних мікроорганізмів для інтенсифікації процесу та поглиблення біорозкладу, а також (за необхідності) – спеціальних хімічних реагентів для переведення іонів важких металів у комплексні неактивні сполуки.

2.2. Методика відбору проб осадів стічних вод

Проби ОСВ відбирались у липні 2021 року. Осади, які розміщені на мулових полях КОС були слабоущільненими, тонкодисперсними, подекуди -

водонасиченими. Відбирання проб осадів проводилося за допомогою металічної циліндричної труби з нижнім клапаном, типу желонки. Довжина пробовідбірника - 1 м, з діаметром 128 мм. Труба прикручувалася до верхньої частини пробовідбірника, а довжина труби нарощувалася за допомогою муфтових з'єднань. Товщина осадів становила 3 м і більше. Зразки відбирали в діапазоні глибин 0-0,2 м; 1,4-1,6 м; 2,8-3 м. Такі інтервали були обрані з метою дослідження еколого-біогеохімічних та паразитологічних особливостей мулу в підземних, середньоглибинних і придонних умовах. Зразки мулу були упаковані в подвійні поліетиленові пакети. Кожному зразку був присвоєний порядковий номер. Нумери зразків були занесені в журнал відбору проб. Свіжий осад збирали відразу після вивантаження з центрифуг.

2.3. Методика відбору проб ґрунту

Проби ґрунту відбиралися відповідно до загальноприйнятої методики [129] на глибині 20-30 см і запаковувалися в поліетиленові пакети. Далі ґрунт очищувався від коренів та рослинності і висушувався. Висушений ґрунт просіювали через сито з діаметром вічок 2 мм.

2.4. Лабораторна установка для аеробного біокомпостування

Установка для біокомпостування органічних сумішей в лабораторних умовах складається з термостатованого апарату марки ТСП-0105, обладнаного трубчастим електронагрівником (ТЕН) з максимальною потужністю 3,0 кВт, регулятором температури, мішалкою та термоперетворювачем опору. Об'єм робочого простору термостату – 250 дм³. Внутрішні розміри термостатованої ємності – 1080×810×320(280) мм. Габаритні розміри (максимальні): 1200×900×550 мм.

Всередині термостатованого апарату вміщується 4 однакових ємкості (стандартні пластикові відра з номінальним об'ємом 20 дм³), частково заповнені досліджуваними органомісними сумішами (рис. 2.1).



Рис. 2.1. Лабораторна установка для біокомпостування на базі термостату рідинного ТСП-0105

Термостатована ємність встановлена в корпус установки і накривається спеціальним кріпленням для фіксації ємностей з досліджуваними субстратами в зануреному положенні. Окрім ТЕНу і мішалки, зверху встановлено платиновий термоперетворювач опору, що електрично з'єднаний з регулятором. Автоматична підтримка заданої температури води в термостаті здійснюється за допомогою регулятора температури шляхом зміни потужності, що подається на нагрівачі термостатованої ємності. До входу регулятора підключено платиновий термоперетворювач опору, а до виходу симістор. Для вирівнювання температурного поля в ємності встановлено мішалку – крильчатку, закріплену на осі електродвигуна.

У внутрішню частину кришок ємностей вмонтовані датчі температури і вологості повітря. Останні з'єднані кабелем з цифровим восьмиканальним

вимірювачем температури і вологості ВТВ-118-4 (по чотири канали на температуру і вологість).

Вимірювання температури в термостаті проводять з допомогою вбудованого регулятора температури з термоперетворювачем опору. Регулятор термостата ТСР-0105 має цифрову індикацію та кнопки для встановлення необхідних значень температури води в посудині термостата [130].

2.5. Методика виконання аеробного біокомпостування.

Експеримент з аеробного компостування (рис. 2.2) проводили протягом 60 діб у чотирьох пластикових біореакторах 1 ємністю 20 дм³, які щільно закриваються кришками. Початковий об'єм компостних сумішей у кожному біореакторі – 12 дм³, що становить 60% від їх номінального об'єму [131].

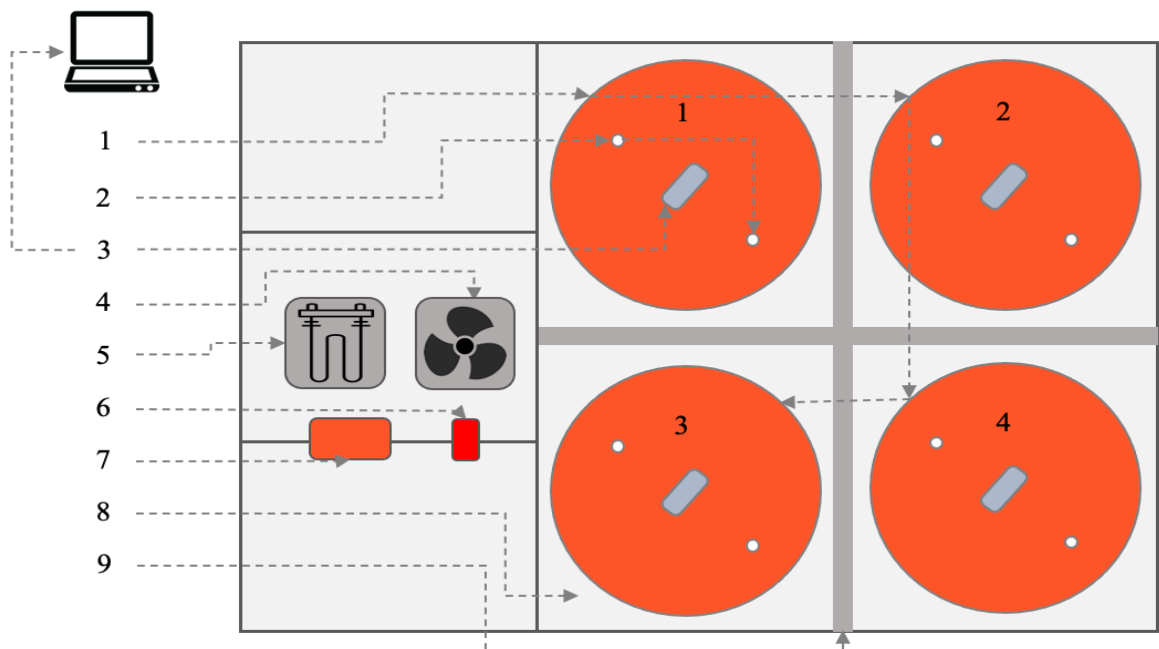


Рис. 2.2. Принципова схема процесу аеробного компостування органічних сумішей: 1 - біореактор; 2 – отвори; 3 - датчі температури і вологості повітря; 4 - крильчата мішалка; 5 – ТЕН; 6 – кнопка увімкнення; 7 - платиновий термоперетворювач опору з регулятором температури та симістором; 8 – термостатована ємність; 9 – кріплення для занурення біореакторів.

Щоб зменшити витрати тепла в процесі компостування, чотири реактори помістили в термостатовану ємність 8, наповнену водою, при цьому температура водяної бані контролювалася регулятором температури, для вирівнювання температурного поля в ємності встановлено крильчатку 4. У внутрішню частину кришок біореактора вмонтовані датчики температури і вологості повітря 3. Останні кабелем з'єднані з цифровим восьмиканальним вимірювачем температури і вологості ВТВ-118-4 (по чотири канали на температуру і вологість). За допомогою ручного свердла на кришках біореактора просвердлено два рівновіддалених від центру отвори 2 діаметром 5 мм для циркуляції повітря всередині біореактора [132].

Для повного занурення досліджуваних об'єктів в термостаті рідинному ТСП-0105-ВЕІ використовується рамка-кріплення 9 (рис. 2.3).



Рис. 2.3. Рамка-кріплення для повного занурення досліджуваних об'єктів в термостат;

Для аерації компост у реакторах один раз на добу інтенсивно перемішували протягом 20 с, шляхом пересипання суміші компосту в більшу ємність та механічного перемішування за допомогою ручного будівельного міксера потужністю 1700 Вт (рис. 2.4), після чого суміш знову пересипали у біореактор та встановлювали всередину термостатованої ємності. Процес компостування проводився при відкритому вікні, щоб забезпечити природну аерацію.

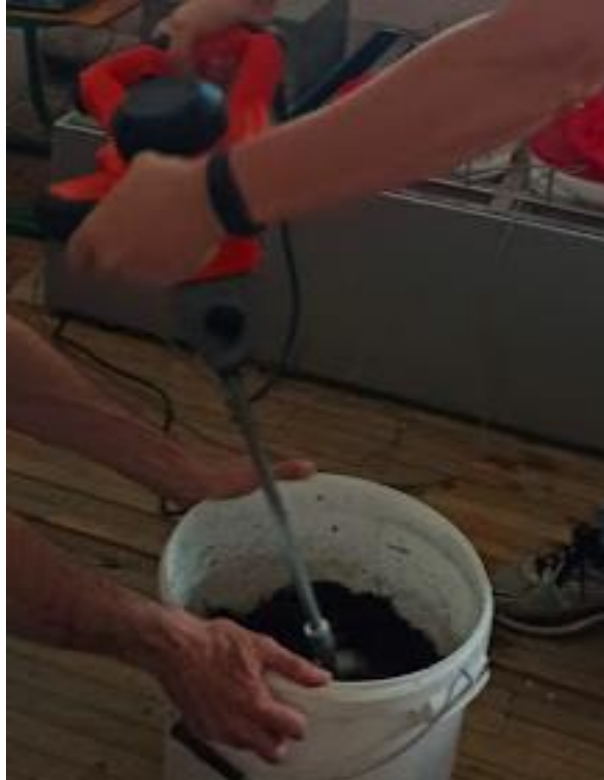


Рис. 2.4. Перемішування компостної суміші

Контроль температурного режиму. Вимірювання температури компостних сумішей виконували один раз на добу, безпосередньо після вимірювання складу суміші газів, вставляючи термометр всередину суміші на однакову глибину від дна біореактора.

Для вимірювання температури компостних сумішей використовували термометри лабораторні марок ТЛ-4 та TGL 11998 з діапазонами вимірювання

температури 0–55 °С та 50–100 °С відповідно. Максимальна абсолютна похибка вимірювання температури $\pm 0,1$ °С.

Щоб уникнути швидкого зниження температури, що спостерігається в реакторах невеликого об'єму [133], встановили задану температуру для реалізації термофільного режиму компостування, моделюючи відповідну температурну динаміку всередині натурального компостного бурта. Термофільний режим біокомпостування тривав протягом 5–7 діб, що достатньо для знищення більшості патогенів, а потім температуру поступово знижували. Процедура регулювання температури дозволяє моделювати термодинамічний режим процесу компостування, який буде обумовлювати багато інших параметрів компостування, таких як вологість, біологічна активність, динаміка популяції мікроорганізмів [134].

Визначення складу газів всередині біореакторів. Хімічний склад газу в біореакторах вимірювали один раз на добу за допомогою п'ятикомпонентного сигналізатора-аналізатора газів ДОЗОР-С-М-5, що дозволяє визначати вміст у повітрі п'яти газів: кисню (O_2), метану (CH_4), вуглекислого газу (CO_2), аміаку (NH_3) та сірководню (H_2S) (рис. 2.5).

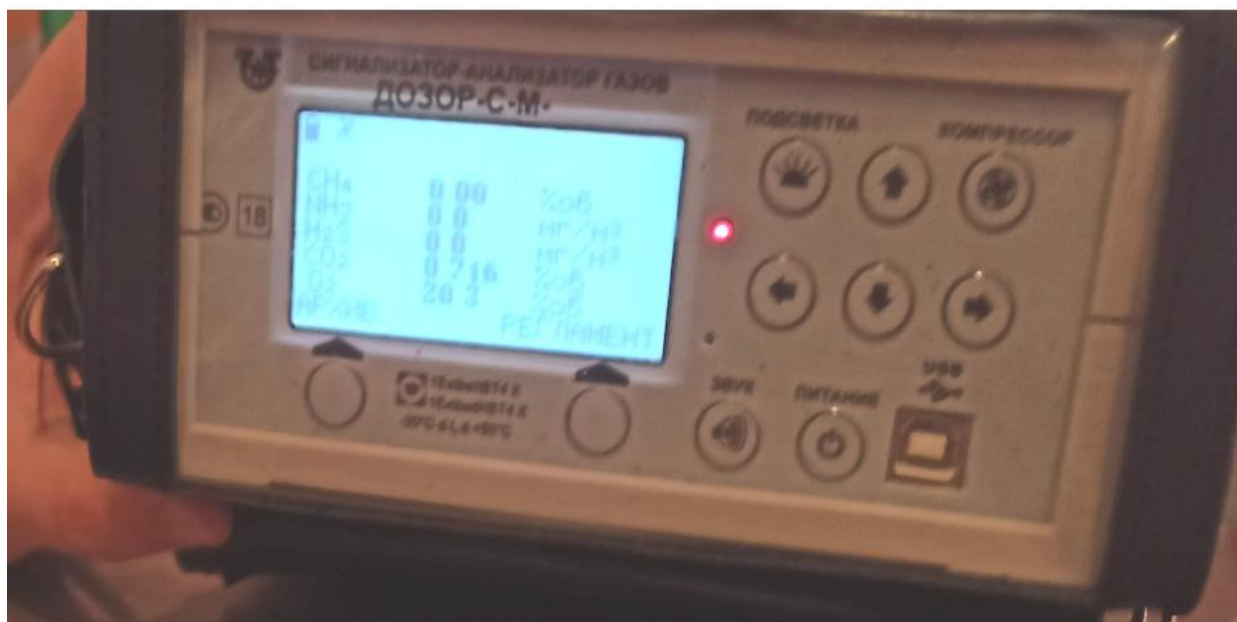


Рис.2.5. Сигналізатор-аналізатор газів ДОЗОР-С-М-5

Вміст кисню, метану та вуглекислого газу визначається в об'ємних відсотках (% об.), а вміст аміаку та сірководню – в мг/м³. Значення порогових концентрацій, діапазон вимірювання та границі допустимої похибки наведені в табл. 2.2. Час вимірювання для вимірювальних каналів: аміаку, сірководню – 3 хвилини; діоксиду вуглецю, кисню, метану – 1,5 хвилин [130]. Для визначення вмісту кисню фіксували його мінімальне значення в біореакторах для гарантування необхідної умови аеробного компостування. Вважається, що для процесу компостування концентрація кисню повинна бути в межах 15–20 %. Достатня аерація на ранній стадії компостування скорочує час процесу, що призводить до окиснення вуглецю (C) в діоксид вуглецю (CO₂) та скорочення викидів метану [2]. Значення діоксиду вуглецю фіксувалось максимальне за час вимірювання.

Таблиця 2.2

**Основні метрологічні параметри сигналізатора-аналізатора газів
ДОЗОР-С-М-5**

Визначуваний компонент, одиниці вимірювання	Поріг 1	Поріг 2	Діапазон вимірювання	Піддіпазони вимірювань	Межі допустимої основної похибки	
					абсолютної	відносної
Метан CH ₄ , % об.	0,44	0,88	0 - 2,2	0 - 2,2	± 0,25	-
Аміак NH ₃ , мг/м ³	20	60	0-120	0 - 20	± 5 мг/м ³	-
				20 - 120	-	± 25%
Сірководень H ₂ S, мг/м ³	10	30	0-50	0 - 10	± 2,5 мг/м ³	-
				10 - 50	-	± 25%
Діоксид вуглецю CO ₂ , % об.	0,5	1	0-5	0-1,0	± 0,25	-
				1,0 - 5,0	-	± 25%
Кисень O ₂ , % об.	19	17	0-30	0-30	± 0,8	-

2.6. Мікробіологічне дослідження компонентів субстрату

Оскільки осади стічних вод характеризуються високою чисельністю патогенних для організму людини мікроорганізмів та життєздатних яєць

гельмінтів, то санітарно-мікробіологічні та санітарно-паразитологічні показники ОСВ регламентують ДСТУ 7369:2013 [118] та ДСТУ 8727:2017 [128]. Контролюють чисельність бактерій групи кишкової палички (БГКП), бактерій роду *Salmonella* та життєздатних яєць гельмінтів.

Оскільки осади стічних вод можуть бути використаними як органо-мінеральна суміш у сільському господарстві та під час лісомеліоративних робіт важливо дослідити чисельність фітопатогенних мікроорганізмів.

Підготовка зразків осадів до санітарно-мікробіологічного дослідження. Для формування середньої проби зі стерильної банки висипали зразки ОСВ на стерильний аркуш пергаментного паперу та перемішували їх стерильним шпателем, відбираючи камінці та інші тверді домішки [135, 136]. Зразок осадів вирівнювали рівним шаром у вигляді прямокутника, який ділили шпателем двома діагоналями на чотири трикутники, використовували осади із двох протилежних трикутників. Для роботи брали 30 г середньої проби зразків ОСВ та переносили їх у стерильну фарфорову ступку. До них додавали 10 –15 мл стерильної водопровідної води з колби, в яку попередньо було налито 270 мл води. Дану суміш розтирали упродовж 5 хв. Суспензію, яка утворилася кількісно переносили із ступки у колбу зі стерильною водопровідною водою. Суспензію збовтували протягом 10 хв. Із одержаної суспензії осадів готували серійні розведення від 10^{-1} до 10^{-8} , які використовувались для подальших досліджень.

Визначення загального мікробного числа. Загальне мікробне число (ЗМЧ) визначають як кількість мікроорганізмів, яку виявляють в 1 г досліджуваного ґрунту [135, 136]. ЗМЧ з'ясовували методом глибинного посіву у щільне середовище триптон-соєвий агар (ТСА). Для цього використовували по 1 мл із останніх чотирьох розведень зразків та вносили їх на дно стерильних чашок Петрі та заливали 20 мл розтопленого й охолодженого до 45 °С ТСА та чекали застигання. Після цього середовища чашки інкубували упродовж 72 год за температури $+37\pm 1$ °С. Для обрахунку застосовували чашку з розведенням, на якій виросло 50...150 колоній.

Знаходили середнє арифметичне та визначали кількість колонієутворювальних одиниць (КУО) на 1 г зразка з суми колоній, що вирости на двох чашках одного розведення.

Визначення бактерій групи кишкової палички. Визначення титру бактерій групи кишкової палички (БГКП) проводили титраційним методом [135, 136]. Відповідні розведення суспензії ОСВ висівали у флакони та пробірки з рідким середовищем Мозеля: 10 мл (з розведення 1:10) – у 50 мл середовища, по 1 мл з наступних розведень – у 9 мл середовища. Дані посіви інкубували впродовж 48 год при температурі +37 °С. Коли не спостерігали помутніння середовища у флаконі та пробірках, то робили негативний висновок про наявність БГКП. Проте, якщо у пробірках чи флаконі був ріст, який супроводжувався помутнінням середовища, то робили висів на чашки Петрі зі середовищем Ендо, селективним агаром для виявлення коліформних бактерій і *E. coli*. Наявні посіви культивували упродовж 24 год за температури +37 °С. Типові колонії розпізнавали шляхом визначення оксидазної реакції, утворення індолу з триптофану, здатності до ферментації глюкози і лактози та фарбування за Грамом. Найменша кількість ґрунту, в якій виявляють грамнегативні палички, та які не утворюють оксидазу і розщеплюють глюкозу до кислоти та газу, вказує на їх титр. Індекс БГКП визначають за формулою 2.1 [135, 136]:

$$\text{Індекс БГКП} = 1000/\text{титр БГКП} \quad (2.1)$$

Визначення бактерій роду *Salmonella*. На початку дослідження проводили попереднє концентрування бактерії даного роду у середовищах попередньо збагачених – фосфатно-буферній пептонній воді, магнієвому середовищі і середовищі Раппапорта-Василіадіса. Для цього використовували по 1 мл розведених суспензій зразків, які вносили до 9 мл рідких середовищ попереднього збагачення, та вирощували дані посіви у пробірках протягом 16–24 год за температури 36±1 °С. Після інкубації проводився їх висів на диференціально-діагностичні середовища:

ксилозо-лізин-дезоксихолатний агар і середовище Ендо. При пересіві використовували не менше 2 чашок із селективними середовищами. Вирощування мікроорганізмів здійснювали впродовж 48 год при температурі 36 ± 1 °С. Колонії, які є характерними для бактерій роду *Salmonella*, пересівали на середовище триптон-соєвий агар. Дані висіви інкубували протягом однієї доби при температурі 36 ± 1 °С, після чого пересівали на середовище Клігlera і трицукридний агар. У випадку характерного росту, то на цих середовищах проводили дослідження біохімічних властивостей ізолятів [135, 136].

Визначення чисельності фітопатогенних мікроорганізмів. Для виявлення фітопатогенних бактерій розведені суспензії ОСВ та компостувальних сумішей висівали на середовище Келмана, картопляний агар з 2,3,5-трифенілтетразолієм хлористим, ТСА з малахітовим зеленим, середовище Мельмана та вирощували бактерії упродовж 7 діб при температурі 28 ± 1 °С.

Фарбування бактерій за Грамом проводили використовувавши набір барвників виробництва Merck Millipore, США. Фіксований мазок бактерій виготовляли на предметному склі. На фіксований препарат вносили 5–10 крапель розчину кристалічного фіолетового (реагент 1) та витримували препарат під барвником впродовж 1 хв, при цьому не промиваючи препарат, а заливали його розчином Люголя (реагент 2) до повного почорніння (на 1 хв). Після цього зливали реагент 2 і акуратно наносили деколоризуючий розчин (реагент 3) на мазок, поки він не набуде сіро-блакитного забарвлення. Розчини обережно змивали дистильованою водою. Під мікроскопом (об'єктив 8×) контролювали ступінь знебарвлення. На знебарвлені зразки акуратно наносили розчин сафраніну (реагент 4) та витримували препарат під барвником протягом 1 хв та обережно змивали дистильованою водою [136]. Як тест-культури використовували грампозитивні бактерії *Bacillus subtilis* та *E. coli* (грамнегативні бактерії). Розглядали даний препарат в імерсійній системі мікроскопа Axio Lab.A1 та інвертованого мікроскопа Olympus IX73 з цифровою камерою DP-74.

2.7. Метод визначення якості ростового субстрату (біоіндикація)

Визначення якості ростового субстрату проводили загальноприйнятим методом [137, 138]. Для встановлення можливості подальшого використання ростового субстрату перевагу віддають рослинам, оскільки вони характеризують стан середовища в якому вони ростуть, швидко розмножуються, по-різному реагують на дію шкідливих факторів. Використовуючи такий метод маємо змогу визначати сумісну біологічну активність впливу фізико-хімічних факторів на природне середовище [139]. Цей метод підходить для всіх типів ґрунтів, ґрунтотворних матеріалів, осаджених відходів або хімічних речовин, які можуть бути внесені в ґрунт. Згідно із методикою, ростовими субстратами є досліджувана суміш та контрольний ґрунт, про який відомо, що він має добру якість.

Для біоіндикаційних досліджень обирали одну із найбільш перспективних культур – Райграс багаторічний (*Lolium perenne* L.), яка належить до Категорія 1 – однодольні рослини і може використовуватися для рекультивації техногенно порушених земель. Обчислювали відсоток проростання насіння відносно середнього проростання в контрольних посудинах для кожної повторності в кожному варіанті. Вимірювали довжину коренів кожної з рослин та визначали середню довжину кореня для кожного досліджуваного ростового субстрату [140]. Статистичний аналіз застосовували для визначення найменш суттєвих розбіжностей між контролем та дослідними концентраціями.

2.8. Методика визначення купруму Cu^{2+} у розчині

Визначення основане на реакції взаємодії іонів Cu^{2+} і I^- та наступним титруванням утвореного в еквівалентній кількості I_2 стандартним розчином $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$:



В конічну колбу для титрування поміщають аліквоту аналізованого розчину Cu^{2+} додають 5 мл 2 (моль·екв)/л розчину H_2SO_4 та 2 г KI . Колби закривають скляними пробками і ставлять в темне місце на 10 - 15 хв. Титрують стандартним розчином тіосульфату натрію до переходу жовто-коричневого забарвлення в солом'яно жовте, в присутності розчину крохмалю.

Вміст Cu^{2+} (в г) обчислюють за [141].

$$g_{\text{Cu}^{2+}} = C \left(\frac{1}{1} \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \right) V_{\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3} A(\text{Cu}^{2+}) V_k / (1000 V_n), \quad (2.4)$$

$$g_{\text{Cu}^{2+}} = T_{\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3} V_{\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3} A(\text{Cu}^{2+}) V_k / [M \left(\frac{1}{1} \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \right) V_n] \quad (2.5)$$

Висновки до розділу II

1. Відповідно до мети дисертаційної роботи обґрунтовано оптимальні умови використання осадів стічних вод в технології компостування.
2. Детально описані методики експериментальних досліджень: методики відбору проб осадів стічних вод та ґрунту, методика виконання аеробного біокомпостування, методика визначення якості ростового субстрату, мікробіологічного дослідження компонентів субстрату та методика дослідження кінетики ремедіації іонів Cu^{2+} , здійснено опис експериментальних установок, які використовувались для досліджень.
3. Основні результати, приведені в другому розділі, в повній мірі знайшли своє відображення в публікаціях [130, 140].

РОЗДІЛ III

ДОСЛІДЖЕННЯ АЕРОБНОГО БІОКОМПОСТУВАННЯ ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ В СКЛАДІ СИРОВИНИ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД

3.1. Перспективи застосування осадів стічних вод в технологіях рекультивації порушених земель

Проблема техногенно деградованих земель в Україні та світі несе відчутну загрозу для безпеки навколишнього середовища та здоров'я людей. Можна виділити три основні типи об'єктів, які найбільше потребують відновлення: кар'єри гірничовидобувної промисловості, швидкий розвиток, яких відбувся у другій половині ХХ століття; полігони ТПВ та стихійні сміттєзвалища, які є основним елементом системи поводження із відходами в країнах, що розвиваються; та терикони.

З руйнуванням ґрунтового покриву утворюються техногенні ландшафти, які уповільнюють процес самовідновлення рослинності і ґрунтів. Зменшити або усунути цей негативний техногенний вплив на навколишнє середовище таких ландшафтів можливо за допомогою технології рекультивації: створення лісових насаджень, покриттям порушених земель родючим шаром ґрунту, зміцнення поверхневого трав'янистого покриву, хімічної меліорації, видалення верхнього шару ґрунту з подальшим використанням його для відновлення рослинності, внесенням природних цеолітів [142, 143].

Перш за все, від рекультивації отримуємо ряд як екологічних переваг, так і економічних вигод, які перетворюються в соціально-суспільні вигоди (перетворення деградованих земель в естетичні ландшафти, що сприяє покращенню інфраструктури міста) [144, 145].

До числа доступних і ефективних способів технології рекультивації відноситься використання осадів стічних вод. Застосування осадів як заміни добрив сприяє формуванню та стабілізації ґрунту шляхом розкладання органічної

речовини, яка є сильно порушена в забруднених важкими металами місцях. Екологічні можливості ОСВ також впливають на фізико-хімічні властивості ґрунту: покращення агрегаційної та інфільтраційної здатності, збільшення доступності поживних речовин [146, 147]. Отже, використання осадів в технологіях біологічної рекультивації деградованих земель вирішує дві проблеми - кондиціонування ґрунту для рекультивованої поверхні та екологічно безпечної їх переробки [148].

Досить перспективним є використання субстратів, синтезованих із використанням органовмісних відходів та природних сорбентів - в заміну використання родючих земель. Необхідною умовою є засвоєння нових площ культурами, які використовуються для рекультивації, що може бути забезпечене використанням ефективних капсульованих мінеральних добрив. Капсульовані добрива забезпечують постійне та збалансоване живлення рослин впродовж вегетаційного періоду. В технології біологічної рекультивації, при їх використанні, зменшуються витрати розчинних елементів живлення рослин в навколишнє середовище, збільшується ефективність їх засвоєння рослинами та їх термін дії, а отже кількість операцій внесення буде мінімізована [149-151].

Дослідники Pandey та інші [152] зазначають, що вирощування на деградованих територіях енергетичних культур приносить переваги, такі як: рекультивація техногенно-порушених земель, виробництво біоенергії, поліпшення якості ґрунтового субстрату, естетично привабливий ландшафт та секвестрація вуглецю.

Для підвищення рівня екологічної безпеки навколишнього середовища та відповідаючи принципам сталого розвитку, в промислово-розвинених країнах світу почали приймати різні закони та програми, які спрямовані на захист та відновлення навколишнього середовища, порушеного видобутком корисних копалин. Такі країни, як Сполучені Штати Америки, Німеччина, Польща, Велика Британія почали приділяти значну увагу технологіям рекультивації [153, 154].

Дослідники [148], зазначають про позитивні результати рекультивації порушених ділянок (звалищ) при використанні ОСВ з піском і торфом у

співвідношенні 1:2:2 і замочуванні насіння в гуміновому регуляторі росту для розвитку рослин. При додаванні цієї суміші на сміттєзвалище швидкість проростання насіння значно збільшується.

Дослідники [155] повідомляють про успішне використання осаду як поправки для кислих матеріалів, що випадають із шахт. Так, у Пенсільванії одноразове внесення мулу з розрахунками до 184 Мг/га створило пишній покрив кормових видів рослин на реконструйованій бітумній смузі шахти з рівним значенням рН.

В переважаючій більшості українських КОС не виконується глибока переробка та утилізація ОСВ, а основним методом зневоднення та стабілізації залишається складування ОСВ на мулових майданчиках. Нестримне зростання об'ємів ОСВ, яке зумовлює забруднення всіх складових навколишнього природного середовища та строге законодавче регулювання питань з їх розміщення та захоронення, викликають гостру потребу у розробці нових технологій [156, 157].

Компостування органовмісних відходів, наприкладі осадів з рослинним наповнювачем дає біологічно стабілізований ґрунт, який забезпечує відносно вищу концентрацію доступного фосфору в порівнянні з неорганічними добривами [158]. Таке спільне компостування – більш корисне, оскільки воно впливає на багато мікробно-опосередкованих біогеохімічних процесів і мінімізує втрати поживних речовин під час компостування [159].

Компостування є важливою частиною циркулярної економіки і сприяє закриттю циклу поводження з відходами. Використання отриманого компосту не призводить до розмноження різних видів бур'янів, а компостування на рекультивованому полігоні дає значні переваги: покриття активного тіла полігону біодобривом, що веде до замкнутого циклу поводження з відходами [160–162].

Завдання дослідження – за допомогою методу аеробного біокомпостування експериментально отримати найоптимальніші рецептури сумішей на основі типових осадів українських очисних споруд з додаванням деревної тріски

(найпоширенішої та економічної рослинної сировини) та рециркуляційно-активного біокомпосту.

Виконання цього дослідження у лабораторних умовах дозволяє зменшити впливи на процес аеробного біокомпостування різних факторів зовнішнього середовища, таких як: різкі перепади температури повітря, перезволоження атмосферними опадами у випадку реалізації процесу під відкритим небом.

3.2. Розробка модельних сумішей для біокомпостування

Як основна цільова сировина для розробки модельних сумішей використовували механічно зневоднені «свіжовідібрані» ОСВ (ОСВ_{св}) після центрифугування суміші сирого осаду та надлишкового активного мулу в цеху механічного зневоднення Львівських КОС. Принципову схему процесу аеробного біокомпостування ОСВ з деревною тріскою та рециркуляційно-активним біокомпостом представлено на рис. 3.1.

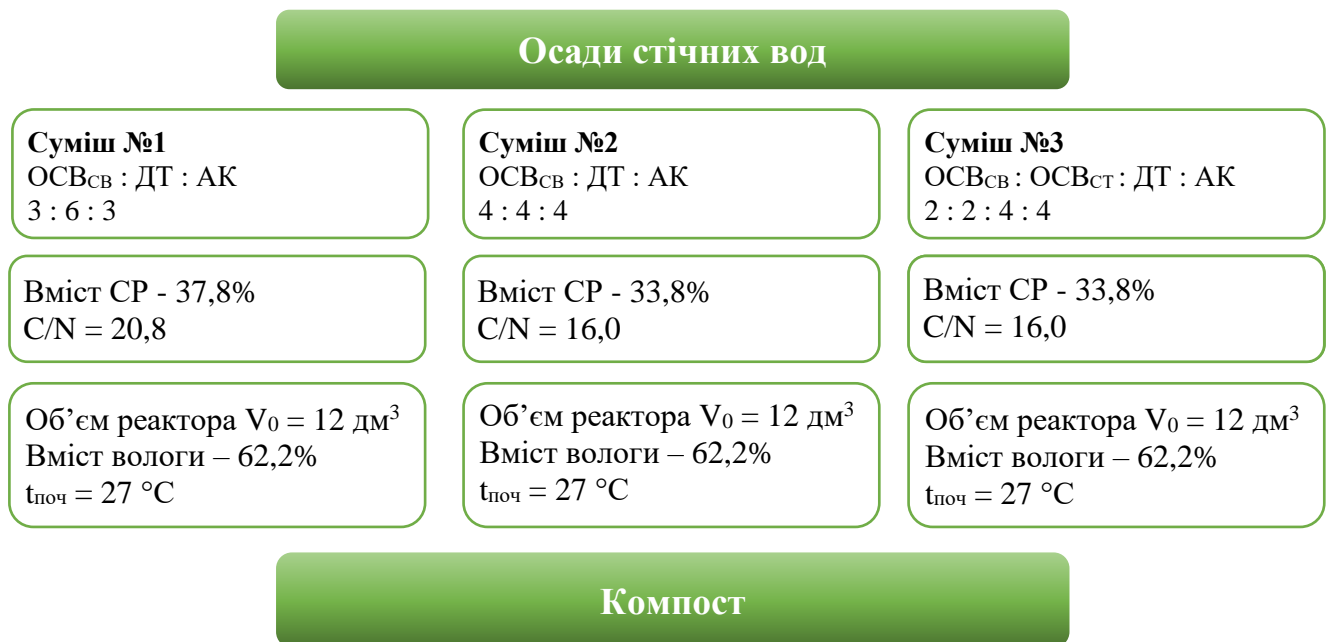


Рис. 3.1. Принципова схема процесу аеробного біокомпостування ОСВ

В одній із сумішей було досліджено вплив на процес біокомпостування «старих» ОСВ (ОСВ_{ст}). Цей зразок ОСВ_{ст} відібрано на діючому муловому майданчику Львівських КОС, його вік – 2-3 роки згідно журналу обліку [163].



Рис. 3.2. Зовнішній вигляд наповнювача

Як рослинний наповнювач у всіх досліджуваних сумішах використовували деревну тріску (рис. 3.2), отриману механічним подрібненням деревних відходів на майданчику біокомпостування органічних відходів ЛКП «Зелене місто» Львівської міської ради. У всіх досліджуваних композиціях був використаний рециркуляційно-активний біокомпост віком близько 2 тижнів, відібраний з середньої частини компостних буртів станції біокомпостування ЛКП «Зелене місто» з метою прискорення розвитку процесу біокомпостування.

Для лабораторного компостування було підготовлено чотири різних за складом сировинні суміші: три суміші (№1–№3) з різними об’ємними частками ОСВ (рис. 3.3) та суміш №4 – контрольна суміш із активного компосту. При плануванні складу сумішей №1–№3 виходили із рекомендації ДСТУ 8727:2017 (п.8.6), що у разі використання як наповнювача деревної тирси об’ємне

співвідношення «наповнювач : ОСВ» складає від (0,5 : 1,0) до (1,5 : 1,0) влітку та від (1 : 1) до (2,0-3,0) : 1,0 – взимку [128].

У цьому лабораторному дослідженні у першому наближенні було прийнято цілі значення співвідношення об'ємів наповнювача (деревної тріски) і ОСВ, а саме – дві композиції зі співвідношенням 1:1 та одна суміш 2:1. Для виявлення впливу старих ОСВ на процес біокомпостування в одній із сумішей із співвідношенням «деревна тріска : ОСВ» = 1:1 (суміш №3) половину об'єму осадів склали «свіжовідібрані» ОСВ, а іншу половину – «старі» ОСВ.



Рис. 3.3. Приготування сумішей до компостування

Для рівності стартових умов при реалізації процесу біокомпостування в лабораторних умовах, початковий об'єм всіх сумішей перед початком компостування був однаковим і становив $W_0 = 12 \text{ дм}^3$. Об'єми кожного з компонентів сумішей №1–№4 та відповідні об'ємні частки компонентів наведено в табл. 3.1.

У табл. 3.2 наведений масовий склад сумішей №1 – №4 та масові частки окремих компонентів сумішей.

Таблиця 3.1

**Об'ємні співвідношення компонентів сумішей на початку
компостування в лабораторних умовах**

№ суміші	Об'єм, дм ³					Об'ємна частка			
	ОСВ _{св}	ОСВ _{ст}	деревна тріска	активний компост	разом	ОСВ _{св}	ОСВ _{ст}	деревна тріска	активний компост
1	3	0	6	3	12	0,250	0	0,500	0,250
2	4	0	4	4	12	0,333	0	0,333	0,333
3	2	2	4	4	12	0,167	0,167	0,333	0,333
4	0	0	0	12	12	0	0	0	1,000

Таблиця 3.2

**Маси та масові частки компонентів сумішей на початку компостування
в лабораторних умовах**

№ суміші	Маса, кг					Масова частка			
	ОСВ _{св}	ОСВ _{ст}	деревна тріска	активний компост	разом	ОСВ _{св}	ОСВ _{ст}	деревна тріска	активний компост
1	2,760	0,000	0,942	1,712	5,414	0,510	0	0,174	0,316
2	3,680	0,000	0,628	2,282	6,590	0,558	0	0,095	0,346
3	1,840	1,840	0,628	2,282	6,590	0,279	0,279	0,095	0,346
4	0	0	0	6,846	6,846	0	0	0	1,000

Загальний вигляд компостних сумішей №1–№4 перед початком проведення процесу біокомпостування представлено на рис. 3.4.



Рис. 3.4. Загальний вигляд сумішей перед початком проведення процесу біокомпостування в лабораторних умовах

Вологість сировинних сумішей визначали розрахунковим шляхом на підставі результатів аналітичного лабораторного визначення вологості всіх 4 складових: «свіжовідібраних» і «старих» ОСВ, деревної щепи та активного біокомпосту.

Фактичний вміст вільної вологи в субстратах визначали шляхом вимірювання втрати маси, шляхом підсушування зразків у термостаті марки ТС-80 М° С при температурі 68 °С протягом 1 доби.

Щоб забезпечити належну точність результатів, для кожного субстрату відбирали та визначали вологість у двох зразках. Остаточне значення вологості кожного субстрату приймали рівним середньому арифметичному з цих двох значень. Початкова температура підготовлених до біокомпостування сумішей становила 27,0 °С, а початкова їх вологість становила від 60% мас. до 66,2% мас. (табл.3.3).

Таблиця 3.3

Початкова вологість сумішей на початку компостування в лабораторних умовах

Номер суміші	Густина, кг/м ³	Маса суміші, кг	Маса води в суміші, кг	Маса СР суміші, кг	Вологість суміші, % мас.	Частка СР, %
1	451,1	5,414	3,368	2,045	62,2	37,8
2	549,2	6,590	4,365	2,225	66,2	33,8
3	549,2	6,590	4,365	2,225	66,2	33,8
4	570,5	6,846	4,108	2,739	60,0	40,0

Усі суміші були ретельно перемішані для гомогенізації їх структури та інтенсифікації процесу компостування. Розподіл маси сухої речовини (СР) за складовими сумішей наведено у табл. 3.4.

Таблиця 3.4.

Розподіл сухої речовини сумішей на початку компостування за складовими

Номер суміші	Маса сухої речовини, г			
	ОСВ	деревна щепка	активний компост	разом
1	607	754	685	2045
2	810	502	913	2225
3	810	502	913	2225
4	0	0	2739	2739

Розрахункові маси органічного вуглецю та азоту в чотирьох досліджуваних сумішах та розрахункові співвідношення C/N на початку процесу біокомпостування наведено у табл. 3.5.

Таблиця 3.5

Розрахункові показники співвідношення масового вмісту вуглецю та азоту (C/N) в сумішах перед їх біокомпостуванням

Номер суміші	Маса вуглецю, г				Маса азоту, г				C/N суміші
	ОСВ	деревна тріска	активний компост	разом	ОСВ	деревна тріска	активний компост	разом	
1	151,8	358,0	205,4	715,1	18,8	1,8	13,7	34,3	20,8
2	202,4	238,6	273,9	714,9	25,1	1,2	18,3	44,6	16,0
3	202,4	238,6	273,9	714,9	25,1	1,2	18,3	44,6	16,0
4	0,0	0,0	821,6	821,6	0,0	0,0	54,8	54,8	15,0

Розрахункові концентрації органічного вуглецю та азоту в ОСВ та в деревній трісці прийнято як середні значення згідно результатів попередніх досліджень аналогічної сировини [82, 163]:

- вміст вуглецю та азоту в ОСВ: 250 г/кг СР та 31 г/кг СР відповідно (C/N \approx 8,1);
- вміст вуглецю та азоту в деревній трісці: 475 г/кг СР та 2,4 г/кг СР відповідно (C/N \approx 200).

Масові концентрації вуглецю та азоту в активному компості, відібраному з бурта станції біокомпостування, оціночно становлять 300 г/кг СР та 20 г/кг СР відповідно (C/N = 15).

3.3. Встановлення параметрів біокомпостування органічних сумішей в лабораторних умовах

3.3.1. Температурні профілі

Температура є одним з основних параметрів процесу аеробного компостування, що характеризує інтенсивність розкладу органічних речовин аеробними мікроорганізмами та підлягає моніторингу. Початкова температура усіх чотирьох компостних сумішей становила 27 °С.

На рис. 3.5 представлені температурні графіки досліджуваних компостних сумішей в чотирьох біореакторах. Дослідження розпочали при температурі води в термостатованій ємності 35 °С, що відповідає середній температурі мезофільного аеробного компостування.

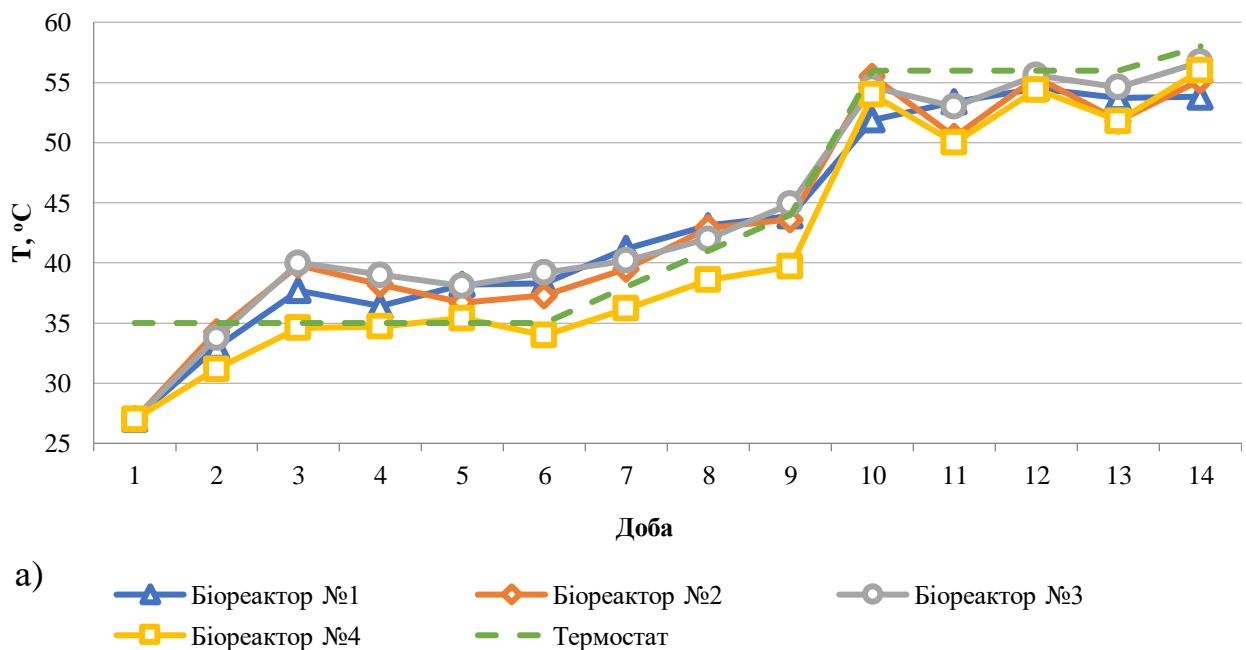
Безпосередньо на початку експерименту температура компостних сумішей була суттєво нижчою за температуру в термостаті, але вже починаючи з другої доби досліджень температура досліджуваних сумішей (№1, №2 і №3) стала вищою від температури води в термостаті, що є свідченням швидкої активізації процесів розкладання органічної сировини аеробними мікроорганізмами, що супроводжується інтенсивним локальним виділенням тепла. Наприклад, через 2 доби від початку серії досліджень температура всередині компостних сумішей становила: в суміші №1 – 37,7 °С; № 2 – 39,8 °С; № 3 – 40,0 °С; № 4 – 34,6 °С, що відповідає значній додатній різниці температур ΔT в сумішах №1 – №3 ($\Delta T_1 = +2,7$ °С; $\Delta T_2 = +4,8$ °С; $\Delta T_3 = +5,0$ °С) і лише в контрольній ємності №4 з активним компостом різниця температур була від'ємною ($\Delta T_4 = -0,4$ °С) рис. 3.6, що є непрямым свідченням того, що найбільш інтенсивна фаза аеробного компостування в контрольному активному компості вже відбулася в натурних умовах, у бурті станції біокомпостування.

На цьому добу досліджень підвищували температуру води в термостатованій ємності, відтворюючи поступовий перехід процесу компостування від

мезофільного до термофільного режиму в умовах лабораторії. Зміна температури компостних сумішей у біореакторах представлена на рис. 3.5 (а, б).

З 13-ї доби температура компостної суміші в усіх біореакторах стабілізувалася на рівні в 2-5 разів нижчому від температури води в термостаті, що свідчить про зниження інтенсивності біологічного розкладання та перехід до стадії дозрівання компостних сумішей.

Нерівномірність графіку зміни температури компостної суміші, ймовірно пов'язана з тим фактом, що температура вимірювалася після процедури вимірювання суміші газів в середині біореакторів, коли кришки біореакторів були частково відкриті. Про похибки вимірювання температури, які були наслідком процедури відбору проб, вказують і інші дослідники, які описують спільне компостування осадів стічних вод разом із соломою, яку використовували, як наповнювач [82].



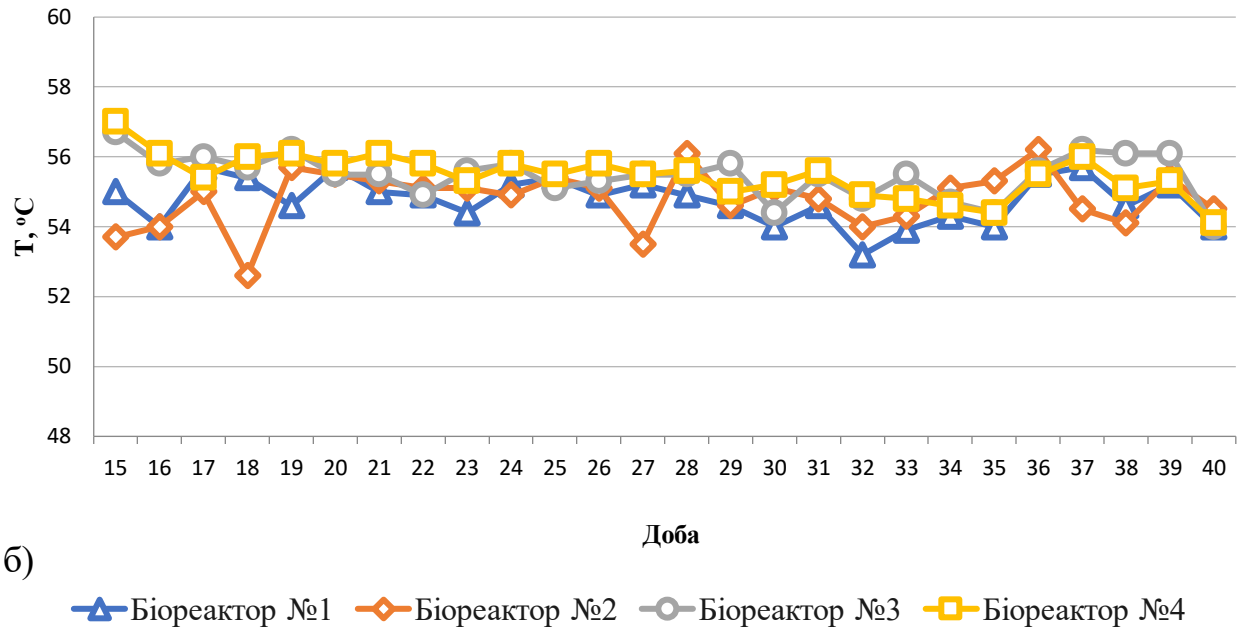


Рис. 3.5. Зміна температури компостних сумішей в біореакторах
а) з 1-14 добу; б) з 15 - 40 добу

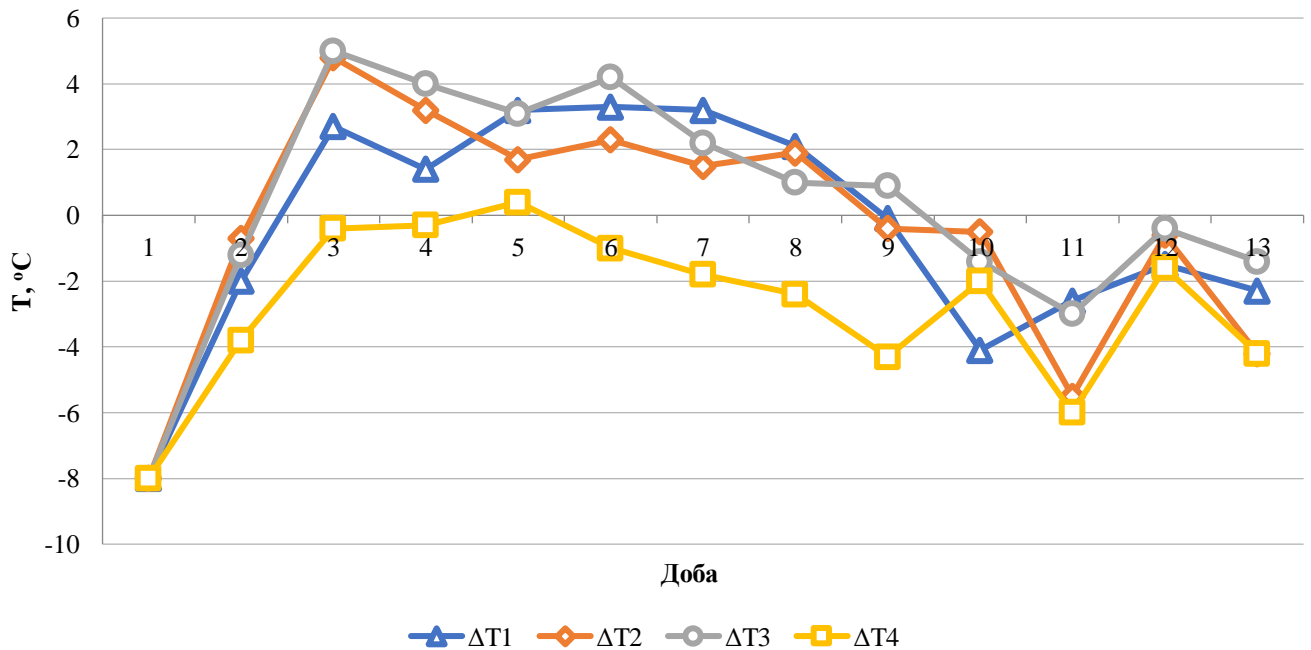


Рис.3.6. Відхилення температури компостної суміші від заданої температури в термостаті

3.3.2. Вміст кисню в біокомпостних сумішах

Вміст кисню в біореакторах регулярно перевіряли, щоб гарантувати необхідні умови для аеробного компостування. Мікробіологічна діяльність під час компостування відповідає за гідроліз і розкладання органічної речовини, що призводить до виділення тепла. Завдяки примусовій аерації вуглець (C) окислюється до CO_2 під час виділення тепла, відбувається поглинання азоту (N) та інших поживних речовин, необхідних для мікробного росту, розмноження та метаболічних реакцій. У нашому дослідженні основний негативний пік концентрації O_2 спостерігався на 6-й день компостування у біореакторі №3 (рис. 3.7), коли почалася фаза експоненціального росту термофілів (рис. 3.8 в). Вищевказаний пік сильно корелював із прогнозованими позитивними піками концентрації CO_2 (рис. 3.9). У цьому дослідженні не спостерігалось явного негативного піку концентрації O_2 для мезофільної фази. Швидше за все, у нашому експерименті з компостування органічна речовина окислювалася швидше за термофільну фазу.

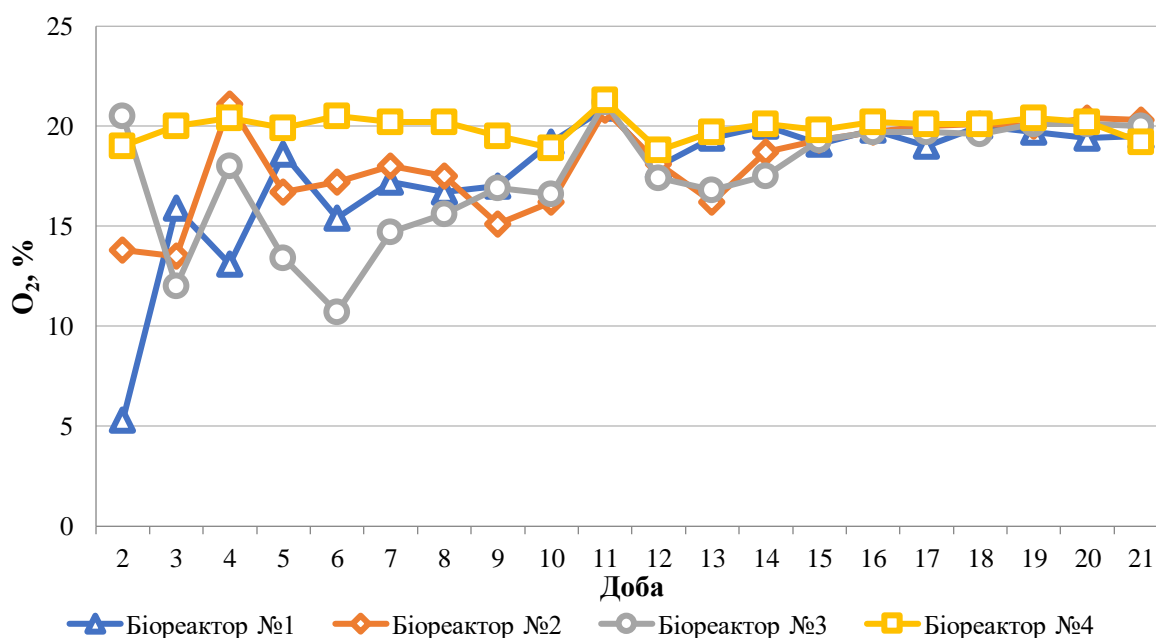
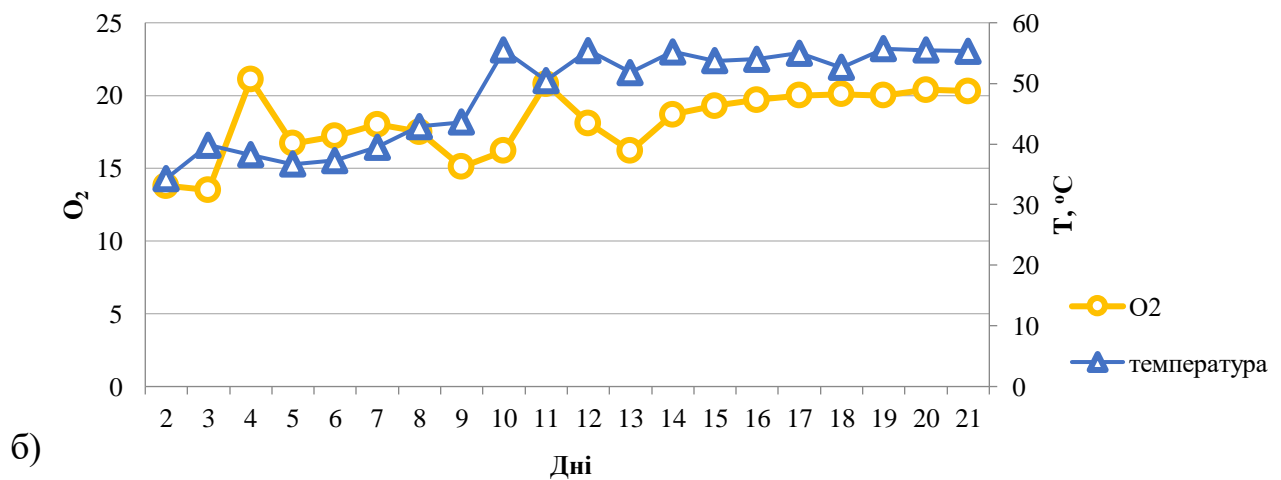
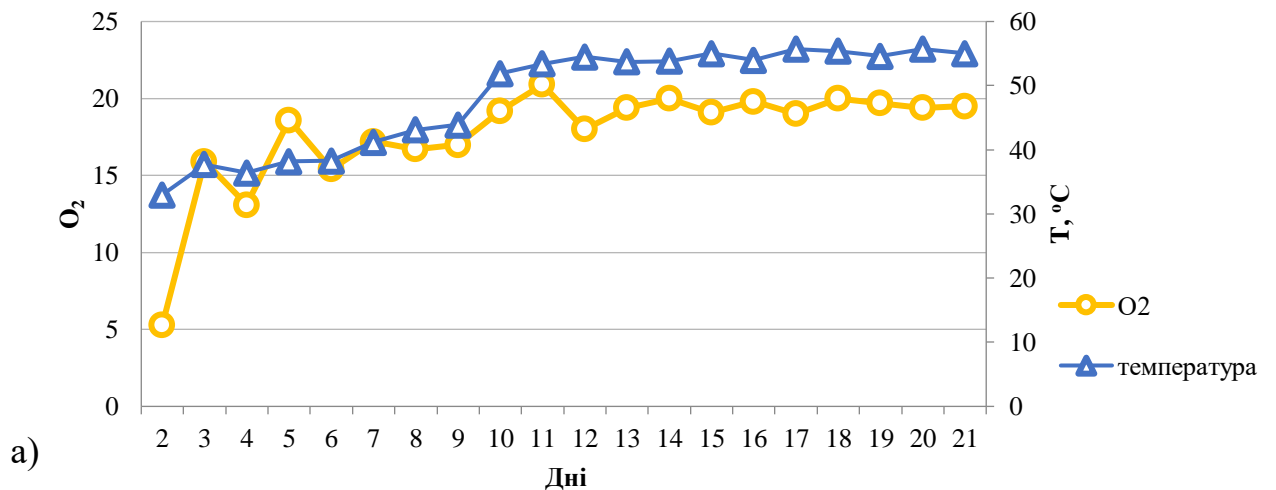


Рис. 3.7. Зміни в часі об'ємної частки кисню в газовой середовищі біореакторів

Подібні тенденції в експериментальних вимірюваннях O_2 , CO_2 , NH_3 і швидкості гідролізу були повідомлені іншими авторами [94, 103] щодо кінетики деградації органічної речовини, коли використовували тирсу, як наповнювач показали, що фракціонування субстратів відповідно до їх біодоступності є дуже важливим у мезофільній фазі, де спостерігалися підвищені швидкості утилізації O_2 на першій стадії розкладання органічної речовини за рахунок дихання.

На рис. 3.8 (а, б, в, г,) показано кореляцію змін в часі температури компостних сумішей та вмісту в них кисню.



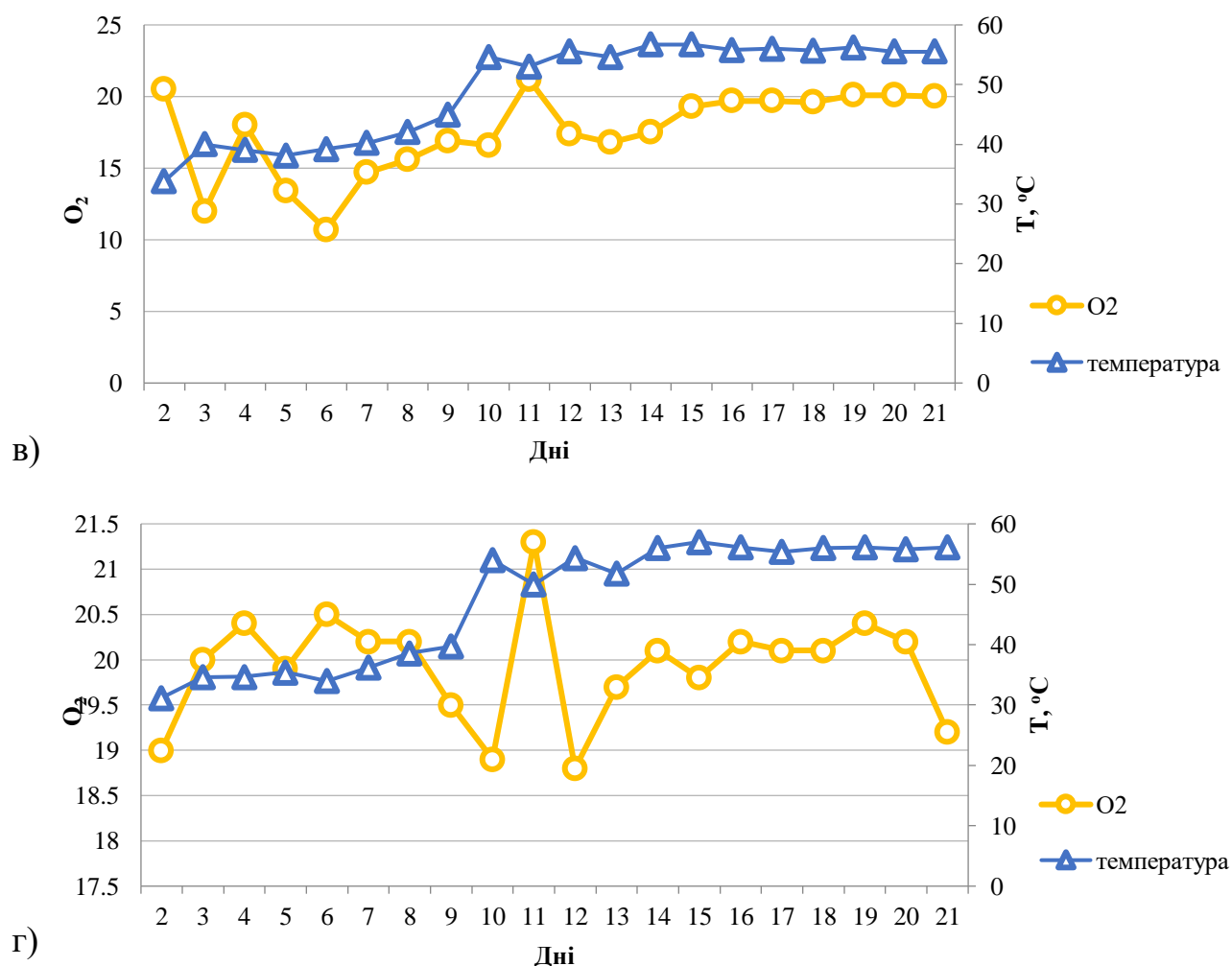


Рис. 3.8. Кореляція змін в часі температури компостних сумішей та вмісту в них кисню: а) біореактор №1; б) біореактор №2; в) біореактор №3; г) біореактор №4

3.3.3. Вміст діоксиду вуглецю в біокомпостних сумішах

Оскільки CO_2 є основним газом, що утворюється внаслідок мікробної деградації органічних речовин, то швидкість емісії CO_2 відображає швидкість розпаду органічних речовин та мікробну активність у процесі аеробного компостування органовмісних сумішей [2]. Максимальні швидкості деструкції органічних речовин у реакторах №1-№3 спостерігали протягом 3-8 діб. Як бачимо, швидкість втрат загального Карбону більш виражена у мезофільній фазі компостування, що свідчить про більшу інтенсивність розкладання органічної

речовини саме в цьому режимі. Зміна вмісту CO_2 (% об.) всередині біореакторів №1–№4 представлена на рис. 3.9. У першому біореакторі з найвищим вмістом деревної щепи максимальний вміст CO_2 на рівні 6,7 % об. спостерігали у період з 1 по 4 добу досліджень. У біореакторі № 2 максимальний вміст CO_2 на рівні 6,7 % об. спостерігали перших 3 доби.

Починаючи з 15 доби спостерігали стабільні значення вмісту CO_2 у всіх біореакторах в діапазоні 0,5 - 1,5 % об. CO_2 , % об.

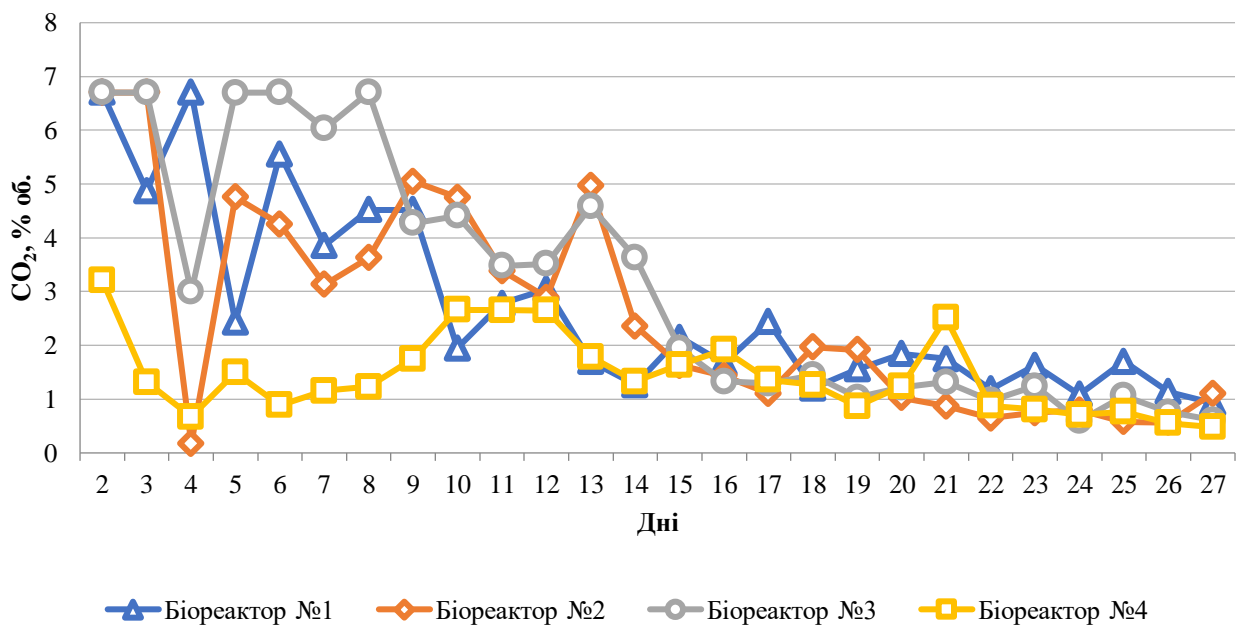


Рис. 3.9. Зміна вмісту CO_2 в середині біореакторів

3.3.4. Вміст аміаку в біокмPOSTНИХ сумішах

Як показано на рис. 3.10, вмісту NH_3 в середині біореакторів зріс: у біореакторах №2 та №1 на 7-ий та 9-ий день компостування відповідно та досягли максимуму на 15-ий день. Збільшення вмісту NH_3 показало, що відбувся розпад органічних сполук азоту на початковій стадії компостування. Після досягнення максимуму весь вміст NH_3 почав зменшуватися. В біореакторах №3 та №4 вмісту NH_3 не фіксували. Порівнюючи з контрольною сумішшю №4 (активний компост), та сумішшю №3 з комбінованим додаванням OCB_{CT} і OCB_{H} вмісту NH_3 не було

виявлено. Тобто додавання деревної щепи та активного компосту стимулює засвоєння аміаку, покращує структуру, пористість компостуючої суміші та вільний повітряний простір, що впливає на вентиляцію та перетворення поживних речовин.

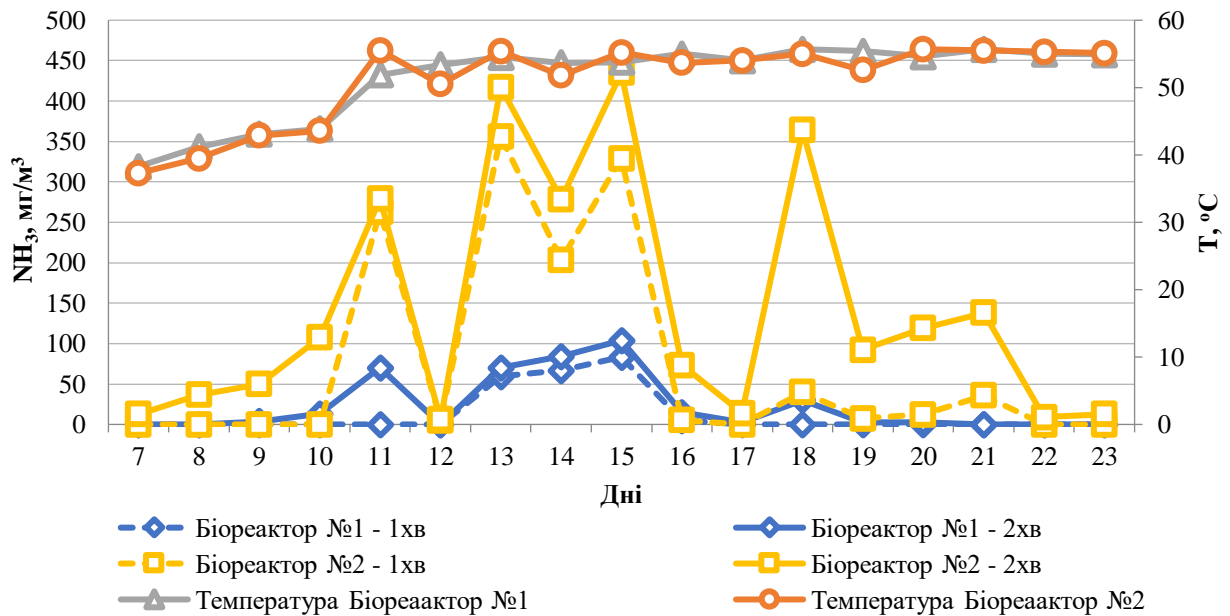


Рис. 3.10. Зміна в часі вмісту NH₃ у біореакторах №1 та №2

3.3.5. Вологовміст компостних сумішей.

Вміст води, як правило, зменшується через поєднання високих рівнів температури та аерації під час термофільної фази. Вміст початкової вологості (68% вологої маси) знижувався, тому практичним методом було визначено рівень випаровування води в біореакторах, сушінням зразків в термостаті та здійснювався періодичний полив для підтримання оптимального рівня вологості компостувальної суміші.

На рис. 3.11– 3.12 показано зміну загального вигляду компостуючих сумішей на 30 і 60 день дослідження.

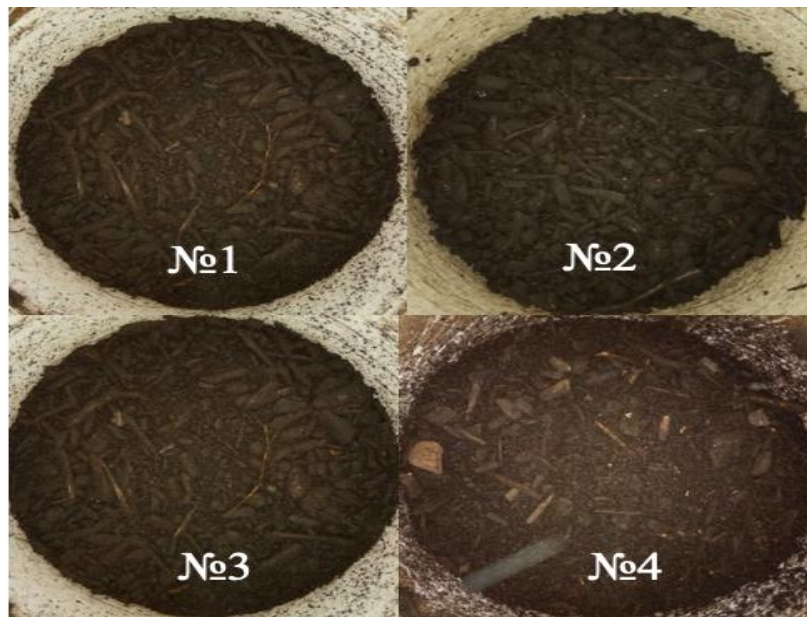


Рис. 3.11. Загальний вигляд компостуючих сумішей на 30 день дослідження

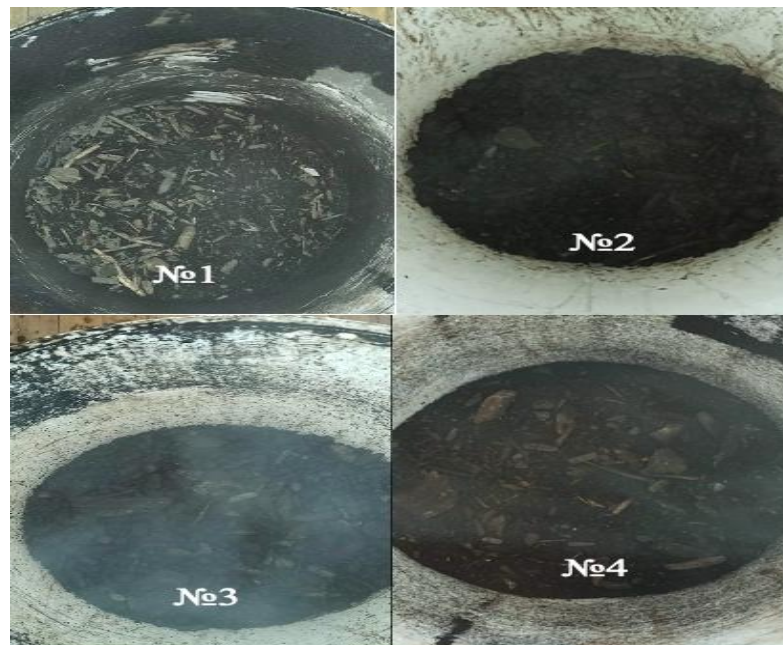


Рис. 3.12. Загальний вигляд компостуючих сумішей на 60-й день дослідження

З часом об'єм компостуючих сумішей зменшився втричі. Суміші стали більш розпушеними, без залипання, з включеннями грубших не деструктуризованих частинок деревної щепи.

3.4. Мікробіологічне дослідження компонентів субстрату

У ДСТУ 7369:2013 «Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрення» не вказане рекомендоване значення загального мікробного числа (ЗМЧ) в ОСВ, але відповідно до норм чистим вважається ґрунт, коли показник ЗМЧ не перевищує 5×10^5 КУО/г зразка, помірно забрудненим – $< 5 \times 10^6$ КУО/г зразка, сильно забрудненим – 5×10^6 КУО/г зразка [118].

Після посіву розведених суспензій ОСВ_{св}, ОСВ_{ст} та сумішей для компостування №1, №2, №3, №4 на триптон-соєвому агарі вирости різні за формою, профілем, консистенцією, розміром колонії мікроорганізмів. Переважали слизисті з нерівним краєм та випуклим профілем колонії молочного або бежевого кольору (рис. 3.13).

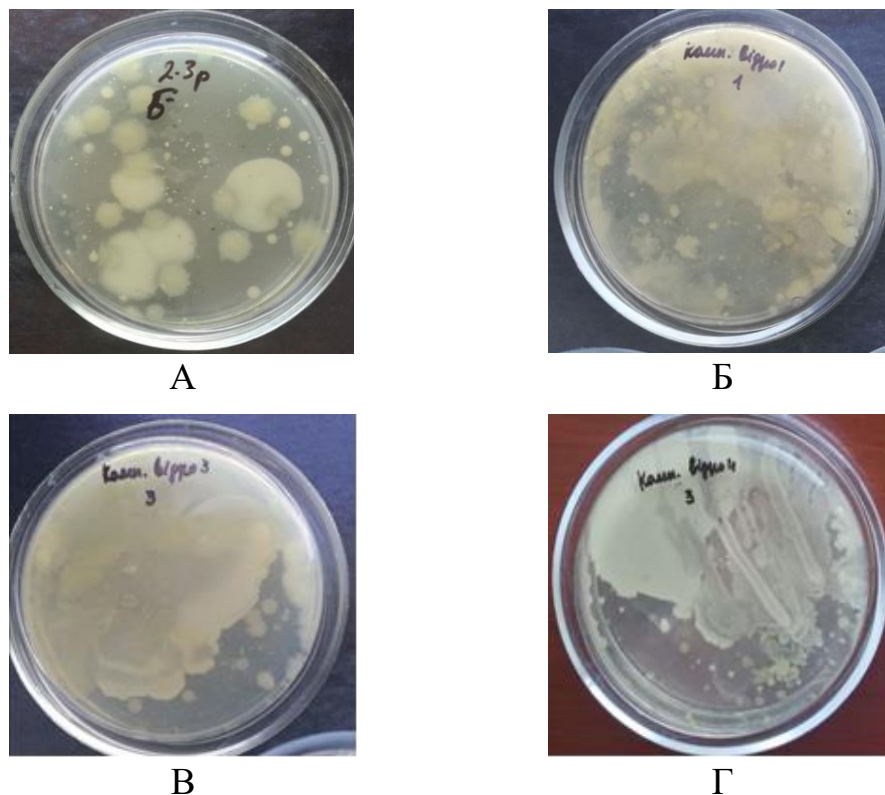


Рис. 3.13. Загальний вигляд колоній мікроорганізмів, виділених зі зразків ОСВ_{ст} (А) та сумішей для біокомпостування (Б – суміш №1, В – суміш №2, Г – суміш №4 на середовищі триптон-соєвий агар

Найвище значення показника ЗМЧ було виявлено у зразку ОСВ_{ст}. Показник ЗМЧ зразка ОСВ_{св} проб був у 2 рази нижчим, порівнюючи із цим показником «старих» осадів (табл. 3.6). Відповідно до санітарних норм, ці субстрати є сильно забрудненими, оскільки чисельність мікроорганізмів у 1 г зразків ОСВ_{ст} і ОСВ_{св} була значною і перевищувала 10^9 КУО/г зразка. Значення показника ЗМЧ зразків сумішей для біокомпостування було нижчим, порівнюючи із зразками «свіжовідібраних» і «старих» осадів стічних вод. Показник ЗМЧ для компостуючої суміші №1 був у 10 разів нижчим, в порівнянні із показником ЗМЧ «старих» осадів. Цей показник сумішей для компостування №2, №3, №4 знижувався у 1,5, 4 та 6 разів, відповідно, порівнюючи із значенням ЗМЧ зразків ОСВ_{ст}.

Ступінь фекального забруднення ґрунту оцінюють за кількістю термофільних бактерій, температурний оптимум росту яких складає $+58...+60$ °С, і БГКП. Збрудненість ґрунту гноєм і компостами показує підвищений вміст у ньому термофільних мікроорганізмів (понад 1000 КУО в 1 г ґрунту) [135].

Таблиця 3.6

Загальне мікробне число і чисельність термофільних мікроорганізмів у зразках осадів

№	Зразок	Показник	
		Загальне мікробне число, КУО/г зразка	Чисельність термофільних мікроорганізмів
1	Суміш № 1	$2,6 \times 10^8$	$4,1 \times 10^9$
2	Суміш № 2	$3,2 \times 10^8$	$1,7 \times 10^{11}$
3	Суміш № 3	$1,5 \times 10^9$	$2,5 \times 10^{13}$
4	Суміш № 4	$3,9 \times 10^8$	$7,9 \times 10^{12}$
5	Свіжовідібрані осади стічних вод	$1,1 \times 10^9$	$1,0 \times 10^4$
6	Осади стічних вод (2–3 роки)	$2,5 \times 10^9$	$3,1 \times 10^6$

Примітка: похибка у 3-х альтернативних сукупностях не перевищувала 5 %

Відповідно до санітарних норм санітарно-епідеміологічного стану ґрунту (ДСТУ 7369:2013 [118] не регламентує чисельність термофільних мікроорганізмів), ОСВ_{св} є помірно забруднені термофілами, оскільки їхня чисельність перевищує 10000 КУО/г зразка, а ОСВ_{ст} – сильно забрудненими (31000000 КУО/г зразка). Чисельність даних мікроорганізмів у сумішах для компостування була значно більшою за чисельність цих мікроорганізмів у зразках ОСВ_{св} і ОСВ_{ст}, що, ймовірно, зумовлено температурним режимом компостування (+52...+58 °С протягом 40 діб). Найвища чисельність була у зразку компостувальної суміші №3, у якій об'єм осадів складався із 50% ОСВ_{св} в і 50% ОСВ_{ст}. Також у цьому зразку було найвище значення показника ЗМЧ, порівнюючи із сумішами для компостування №1, №2 і сумішшю №4 (контрольна суміш з активного компосту). Термофільні бактерії у процесі компостування забезпечують деструкцію органічних речовин та представлені переважно грампозитивними спороутворювальними бацилами й актинобактеріями, які активно розмножуються у компостах і гної [135].

Для визначення індексу та титру БГКП мікроорганізми, які вирости після посіву відповідних розведень суспензій осадів у бульоні Мозеля для диференціації висівали на середовище Ендо, селективний агар для виявлення коліформних бактерій і *E. Coli*, селективний агар для виявлення ентерококів і агар Мозеля.

На диференціально-діагностичних середовищах, мікроорганізми, які утворили характерні колонії, були представлені оксидазонегативними грамнегативними паличками різного розміру (рис. 3.14), які здатні зброджувати глюкозу або лактозу до кислоти і газу, що є свідченням наявності БГКП у досліджених зразках.

Відповідно до ДСТУ 7369:2013 [118] і ДСТУ 8727:2017 [128] індекс БГКП в ОСВ не повинен перевищувати 50000. Індекс БГКП «старих» осадів (табл. 3.7.) перевищував норму.

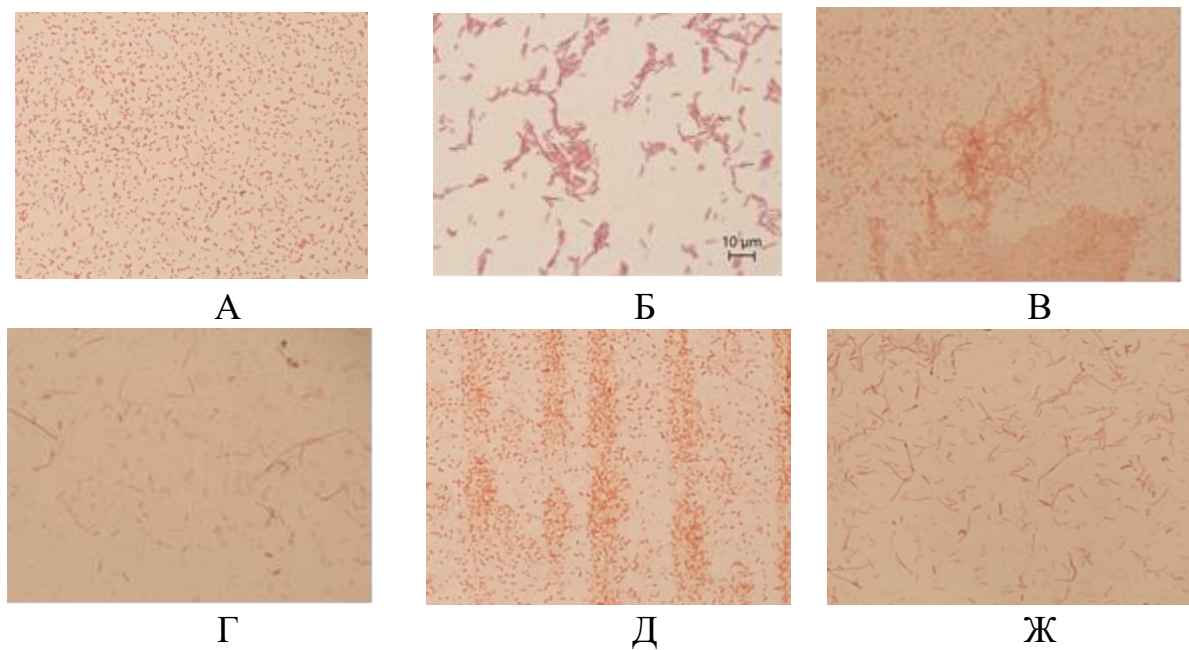


Рис. 3.14. Клітини бактерій, виділені з різних зразків осадів стічних вод та сумішей для компостування (А – з 2–3 річних осадів стічних вод, Б – із свіжовідібраних осадів стічних вод, В – з суміші №1, Г – з суміші №2, Д – з суміші №3; Ж – з суміші №4), які вирости на диференціально-діагностичних середовищах (світлова мікроскопія, $\times 1000$, фарбування за Грамом)

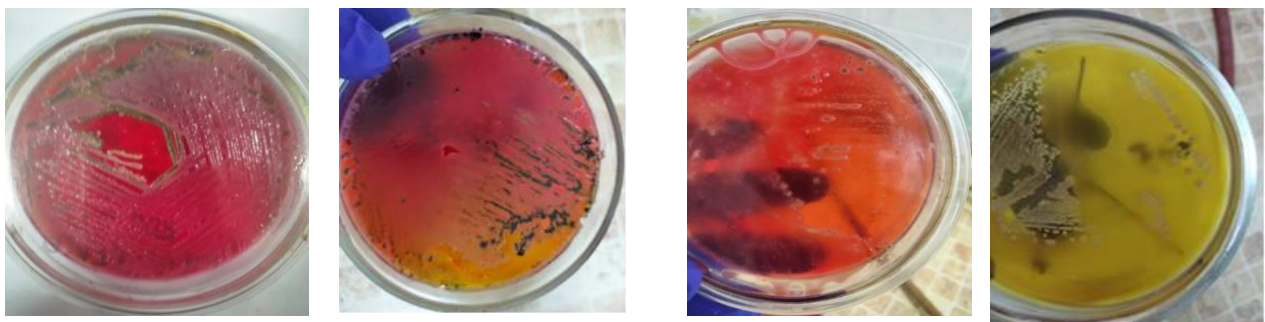
Таблиця 3.7.

Санітарно-мікробіологічні показники зразків осадів стічних вод

№	Зразок	Показник		
		Титр БГКП	Індекс БГКП	Перфрінгенс-титр
1	Суміш №1	0,001	1000000	0,0001
2	Суміш №2	0,001	1000000	0,0001
3	Суміш №3	1	1000	0,0001
4	Суміш №4	0,1	10000	0,0001
5	Осади стічних вод (свіжовідібрані)	0,00000001	100000000000	0,00001
6	Осади стічних вод (2–3 роки)	0,001	1000000	0,0000001

Титр БГКП у зразках сумішей для компостування знижувався, порівнюючи із зразками осадів, які були використані при формуванні суміші для біокомпостування. Титр БГКП сумішей №1 і №2, які містили різний вміст ОСВ_{св}, значно знижувався, порівнюючи із цим показником у зразках «свіжовідібраних» осадів, але перевищував допустимі норми [118, 128]. Також, значне зниження показника БГКП, в порівнянні із цим показником в «свіжовідібраних» і «старих» осадах, виявлено у суміші №3, яка складалася з рівних об'ємів цих осадів. У суміші №3, в результаті процесу компостування, титр БГКП не перевищував регламентованих норм, [118, 128]. Злегка вищий титр БГКП був у зразку суміші активного компосту (суміш №4), в порівнянні із зразком суміші №3, але, це значення також не перевищувало допустимі норми.

Визначення бактерій роду *Salmonella*. Сумнівний або відсутній ріст було виявлено у випадку посіву зразків сумішей для компостування №1, №2 і №3 на середовища ксилозо-лізин-дезоксихолатний агар і середовище Ендо. Після посіву зразка суміші №4 на ксилозо-лізин-дезоксихолатний агар, спостерігали яскраво-жовте забарвлення середовища, колонії були непрозорими, жовтими, оточені зоною жовтого преципітату (рис. 3.15 Г).



А

Б

В

Г

Рис. 3.15 Ріст бактерій на середовищі ксилозо-лізин-дезоксихолатний агар (А, Б ріст бактерій, виділених із 2-3 річних осадів стічних вод; В – бактерії, виділені із свіжовідібраних осадів стічних вод; Г – бактерії, виділені із суміші №4;

За результатами первинного посіву зразків компостувальних сумішей на середовища збагачення та диференціально-діагностичні середовища припускаємо, що бактерії роду *Salmonella* у зразках сумішей для компостування №1, №2, №3 та №4 відсутні.

Після отримання чистих культур бактерій, які формують характерні колонії на диференціально-діагностичних середовищах проводили посів на середовища Клігlera і трицукридний агар (рис. 3.16), які дають змогу з'ясувати чи здатні бактерії зброджувати вуглеводи, метаболізувати сечовину, відновлювати тіосульфат. Характерний ріст (стовпчик агару чорний, а скошена поверхня – червоного кольору, подекуди ріст супроводжується виділенням газу [135, 136] у цих середовищах було виявлено під час росту ізолятів, виділених із зразків ОСВ_{св} та ОСВ_{ст}.

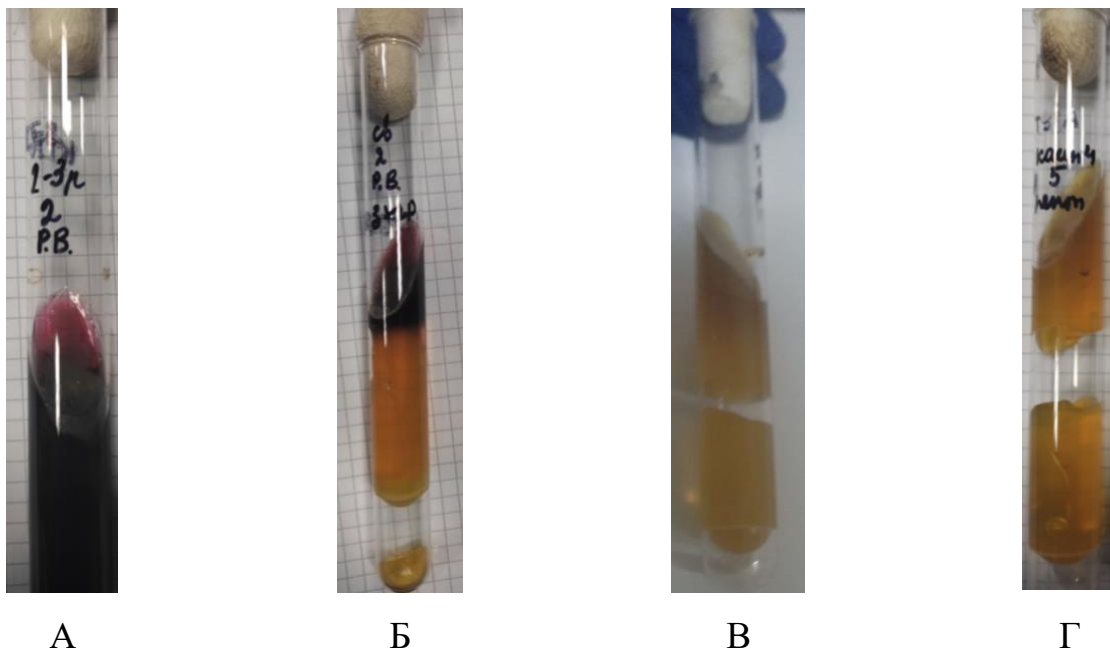


Рис. 3.16 Ріст ізолятів, виділених з середовища ксилозо-лізин-дезоксихолатний агар, на середовищі трицукридний агар (А – ріст бактерій, виділених із 2-3 річних осадів стічних вод; Б – бактерії, виділені із свіжовідібраних осадів стічних вод; В – бактерії, виділені із зразка суміші №1; Г – бактерії, виділені із зразка суміші №4)

Встановлено, що досліджені зразки осадів стічних вод містили бактерії роду *Salmonella*, проте у зразках компостувальних сумішей бактерій цього роду не виявлено.

Таблиця 3.8

Титр бактерій роду *Salmonella* і життєздатних яєць геогельмінтів

№	Зразок	Показник
		Титр бактерій роду <i>Salmonella</i>
1	Суміш №1	не виявлено
2	Суміш №2	не виявлено
3	Суміш №3	не виявлено
4	Суміш №4	не виявлено
5	Осади стічних вод (свіжовідібрані)	0,01
6	Осади стічних вод (2–3 роки)	0,001

Визначення чисельності фітопатогенних мікроорганізмів. При посіві зразків на середовища Келмана і картопляний агар з 2,3,5-трифенілтетразолієм хлористим було виявлено декілька колоній, які були схожими до морфології колоній бактерій роду *Ralstonia* та *Erwinia*, які відібрали для подальшого аналізу. Після посіву розведених суспензій ОСВ_{св} на середовище ТСА з малахітовим зеленим не було отримано характерних колоній (рис. 3.17). На цьому середовищі переважали мікроорганізми, що формували білі або бежеві слизисті колонії.

На середовищі ТСА з малахітовим зеленим були виявлені білі колонії з червоним центром у зразках ОСВ_{ст}. Після посіву суспензій зразків сумішей для компостування характерних колоній не було виявлено. На середовищі Келмана (рис. 3.18) і картопляний агар з 2,3,5-трифенілтетразолієм хлористим виростили колонії з характерною для бактерій роду *Ralstonia* та *Erwinia* морфологією.

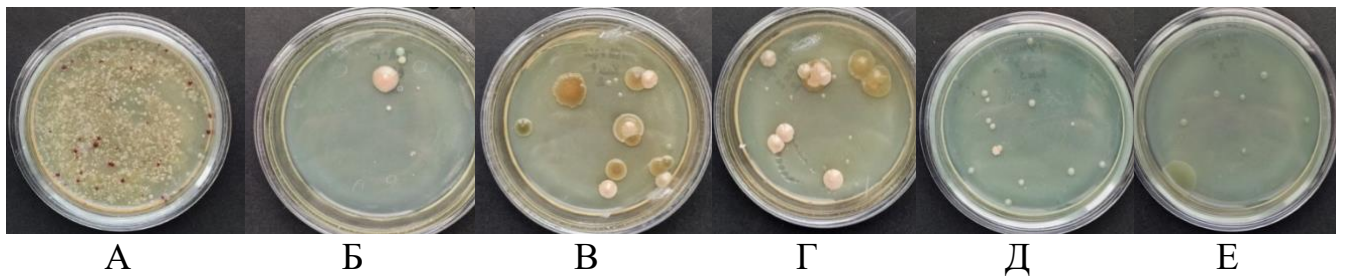


Рис. 3.17. Ріст бактерій, виділених із різних зразків стічних вод, на середовищі триптон-соєвий агар з малахітовим зеленим (А – бактерії, виділені із зразків 2-3 річних осадів стічних вод, Б – бактерії, виділені із зразків свіжовідібраних осадів стічних вод; В – бактерії, виділені із суміші №1, Г – бактерії, виділені із суміші №2; Д – бактерії, виділені із суміші №3; Е – бактерії, виділені із суміші №4; розведення суспензії зразків 100 разів)

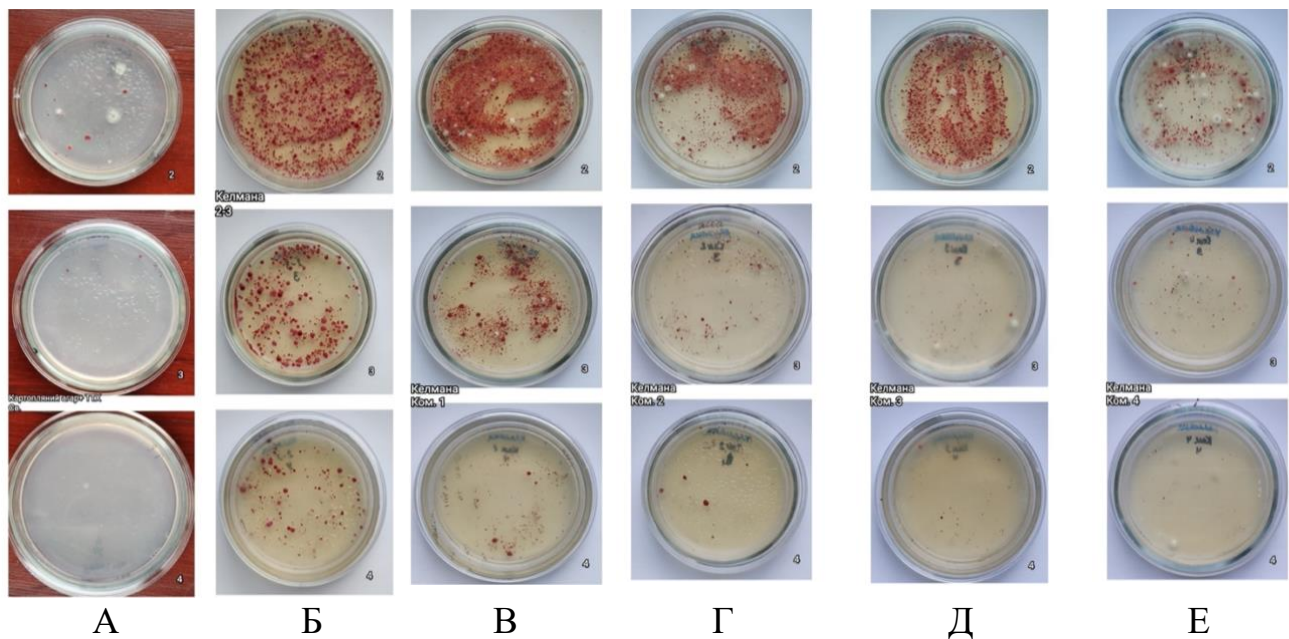


Рис. 3.18. Ріст бактерій, виділених із різних зразків стічних вод, на середовищі Келмана (А – зразки осадів свіжовідібраних осадів стічних вод; Б – 2-3 річні осадки стічних вод; В – суміш №1; Г – суміш №2; Д – суміш №3; Е – суміш №4; 2 ряд – розведення суспензії 100 разів; 3 ряд – розведення суспензії 1000 разів; 4 – розведення суспензії 10000 разів)

На диференціально-діагностичних середовищах за кількістю колоній з характерною морфологією визначили чисельність збудників м'яких гнилей в «старих» осадах та сумішах для біокомпостування. Найвищу чисельність фітопатогенних бактерій спостерігалася у зразках ОСВ_{ст} (рис. 3.19). У результаті процесу компостування чисельність бактерій-збудників м'яких гнилей, що, ймовірно, належать до фітопатогенних бактерій родів *Ralstonia* та *Erwinia* знижується. Чисельність цих мікроорганізмів у компостувальних сумішах була в 16–25 разів нижчою, в порівнянні з чисельністю цих мікроорганізмів у «старих» осадах.

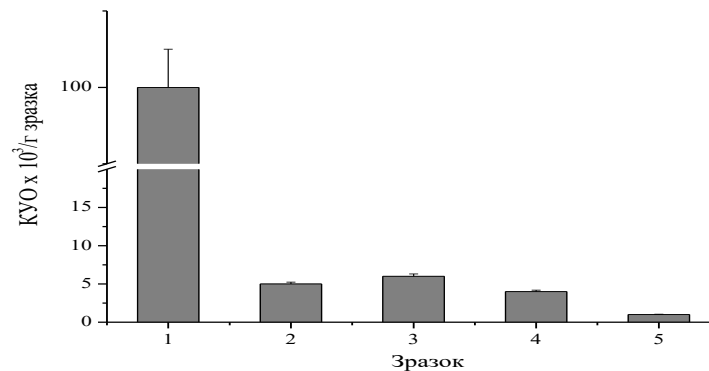


Рис. 3.19. Чисельність фітопатогенних бактерій у зразках осадів стічних вод (1 – 2-3 річні осади стічних вод; 2 – суміш для біокомпостування №1; 3 – суміш для біокомпостування №2, 4 – суміш для біокомпостування №3; 5 – суміш для біокомпостування №3)

Ці дослідження проводилися спільно із колегами на базі кафедри мікробіології Львівського національного університету імені Івана Франка.

Висновки до розділу III

1. Результати дослідження процесу аеробного біокомпостування органомісних сумішей у лабораторних умовах довели перспективність використання осадів стічних вод в складі сировинної композиції, а також засвідчили, що додавання деревної тріски та активного компосту стимулює засвоєння аміаку, нітрифікацію мікробів, покращує структуру, пористість компостуючої суміші та вільний повітряний простір, що впливає на покращення вентиляції та перетворення поживних речовин.
2. Доведено, що обраний склад сумішей для біокомпостування, а також застосовані режими процесу компостування забезпечують значне зниження чисельності БГКП сумішей №1 і №2, які містили різний вміст ОСВ_{св}, порівнюючи із цим показником у зразках «свіжовідібраних», а Суміш №3 (половину об'єму осадів складала ОСВ_{св}, а іншу половину – ОСВ_{ст}) не перевищувала допустимих норм у відповідності до ДСТУ 7369:2013 і ДСТУ 8727:2017. Бактерій роду *Salmonella* у зразках компостувальних сумішах №1, №2, №3 та контрольній суміші №4 не було виявлено. Чисельність фітопатогенних бактерій у компостувальних сумішах №1-№4 була в 16–25 разів нижчою, в порівнянні з чисельністю цих мікроорганізмів у зразках «старих» осадів стічних вод.
3. Технологія компостування осадів стічних вод дозволяє отримати органомінеральне добриво високої якості, як кінцевий продукт переробки та знизити рівень екологічної небезпеки територій на яких захоронені ОСВ.
4. Основні результати, приведені в третьому розділі, в повній мірі знайшли своє відображення в публікаціях [130, 149, 150, 156].

РОЗДІЛ IV

ОЦІНКА МОЖЛИВОСТЕЙ ВИКОРИСТАННЯ СУМІШЕЙ КОМПОСТОВАНИХ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД ТА ПРИРОДНИХ СОРБЕНТІВ ДЛЯ БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ

Зростаюча кількість техногенно забруднених земель, спричинених людською діяльністю є однією з проблем сталого розвитку. А тому питання цілеспрямованого відновлення продуктивності та господарської цінності таких земель є вкрай актуальним.

Аналіз ґрунтових зразків, субстратів або відходів, які використовують для удобрення, свідчать про придатність або непридатність ґрунту для землеробства або потенційний ризик для навколишнього середовища [138].

Дослідження, які описані в цьому розділі дали змогу оцінити використання органо-мінеральної суміші на основі осадів (отриманих нами Компостів №1, №2, №3, №4) при створенні субстрату, який можна використовувати для біологічної рекультивації полігонів ТПВ.

Біоіндикаційні дослідження проводили за загально прийнятими методиками згідно ДСТУ ISO 11269-2:2001 та 11269-2:2002 [137-139].

4.1. Підготування складу субстрату

В ході дослідження використовувалися органо-мінеральні суміші до яких додавали сорбенти (природні цеоліти) у кількості (%): 0; 2,5; 5; 7,5.

В екологічних цілях використання природних сорбентів є виправданим виходячи як із економічних переваг, так із ряду фізичних характеристик цеолітів в порівнянні із іншими сорбентами, так як вони володіють високосорбційними властивостями, які добре піддаються регенерації, є доступними та дешевими. Широко відомими природними сорбентами є цеоліти, палигорськіти та глауконіти [164,165].

У дослідженні використовували цеоліт з Сокирницького родовища, виготовлений відповідно до ТУУ 14.5-00292540.001-2001. У таблиці 4.1. наведено хімічний склад природного цеоліту .

Таблиця 4.1

Хімічний склад природного цеоліту

Компонент	[SiO ₂]	[Al ₂ O ₃]	[K ₂ O+Na ₂ O]	[CaO]	[TiO ₂]	[MgO]
Вміст, %	71,5	13,1	3,03	3,44	0,5	0,68
Компонент	P ₂ O ₅	[Fe ₂ O ₃]	F	As	Pb	Cu
Вміст, %	0,014	0,9	0,025	0,0015	0,002	0,02

У ємність об'ємом 200 мл помістили створений субстрат та висаджували по 10 насінин райграсу багаторічного (*Lolium perenne* L.), за наступною схемою:

- **контрольний зразок** – темно-сірий опідзолений ґрунт + цеоліт у кількості (%): 0; 2,5; 5; 7,5;
- **компост №1** до якого додавали цеоліт у кількості (%): 0; 2,5; 5; 7,5;
- **компост №2** до якого додавали цеоліт у кількості (%): 0; 2,5; 5; 7,5;
- **компост №3** до якого додавали цеоліт у кількості (%): 0; 2,5; 5; 7,5;
- **компост №4** до якого додавали цеоліт у кількості (%): 0; 2,5; 5; 7,5.

Для забезпечення достовірності досліджень та мінімізації похибок, досліди проводили в трьохкратній повторності. В ході дослідження велися спостереження за такими показниками як: час появи паростків, їх кількість на кожен добу, вимірювання довжини стебла, визначали середній відсоток проростання насіння в кожному зразку, здійснювалася фотофіксація дослідних зразків.

В приміщенні, де проводилися досліди підтримувалися сталими температура (23-25 °С), вологість (55-60 %) та освітлення (4 фітолампи з світловіддачею по 1400 Лм) [140]. Для кращого розсіювання джерела штучного освітлення всі бокові поверхні були покриті світловідбиваючою та термоізолюючою плівкою. Полив

Продовження таблиці 4.2

Компост №1	0%	76,7	93,3	93,3	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3
	2,5%	66,7	90,0	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3
	5%	73,3	86,7	90,0	100	96,7	93,3	90,0	90,0	90,0
	7,5%	73,3	83,3	80,0	83,3	86,7	83,3	83,3	83,3	83,3
Компост №2	0%	66,7	83,3	73,0	73,0	73,0	73,0	73,0	73,0	73,0
	2,5%	80,0	83,3	83,3	86,7	90,0	90,0	90,0	90,0	86,7
	5%	63,3	80,0	80,0	83,3	80,0	76,7	76,7	76,7	76,7
	7,5%	90,0	90,0	90,0	90,0	86,7	86,7	86,7	86,7	83,3
Компост №3	0%	33,3	86,7	93,3	93,3	90,0	86,7	86,7	86,7	86,7
	2,5%	16,7	56,7	83,3	90,0	90,0	90,0	86,7	86,7	86,7
	5%	3,3	70,0	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0
	7,5%	20,0	70,0	86,7	90,0	90,0	86,7	86,7	86,7	86,7
Компост №4	0%	20,0	63,3	76,7	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0
	2,5%	6,7	70,0	83,3	86,7	90,0	93,3	96,7	93,3	93,3
	5%	0,0	63,3	83,3	83,3	83,3	83,3	80,0	80,0	76,7
	7,5%	0,0	63,3	76,7	86,7	86,7	90,0	90,0	90,0	90,0

Згідно результатів дослідження на рис. 4.2 – 4.6 зображено середній показник проростання райграсу за весь період введення досліду.

З рисунка 4.2 можна побачити, що впродовж ведення досліду у контрольному зразку у варіанті із вмістом цеоліту 5% спостерігався найвищий середній показник проростання, який становив 93,3% і практично у всіх варіантах після 3 тижнів введення досліду рослини почали в'янути та засихати. Найнижчий показник проростання спостерігався у варіанті без вмісту сорбенту, і складав 80% на початку досліду і 76,7% у кінці. Варіанти з вмістом сорбенту 2,5% та 5% продемонстрували високу стабільність. Варіант з вмістом сорбенту 7,5% продемонстрував кращий показник ніж варіант без сорбенту, але гірший від варіантів 2,5% та 5%.

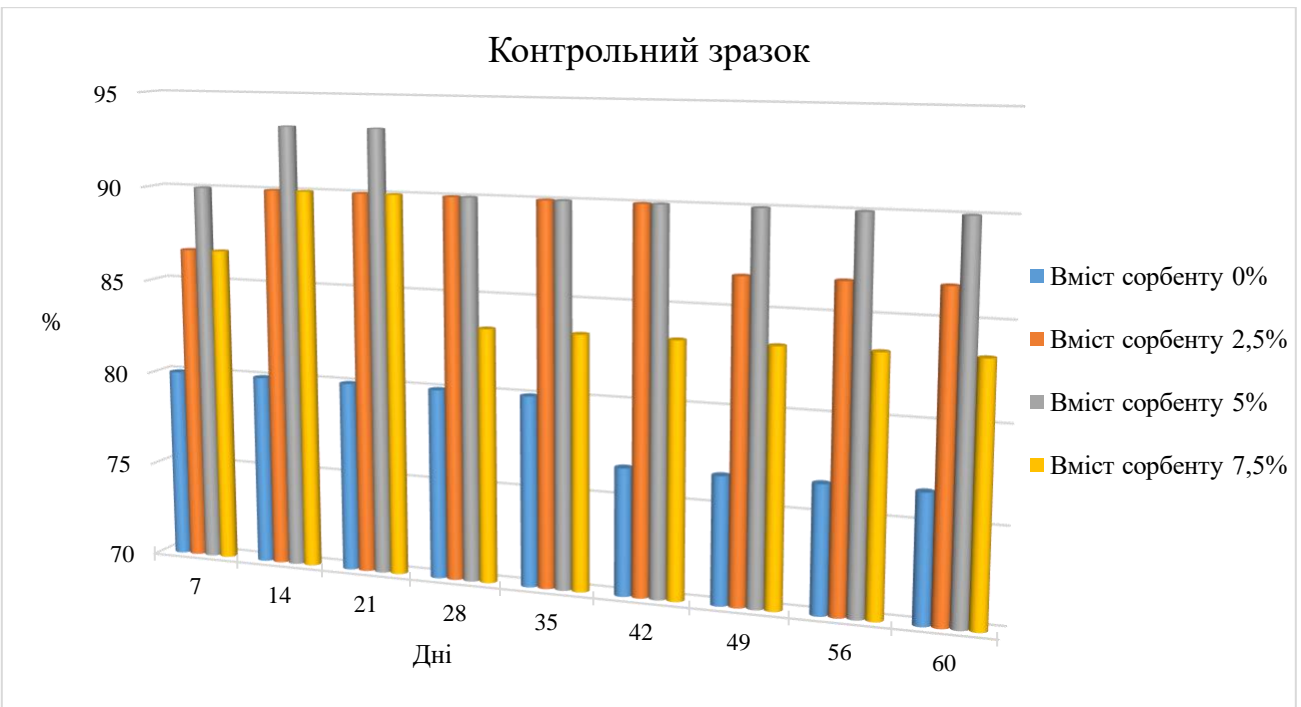


Рис. 4.2. Середній показник проростання райграсу в контрольному зразку

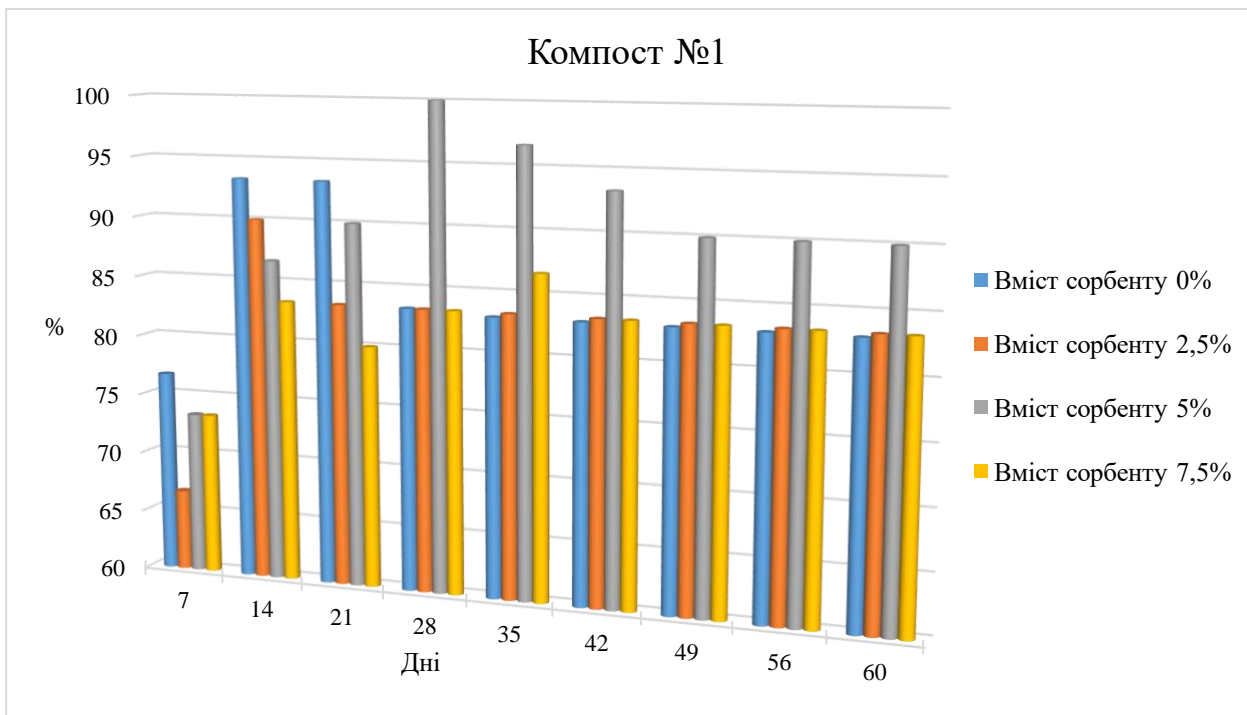


Рис. 4.3. Середній показник проростання райграсу в субстраті на основі компосту №1

Рис. 4.3. демонструє хороше проростання вже на 7-й день проведення досліду в усіх варіантах субстрату на основі компосту №1 (ОСВ_{св}, Наповнювач, Активний компост у співвідношенні 1 : 2 : 1). Найвищий середній показник проростання культури райграсу спостерігався у варіанті з вмістом сорбенту 5% і становив 100%, а найнижчий - у варіанті з вмістом сорбенту 7,5% і становив 87%. Після 3-го тижня проведення досліду варіанти з вмістом сорбенту 0%, 2,5% та 7,5% демонструють хороші та стабільні показники проростання.

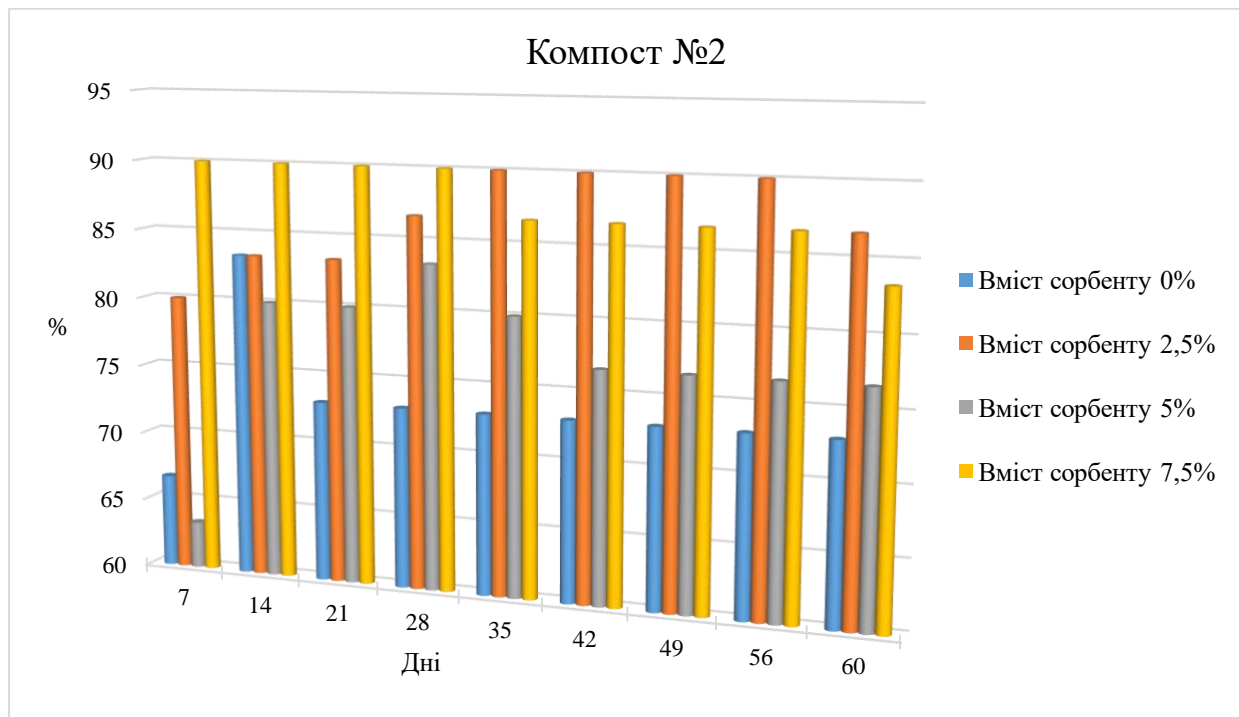


Рис. 4.4. Середній показник проростання райграсу в субстраті на основі компосту № 2

З 4.4. рисунка можна побачити, що впродовж ведення досліду у зразку із вмістом цеоліту 7,5% починаючи з перших днів спостерігався найвищий середній показник проростання, який становив 93%, але починаючи з 13 дня введення досліду окремі рослини почали в'янути та засихати. Найнижчий показник спостерігався у зразку без вмісту сорбенту, і складав 73% на останній день

проведення дослідження. Варіанти із вмістом цеоліту 2,5% та 7,5% в цілому демонструють хороший відсоток проростання. Варіант без вмісту цеоліту продемонстрував значний ріст на 2-ому тижні проведення дослідження, але пізніше 10% рослин загинули. Варіант С_5 продемонстрував повільний ріст в перші тижні проведення дослідження та не відзначився високими показниками проростання в цьому зразку компосту проте показав кращі результати ніж варіант без вмісту цеоліту.

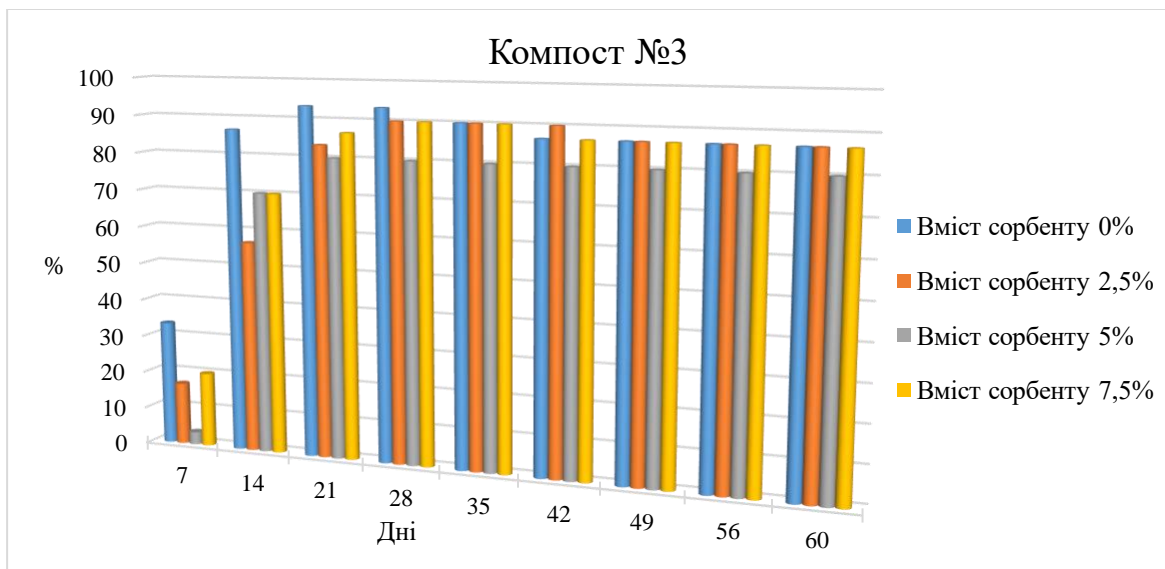


Рис. 4.5. Середній показник проростання райграсу в субстраті на основі компосту № 3

Рис. 4.5 демонструє найвищий показник проростання райграсу у субстраті без вмісту сорбенту у розмірі 93% на 3-ій тиждень проведення дослідження, проте пізніше окремі рослини почали в'янути та засихати. Найнижчий показник проростання спостерігався (80%) у субстраті з вмістом сорбенту 5% проте починаючи з 3-го тижня до закінчення дослідження залишався стабільним. В цілому можна стверджувати, що усі варіанти демонструють високі показники проростання, а також їх стабільність після 3-го тижня проведення дослідження. Варіанти, що містили сорбент в перші 2 тижні демонстрували менший показник проростання в порівнянні із варіантом без сорбенту, а також і в порівнянні із іншими зразками компосту.

Також, варто зауважити, що даний зразок демонструє найвищі показники проростання та рівномірності для усіх варіантів в порівнянні із іншими зразками. Цей результат є стабільним та спостерігається вже з 3-го тижня проведення досліду.

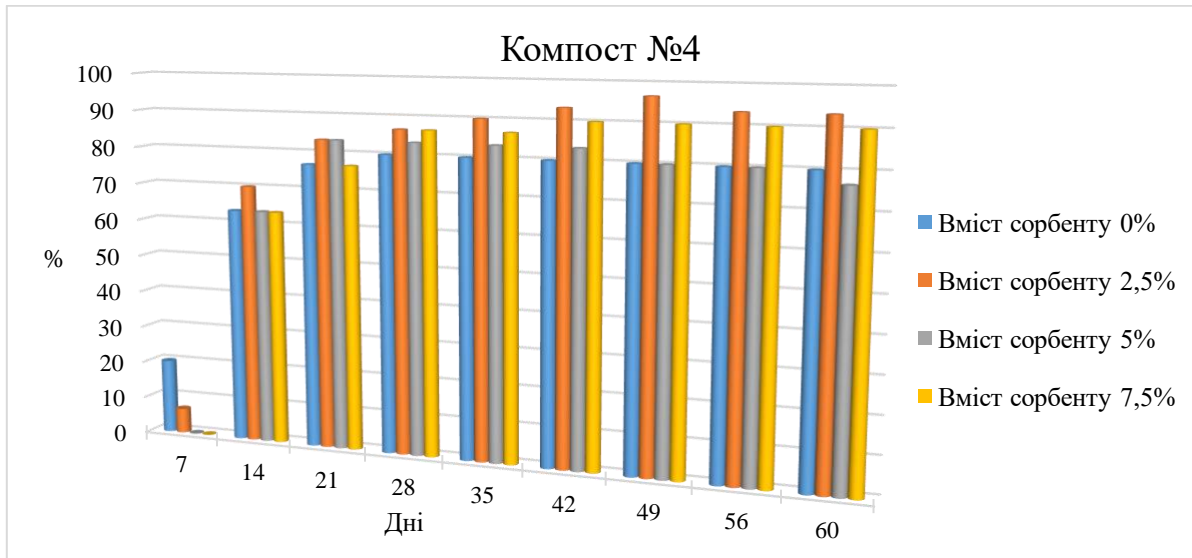


Рис. 4.6. Середній показник проростання райграсу в субстраті на основі компосту №4

Рисунок 4.6 на 7-ий день дослідження демонструє проростання культури райграсу у варіанті субстрату із вмістом сорбенту 0% та 2,5% і становив 20% і 6,7% відповідно. Слід відзначити, що перші паростки райграсу на основі зразку компосту №4 (100% активний компост) у варіантах з вмістом природних сорбентів 5% та 7,5% почали з'являтися з 14 дня введення досліду. Варіанти компосту С_2,5 та С_7,5 показують кращі результати на пізніших тижнях проведення досліду. В цілому, зразок компосту №4 демонструє високі показники проростання для усіх варіантів субстрату, особливо на кінець проведення досліду, проте результат не є таким рівномірним в порівнянні зі зразком компосту №3.

На рис. 4.7 наведено графік порівняння середнього показника проростання райграсу згрупованого за вмістом сорбенту у досліджуваних зразках субстратів на останній - 60-ий день проведення досліду.

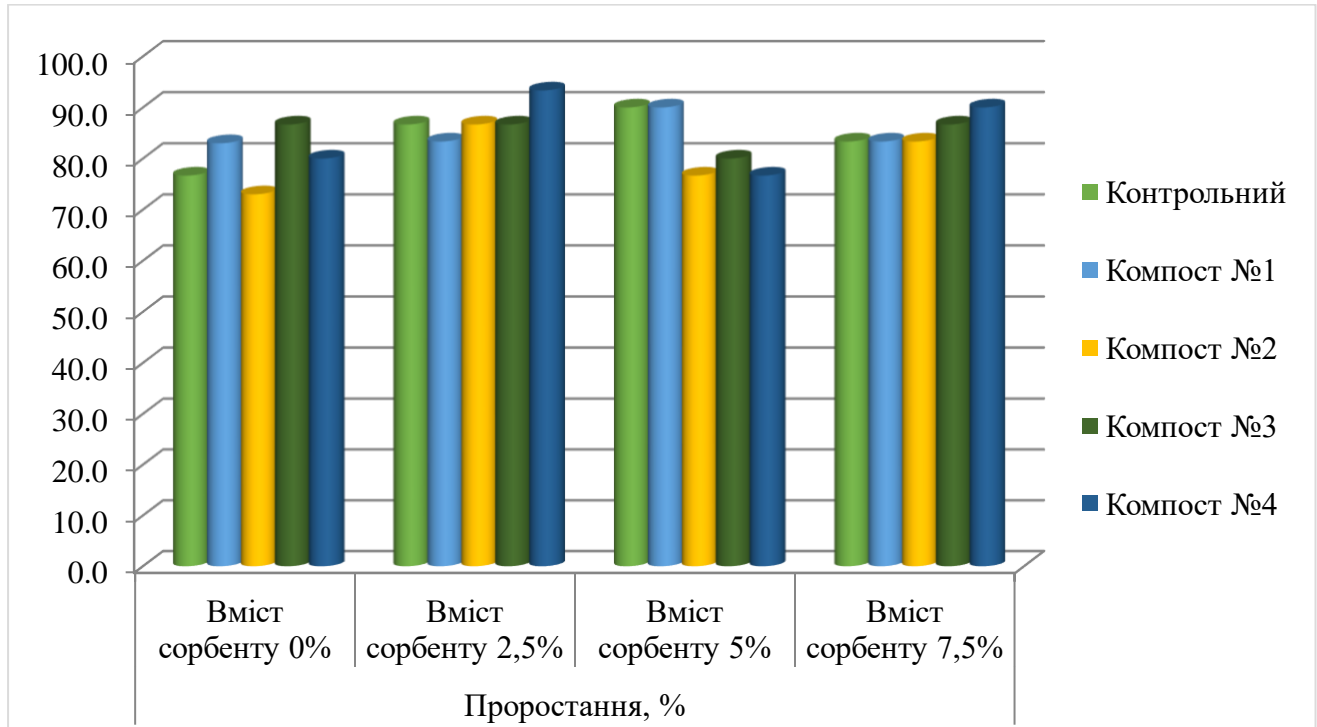


Рис. 4.7. Середнє проростання райграсу у досліджуваних зразках на 60-й день

Як можна побачити з рис. 4.7 на останній день проведення дослідів найбільше середнє значення проростання рослин серед зразків усіх субстратів з вмістом цеоліту 0% було у зразку Компост №3 і порівнюючи з контрольним зразком спостерігалася різниця проростання у 10%.

Зразки з вмістом сорбенту 2,5% показують відносно однакові показники не залежно від зразків субстрату окрім Компосту №4, де відсоток проростання є вищим на 7% за більшість зразків у цьому варіанті.

Серед зразків з вмістом цеоліту 5%, найбільший показник проростання був у субстраті Компост №1 та у Контрольному зразку і становив 90%. Інші зразки в цьому варіанті показали гірші результати.

У зразках Компост №3 і Компост №4 з вмістом цеоліту 7,5 % були найкращі показники проростання, порівнюючи з варіантами Компост №1 і Компост №2, і становили 86,7%, 90% відповідно, проти 83,3% в решти трьох зразках.

Зміни загального вигляду райграсу багаторічного (*Lolium perenne*) у різних зразках субстрату в залежності від часу наведено на рис. 4.8 – 4.10. Як бачимо з рис. 4.8 на сьомий день проведення дослідів стебла райграсу багаторічного переважно були більшими у субстратах з вмістом природних сорбентів. Проте, також варто зазначити, що у варіантах компост №3 і компост №4 з'явилися лише поодинокі проростання райграсу.

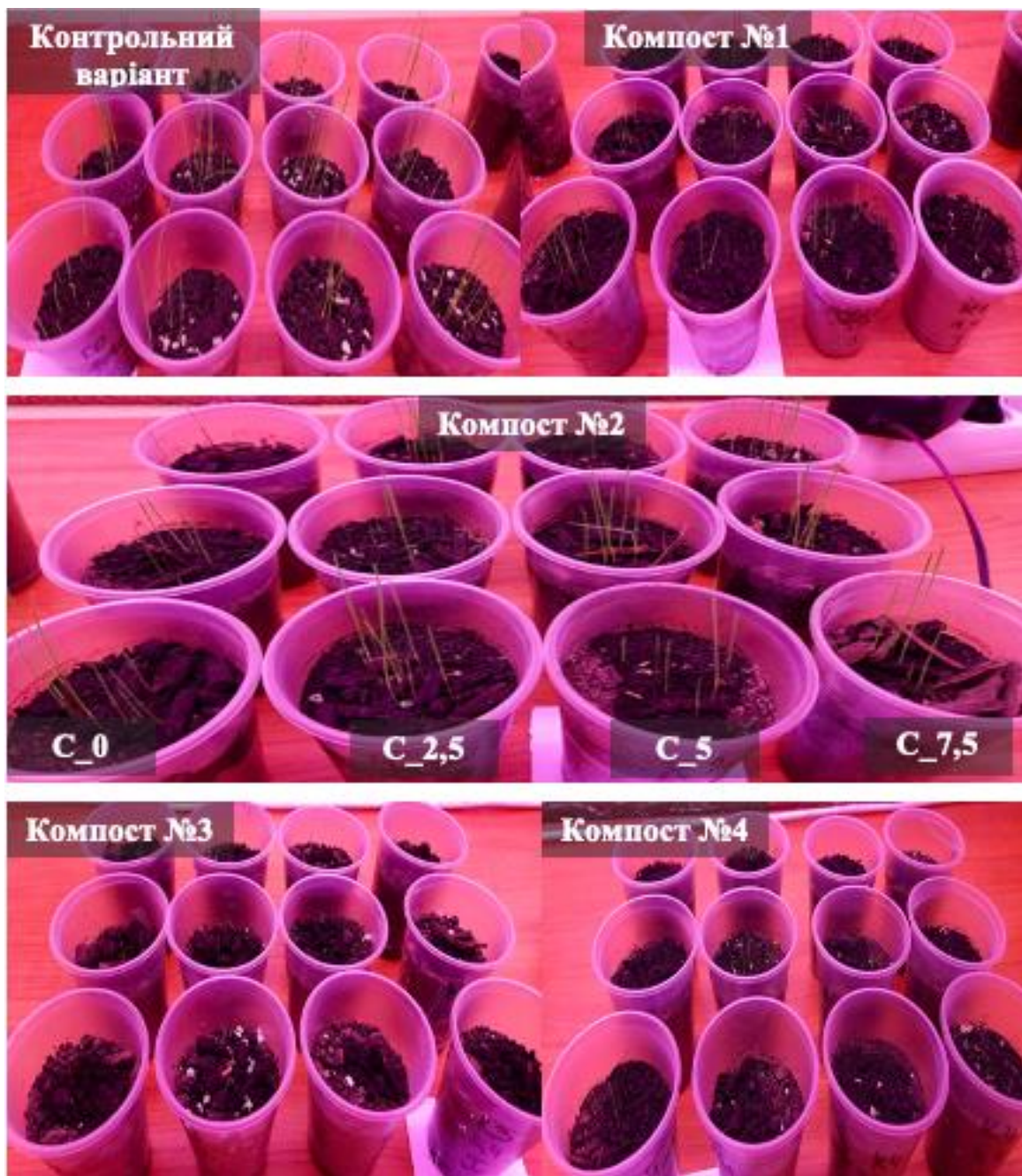


Рис. 4.8. Загальний вигляд проростання райграсу на 7-ий день дослідження

Кращий загальний зовнішній вигляд досліджуваних рослин на 30-ий день спостерігався у зразках Контрольний, Компост №2 та Компост №4. Більш ширші стебла рослин були у зразку Компост №4.



Рис. 4.9. Загальний вигляд рослин на 30-й день

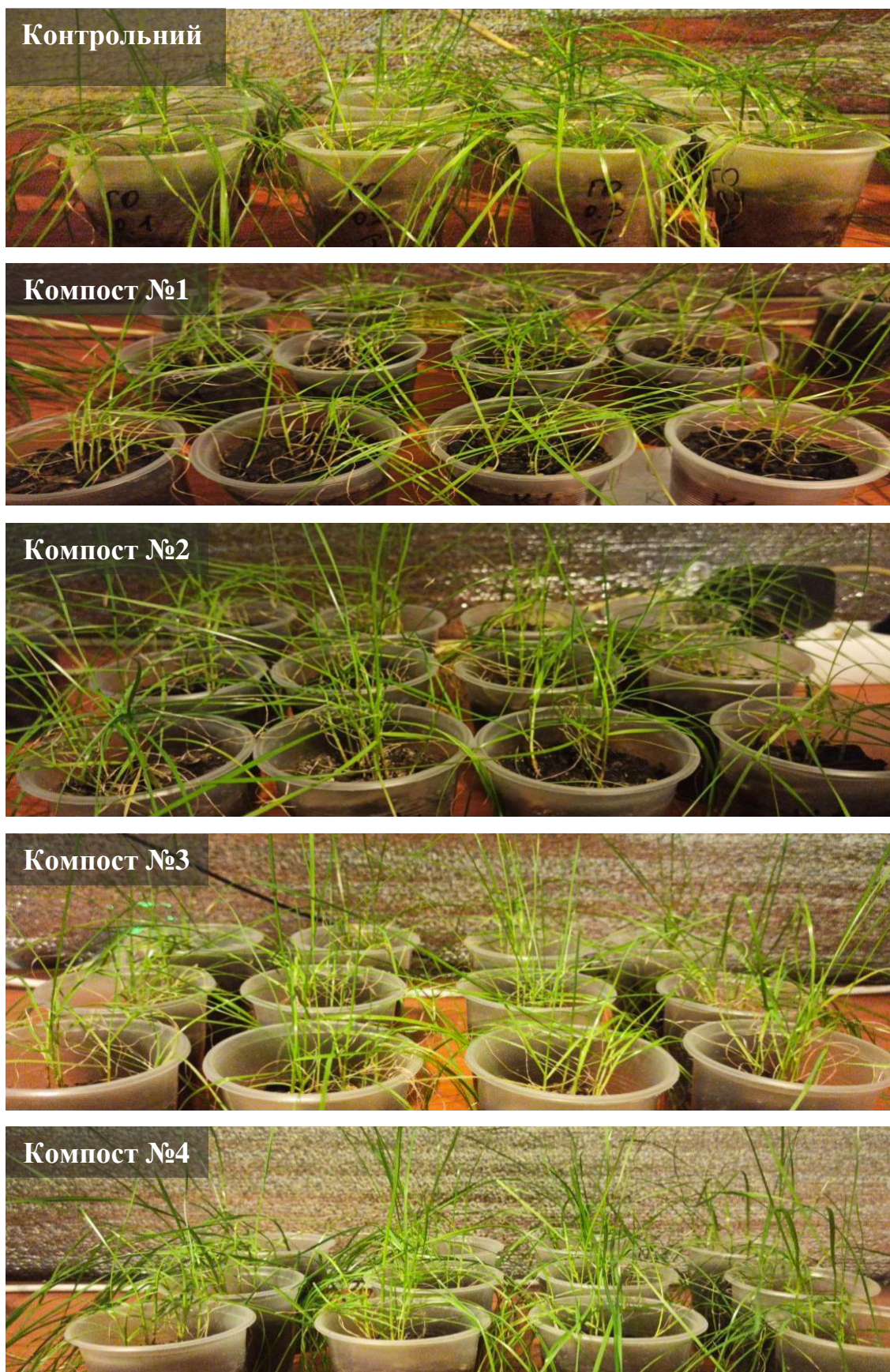


Рис. 4.10. Загальний вигляд рослин на 60-й день

На завершальному етапі проведення досліджень (рис. 4.10) у контрольному зразку стебла райграсу були більш ширшими у зразках із вмістом сорбенту. Стебла райграсу багаторічного у субстраті Компост №1 були вузькими та більш засохлими. У варіанті Компост №3 відмічається наявність грибкової флори (рис. 4.11), яка могла створювати інгібуючий вплив на ріст і розвиток рослин. Варіант субстрату, на основі Компосту №4 відрізнявся від інших більш широкими та розгалуженими стеблами.



Рис. 4.11. Загальний вигляд рослин на 50-й день

4.3. Розвиток рослин-біоіндикаторів в залежності від складу субстрату

Після завершення дослідів проводили вимірювання маси рослин, а також довжини та маси наземної частини та коренів рослин з метою фіксації впливу складу різних варіантів субстратів на ріст і розвиток рослин. Зміни в рості і розвитку райграсу багаторічного в залежності від використання різних варіантів субстратів наведено в таблиці 4.3.

**Зміни в рості і розвитку райграсу багаторічного в залежності від
використання різних видів субстратів**

Варіант	ВНЧР	Довжина кореня	Маса рослини	МНЧР	Маса кореня
<i>0% цеоліту</i>					
Контрольний	23,51	1,86	0,114	0,090	0,024
Компост №1	13,23	1,53	0,067	0,046	0,021
Компост №2	17,22	2,25	0,070	0,040	0,030
Компост №3	16,5	4,0	0,137	0,070	0,067
Компост №4	24,63	7,42	0,173	0,127	0,046
<i>2,5 % цеоліту</i>					
Контрольний	23,45	1,85	0,127	0,100	0,028
Компост №1	15,29	1,54	0,103	0,047	0,056
Компост №2	18,22	2,7	0,088	0,056	0,031
Компост №3	17,57	4,57	0,164	0,090	0,074
Компост №4	19,82	6,13	0,161	0,094	0,067
<i>5 % цеоліту</i>					
Контрольний	20,96	1,07	0,110	0,090	0,020
Компост №1	14,28	1,81	0,080	0,039	0,041
Компост №2	18,16	2,48	0,085	0,062	0,023
Компост №3	17,12	5,77	0,176	0,104	0,072
Компост №4	18,9	4,55	0,169	0,100	0,069
<i>7,5 % цеоліту</i>					
Контрольний	23,45	2,05	0,178	0,136	0,042
Компост №1	19,04	2,72	0,078	0,052	0,026
Компост №2	17,37	2,77	0,091	0,051	0,041
Компост №3	18,1	5,56	0,156	0,093	0,063
Компост №4	18,81	3,44	0,088	0,067	0,021

Наведені у таблиці 4.3 дані свідчать, що використання зразків субстрату на основі осадів в поєднанні навіть з незначними частками природних сорбентів позитивно впливає на ріст та розвиток рослин.

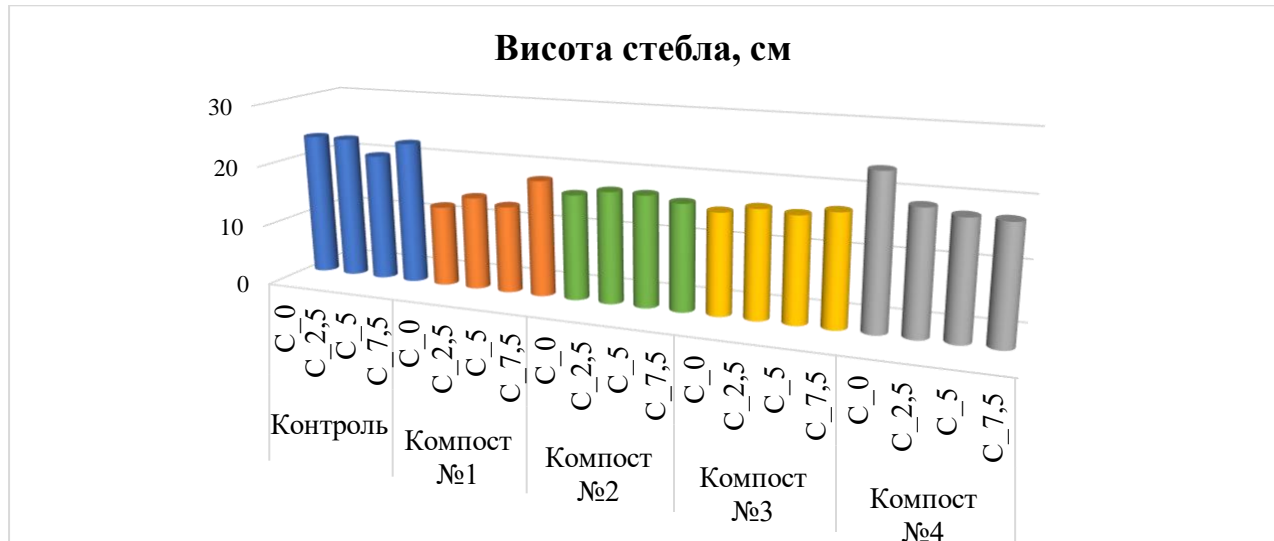


Рис.4.12. Зміни висоти стебла в залежності від використання різних видів субстрату

Згідно отриманих результатів, які представлені на рис.4.12 найбільше середнє значення довжини стебла райграсу спостерігається у зразку Компост №4 у варіанті з вмістом цеоліту 0% і становило 24,63 см. У варіанті Компост №1 у зразку без вмісту цеоліту спостерігалось найменше середнє значення довжини стебла, яке становить 13,23 см. Слід зазначити, що середні значення довжини стебла райграсу у зразках Компостів №1, №2, №3 були меншими від контрольного зразку.

Що стосується довжини коренів, то тут спостерігаються більш помітні зміни. Як бачимо з рис. 4.13, у зразках Компост №3 та Компост №4 спостерігається більш розвинута коренева система в порівнянні з іншими зразками. Так, найбільше середнє значення довжини кореня відзначається у зразку Компост №4 (контрольна суміш компостування на основі активного компосту) у зразку із вмістом цеоліту 0% і складає 7,42 см. Найменше значення у контрольному зразку із вмістом цеоліту 5%.

Для зразку Компост №3 найбільше середнє значення довжини кореня у варіанті з вмістом сорбенту 5%, і складає 5,77 см, що в 5,4 рази більше контрольного варіанту із вмістом сорбенту 5%.

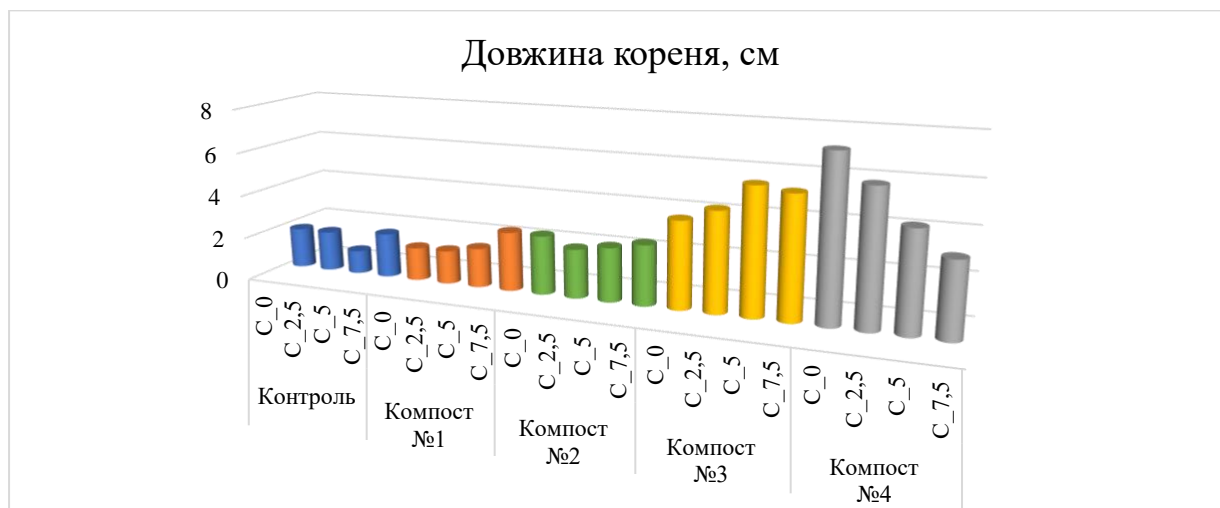


Рис. 4.13. Зміни довжини кореня в залежності від використання різних видів субстрату

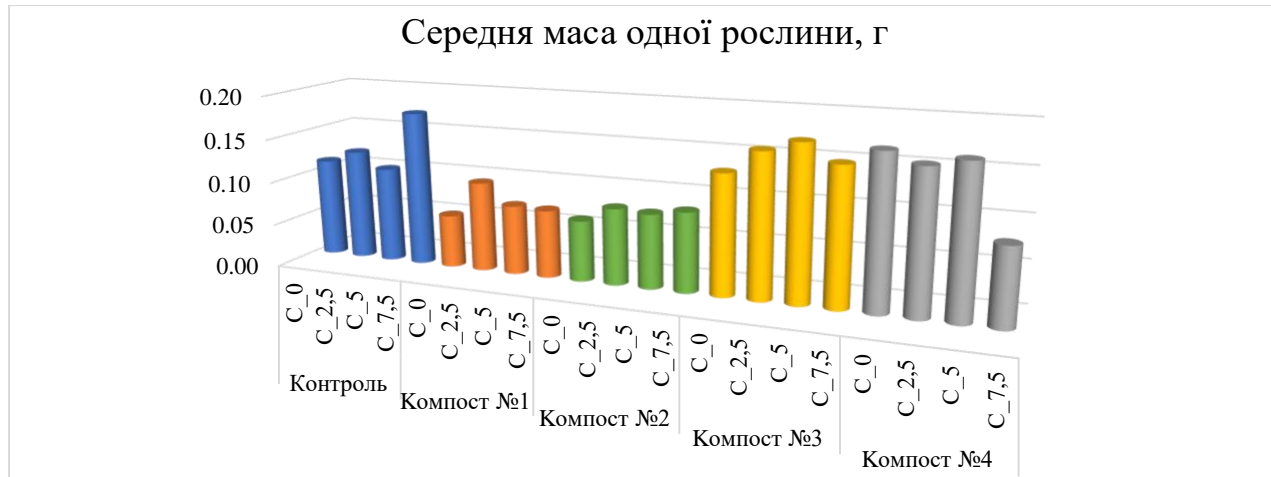


Рис. 4.14. Зміна середньої маси однієї рослини залежно від виду субстрату

З рис. 4.14 бачимо, що найвищий показник середньої маси однієї рослини райграшу є у контрольному зразку із вмістом цеоліту 7,5% та у зразку Компост №3 із вмістом цеоліту 5%. Серед субстратів на основі осадів стічних вод у зразку

Компост №3 спостерігається більша середня маса рослин в порівнянні із зразками Компост№1 та Компост №2.

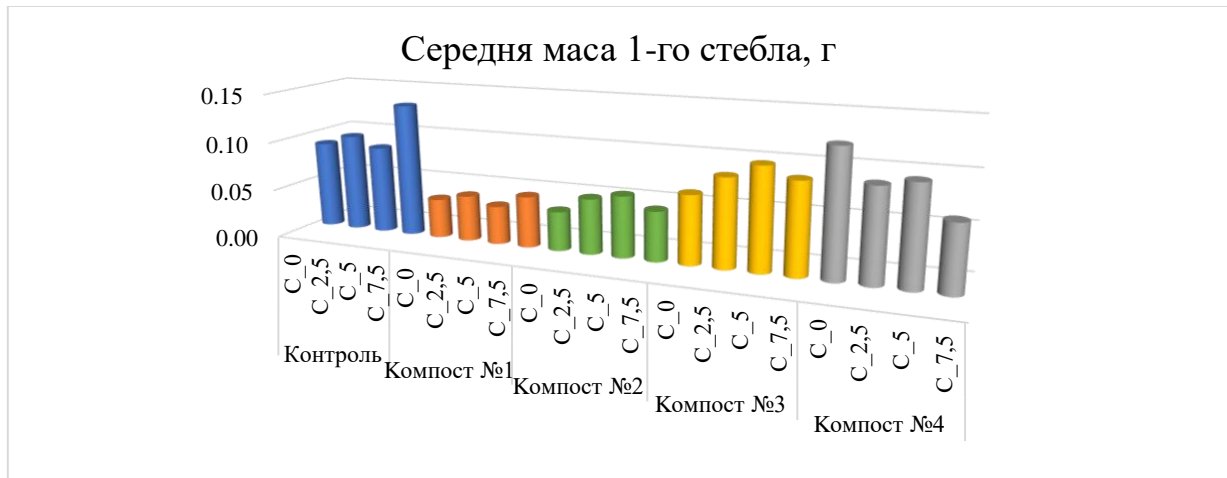


Рис. 4.15. Зміна середньої маси 1-го стебла залежно від виду субстрату

Найбільше значення середньої маси одного стебла, як бачимо з рис. 4.16 було в контрольному зразку у варіанті із вмістом сорбенту 7,5% і складало 0,14 г. У варіантах Компост №3 та Компост №4 середні значення таких показників, як довжина кореня, маса однієї рослини та маса одного стебла були більшими від варіантів компост №1 та компост №2.

За даними [166-167], проростання рослин більше 80% відсотків вказує на вільний від фітотоксичності і зрілий компост. Результати показали, що відсоток проростання рослин був найвищим у субстраті Компост №1 (100 %), проте стебла рослин тонкі, вузькі та з засохлими кінцями, а коренева система – слаборозвинена. Відсоток проростання рослин у варіантах субстрату зразка Компост №3 становив 80-86,7%. В цьому зразку не настільки розвинута наземна частина рослин, проте дуже розгалужена коренева система, яка дозволяє адаптуватися до різних факторів навколишнього середовища.

Висновки до розділу IV

1. За одержаними результатами проведеного біоіндикаційного дослідження можна зробити висновок, що:
 - у випадку додавання у субстрат сорбенту спостерігається позитивний вплив на проростання біоіндикаторних рослин. Найкращий показник проростання при цьому спостерігався у зразку Компост №1 у варіанті С_5 і складав 100%. Найвище значення проростання для зразку Компост №2 було у варіанті із вмістом цеоліту С_2,5 і на останній день дослідження становило 86,7%. Для зразку Компост №3 у варіанті С_5 на останній день дослідження спостерігався найнижчий відсоток проростання, який складав 80;
 - середнє значення висоти стебла райграсу у зразках Компост №4 із вмістом сорбенту С_0 є більшим ніж у Контрольному зразку з варіантом С_0 на 4,7%;
 - середня маса однієї рослини у зразку Компост №3 у варіанті С_2,5 та С_5 є більшою порівнюючи з Контрольним зразком С_0 на 48,2% та 54,3% відповідно;
 - середня маса одного стебла зразка Компост №3 та Компост №4 з вмістом сорбенту 5% є більшою від контрольного С_0 на 15 - 11% відповідно;
 - середнє значення довжини кореня у зразку Компост №4 у варіанті С_5 в 5,4 рази більше за Контрольний зразок у тому ж варіанті.
2. Основні результати, приведені в четвертому розділі, в повній мірі знайшли своє відображення в публікаціях [131, 132, 140, 147, 145, 151, 157, 160, 161, 162].

РОЗДІЛ V

ДОСЛІДЖЕННЯ ПЕРСПЕКТИВ ВВЕДЕННЯ ПРИРОДНИХ СОРБЕНТІВ В СКЛАД СУБСТРАТІВ ДЛЯ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ РЕМЕДІАЦІЇ В ПРОЦЕСАХ БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ПОРУШЕНИХ ЗЕМЕЛЬ

5.1. Фізична модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату для рекультивації та ремедіації

Ремедіація забруднених поллютантами ґрунтів, що не піддаються біодеградації, полягає в досягненні такого стану цих ґрунтів, який забезпечить їх нездатність до міграції забруднюючих речовин у ґрунтового середовищі. Важкі метали зазвичай розглядаються як забруднювачі, що відповідають цій умові (відсутність здатності до біодеградації), як і багато інших сполук (нафтопродукти, органічні сполуки, поверхнево-активні речовини, ряд радіонуклідів) характеризуються певними значеннями періоду біодеградації [20, 143].

Мета досліджень – дослідити процес забруднення ґрунту шкідливими речовинами та зниження їх концентрації до гранично допустимого рівня із використанням природних сорбентів.

Забруднення навколишнього середовища розглядається у зв'язку із агрегатним станом компонентів нашої планети, а саме повітряного басейну (атмосфери), водойм (гідросфери) і твердої поверхні (літосфери). У цьому дослідженні враховується забруднення ґрунтового середовища, яке може виникнути внаслідок розливів рідких забруднюючих речовин внаслідок їх транспортування та створення аварійних ситуацій, викидів промислових підприємств, ферм та комунального сектору. Ці забруднюючі речовини належать до окремих ділянок ґрунту, їх концентрація висока, що значно перевищує допустиму концентрацію для цієї забруднюючої речовини [143]. Враховуючи вологість ґрунту, відбувається дифузія компонентів забруднення у нижні шари ґрунту, досягає нижніх водних шарів та може їх забруднювати. Вода підземних

водоносних шарів часто використовується для водопостачання населених пунктів і через наявність шкідливих забруднювачів повинна підлягати обов'язковому очищенню, що значно здорожчує якість води.

Досліджено процес знезараження забруднюючих речовин у місцях викидів за допомогою природних сорбентів на основі природних цеолітів. Природні цеоліти характеризують достатніми адсорбційними та іонообмінними властивостями, які інертні до навколишнього середовища та дешеві порівняно з вартістю інших адсорбентів [164, 165].

Розглянуто процес міграції забруднювачів, розчинених у водному середовищі ґрунту, до природних сорбентів та їх адсорбцію твердим адсорбентом.

Ґрунт - це зернисте пористе середовище середньої пористості ε , заповнене ґрунтовою або атмосферною водою з початковою концентрацією забруднюючих речовин $C_0 \left[\frac{\text{кг}}{\text{м}^3} \right]$. Цю концентрацію вважають однаковою для досліджуваної ділянки забрудненої території. Пористість ε - об'єм вільного простору в одиниці об'єму шару. Якщо загальний об'єм (твердих частинок та порожнеч між ними) позначимо через V , а об'єм твердих частинок ґрунту V_0 , то пористість цього ґрунту дорівнюватиме:

$$\varepsilon = \frac{V - V_0}{V}, \quad (5.1)$$

Очищення території від забруднень вимагає знання двох основних факторів, які потрібні для проведення очищення території:

- 1) визначення необхідної кількості природного сорбенту, яка забезпечить для території ремедіації концентрацію забруднювача нижчу від гранично допустимої;
- 2) час адсорбції цього забруднювача природним адсорбентом (тривалість адсорбційного очищення).

На ці питання можна відповісти шляхом розроблення та використання математичної моделі цього складного процесу. Ця математична модель складається

із таких основних елементів: матеріального балансу системи, що дозволяє визначити необхідну кількість адсорбенту, та кінетичних залежностей, які визначають швидкість перебігу процесу та дають відповіді на визначення тривалості адсорбційного очищення.

5.2. Математична модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату для рекультивації та ремедіації

Представлені у IV розділі результати перебігу процесів біологічної рекультивації із застосуванням природних сорбентів, завдання яких полягає у поглинанні великої кількості речовин та забруднень, що знаходяться у складному багатокомпонентному середовищі, не дають можливості проаналізувати адсорбцію окремих компонентів. З цією метою нами досліджувалась адсорбція окремого компоненту, а саме купруму, який належить до важких металів і його концентрація регламентується гранично допустимими концентраціями. Основою для теоретичних досліджень буде представлена нижче математична модель, яка надасть можливість визначити швидкості поглинання окремих компонентів.

Математична модель є теоретичною і допускає деякі спрощення. У нашому випадку, ми вважаємо частинки адсорбенту монодисперсними, тобто, що вони мають однаковий діаметр d і сферичну форму. Вони рівномірно розподіляються по забрудненій ділянці ґрунту.

Запишемо матеріальний баланс системи «водне забруднення ґрунту – адсорбент». Водний об'єм ґрунту буде визначатися загальним об'ємом V помноженим на пористість ε $V \cdot \varepsilon$, де V - об'єм ґрунту, м^3 ; ε - пористість ґрунту. Запишемо рівняння матеріального балансу у вигляді:

$$V \cdot \varepsilon (C_0 - C) = M_{ад} \cdot a \quad (5.2)$$

де C_0 – початкова концентрація забруднювача у водній частині ґрунту, $\text{кг}/\text{м}^3$;

C – біжуча концентрація забруднювача;

$M_{ад}$ – маса адсорбента, кг;

a^* - рівноважна концентрація, що відповідає статичній активності адсорбента,
 $\frac{\text{кг пол.}}{\text{кг адс.}}$

Матеріальні співвідношення між рідкою фазою та твердим адсорбентом показані на рис. 5.1. Тверда фаза характеризується адсорбентом, який представлений ізотермою адсорбції 3, яка визначає максимально можливі концентрації, які досягають у стані рівноваги. Ізотерма адсорбції характерна для кожного адсорбенту та кожної поглиненої речовини - адсорбтива. Найчастіше для матеріального опису ізотерми використовують рівняння Ленгмюра, а для низьких концентрацій рівновагу можна описати рівнянням Генрі [165, 168].

З рис. 5.1 та рівняння (5.2) випливає, що для зниження концентрації забруднюючих речовин у ґрунтовому середовищі необхідно збільшити масу адсорбенту $M_{ад}$. Для області низьких концентрацій забруднювача C ізотерму адсорбції можна описати рівнянням Генрі:

$$a^* = \Gamma \cdot C, \quad (5.3)$$

де Γ – константа Генрі для даної системи адсорбент – забруднювач у водній фазі, $\frac{\text{м}^3}{\text{кг ад}}$

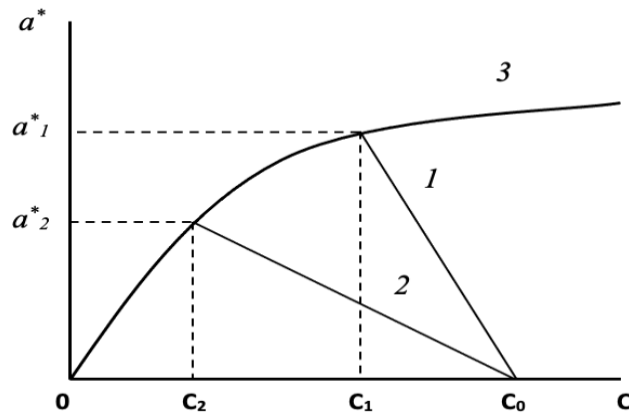


Рис. 5.1. Графічна ілюстрація матеріального балансу адсорбції (1,2 – робочі лінії; 3 – рівноважна крива)

Робочі концентрації забруднювача в рідкій фазі завжди прямолінійні. Наприклад у рідкій фазі концентрація забруднювача зменшується від початкової концентрації забруднювача C_0 до C_1 , одночасно, концентрація в адсорбенті буде зростати з 0 до a^*_1 . Якщо ж маса адсорбента є вищою, тоді концентрація у рідині зменшується з C_0 до C_2 , проте концентрація у рідкій фазі не може бути меншою C_2 , а концентрація забруднювача в адсорбенті збільшується від 0 до a^*_x . Вище рівноважних значень концентрації не встановлюється [165, 168, 169].

Враховуючи ізотерми адсорбції (5.3) рівняння матеріального балансу (5.2) запишеться як:

$$C = C_0 - \frac{M_{ад}}{V\varepsilon} \Gamma \cdot C; \quad (5.4).$$

З цього рівняння визначається концентрація у ґрунті C , яка становить величину, меншу за гранично допустиму.

$$C = \frac{C_0}{1 + \frac{M_{ад}}{V\varepsilon} \cdot \Gamma}, \quad (5.5)$$

Зовнішня поверхня адсорбента не забезпечує необхідної поверхні контакту, проте всередині пор та каналів адсорбенту міститься основна поверхня, яка дає змогу поглинати значні кількості адсорбтиву. Рух речовини у порах відбувається за рахунок молекулярної дифузії. Внутрішньодифузійна стадія сорбції іонів Cu^{2+} у зернах адсорбенту є складною та складається зі стадій, а саме: дифузії іонів Cu^{2+} в об'ємі пористої структури адсорбенту, дифузії іонів Cu^{2+} по поверхні пор, іонообмінної сорбції, фізичного приєднання іонів Cu^{2+} до поверхні адсорбенту.

Приймемо, що частинки адсорбенту природного цеоліту відповідають кулястій формі, а деяку нерегулярність форм враховує ефективний коефіцієнт внутрішньої дифузії. З кінетичного рівняння, яке визначає зміну концентрації у просторі i в часі, визначаємо час процесу адсорбції. Диференціальне рівняння нестационарного процесу молекулярної дифузії для частинок кулястої форми записуємо у виді:

$$\frac{\partial C_a}{\partial \tau} = D^* \frac{\partial^2 C_a}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial C_a}{\partial r}, \quad (5.6)$$

де C_A – концентрація іонів Cu^{2+} , що поглинається у твердому тілі, віднесена до всієї частинки, $\text{кг}/\text{м}^3$;

r – біжучий радіус, м;

$0 \leq z \leq R$

R - радіус частинки, м;

τ – час, с;

D^* - ефективний коефіцієнт внутрішньої дифузії, $\text{м}^2/\text{с}$.

D^* є складною величиною, яка враховує дифузію компонента по стінках та у об'ємі пор. Концентрація C_a визначає її лише на даному радіусі r у даний момент часу τ .

Рівняння (5.6) потрібно доповнити початковими та граничними умовами. Початкові умови будуть визначатися часом внесення адсорбенту у ґрунтове середовище і цей час буде прийматися за початок процесу адсорбції $\tau = 0$.

Граничні умови визначають концентрації на межі розподілу фаз: зовнішня поверхня зерна адсорбенту - рідина. Враховуючи, що процеси руху забруднень у рідкій фазі ґрунтового середовища та в зернах сорбенту визначаються методом молекулярної дифузії та оцінкою коефіцієнтів молекулярної дифузії у воді та зернах адсорбенту за літературними джерелами [165, 169], а саме: D у воді $\sim 10^{-9} \text{ м}^2/\text{с}$, а D^* в адсорбенті $\sim 10^{-10} \div 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с}$. Це означає, що дифузія у твердому тілі відбувається повільніше в 10 і більше раз ніж молекулярна дифузія у воді. Отже, на поверхні концентрація C_{AR}^* визначатиметься рівновагою.

$$\text{Початкова умова:} \quad C_A(r, \tau = 0) = 0 \quad (5.7)$$

$$\text{Гранична умова:} \quad C_A(z = R; \tau) = C_{AR}^* \quad (5.8)$$

$$\text{Умова симетричності:} \quad \left(\frac{\partial C_A}{\partial r}\right)_{r=0} = 0 \quad (5.9)$$

Для практичних рішень, важливими є не поточні концентрації іонів Cu^{2+} на певному радіусі зерна сорбенту R , а середнє значення концентрації полютанта у зерні адсорбента \bar{C}_A . Середнє значення концентрації іонів Cu^{2+} у зерні цеоліту \bar{C}_A зв'язане із поточною концентрацією C_A залежністю [165, 168, 169]

$$\bar{C}_A = \frac{3}{R^3} \int_0^R r^2 \cdot C_A \cdot dr \quad (5.10)$$

Рівняння матеріального балансу встановлює зв'язок між концентраціями у ґрунтовому середовищі та середньою концентрацією в зернах адсорбента C_A

$$\varepsilon \cdot V (C_0 - C) = \frac{M_{ад}}{\rho_{ад}} \cdot \bar{C}_A, \quad (5.11),$$

де $\rho_{ад}$ – густина сорбенту

Рівняння (5.11) можна записати

$$\frac{V \cdot \varepsilon \cdot \rho_{ад}}{M_{ад}} \left(1 - \frac{C}{C_0}\right) = \bar{C}_A, \quad (5.12),$$

або

$$\gamma \left(1 - \frac{C}{C_0}\right) = \bar{C}_A, \quad (5.13),$$

де

$$\gamma = \frac{V \cdot \varepsilon \cdot \rho_{ад} \cdot C_0}{M_{ад}}. \quad (5.14),$$

$$\rho_{адс} = 1530 \text{ кг/м}^3 \text{ (для цеоліту)}$$

Для розв'язання математичної моделі у системі (5.5) – (5.9) представимо координати: параметри простору – часу у безрозмірній формі. Для зручності використаємо безрозмірний радіус $\varphi = \frac{r}{R}$, а час τ є аналогом число Фур'є $F_0 = \frac{D^* \cdot \tau}{R^2}$ [165, 168].

Рівняння системи (5.15) - (5.19) складені методом перетворення Лапласа, який дозволяє перетворити диференціальне рівняння (5.15) в частинних похідних у звичайне диференціальне рівняння для зображення $C_{AL}(\varphi, s)$, оскільки це зображення не залежить від часу τ .

$$\left(\frac{\partial C_A}{\partial F_0} = \frac{\partial^2 C_A}{\partial \varphi^2} + \frac{2}{\varphi} \frac{\partial C_A}{\partial \varphi} \right. \quad (5.15)$$

$$C_A(\varphi, F_0 = 0) = 0 \quad (5.16)$$

$$C_A(\varphi = 1, F_0) = C_A^*(\varphi = 1) \quad (5.17)$$

$$\left(\left(\frac{\partial C_A}{\partial \varphi} \right)_{\varphi=0} = 0 \right. \quad (5.18)$$

$$\left. \bar{C}_A = 3 \int_0^1 \varphi^2 \cdot C_A \cdot d\varphi \right) \quad (5.19)$$

У зображеннях згідно адсорбційного методу Лапласа диференціальне рівняння (5.15) запишеться

$$C_{AL}(\varphi, S) - \frac{C_{AL}(F_0=0)}{S} = B \frac{sh\sqrt{s}\varphi}{\varphi}; \quad (5.20)$$

$$\frac{C_{AL}(F_0=0)}{S} = 0$$

Граничні умови:

Гранична умова (5.16) має вид

$$C_{AL}(\varphi = 1, S) = \frac{C_A^*}{S} \quad (5.21)$$

Значення коефіцієнта B буде рівним

$$B = \frac{C_A^*}{S \cdot sh\sqrt{s}} \quad (5.22)$$

Диференціальне рівняння (3.19) має вид:

$$C_{AL}(\varphi, S) = \frac{C_A^* \cdot sh\sqrt{s}}{\varphi \cdot S \cdot sh\sqrt{s}} \quad (5.23)$$

Наводимо це рівняння до узагальнених поліномів і прирівнюємо значення до нуля

$$\psi(S) = \varphi \cdot S \cdot sh\sqrt{s} = 0$$

Одержуємо наступні корені:

1) $S=0$ (нульовий корінь);

2) $sh\sqrt{s} = 0$ дає множину коренів $\mu_n = n \cdot \pi$.

Використовуючи теорему розкладу

$$L^{-1} \left[\frac{\Phi_1(S)}{\psi_1(S)} \right] = \sum_{n=1}^{\infty} \frac{\Phi_1(s_n)}{\psi_1'(s_n)} \cdot e^{s_n \tau}$$

одержуємо

$$\Phi_1(s_n) = C_A^* \cdot \frac{\sin \mu_n \cdot \varphi}{i}$$

$$\varphi'(s_n) = \lim_{s \rightarrow s_n} \left[\varphi \cdot sh \sqrt{s} + \varphi \cdot s \cdot \frac{1}{2} ch \sqrt{s} \right] = \frac{1}{2i} \varphi \mu_n \cos \mu_n$$

$$\cos \mu_n = (n \cdot \pi) = 1$$

$$\text{Отже, } \sum_{n=1}^{\infty} \frac{\Phi_1(s_n)}{\psi_1'(s_n)} \cdot e^{s_n \tau} = - \sum_{n=1}^{\infty} (-1)^{n+1} \frac{2 \cdot C_A^* \cdot \sin \mu_n \varphi}{\varphi \cdot \mu_n} e^{-\mu_n F_0}$$

Нульовий корінь

$$\lim_{s \rightarrow 0} \frac{\Phi(S)}{\psi'(S)} = C_A^*$$

Рівняння цієї системи для кулястих зерен адсорбенту буде мати вигляд:

$$\frac{C_A}{C_A^*} = 1 - \sum_{n=1}^{\infty} 2 (-1)^{n+1} \frac{\sin \varphi \mu_n}{\varphi \mu_n} e^{-\mu_n^2 F_0}, \quad (5.24)$$

де C_A – концентрація забруднювача на біжучому безрозмірному радіусі φ ,
кг/м³;

C_A^* – рівноважна концентрація на поверхні адсорбента для $\varphi=1$ і для значення концентрації забруднювача у водному середовищі ґрунту C_k .

μ_n – корені характеристичного рівняння

$$\mu_n = n \cdot \pi, \quad (5.25),$$

де n – числовий ряд, $n = 1, 2, 3 \dots \dots \infty$,

$$\pi = 3,14.$$

Використовуючи формулу для усереднення концентрації по зерну адсорбента (5.19), отримуємо рівняння, яке дозволяє визначити середню концентрацію по зерну адсорбента в залежності від часу адсорбції, який представлено числом Фур'є F_0 :

$$\frac{\bar{C}_A}{C_A^*} = 1 - \sum_{n=1}^{\infty} \frac{6}{\pi^2 n^2} e^{-\pi^2 n^2 \cdot F_0} \quad (5.26)$$

Експоненціальна залежність (5.22) включає зростаючий числовий ряд n , і безрозмірний час, який визначається числом F_0 . Коли ці значення збільшуються, експонента падає до нуля [165, 168, 170].

Процес адсорбції - довготривалий, тому величина $e^{-\pi^2 n^2 \cdot F_0}$ прямує до нуля при $n > 1$. Це дозволяє обмежитись першим членом суми

$$\frac{\bar{c}_A}{c_A^*} = 1 - \frac{6}{\pi^2} e^{-\pi^2 \cdot F_0} \quad (5.27)$$

Задаючи необхідне значення $\frac{\bar{c}_A}{c_A^*}$ та прологарифмувавши рівняння (5.27), одержуємо:

$$\ln\left(1 - \frac{\bar{c}_A}{c_A^*}\right) = \ln \frac{6}{\pi^2} - \pi^2 \cdot F_0 \quad (5.28)$$

З рівняння (5.11) визначаємо середню об'ємну концентрацію забруднювача в адсорбенті.

$$M_a = \varepsilon \cdot V (C_0 - C) - \text{маса поглинутого забруднювача [кг]}$$

$$\frac{m_a}{a^*} = M_{ад} - \text{маса адсорбента}$$

$$C_A^* = a^* \cdot \rho_{адс} - \text{рівноважне значення} \left[\frac{\text{кг}}{\text{м}^3 \text{ ад}} \right]$$

5.3. Експериментальні дослідження кінетики сорбції іонів міді Cu^{2+} у ґрунтово-водному середовищі природним цеолітом

Сорбція іонів міді Cu^{2+} проводилась на природному цеоліті Сокирницького родовища, основною складовою частиною якого є клиноптилоліт. Як ґрунтове середовище використовували кварцовий пісок діаметром 3-4 мм. Сорбент в кількості 10; 20, 30 г додавали до 0,1 дм^3 ґрунтового середовища та заливали модельним розчином Cu^{2+} з початковою концентрацією 1,07 г/дм^3 . Через 4; 8; 12; 16; 20; 24 годин від початку експерименту відбирали проби, відфільтровували їх та визначали концентрацію іонів Cu^{2+} у фільтраті за методикою, описаною у розділі 2.8. На рис. 5.2. показано зміну концентрації іонів Cu^{2+} у розчині з часом $C=f(\tau)$

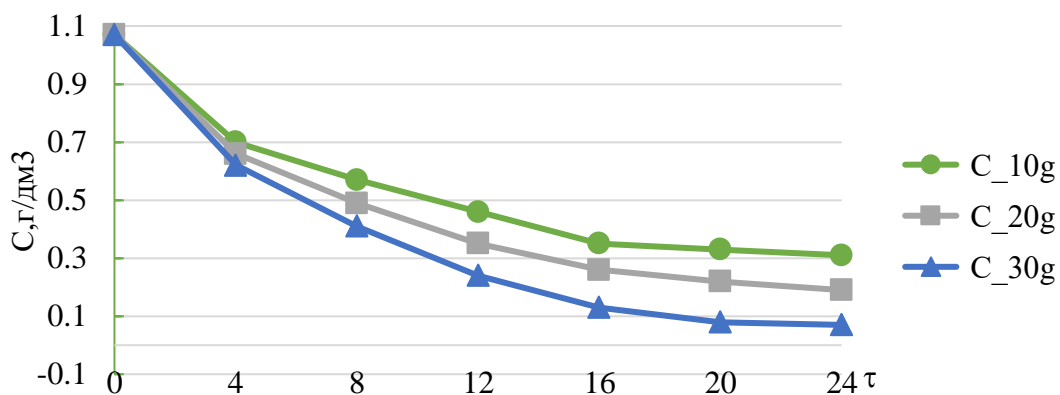


Рис. 5.2. Зміна концентрації іонів Cu^{2+} у залежності від часу поглинання τ для різних наважок адсорбенту

Представлені на рис. 5.2 кінетичні криві показують, що інтенсифікація процесу проявляється у перші періоди сорбції іонів Cu^{2+} , які характерні зовнішньодифузійній області, коли іони Cu^{2+} з розчину переміщуються до зовнішньої поверхні зерна цеоліту. Дифузія у зовнішньому рідинному просторі проходить до поверхні зерна адсорбента і цей процес на графіку відповідає приблизно 8-12 годин.

Коли на поверхні адсорбента поглинеться певна кількість Cu^{2+} , почнеться процес внутрішньодифузійного переміщення Cu^{2+} всередині пор цеоліту. Звичайно, дифузія Cu^{2+} буде проходити з меншою швидкістю, ніж у рідинному просторі, тому що пори мають різну конфігурацію та збільшують опір переміщення іонів Cu^{2+} [168].

Як видно з рис. 5.2 збільшення кількості адсорбента дозволяє зменшити кінцеві концентрації іонів міді у зернистому середовищі. Ступінь вилучення іонів Cu^{2+} становить 93,5% при наважці сорбенту 30 г. Проведені нами дослідження за тривалості процесу 24 год показали, що кінцеві концентрації відповідають рівноважним згідно кінцевих концентрацій Cu^{2+} .

5.4. Розрахунок часу процесу ремедіації субстратами, що містять у своєму складі природні сорбенти, із використанням математичної моделі

Проведемо розрахунок для варіанту застосування в процесі ремедіації цеоліту. Використаємо рівняння (5.27) для розрахунку необхідного часу сорбції:

$$\frac{\bar{C}_A}{C_A^*} = 1 - \frac{6}{\pi^2} e^{-\pi^2 \cdot F_0}$$

Розрахунок проведемо для значень ефективного коефіцієнта внутрішньої дифузії $D^* = 1 \cdot 10^{-10}$ та $D^* = 1 \cdot 10^{-11} \frac{\text{м}^2}{\text{с}}$, які відповідають молекулярній дифузії для частинок кулястої форми в умовах переміщення компоненту симетрично до поверхні твердого адсорбента [165].

Розглянемо 2 варіанти:

1. Якщо $\pi^2 \cdot F_0 = 1$; $e^{-1} = 0,368$

$$\text{то } \frac{\bar{C}_A}{C_A^*} = 1 - 0,368 = 0,632$$

$$F_0 = \frac{1}{\pi^2} = 0,1013; \quad F_0 = \frac{D^* \cdot \tau}{R^2} \rightarrow D^* = 1 \cdot 10^{-10} \frac{\text{м}^2}{\text{с}}$$

$$R = 1,5 \cdot 10^{-3} \text{ м}$$

$$\tau = \frac{F_0 \cdot R^2}{D^*} = \frac{0,1013 \cdot (1,5 \cdot 10^{-3})^2}{1 \cdot 10^{-10}} = 0,228 \cdot 10^4 = 2280 \text{ с} = 0,63 \text{ год}$$

$$\text{Якщо } D^* = 1 \cdot 10^{-11} \frac{\text{м}^2}{\text{с}} \rightarrow \tau = 2280 \text{ с} = 6,33 \text{ год.}$$

2. Якщо $\pi^2 \cdot F_0 = 3$; $e^{-3} = 0,05$,

$$\text{то } \frac{\bar{C}_A}{C_A^*} = 1 - 0,05 = 0,95$$

$$F_0 = \frac{3}{\pi^2} = 0,304$$

$$\tau = \frac{F_0 \cdot R^2}{D^*} = \frac{0,304 \cdot (1,5 \cdot 10^{-3})^2}{10^{-10}} = 0,684 \cdot 10^4 = 1,9 \text{ год}$$

$$\tau = \frac{0,304 \cdot (1,5 \cdot 10^{-3})^2}{10^{-11}} = 68400 \text{ с} = 19 \text{ год.}$$

Висновки до розділу V

1. Розроблено математичну модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату для ремедіації порушених земель.
2. Перспективність та ефективність застосування природних цеолітів для очищення ґрунтово-водного середовища від поллютантів підтверджується їх перевагами перед іншими сорбентами, а саме вони володіють високосорбційними властивостями, є доступними та дешевими. Експериментально доведено, що збільшення кількості адсорбента дозволяє зменшити кінцеві концентрації іонів Cu^{2+} у ґрунтово-водному середовищі. Проведені нами дослідження за тривалості процесу 24 год показали, що кінцеві концентрації відповідають рівноважним згідно кінцевих концентрацій Cu^{2+} . Ступінь вилучення іонів Cu^{2+} становить 93,5% при наважці сорбенту 30 г.
3. Згідно отриманих результатів можна зробити висновок, що для проведення адсорбційного очищення від іонів важких металів в процесах ремедіації максимальне значення необхідного часу не буде перевищувати доби, що є цілком допустимим для практичної реалізації і дозволяє рекомендувати даний метод для реального впровадження.
4. Основні результати, приведені в п'ятому розділі, в повній мірі знайшли своє відображення в публікаціях [147, 150, 156].

ВИСНОВКИ

У дисертації наведене вирішення наукової задачі підвищення рівня екологічної безпеки полігонів твердих побутових відходів шляхом розроблення комплексної технології одержання та визначення оптимальних умов використання субстратів із органовмісних відходів на основі типових осадів стічних вод та природних сорбентів для проведення біологічної рекультивації та ремедіації техногенно порушених земель. В результаті узагальнення даних дисертаційних досліджень отримані такі найбільш вагомі результати.

1. За результатами проведеного дослідження процесу аеробного біокомпостування органовмісних сумішей у лабораторних умовах доведена перспективність використання осадів стічних вод в складі сировинної композиції, а також засвідчено, що додавання деревної тріски та активного компосту стимулює засвоєння аміаку, нітрифікацію мікробів покращує структуру, пористість компостуючої суміші та вільний повітряний простір, що впливає на вентиляцію та перетворення поживних речовин.
2. Досліджені експериментально та інтерпретовано графічно залежності зміни в процесі компостування сировинних сумішей різного складу основних параметрів біокомпостування: температурних профілей, вмісту кисню, діоксиду вуглецю та аміаку в біокомпостних сумішах, зміни вологовмісту компосту в процесі компостування.
3. Відповідно до результатів проведених санітарно-мікробіологічних досліджень у компості №3, який містив у своєму складі половину об'єму «старих» осадів стічних вод, виявлено найвищу чисельність термофільних мікроорганізмів, які відіграють важливе значення у процесі компостування, оскільки вони відповідають за деструкцію органічних речовин. Серед компостів на основі осадів стічних вод, тільки компост №3 не перевищував допустимих норм БГКП у відповідності до ДСТУ 7369:2013 і ДСТУ 8727:2017.

4. На основі аналізу результатів біоіндикаційних досліджень встановлено, що оптимальним універсальним компонентом для створення ростового субстрату є зразок суміші «свіжовідібраних» і «старих» осадів у співвідношенні 1 : 1 (Компост №3), в якому не настільки розвинута наземна частина рослини, проте дуже розгалужена корнева система, яка дозволяє адаптуватися до різних факторів навколишнього середовища та в поєднанні з природними сорбентами, даний субстрат може бути ефективним для проведення рекультивації полігонів ТПВ, що зводить до мінімуму необхідність у використанні родючого шару ґрунту.
5. Виходячи з розрахунків із використанням розробленої математичної моделі процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату впливає, що максимально необхідний час адсорбційного очищення від іонів важких металів в процесах ремедіації не перевищує доби, що є цілком допустимим для практичного впровадження і дозволяє рекомендувати застосовуваний спосіб для використанні в технології біологічної рекультивації та ремедіації.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Sachs, J.D., (2012). From millennium development goals to sustainable development goals. *The Lancet* 379, 2206-2211. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)606850](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)606850).
2. Awasthi, M.K., Pandey, A.K., Khan, J., Bundela, P.S., Wong, J.W.C., Selvam, A., (2014). Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. *Bioresour. Technol*, 168, 214-221.
3. Wu, C., Li, W., Wang, K., Li, Y. (2015). Usage of pumice as bulking agent in sewage sludge composting. *Bioresour Technol*, 190, 516-21.
4. Spangenberg, J.H. (2017). Hot air or comprehensive progress? A critical assessment of the SDGs. *Sustain. Dev.* 25, 311-321.
5. United Nations, (2015). Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development. In: General Assembly 70 session, 16301, pp. 1-35.
6. Colglazier, W. (2015). Sustainable development agenda: 2030. *Science* 349, 1048-1050.
7. Boons, F., Montalvo, C., Quist, J., Wagner, M. (2013). Sustainable innovation, business models and economic performance: an overview. *J. Clean. Prod.*, 45, 1-8.
8. Lupova-Henry, E., Dotti, N.F. (2019). Governance of sustainable innovation: moving beyond the hierarchy-market-network trichotomy? A systematic literature review using the 'who-how-what' framework. *J. Clean. Prod.* 210, 738-748.
9. European Commission, (2016). Next Steps for a Sustainable European Future. European Action for Sustainability: European Action for Sustainability (No. COM (2016) 739 Final). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, Strasbourg.
10. Pollex, J., Lenschow, A. (2018). Surrendering to growth? The European Union's goals for research and technology in the Horizon 2020 framework. *J. Clean. Prod.* 197, 1863-1871.

11. Macleod, C. (2005). Integrating sustainable development into structural funds programmes: an evaluation of the Scottish experience. *Eur. Environ.* 15, 313-331.
12. Садовенко, А., Масловська, Л., Серета, В., Тимочко, Т. (2011). Сталый розвиток суспільства: навчальний посібник. 2 вид., 392 с. [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://msdp.undp.org.ua/data/publications/rozvytok_suspilstva_undp.pdf
13. Бондар О. І., Барановська В. Є., Єресько О. В. (2011). Екологічна освіта для сталого розвитку у запитаннях та відповідях : науковометодичний посібник для вчителів за ред. О. І. Бондаря, 228 с.
14. Програма дій «Порядок денний на ХХІ століття» («AGENDA–21»). Ухвалена Конференцією ООН з навколишнього середовища і розвитку в Ріо– де–Жанейро (Саміт «Планета Земля», 1992 р.): пер. з англ. – К. : Інтелсфера, 2000. – 360 с.
15. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» // Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1991, № 41, ст.546. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1264–12>
16. Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року». [Електронний ресурс]. Режим доступу: URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19>
17. Закон України «Про відходи». [Електронний ресурс]. Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/main/187/98-%D0%B2%D1%80#Text>
18. Закон України «Про національну безпеку України» [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2469–19>
19. EUROSAI (2020). Спільний звіт про результати міжнародного аудиту у сфері поводження з відходами та їх видалення. [Електронний ресурс]. Режим доступу: https://rp.gov.ua/uploadfiles/IntCooperation/IntAudits/2020/zvit_ma_vidhody.pdf

20. Assessment of heavy metal bioremediation potential of bacterial isolates from landfill soils / O. Oziegbe et al. Saudi Journal of Biological Sciences. 2021. Vol. 28, Issue 7. P. 3948-3956. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.03.072>.
21. European Commission Closing the loop -An EU action plan for the circular economy COM (2015), p.614 Final 2015 http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0012.02/DOC_1&format=PDF
22. European Parliament Amendments adopted by the European parliament on 14 March 2017 on the proposal for a directive of the European parliament and of the council amending directive 2008/98/EC on waste (COM(2015)0595 – C8-0382/2015 – 2015/0275(COD)). Strasbourg (2017)
23. Communication from the commission to the european parliament, the council, the european economic and social committee and the committee of the regions Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe /* COM/2014/0398 final/2 */ <https://eur-lex.europa.eu/legalcontent/EN/TXT/?uri=CELEX:52014DC0398R%2801%29>
24. Сторощук У. З., Тимчук І. С., Мальований М. С. (2020). Актуальність сортування твердих побутових відходів та їх роздільний збір. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: збірник матеріалів 6-го Міжнародного конгресу, Львів, 23 –25 вересня 2020 р, 106.
25. Тверді побутові відходи в Україні: Потенціал розвитку. Сценарії розвитку галузі поводження з твердими побутовими відходами. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/504c5765-89d4-4be1-916e-ea27aa94feaf/22.+Тверді+побутові+відходи+в+Україні+ПОТЕНЦІАЛ+РОЗВИТКУ+Сценарії+розвитку+галузі+оводження+pdf?MOD=AJPERES&CVID=INpI3Ew>

26. Sorrell, S, (2015). Reducing energy demand: a review of issues, challenges and approaches. *Renew Sustain Energy Rev*, 47, 74-82.
27. Khan, D., Kumar, A., Samadder, S.R. (2016). Impact of socioeconomic status on municipal solid waste generation rate. *Waste Manage.*, 49, 15-25.
28. Сафранов, Т.А., Шаніна, Т.П., Губанова, О.Р., Приходько, В.Ю. (2014). Класифікація твердих муніципальних відходів – передумова формування ефективної системи поводження з їх потоками. *Вісник Одеського державного екологічного університету*, 18, 32–37.
29. Сторощук У. З. (2020). Аналіз систем управління твердими побутовими відходами у країнах ЄС. *Авіація, промисловість, суспільство: матеріали І Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 60-річчю КЛК ХНУВС*, 14 травня 2020 р., Кременчук : [у 2 ч.]. Ч. 1, 329–331.
30. *Твоє місто. Із чого складається Львівське сміття. Результати дослідження.* [Електронний ресурс]. Режим доступу: https://tvoemisto.tv/news/eksperty_doslidyly_z_chogo_skladaietsya_lvivske_smittya_87786.html
31. Тимчук, І. С., Мальований, М. С., Жук, В. М., Сторощук, У. З., Люта, О. В. (2021). Львівський досвід збору та компостування органічних відходів. *VIII-ий Міжнародний з'їзд екологів (Екологія / Ecology – 2021): збірник наукових праць*, 22–24 вересня, 2021, Вінниця, 162–164.
32. Storoshchuk, U., Malovanyu, M., Tymchuk I. (2020). Composting as one of the prospective methods of recycling the organic component of municipal solid waste. *Environmental Problems* 5(3), 167–173.
33. Міністерство розвитку громад та територій України. Стан сфери поводження з побутовими відходами в Україні за 2021 рік. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <https://www.minregion.gov.ua/>

34. Петрук, В. Г., Васильківський, І. В., Іщенко, В. А., Петрук Р.В. (2013). Управління та поводження з відходами. Частина 3. Полігони твердих побутових відходів: навчальний посібник. Вінниця, ВНТУ, 139 с.
35. Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» №2818-VI від 21 грудня 2010 року. Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2011, № 26, С. 218.
36. Державна служба статистики України. Цілі сталого розвитку Україна. Добровільний національний огляд. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <https://www.ukrstat.gov.ua/>
37. Stefanakis, A., Akrotos, C. S., Tsihrintzis, V. A. (2014). General Aspects of Sludge Management. Vertical Flow Constructed Wetlands, 181–189.
38. Feng, L. Luo, J., Chen, Y. (2015). Dilemma of sewage sludge treatment and disposal in China. Environmental Science & Technology, 49(8), 4781-4782.
39. Venkatesan, A. K., Done, H. Y., Halden, R. U. (2014). United States National Sewage Sludge Repository at Arizona State University – a new resource and research tool for environmental scientists, engineers, and epidemiologists. Environmental Science and Pollution Research, 22(3), 1577-1586.
40. Войціховська, А., Кравченко, О. Мелень-Забрамна, О., Панькевич, М. (2019). Кращі європейські практики управління відходами. [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://epl.org.ua/wp-content/uploads/2019/07/Krashchi_ES_praktuku_net.pdf
41. Kwarciak-Kozłowska, A. (2019). Co-composting of sewage sludge and wetland plant material from a constructed wetland treating domestic wastewater. Industrial and Municipal Sludge, 337–360.
42. Kasprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., Singh, B. R. (2017). Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. Environmental Research, 156, 39–46.

43. Kirchmann, H., Börjesson, G., Kätterer, T., Cohen, Y. (2016). From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: a soilscience outlook. *Ambio*, 46, 143-154.
44. Kominko, H., Gorazda, K., Wzorek, Z. (2017). The possibility of organo-mineral fertilizer production from sewage sludge. *Waste Biomass Valori*, 8, 1781-1791.
45. Picariello, E., Pucci, L., Carotenuto, M., Libralato, G., Lofrano, G., Baldantoni, D. (2020). Compost and sewage sludge for the improvement of soil chemical and biological quality of Mediterranean agroecosystems. *Sustainability*, 13, 26.
46. Rincón, C. A., De Guardia, A., Couvert, A., Soutrel, I., Guezel, S., Le Serrec, C. (2019). Odor generation patterns during different operational composting stages of anaerobically digested sewage sludge. *Waste Management*, 95, 661–673.
47. Bolognesi, S., Bernardi, G., Callegari, A., Dondi, D., Capodaglio, A.G. (2019). Biochar production from sewage sludge and microalgae mixtures: properties, sustainability and possible role in circular economy. *Biomass Convers. Biorefin.*, 11, 289-299.
48. Ковальов, М. М., Супрягіна, Н. П., Медведєва, О. В. (2013). Використання осадів стічних вод як органічного добрива та шляхи мінімізації негативного впливу на навколишнє середовище. *Наукові записки*, 13, 43-45.
49. Guardia, A., Mallard, P., Teglia, C., Marin, A., Le Pape, C., Launay, M., Benoist, J.C., Petiot, C. (2010). Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 1, biodegradability, stabilization kinetics and temperature rise. *Waste Manage.* 30, 402–414.
50. DEFRA. (2013). Advanced biological treatment of municipal solid waste.
51. Кашковський, В.І., Євдокименко, В.О., Каменських, Д.С., Ткаченко, Т.В., Вахрін, В.В. (2017). Комплексна технологія переробки деяких органомінеральних відходів. *Nauka innov.*, 13(3), 57—69.

52. Adani, F., Confalonieri, R., & Tambone, F. (2004). Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes. *J. Environ. Qual.* 33, 1866–1876.
53. Jouhara, H., Czajczyńska, D., Ghazal, H., Krzyżyńska, R., Anguilano, L., Reynolds, A.J., Spencer, N. (2017). Municipal waste management systems for domestic use. *Energy* Volume 139, 15.
54. Carlsson B., Jacobsson S., Holmm M., Rickne, A. (2002). Innovation systems: analytical and methodological issues. *Research Policy*, 21, 233–245.
55. Wainainab, S., Kumar Awasthia, M., Sarsaiyaf, S., Chend, H., Singhc, E., Kumarc, A., Ravindrane, B., Kumar Awasthia, S., Liua, T., Duana, Y., Taherzadeh, S. (2020). Resource recovery and circular economy from organic solid waste using aerobic and anaerobic digestion technologies. *Bioresource Technology*, 301, 122778.
56. Nurul, I.S., Zularisam, A.W. (2018). Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: a review. *J. Clean. Prod.* 194, 359–371.
57. Meng, L., Li, W., Zhang, S., Wu, C., Lv, L., (2017). Feasibility of co-composting of sewage sludge, spent mushroom substrate and wheat straw, *Bioresource Technology*, 226, 39-45.
58. Dri M., Canfora P., Antonopoulos I. S., Gaudillat P. Best Environmental Management Practice for the Waste Management Sector May 2018 https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC111059/jrc111059_best_pr_waste_2018_final_04_2.pdf.
59. Кляченко, О.Л., Мельничук, М.Д., Іванова, Т.В. (2015). Екологічні біотехнології: теорія і практика.: Навчальний посібник. Вінниця, ТОВ «Нілан-ЛТД», 254 с.
60. Сторощук У., Sebula R., Мальований М. (2020). Анаеробне травлення як метод отримання біогазу із твердих побутових відходів. Регіональні проблеми охорони довкілля: матеріали міжнародної наукової конференції молодих вчених, 1–3 червня 2020 р., Україна, м. Одеса, 156–158.

61. Zhang, L., Kai-Chee, L., Zhang, J.X. (2019). Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: current status and prospects. *Bioresour. Technol. Rep.* 5, 280–296.
62. Felix, M., Ramchandra, B., Stefan, G. (2019). Critical review on life cycle assessment of conventional and innovative waste-to-energy technologies. *Sci. Total Environ.* 672, 708–721.
63. Luis, A.B.P., Barbara, S.B., Rafael, M.D., Daniel, J., Rosane, A.G.B. (2019). Organic solid waste management in a circular economy perspective - A systematic review and SWOT analysis. *J. Clean. Prod.* 239, 118.
64. European Commission STAFF WORKING DOCUMENT Accompanying the Communication from the Commission On future steps in bio-waste management in the European Union. {COM(2010) 235 final} <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52010SC0577&from=BG>
65. Qian, X., Shen, G., Wang, Z., Guo, C., Liu, Y., Lei, Z., Zhang, Z. (2014). Co-composting of livestock manure with rice straw, Characterization and establishment of maturity evaluation system. *Waste Manage* 34, 530-535.
66. Bernal, M.P., Sommer, S.G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., Michel, F.C. (2017). Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. *Adv. Agron.* 144, 143–233.
67. Wang, Q, Awasthi, M.K., Ren, X., Zhao, J., Wang, M., Chen, H., Zhang, Z. (2018). Recent advances in composting of organic and hazardous waste: a road map to safer environment, in: *Biosynthetic Technology and Environmental Challenges*. Springer, Singapore, 307– 329.
68. Zhou, H.X., Zhao, Y., Yang, H.Y., Zhu, L.J., Cai, B.Y., Luo, S., Cao, J.X., Wei, Z.M. (2018). Transformation of organic nitrogen fractions with different molecular weights during different organic wastes composting. *Bioresour. Technol.* 262, 221–228.

69. Wang, Y., Ai, P., Cao, H., Liu, Z. (2015). Prediction of moisture variation during composting process: a comparison of mathematical models. *Bioresour. Technol.* 193, 200-205.
70. Zhang, L., Sun, X. (2014). Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresour. Technol.* 171, 274-284.
71. Raut, M.P., William, S.M.P.P., Bhattacharyya, J.K., Chakrabarti, T., Devotta, S. (2008). Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste e a compost maturity analysis perspective. *Bioresour. Technol.* 99, 6512-6519.
72. Vaverková, M. D., Adamcová, D., Winkler, J., Koda, E., Petrželová, L., & Maxianová, A. (2020). Alternative method of composting on a reclaimed municipal waste landfill in accordance with the circular economy: Benefits and risks. *Science of The Total Environment*, 723, 137971.
73. Sagdeeva O.A., Krusir G.V., Tsykalo A.L., Shpyrko T.V., Leuenberger H. Organic waste composting using mineral additives. *Харчова наука і технологія*. 2018. Том 12. № 1. С. 45–52. DOI: <http://dx.doi.org/10.15673/fst.v12i1.842>.
74. Storoshchuk U., Maliovanyy M., Tymchuk I., Luchyt L. (2021). Analysis of the main methods of solid waste management. *Environmental Problems*, 6 (4), 238–243.
75. Chowdhury, A.K.M.B., Konstantinou, F., Damati, A., Akrotos, C.S., Vlastos, D., Tekerlekopoulou, A.G., Voyenas, D.V. (2015). Is physicochemical evaluation enough to characterize olive mill waste compost as soil amendment? The case of genotoxicity and cytotoxicity evaluation. *J. Clean. Prod.* 93, 94-102.
76. Hermann, B.G., Debeer, L., De Wilde, B., Blok, K., Patel, M.K. (2011). To compost or not to compost: Carbon and energy footprints of biodegradable materials' waste treatment. *Polym. Degrad. Stab.* 96, 1159-1171.

77. Banegas, V., Moreno, J.L., Moreno, J.I., García, C., León, G., Hernández, T. (2007). Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Manag*, 27, 1317-1327.
78. Mohammad, M., Alam, M., Kabbashi, N.A., Ahsan, A., 2012. Effective composting of oil palm industrial waste by filamentous fungi, a review. *Resour. Conserv. Recycl.* 58, 69-78.
79. Wei, Y., Wu, D., Wei, D., Zhao, Y., Wu, J., Xie, X. (2019). Improved lignocellulose-degrading performance during straw composting from diverse sources with actinomycetes inoculation by regulating the key enzyme activities. *Bioresour. Technol.*, 271, 66-74.
80. Kaiser, J. (1996). Modelling composting as a microbial ecosystem, a simulation approach. *Ecol. Model.* 91, 25-37.
81. Pietronave, S., Fracchia, L., Rinaldi, M., Martinotti, M.G. (2004). Influence of biotic and abiotic factors on human pathogens in a finished compost. *Water Res.* 38, 1963-1970.
82. Białobrzewski, I., Mikš, M., Krajnik, Dach, J., Markowski, M., Czeakała, W. (2015). Model of the sewage sludge-straw composting process integrating different heat generation capacities of mesophilic and thermophilic microorganisms. *Waste Manag.*, 43, 72-83
83. Das, M., Uppal, H.S., Singh, R., Beri, S., Mohan, K.S., Gupta, V.C., Adholeya, A. (2011). Co-composting of physic nut (*Jatropha curcas*) deoiled cake with rice straw and different animal dung. *Bioresour. Technol.* 102 (11), 6541-6546.
84. Jouhara, H., Czajczyńska, D., Ghazal, H., Krzyżyńska, R., Anguilano, L., Reynolds, A.J., Spencer, N. (2017). Municipal waste management systems for domestic use. *Energy* Volume 139, 15.
85. Гаценко, М. В. (2014). Компостування органічної речовини. Мікробіологічні аспекти. *Сільськогосподарська мікробіологія*, 19, 11–20.

86. Albrecht, R., Périsol, C., Ruaudel, F., Le Petit, J., Terrom, G. (2010). Functional changes in culturable microbial communities during a co-composting process: carbon source utilization and co-metabolism. *Waste Manag.*, 30 (5), 764-770.
87. Павленко, С.І. та ін. (2011). Аналіз і обґрунтування технологічних процесів компостування сільськогосподарських органічних відходів тваринного походження. Збірник наукових праць Вінницького національного аграрного університету, 9(2), 94–104.
88. Liu, J., Xu, X.H., Li, H.T., Xu, Y. (2011). Effect of microbiological inocula on chemical and physical properties and microbial community of cow manure compost. *Biomass Energy*, 35, 3433-3439.
89. Iqbal, M.K., Nadeem, A., Sherazi, F., Khan, R.A. (2015). Optimization of process parameters for kitchen waste composting by response surface methodology. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 12, 5, 1759-1768.
90. Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review *Bioresour. Technol.*, 100, 22, 5444-5453.
91. Hueso, S., García, C., Hernández, T. (2012). Severe drought conditions modify the microbial community structure, size and activity in amended and unamended soils *Soil Biol. Biochem.*, 50 , 167-173.
92. Kutsanedzie, F., Ofori, V., Diaba, K.S. (2015). Maturity and safety of compost processed in HV and TW composting systems. *Sci. Technol. Soc.*, 3 (4), 202-209.
93. Yang, F., Li, G., Shi, H., Wang, Y. (2015). Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Waste Manag.*, 36, 70-76.
94. Petric, I., Avdihodžić, E., Ibrić, N. (2015). Numerical simulation of composting process for mixture of organic fraction of municipal solid waste and poultry manure. *Ecol. Eng.*, 75, 242-249.

95. Zhang, J., Chen, G., Sun, H., Zhou, S., Zou, G. (2016). Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost. *Bioresour. Technol.*, 200, 876-883.
96. Awasthi, M.K., Pandey, A.K., Bundela, P.S., Khan, J. (2015). Co-composting of organic fraction of municipal solid waste mixed with different bulking waste: characterization of physicochemical parameters and microbial enzymatic dynamic. *Bioresour. Technol.*, 182, 200-207.
97. Wang, X., Cui, H., Shi, J., Zhao, X., Zhao, Y., Wei, Z. (2015). Relationship between bacterial diversity and environmental parameters during composting of different raw materials. *Bioresour. Technol.*, 198, 395-402.
98. Yang, F., Li, G.X., Yang, Q.Y., Luo, W.H. (2013). Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Chemosphere*, 93, 1393-1399.
99. Zhang, H., Schuchardt, F., Yang, G. Li, J., Yang. Q. (2013). Emission of volatile sulfur compounds during composting of municipal solid waste (MSW) *Waste Manag.*, 33 (4), 957-963.
100. Zhang, L., Sun, X. (2016). Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Manag.*, 48, 115-126.
101. Pandey, P.K., Cao, W., Biswas, S., Vaddella, V., (2016). A new closed loop heating system for composting of green and food wastes. *J. Clean. Prod.* 133, 1252-1259.
102. Chan, M., Selvam, A., Wong, J.W.C., (2016). Reducing nitrogen loss and salinity during 'struvite' food waste composting by zeolite amendment. *Bioresour. Technol.* 200, 838-844.
103. Steger, K., Eklind, Y., Olsson, J., Sundh, I. (2005). Microbial community growth and utilization of carbon constituents during thermophilic composting at different oxygen levels. *Microbial Ecol.* 50, 163–171.

104. Latifah, O., Ahmed, O.H., Susilawati, K., Majid, N.M. (2015). Compost maturity and nitrogen availability by co-composting of paddy husk and chicken manure amended with clinoptilolite zeolite. *Waste Manag. Res.*, 33 (4), 322-331.
105. Mohee, R., Boojhawon, A., Sewhoo, B., Rungasamy, S., Somaroo, G.D., Mudhoo, A. (2015). Assessing the potential of coal ash and bagasse ash as inorganic amendments during composting of municipal solid wastes *J. Environ. Manag.*, 159, 209-217.
106. Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.*, 100 (22), 5444-5453.
107. Varma, V.S., Kalamdhad, A.S. (2015). Evolution of chemical and biological characterization during thermophilic composting of vegetable waste using rotary drum composter. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 12 (6), 2015–2024.
108. Sundberg, C., Smars, S., Jonsson, H., (2004). Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour. Technol.* 95, 145-150.
109. Turan, N.G., (2008). The effects of natural zeolite on salinity level of poultry litter compost. *Bioresour. Technol.* 99, 2097-2101.
110. Wang, Y., Witarsa, F. (2016). Application of Contois, Tessier, and first-order kinetics for modeling and simulation of a composting decomposition process. *Bioresour. Technol.* 220, 384-393.
111. Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T., Nagar, B.B. (2004). Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Manage.* 24, 805-813.
112. Lazcano, C., Gomez-Brandon, M., Domínguez, J. (2008). Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere* 72, 1013-1019.
113. Hachicha, R., Drira, N., Medhioub, K., Ammar, E. (2009). Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry


- manured Physico-chemical characterization of the processed organic matter. *J. Hazard. Mater.* 162, 402-409.
114. Wang, Y., Ai, P. (2016). Integrating particle physical geometry into composting degradation kinetics *Bioresour. Technol.*, 200, 514-520.
115. Ge, J., Huang, G., Huang, J., Zeng, J., Han, L. (2015). Modeling of oxygen uptake rate evolution in pig manure–wheat straw aerobic composting process. *Chem. Eng. J.*, 276, 29-36.
116. Verma, L.S., Marschner, P. (2013). Compost effects on microbial biomass and soil P pools as affected by particle size and soil properties. *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, 13 (2), 313-328.
117. Ляшенко, О.О. (2007). Методологія готування збалансованих сумішей органічних відходів перед компостуванням // 4-а Міжнародна конференція «Сотрудничество для решения проблемы отходов», Харків, Україна. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <https://waste.ua/cooperation/2007/theses/lyashenko.html#author>
118. ДСТУ 7369:2013. Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошення та удобрення. Київ: Мінекономрозвитку України, 2014. 7 с.
119. Arulrajah, A., Disfani, M. M., Suthagaran, V., & Imteaz, M. (2011). Select chemical and engineering properties of wastewater biosolids. *Waste Management*, 31(12), 2522–2526.
120. Paya, J., Monzo, J., Borrachero, M. V., & Soriano, L. (2018). Sewage sludge ash. *New trends in Eco-Efficient and Recycled Concrete*, 121-152.
121. Zhu, N., Deng, Ch., Xiong, Y., Qian, H. (2004). Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting. *Bioresour. Technol.* 95, 319–326. doi:10.1016/j.biortech.2004.02.021
122. Latore, A.M., Kumar, O., Singh, S.K., Gupta, A., (2014). Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content and soil fertility under rice-wheat system. *Ecol. Eng.* 69, 17–24.

123. Ye, L., Zhang, T. (2011). Pathogenic bacteria in sewage treatment plants as revealed by pyrosequencing. *Environ. Sci. Technol.* 45, 7173–7179. <https://doi.org/10.1021/es201045e>.
124. Clarke, B.O. & Smith, S.R. (2011). Review of “emerging” organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environ. Int.* 37, 226–247. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.06.004>.
125. Wu, Q., Cui, Y., Li, Q., & Sun, J. (2015). Effective removal of heavy metals from industrial sludge with the aid of a biodegradable chelating ligand GLDA. *Journal of Hazardous Materials*, 283, 748–754. doi:10.1016/j.jhazmat.2014.10.027
126. Hei, L., Jin, P., Zhu, X., Ye, W., Yang, Y., (2016). Characteristics of speciation of heavy metals in municipal sewage sludge of guangzhou as fertilizer. *Procedia Environ. Sci.* 31, 232–240. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.02.031>.
127. Ren, J., Liang, H., Chan, F.T.S., 2017. Urban sewage sludge, sustainability, and transition for Eco-City: multi-criteria sustainability assessment of technologies based on bestworst method. *Technol. Forecast. Soc. Chang.* 116, 29–39. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2016.10.070>.
128. ДСТУ 8727:2017. Осад стічних вод. Підготування органо-мінеральної суміші з осаду стічних вод. Київ: ДП «УкрНДНЦ», 2017.
129. ДСТУ ISO 10381-6:2001 Якість ґрунту. Відбір проб. Частина 6. Настанови щодо відбору, обробки та зберігання ґрунту для оцінки аеробних мікробіологічних процесів в лабораторії, Київ: Держспоживстандарт України, 2002, 15 с.
130. Malovanyu, M., Storoshchuk, U. (2022). Obtaining and using substrates with sewage sludge. *Environmental Problems* 7(3), 154–162.
131. Сторощук, У., Мальований, М., Тимчук, І., Жук, В., Jozwiakowska, Котис, О. (2022). Утилізація осадів стічних вод технологією компостування - альтернативний метод на шляху до сталого розвитку. Регіональні проблеми

- охорони довкілля та збалансованого природокористування. Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців, 21 вересня 2022 року, Одеса, 133-136.
132. Malovanyu, M., Tymchuk, I., Zhuk, V., Storoshchuk, U., Grechanik, R., Sliusar, V., Soloviy, C. & Onyshkevych, L. (2022). Obtaining compost for reclamation technologies of degraded areas with use of sewage sludge as a raw material. *Water supply and wastewater disposal: designing, construction, operation and monitoring IV*, 135-139.
133. Petric, I., Sestan, A. & Sestan, I. (2009). Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. *Biosystems Engineering* 104, 125–134.
134. Mason, I.G. & Milke, M.W. (2005). Physical modelling of the composting environment: a review. Part 1: reactor systems. *Waste Management* 25, 481–500.
135. Гудзь, С.П., Гнатуш, С.О., Звір, Г.І. Санітарна мікробіологія: підручник: [для студ. вищ. навч. закл.]. Львів: ЛНУ імені Івана Франка, 2016, 348 с.
136. Люта, В.А., Кононов, О.В. Мікробіологія з технікою мікробіологічних робіт: підручник: [для студ. вищ. навч. закл.]. Київ: ВСВ «Медицина», 2018, 576 с.
137. ДСТУ ISO 11269-2:2002 Якість ґрунту. Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 2: Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин. Київ: Держстандарт України, 2004, 14 с.
138. ДСТУ ISO 11269-1:2004 Якість ґрунту. Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 1: Метод визначення інгібіторної дії на ріст коренів. Київ: Держстандарт України, 2005, 15 с.
139. Горова, А. & Кулина, С. (2008). Оцінка токсичності ґрунтів червоноградського гірничопромислового району за допомогою ростового тесту. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*, 48, 189-194.
140. Storoshchuk U., Maliovanyu M., Tymchuk I. Substrates based on composted sewage sludge for land recultivation. *Ecological Questions* 33(2022)4.

141. ГОСТ 4388–72 Методы определения массовой концентрации меди.
142. Legwaila, I. A., Lange, E., & Cripps, J. (2015). Quarry reclamation in England: a review of techniques. *Jasmr*, 4(2), 55-79.
143. Li, J., Yang, H., Tong, L., & Sand, W. (2021). Some Aspects of Industrial Heap Bioleaching Technology: From Basics to Practice. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*, 1–19. doi:10.1080/08827508.2021.189372
144. Kasprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., Rorat, A., Brattebo, H., Almas, A., & Singh, B. R. 2017. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental Research*, 156, 39–46.
145. Сторощук У. З., Мальований М. С., Жук В. М., Тимчук І. С., Шквірко О. М. (2021). Шляхи утилізації осадів стічних вод. Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг: матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції, 20–22 жовтня р., Львів, 100–101.
146. Antolín, M.C., Pascual, I., García, C., Polo, A., Sánchez-Díaz, M., 2005. Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. *Field Crop Res.* 94, 224–237.
147. Мальований М. С., Тимчук І. С., Жук В. М., Сторощук У. З., Онишкевич Л. І., Гречаник Р. (2021). Комплексна технологія використання субстратів на основі органічних відходів і природних сорбентів для потреб біологічної рекультивациі та ремедіациі техногенно порушених земель. *Екологія. Довкілля. Енергозбереження: збірник матеріалів II Міжнародної науково-практичної конференції, присвячена 203-річчю Національного університету «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», Полтава, 2-3 грудня 2021 р, 231–233.*
148. Grekhova, I., Gilmanova, M. (2016). The usage of sludge of wastewater in the composition of the soil for land reclamation. *Procedia Engineering*, 165, 794 – 799
149. Гречаник Р. М., Мальований М. С., Тимчук І. С., Сторощук У. З. (2022). Оцінювання впливу мінеральних добрив і капсульованих ПЕТ на

- агроекосистеми біологічної рекультивації порушених земель. Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць, 32(2), 40–44.
150. Grechanik R., Lutek W., Malovanyu M., Nagursky O., Tymchuk I., Petrushka K., Luchyt L., Storoshchuk U. (2022). Obtaining environmentally friendly encapsulated mineral fertilizers using encapsulated modified PET. *Environmental Problems* 7(2), 90–96.
151. Гречаник Р. М., Мальований М. С., Сторощук У. З. Комплексний підхід у застосуванні біологічних методів у технологіях рекультивації сміттєзвалищ (2021). Екологічно дружні технологічні рішення для місцевих громад щодо поводження з відходами: збірка матеріалів Національного форуму «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології» (м. Київ, 23–24 листопада 2021 р.), 202–205.
152. Pandey, V.C., Bajpai, O., Singh, N. (2016). Energy crops in sustainable phytoremediation. *Renew. Sustain. Energy Rev*, 54, 58-73.
153. Antwi, E. K., Boakye-Danquah, J., Asabere, S. B., Takeuchi, K., & Wiegleb, G. (2014). Land cover transformation in two post-mining landscapes subjected to different ages of reclamation since dumping of spoils. *SpringerPlus*, 3(1), 702.
154. Fijalkowski, K., Rosikon, K., Grobelak, A., Hutchison, D., J. Kacprzak, M. (2018). Modification of properties of energy crops under Polish condition as an effect of sewage sludge application onto degraded soil. *Journal of Environmental Management*, 217, 1, 509-519.
155. Seaker, E., & Sopper, W. (1983). Reclamation of deep mine refuse banks with municipal sewage sludge. *Waste Management & Research*, 1(4), 309–322.
156. Tymchuk I., Malovanyu M., Zhuk V., Sliusar V., Storoshchuk U., Lyuta O. (2021). Composting of organic waste – an effective method of their disposal and a prospective factor of slowing climate change (on the example of Lviv). *Climate services: science and education: conference proceedings of the International research-to-practice conference, 22–24 September, Odesa, Ukraine*, 57–58.

157. Тимчук І. С., Мальований М. С., Сторощук У. З., Люта О. В. (2021). Збір та компостування органічних відходів як запорука сталого розвитку міста. Проблеми сталого розвитку: матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 10-й річниці створення інституту. Львів-Зозулі, 22–23 жовтня 2021 р, 33–35
158. Gagnon, B., Demers, I., Ziadi, N., Chantigny, M.H., Parent, L.-E.,  Forge, T.A., Larney, F.J., Buckley, K.E., 2012. Forms of phosphorus in composts and in compost-amended soils following incubation. *Can. J. Soil Sci.* 92, 711–721.
159. Zhang, D., Luo, W., Li, Y., Wang, G., Li, G., 2018. Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions. *Bioresour. Technol.* 250, 853–859.
160. Сторощук У., Тимчук І., Мальований М. (2020). Адаптація світового поводження з ТПВ та використання методу компостування. Сталий розвиток – стан та перспективи: матеріали II Міжнародного наукового симпозіуму SDEV'2020, 12–15 лютого 2020 року, Львів-Славське, 89–92.
161. Сторощук У. З., Тимчук І. С., Мальований М. С. (2021) Перетворення органічних відходів в екологічно чисте добриво. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: 6-й Міжнародний молодіжний конгрес, Львів, 09–10 лютого 2021 р.: збірник матеріалів, 254.
162. Мальований М. С., Жук В. М., Тимчук І. С., Попович О. Р., Вронська Н. Ю., Сторощук У. З. (2022). Дослідження аеробного біокомпостування сировинної композиції на основі осадів стічних вод. Сталий розвиток – стан та перспективи: збірник матеріалів III Міжнародного наукового симпозіуму, Львів-Славське, 26–29 січня 2022 р, 32–33.
163. Rynk R. (1992). *On-Farm Composting Handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, 187.

164. Басараба, Ю. Б., & Засадний, Т. М. (2015). Перспективи застосування цеолітів Сокирницького родовища для очищення природної води. *Ecological Safety and Balanced Use of Resources*, 1(11), 46-52.
165. Гумницький, Я., Сабадаш, В. (2022). Адсорбція: система природний адсорбент – рідка фаза: монографія. Львівська політехніка, 214.
166. El Fels, L., Zamama, M., El Asli, A., Hafidi, M. (2014). Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 87, 128-137.
167. Tiquia S.M., Hodgkiss N. F. Y. T., I.J. (1996). Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. *Environmental Pollution* 93(3): 249-256
168. Петрушка, І.М., Мороз, О.І., Петрушка, К.І. (2018). Рациональне використання природних ресурсів у технології очищення стічних вод. *Економіка і суспільство*, № 15. [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://elibrary.donnuet.edu.ua/985/1/15_2018.pdf#page=585.
169. Сабадаш В.В. (2019). Теоретичні основи сорбційних процесів на природних та синтетичних сорбентах: дис. На здобуття наук. Ступеня доктора техн. наук: 05.17.08 – процеси та обладнання хімічної технології. Міністерство освіти і науки України, Національний університет «Львівська політехніка», 474 с.
170. Петрусь, Р., Мальований, М., Варчол, Й., Одноріг, З., Петрушка, І., Леськів, Г. (2003). Технології очищення стоків із застосуванням природних дисперсних сорбентів. *Хімічна промисловість України*, 2 (55), 20–22.

ДОДАТКИ

**Об'ємні співвідношення компонентів сумішей на початку
компостування в лабораторних умовах**

№ суміші	Об'єм, дм ³					Об'ємна частка			
	ОСВ _{св}	ОСВ _{ст}	деревна щепа	активний компост	разом	ОСВ _{св}	ОСВ _{ст}	деревна щепа	активний компост
1	3	0	6	3	12	0,250	0	0,500	0,250
2	4	0	4	4	12	0,333	0	0,333	0,333
3	2	2	4	4	12	0,167	0,167	0,333	0,333
4	0	0	0	12	12	0	0	0	1,000

**Розрахункові показники співвідношення масового вмісту вуглецю та азоту
(C/N) в сумішах перед їх біокомпостуванням**

Номер суміші	Маса вуглецю, г				Маса азоту, г				C/N суміші
	ОСВ	деревна щепа	активний компост	разом	ОСВ	деревна щепа	активний компост	разом	
1	151,8	358,0	205,4	715,1	18,8	1,8	13,7	34,3	20,8
2	202,4	238,6	273,9	714,9	25,1	1,2	18,3	44,6	16,0
3	202,4	238,6	273,9	714,9	25,1	1,2	18,3	44,6	16,0
4	0,0	0,0	821,6	821,6	0,0	0,0	54,8	54,8	15,0

Дані проростання райграсу багаторічного у досліджуваних субстратах

Варіант	Вміст цеоліту	Дні								
		7	14	21	28	35	42	49	56	60
контрольн ий	0%	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0	76,7	76,7	76,7	76,7
	2,5%	86,7	90,0	90,0	90,0	90,0	86,7	86,7	86,7	86,7
	5%	90,0	93,3	93,3	90,0	90,0	90,0	90,0	90,0	90,0
	7,5%	86,7	90,0	90,0	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3
компост №1	0%	76,7	93,3	93,3	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3
	2,5%	66,7	90,0	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3	83,3
	5%	73,3	86,7	90,0	100	96,7	93,3	90,0	90,0	90,0
	7,5%	73,3	83,3	80,0	83,3	86,7	83,3	83,3	83,3	83,3
компост №2	0%	66,7	83,3	73,0	73,0	73,0	73,0	73,0	73,0	73,0
	2,5%	80,0	83,3	83,3	86,7	90,0	90,0	90,0	90,0	86,7
	5%	63,3	80,0	80,0	83,3	80,0	76,7	76,7	76,7	76,7
	7,5%	90,0	90,0	90,0	90,0	86,7	86,7	86,7	86,7	83,3
компост №3	0%	33,3	86,7	93,3	93,3	90,0	86,7	86,7	86,7	86,7
	2,5%	16,7	56,7	83,3	90,0	90,0	90,0	86,7	86,7	86,7
	5%	3,3	70,0	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0
	7,5%	20,0	70,0	86,7	90,0	90,0	86,7	86,7	86,7	86,7
компост №4	0%	20,0	63,3	76,7	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0	80,0
	2,5%	6,7	70,0	83,3	86,7	90,0	93,3	96,7	93,3	93,3
	5%	0,0	63,3	83,3	83,3	83,3	83,3	80,0	80,0	76,7
	7,5%	0,0	63,3	76,7	86,7	86,7	90,0	90,0	90,0	90,0

**Зміни в рості і розвитку райграсу багаторічного в залежності від
використання різних видів субстратів**

Варіант	ВНЧР	Довжина кореня	Маса рослини	МНЧР	Маса кореня
<i>0% цеоліту</i>					
Контрольний	23,51	1,86	0,114	0,090	0,024
Компост №1	13,23	1,53	0,067	0,046	0,021
Компост №2	17,22	2,25	0,070	0,040	0,030
Компост №3	16,5	4,0	0,137	0,070	0,067
Компост №4	24,63	7,42	0,173	0,127	0,046
<i>2,5 % цеоліту</i>					
Контрольний	23,45	1,85	0,127	0,100	0,028
Компост №1	15,29	1,54	0,103	0,047	0,056
Компост №2	18,22	2,7	0,088	0,056	0,031
Компост №3	17,57	4,57	0,164	0,090	0,074
Компост №4	19,82	6,13	0,161	0,094	0,067
<i>5 % цеоліту</i>					
Контрольний	20,96	1,07	0,110	0,090	0,020
Компост №1	14,28	1,81	0,080	0,039	0,041
Компост №2	18,16	2,48	0,085	0,062	0,023
Компост №3	17,12	5,77	0,176	0,104	0,072
Компост №4	18,9	4,55	0,169	0,100	0,069
<i>7,5 % цеоліту</i>					
Контрольний	23,45	2,05	0,178	0,136	0,042
Компост №1	19,04	2,72	0,078	0,052	0,026
Компост №2	17,37	2,77	0,091	0,051	0,041
Компост №3	18,1	5,56	0,156	0,093	0,063
Компост №4	18,81	3,44	0,088	0,067	0,021



Проректор

науково-педагогічної роботи
Національного університету
«Львівська політехніка»

Давидчак О.Р.

2022 р.

А К Т

про використання у навчальному процесі
Національного університету «Львівська політехніка»
результатів досліджень та розробок, одержаних
при виконанні дисертаційної роботи
«Субстрати на основі органовмісних відходів для рекультивації та ремедіації
полігонів твердих побутових відходів»
Сторощук Уляни Зіновіївни

Комісія у складі:

- голова науково-методичної ради ІСТР ім. В'ячеслава Чорновола,
к.е.н., доц. Данько Т.І.,
- зав. каф. ЕЗП, д.т.н., проф. Мальований М.С.,
- д.т.н., проф. Гумницький Я.М.,
- д.т.н., проф. Дячок В.В.

цим актом підтверджує, що основні положення та результати дисертаційної роботи «Субстрати на основі органовмісних відходів для рекультивації та ремедіації полігонів твердих побутових відходів» Сторощук Уляни Зіновіївни на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія будуть використані:

1. У програмі лекційного курсу «Основи розробки екобезпечних виробництв», оскільки отримані результати стосуються вторинного використання техногенних відходів.

2. У програмі лекційного курсу «Біомоніторинг навколишнього середовища», оскільки отримані результати стосуються методу визначення якості ґрунту.
3. У програмі лекційного курсу «Агроєкологія» тема «Рекультивация ґрунтів» та в програмі практичних занять цього курсу.

Голова НМР ІСТР

к.е.н., доц.

Данько Т.І.

Члени комісії:

зав. каф. ЕЗП, д.т.н., проф.

Мальований М.С.

д.т.н., проф.

Гумницький Я.М.

д.т.н., проф.

Дячок В.В.

Додаток 5

ДОГОВІР про співпрацю

м. Львів

«21» 10 2021 року

Львівське комунальне підприємство «Зелене місто» (надалі – Сторона-1), в особі директора Калужного Тараса Ігоровича, що діє на підставі Статуту з однієї сторони,

та

Національний університет «Львівська політехніка» (надалі – Сторона-2), в особі проректора з наукової роботи Демидова Івана Васильовича, що діє на підставі Наказу ректора № 644-1-10 від 12.11.2019 року, з другої сторони, уклали цей Договір про наступне.

1. Предмет договору

1.1. Сторони домовилися про організацію співпраці у сфері природоохоронної, навчально-наукової та просвітницької діяльності як щодо поводження з твердими побутовими відходами, так і функціонування та обслуговування об'єктів поводження з твердими побутовими відходами.

1.2. Згідно з умовами цього договору співпраця повинна здійснюватися Сторонами на підставі принципів законності та добросовісності.

1.3. Співпраця за цим Договором здійснюється Сторонами без об'єднання вкладів і утворення окремої юридичної особи, а лише встановлюються взаємні права та обов'язки Сторін.

2. Зобов'язання сторін

2.1. Для забезпечення найбільш швидкого та ефективного досягнення цілей за цим Договором Сторони зобов'язуються:

- обмінюватися інформацією, що є в їх розпорядженні, щодо всіх аспектів взаємних інтересів;
- залучати провідних фахівців з обох сторін у навчальний процес, науково-дослідну роботу, а також для здійснення просвітницької діяльності серед необмеженого кола осіб;
- спільно діяти для розробки нових технологій, зокрема щодо попереднього очищення фільтратів полігонів твердих побутових відходів та щодо отримання та використання субстратів на основі органомісних відходів і природних сорбентів для потреб біологічної рекультивациі та ремедіациі техногенно

порушених земель;

- надавати взаємні консультації у сфері природоохоронної, навчально-наукової та просвітницької діяльності;
- сприяти в ефективній навчально-науковій та природоохоронній діяльності;
- сприяти у питаннях проходження навчальної та виробничої практик студентами, а також стажування викладачами Сторони-2 на об'єктах Сторони-1 з метою кваліфікованої підготовки майбутніх фахівців в сфері захисту навколишнього середовища та поводження з твердими побутовими відходами;
- надавати взаємну допомогу в отриманні науково-технічної інформації для повноцінного забезпечення навчально-наукової та природоохоронної діяльності;
- спільно організовувати та брати участь у конференціях, симпозиумах, конгресах та інших публічних заходах;
- здійснювати інші дії, які стосуються предмету співпраці.

3. Ведення спільних справ

3.1. Ведення спільних справ за цим Договором здійснюється Сторонами спільно, винятково, за взаємною згодою Сторін.

3.2. Усі рішення щодо співпраці приймаються шляхом спільного погодження Сторін.

4. Строк дії договору

4.1. Договір вступає в силу з моменту його підписання обома Сторонами та діє протягом 12 (дванадцяти) календарних місяців з автоматичною пролонгацією на той самий строк за відсутності письмових заперечень будь-якої із Сторін.

5. Відповідальність сторін

5.1. У разі невиконання або неналежного виконання зобов'язань за цим Договором, винна сторона несе відповідальність передбачену чинним законодавством України.

6. Порядок вирішення спорів

6.1. Усі розбіжності та спори, які можуть виникнути між Сторонами у зв'язку

із виконанням умов цього договору, вирішуються шляхом переговорів.

6.2. У разі якщо Сторони в результаті переговорів не змогли досягнути взаємної згоди щодо розбіжностей, що виникли, а також у разі якщо одна зі Сторін ухиляється від проведення переговорів, спір вирішується в судовому порядку, встановленому чинним законодавством України.

7. Порядок зміни та розірвання договору

7.1. Зміни та доповнення до цього Договору допускаються лише за взаємною згодою Сторін.

7.2. Цей Договір може бути припинений (в тому числі шляхом розірвання) в порядку та на підставах, передбачених цим Договором та чинним законодавством України.

7.3. Зміни та доповнення до цього Договору здійснюються шляхом укладення додаткових угод в письмовій формі з підписами Сторін.

8. Прикінцеві положення

8.1. Сторони підтверджують, що цей Договір містить усі істотні умови, передбачені для договорів цього типу, і жодна зі Сторін не посилатиметься в майбутньому на недосягнення згоди за істотними умовами договору як на підставу вважати його неукладеним або недіючим.

8.2. Сторони підтверджують, що в разі якщо будь-яка умова цього Договору стане або буде визнана недіючою у зв'язку з невідповідністю із законодавством, то така умова не братиметься до уваги або ж Сторонами будуть вжиті заходи щодо зміни умов договору тією мірою, щоб зробити договір дійсним і зберегти в повному обсязі наміри Сторін.

8.3. Після підписання цього Договору усі попередні переговори щодо нього, переписка, попередні договори і протоколи про наміри з питань, які так чи інакше стосуються цього договору, втрачають юридичну силу.

8.4. Усі правовідносини, що виникають у зв'язку з виконанням цього Договору і не врегульовані ним, регламентуються нормами чинного законодавства України.

8.5. Сторони надали одна одній згоду на обробку, поширення та використання персональних даних, що містяться у даному Договорі, додатках до нього, актах, що укладаються на його виконання, з метою належного виконання умов даного Договору та відповідно до чинного законодавства України.

8.6. Доступ третім особам до персональних даних надається лише у випадках, прямо передбачених чинним законодавством України.

8.7. Сторони засвідчують, що підписанням даного Договору вони є повідомленими про володільця персональних даних, склад та зміст зібраних персональних даних, права володільця персональних даних та осіб, яким передаються зазначені персональні дані.

8.8. Сторони зобов'язуються дотримуватися конфіденційності в питаннях виконуваних робіт, величин витрат, очікуваних та одержаних результатів.

8.9. Питання використання результатів конкретних робіт, що виконуються за даним Договором, вирішуються за погодженням сторін, а результати наукових досліджень можуть бути розголошені лише за взаємною згодою другої сторони.

8.10. Цей Договір складено у двох ідентичних примірниках, які мають однакову юридичну силу, по одному для кожної зі Сторін.

9. Місцезнаходження та реквізити сторін

Сторона-1

**Львівське комунальне підприємство
«Зелене місто»**

Юр.адреса: 79035, м. Львів,
вул. Зелена, буд. 153
Пошт.адреса: 79008, м. Львів,
пл. Ринок, 1 оф. 418
Код ЄДРПОУ 13838331
тел. (032) 297-55-70
Ел.адреса:
zelene.misto@lvivcity.gov.ua

Директор

Калужний Т.І.
М.П.



Сторона-2

**Національний університет
«Львівська політехніка»**

Адреса: 79013, м. Львів,
вул. С.Бандери, 12
Код ЄДРПОУ 02071010
тел. (032) 258-20-25
факс (032) 237-50-89

Проректор з наукової роботи

Демидов І.В.
М.П.



Зав. каф. ЕЗП
Моловаский

1

«Затверджую»
Директор ТзОВ «Компанія «Центр ЛТД»»

Бота О.

« _____ » 2022р.

АКТ

передачі матеріалів дисертаційної роботи Сторощук У. «Субстрати на основі органовмісних відходів для рекультивації та ремедіації полігонів твердих побутових відходів» для використання при розробці проєктів рекультивації та ремедіації відпрацьованих сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів

Цим актом стверджується, що Сторощук У. передано ТзОВ «Компанія «Центр ЛТД»» результати її дисертаційної роботи «Субстрати на основі органовмісних відходів для рекультивації та ремедіації полігонів твердих побутових відходів». В дисертації досліджено оптимальні умови одержання та використання субстратів із використанням осадів стічних вод (як попередньо необроблених, так і компостованих) із додавання в їх склад природних сорбентів для проведення біологічної рекультивації та ремедіації техногенно порушених земель. Експериментально підтверджено доцільність застосування методу аеробного компостування осадів стічних вод з додаванням найпоширенішої та економічної рослинної сировини (деревної щепи) та рециркуляційно активного біокомпосту з одержанням екологічного добрива – компосту. Встановлено оптимальний склад композиції субстрату «осад стічних вод : сорбенти», який забезпечує найбільш стабільний субстрат, і дає можливість запропонувати екологічно безпечну технологію утилізації осадів стічних вод. Представлена теоретична та експериментальна інформація може бути використана при розробці проєктів рекультивації та ремедіації відпрацьованих сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів.

Від ТзОВ «Компанія «Центр ЛТД»»

Від Національного університету
«Львівська політехніка»

Директор

Бота О.

Інженер-лаборант

Мандзюк О.

Зав.кафедри ЕЗП, д.т.н., проф.

Мальований М.

Аспірант

Сторощук У.

**Список публікацій здобувача за темою дисертації та відомості про апробацію
результатів дисертації**

В яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Storoshchuk U., Malovanyu M., Tymchuk I. (2020). Composting as one of the prospective methods of recycling the organic component of municipal solid waste. *Environmental Problems*, 5(3), 167–173. *Особистий внесок – аналіз основних параметрів процесу компостування.*
2. Storoshchuk U., Maliovanyu M., Tymchuk I., Luchyt L. (2021). Analysis of the main methods of solid waste management. *Environmental Problems*, 6(4), 238–243. *Особистий внесок – аналіз способів поводження та утилізації органічної частини ТПВ.*
3. Гречаник Р. М., Мальований М. С., Тимчук І. С., Сторощук У. З. (2022). Оцінювання впливу мінеральних добрив і капсульованих ПЕТ на агроєкосистеми біологічної рекультивациі порушених земель. *Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць*, 32(2), 40–44. *Особистий внесок – аналіз використання капсульованих мінеральних добрив.*
4. Grechanik R., Lutek W., Malovanyu M., Nagursky O., Tymchuk I., Petrushka K., Luchyt L., Storoshchuk U. (2022). Obtaining environmentally friendly encapsulated mineral fertilizers using encapsulated modified PET. *Environmental Problems* 7(2), 90–96. *Особистий внесок – використання капсульованих мінеральних добрив в технологіях рекультивациі.*
5. Malovanyu, M., Storoshchuk, U. (2022). Obtaining and using substrates with sewage sludge. *Environmental Problems*. 7(3), 154–162. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та математичне опрацювання результатів.*
6. Storoshchuk U., Maliovanyu M., Tymchuk I. (2022). Substrates based on composted sewage sludge for land recultivation. *Ecological Questions* 33(2022)4. *Особистий*

внесок – виконання експериментальних досліджень та математичне опрацювання результатів.

Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

7. Сторощук У., Тимчук І., Мальований М. (2020). Адаптація світового поводження з ТПВ та використання методу компостування. Сталий розвиток – стан та перспективи: матеріали II Міжнародного наукового симпозиуму SDEV'2020, 12–15 лютого 2020 року, Львів-Славське, 89–92. *Особистий внесок – аналіз світових практик та стандартів щодо утилізації відходів.*

8. Сторощук У. З. (2020). Аналіз систем управління твердими побутовими відходами у країнах ЄС. Авіація, промисловість, суспільство: матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 60-річчю КЛК ХНУВС, 14 травня 2020 р., Кременчук : [у 2 ч.]. Ч. 1, 329–331. *Особистий внесок – аналіз впливу накопичення ТПВ на сміттєзвалищах на навколишнє середовище.*

9. Сторощук У., Sebula R., Мальований М. (2020). Анаеробне травлення як метод отримання біогазу із твердих побутових відходів. Регіональні проблеми охорони довкілля: матеріали міжнародної наукової конференції молодих вчених, 1–3 червня 2020 р., Україна, м. Одеса, 156–158. *Особистий внесок – аналіз сировини для анаеробного травлення та ринку біогазу.*

10. Сторощук У. З., Тимчук І. С., Мальований М. С. (2020). Актуальність сортування твердих побутових відходів та їх роздільний збір. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: збірник матеріалів 6-го Міжнародного конгресу, Львів, 23–25 вересня 2020 р, 106. *Особистий внесок – аналіз впливу накопичення ТПВ на сміттєзвалищах на навколишнє середовище.*

11. Сторощук У. З., Тимчук І. С., Мальований М. С. (2021). Перетворення органічних відходів в екологічно чисте добриво. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: 6-й Міжнародний молодіжний конгрес, Львів, 09–10

лютого 2021 р.: збірник матеріалів, 254. *Особистий внесок – аналіз потенціалу перетворення органічних відходів.*

12. Tymchuk I., Malovanyu M., Zhuk V., Sliusar V., Storoshchuk U., Lyuta O. (2021). Composting of organic waste – an effective method of their disposal and a prospective factor of slowing climate change (on the example of Lviv). Climate services: science and education: conference proceedings of the International research-to-practice conference, 22–24 September, Odesa, Ukraine, 57–58. *Особистий внесок – аналіз компонентного складу відходів у м.Львів та проблем накопичених осадів в Україні.*

13. Тимчук І. С., Мальований М. С., Жук В. М., Сторощук У. З., Люта О. В. (2021). Львівський досвід збору та компостування органічних відходів. VIII-ий Міжнародний з'їзд екологів (Екологія / Ecology – 2021): збірник наукових праць, 22–24 вересня, 2021, Вінниця, 162–164. *Особистий внесок – аналіз роботи Львівської станції компостування органічних відходів.*

14. Тимчук І. С., Мальований М. С., Сторощук У. З., Люта О. В. (2021). Збір та компостування органічних відходів як запорука сталого розвитку міста. Проблеми сталого розвитку: матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 10-й річниці створення інституту. Львів-Зозулі, 22–23 жовтня 2021 р, 33–35. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень.*

15. Шквірко О. М., Тимчук І. С., Мальований М. С., Сторощук У. З. (2021). Використання субстрату на основі осадів стічних вод для проведення біологічної рекультивациі – шлях до забезпечення сталого розвитку. Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг: матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції, 20–22 жовтня 2021 р., Львів, 94–95. *Особистий внесок – визначення впливу субстрату на основі осадів на розвиток досліджуваних рослин.*

16. Сторощук У. З., Мальований М. С., Жук В. М., Тимчук І. С., Шквірко О. М. (2021). Шляхи утилізації осадів стічних вод. Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг: матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції, 20–22 жовтня р., Львів, 100–101. *Особистий внесок – аналіз методів утилізації осадів стічних вод.*
17. Гречаник Р. М., Мальований М. С., Сторощук У. З. Комплексний підхід у застосуванні біологічних методів у технологіях рекультивації сміттєзвалищ (2021). Екологічно дружні технологічні рішення для місцевих громад щодо поводження з відходами: збірка матеріалів Національного форуму «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології» (м. Київ, 23–24 листопада 2021 р.), 202–205. *Особистий внесок – аналіз застосування аерованої лагуни для очищення накопичених фільтратів.*
18. Мальований М. С., Тимчук І. С., Жук В. М., Сторощук У. З., Онишкевич Л. І., Гречаник Р. (2021). Комплексна технологія використання субстратів на основі органовмісних відходів і природних сорбентів для потреб біологічної рекультивації та ремедіації техногенно порушених земель. Екологія. Довкілля. Енергозбереження: збірник матеріалів II Міжнародної науково-практичної конференції, присвячена 203-річчю Національного університету «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», Полтава, 2-3 грудня 2021 р, 231–233. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень.*
19. Гречаник Р., Мальований М., Тимчук І., Жук В., Сторощук У. (2022). Застосування біологічних методів в технологіях рекультивації сміттєзвалищ як передумова сталого розвитку. Сталий розвиток – стан та перспективи: збірник матеріалів III Міжнародного наукового симпозіуму, Львів-Славське, 26–29 січня 2022 р, 12. *Особистий внесок – використання капсульованих мінеральних добрив в технологіях рекультивації.*
20. Мальований М. С., Жук В. М., Тимчук І. С., Попович О. Р., Вронська Н. Ю., Сторощук У. З. (2022). Дослідження аеробного біокомпастування сировинної

композиції на основі осадів стічних вод. Сталий розвиток – стан та перспективи: збірник матеріалів III Міжнародного наукового симпозиуму, Львів-Славське, 26–29 січня 2022 р, 32–33. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та їх математичне опрацювання.*

21. Сторощук У. З., Мальований М. С. (2022). Дослідження субстратів на основі компостованих ОСВ для застосування їх у технологіях рекультивації. Подолання екологічних ризиків і загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій - 2022: збірник матеріалів I Міжнародної науково-практичної конференції, 26–27 травня 2022 року, Полтава – Львів, 574–576. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень.*

22. Сторощук, У., Мальований, М., Тимчук, І., Жук, В., Jozwiakowska, Котис, О. (2022). Утилізація осадів стічних вод технологією компостування - альтернативний метод на шляху до сталого розвитку. Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування. Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців, 21 вересня 2022 року, Одеса, 133-136. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та опрацювання результатів.*

23. Гречаник Р., Мальований М., Lutek W., Тимчук І., Сторощук У., Онишкевич Л. (2022). Перспективи використання мінеральних добрив (капсульованих ПЕТ) для біологічної рекультивації порушених земель. Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування. Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців, 21 вересня 2022 року, Одеса, 49-52. *Особистий внесок - опрацювання результатів.*

24. Шквірко О.М., Тимчук І.С., Мальований М.С., Сторощук У.З. Використання субстрату на основі осадів стічних вод для біологічної рекультивації порушених земель – перспективний спосіб їх утилізації. Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування. Міжнародна наукова конференція за участю молодих науковців, 21 вересня 2022

року, Одеса, 182-186. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень.*

Які додатково відображають наукові результати дисертації:

25. Сторощук У. З., Мальований М. С., Тимчук І. С. (2020). Переробка органічної складової твердих побутових відходів методів компостування. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: колективна монографія. Львів: Західно-Український Консалтинг Центр, 649. *Особистий внесок – аналіз методів утилізації органічних відходів.*

26. Malovanyu, M., Tymchuk, I., Zhuk, V., Storoshchuk, U., Grechanik, R., Sliusar, V., Soloviy, C., Onyshkevych, L. (2022). Obtaining compost for reclamation technologies of degraded areas with use of sewage sludge as a raw material. Water supply and wastewater disposal: designing, construction, operation and monitoring IV: колективна монографія. Lublin: Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej, 135-139. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та їх математичне опрацювання.*