

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ІВАНО-ФРАНКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ

ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ НАФТИ І ГАЗУ

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова

праця на правах рукопису

ТИМЧУК ІВАН СТЕПАНОВИЧ

УДК 504:628.4.04(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ

**НАУКОВО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ БІОЛОГІЧНОЇ
РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ТА РЕМЕДІАЦІЇ ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ
ТЕХНОГЕННИХ ОРГАНОВМІСНИХ ВІДХОДІВ**

Спеціальність 21.06.01 – екологічна безпека

Галузь знань – технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

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


_____ І.С. Тимчук

Науковий консультант Мальований Мирослав Степанович, доктор технічних наук, професор, заслужений діяч науки і техніки України.

Львів – 2024

АНОТАЦІЯ

Тимчук І. С. Науково-методологічні основи біологічної рекультивації та ремедіації із використанням техногенних органомісних відходів. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук (доктора наук) за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека. – Національний університет «Львівська політехніка» Міністерства освіти і науки України, Львів, 2024.

Захист відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 20.052.05. Івано-Франківський Національний технічний університет нафти і газу Міністерства освіти і науки України, Івано-Франківськ, 2024.

Дисертаційна робота присвячена розв'язанню актуальної науково-прикладної проблеми в галузі екологічної безпеки, яка полягає у розробленні екологічно безпечних технологій утилізації органічних відходів для забезпечення проведення біологічної рекультивації та ремедіації, раціонального використання природних ресурсів, утилізації відходів органічного походження.

Розроблено науково-методологічні основи створення субстратів та органо-мінеральних добрив із використанням органомісної сировини для рекультивації та ремедіації порушених земель. Які забезпечують в залежності від представлених технологічних і виробничих потужностей запропонувати оптимальний варіант утилізації осадів стічних вод, що дозволяє створити відповідний субстрат для проведення біологічного етапу рекультивації техногенно порушених земель.

Досліджено локалізацію (на прикладі Львівських КОС) та склад ОСВ. Встановлено площу мулового поля, яка становить 129006 м² та загальний об'єм накопичених мулових осадів всього поля становить 407659 м³. Визначено санітарно-мікробіологічні характеристики накопичених осадів, а також проаналізовано на вміст поживних макро- та мікроелементів, доступних форм біогенних елементів, а також іонів важких металів (валових, рухомих форм),

небезпечних сполук та фітопатогенних мікроорганізмів, що можуть спричиняти небезпеку для ґрунтів та довкілля. Встановлено, що з глибиною залягання в осадах стічних вод зростає кількість мінеральної речовини. Причиною цього є гравітаційна диференціація мулового субстрату, яка проявляється в осіданні важких мінеральних компонентів. Додатковим чинником є їх вимивання із мулів метеогенними водами з наступним переміщенням униз розрізу мулового поля. Органічна речовина в осадах у певній мірі регулює значення рН середовища. Наявність органічних кислот понижуює його значення. Порівняння валових вмістів важких металів здійснювалося відносно лімітів, затверджених Директивою Євросоюзу для мулів стічних вод з метою їхнього використання у сільському господарстві та допустимих величин вмісту важких металів у осадах стічних вод згідно групи I (ДСТУ 7369:2013). Відзначено незначні перевищення у кількох пробах згідно ДСТУ 7369:2013 по валовому вмісту хрому.

Встановлено оптимальні умови комбінування сировини із природними сорбентами з цілю створення субстратів методом прямого змішування. Рекомендовано використовувати “свіжий” тип осадів стічних вод з додаванням природних сорбентів, що дозволяє збільшити частку осадів в композиції. В результаті багатоетапних біоіндикаційних досліджень визначено оптимальний склад субстрату для проведення біологічної рекультивації методом прямого змішування, співвідношення компонентів у якому складає 50% ґрунту, 40% осадів та 10% природного сорбенту.

Розроблено фізичну та математичну модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату для рекультивації та ремедіації. Отже, як випливає із результатів розрахунків, максимальне значення необхідного часу 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 натурального впровадження.

Встановлено оптимальні параметри для проведення аеробного біокомпостування в лабораторних умовах. Результати досліджень

підтверджують перспективи використання осадів стічних вод в якості складової сировинної композиції. Досліди також підтвердили, що додавання деревного щепу та активного компосту стимулює поглинання аміаку. Дія мікроорганізмів, які сприяють нітрифікації, покращує структуру, пористість та доступ повітря до компостної суміші, сприяючи покращеній аерації та перетворенню поживних речовин. Відмічена перспективність використання комплексу мікробіологічних добавок в процесі біокомпостування, що дозволяє не тільки збільшити водозатримувальну здатність компостної суміші до 8 % (що особливо важливо при промисловому компостування у буртах) але і значно підняти показник зведення матеріального балансу по масі (на 15,6 %; 24,4 %; 42,4) та сухій речовині (на 14,5 %; 30,8 %; 35,9).

Встановлені оптимальні параметри для створення ростового субстрату на основі компостованих осадів стічних вод. Виходячи з наданих даних, можна зробити висновок, що найбільш вигідним та універсальним варіантом для створення ростового субстрату є варіант №4, яка включає суміш "свіжовідібраних" та "старих" органічних стічних вод. Рослини, вирощені на цьому субстраті, хоч і мають менш розвинену надземну частину, але водночас демонструють високий рівень розгалуженої кореневої системи. Це дозволяє їм ефективно адаптуватися до різноманітних факторів природного середовища.

За результатами мікробіологічних досліджень можна зробити висновок, що ході компостування у лабораторних та польових умовах відбувалося повне знешкодження бактерій роду *Salmonella*; використання мікробних препаратів, вермибіогумату і встановленого режиму компостування у лабораторних умовах забезпечує зниження індексу БГКП до значень, регламентованих ДСТУ 7369:2013.; задані умови компостування забезпечували ефективно знешкодження БГКП і у польових умовах досліджень.

Проведена апробація технології аеробного біокомпостування в промислових умовах на компостувальній станції ЛКП «Зелене місто». Створений компост використаний для подальших польових досліджень на дослідних полях Інституту сільського господарства Карпатського регіону

Національної академії аграрних наук України. Результати досліджень підтвердили перспективність розробленої стратегії біологічної рекультивації та ремедіації із використанням техногенних органомісних відходів та природних сорбентів.

Аналіз дигестату отриманого в результаті метанового бродіння термогравіметричним методом показав, що значний вплив на розклад органічної складової відіграє кількість закваски. Варто зазначити, що зразки, які містили більшу кількість бродильної закваски, відзначаються меншою термічною стійкістю. Початок деструктивних та термоокисних процесів в цих зразках на третій стадії термолізу зміщений в область нижчих температур. Очевидно, підвищена здатність зразків до термоокисної деструкції на третій стадії термолізу зумовлена присутністю в них більшої кількості продуктів біологічного розкладу, сформованих в процесі анаеробного бродіння.

Визначення кількості небезпечних сполук (кадмію, свинцю та арсену) на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L показав, що ні одного із цих елементів, вміст яких у сировині для виробництва добрив лімітований нормативними документами України в дигестаті не знайдено, що дає можливість рекомендувати дигестат як компонент до ростового субстрату.

Однією з найважливіших проблем при використанні дигестату з рослинної продукції в аграрних цілях є його надмірна вологість. Ступінь зневоднення механічним методом також залежить від кількості нерозкладеної органічної частини після метаногенезу. Чим менше органіки залишається в дигестаті, тим простіше його зневоднити.

Результати проведених біоіндикаційних досліджень показали, що використання як компоненту субстрату свіжої біомаси є недоцільним, оскільки вона пригнічує ріст та розвиток рослин, проте якщо використовувати відпрацьовану біомасу (дигестат), то вона чинить позитивний вплив на проростання культурних рослин райграсу (*Lolium perenne*) та ячменю звичайного (*Hordeum vulgare*) у порівнянні з контрольним зразком (грунтом) та стерильним контролем. Обмежуючим фактором при використанні дигестату

може бути наявність у ньому значної кількості вологи (95-98%), проте за рахунок проведення процесу зневоднення даний фактор не матиме жодного негативного впливу.

Розроблено рекомендації щодо проектування технологічних схем обробки та утилізації осадів стічних вод та органічних відходів різного генезису із отриманням субстратів для потреб біологічної рекультивації та ремедіації техногенно-порушених земель. Які, передано Департаменту екології та природних ресурсів Львівської обласної державної адміністрації, які можуть використовуватися для утилізації органічних відходів та при плануванні оптимальних технологій рекультивації відпрацьованих полігонів ТПВ.

Встановлено щодо використання в рекультиваційних цілях органічно-мінерального добрива на основі природних сорбентів і курячого посліду показали, що синтез такого добрива дозволяє мінімізувати екологічну небезпеку від забруднення атмосфери в зоні впливу птахофабрик аміаком, а отримане добриво може з успіхом використовуватись в рекультиваційних цілях.

Практична значущість роботи підтверджена результатами промислових та польових випробувань розроблених екологічно безпечних технологій, патентами на корисну модель та актами впровадження у виробничий і навчальний процеси.

Ключові слова: органічні відходи, осади стічних вод, аеробне біокомпостування, анаеробне зброджування, дегестат, органічно-мінеральна суміш, ростовий субстрат, біологічна рекультивація, ремедіація.

ABSTRACT

Tymchuk I. S. Scientific and methodological bases of biological reclamation and remediation using man-made organic waste. – Qualifying scientific work on manuscript rights.

Dissertation for obtaining the scientific degree of Doctor of Technical Sciences (Doctor of Science) on the specialty 21.06.01 - Environmental Safety. - Lviv Polytechnic National University of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Lviv, 2024.

The defense will be held at the meeting of the Specialized Academic Council D 20.052.05. Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas, Ministry of Education and Science of Ukraine, Ivano-Frankivsk, 2024.

The dissertation is devoted to solving an urgent scientific and applied problem in the field of environmental safety, which is to develop environmentally friendly technologies for the utilization of organic waste to ensure biological reclamation and remediation, rational use of natural resources, and utilization of organic waste.

The scientific and methodological foundations for the creation of substrates and organo-mineral fertilizers using organo-containing raw materials for the reclamation and remediation of disturbed lands have been developed. Depending on the available technological and production capacities, these bases allow us to offer the best option for the utilization of sewage sludge, which allows us to create a suitable substrate for the biological stage of reclamation of technologically disturbed lands.

The localization (on the example of Lviv WWTPs) and composition of sludge field were investigated. The area of the sludge field was determined to be 129006 m² and the total volume of accumulated sludge sediments of the entire field was 407659 m³. The sanitary and microbiological characteristics of the accumulated sludge were determined and analyzed for the content of nutrients, macro- and microelements, available forms of biogenic elements, as well as heavy metal ions (gross and mobile forms), hazardous compounds, and phytopathogenic microorganisms that can pose a danger to soils and the environment. It has been established that the amount of mineral matter in sewage sludge increases with the depth of the sludge. The reason for this is the gravitational differentiation of the sludge substrate, which manifests itself in the deposition of heavier mineral components. An additional factor is their leaching from the sludge by meteorological waters and subsequent movement down the sludge field. Organic matter in sediments regulates the pH of the environment to a certain extent. The presence of organic acids lowers its value. The comparison of the gross content of heavy metals was carried out in relation to the limits approved by the EU Directive for sewage sludge for the purpose of its use in agriculture and the permissible values of heavy metals in sewage sludge according to Group I (DSTU 7369:2013). We noted

slight exceedances in several samples according to DSTU 7369:2013 for the gross chromium content.

The optimal conditions for combining raw materials with natural sorbents to create substrates by direct mixing have been established. It is recommended to use a “fresh” type of sewage sludge with the addition of natural sorbents, which allows increasing the proportion of sludge in the composition. As a result of multi-stage bioindication studies, the optimal composition of the substrate for biological remediation by direct mixing was determined, the ratio of components in which is 50% soil, 40% sediment and 10% natural sorbent.

A physical and mathematical model of the process of sorption of pollutants by natural sorbents, which are included in the composition of the substrate for remediation and remediation, has been developed. Thus, as follows from the results of calculations, the maximum value of the required time for adsorption purification from heavy metal ions in remediation processes does not exceed a day, which is quite acceptable for practical implementation and allows us to recommend the method used for full-scale implementation.

The optimal parameters for aerobic biocomposting in the laboratory were determined. The research results confirm the prospects of using sewage sludge as a component of the raw material composition. The experiments also confirmed that the addition of wood chips and active compost stimulates ammonia absorption. The action of microorganisms that promote nitrification improves the structure, porosity and air access to the compost mixture, contributing to improved aeration and nutrient transformation. The prospects of using a complex of microbiological additives in the process of biocomposting are noted, which allows not only to increase the water retention capacity of the compost mixture up to 8 % (which is especially important for industrial composting in piles) but also to significantly increase the material balance by weight (by 15.6 %; 24.4 %; 42.4 %) and dry matter (by 14.5 %; 30.8 %; 35.9 %).

The optimal parameters for the creation of a growth substrate based on composted sewage sludge were determined. Based on the data provided, it can be concluded that the most profitable and versatile option for creating a growth substrate

is option 4, which includes a mixture of “freshly collected” and “old” organic wastewater. Plants grown on this substrate, although they have a less developed aerial part, at the same time demonstrate a high level of branched root system. This allows them to effectively adapt to various environmental factors.

According to the results of microbiological studies, it can be concluded that during composting in the laboratory and field conditions, there was a complete neutralization of bacteria of the genus *Salmonella*; the use of microbial preparations, vermibiogumate and the established composting regime in the laboratory ensures a decrease in the coliforms index to the values regulated by DSTU 7369:2013; the specified composting conditions ensured effective neutralization of coliforms in the field conditions of the study.

The technology of aerobic biocomposting was tested in industrial conditions at the composting station of the Lviv municipal enterprise “Green City”. The created compost was used for further field research in the experimental fields of the Institute of Agriculture of the Carpathian Region of the National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine. The results of the research confirmed the prospects of the developed strategy of biological reclamation and remediation using man-made organosolids and natural sorbents.

The analysis of the digestate obtained as a result of methane fermentation by the thermogravimetric method showed that the amount of starter has a significant impact on the decomposition of the organic component. It is worth noting that samples containing a larger amount of fermentation starter are characterized by lower thermal stability. The onset of destructive and thermo-oxidative processes in these samples at the third stage of thermolysis is shifted to lower temperatures. Obviously, the increased ability of the samples to thermo-oxidative destruction at the third stage of thermolysis is due to the presence of a greater number of biodegradation products formed in the process of anaerobic fermentation.

The determination of the amount of hazardous compounds (cadmium, lead and arsenic) using the EXPERT 3L X-ray fluorescence analyzer showed that none of these elements, the content of which is limited in fertilizer raw materials by the regulatory

documents of Ukraine, were found in the digestate, which makes it possible to recommend the digestate as a component of the growth substrate.

One of the most important problems when using digestate from plant products for agricultural purposes is its excessive moisture content. The degree of mechanical dehydration also depends on the amount of undecomposed organic matter after methanogenesis. The less organic matter remains in the digestate, the easier it is to dewater.

The results of the bioindication studies showed that the use of fresh biomass as a substrate component is inappropriate, as it inhibits plant growth and development, but if waste biomass (digestate) is used, it has a positive effect on the germination of cultivated ryegrass (*Lolium perenne*) and common barley (*Hordeum vulgare*) compared to the control sample (soil) and sterile control. The limiting factor in the use of digestate may be the presence of a significant amount of moisture (95-98%), but due to the dehydration process, this factor will not have any negative impact.

Recommendations for the design of technological schemes for the treatment and utilization of sewage sludge and organ waste of various genesis with the production of substrates for the needs of biological reclamation and remediation of technogenically disturbed lands have been developed. These were transferred to the Department of Ecology and Natural Resources of the Lviv Regional State Administration, which can be used for the disposal of organic waste and in planning optimal technologies for the reclamation of waste landfills.

The findings on the use of an organic-mineral fertilizer based on natural sorbents and chicken manure for reclamation purposes showed that the synthesis of such a fertilizer minimizes the environmental hazard from ammonia pollution in the area affected by poultry farms, and the resulting fertilizer can be successfully used for reclamation purposes.

The practical significance of the work is confirmed by the results of industrial and field tests of the developed environmentally friendly technologies, utility model patents, and acts of implementation in production and educational processes.

Keywords: organic waste, sewage sludge, biocomposting, anaerobic digestion, digestate, organic-mineral mixture, substrate, biological reclamation, remediation.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у наукових виданнях, що входять у наукометричну базу даних SCOPUS

1. **Тымчук І.**, Shkvirko O., Sakalova Г., Malovanyu M., Dabizhuk T., Shevchuk O., Matviichuk O., Vasylynych T. Wastewater a source of nutrients for crops growth and development. *Journal of Ecological Engineering*. 2020. Vol. 21, iss. 5. P. 88–96.
2. Katkov M., Yurchenko A., Ponomarenko I., Malovany M., Tymchuk I. Innovative bioremediation technology of lands polluted with chlororganic pesticides. *Ecologia Balkanica*. 2020. Vol. 12, iss. 2. P. 21–30.
3. Malovanyu M., Palamarchuk O., Trach I., Petruk H., Sakalova H., Soloviy K., Vasylynych T., **Тымчук І.**, Vronska N. Adsorption extraction of chromium ions (III) with the help of bentonite clays. *Journal of Ecological Engineering*. 2020. Vol. 21, iss. 7. P. 178–185.
4. Malovanyu M.S., Synelnikov S.D., Nagurskiy O.A., Soloviy K.M., **Тымчук І.С.** Utilization of sorted secondary PET waste - raw materials in the context of sustainable development of the modern city. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. 2020. Vol. 907: Innovative technology in architecture and design (ITAD 2020), 21–22 May 2020, Kharkiv, Ukraine, 012067.
5. **Тымчук І.**, Malovanyu M., Shkvirko O., Vankovych D., Odusha M., Bota O. Monitoring of the condition of the accumulated sludge on the territory of Lviv wastewater treatment plants. *GeoTerrace-2020: міжнародна науково-технічна конференція молодих професіоналів, 7–9 грудня 2020 р., Львів. 2020, Vol. 2020, P.1–5*
6. **Тымчук І.**, Malovanyu M., Shkvirko O., Zhuk V., Masikevych A., Synelnikov S. Innovative creation technologies for the growth substrate based on the man-made waste - Perspective way for Ukraine to ensure biological reclamation of

waste dumps and quarries. *International Journal of Foresight and Innovation Policy*. 2020. Vol. 14, iss. 2-4. P. 248–263.

7. Malovanyy M., Moroz O., Popovich V., Kopy M., **Tymchuk I.**, Sereda A., Krusir G., Soloviy C. The perspective of using the "open biological conveyor" method for purifying landfill filtrates. *Environmental, Nanotechnology, Monitoring and Management*. 2021. Vol. 16. 100611.

8. Shkvirko O., **Tymchuk I.**, Malovanyy M., Bota O. Content of heavy metals in sewage sludge at silt fields of Lviv wastewater treatment plants. *GeoTerrace-2021: міжнародна науково-технічна конференція молодих професіоналів, 4–6 жовтня 2021 р., Львів, Україна*. 2021. Vol. 2021, p.1–5

9. Nykyforov V., Maznytska O., Novokhatko O., Pasenko A., Malovanyy M., **Tymchuk I.** Laser pretreating of cyanobacteria biomass to produce lipids as a renewable energy source. *Environmental Engineering and Management Journal*. 2021. Vol. 20, iss. 8. P. 1255–1262.

10. Korbut M., Malovanyy M., Davydova I., Grechanik R., **Tymchuk I.**, Popovych O. Assessment of the condition of pine plantations in the area of influence of municipal waste landfills on the example of the Zhytomyr landfill, Ukraine. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22, iss. 5. P. 40–46.

11. Malovanyy M., Kanda M., Paraniak R., Odnorih Z., **Tymchuk I.** The strategy of environmental danger minimization from poultry farms waste. *Journal of Ecological Engineering*. 2021. Vol. 22, iss. 5. P. 229–237.

12. **Tymchuk I.**, Malovanyy M., Shkvirko O., Yatsukh K. Sewage sludge as a component to create a substrate for biological reclamation. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22, iss. 4. P. 101–110.

13. Malovanyy M., Korbut M., Davydova I., **Tymchuk I.** Monitoring of the influence of landfills on the atmospheric air using bioindication methods on the example of the Zhytomyr landfill, Ukraine. *Journal of Ecological Engineering*. 2021. Vol. 22, iss. 6. P. 36–49.

14. **Tymchuk I.**, Malovanyy M., Shkvirko O., Chornomaz N., Popovych O., Grechanik R., Symak D. Review of the global experience in reclamation of disturbed

lands. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22, iss. 1. P. 24–30.

15. Vankovych D., Bota O., Malovanyy M., Odusha M., **Tymchuk I.**, Sachnyk I., Shkvirko O., Garasymchuk V. Assessment of the prospects of application of sewage sludge from Lviv wastewater treatment plants for the purpose of conducting the biological reclamation. *Journal of Ecological Engineering*. 2021. Vol. 22, iss. 2. P. 134–143.

16. Rusyn I., Malovanyy M., **Tymchuk I.**, Synelnikov S. Effect of mineral fertilizer encapsulated with zeolite and polyethylene terephthalate on the soil microbiota, pH and plant germination. *Ecological Questions*. 2021. Vol. 32, iss. 1. P. 1-12.

17. Malovanyy M., Voytovych I., Mukha O., Zhuk V., **Tymchuk I.**, Soloviy C. Potential of the co-digestion of the sewage sludge and plant biomass on the example of Lviv WWTP. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, iss. 2. P. 107–112.

18. Havryshko M., Popovych O., Yaremko Г., **Tymchuk I.**, Malovanyy M. Analysis of prospective technologies of food production wastewater treatment. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, iss. 2. P. 33–40.

19. Kovalenko Y., Katkov M., Ponomarenko I., Malovanyy M., **Tymchuk I.** Utilization of drainage water heat in flooded urban areas. *Ecological Questions*. 2022. Vol. 33, iss. 2. P. 31-41.

20. **Tymchuk I.**, Malovanyy M., Bota O., Shkvirko O., Popovych O. Biological reclamation using a sewage sludge-based substrate – a way to ensure sustainable development of urban areas. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, iss. 1. P. 34–41.

21. Malovanyy M., Zhuk V., Boichyshyn L., **Tymchuk I.**, Vronska N., Grechanik R. Integrated aerobic-reagent technology for the pre-treatment of leachates from municipal solid waste landfills. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, iss. 1. P. 135–141.

22. Malovanyy M., Chornomaz N., Bordun I., **Tymchuk I.**, Zaharko J. Integrated process of ammonium ion adsorption by natural dispersed sorbents. *Key Engineering Materials*. 2022. Vol. 925. P. 125–133.
23. Malovanyy M., Masikevych A., Masikevych Y., Blyzniuk M., **Tymchuk I.**, Zhuk V., Hnatush S., Kharlamova O., Iurchenko V., Vlasyk L. Use of microbiocenosis immobilized on carrier in technologies of biological treatment of surface and wastewater. *Journal of Ecological Engineering*. 2022. Vol. 23, iss. 9. P. 34–43.
24. Malovanyy M., Zhuk V., **Tymchuk I.**, Grechanik R., Sereda A., Sliusar V., Marakhovska A., Vronska N., Kharlamova O., Heletiy V. Efficiency of two-stage aerobic-reagent technology for the pre-treatment of different age leachates of municipal solid waste landfills. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 2022. Vol. 6. 100255.
25. Malovanyy M., Zhuk V., **Tymchuk I.**, Sliusar V., Vronska N., Marakhovska A., Sereda A. Optimal parameters for reagent treatment of Hrybovychi landfill leachates at the pilot-scale treatment plant. *Ecological Questions*. 2022. Vol. 33, iss. 3. P. 89–97.
26. Malovanyy M. S., Odnorih Z. S., **Tymchuk I. S.**, Dziurakh Y. M., Wojciech L. Investigation of clinoptylolite on exchange capacity relative to copper and zinc ions in conditions of ideal intermixing mode. *Key Engineering Materials*. 2022. Vol. 925. P. 151–158.
27. Storoshchuk U., Malovanyy M., **Tymchuk I.** Substrates based on composted sewage sludge for land recultivation. *Ecological Questions*. 2022. Vol. 33, iss. 4. P. 1–16.
28. Burdenyuk I., Masykevich A., Dombrovskiy K., Rylskiy O., Masikevych Y., Deyneka S., Malovanyy M., **Tymchuk I.** Sanitary, microbiological condition, and ecological state of surface water quality in the upper Siret River basin (Ukraine). *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2023. Vol. 24, iss. 9. P. 55–63.
29. Malovanyy M., Paraniak R., **Tymchuk I.**, Zhuk V., Ablieieva I., Korbut M., Dziurakh Y., Zhylyshchych Y. Disposal of pine wood waste by pelleting with sulphate soap binder. *Pollack Periodica*. 2023. Vol. 19: №1, P. 47–52

30. Malovanyy M., Storoshchuk U., **Tymchuk I.**, Popovych V., Yevtushenko S., Lutek W. Strategic planning for solving problems in the field of municipal solid waste management as a necessary condition for sustainable development of the city. AIP Conference Proceedings. 2023. Vol. 2490, iss. 1: 5th International scientific and practical conference "Innovative technology in architecture and design" (ITAD-2021), 20–21 May 2021, Kharkiv, Ukraine. 060020.

31. Malovanyy M., **Tymchuk I.**, Zhuk V., Kochubei V., Balandiukh I., Grechanik R., Kopyy M. Mesophilic anaerobic digestion of broadleaf cattail suspensions using the fermented residues of yeast production as inoculum Case Studies in Chemical and Environmental Engineering. 2023. Vol. 8. 100360.

32. Malovanyy M., Vronska N., **Tymchuk I.**, Zhuk V., Moroz O., Chornomaz N. The use of binders of natural origin to improve the technology of creating fuel briquettes from wood waste. Journal of Ecological Engineering. 2023. Vol. 24, iss. 11. P. 314–320.

33. Malovanyy M., Zhuk V., **Tymchuk I.**, Grechanik R., Sliusar V., Vronska N., Marakhovska A., Sereda A. Pilot-scale modelling of aerated lagoon technology for the treatment of landfill leachate: Case study Hrybovychi Plant. Environment and Natural Resources Journal. 2023. Vol. 21, iss. 1. P. 1–8

34. Malovanyy M., Zhuk V., **Tymchuk I.**, Zavoyko B., Grechanik R., Sliusar V., Vronska N., Marakhovska A., Sereda A. Optimal pre-treatment of moderately old landfill leachate at the pilot-scale treatment plant using the combined aerobic biochemical and reagent method. Heliyon. 2023. Vol. 9, iss. 6. e16695.

35. **Tymchuk I.**, Malovanyy M., Zhuk V., Kochubei V., Yatsukh K., Luchyt L. Towards increasing the utilization of anaerobic digestate from biogas production in agrotechnologies. Ecological Questions. 2023. Vol. 34, iss. 4. P. 1–18.

Статті у наукових фахових виданнях України

36. Карпенко І. В., Мідяна Г. Г., Карпенко О. Я., **Тимчук І. С.**, Баранов В. І. Перспективи рамноліпідних поверхнево-активних речовин у технологіях вирощування соняшника. Вісник Національного університету "Львівська

політехніка". Серія: Хімія, технологія речовин та їх застосування. 2016. № 841. С. 163–167.

37. **Тымчук І.**, Malovanyu M., Holets N. Decreasing anthropogenic pressure on soil microflora by using capsulated fertilizers. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2017. Vol. 2, № 2. P. 77–81.

38. **Тимчук І. С.**, Мальований М. С., Яцух К. І. Використання капсульованих мінеральних добрив для зниження антропогенного тиску на ґрунтову мікрофлору. *Передгірне та гірське землеробство і тваринництво*. 2017. Вип. 62. С. 128–140.

39. Одноріг З. С., **Тимчук І. С.**, Жидун В. І. Використання SimaPro 8 для порівняльного аналізу впливу різних типів автомобілів на довкілля. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2018. Т. 28, № 11. С. 64–67.

40. **Тимчук І. С.**, Мальований М. С., Яцух К. І. Використання мінеральних капсульованих добрив для оптимізації живлення картоплі та збереження природних ресурсів. *Передгірне та гірське землеробство і тваринництво*. 2018. Вип. 64. С. 132–144.

41. Shkvirko O., **Тымчук І.**, Malovanyu M. The use of bioindication to determine the possibility of sludge recovery after biological treatment of wastewater. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2018. Vol. 3, № 4. P. 258–264.

42. Kanda M., Malovanyu M., **Тымчук І.**, Odnorih Z. Evaluation of the degree of environmental hazard from environmental pollution in the area of poultry farms impact. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2019. Vol. 4, № 3. P. 161–166.

43. Synelnikov S., Soloviy K., Malovanyu M., **Тымчук І.**, Nahurskyu O. Improvement of environmental safety of agricultural systems as a result of encapsulated mineral fertilizers implementation. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2019. Vol. 4, № 4. P. 222–228.

44. **Тымчук І.**, Kanda M., Malovanyu M. Utilising organic-mineral fertilisers produced from man-made waste of poultry farms. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2019. Vol. 4, № 1. P. 57–62.

45. Shkvirko O. M., **Tymchuk I. C.**, Malovanyu M. C. Overview: The prospect of the use of energy crops for biological reclamation of disturbed lands. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2019. Vol. 4, № 2. P. 91–96.

46. Шквірко О. М., **Тимчук І. С.**, Мальований М. С. Адаптація світового досвіду утилізації осадів стічних вод до екологічних умов України. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2019. Т. 29, № 2. С. 82–87.

47. **Тимчук І. С.**, Мальований М. С., Серета А. С., Яцук К. І. Випробування добрив, покритих оболонкою з техногенних відходів, на посівах сої. *Передгірне та гірське землеробство і тваринництво*. 2019. Вип. 66. С. 38–53.

48. Nahurskyu O., Malovanyu M., Synelnikov S., **Tymchuk I.**, Krylova G. Study of the properties of ANP fertilizer encapsulated with the use of modified waste of PET. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2020. Vol. 5, № 1. P. 35–38.

49. Нагурський О. А., **Тимчук І. С.**, Мальований М. С., Синельников С. Д., Крилова Г. В. Технологічні особливості капсулювання гранульованих добрив плівкою на основі модифікованого ПЕТФ. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2020. Т. 30, № 2. С. 77–82.

50. Synelnikov S., Malovanyu M., Nahurskyu O., Luchyt L., Petrushka K., **Tymchuk I.**, Stokaliuk O. Theoretical and practical aspects of the efficiency of application of mineral fertilizers encapsulated with polyethylene terephthalate. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2020. Vol. 5, № 2. P. 95–101.

51. Storoshchuk U., Malovanyu M., **Tymchuk I.** Composting as one of the prospective methods of recycling the organic component of municipal solid waste. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2020. Vol. 5, № 3. P. 167–173.

52. Мальований М. С., Афтаназів І. С., **Тимчук І. С.**, Баландюх Ю. А., Жук В. М., Копій М. Л. Оцінка стадій життєвого циклу гідробіонтів у технологіях очищення поверхневих та стічних вод. *Екологічні науки*. 2020. № 6 (33). С. 23–28.

53. Malovanyu M., **Tymchuk I.**, Balandiukh I., Soloviy K., Zhuk V., Kopyu M., Stokaliuk O., Petrushka K. Optimum collection and concentration strategies of

hydrobionts excess biomass in biological surface water purifying technologies. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2021. Vol. 6, № 1. P. 40–47.

54. Афтаназів І. С., Баландюх Ю. А., Мальований М. С., **Тимчук І. С.**, Жук В. М., Копій М. Л. Вплив віброкавітаційного оброблення суспензії ціанобактерій на інтенсивність синтезу біогазу. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2021. Т. 31, № 1. С. 99–104.

55. Баландюх Ю. А., Мальований М. С., **Тимчук І. С.**, Жук В. М., Копій М. Л. Збір та концентрування гідробіонтів в технології очищення поверхневих та стічних вод методом розімкненого біологічного конвеєра. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. 2021. Вип. 1 (126). С. 33–39.

56. Яцух К. І., Ващишин О. А., Пристацька О. Н., **Тимчук І. С.** Ефективність протруйників проти кореневих гнилей пшениці озимої. *Передгірне та гірське землеробство і тваринництво*. 2021. Вип. 70, ч. 1. С. 166–182.

57. Storoshchuk U., Maliovanyu M., **Tymchuk I.**, Luchyt L. Analysis of the main methods of solid waste management. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2021. Vol. 6, № 4. P. 238–243.

58. Ratushniak M., **Tymchuk I.**, Berezyuk D., Malovanyu M. Improvement of the municipal solid waste disposal system in Ukraine, on the example of the town of Chortkiv, Ternopil region. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2021. Vol. 6, № 4. P. 275–280.

59. Malovanyu M., Zhuk V., **Tymchuk I.**, Vronska N., Zavoyko B., Senkovych O. Prospects of cleaning filtrates by aerobic-reagent method on the example of Lviv region. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2021. Vol. 6, № 4. P. 264–269.

60. Жук В., Мальований М., Мисак І., **Тимчук І.**, Мушалла Д., Піхлер М. Часова та просторова нерівномірність випадання дощів при моделюванні поверхневого стоку з урбанізованих територій. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2021. Т. 31, № 5. С. 67–73.

61. Гречаник Р. М., Мальований М. С., **Тимчук І. С.**, Сторощук У. З. Оцінювання впливу мінеральних добрив і капсульованих ПЕТ на агроєкосистеми біологічної рекультивації порушених земель. Науковий вісник НЛТУ України. 2022. Т. 32, № 2. С. 40–44.

62. Grechanik R., Lutek W., Malovanyu M., Nahurskyu O., **Tymchuk I.**, Petrushka K., Luchyt L., Storoshchuk U. Obtaining environmentally friendly encapsulated mineral fertilizers using encapsulated modified PET. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2022. Vol. 7, № 2. P. 90–96.

63. Kravets I., Malovanyu M., **Tymchuk I.**, Shkvirko O. The influence of terrain, climatic conditions and factors on the atmospheric air monitoring system, based on the implementation of EU legislation on the example of Lviv region. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2023. Vol. 8, № 2. P. 94–100.

64. Liuta O., Malovanyu M., Vnukova N., **Tymchuk I.**, Zhelnovach G., Kordzadze T. Implementation of the European green strategy. synergy of educational, scientific, managerial and industrial components for climate management and climate change prevention. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2023. Vol. 8, № 1. P. 55–62.

65. **Tymchuk I.** Technical and technological aspects of biological reclamation using anthropogenic organic waste in composition with sewage sludge. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2023. Vol. 8, № 2. P. 126–132.

66. Яцух К. І., Пристацька О. Н., Нікішичева К., **Тимчук І. С.** Вплив комплексного застосування протруйника, стимулятора росту та мікродобрив для передпосівної обробки насіння на ураженість кореневими гнилями та продуктивність пшениці озимої. Передгірне та гірське землеробство і тваринництво. 2023. Вип. 74 (1). С. 164–183.

Колективні монографії

67. Лозинський В. А., Мальований М. С., Серета А. С., Сосса Р. І., **Тимчук І. С.** Наукові засади ведення моніторингу та рекультиваційних робіт на

Грибовицькому сміттєзвалищі: колективна монографія. – Львів: Видавництво Львівської політехніки, 2020. – 392 с.

Розділи у колективних монографіях

68. **Тимчук І.С.**, Мальований М.С., Бота О.А., Шквірко О.М. Моніторинг стану накопиченого мулу на території очисних споруд ЛМКП “Львівводоканал” / Колективна монографія “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування”, – Львів ТзОВ "ЗУКЦ" 2020. – С. 288-299.

69. Мальований М.С., Жук В.М., **Тимчук І.С.**, Соловій Х.М., Вронська Н.Ю., Копій М.Л., Стокалюк О.В., Серeda А.С. Застосування концепції розімкнутого біологічного конвеєра для очищення забруднених водних середовищ на прикладі фільтратів сміттєзвалищ / Колективна монографія “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування”, – Львів ТзОВ "ЗУКЦ" 2020. – С. 451-469.

70. Сторощук У.З., Мальований М.С., **Тимчук І.С.** Переробка органічної складової твердих побутових відходів методом компостування / Колективна монографія “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування”, – Львів ТзОВ "ЗУКЦ" 2020. – С. 470-483.

71. Вронська Н.Ю., Бондар О.І., Мальований М.С., Попович О.Р., **Тимчук І.С.** Актуальні проблеми сталого розвитку. Екологічні та економічні наслідки зміни клімату/ Колективна монографія “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування”/ за ред. проф. Мальованого М. С. – Київ : Яроченко Я. В., 2022 – С. 190-201

72. Попович О.Р., Вронська Н.Ю., Мальований М.С., **Тимчук І.С.** Огляд розвитку вітроенергетики як альтернативного джерела енергії в Україні і світі/ Колективна монографія “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища.

Енергоощадність. Збалансоване природокористування” / за ред. проф. Мальованого М. С. – Київ : Яроченко Я. В., 2022 – С. 229-242

73. Мальований М.С., Жук В.М., **Тимчук І.С.**, Вронська Н. Ю., Слюсар В. Т., Мараховська А. О., Серeda А. С. Технології пом'якшення зміни клімату: технології переробки фільтрату звалищ /Освіта, наука та промисловість на шляху до запобігання, адаптації та пом'якшення змін клімату: колективна монографія. – Харків: Смугаста типографія, 2023. – С. 136-148.

74. **Тимчук І. С.**, Мальований М. С., Шквірко О. М., Жук В. М. Аналіз відходів від біогазового виробництва та їх вплив на схожість культурних рослин / Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, / за ред. проф. Мальованого М. С. – Київ: Яроченко Я.В., 2023. – С. 283-305

75. Мальований М. С., Вронська Н. Ю., **Тимчук І. С.**, Жук В. М. Використання звязуючого натурального походження для удосконалення технології створення паливних брикетів із деревних відходів/ Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, / за ред. проф. Мальованого М. С. – Київ: Яроченко Я.В., 2023. – С. 91-105

76. Мальований М. С., **Тимчук І. С.**, Слюсар В. Т., Жук В. М., Сторощук У. З., Бойко Р. Я. Дослідження умов аеробного біокомпостування осадів стічних вод різного віку із додаванням рослинної сировини / Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, / за ред. проф. Мальованого М. С. – Київ: Яроченко Я.В., 2023. – С. 255-268

77. Malovanyu M., **Tymchuk I.**, Soloviy Ch., Nykyforova O., Cherepakha D., Wójcik W., Shedreyeva I., Karnakova G.. Prospects for the Use of Cyanobacterial Waste as an Organo-Mineral Fertilizer / Biomass as Raw Material for the Production of Biofuels and Chemicals , – London, 2020. – p. 10

78. Zagirnyak M., Nykyforov V., Malovanyu M., **Tymchuk I.**, Soloviy Ch., Bogachuk V., Komada P., Kozbakova A., Amirgaliyeva Z. The Use of Cyanobacteria – Water Pollutants in Various Multiproduction / Biomass as Raw Material for the Production of Biofuels and Chemicals , – London, 2020. – p. 10

79. Malovanyy M., **Tymchuk I.**, Zhuk V., Storoshchuk U., Grechanik R., Sliusar V., Soloviy Ch., Onyshkevych L. 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 edited by Beata Kowalska and Dariusz Kowalski – Lublin: Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej, 2022, – P. 118-133

80. Malovanyy M., **Tymchuk I.**, Zhuk V., Mysak I., Pichler M., Muschalla D. Methods of hydrological and hydraulic modelling of the first flush of stormwater runoff from urban catchments: the analysis of Ukraine experience/ Water Supply and Wastewater Disposal. Designing, Construction, Operation and Monitoring IV edited by Beata Kowalska and Dariusz Kowalski – Lublin: Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej, 2022, – P. 134-152

81. Malovanyy M., Zhuk V., **Tymchuk I.**, Vronska N., Sliusar V., Marakhovska A., Sereda A. Climate change mitigation technology: landfilled leachate processing technology/ Education, Science and Industry on the path to climate change prevention, adaptation and mitigation: collective monograph edited by N. Vnukova. G. Zhelnovach. Publ. House “Smugasta Typography” 2023, P. 128-140

Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:

82. Мальований М. С., Вольський В., Одуха М., **Тимчук І. С.**, Шквірко О. М., Жук В. М. Налагодження виробництва органо-мінеральних сумішей з осадів стічних вод каналізаційних очисних споруд // Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг : матеріали II Міжнародної науково-технічної конференції (Львів, 18-20 жовтня 2017 р.). – 2017. – С. 69–70.

83. Мальований М. С., Шквірко О. М., **Тимчук І. С.** Використання техногенних відходів для рекультивації (ремедіації) порушених земель // Ідеї академіка Вернадського і науково-практичні проблеми сталого розвитку освіти і науки : XVII Міжнародна науково-практична конференція, Кременчук 1-3 червня 2017 р. – 2017. – С. 101.

84. Шквірко О. М., **Тимчук І. С.** Біологічна рекультивація порушених земель із використанням добрив утворених з техногенних відходів // Семінар "Сталий розвиток - погляд у майбутнє" : збірник матеріалів, Львів, 15 вересня 2017 р. : до 60-річчя доктора технічних наук, професора, завідувача кафедри екології та збалансованого природокористування, заслуженого діяча науки і техніки України Мирослава Мальованого / Національний університет "Львівська політехніка", Інститут сталого розвитку імені Вячеслава Чорновола. – 2017. – С. 22.

85. Іващишин Я. А., **Тимчук І. С.**, Шквірко О. М., Мальований М. С., Попович В. В. Трансформація осадів відпрацьованого активного мулу в субстрат для біологічної рекультивації техногенно порушених земель // Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : 5-й Міжнародний конгрес, Львів, 26-29 вересня 2018 р. : збірник матеріалів. – 2018. – С. 75.

86. Мальований М. С., **Тимчук І. С.** Визначення можливості використання осадів з Львівських КОС у якості субстрату для біологічної рекультивації // Проблеми екологічної безпеки : збірник матеріалів XVI Міжнародної науково-технічної конференції (04–06 жовтня 2018 р., Кременчук). – 2018. – С. 85.

87. **Тимчук І. С.**, Мальований М. С. Можливість утилізації відпрацьованого активного мулу після біологічного очищення стічних вод // Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи: матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (Львів, 14 вересня 2018 р.). – 2018. – С. 213.

88. Шквірко О. М., **Тимчук І. С.**, Іващишин Я. А., Мальований М. С., Біннер Е. Біотестування експериментального субстрату на основі ґрунту та техногенних відходів // Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : 5-й Міжнародний конгрес, Львів, 26-29 вересня 2018 р. : збірник матеріалів. – 2018. – С. 155.

89. Popovych O., Vronska N., **Tymchuk I.** Disinfection of sewage from municipal wastewater treatment plants of Lviv // Chemical technology and

engineering : proceedings of the 2nd International scientific conference, June 24–28th, 2019, Lviv, Ukraine. – 2019. – С. 342–344.

90. Rodzkin A., Malovanyy M., Zhuk V., **Tymchuk I.**, Mukha O. The assessment of fast-growing trees potential, for biological reclamation of soils degraded as a result of mining and industrial activity // Fast-growing trees and plants grown for energy purposes (theory and good practices of growing and energy use of biomass) : international scientific conference, September 4-5, 2019, Nitra. – 2019. – С. 35.

91. Shkvirko O. M., **Tymchuk I. S.**, Malovanyy M. S. Substrate creation from sewage sludge for biological reclamation of land // Ecobaltica: Abstracts Collection of the 16th International Youth Scientific and Environmental Forum of the Baltic Region, October 7-9, 2019, Gdansk. - 2019. - Pp. 92-94.

92. Shkvirko O., **Tymchuk I.**, Malovanyy M. Creation of a substrate for biological reclamation from used sewage sludge // VIII Міжнародний молодіжний науковий форум "Litteris et Artibus" & 13-та Міжнародна конференція "Молоді вчені до викликів сучасної технології" : матеріали, 22–24 листопада, 2018, Львів, Україна. – 2018. – С. 316–317.

93. Shkvirko O., **Tymchuk I.**, Malovanyy M. Substrate creation from sewage sludge for biological soil remediation // Actual environmental problems : proceedings of the IX International scientific conference of young scientists, graduates, master and PhD students, November 21–22, 2019 Minsk, Republic of Belarus. – 2019. – С. 216–217.

94. Shkvirko O., **Tymchuk I.**, Malovanyy M., Popovych O. Man-made wastes – basis for biological reclamation // 9th International youth science forum "Litteris et Artibus" : proceedings, Lviv, Ukraine, November 21–23, 2019. – 2019. – С. 224–229.

95. Барз М., Мальований М. С., Войтович І., Кабенгеле Г., Жук В. М., Муха О. В., **Тимчук І. С.** Перспективи впровадження в Україні біогазових установок, що працюють на комбінованій органічній сировині // Нетрадиційні і поновлювані джерела енергії як альтернативні первинним джерелам енергії в регіоні : збірник наукових праць десятої міжнародної науково-практичної конференції (4–5 квітня 2019 р., Львів). – 2019. – С. 69–70.

96. Мальований М. С., Синельников С. Д., **Тимчук І. С.**, Нагурський Н. О. Екологічно безпечні капсульовані мінеральні добрива пролонгованої дії // Проблеми екології та енергозбереження : матеріали XIII Міжнародної науково-технічної конференції, 20–22 вересня 2019 року, Миколаїв. – 2019. – С. 93–94.

97. Мороз О. І., Мальований М. С., Нагурський О. А., Петрушка І. М., **Тимчук І. С.**, Синельников С. Д. Розкриття проблеми застосування інноваційних типів капсульованих добрив пролонгованої дії в навчальному курсі "Агроекологія" // Управління якістю підготовки фахівців : матеріали всеукраїнської науково-методичної конференції, 26–27 березня 2019 р., Україна, м. Одеса. – 2019. – С. 114–116.

98. Попович О. Р., Вронська Н. Ю., **Тимчук І. С.**, Слюсар В. Т. Зниження рівня екологічної небезпеки шляхом очищення муніципальних стічних вод // Проблеми та перспективи розвитку залізничного транспорту : матеріали 79 Міжнародної науково-практичної конференції, 16–17.05.2019, Дніпро. – 2019. – С. 298–299.

99. Попович О. Р., Масловська О. Д., Гнатуш С. О., Вронська Н. Ю., **Тимчук І. С.**, Квасниця Р. В. Біологічні методи очищення промислових вод спиртзаводів // Проблеми екології та енергозбереження : матеріали XIII Міжнародної науково-технічної конференції, 20–22 вересня 2019 року, Миколаїв. – 2019. – С. 32–33.

100. Шквірко О. М., **Тимчук І. С.**, Мальований М. С. Осад стічних вод – компонент субстрату для проведення біологічної рекультивації земель // Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг : матеріали 3-ої Міжнародної науково-практичної конференції, 23-25 жовтня 2019 р., Львів. – 2019. – С. 250–251.

101. **Tymchuk I.**, Soloviy S., Malovanyu M. Biological reclamation with the help of a substrate prepared on the basis of wastewater sediments // Inżynieria i kształtowanie środowiska : książka abstraktów IV Konferencji naukowo-technicznej, Zielona Góra, 30.10.2020. – 2020. – С. 78–79.

102. Мальований М. С., Нагурський О. А., Синельников С. Д., **Тимчук І. С.** Забезпечення утилізації відсортованих твердих побутових відходів – неодмінна умова сталого розвитку сучасного міста // Інноваційні технології в архітектурі і дизайні : тези доповідей IV Міжнародної науково-практичної конференції, 21–22 травня 2020 р., Харків. – 2020. – С. 257–259.

103. Сторощук У. З., **Тимчук І. С.**, Мальований М. С. 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 року. – 2020. – С. 106.

104. **Тимчук І.**, Голець Н., Серета А., Шквірко О. Біологічна рекультивация порушених земель та можливість використання в ній енергетичних культур // Сталий розвиток – стан та перспективи : матеріали II Міжнародного наукового симпозиуму SDEV'2020, 12–15 лютого 2020 року, Львів-Славське, Україна. – 2020. – С. 93–94.

105. Шквірко О. М., **Тимчук І. С.**, Zhekovich O., Мальований М. С. Перспектива використання осаду стічних вод для біологічної рекультивации порушених земель // Регіональні проблеми охорони довкілля : матеріали міжнародної наукової конференції молодих вчених, 1–3 червня 2020 р., Україна, м. Одеса. – 2020. – С. 174–177.

106. Шквірко О. М., **Тимчук І. С.**, Мальований М. С. Використання субстрату на основі осадів стічних вод для біологічної рекультивации порушених земель // Екологічна безпека об'єктів туристично-рекреаційного комплексу : матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції, м. Львів, 5–6 грудня 2019 р. – 2019. – С. 133–134.

107. **Tymchuk I.**, Malovanyu M., Zhuk V., Sliusar V., Storoshchuk U., Lyuta O. 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 2021, Odesa, Ukraine. – 2021. – С. 57–58.

108. Мальований М. С., **Тимчук І. С.**, Жук В. М., Сторощук У. З., Онишкевич Л. І., Гречаник Р. Комплексна технологія використання субстратів на основі органомісних 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. – 2021. – С. 231–233.

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

110. **Тимчук І. С.**, Мальований М. С., Сторощук У. З., Люта О. В. 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.). – 2021. – С. 33–35.

111. Шквірко О. М., **Тимчук І. С.**, Мальований М. С., Сторощук У. З. 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. – 2021. – С. 94–95.

112. Мальований М. С., Жук В. М., **Тимчук І. С.**, Попович О. Р., Вронська Н. Ю., Сторощук У. З. Дослідження аеробного біокомпастивання 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.). – 2022. – С. 32–33.

113. Сторощук У. З., Мальований М. С., **Тимчук І. С.**, Жук В. М., Жозвіаковська К., Котис О. М. Утилізація осадів стічних вод технологією

компостування - альтернативний метод на шляху до сталого розвитку // Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування : матеріали міжнародної наукової конференції за участю молодих науковців 21–22 вересня 2022 р., Україна, Одеса. – 2022. – С. 133–136.

114. **Тимчук І. С.**, Мальований М. С., Вронська Н. Ю., Жук В. М., Серeda А. С. Сучасні підходи до утилізації органомісних техногенних відходів // Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : збірник матеріалів VII Міжнародного конгресу, 12–14 жовтня 2022, Україна, Львів. – 2022. – С. 65.

115. Мальований М., Білокур М., **Тимчук І.**, Жук В., Бойко Р. Комплексна технологія отримання та використання субстратів на основі органомісних відходів і природних сорбентів // Перші практичні дії та проблемні питання реалізації Закону України «Про управління відходами» : збірка матеріалів Національного форуму «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології», 21–23 листопада 2023 р., Івано-Франківськ. – 2023. – С. 233–237.

116. **Тимчук І.**, Жук В., Сторощук У., Серeda А., Бордун І., Зима О. Науково-методичні основи біологічної рекультивациі із використанням техногенних органомісних відходів // Environment recovery and reconstruction: war context 2022 : collection of materials of International scientific and practical conference, 17–18 грудня 2022, Полтава. – 2022. – С. 102–103.

117. Мальований М. С., Білокур М., **Тимчук І. С.**, Жук В. М., Бордун І. М., Бойко Р. Я. Субстрати на основі компостованих органомісних відходів і природних сорбентів – ефективний матеріал для реанімації порушених воєнними діями земель // Сталий розвиток – стан та перспективи : збірник матеріалів IV Міжнародного наукового симпозіуму в рамках Еразмус+ Модуль Жан Моне «Концепція екосистемних послуг: Європейський досвід» («EE4CES»), 13–16 лютого 2024, Україна, Львів – Славське. – 2024. – С. 26–30.

***Наукові праці, які додатково відображають наукові результати
дисертації:***

118. Никифоров В.В., Мальований М. С., **Тимчук І.С.**, Пасенко А.В., Новохатько О.В. Спосіб вилучення ліпідів з біомаси ціанобактерій із застосуванням лазера : пат. 137244 UA. № u 2019 03571 ; заявл. 08.04.2019 ; опубл. 10.10.2019, Бюл. № 19. 4 с.

119. Мальований М.С., Синельников С.Д., **Тимчук І.С.**, Нагурський О.А., Канда М.І., Шквірко О.М. Полімерна дисперсія для капсулювання добрив : пат. 142218 UA. № u 2019 10785 ; заявл. 31.10.2019 ; опубл. 25.05.2020, Бюл. № 10. 4 с.

120. Мальований М.С., **Тимчук І.С.**, Копій М.Л., Жук В.М., Канда М.І., Святко І.М., Баландюх Ю.А. Спосіб очищення стічних вод за методом відкритого біологічного конвеєра : пат. 148262 Україна. № u202101013 ; заявл. 01.03.2021 ; опубл. 21.07.2021, Бюл. № 29. 4 с.

121. Гречаник Р.М., Мальований М.С., Шквірко О.М., Синельников С.Д., **Тимчук І.С.** Спосіб отримання полімерної дисперсії для капсулювання добрив: пат. 154870 Україна. № u202302588; заявл. 29.05.2023; опубл. 27.12.2023, бюл. № 52. 4 с.

З М І С Т

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ.....	35
ВСТУП.....	36
РОЗДІЛ I. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ.....	46
1.1. Міжнародна практика поводження із органічними відходами	48
1.2. Біотехнологічні методи утилізації органічних відходів.....	62
1.3. Утилізація органічної складової методом компостування	67
1.3.1. Використання оцінки життєвого циклу для оптимізації підходів до сталого управління відходами.....	71
1.3.2. Види компостування та їх характеристика	74
1.3.3. Розщеплення стійких органічних і неорганічних сполук компостуванням	77
1.3.4. Основні аспекти вдосконалення процесу компостування для досягнення стратегії чистого компостування	79
1.3.5. Вплив застосування компосту на біологічні властивості грунту та зміну клімату	80
1.4. Анаеробне зброджування органічних відходів як метод утилізації	84
1.5. Досвід рекультивації порушених земель	91
1.6. Природні сорбенти та їх використання для збереження довкілля	107
Постановка завдань дослідження	108
РОЗДІЛ 2. КОНЦЕПЦІЯ, МЕТОДОЛОГІЯ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	110
2.1. Балансування складу субстрату в залежності від виду об'єкту рекультивації та ремедіації.....	110
2.2. Науково-методологічні основи створення субстратів та органічно- мінеральних добрив із використанням органічної сировини для рекультивації та ремедіації порушених земель.....	113
2.3. Методика відбору проб та аналізу заскладованих ОСВ	120
2.3.1. Методика проведення моніторингу накопичених ОСВ	120
2.3.2. Відбір проб заскладованих ОСВ	122
2.3.3. Методики аналітичних досліджень складу ОСВ.....	123
2.4. Методика проведення біоіндикаційних досліджень	124

2.5. Методика виконання аеробного біокомпостування із використанням ОСВ як компоненту сировинної суміші.	126
2.6. Методика визначення водопроникності та капілярності компостів....	129
2.7. Методика дослідження елементного складу дослідних зразків.....	130
2.8. Методика проведення мікробіологічних досліджень.....	133
2.9. Методика дослідження сорбції аміаку природними сорбентами.	138
Висновки та узагальнення до 2 розділу	140
РОЗДІЛ 3 АНАЛІЗ ОБ'ЄМІВ ТА ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК НАКОПИЧЕНИХ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД НА ЛЬВІВСЬКИХ КОС	141
3.1. Об'єм мулових осадів	144
3.2. Санітарно-мікробіологічні характеристики мулу	145
3.3. Еколого-хімічні характеристики мулу	147
3.3.1. Вміст мінеральної речовини	149
3.3.2. рН мулових осадів.....	152
3.3.3. Вмісти рухомих форм металів	154
3.3.4. Вмісти валових форм важких металів	157
3.3.5. Агрохімічні показники родючості	167
3.4. Статистичний аналіз системи еколого-хімічних параметрів мулових осадів.....	169
Висновки та узагальнення до 3 розділу	171
РОЗДІЛ 4. СТВОРЕННЯ РЕКУЛЬТИВАЦІЙНОГО СУБСТРАТУ ПРЯМОГО ЗМІШУВАННЯ З ВИКОРИСТАННЯМ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД	172
4.1. Пряме змішування для створення субстрату на основі відстояних ОСВ та ґрунту	172
4.2. Пряме змішування для створення субстрату на основі свіжих ОСВ та ґрунту	175
4.3. Пряме змішування для створення субстрату на основі ґрунту, свіжих ОСВ та цеоліту.....	180
4.4. Пряме змішування для створення субстрату на основі ґрунту, свіжих ОСВ, цеоліту та глауконіту	189
4.5. Біоіндикаційні випробування моделей ростових субстратів.....	202

4.6. Результати досліджень елементного складу створених субстратів на рентгенофлуоресцентному аналізаторі після біоіндикації.	229
4.7. Дослідження ефективності застосування природних сорбентів в складі рекультиваційних продуктів для ремедіації порушених земель	240
4.7.1. Фізична модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату для рекультивації та ремедіації.	240
4.7.2. Математична модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату для рекультивації та ремедіації.	241
4.7.3. Розрахунок необхідного часу адсорбційного очищення від іонів важких металів в процесах ремедіації.	248
Висновки і узагальнення до 4 розділу.....	249
РОЗДІЛ 5. ВИКОРИСТАННЯ ОСВ В СКЛАДІ СИРОВИНИ ДЛЯ ВИГОТОВЛЕННЯ РЕКУЛЬТИВАЦІЙНОГО КОМПОСТУ	252
5.1. Підбір складу сировинних сумішей для компостування	252
5.2. Встановлення параметрів компостування органомісних сумішей в лабораторних умовах	255
5.2.1. Температурні профілі.	255
5.2.2. Вміст кисню в компостних сумішах.	258
5.2.3. Вміст діоксиду вуглецю в біокомпостних сумішах.	260
5.2.4. Вміст аміаку в біокомпостних сумішах.....	261
5.2.5. Вологовміст компостних сумішей.	262
5.3. Визначення водопроникності компостних сумішей.....	263
5.4. Біоіндикаційні дослідження рекультиваційного компосту.	265
5.5. Компостування в лабораторних умовах з використанням спеціальних добавок.....	270
5.5.1. Склад органічних сумішей та спеціальні препарати.....	271
5.5.2. Результати лабораторного компостування зі спеціальними добавками.....	272
5.6. Натурні дослідження компостування.....	282

5.6.1. Стенограма проведення промислового компостування	283
5.6.2. Моніторинг зміни вологості та температури в бурті в процесі компостування.....	288
5.7. Випробування ростового субстрату в польових умовах.....	291
Висновки та узагальнення до 5 розділу	300
РОЗДІЛ 6. ДОСЛІДЖЕННЯ ПЕРСПЕКТИВНОСТІ ВИКОРИСТАННЯ ДИГЕСТАТУ ДЛЯ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ	303
6.1. Визначення елементного складу дигестату.....	303
6.2. Попередня підготовка дигестату	305
6.3. Термічний аналіз дигестату одержаного після метаногенезу	308
6.4. Вплив дигестату на проростання рекультиваційних рослин.....	314
6.5. Мікробіологічні дослідження компонентів для біологічної рекультивації.....	319
Висновки до розділу 6.....	351
РОЗДІЛ 7. РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ПРОЕКТУВАННЯ ТЕХНОЛОГІЧНИХ СХЕМ ОБРОБКИ ТА УТИЛІЗАЦІЇ ОСВ ТА ОРГАНОВМІСНИХ ВІДХОДІВ РІЗНОГО ГЕНЕЗИСУ ІЗ ОТРИМАННЯМ СУБСТРАТІВ ДЛЯ ПОТРЕБ БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ТА РЕМЕДІАЦІЇ ТЕХНОГЕННО-ПОРУШЕНИХ ЗЕМЕЛЬ	353
7.1. Кількісні та якісні характеристики органічних відходів для виробництва ростових субстратів.....	354
7.2. Попереднє ущільнення осадів стічних вод.....	354
7.3. Оптимальні параметри проведення процесу біокомпостування органічних сумішей з вмістом ОСВ.....	356
7.4. Кінетика та динаміка сорбції іонів важких металів та небезпечних сполук природними сорбентами.....	357
7.5. Оптимальні композиції ростового субстрату на основі ОСВ та інших органічних відходів	358
РОЗДІЛ 8. ДОСЛІДЖЕННЯ СТВОРЕННЯ РЕКУЛЬТИВАЦІЙНИХ ДОБРІВ НА ОСНОВІ ПТАШИНОГО ПОСЛІДУ ТА ПРИРОДНИХ СОРБЕНТІВ	360

8.1. Визначення найбільш сприятливих умов для процесу адсорбції аміаку з курячого посліду.....	360
8.1.1. Дослідження кінетики процесу адсорбції аміаку	361
8.1.2 Визначення впливу температури повітряного середовища на адсорбцію аміаку.....	363
8.1.3 Залежність сорбції від типу структури мінерального сорбенту .	365
8.1.4 Встановлення оптимального співвідношення суміші природних дисперсних сорбентів та курячого посліду	367
8.2. Визначення механічної міцності на стиск зразків композиції органо – мінерального добрива	370
8.3. Визначення адсорбційної здатності гранульованого добрива запропонованої композиції щодо вологи та аміаку	372
8.4. Принципова технологічна схема виготовлення органо-мінерального добрива на основі курячого посліду.....	374
8.5. Агроекологічне випробування застосування добрива в рекультиваційних цілях	380
8.5.1. Визначення впливу досліджуваної композиції на зміну концентрації фосфору, кальцію, калію та мангану в залежності від типу ґрунту.....	380
8.5.2. Польові випробування органо-мінеральних добрив.	382
Висновки та узагальнення до 8 розділу	386
ВИСНОВКИ.....	388
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	391
ДОДАТКИ.....	424
Додаток А	425
Додаток Б.....	443
Додаток В	460
Додаток Г	468
Додаток Ґ	473

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

- DTA – криві диференційного термічного аналізу;
- DTG – криві диференційного термогравіметричного аналізу;
- NA – дані відсутні;
- НРК – азот, фосфор і калій
- TG – термогравіметричні криві;
- БГКП – бактерії групи кишкової палички;
- ГДК – гранично допустима концентрація;
- ЄС – Європейський Союз;
- ЗМЧ – загальне мікробне число;
- К1-4 – компост варіанти 1-4;
- КОС – каналізаційні очисні споруди;
- КУО – колонієутворювальні одиниці;
- ЛКП – Львівське комунальне підприємство;
- ЛМКП – Львівське міське комунальне підприємство;
- МАФАНМ – мезофільні аеробні та факультативно-анаеробні мікроорганізми;
- ОЖЦ – оцінка життєвого циклу;
- ОСВ – осади стічних вод;
- ОТГ – об'єднана територіальна громада;
- ПАВ – поліциклічні ароматичні вуглеводні;
- СКВ – середнє квадратичне відхилення;
- СПВ – садово-паркові відходи;
- СР – суха речовина;
- ТПВ – тверді побутові відходи;
- ТСА – трипсиново-соевий агар;
- ХВ – харчові відходи;

ВСТУП

Актуальність теми. В процесі своєї еволюції суспільство всесторонньо взаємодіяло з навколишнім середовищем. Індустріальна революція та швидкий технологічний прогрес призвели до значного зростання виробництва та споживання, що в свою чергу спричинило масштабне накопичення відходів. Цей процес включає як загальні відходи, так і специфічні відходи, які можуть негативно впливати на навколишнє середовище та здоров'я людей.

Накопичення відходів є небезпечним явищем з різних причин, які варто враховувати. Великі обсяги відходів можуть призвести до забруднення навколишнього середовища, зокрема ґрунтів, повітря та водних джерел. Деякі види відходів мають потенційно небезпечний хімічний склад, такий як важкі метали, хімічні речовини та токсичні сполуки. Ці речовини можуть проникати в навколишнє середовище, забруднюючи ґрунти та водні джерела, а також можуть накопичуватися в живих організмах через харчові ланцюги, що призводить до серйозних проблем здоров'я. Крім того, накопичення великих обсягів відходів сприяє поширенню патогенних мікроорганізмів та шкідливих комах, що можуть викликати епідемії та інші захворювання серед людей та тварин. Отже, накопичення відходів не лише створює загрозу для навколишнього середовища, а й має серйозні соціальні, економічні та медичні наслідки.

У зв'язку зі зростанням глобального обсягу відходів і виснаженням природних ресурсів, виникає гостра необхідність у розробці та впровадженні нових технологій, що спрямовані на їхню переробку та вторинне використання. Тому людство вже давно стало на стежку боротьби з накопиченням відходів, у багатьох країнах світу частка перероблених відходів сягає 70-99 %.

Особливим та надзвичайно перспективним типом відходів є органічні, оскільки їх правильне управління та використання може сприяти збереженню ресурсів, зменшенню негативного впливу на навколишнє середовище та створенню сталого та екологічно чистого середовища.

Одним з таких відходів є осади стічних вод, який утворюється в результаті біологічної стадії очищення стічних вод і особливо актуальний для

урбанізованих територій. Україна стикається з проблемою використання осадів стічних вод, оскільки на її території вже накопичено понад 1 мільярд тон осадів. Кожного року до цієї кількості додається приблизно 40–50 мільйонів кубометрів стічних вод з вологістю 97 %, що переводиться у 1,2–1,5 мільйонів тон осадів у перерахунку на суху речовину. Ця ситуація вимагає розробки оптимальних методів використання та утилізації цих осадів.

Особливо перспективним є метод використання осадів як складової частини ростового субстрату для відновлення пошкоджених земель у процесі біологічної рекультивації. Впровадження цього методу дозволить вирішити кілька проблем одночасно: зменшити обсяг осадів, відновити пошкоджені землі та знизити витрати, пов'язані з проведенням біологічної рекультивації.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота відповідає науковому напрямку кафедри екології та збалансованого природокористування Національного університету «Львівська політехніка» з назвою «Природоохоронні технології з використанням природних дисперсних сорбентів та мінеральних добрив пролонгованої дії» та виконувалась в межах науково-дослідної роботи кафедри екології та збалансованого природокористування «Науково-теоретичні основи створення засобів біологічної рекультивації із використанням техногенних відходів», номер державної реєстрації 0119U101394. Дослідження проводились в межах виконання проєкту Національного фонду досліджень України, конкурсу «Підтримка досліджень провідних та молодих вчених» (реєстраційний номер 2020.02/0177), «Розробка комплексної технології отримання та використання субстратів на основі органовмісних відходів і природних сорбентів для потреб біологічної рекультивації та ремедіації техногенно порушених земель» (Державний реєстраційний номер: 0120U105238) та госпдоговірної роботи «Розробка рекомендацій щодо перспективних шляхів використання заскладованого на Львівських КОС відпрацьованого активного мулу» (замовник ТЗОВ «Компанія «Центр ЛТД»).

Мета і завдання дослідження. *Мета* роботи – розробити науково-методологічні основи біологічної рекультивації та ремедіації із використанням техногенних органомісних відходів та природних сорбентів.

Для досягнення мети було сформульовано та вирішено такі *завдання*:

– розробити науково-методологічні основи створення субстратів та органо-мінеральних добрив із використанням органомісної сировини та природних сорбентів для рекультивації та ремедіації порушених земель;

– здійснити дослідження локалізації (на прикладі Львівських КОС) та складу ОСВ на вміст поживних макро- та мікроелементів, доступних форм біогенних елементів, поліакриламідних полімерів, а також іонів важких металів, небезпечних сполук та фітопатогенних мікроорганізмів, що можуть спричиняти небезпеку для ґрунтів та довкілля;

– провести дослідження оптимальних умов комбінування складу сировини із природними сорбентами з ціллю створення субстратів методом прямого змішування;

– розробити математичну модель процесу адсорбції забруднювачів природними сорбентами, які є компонентами субстрату для рекультивації та ремедіації;

– дослідити процес аеробного біокомпостування у лабораторних умовах, побудувати температурні профілі та профілі концентрацій в газовій фазі компосту кисню, діоксиду вуглецю, аміаку та вологовмісту в процесі компостування;

– провести біоіндикаційні дослідження отриманого рекультиваційного компосту та встановити найбільш вигідний та універсальний варіант для створення ростового субстрату із використанням в сировинній суміші "свіжовідібраних" та "старих" ОСВ;

– провести мікробіологічні дослідження компонентів для біологічної рекультивації та отриманого рекультиваційного компосту;

- провести дослідно - промислові дослідження технології створення рекультиваційного компосту та польові дослідження рекультиваційного субстрату, створеного на основі цього компосту;

- провести термогравіметричні дослідження дигестату анаеробно зброженої рослинної сировини;

- визначити кількість небезпечних сполук у дигестаті, вміст яких у сировині для виробництва добрив лімітований нормативними документами України;

- провести дослідження впливу дигестату на схожість сільськогосподарських рослин;

- розробити загальні рекомендації щодо складу та відношень відповідних ростових субстратів та сировини для їх виготовлення;

- провести дослідження щодо використання в рекультиваційних цілях органо-мінерального добрива на основі природних сорбентів і курячого посліду.

Об’єкт дослідження – інтегровані технологічні, фізико-хімічні та біологічні процеси створення субстратів для рекультивації та ремедіації на основі органовмісних відходів.

Предмет дослідження – процеси переробки техногенних відходів за допомогою компостування, міксування із природними сорбентами та іншими добавками для оптимізації складу композиції з метою забезпечення її функціонального використання для біологічної рекультивації та ремедіації техногенно порушених об’єктів довкілля.

Методи дослідження включають в себе відомі методики: загальнонаукові – рекогносцирування, спостереження, дослідження, аналіз, висновки та логічні побудови; фізико-хімічні – дослідження вмісту макро- та мікроелементів, доступних форм біогенних елементів, іонів важких металів та небезпечних сполук у органовмісних відходах; аналітико-синтетичні методи – оцінка складу органовмісних відходів для забезпечення потрібної композиції утворюваних субстратів; лабораторні – визначення фізико-хімічними, хімічними та мікробіологічними методами властивостей вивільнення основних елементів

живлення і впливу утворених субстратів на мікрофлору ґрунту; польові – вивчення продуктивності сільськогосподарських культур та фітомеліорантів залежно від застосовуваних субстратів; статистичні – встановлення на основі дисперсійного та регресійного методів допустимої похибки та довірчого інтервалу отриманих результатів.

Наукова новизна отриманих результатів.

У роботі вперше:

- розроблено науково-теоретичні основи системного підходу до створення рекультиваційних субстратів на основі осадів стічних вод, утворених за різних умов і різних технологій очищення каналізаційних стічних вод, що дозволяє утилізувати відходи, накопичення і складування яких спричиняє екологічну небезпеку;
- встановлено оптимальні параметри для створення стабільного за властивостями субстрату на основі компонентів “осади стічних вод – природні сорбенти – ґрунт” методом прямого перемішування, що дозволяє впровадити технологічні рішення його застосування та зменшення екологічних ризиків під час утилізації осадів;
- розроблено математичну модель адсорбції забруднювачів сорбентами, які є компонентами ростового субстрату для рекультивації, що дозволило визначити оптимальний час для адсорбційного видалення іонів важких металів під час ремедіації;
- експериментально встановлено та визначено оптимальні параметри аеробного біокомпостування сумішей, на основі композиції “осади стічних вод – подрібнена деревина – активований біокомпост”, це дозволило розробити екологічно безпечний метод переробки осадів стічних вод, із отриманням високоефективного субстрату для відновлення деградованих земель;
- розроблено типові рецептури ростових субстратів на основі біокомпостів, необроблених та анаеробно зброджених осадів стічних та природних

сорбентів для біологічної рекультивації та ремедіації різних типів техногенно порушених земель;

- експериментально підтверджено якісні характеристики розробленого ростового субстрату для біологічної рекультивації та ремедіації шляхом аналізу даних дрібноділянкових польових та біоіндикаційних лабораторних досліджень;
- встановлено оптимальні технологічні параметри для створення гранульованого органо-мінерального добрива тривалої дії на базі курячого посліду та природних сорбентів, що дозволило розробити екологічно безпечний спосіб утилізації відходів птахофабрик внаслідок застосування їх у рекультиваційних технологіях.

Отримало подальший розвиток:

- дослідження фізико-хімічних та санітарно-мікробіологічних параметрів заскладованих осадів стічних вод мулового поля ЛМКП «Львівводоканал»;
- дослідження мікробіологічного складу та біоіндикаційні дослідження компостів, одержаних із сумішей осадів стічних вод різного складу, для створення ростових субстратів;
- дослідження впливу параметрів аеробного біокомпостування та анаеробного зброджування на зміну санітарних мікробіологічних показників для органо-мінеральних сумішей на основі осадів стічних вод;
- дослідження використання ростових субстратів на основі осадів стічних вод та органо-мінеральних добрив, створених із використанням відходів птахофабрик, як компонентів для біологічної стадії рекультивації.

Практичне значення одержаних результатів. Отримані результати досліджень можуть бути використані: органами державної та виконавчої влади, місцевого самоврядування, приватними інвесторами та підприємствами, які займаються гірничодобувною та геологорозвідувальною роботою для проведення біологічної рекультивації порушених земель (териконів, покинутих кар'єрів, сміттєзвалищ). Результати досліджень захищені чотирма патентами України на корисну модель.

Результати досліджень передані ТзОВ «Компанія «Центр ЛТД» для використання у заходах із утилізації ОСВ, що підтверджується відповідним актом. Результати встановлення оптимальних параметрів для проведення процесу аеробного біокомпостування за різних рецептур сировини передані ЛКП «Зелене місто», яке є оператором першої в Україні компостувальної станції, а також Грибовицького полігону ТПВ. Передано результати дисертаційної роботи Департаменту екології та природних ресурсів Львівської обласної державної адміністрації, які можуть використовуватися для утилізації органічних відходів та при плануванні оптимальних технологій рекультивації відпрацьованих полігонів ТПВ. Результати проведеного раціонального балансування складу та підбору відповідних компонентів для створення субстратів з ціллю вирішення завдань рекультивації та ремедіації об'єктів різних типів передано до Лабораторії екології, Інституту сільського господарства Карпатського регіону Національної академії аграрних наук України.

Наукові та практичні результати дисертаційної роботи використані у навчальному процесі Національного університету «Львівська політехніка», що підтверджується відповідним актом, у програмі лекційних курсів: «Основи розробки екобезпечних виробництв»; «Біомоніторинг навколишнього середовища»; «Інновації в стратегіях захисту довкілля» для студентів спеціальності 101 Екологія; у програмі лекційного курсу «Інженерні основи екологізації виробництва» (тема «Управління відходами» та в програмі практичних занять цього курсу); а також у програмі лекційного курсу «Агроекологія» (тема «Рекультивація ґрунтів», а також в програмі практичних занять цього курсу).

Особистий внесок здобувача. Дисертанту належить ідея досліджень і планування напрямків досліджень. Всі експерименти виконувалися здобувачем особисто або за безпосередньої участі із співавторами статей. Особисто здобувачем проводились теоретичні узагальнення та експериментальні дослідження процесів утилізації органічних відходів з метою створення субстратів для біологічної рекультивації, а також формувались висновки та

узагальнення на основі аналізу проведених досліджень. У всіх наукових роботах, опублікованих у співавторстві, автор дисертації безпосередньо брав участь у постановці завдань, проведенні експериментальних та теоретичних досліджень, обробці, аналізі, інтерпретації результатів, формулюванні висновків робіт. Внесок автора у працях, опублікованих у співавторстві, наведений у списку праць за темою дисертації.

Апробація результатів дисертації. Основні наукові положення і результати дисертаційної роботи доповідались та обговорювались на міжнародних наукових конференціях, симпозіумах і семінарах: XVII Міжнародній науково-практичній конференції “Ідеї академіка Вернадського і науково-практичні проблеми сталого розвитку освіти і науки” (Кременчук 1-3 червня 2017 р.); Науковому семінарі "Сталий розвиток - погляд у майбутнє" (Львів, 15 вересня 2017 р.); 5-му Міжнародному конгресі “Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” (Львів, 26-29 вересня 2018 р.); XVI Міжнародній науково-технічній конференції “Проблеми екологічної безпеки”(04–06 жовтня 2018 р., Кременчук); II Міжнародній науково-технічній конференції “Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг” (Львів, 18-20 жовтня 2017 р.); III Міжнародній науково-практичній конференції “Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи” (Львів, 14 вересня 2018 р.); 2-й Міжнародній науковій конференції “Хімічна технологія та інженерія” (Львів, 24-28 червня 2019 р.); International scientific conference “Fast-growing trees and plants grown for energy purposes (theory and good practices of growing and energy use of biomass)” (Nitra, September 4-5, 2019); 16th International Youth Scientific and Environmental Forum of the Baltic Region "ECOBALTICA" (Gdansk, October 7-9, 2019); VIII Міжнародному молодіжному науковому форумі "Litteris et Artibus" & 13-й Міжнародній конференції "Молоді вчені до викликів сучасної технології" (Львів, 22–24 листопада 2018 р.); IX International scientific conference of young scientists, graduates, master and PhD students “Actual environmental problems” (November 21–22, 2019 Minsk); 9th International youth

science forum "Litteris et Artibus" (Lviv, November 21–23, 2019); Всеукраїнській науково-методичній конференції “Управління якістю підготовки фахівців” (Одеса, 26–27 березня 2019 р.); 10-й міжнародній науково-практичній конференції “Нетрадиційні і поновлювані джерела енергії як альтернативні первинним джерелам енергії в регіоні” (4–5 квітня 2019 р., Львів); 79 Міжнародній науково-практичній конференції “Проблеми та перспективи розвитку залізничного транспорту” Дніпро, 16–17 травня 2019 р.); XIII Міжнародній науково-технічній конференції “Проблеми екології та енергозбереження” (Миколаїв, 20–22 вересня 2019 року); XIII Міжнародній науково-технічній конференції “Проблеми екології та енергозбереження” (Миколаїв, 20–22 вересня 2019 р.); 3-ї Міжнародній науково-практичній конференції “Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг” (Львів, 23-25 жовтня 2019 р.); I Міжнародній науково-практичній конференції “Екологічна безпека об’єктів туристично-рекреаційного комплексу” (Львів, 5–6 грудня 2019 р.); II Міжнародному науковому симпозиумі SDEV‘2020 “Сталий розвиток – стан та перспективи” (Львів-Славське, 12–15 лютого 2020 р.); IV Міжнародній науково-практичній конференції “Інноваційні технології в архітектурі і дизайні” (Харків, 21–22 травня 2020 р.); Міжнародній науковій конференції молодих вчених “Регіональні проблеми охорони довкілля” (Одеса, 1–3 червня 2020 р.); 6-му Міжнародному конгресі “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” (Львів, 23 –25 вересня 2020 р.); IV Konferencji naukowo-technicznej “Inżynieria i kształtowanie środowiska” (Zielona Góra, October 30, 2020); International research-to-practice conference “Climate services: science and education” (Odesa, 22–24 September 2021); VIII-му Міжнародному з’їзду екологів “Екологія / Ecology – 2021” (Вінниця, 22–24 вересня 2021 р.); IV Міжнародній науково-практичній конференції “Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг” (Львів, 20–22 жовтня 2021 р.); Міжнародній науково-практичній конференції “Проблеми сталого розвитку” (Львів-Зозулі, 22–23 жовтня 2021 р.); II Міжнародній науково-

практичній конференції “Екологія. Довкілля. Енергозбереження” (Полтава, 2-3 грудня 2021 р.); III Міжнародному науковому симпозиумі “Сталий розвиток – стан та перспективи” (Львів-Славське, 26–29 січня 2022 р.); Міжнародній науковій конференції за участю молодих науковців “Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування” (Одеса, 21–22 вересня 2022 р.); VII Міжнародному конгресі “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” (Львів, 12–14 жовтня 2022 р.); Національному форумі «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології» (Івано-Франківськ, 21–23 листопада 2023 р.); International scientific and practical conference “Environment recovery and reconstruction: war context 2022” (Poltava, December 17–18, 2022); Міжнародному науковому симпозиумі в рамках Еразмус+ Модуль Жан Моне «Концепція екосистемних послуг: Європейський досвід» («EE4CES») “Сталий розвиток – стан та перспективи” (Львів – Славське, 13–16 лютого 2024).

Публікації. Основні положення й наукові результати дисертації викладено у 121 науковій праці, з яких: одна колективна монографія, 14 розділів в колективних монографіях, 66 наукових статей, зокрема 35 статей у наукових виданнях, що входять у наукометричну базу даних SCOPUS, 31 стаття у наукових фахових виданнях України, 36 тез доповідей на міжнародних, всеукраїнських конференціях, семінарах та чотири патенти на корисну модель.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається з анотації, вступу, восьми розділів, висновків, списку використаних джерел, що містить 278 найменування на 33 сторінках, та 5 додатків на 54 сторінках. Загальний обсяг дисертації становить 475 сторінок, основна частина має 292 сторінки, 63 таблиці та 197 рисунків.

РОЗДІЛ І. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

Розпорядження, видане Кабінетом Міністрів України 20 лютого 2019 року, затвердило Національну стратегію управління відходами [1]. Основна мета цієї стратегії полягає у вирішенні критичної ситуації, що виникла через формування, накопичення, зберігання, обробку, використання та захоронення різних видів відходів, і супроводжується подальшим наростанням екологічних проблем. Проблема відходів в Україні є особливо актуальною через переважання в економіці ресурсоємних технологій, які утворюють великий обсяг відходів, а також через недостатність адекватної реакції на ці виклики протягом тривалого періоду. Високий рівень відходів і сировинна спеціалізація в українській економіці сприяють накопиченню великих обсягів відходів через застарілу технологічну базу.

Ці обставини призводять до поглиблення екологічної кризи і загострення соціально-економічної ситуації в суспільстві, що вимагає необхідності реформування та розвитку з урахуванням досвіду використання природних ресурсів в цілому та управління відходами зокрема. Проблема відходів є однією з ключових екологічних проблем і має велике значення з ресурсного погляду.

Відходи, які утворюються в результаті видобутку, оброблення, хімічної та металургійної переробки, транспортування та зберігання корисних копалин, є вторинним сировинним ресурсом для промисловості, будівництва та енергетики. Також значний потенціал утворюють відходи від продуктів кінцевого споживання, такі як макулатура, полімери, скло, використані шини тощо.

Високий рівень утворення відходів та низька ефективність їхнього використання як вторинної сировини призводить до нагромадження значних обсягів твердих відходів в промисловості та комунальному секторі, з яких лише маленька частина використовується повторно, а більшість потрапляє на сміттєзвалища. Суттєва різниця у стані справ з відходами між Україною та іншими розвинутими країнами полягає у великих обсягах утворення відходів та відсутності відповідної інфраструктури для їх обробки. У розвинених країнах

існує вже встановлена система управління відходами, яка є невід'ємною частиною їхньої економічної структури.

Україна стикається з такими проблемами в управлінні відходами:

- зростання обсягів відходів як у промисловому, так і побутовому секторі, що негативно впливає на стан навколишнього середовища і здоров'я населення;
- неправильна утилізація та видалення небезпечних відходів;
- розміщення побутових відходів без урахування можливих негативних наслідків;
- недостатнє використання відходів як вторинної сировини через недоліки в організаційно-економічних принципах їх залучення до виробництва;
- неефективність впроваджених економічних інструментів у сфері управління відходами.

Великі обсяги накопичених в Україні відходів та відсутність ефективних заходів щодо їхньої утилізації та видалення поглиблюють екологічну кризу і гальмують розвиток національної економіки.

Це вимагає негайного створення та забезпечення належного функціонування загальнодержавної системи запобігання утворенню відходів, їх збирання, перероблення, утилізації, видалення та забезпечення екологічно безпечної утилізації. Це повинно бути пріоритетним завданням навіть у ситуації обмежених економічних ресурсів держави та основних виробників відходів. Таким чином, необхідним кроком для вирішення цієї проблеми є впровадження комплексної системи управління відходами.

Вирішення зазначеної проблеми є важливим аспектом у розв'язанні питань енерго- та ресурснезалежності країни, збереження природних ресурсів і є актуальним стратегічним завданням державної політики. Стратегія визначає основні напрями державного регулювання у сфері управління відходами протягом наступних десятиліть, враховуючи європейський досвід. Національний план управління відходами до 2030 року передбачає проведення рекультивації

сміттєзвалищ та полігонів відходів, а також розвиток об'єктів для оброблення осаду стічних вод [1]. Такі заходи відповідають національним цілям України у гармонізації системи управління відходами з європейськими стандартами.

Однією з ключових проблем у сфері захисту довкілля є утворення та накопичення осадів стічних вод на очисних спорудах. Ця проблема стає все більш актуальною не лише в Україні, але й у всьому світі, оскільки накопичення осадів може призвести до бактеріального та токсикологічного забруднення [2].

Відправлення осадів стічних вод на утилізацію є одним із найбільш витратних етапів у роботі очисних споруд, зазвичай займаючи 50% від загальних витрат на їх експлуатацію. Тому використання економічно обґрунтованих методів обробки осадів є однією з найважливіших задач для управління цим процесом [3].

Наразі існує кілька методів утилізації осадів стічних вод, включаючи їх захоронення, компостування, спалювання, сушіння, використання в сільському господарстві, анаеробне розщеплення та переробку в якості будівельних матеріалів [4].

1.1. Міжнародна практика поводження із органічними відходами

У сучасному світі, на тлі ростучих вимог до екологічності та сталого розвитку, питання ефективного управління органічними відходами стає все більш актуальним. Особливу увагу при цьому приділяють осадам стічних вод, які є одним з найбільш значущих складників відходів у сучасному міському середовищі. Питання поводження з осадами стічних вод є важливим аспектом охорони навколишнього середовища та забезпечення сталого розвитку. Міжнародна спільнота вдосконалює підходи до обробки, утилізації та використання осадів очисних споруд з метою зменшення негативного впливу на навколишнє середовище та оптимізації ресурсного використання (рис. 1.1).

На міжнародному рівні існують різноманітні стратегії та підходи до управління осадами стічних вод, включаючи їх переробку на енергію, використання у сільському господарстві, виробництво компосту, та інші. Країни

розробляють та впроваджують програми та проекти, спрямовані на мінімізацію викидів, покращення якості водовідведення, та забезпечення екологічно стійкого управління відходами.

У цьому підрозділі ми детально розглянемо міжнародний досвід у цій сфері, обсяги накопичення осадів у світі, розглянемо різноманітні методи та підходи, які використовуються країнами світу для оптимізації управління осадами стічних вод. Вивчення міжнародного досвіду дозволить зрозуміти найкращі практики та здійснити адаптацію до місцевих умов з метою покращення ефективності та сталості системи управління осадами стічних вод.

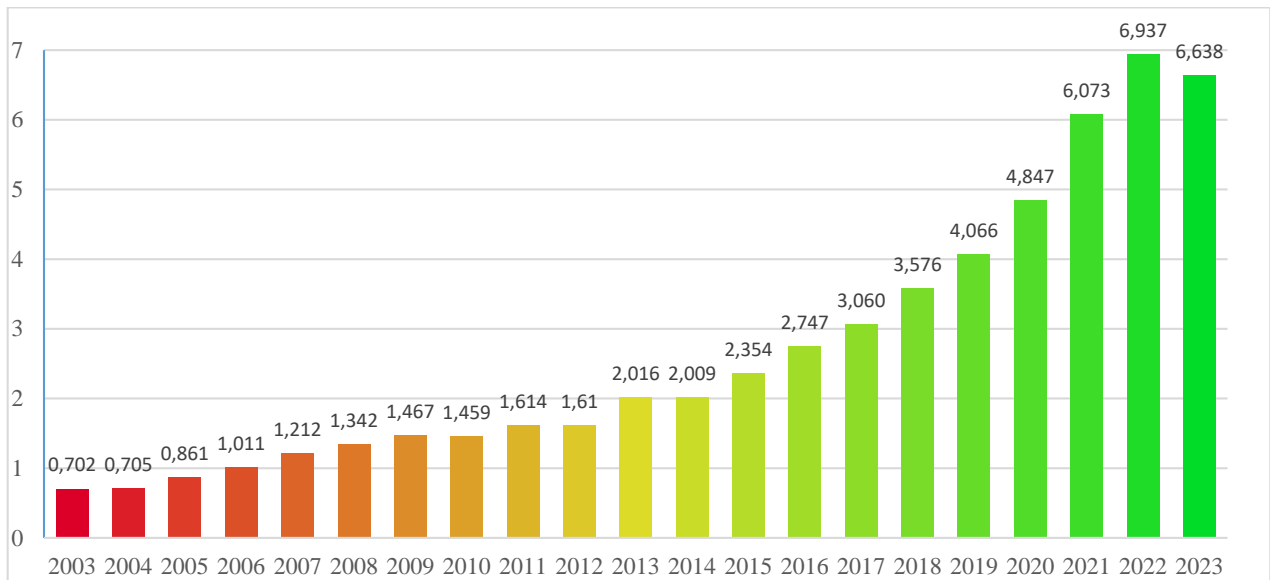


Рис. 1.1. Кількість наукових публікацій (дослідницькі (19 976) та оглядові статті (4 595)) за запитом “sewage sludge” в онлайн-платформі для наукових публікацій ScienceDirect за останні 20 років (в тис. на рік).

Зелена угода Європейського Союзу (ЄС) і Цілі сталого розвитку ООН встановили амбітні цілі щодо глобального скорочення викидів парникових газів, підвищення енергоефективності та переходу до відновлюваних джерел енергії. Дані цілі, зокрема щодо скорочення та відновлення відходів, стимулюють впровадження ресурсозберігаючих практик. Значним потоком відходів є осад стічних вод, побічний продукт очищення із недооціненим потенціалом. В ЄС, за оцінками, у 2021 році було вироблено 7,5 мільйонів тон сухого осаду стічних вод

[5]. Очікується, що щорічне виробництво осаду зросте в майбутньому, головним чином через зростаючу урбанізацію та розширення доступу до централізованих систем очищення стічних вод. Більшість осадів стічних вод в ЄС наразі управляється звичайними методами – компостуванням, внесенням на сільськогосподарські угіддя, спалюванням або захороненням [6]. Однак поточні методи повторного використання осаду обмежуються удобренням ґрунту та теплової енергії, і вони не визнають осад стічних вод цінним ресурсом відновлюваної енергії та хімічних сполук [7]. Крім того, існують занепокоєння з приводу безпеки мулу як безпосереднього наповнювача ґрунту через потенційну присутність патогенів, мікропластику, важких металів та інших забруднюючих речовин [8, 9]. Таким чином, щоб уникнути введення необробленого осаду в навколишнє середовище, дуже важливо, щоб управління мулом були зосереджені на відновленні ресурсів. Типова європейська очисна станція наразі може практикувати рекуперацію енергії (через анаеробне зброджування) і, дедалі частіше, рекуперацію фосфору [10]. Очікується, що в майбутньому очисні споруди стануть об'єктами відновлення водних ресурсів у рамках їх зусиль із впровадження циркулярної економіки [11].

Очисні споруди створюють величезну кількість осаду стічних вод як непрямого продукту очищення стічних вод [12-13]. Кількість та якість утвореного осаду стічних вод тісно пов'язані із застосовуваною технологічною системою та ступенем обробки стічних вод на очисних спорудах. Згідно з оцінками, осад стічних вод за масою досягає до 3% маси стічних вод, що протікають через очисні споруди [14]. Ця кількість може здатися незначною, але для оцінки загальної кількості осаду стічних вод, що утворюється на очисних спорудах, слід враховувати загальну кількість необроблених стічних вод, що надходять до очисних споруд, і переробну потужність споруд. Кількість необроблених стічних вод, що надходять на очисні станції, визначається місцевим населенням і ступенем міського та промислового розвитку в регіоні [15]. Очищення стічних вод і обсяги утворюваних осадів стічних вод у вибраних країнах представлено в таблиці 1.1.

До недавнього часу основними методами утилізації осадів стічних вод були їх скидання в океан та зберігання на мулових майданчиках. Однак ці методи виявилися не тільки дорогими а й неможливими з екологічної точки зору. Тому в останні десятиліття значну популярність набули інші способи утилізації, такі як спалювання, використання як добрива в сільському господарстві та для рекультивації кар'єрів та звалищ, виробництво будівельних матеріалів, отримання біопалива та електроенергії, а також виділення цінних елементів, таких як азот та фосфор [16].

Таблиця 1.1. Утворення муніципальних стічних вод і осаду стічних вод [17]

Країна	Муніципальні стічні води ($10^9 \text{ м}^3/\text{рік}$)	Осад стічних вод - всього (тис. тон СР/рік)	рік
Албанія	0,05	98,12	2017 рік
Австрія	NA	237,94	2016 рік
Болгарія	0,43	68,60	2017 рік
Хорватія	0,31	17,60	2017 рік
Кіпр	NA	7,41	2016 рік
Чехія	1.30	260,10	2013 рік
Естонія	0,29	18,80	2013 рік
Фінляндія	0,40	115,70	2017 рік
Франція	NA	1174,00	2017 рік
Німеччина	NA	1794,44	2016 рік
Греція	NA	119,77	2016 рік
Угорщина	NA	264,71	2017 рік
Ірландія	NA	58,77	2017 рік
Латвія	0,18	24,94	2017 рік
Литва	0,25	42,49	2017 рік
Люксембург	NA	8,62	2017 рік
Нідерланди	1,93	351,00	2010 рік
Польща	2,17	540,30	2013 рік
Португалія	NA	119,17	2016 рік
Румунія	0,98	283,34	2017 рік
Словаччина	0,56	56,88	2014 рік
Словенія	0,22	36,70	2017 рік
Швеція	1,00	204,30	2016 рік
Китай	48,51	6250	2013 рік
Японія	NA	2260	2015 рік
США	60,41*	13840**	-

NA - дані відсутні; *Дані за 2008 рік; **Дані за 2017 рік.

Ключову роль у переробці осадів стічних вод відіграють попередні обробки, такі як стабілізація із застосуванням додаткових компонентів (наприклад, вапна), аеробні процеси (компостування) або анаеробні методи (зброджування), і відповідно процеси дегідратації та висушування. [18-19].

Зараз світове виробництво осадів стічних вод оцінюється в 45 мільйонів тон сухої речовини (с.р.) на рік [3]. Європа, Східна Азія та Північна Америка вважаються основними виробниками осадів стічних вод у світі [20]. Відповідно до Заключного звіту для Європейської комісії [21], виробництво осадів стічних вод лише в країнах ЄС за останні 10 років зросло на 1,5 мільйона тон с.р., з 11,5 мільйонів тон у 2010 році до 13 мільйонів тон DM у 2020. Згідно з даними за 2016 рік, лише в Китаї щороку виробляється близько 30 мільйонів тон вологого мулу з вологістю до 80% [22]. Оскільки очікується, що в найближчі роки кількість осадів стічних вод, що утворюється в цій країні [23] буде зростати, Китай реалізував проєкт, спрямований на збільшення кількості очисних споруд. Зростаюче виробництво осадів стічних вод призводить до тривожного збільшення співвідношення загальної кількості утворених осадів до утилізованих осадів.

Багато промислово розвинутих країн і країн, що розвиваються, розглядають альтернативні заходи для утилізації осадів стічних вод, утворених на очисних спорудах. У результаті осад стічних вод більше не вважається відходом [24]. Протягом багатьох років застосовувалися різні заходи для управління осадами стічних вод, включаючи термічну обробку, компостування, сільськогосподарське використання та захоронення [25].

Така практика все ще використовується сьогодні, але її пропорції продовжують змінюватися не лише в багатьох європейських країнах, а й у всьому світі. Відсоткова частка різних методів управління осадами стічних вод у вибраних країнах представлена на рис. 1.2.

З практичних та юридичних міркувань осад стічних вод все частіше використовується повторно, а не вивозяться на звалище. Цей підхід узгоджується зі стратегією «нульових відходів», яка спрямована на мінімізацію кількості

утворених відходів [26] та сприяння розвитку циркулярної біоекономіки. Це спричиняє розвиток інтелектуальних рішень щодо управління відходами, які забезпечують відчутну екологічну вигоду [27].

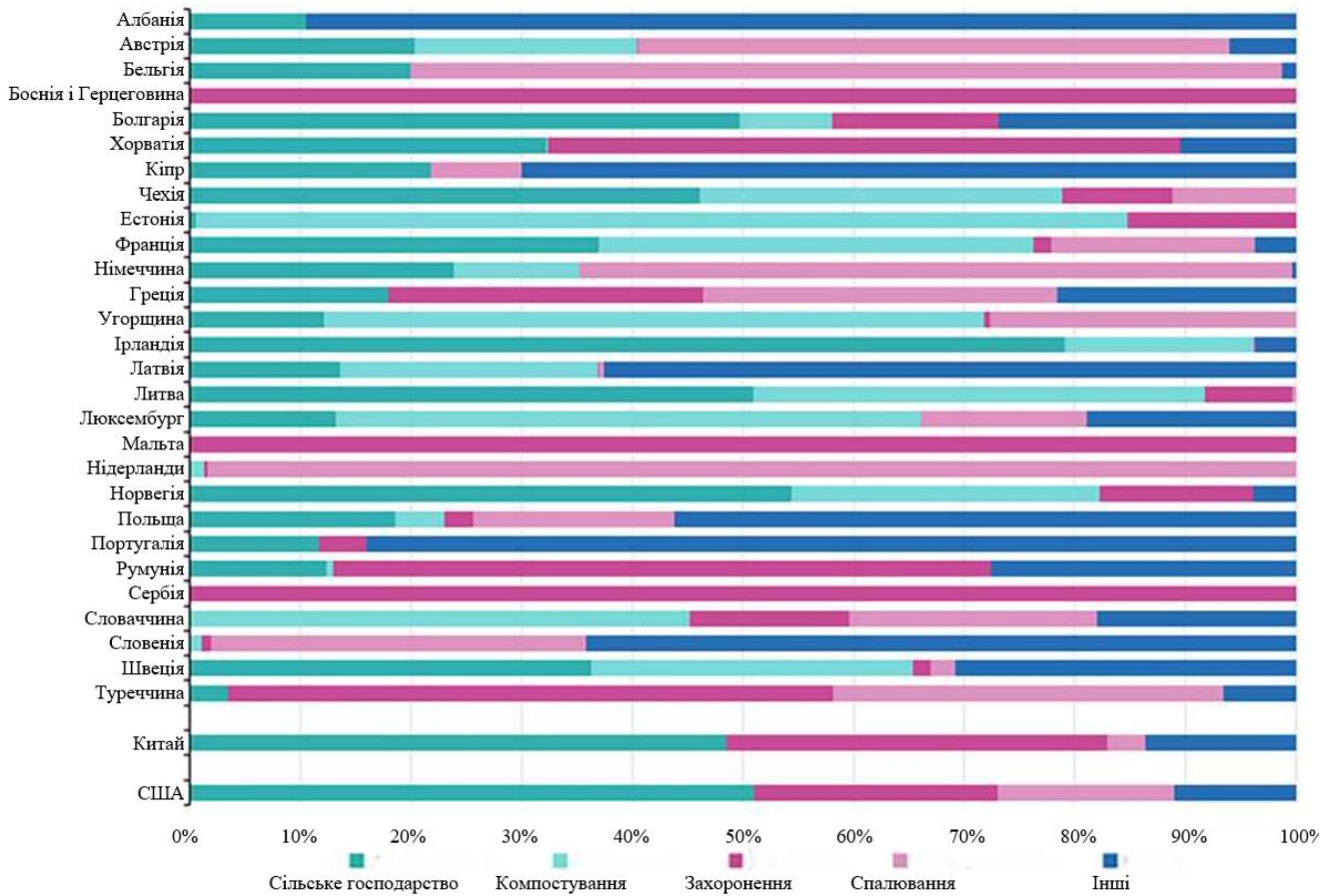


Рис. 1.2. Методи поводження з ОСВ в різних країнах світу

Управління осадами стічних вод у Південній Америці недостатньо розвинене порівняно зі Сполученими Штатами Америки. Відмінності є результатом законодавчого регулювання та різних рівнів інфраструктури [20]. Методи поводження з осадами стічних вод також відрізняються в Азії. Особливо Південно-Східна Азія має багато контрастних регіонів з точки зору економічної ситуації та чисельності населення, тому пріоритет та управління осадами також суттєво відрізняються [28]. Розбіжності в підходах до управління мулом також помітні між Південною Кореєю та Японією. Основними шляхами утилізації осаду стічних вод в Японії є спалювання (близько 70%) і захоронення на звалищах, тоді як у Південній Кореї до 2012 року управління осадом базувалося на скиданні стічних вод у море. Зараз утворений там осад відправляється

переважно на звалища [20]. У західних членах Європейського Союзу сільське господарство є основним способом управління осадом стічних вод, але цей метод наразі замінюють у деяких країнах, наприклад у Німеччині чи Нідерландах.

Окрім традиційних способів утилізації осадів стічних вод, які наведені у таблиці використовуються у світі, велику частку займають нові не менш ефективні методи. На рис. 1.3 представлена класична схема очищення стічних вод та можливі способи утилізації осадів стічних вод, яка використовується у багатьох країнах світу [29].

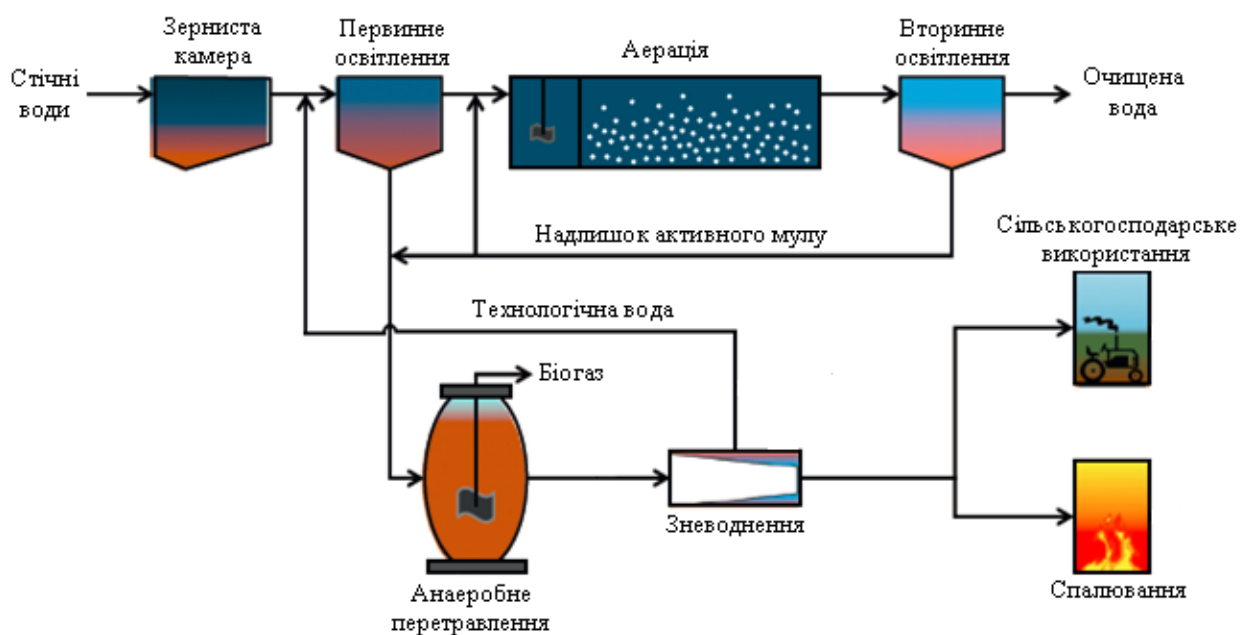


Рис. 1.3. Класична схема поводження з осадами стічних вод

В Європейському союзі велику перевагу віддають аеробному та анаеробному перетворенню осадів стічних вод. Найчастіше анаеробне перетворення осадів стічних вод застосовують в Іспанії, Великій Британії, Італії, Фінляндії та Словаччині, а технологія аеробного перетворення осадів стічних вод застосовується в Чехії та Польщі [4]. Дослідженнями встановлено, що при аеробному перетворенні в осаді стічних вод у великій кількості утворюються гумінові кислоти, а при анаеробному – основними компонентами осадів стічних вод є білки та ароматичні амінокислоти, що свідчить про можливість

використання осадів стічних вод як органо-мінеральних добрив у сільському господарстві [30].

Значна частка використання осаду стічних вод припадає на сільське господарство. Це пов'язано з тим, що в осаді стічних вод міститься велика кількість різних поживних речовин, таких як фосфор, азот, калій та інші, і тому він є цінним органо-мінеральним добривом. В табл. 1.2 представлено середній склад осадів стічних вод за різними дослідженнями [31-36].

Таблиця 1.2. Середній склад осадів стічних вод

Параметри	Літературні джерела					
	[31]	[32]	[33]	[34]	[35]	[36]
Сухої речовини, %	-	5 – 9	-	6	-	2 – 8
Азот, %	3	1,5 – 4	0,7 – 1,5	2,5	3,02	1,5 – 4
Фосфор, %	2	0,8 – 2,8	0,9 – 1,4	1,6	2,33	0,8 – 2,8
Калій, %	0,5	0 – 1	0,1 – 0,2	0,4	0,21	0 – 1
Магній, %	1,5	-	-	-	0,95	-
Кальцій, %	50	-	-	-	3,48	-
pH	-	5 – 8	5,3 – 6,7	6	-	-
Органічна речовина, %	65	-	41-45	-	-	-

Представлені в табл. 1.2 дані свідчать про те, що середній склад осадів стічних вод є практично однаковим у дослідженнях всіх авторів, проте спостерігаються і деякі відмінності. Це може бути пов'язано із географічним розташуванням станцій очищення стічних вод, сезоном відбору проб, а також існування промислових об'єктів. Загалом, як видно із табл. 1.2, досліджувані зразки осадів стічних вод у необхідній кількості містять усі основні біогенні елементи, такі як фосфор ~ 2,5%, азот ~ 4% та калій ~ 0,5%.

Одним із основних обмежень використання осадів стічних вод як добрив є існування в їх складі ряду патогенних мікроорганізмів та яєць гельмінтів, які є небезпечними для тварин і людей та багатьох токсичних речовин, зокрема

важких металів. Утилізація осадів стічних вод в сільському господарстві є найбільш популярною в Іспанії, Ірландії, Франції та Великій Британії [30, 37-39].

В деяких країнах Європейського Союзу, таких як Нідерланди та Люксембург гранульований осад стічних вод експортують до інших країн для їх спалювання або ж компостування [4]. Крім цього в Нідерландах впродовж багатьох років здійснюють відновлення фосфору з осаду стічних вод. Близько 32% утворених тут осадів стічних вод на сьогоднішній день використовуються для виробництва цементу та як паливо на електростанціях [40].

У Швеції, Фінляндії, Німеччині та Великій Британії осад стічних вод впродовж багатьох років використовують для меліорації та рекультивації земель, порушених внаслідок промислових розробок. За даними [41-42] використання осаду стічних вод у суміші з вапном дало позитивні результати у рекультивації сміттєзвалищ та відпрацьованих кар'єрів із видобутку вугілля.

Спалювання осадів стічних вод є основним методом утилізації у Швейцарії, Німеччині та Польщі. В останній розглядають можливість отримання енергії із осадів стічних вод [43].

Починаючи із 80-х років у Сполучених Штатах Америки для утилізації осадів стічних вод застосовують компостування осаду спільно із твердими побутовими відходами з метою отримання біогазу [44]. Також у США існує декілька технологій з відновлення енергії, які пов'язані з обробкою осадів стічних вод. Ці технології включають виробництво електричної та механічної енергії, а також відновлення тепла за рахунок метану, отриманого в результаті анаеробного перетворення осадів стічних вод [40]. Новітні технології забезпечують додатковий енергетичний шлях, шляхом перетворення вологих осадів стічних вод в біологічну нафту, яку можна було б фракціонувати на різні рідкі види палива, включаючи дизельне та бензинове [45].

Спалювання осаду стічних вод дозволяє отримати золу, яка є цінним продуктом для виробництва будівельних матеріалів. На рис. 1.4 зображена схема спалювання осадів стічних вод [46].

Принцип роботи такого процесу полягає в тому, що осад стічних вод з резервуару для змішування надходить у стрічковий прес для зневоднення. Після цього зневоднений шлам потрапляє у камеру з псевдозрідженим шаром для горіння, куди паралельно подають гаряче повітря (близько 500 – 600°C).

Температура піщаного шару як правило становить 750°C. Перебуваючи в камері для горіння із осаду стічних вод випаровується вода, а також повністю спалюються до газів леткі метали та органічні сполуки. Решта неорганічного матеріалу виноситься з камери у вигляді дрібних частинок разом з відпрацьованими газами. Зола, яка утворюється в процесі спалювання осадів стічних вод, зазвичай видаляється електрофільтрами або циклонами після проходження через теплообмінник.

Димовий газ, який утворюється, очищують за допомогою мокрого скрубера із дозуванням кислоти або лугів. В процесі очищення утворюється додатковий шлам, який зневоднюється і скидається на звалище небезпечних відходів.

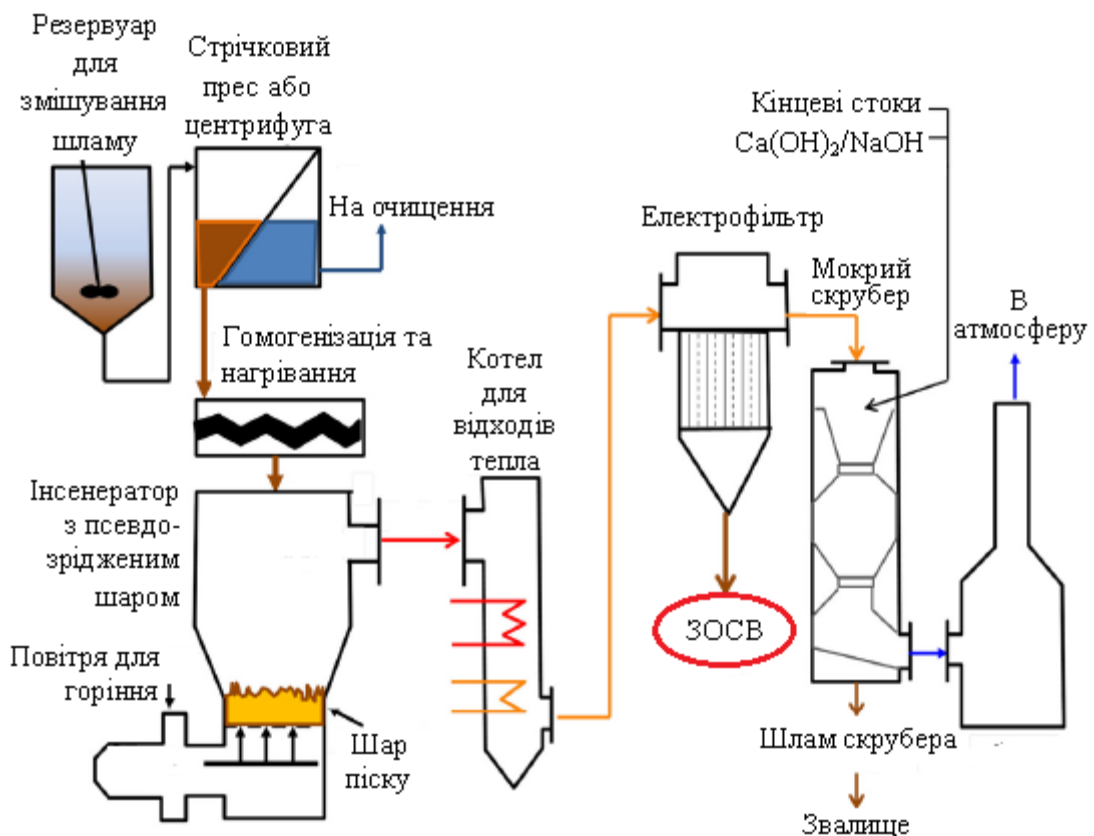


Рис. 1.4. Схема спалювання осаду стічних вод

Кінцевий продукт спалювання – зола, успішно використовують для виробництва будівельних матеріалів.

Так, в штаті Джорджія золу від спалювання осадів стічних вод використовують для виробництва цегли, в Мінесоті – як добавку до асфальтобетонних сумішей, в Меріленді – висушений осад стічних вод використовують як паливо для цементних печей [40]. В Сан-Дієго осад стічних вод використовують при виготовленні штучного каменю – наповнювача для виробництва бетону [44].

Хоча процес спалювання є досить ефективним для утилізації осадів стічних вод, проте вимагає значних енергетичних та фінансових затрат на спалювання, також значні затрати йдуть на транспортування золи на підприємства, які використовують її для виготовлення будівельних матеріалів.

Базуючись на даних Євростату, найпоширенішим способом утилізації осадів стічних вод в Європейському Союзі є сільське господарство, оскільки на відміну від інших способів утилізації він є найдешевшим та найдоцільнішим. У табл. 1.3 представлено середню вартість різних способів утилізації ОСВ в ЄС [47].

Таблиця 1.3. Середня вартість різних способів утилізації осадів стічних вод в ЄС

Спосіб утилізації	Вартість (Євро/т)
Сільське господарство	210
Компостування	310
Спалювання	315
Рекультивация порушених територій	255
Зберігання на мулових майданчиках (landfill)	255

Впродовж останніх трьох десятиліть для утилізації осаду стічних вод в Японії в основному використовують термічні процеси такі як спалювання, газифікація, сушіння та карбонізація [48]. На думку японських вчених одним із

перспективних способів утилізації стічних вод є плавлення, в результаті якого виробляють шлакокамінь [44]. За останні декілька років 45% осадів стічних вод було використано для виробництва будівельних матеріалів, 30% для виробництва цементу, 13% для виробництва енергії [49]. Також в Японії розробили проект, в якому обезводнені осади стічних вод перетворюють на паливне вугілля. Окрім цього розроблена нова система виробництва електроенергії із використанням синтез-газу, що утворюється в результаті піролізу осаду стічних вод [40].

Осад стічних вод в Японії є цінним джерелом для виділення різних елементів таких як фосфор чи азот з яких виготовляють добрива, а також для виготовлення біосорбентів, які використовують для очищення промислових стічних вод від іонів важких металів [50].

Будучи однією із найбільш густонаселених країн світу, Китай щорічно продукує близько 6,25 млн. т осадів стічних вод [51], більше 80% з яких до недавнього часу незаконно скидалися у навколишнє середовище. Як і в інших країнах світу у Китаї широко розповсюдженими методами утилізації осадів стічних вод є захоронення, спалювання та використання в різних галузях економіки.

Перспективним напрямом є отримання із осаду стічних вод біогазу та електроенергії. За даними [52] при використанні анаеробного очищення та зневоднення стічних вод у продовж року в Китаї може бути вироблено понад 2,5 млрд. м³ біогазу, який зможе генерувати більш як 4 млрд. кВт електроенергії. Також у Китаї осад стічних вод використовують для виробництва цегли, цементу та інших будівельних матеріалів. Крім того спільне спалювання стічних вод з вугіллям використовують як додаткове паливо в цементних та цегельних печах, а також на електростанціях [36, 40, 53].

Китайські вчені розробляють нові технології щодо вилучення та відновлення фосфору з осаду стічних вод. За даними [54, 55] осад стічних вод в середньому містить 174000 мг/кг⁻¹ органічного вуглецю (C), 17700 мг/кг⁻¹

загального азоту (N) та 13350 мг/кг^{-1} загального фосфору (P), які можуть використовуватися для виробництва добрив.

На сьогоднішній день в Китаї для виділення фосфору з осаду стічних вод використовують новітні технологічні процеси, які дозволяють виділити фосфор із супернатантів переробленого осаду після розділення рідкої та твердої фази. Важливим компонентом цих технологій є реактори кристалізації. Такі технології дозволяють відновлювати 80-90% розчиненого фосфору із осадів стічних вод [56].

Також в Китаї та в інших країнах світу вивчені та випробувані на пілотних установках нові технології видалення з осадів стічних вод біогенних елементів живлення. Ці технології включають: анаеробне окислення аміаку (ANAMMOX); скорочену нітрифікацію та денітрифікацію; одночасну нітрифікацію та денітрифікацію (SND) та без кисневе денітрифікуюче видалення фосфору. Серед цих технологій найбільшу перевагу віддають ANAMMOX, тому що вона є енергозберігаючою та ефективною і може бути реалізована за допомогою різних конфігурацій реакторів, включаючи біоплівкові [57].

Поряд з іншими країнами світу в Україні, за рік утворюється в середньому близько 1 м^3 осадів вологістю 97% з розрахунку на одного еквівалентного мешканця. Виходячи зі сумарної фактичної продуктивності каналізаційних очисних споруд (КОС), в Україні щороку утворюється близько 40–50 млн. м^3 ОСВ вологістю 97% або 1,2–1,5 млн. т осадів у перерахунку на суху речовину, з яких лише 5% використовують як вторинну сировину, а 95 % відправляється на захоронення.

На сьогодні в Україні більшість осадів стічних вод, які не підлягають захороненню, використовують в сільському господарстві як органо-мінеральні добрива. За даними [58-59] при використанні таких добрив в кількості 500-600 кг/га спостерігається збільшення урожаю вівса та картоплі в середньому на 20%, кукурудзи на 33,5%, ріпаку – 24% тощо. Також у випадку застосування добрив на основі осадів стічних вод покращуються якісні показники ґрунту, а саме збільшується вміст гумусу. В екологічних умовах України саме такий

спосіб утилізації осадів стічних вод (у випадку відсутності в їх складі токсичних елементів та важких металів) є найкращим та найефективнішим.

Проте в останні декілька років українські вчені почали розглядати нові можливості щодо використання осадів стічних вод. Так, наприклад, на заводі інституту «Южгірпромцемент» встановлена можливість використання 3-10% зневодненого осаду у складі цементних сировинних сумішей. За даними [60] встановлено, що при додаванні до суміші для виробництва цегли фіксуючої добавки з осадів стічних вод в кількості 5% від її загальної маси, спостерігається збільшення пористості цегли та її міцності.

Дослідженнями [61] встановлено, що при додаванні 6% органічно-мінерального порошку на основі осадів стічних вод до суміші для виробництва асфальтобетону, спостерігається високий коефіцієнт водостійкості та збільшення міцності.

Крім того, прикладом успішної утилізації накопиченого осаду стічних вод також являється розроблене в НТУ «КПІ» технологія конверсії осаду в цінний кондиційний $MnSO_4 \cdot 5H_2O$ та сировину для виготовлення керамічних виробів та мінеральних пігментів [62].

Також в Україні існує проблема, яка пов'язана із застарілим обладнанням та перевантаженням на очисних спорудах. Зважаючи на це в деяких містах вже здійснюють роботи по реконструкції та модернізації очисних споруд, завдяки чому осад стічних вод можна буде перетворювати у золу, біогаз тощо.

Так, у м. Києві на Бортницькій станції аерації завдяки групі японських проектних організацій TEC International Co., Ltd., Nihon Suiko Sekkei Co., Ltd., та Nirron Koei Co., Ltd буде проведено будівництво Блоку №1, а також реконструкцію Блоку № 2 та 3, на якому буде передбачено біологічне очищення стічних вод зі створенням в аеротенках зон нітрифікації та денітрифікації, а також будівництво гравітаційних та механічних мулоущільнювачів для термоутилізації осаду. Кінцевим продуктом очищення стічних вод буде зола, яку можна використовувати у промисловості [63].

На Дніпровському та Володимирському водопроводі в м. Києві осад стічних вод використовують для інтенсифікації процесу коагуляції, що дозволяє економити до 30% коагулянта $Al_2(SO_4)_3$. Встановлено також, що осад стічних вод можна використовувати для регенерації коагулянтів. Завдяки чому у виробництво можна повернути близько 80% відпрацьованих коагулянтів та зменшити об'єми накопичення осадів стічних вод [44].

У м. Львові на очисних спорудах планується будівництво біогазової станції. Ця станція буде складатися зі споруд для зброджування у метантенках осаду первинних відстійників та надлишкового активного мулу аеротенків. Біогаз, що утвориться в результаті зброджування, буде використовуватися для виробництва електричної та теплової енергії [64 - 65].

Враховуючи проблеми, які склалися в містах України із накопиченням великої кількості осадів стічних вод, основним завданням у вирішенні цієї проблеми повинно бути чітке визначення того, який спосіб утилізації буде найдоцільнішим та економічно вигідним. Зважаючи на існуючі економіко-екологічні проблеми оптимальним способом утилізації може бути використання осадів стічних вод як добрив у сільському господарстві або як компонентів для створення субстрату для рекультивзації порушених земель, кар'єрів та звалищ.

1.2. Біотехнологічні методи утилізації органічних відходів

Зі зростанням населення, відновлення ресурсів зі потоку відходів стає критично важливим для економічної стійкості, збереження природних екосистем та зниження залежності від природних ресурсів. Тому аналіз управління відходами в країні вказує на необхідність розробки більш раціональних, ефективних та економічно доцільних систем утилізації та поводження із твердими побутовими відходами. Основними напрямками в цьому процесі є вдосконалення нормативно-правової бази з урахуванням функцій та обов'язків виконавчих органів влади, строге виконання чинного законодавства в цій галузі, забезпечення фінансування, впровадження та розповсюдження новітніх екологічно чистих методів утилізації, включаючи впровадження системи

роздільного збору твердих побутових відходів, а також просування та використання біотехнологічних методів утилізації [66].

Усі способи переробки біологічних відходів передбачають їх розкладання живими мікроорганізмами, такими як бактерії та гриби. Ці організми використовують органічні речовини як джерело їжі для свого росту та розмноження. Під час цього процесу мікроорганізми виділяють спеціальні ферменти, які перетравлюють складні компоненти відходів, такі як целюлоза, лігнін, крохмаль та інші полісахариди, білки та жири, у прості поживні речовини, такі як цукор, амінокислоти та жирні кислоти. Під час активного росту та розмноження мікроорганізмів значна частина цих поживних речовин перетворюється на тепло, вуглецеві гази та воду. Цей процес призводить до помітної втрати маси відходів [67, 68].

Існують два основних типи середовищ, де проживають такі мікроорганізми. Це призводить до існування двох основних видів біологічних процесів, які використовуються для обробки відходів, що можуть піддаватися біологічному розкладанню: аеробні, які відбуваються за участі кисню, та анаеробні, що відбуваються без його участі.

Біологічні методи технології утилізації відходів розвиваються таким чином, щоб контролювати та покращувати природні біологічні процеси. Вони спрямовані лише на біологічно розкладні органічні матеріали [69, 70].

Біологічні методи можуть бути використані для обробки або механічно відокремлених органічних відходів із загальних відходів, або відсортованих з джерела утворення біорозкладних матеріалів, які забезпечують чистіший потік органічних речовин. Харчові та зелені відходи є прийнятним джерелом для цих технологій. Інші біологічно розкладні матеріали, такі як папір, картон і деревина, також можуть бути піддані біологічній обробці. Проте для їхнього розкладання потрібно більше часу [71, 72].

Всі біологічно розкладні відходи у випадку їх неконтрольованого біорозкладу можуть мати негативний вплив на навколишнє середовище, зокрема, коли вони накопичуються на звалищах. Екологічно більш прийнятними

альтернативами можуть бути компостування (зокрема, для харчових, садових, та інших техногенних відходів органічного походження), переробка або використання як відновлювані джерела енергії (наприклад, папір, картон, оброблена деревина) [73].

Біологічні процеси, що відбуваються за допомогою біотехнологічних методів, відзначаються контролем та регулюванням і відбуваються в "м'яких" умовах, за нормального тиску та при низьких температурах. Вони мінімально забруднюють навколишнє середовище відходами та побічними продуктами, мало залежать від погодних умов і не вимагають великих земельних ділянок. На сьогоднішній день біотехнологічні методи перебувають у фазі активного розвитку. Передові країни вважають біотехнологію однією із найважливіших та сучасних галузей, що є основним методом реконструкції промисловості у відповідності до сучасних потреб і стимулюють її розвиток [74]. З екологічної точки зору, біотехнологічні методи не мають конкурентів, оскільки вони природні, а отже не супроводжуються побічними ефектами, які часто неможливо спрогнозувати розробляючи природоохоронні технології, базованих на хімічних, фізичних або фізико-хімічних заходах, а також деяких біотехнологічних підходах, які використовують організми, що не є представниками природних екосистем.

Існують три основні методи обробки органічних відходів: захоронення та зберігання, спалювання та утилізація. Шляхом аналізу стану проблеми забруднення довкілля та її впливу на здоров'я населення можна зробити висновок про те, яке поводження з відходами та осадами стічних вод є найбільш екологічно чистим, безпечним та економічно ефективним. Порівняльний аналіз [75, 76] підтверджує, що оптимальним методом є утилізація відходів.

Перспективним і ефективним шляхом утилізації органічних відходів є використання біотехнологічних методів з отриманням корисних продуктів, таких як компост і біогаз. У зв'язку з цим концепція біологічної циркулярної економіки розглядає органічні відходи як потенційний ресурс, який можна використовувати для виробництва хімічних і поживних речовин, а також палива,

необхідних для суспільства [77]. Таке управління відходами є логічним і сприяє ефективному використанню ресурсів.

Сучасні біотехнологічні методи утилізації осадів стічних вод серйозно розглядаються у всьому світі через їх енергоефективність, низьку вартість та економічну вигоду від інвестицій [78].

Наразі серед біотехнологічних методів утилізації органічних відходів найбільш дослідженими і перспективними з точки зору еколого-економічної доцільності є аеробне компостування та анаеробне зброджування. Аналіз загального впливу на навколишнє середовище та використання різних методів поводження з відходами передбачає багато непрямих наслідків, тому вибір оптимального методу потребує комплексного підходу до оцінки життєвого циклу (Life Cycle Assessment). Це проілюстровано на прикладі на рисунку 1.5 [79].

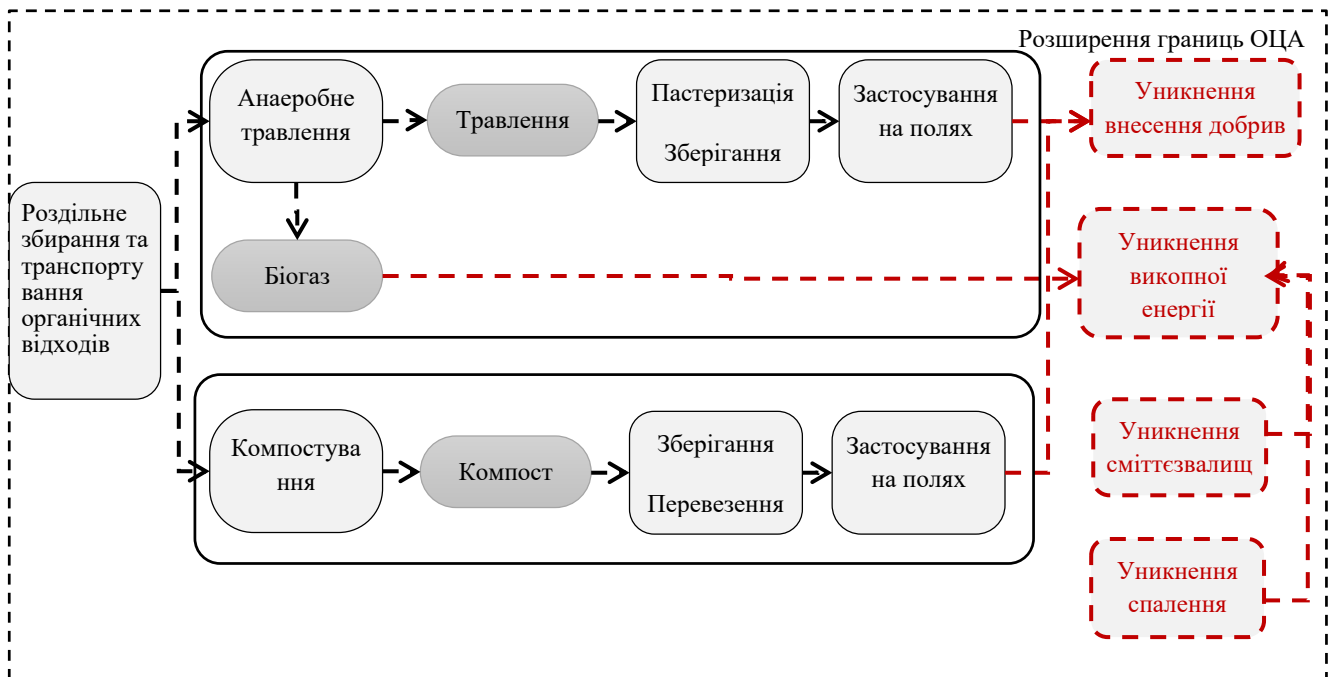


Рис. 1.5. Схема поводження з органічними відходами

Компостування та анаеробне перетравлення залежать від розкладання та деградації органічної речовини в органічних стічних водах до стійких речовин, таких як гумус і дигестат. Ці продукти можуть бути використані як добриво або для поліпшення ґрунту, якщо їх якість відповідає встановленим стандартам.



Рис. 1.6. Оцінка життєвого циклу органічних відходів

Аеробне компостування завершується формуванням гігієнічно безпечної та нетоксичної гумусної речовини, яка вдало використовується для стимулювання та відновлення екосистем ґрунту, а також підвищує його родючість [80]. На рис. 1.6 наведено оцінку життєвого циклу органічних відходів [81]. Під час анаеробного зброджування утворюється біогаз, що містить багато метану і вуглекислого газу, і його можна використовувати як паливо для транспорту або виробництва енергії [82, 83]. Хоча ці два методи не є новими, вони грають важливу роль у досягненні цілей циркулярної економіки, спрямованої на уникнення сміттєзвалищ та спалювання відходів, а також на покращення переробки біологічних поживних речовин [84].

У Європі приблизно 60 мільйонів тон органічних відходів можуть бути потенційно піддані переробці за допомогою біотехнології [85]. Це може призвести до економії близько мільйона тон азоту і 20 мільйонів тон органічного вуглецю [86]. В даний час більшість цих корисних речовин втрачається через захоронення органічних відходів. Європейська комісія повідомила, що

європейські країни в середньому переробляють лише 5% від загального обсягу ОСВ. Розраховано, що якби більшу частину ОСВ можна було переробити та повторно використати, це могло б замінити приблизно 30% хімічних добрив, які вносяться в ґрунт, що становить 1,8 мільйона тон фосфатних добрив щороку [86].

Успішна реалізація біотехнологічних методів відходів значною мірою залежить від ефективної організації сміттєзбірної системи національного масштабу та від рівня інформованості населення. Однак ці технології не лише сприяють охороні навколишнього середовища та сталому розвитку, а й є ключовим елементом у втіленні принципів циркулярної економіки.

Екологічні та економічні переваги різних методів біотехнологічної обробки частково залежать від місцевих умов, таких як густина населення, існування інфраструктури та кліматичні особливості, а також від ефективної організації сміттєзбірної системи національного масштабу та рівня інформованості населення. Крім того, успішна реалізація таких методів утилізації відходів великою мірою залежить від існування ринків для вторинної продукції, такої як енергія та компост [87].

1.3. Утилізація органічної складової методом компостування

Органічні компоненти твердих побутових відходів (ТПВ) здобувають все більше уваги. У країнах, які розвиваються, харчові відходи, які розкладаються, зазвичай становлять понад 50% міських/побутових відходів [88]. Для відокремлення органічних відходів від ТПВ або централізованого механічного сортування потрібен екологічно безпечний метод подальшої обробки (наприклад, компостування). Компостування – це процес біодеградації органічних матеріалів в аеробних умовах з метою отримання стабільного та безпечного органічного добрива [89]. Перенесення органічних матеріалів зі сміттєзвалищ ТПВ для компостування має багато переваг для навколишнього середовища, включаючи зменшення викидів парникових газів і запобігання витоку фільтрату зі сміттєзвалищ [90]. Переробка ресурсів і компостування розглядаються як перспективні варіанти управління відходами з меншим

негативним впливом на довкілля. Крім того, у нас є значний потенціал для подальшої переробки ТПВ.

Органічна речовина у сировині з ТПВ варіюється від будинкових та харчових відходів до гомогенізованих техногенних відходів. Цей процес керується різними мікробними популяціями, які мають значні зміни в часі та просторі, переважно викликані розвитком термофільної температури, що виникає внаслідок тепла, виділеного діяльністю мікроорганізмів [91]. У комерційному масштабі термофільного аеробного компостування відходів використовується система різної складності, яка включає два основних типи: обертову систему аерації або систему аерації з приводом. У системі компостування з примусовою аерацією процес поділяється на три етапи. Перший етап, відомий як етап «санітарної обробки», використовує сильний механізм аерації, щоб стимулювати мікроорганізми до швидкого розкладання легкорозкладного субстрату у сировині [92]. Швидке виділення енергії під час дихання мікроорганізмів генерує тепло, що підвищує температуру у контейнері для компостної купи до 70°C. Термофільний етап потрібний з точки зору більшості стандартів компостування, щоб гарантувати відсутність небажаного насіння та процесів гниття [93]. У багатьох країнах законодавчі вимоги щодо компостування відходів, що містять харчові відходи та продукти, регламентуються за допомогою закритих контейнерів. Крім того, деякі країни (наприклад, Велика Британія) встановлюють двоступеневий процес із дезінфекції з обов'язковим дотриманням двох температурних режимів, щоб гарантувати повне знищення патогенних мікроорганізмів [94]. На табл.1.4 для наведений детальний опис складників компосту ТПВ.

Система компостування може мати статичну або змішану конфігурацію, і циркуляцію повітря можна налаштувати відповідно до різних стадій процесу компостування. Підтримка екологічної обробки органічних відходів є критичною для встановлення стандартів якості для кінцевого продукту компостування. Ці стандарти включають національні стандарти та Європейську

систему забезпечення якості компосту (зокрема, директиву "Стандартизація та забезпечення якості", розроблену Європейською компостною мережею) [104].

Таблиця 1.4. Основні показники складу компосту з ТПВ.

Тип компосту	pH	ЕС mS/cm	Вміст органіки (%)	NO ₃ ⁻ (mg/kg)	NH ₄ ⁺ (mg/kg)	Загаль- ний N (g/kg)	Співвід. C/N	P (g/kg)
Компост з ТПВ [95]	7,2	3,8	34,9	206	54	20,12	17,45	
Компост з ТПВ [96]	7,38	2,64	22,56		156	19,81	16,94	9,31
Компост з ТПВ [97]	8,23	4,08	25,27			19,54	12,96	6,33
Компост з ТПВ [98]	7,07		24,5			18,91	12,95	
Компост з ТПВ [99]	8,5		23,04	198,9	346,1	16,91	13,75	
Компост з ТПВ [100]	7,3		16,08			10,9	15,42	
Компост з ТПВ [101]		4,71	31,8			15,9	20	5,00
Компост з ТПВ [102]	8,1			390	700		19,31	
Компост з ТПВ [103]	6,14	2,78	44,93		1800	21,4	20,99	5,5

Система компостування може мати статичну або змішану конфігурацію, і циркуляцію повітря можна налаштувати відповідно до різних стадій процесу компостування. Підтримка екологічної обробки органічних відходів є критичною для встановлення стандартів якості для кінцевого продукту компостування. Ці стандарти включають національні стандарти та Європейську

систему забезпечення якості компосту (зокрема, директиву "Стандартизація та забезпечення якості", розроблену Європейською компостною мережею) [104]. Процес компостування може призводити до різних екологічних проблем, таких як утворення неприємних запахів або викид токсичних газів, які, в свою чергу, можуть впливати на здоров'я людей [94]. Цей тип установки для компостування особливо підходить для використання на відкритих майданчиках. Безпосереднє використання компосту, виробленого із відходів, може підвищити вміст важких металів у ґрунті та харчових продуктах. Компостування – це метод переробки органічних відходів із численними перевагами, такими як зменшення викидів парникових газів, і воно сприяє збільшенню рівня корисних речовин у ґрунті. На рисунку 1.7 показано кількість основних наукових досліджень у галузі компостування. Однак, якщо його використовувати недбало, компостування може призвести до вищезгаданих проблем у сфері екології.

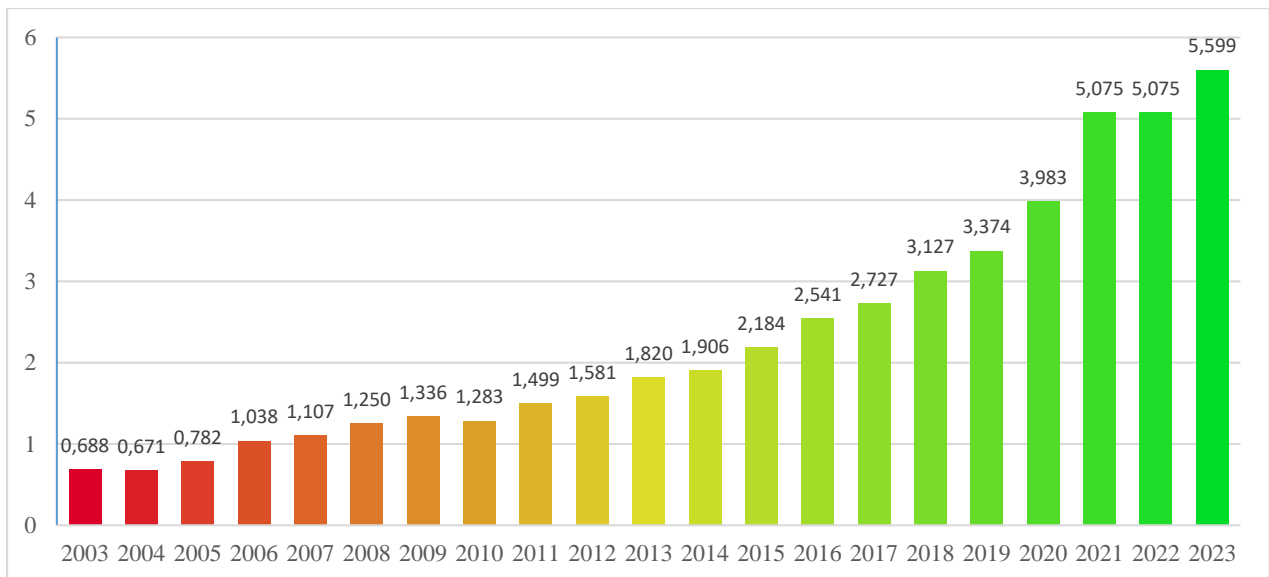


Рис. 1.7. Кількість наукових публікацій (дослідницькі (42 625) та оглядові статті (6 328)) за запитом “composting” в онлайн-платформі для наукових публікацій ScienceDirect за останні 20 років (в тис. на рік).

У цьому підрозділі дисертаційної роботи розглядається практика компостування твердих побутових відходів (ТПВ). У ньому представлені переваги та недоліки різних типів компостування, його вплив на навколишнє

середовище, стратегії контролю за процесом та заходи контролю якості отриманого компосту. Ця інформація є важливою для раціонального впровадження компостування та забезпечення його економічної стійкості у сфері переробки відходів, а також для розуміння майбутніх викликів та перспектив в цій галузі.

1.3.1. Використання оцінки життєвого циклу для оптимізації підходів до сталого управління відходами

Використання оцінки життєвого циклу (ОЖЦ) для аналізу конкретного процесу обробки відходів у мегаполісі або регіоні вперше призведе до узгодженого та детального опису процесу поводження з твердими відходами у цьому районі, що часто є його основною особливістю [105]. Зокрема, ОЖЦ дозволяє зрозуміти проблеми всередині системи, такі як вплив на навколишнє середовище, економічні переваги та основні потоки відходів і залишків. Якщо процес обробки відходів обмежується одним методом, наприклад, збиранням та захороненням, такі проблеми можна легко уникнути. Однак більшість сучасних методів обробки відходів включають різні типи та джерела відходів, різноманітні методи збору та утилізації. Така система повинна бути представлена повноцінно, а потік відходів – коректно. Визначення якісного балансу, кількісне визначення енергетичних витрат і пояснення викидів чітко вказують на те, де бракує статистичних даних, де існують невизначеності в процесі, і які дані потрібно зібрати для подальшого аналізу [105]. Перелік кількості такої системи обробки ТПВ є основним технологічним рівнем управління відходами. Навіть без проведення оцінки впливу на навколишнє середовище він має високу цінність [105].

Важливо зрозуміти, що система управління відходами, визначена оцінкою життєвого циклу (ОЖЦ), має просту структуру. Будь-яка система управління відходами включає в себе діяльність, яка призводить до прямого викиду екологічних навантажень та використання ресурсів та енергії з впливом на навколишнє середовище [107]. Збереження довкілля досягається за рахунок

використання перероблених матеріалів та енергії як альтернативи іншим вихідним сировинам, оскільки це допомагає уникнути екологічних проблем. Оцінки життєвого циклу, здійснювані на основі поточної практики управління відходами, часто вказують на те, що економічна вигода переважає негативний вплив, свідчаючи про те, що переробка ресурсів та енергії з відходів є екологічно вигідною. Однак цей процес переробки може створити труднощі у подальшому використанні матеріалів та енергії [108]. Це не означає, що запобігання утворенню відходів не є важливим, але екологічна цінність у запобіганні утворенню відходів полягає в тому, що це допомагає уникнути споживання енергії та вихідних матеріалів для створення відходів у майбутньому [107].



Рис. 1.8. Оцінка життєвого циклу компосту.

Розуміння поточних потоків та викидів у навколишнє середовище у системах управління відходами повинно бути основою для будь-якої компанії чи муніципального підприємства, що працює з відходами у регіоні. Керівник, відповідальний за управління твердими побутовими відходами, а також національні урядові структури повинні контролювати та керувати стратегіями управління відходами.

Модель ОЖЦ дозволяє проаналізувати, як нові методи та процедури можуть поліпшити існуюче стале управління твердими побутовими відходами (ТПВ) та їх екологічну ефективність. Вона дозволяє приймати рішення щодо оцінки екологічних переваг потенційних змін, таких як роздільний збір відходів, збільшення або зменшення компонентів, що підлягають переробці, або біообробка харчових та садових відходів [109]. Моделювання можливих змін у системі управління відходами також включає оцінку того, як критичні процеси та технології нових заходів будуть реалізовані.

Пропоновані зміни або майбутні нормативні акти, що впливають на процес переробки відходів, можуть використовуватися компаніями, що займаються утилізацією відходів, та державними установами на різних рівнях управління. Важливо оцінити переваги та вплив існуючих інструментів та послуг. Під час розробки політичних та громадських стратегій необхідно враховувати значення кількісних даних, що сприятиме вдосконаленню прийнятих рішень та виконанню рекомендацій.

Запровадження нових методів збору та розділення відходів є важливим для вирішення проблем управління відходами. В контексті концепції майбутньої системи управління міськими відходами переробка відходів пов'язана з системами повторного використання [110]. Концепція міста без відходів сприяє зменшенню обсягів відходів та покращенню використання ресурсів. Три стратегії, що передбачають контроль формування відходів, належний збір відходів та використання цінних компонентів відходів, є ключовими для досягнення цієї мети.

1.3.2. Види компостування та їх характеристика

Процес компостування складається з основної ферментації та постферментації, які утворюють послідовні стадії перетворення органічних матеріалів у компост. Ці дві стадії разом утворюють ланку компостування, що є важливою складовою процесу. Загалом, методи бродіння при компостуванні можна класифікувати на три типи: компостування в валки, аераційне статичне компостування та реакторна система. Ця класифікація відповідає різним методам подачі кисню під час ферментації сировини. Три зазначені типи компостування проілюстровані на Рис. 1.9.



Рис. 1.9. Приклади трьох видів компостування.

Метод **компостування у буртах** передбачає укладання матеріалів на відкритому повітрі або під риштуванням у вигляді трапеції та регулярно їх перевертання для забезпечення подачі кисню під час ферментації [111]. Розмір і форма буртів залежать від обладнання для завантаження та розвантаження і можуть бути трапецієподібними, неправильними чотирикутниками або трикутними. Зазвичай вони мають висоту 2 м та ширину 5 м [112]. Типовий бурт має форму трапеції з шириною дна 1,5-2 м та висотою 1-1,2 м, а довжина може варіюватися залежно від місцевих умов. Процес компостування у буртах дуже поширений, а модифікований підхід до цього методу є простим у використанні, економічно вигідним. Матеріал легко просіюється та може бути повторно використаний, а отриманий продукт має стабільність. Недоліками цього методу

є тривалий час компостування, велика площа, значні інвестиції в обладнання та робочу силу, низький рівень автоматизації, вразливість до кліматичних умов та можливість збільшення витрат. Під час компостування у буртах потрібна природна та примусова вентиляція для забезпечення циркуляції кисню через пористість сировини [111]. Контроль та регулювання температури та рівня кисню є важливими елементами великомасштабного компостування. Додаткове тепло, яке втрачається з компосту, можна контролювати, перевертаючи бурти. Зазвичай бурти використовуються на початковому етапі компостування, коли мікроорганізми активно розкладають органічні матеріали і виділяють тепло. Тривалість цього процесу становить 3-9 тижнів залежно від матеріалів та режиму компостування.

Метод **аерованого статичного компостування** передбачає наявність вентиляційного шару з деревної стружки, пшеничної соломи або інших матеріалів з гарною повітропроникністю, які використовуються як агенти розширення, щоб забезпечити належну пористість матеріалу. Особливість цього методу полягає в тому, що матеріали розміщуються у резервуарі для компостування рядами, а вентиляційна труба механічно надає подачу повітря. Його також можна використовувати для регулярного механічного перевертання для забезпечення достатнього доступу кисню та повного бродіння. Існують два методи контролю частоти аерації. Перший – це аерація за часом, коли кількість кисню, потрібна на годину, регулюється відповідно до аеробних умов компостування. Другий контролюється температурою, і коли температура стека досягає певного рівня, виконується аерація. Цей метод має низькі інвестиційні витрати, високий рівень автоматизації, кращий контроль температури та умов аерації, ефективну санітарію та менше неприємних запахів, а також відносно короткий час компостування, малу кількість наповнювачів і малу площу [113]. Однак цей процес потребує додаткового будівництва резервуарів для компостування, що збільшує загальні витрати, і вимагає наявності достатнього місця для роботи обладнання та відповідних умов компостування. Аерований статичний компост зазвичай має зовнішнє покриття, що складається зі стиглого

компосту або деревної тріски для поглинання запахів і зменшення втрати тепла та вологи.

Системи **реакторного компостування** з 1980-х років набувають все більшої популярності у різних містах завдяки своїм перевагам, таким як прискорення мікробного метаболізму, швидкість бродіння та механізоване виробництво. У реакторі компостування компостний матеріал поміщається у спеціальну реакційну камеру для аеробного бродіння [114, 115]. Через високу ступінь механізації цієї системи обладнання для компостування займає невелику площу, і його ефективність не залежить від впливу навколишнього середовища. Газ, який утворюється, збирається та обробляється, щоб уникнути вторинного забруднення, розв'язати проблему неприємних запахів та зберегти тепло. Проте цей процес потребує значних початкових вкладень, високих експлуатаційних витрат і витрат на технічне обслуговування, а також залежить від стабільності якості компосту.

Ферментаційні башти – це багатоступеневі вертикальні споруди для ферментації. Такий тип ферментаційної вежі часто називають "вежами Томаса" і зазвичай складається з 4–8 поверхів. Сировина в башті перемішується грушоподібними мішальними лопатями на обертовому рукаві та рухається з верхнього поверху на нижній. Свіже повітря подається в башту з внутрішньої стінки кожного поверху для забезпечення аеробних умов. Башта зберігається в закритому стані, зверху донизу як зона високої температури, середньої та низької температур. Ферментація зазвичай триває 3-7 днів.

Статичні бункери для ферментації компосту силосного типу часто називаються силосними бункерами для бродіння. Силос має зазвичай циліндричну форму, а висота стелажа становить 4–5 метрів. Сировина для компостування потрапляє в силос зверху через розподільник, послідовно спускаючись вниз, а потім вивантажується знизу шнековим пристроєм. Ця конструкція забезпечує циркуляцію повітря віднизу вгору, а загальний час ферментації зазвичай становить 10-12 днів.

1.3.3. Розщеплення стійких органічних і неорганічних сполук компостуванням

У складі сировини для компостування міститься значна кількість різноманітних органічних забруднювачів [116]. Крім того, інформація про їх концентрацію та поведінку під час компостування ТПВ залишається обмеженою. Органічні забруднювачі можуть мати очевидний мутагенний і канцерогенний потенціал та негативно впливати на довкілля. Кухонні та побутові органічні відходи можуть бути забруднені стійкими органічними забруднювачами під час спільної обробки з відходами, які піддаються біологічному розкладанню. Порівняльні дослідження залишаються складними через різноманітність використовуваних інструментів для підготовки та аналізу проб. Високий ризик експериментальних відхилень і помилок також існує через складність компостних матеріалів, які містять різноманітні органічні сполуки. Автори [117] вважають, що компостування може зменшити ризики, пов'язані з поліциклічними ароматичними вуглеводнями (ПАВ), і провели аналіз 24 компостних заводів, де було виявлено низькі рівні ПАВ для безпеки садівництва. Сучасні дані свідчать про важливість компостування для зменшення навантаження забруднюючих речовин ТПВ та залишків органічних забруднювачів. Летючі забруднення можна вилучити на термофільній стадії, тоді як бактерії та актиноміцети можуть розкласти нестабільні органічні сполуки (наприклад, легкі ПАВи). На заключній стадії зрілості, де переважають мезофільні гриби, це найефективніший етап для видалення більш стійких органічних забруднювачів. Багато стійких органічних забруднювачів можуть також утворювати комплекси з органічними субстратами з гідрофобними властивостями під час компостування, що ускладнює їх біодоступність. Таким чином, компостування є важливим етапом обробки ТПВ для видалення стійких органічних забруднювачів, і наші знання в цих ключових областях є недостатніми.

Високий вміст важких металів у компостованих матеріалах викликає обурення стосовно використання продовольчих культур для виробничих цілей

[118]. Протягом усього процесу компостування важкі метали не розкладаються. Розпад мікроорганізмів і випаровування вуглецю і води у компості роблять важкі метали більш концентрованими. У компостів є складові, що відрізняються від мінімального фону на рівнях «Чистого» компосту. Науковці досліджували потенційно токсичні рівні у деяких відходах змішування компосту, таких як харчові відходи, відокремлені від джерела [116]. При повторному внесенні компосту на ґрунт важливо звернути увагу на загальний вміст металу в компості. Хоча збільшення загального вмісту важких металів у ґрунті може бути небажаним, існує невеликий ризик фітотоксичності або вмісту металу в тканинах рослин при внесенні компосту через іммобілізацію важких металів. Біодоступність металів також зменшується зі збільшенням часу компостування [119]. Це пов'язано з процесами сполучення металів, що містять комплексне утворення та адсорбції органічних речовин, іммобілізації та окислення мікроорганізмів [120]. Гуміфікація органічної речовини створює центри адсорбції, що вважаються основною причиною зниження доступності металів під час системи компостування [121]. Тому, очевидно, повідомляється, що компост повинен бути зрілим, щоб знизити доступність важких металів [122]. Хоча компост ТПВ низької якості через змішування потоків відходів містить фізичні забруднення, сировина виділяє поживні речовини. Фактично, деякі аспекти показують, що ріст рослин може бути пригнічений рівнями поживних речовин, такими як осмотичний стрес і концентрація NH_4^+ . Неорганічні солі в компості, які виникають з сировини, що зазвичай містить багато білка і має високу здатність до біологічного розкладання, сприяють процесу виділення неорганічних поживних речовин. Хоча ці фактори можуть заважати використанню компосту з твердих побутових відходів у садівництві та лісівництві, його поживну цінність можна використовувати дуже ефективно, особливо при розбавленні відносно інертними мінеральними матеріалами [122].

1.3.4. Основні аспекти вдосконалення процесу компостування для досягнення стратегії чистого компостування

Концепція чистого компостування випливає з ідеї чистого виробництва. Оскільки сировина, процес виробництва і кінцеві продукти компосту мають певні проблеми забруднення навколишнього середовища, дуже важливо впроваджувати принципи чистого виробництва на кожному етапі виробництва компосту. Таким чином, чисте компостування можна описати як вибір безпечної або малошкідливої сировини на всіх етапах, від вибору сировини до процесу компостування та використання отриманих продуктів. Результатом є безшкідливий кінцевий продукт і процес компостування, який не негативно впливає на навколишнє середовище та здоров'я людей після використання землі.

Компостування – це перетворення органічних відходів на корисний і стабілізований органічний продукт, який називається чистим компостом [123]. Проте недостатня попередня вибірка та погана класифікація компосту ТПВ призводять до проблем з розкладанням їх хімічної та фізичної структури. Вибір і класифікація є ключовими параметрами, оскільки спочатку матеріали потрібно підготувати, що миттєво вплине на весь процес [124]. Метод компостування ґрунтується на аеробному розкладанні складних органічних відходів на простіші компоненти та утворенні органічного компосту під впливом різних мікроорганізмів. Використання різноманітних добавок (наповнювачів) переконливо показало зовнішні переваги, такі як зміна фізичної структури та подолання обмежень компостування. Органічні та неорганічні матеріали були використані як добавки до розширювачів компостування, включаючи біовугілля, цеоліт, глину та мінерали.

З розвитком технологій стала доступнішою процедура розділення сировини. Покращення процесу сепарації суттєво змінило підходи та матеріали, які використовуються для кокомпостування. Основний етап точного розділення відходів є ключовим для забезпечення однорідного травлення. Для кращого відбору сировини для компостування країни Європи розробили різноманітні основні засоби сепарації. В багатьох міських районах використання біовугілля та

ТПВ для кокомпостування може покращити процес і скоротити час дозрівання. У деяких дослідженнях стверджується, що насіння безпосередньо внесені в кінцевий компост сприяють його проростанню. Додавання біовугілля до компосту стало стандартним, оскільки воно характеризується високою стабільністю та здатністю до поглинання поживних речовин [125]. Пористість і водопоглинання біовугілля, а також його низька щільність, роблять його ефективним і корисним компонентом для кокомпостування. Біовугілля ефективно зменшує викиди аміаку, і експерименти показали, що його використання має додатковий ефект на викиди аміаку під час кокомпостування порівняно з використанням мулу та деревної тріски. Біовугілля має кілька переваг, таких як регулювання рН і стимулювання процесів компостування [126-127]. За даними мікробіологічних досліджень, підвищення температури під час компостування сприяє збільшенню активності різних мікроорганізмів, таких як *Ralstonia sp.*, *Penicillium sp.*, *Penicillium aurantiogriseum*, *Acremonium alternatum*, що дослідники широко використовують для вивчення їх впливу на різні види ТПВ, окремо або в комбінації [128]. Дослідження різних матеріалів та умов їх комбінованого використання може сприяти розробці нових методів з кращими результатами. Важливо, щоб мікробні спільноти сприяли процесу компостування.

1.3.5. Вплив застосування компосту на біологічні властивості ґрунту та зміну клімату

Враховуючи склад і властивості компостів, вони визнані як стійке органічне добриво для ґрунту з кількома перевагами. Особливо велика кількість органічних речовин і різноманіття поживних речовин у компостах відіграють життєвоважливу роль у покращенні біологічних властивостей ґрунту. Це може підвищити його структурну цілісність та збільшити чисельність ґрунтових організмів опосередковано через збільшення мікробної активності. Мікробна біомаса, активність і різноманітність є ефективними індикаторами для оцінки якості ґрунту. Продукти компостування зазвичай сприяють збільшенню

мікробної біомаси ґрунту, активності ферментів і різноманітності мікробіоти, тим самим збільшуючи функціональну різноманітність мікробної спільноти. Після внесення компосту кількість грибів і бактерій у ризосфері значно зросла. Наприклад, застосування органічного компосту збільшило чисельність архейних, амонійних, нітрифікуючих, фосфорних, автотрофних азотфіксуючих та аміакоокислюючих бактерій [129]. У піщаному ґрунті компостування сприяло збільшенню кількості *Sphingomonas* і *Acidobacteria*, а гени, що беруть участь в метаболізмі С і N, і розпаді ароматичних органічних сполук, також були активовані. Усі ці бактерії займаються розкладанням органічних речовин, перетворенням вуглецю та азоту в ґрунті та сприяють росту рослин. Порівняно з ґрунтом, до якого додають неорганічні добрива, структура прокаріотичного співтовариства ґрунту з органічними добривами значно відрізняється, причому в ґрунтовій флорі з додаванням органічних добрив переважають кислі бактерії, актиноміцети та протеї. За різними характеристиками органічних сировинних матеріалів (мулу, гною, соломи) різні компости мають різний вплив на біологічні властивості ґрунту. Наприклад, компостування з гноєм в основному сприяє активності амонійних та азотфіксуючих бактерій, тоді як компостування із соломи може посилювати азотфіксуючі бактерії та бактерії, що розкладають клітковину. Між тим, активність ґрунтових ферментів також збільшується при внесенні компосту, і зі збільшенням терміну його використання спостерігається зростання різноманітності. [129]

Вплив використання компосту на зміну клімату в основному пов'язаний з викидами газів під час процесу компостування. Аеробне компостування є однією з найефективніших технологій обробки органічних відходів. Під час цього процесу, який вимагає кисень, відбувається розкладання органічних речовин, що часто призводить до великої кількості викидів вуглекислого газу і сприяє формуванню гумусу. Проте в процесі компостування відбувається випаровування аміаку та викиди парникових газів (зокрема, окису азоту та метану), що є очевидними та незначними [130].

Аміак (NH_3) переважно утворюється під час розкладання органічних речовин, таких як білок та інші азотисті сполуки, під час компостування. Велика кількість викидів аміаку негативно впливає на здоров'я людей і тварин, а також може спричинити забруднення повітря. Крім того, компостний азот втрачається через викиди, що знижує ефективність добрива компостних продуктів. Утворення діоксиду азоту (N_2O) відбувається як під час процесу нітрифікації, так і денітрифікації азотних сполук [131]. Склад сировини та умови процесу впливають на вивільнення N_2O під час компостування. Нітрифікуючі бактерії можуть виробляти N_2O чи N_2 під час гетеротрофного відновлення. Під час процесу денітрифікації ключовий фермент денітрифікації, редуктаза оксиду азоту, може бути інгібований, що призводить до неповної денітрифікації та накопичення N_2O . Серед них випаровування аміаку є основним способом втрати азоту під час процесу компостування, що становить 16,1%–22,6% початкового загального азоту; Викиди N_2O та CH_4 також є важливими шляхами втрати вуглецю та азоту, з яких викиди N_2O становлять 0,1%–4,2% початкового загального азоту, викиди CH_4 становлять 0,2%–3,2% початкового загального вуглецю [132].

Для досягнення максимальної ефективності в компостуванні важливо оптимізувати проекти компостування. Це означає, що проектування та контроль різних аспектів процесу компостування мають бути налаштовані таким чином, щоб досягнути встановлених цілей. Для досягнення цих цілей широко використовуються різноманітні програми математичного моделювання, які дозволяють точно моделювати, прогнозувати та оптимізувати процес компостування [133]. Оптимізація компостування включає розробку оптимальних умов для обробки сировини та підтримання їх протягом всього процесу. Вибір відповідного компостуючого агента є ключовим фактором для отримання високоякісного компосту. Наприклад, використання матеріалів з високим вмістом вуглецю може допомогти зменшити втрати азоту у формі аміаку під час компостування відходів з високим вмістом азоту [134]. Розширювачі, такі як деревна стружка, можуть використовуватися для

забезпечення корисного лігніну, що сприяє утворенню гумусу. Щоб поліпшити процес компостування соломи, можна використовувати попередню термохімічну обробку та створювати спеціальні термофільні умови. Наприклад, застосування технології гідротермічної обробки може сприяти розчиненню геміцелюлози, що покращує компостування соломи [135]. Досліджено, що використання мікробних добавок, таких як продуценти целюлози *sonorensis* 7-1v та *Bacillus licheniformis* 1-1v, може значно прискорити процес компостування соломи. Наприклад, за допомогою активованих мікробних агентів можна скоротити час компостування на 40–43%, що призводить до зменшення втрат органічного вуглецю та поліпшення якості компосту [136]. Такі інноваційні підходи дозволяють оптимізувати процес компостування та отримувати високоякісний компост з більш ефективним використанням ресурсів.

Сьогодні аеробне компостування визнано прийнятною та економічно доцільною технологією переробки органічних відходів, що відіграє невід’ємну роль у циркулярній біоекономіці. Проте у вдосконаленні та застосуванні цієї технології все ще існує низка проблем, таких як складний характер органічних відходів, неприємні запахи та проблеми контролю процесу. Склад сировини значно варіюється, а якість компосту головним чином залежить від обраної сировини для компостування. Органічні відходи, які використовуються для компостування, зазвичай містять різні компоненти, які можуть негативно впливати на компостування або погіршувати якість кінцевого продукту. Тому необхідний належний збір та попередня обробка сировини перед компостуванням.

Незважаючи на те, що традиційна технологія аеробного компостування може забезпечити стабілізацію, безпечність та раціональну обробку органічних відходів, у цій технології все ще існують певні недоліки, які потребують вдосконалення, такі як тривалий процес, неприємний запах, забруднення важкими металами та мікропластиком, що може призвести до серйозного забруднення навколишнього середовища, а також до утворення продукту, що має токсичний вплив на ґрунт. Фізичні та хімічні параметри, такі як розмір часток,

щільність, вентиляція, температура, вміст кисню тощо, впливають на якість та ефективність процесу компостування, а також на них впливають мікроорганізми під час процесу компостування. Неправильні умови та експлуатація можуть призвести до низької якості кінцевого продукту, що певним чином підвищує економічні витрати та не відповідає концепції циркулярної біоекономіки. Таким чином, вдосконалення традиційної технології компостування є невідворотнім. Майбутні дослідження мають фокусуватися на факторах, що впливають на процес компостування (таких як температура, відношення вуглець-азот, надходження кисню тощо), з метою підвищення ефективності компостування.

1.4. Анаеробне зброджування органічних відходів як метод утилізації

Сировиною для одержання біогазу можуть слугувати різноманітні типи відходів, починаючи від осадів стічних вод та відходів тваринництва, закінчуючи спеціально вирощеними культурами (кукурудза на силос і т.д.). Проте спільним для використання усіх цих типів відходів є одне, бажання досягнення максимальних кількісних і якісних показників отриманого біогазу. Тому питання інтенсифікації процесу анаеробного зброджування та якісного його проходження надзвичайно важливе. Такі параметри метаногенезу, як температура, водневий показник (рН) і вологість, при монозброджуванні для багатьох видів сировини достатньо добре досліджені та загалом практично універсальні. Важливою проблемою залишається оптимальний підбір видів сировини для оптимізації співвідношення вмісту вуглецю та азоту (C/N), а також співвідношення білків, жирів та вуглеводів. Особливо це важко зробити для відходів нестабільного складу. Таким чином, пошук комплексних методів інтенсифікації спільного анаеробного зброджування сировини різного складу є вкрай важливим. Даний процес дозволить запуснути біогазові станції в тих місцях, де раніше це було економічно недоцільно, таким чином збільшиться частка переробки органічних відходів замість їх накопичення чи захоронення.

Природне розкладання мікроорганізмами органічного матеріалу в анаеробних умовах зумовлює виділення біогазу. Анаеробне зброджування перетворює органічний матеріал на біогаз, відновлюване паливо, яке можна використовувати для виробництва електроенергії, тепла або як паливо для транспортних засобів. В останні роки анаеробне зброджування відходів і залишків сільського господарства та промисловості, міських органічних відходів, осаду стічних вод – стало одним із найпривабливіших шляхів використання відновлюваної енергії. Енергетична та кліматична політика в ЄС і запровадження різноманітних схем підтримки для сприяння використанню відновлюваних ресурсів сприяли розвитку біогазових установок для виробництва енергії. Біогаз можна модернізувати до біометану та закачувати в мережу природного газу або використовувати його в транспортних засобах з належним очищенням для видалення слідів газів, таких як H_2S , вода та CO_2 [137].

Різні органічні матеріали можуть використовуватися як сировина для виробництва біогазу, що значною мірою залежить від їх наявності в регіоні. Сировиною, яка може використовуватися для анаеробного зброджування, зазвичай є органовмісні відходи. Вибір сировини має великий вплив на різні аспекти процесу травлення:

1. Попередня механічна обробка: сортування, подрібнення, змішування (гомогенізація)
2. Попередня хімічна обробка: здійснюється для покращення бродіння біомаси і ефективно впливає на загальні витрати при виробництві бродіння.
3. Час проходження бродіння: залежить від легкотравності біомаси
4. Вихід біогазу та загальна економічність процесу
5. Склад дигестату.

Сировина, яка використовується для анаеробного зброджування, має внутрішню мінливість, що може істотно вплинути на перебіг та ефективність процесу. Загальний вміст в сировині сухої речовини змінюється від 2% (гній) до 80% (підсохлі рослинні відходи). Анаеробне зброджування може проводитися при низькому вмісті сухої речовин (стічні води/інша сильно розбавлена

сировина), помірному вмісті сухої речовин (<15%) для більшості вихідних матеріалів або при високому вмісті сухої речовин понад 15 % (так зване сухе зброджування) для рослинних сільськогосподарських відходів, твердих побутових відходів, а також для біомаси енергетичних рослин.

Вміст сухої речовини до 15–20% збільшує об'ємну продуктивність процесу зброджування, але при перевищенні цієї межі об'ємна продуктивність знижується через обмеження масообміну. Процес анаеробного зброджування чутливий до балансу поживних речовин, зокрема до співвідношення вмісту вуглецю та азоту (ідеальне співвідношення C/N становить 20–30). Щоб збалансувати поживні речовини та оптимізувати співвідношення C/N, перевагу надають спільному зброджуванню з використанням різних видів сировини. Крім цих факторів, склад і легкотравність вихідної сировини значною мірою впливають на вихід біогазу [138].

Також автори [138] детально аналізували параметри, які впливають на процес анаеробного зброджування, зокрема значення рН середовища, температура, якісний склад відходів (співвідношення C/N), попередня підготовка (фізичні, хімічні, біологічні і комбіновані методи). Схожі стадії попередньої підготовки до зброджування лігноцелюлозної рослинної біомаси (фізичні, хімічні, фізико-хімічні та біологічні) виділені у роботі [139] та отримано висновок, про те що саме комбінування методів попередньої обробки може дати найкращий природоохоронний і економічний ефект.

Проаналізувавши відомі технології попередньої обробки сировини перед анаеробним зброджуванням, можна зробити висновок, що найперспективнішими та екологічно безпечними є фізичні та біологічні методи.

Цікавим є дослідження авторів [140], які використали підхід комбінування сільськогосподарських відходів з сироваткою, застосовуючи попередню механічну обробку сировини за допомогою промислової центрифуги, для отримання потоку з постійною дисперсією, що дозволило зменшити розмір частинок субстрату з 51 до 15 мкм. Кінетика виробництва біогазу показала, що

зменшення розміру частинок зменшує тривалість процесу з 28 до 12 діб. Вміст вуглецю у результаті анаеробного зброджування знижується з 72 до 45%.

Попередня підготовка осадів стічних вод кавітаційним методом може збільшити біодеградаційний індекс на 50–60% [141]. У новому літературному огляді [142] показано, що завдяки гідродинамічній кавітації можна значно покращити процес анаеробного зброджування. Гідродинамічна кавітація розглядається як інструмент попередньої підготовки особливо стійкої сировини, що дозволяє знизити час перебування сировини в реакторі, а також збільшити вихід біогазу. Також запропоновані різні види технічної реалізації процесу з оцінювання пристроїв для гідродинамічної кавітації.

Використання різних добавок, для прикладу додавання або змішування інших відходів з природним кліноптилолітом (природний цеоліт, що складається з мікропористого кремнезему та тетраєдрів оксиду алюмінію), оптимізує співвідношення C/N [143].

Моделльні дослідження на великих біогазових станціях підтверджують, що використання стратегії комбінування відходів, наприклад, використання гною замість води для розбавлення кукурудзи на силос, значно покращує вихід біогазу. Автори зазначають, що для одержання якіснішого виходу біогазу використовують надлишковий тиск в реакторах анаеробного зброджування [144].

Успішне впровадження біогазових проектів технічно та економічно значною мірою залежить від ефективності утилізації анаеробного дигестату [145, 146]. Часто висока вологість дигестату, низький вміст органічних речовин та присутність специфічних забруднень роблять завдання утилізації дигестату досить складним [147-149]. Необхідно зазначити, що склад дигестату значно відрізняється в залежності від типу органічної сировини і може значно змінюватися з часом, навіть для того самого типу сировини [150].

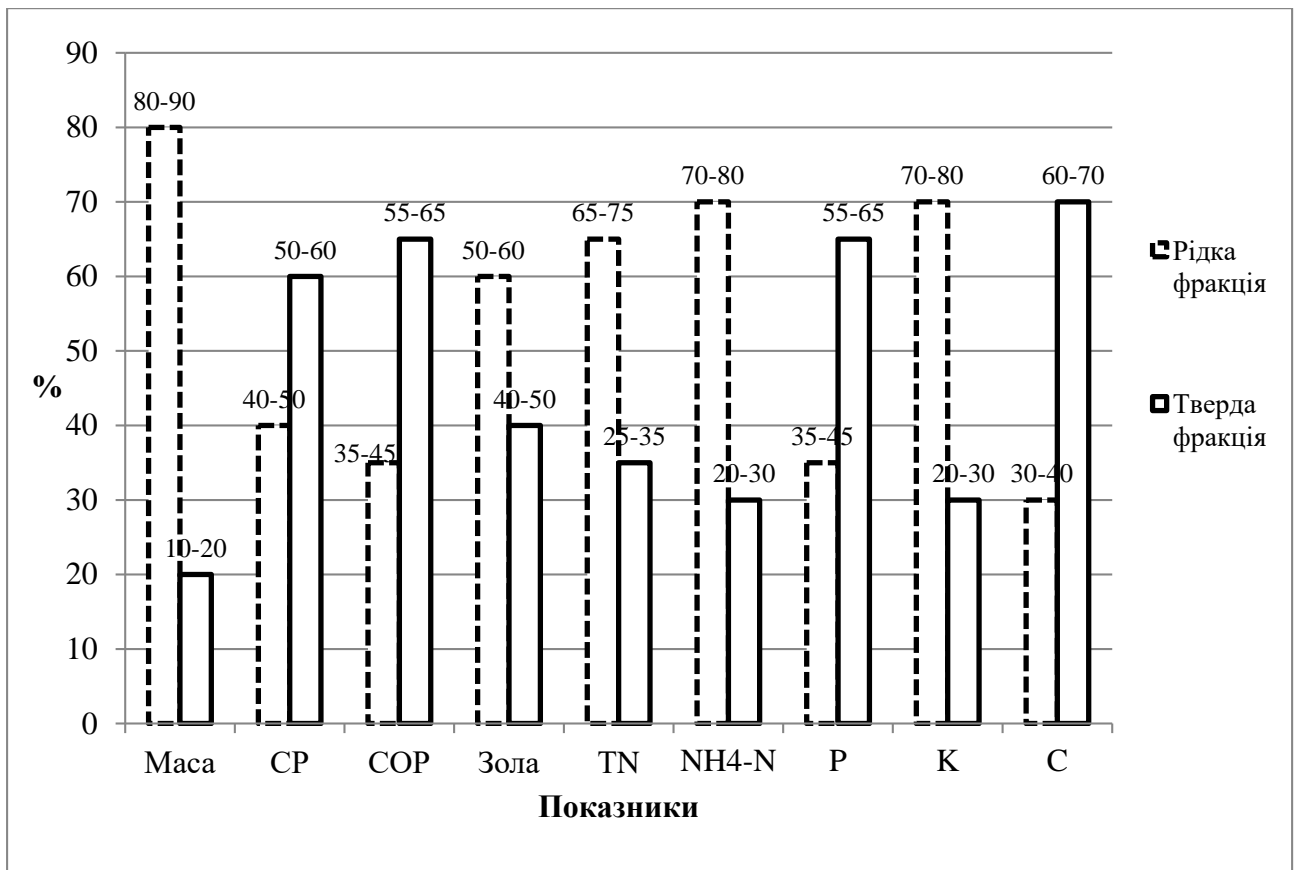


Рис. 1.10. Розподіл елементів живлення в твердій та рідкій фракції дигестату

Ускладнення з утилізацією дигестату у таких ситуаціях створюють проблеми з впровадженням технології анаеробного процесу взагалі, тому часто процес переробки та використання дигестату порівнюють з вузьким місцем у технології анаеробного бродіння органічних відходів загалом [151-153].

Дигестат – це результат біоконверсії органічних матеріалів під час метанового бродіння, внаслідок чого комплексна органічна речовина розкладається на більш прості органічні сполуки, мінералізовані речовини, мікробну біомасу та біогаз. Спочатку дигестат поділяється на тверду та рідку фракції. Розподіл поживних елементів у твердій та рідкій фракціях дигестату після сепарації показаний на рис. 1.10. До того ж, рН таких добрив має оптимальні значення для ґрунту – від 6,8 до 7,5. В табл. 1.5 наведено технології та методи виробництва добрив з дигестату.

Таблиця 1.5. Основні методи обробки дигестату та їх застосування

Групи методів	Основний метод	Застосування
Концентрування	Сушіння та гранулювання твердої фази	<ul style="list-style-type: none"> • Розширення можливості комерціалізації; • зниження витрат на транспортування та внесення
	Випаровування рідкої фракції (атмосферне, вакуумне)	<ul style="list-style-type: none"> • Зменшення (до 50%) об'єму рідкого дигестату; • зниження витрат на транспортування та внесення.
	Фільтрація рідкої фракції (мікро-, ультра-, нано-фільтрація, зворотній осмос)	<ul style="list-style-type: none"> • Концентрування дигестату у рідкій формі; • виробництво струвіту; • зниження витрат на транспортування та внесення.
Виділення окремих сполук	Віддувка аміаку з рідкої фракції (повітрям, парою)	<ul style="list-style-type: none"> • Використовується для зниження вмісту азоту в дигестаті при внесенні його в поля або поверненні в процес зброджування; • похідним продуктом є сульфат амонію (або аміачна вода).
	Осадження струвіту ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) з пермеату після фільтрації	<ul style="list-style-type: none"> • Виробництво аналогу синтетичних магнєзєво-амонєво-фосфатних добрив.
	Адсорбція/гранулювання у рідкій фракції	<ul style="list-style-type: none"> • Виробництво концентрованого продукту з рідкої фракції – гранульованого органічного добрива

Основні переваги та цінності, що впливають із використання дигестату після анаеробного очищення, включають наступне:

- Містить органічний вуглець.
- Містить комплекс макро- та мікроелементів, необхідних для рослин (азот, фосфор, калій, магній, сірка).
- Підвищує урожайність сільськогосподарських культур порівняно з мінеральними добривами.
- Має високий вміст легкодоступного азоту для рослин (60-80% вмісту азоту загального).

- Забезпечує оптимальне для ґрунту співвідношення C:N = 20...30.
- Має оптимальне для ґрунту значення рН 6,8...7,5.
- Містить активні популяції бактерій, що сприяють розпаду органіки в ґрунті.

З іншого боку, проблема дигестату має в собі значні позитивні можливості. Комплексне вирішення цієї проблеми сприяє ефективному закриттю циклів кругообігу поживних речовин, що має позитивні екологічні наслідки [154-156]. Протягом останніх десятиліть активно проводиться пошук раціональних шляхів утилізації дигестатів різного походження та складу. Встановлено ефективність дигестатів як субстратів для вирощування водоростей та мікроводоростей. Різноманітні види мікроводоростей можуть успішно використовувати поживні речовини з анаеробного дигестату, що призводить до вироблення енергетично та поживно цінної біомаси для подальшої біопереробки [153]. Наприклад, культивування мікроводоростей *Scenedesmus sp.* та *Chlorella sp.* в анаеробному дигестаті свинарських стоків продемонструвало функціональні зміни в бактеріальних спільнотах, що сприяли видаленню азоту та, відповідно, підвищили ефективність біологічного очищення стічних вод [157]. Дигестат з очисних споруд каналізаційних систем може бути ефективним субстратом для вирощування змішаної культури мікроводоростей з переважанням *Scenedesmus sp.*, що сприяє збільшенню загальної кількості біомаси на 2,6 г/л зі швидкістю росту до $0,9 \text{ діб}^{-1}$ [158].

У той же час, основний напрям утилізації анаеробного дигестату у сільському господарстві, за обсягами та потенціалом, лишається його використання як високопоживного біологічного добрива [159, 160], що може стати ефективною альтернативою мінеральним добривам [161-163].

У процесі метаногенезу сировина змінюється (аміак, рН, вміст вуглецю та азоту тощо), що збільшує частку доступних для рослин макро- та мікроелементів [164]. Використання твердого дигестату в оливкових садах показало можливість підвищити родючість ґрунту, збільшити кількість доступних форм С і N, органічної речовини, а також активність ґрунтової мікрофлори [165, 166].

Додавання дигестату до інших органічних відходів (золи після спалювання рослин або компосту) підтверджує його можливість використання як добавки для підвищення родючості та мікробіологічної активності [167, 168]. Дигестат сприяє покращенню фізико-хімічних властивостей підкислених ґрунтів, збільшуючи вміст білка, фосфору та магнію у вирощеній біомасі [162]. Дигестат може використовуватися у різних формах, як твердий, так і рідкий [162]. Відомо також, що дигестат сприяє позитивному впливу на ґрунтову фауну, збільшуючи біомасу дощових черв'яків [169].

Використання дигестату як добрива, особливо у навколишніх територіях біогазових станцій, також дозволяє підвищити економічну ефективність виробництва біогазу та відповідати принципу відновлення поживних речовин [154].

Водні рослини є ефективним природним засобом біологічного очищення стічних вод [170]. Комплексне використання додаткової біомаси потребує створення спеціалізованих біологічних конвеєрів з анаеробним зброджуванням зеленої рослинної маси [171, 172]. Тому важливо знайти оптимальний спосіб використання анаеробного дигестату водних рослин.

1.5. Досвід рекультивації порушених земель

Швидкі темпи урбанізації та постійно зростаючі потреби суспільства у корисних копалинах, енергоресурсах, будівельних матеріалах, обумовлюють не лише техногенний тиск на усі компоненти природних ландшафтів, а й відчуження значних площ земельних угідь. Мільйони гектарів землі зазнають безпосереднього впливу промислових розробок, внаслідок яких змінюється рельєф земної поверхні, знищується рослинний та ґрунтовий покрив. Серед великого різноманіття способів порушення ґрунтів гірничодобувні роботи відкритим способом мають найбільш негативні наслідки, адже трансформація і навіть повне знищення ґрунтового та рослинного покриву змінює екологічну ситуацію території, за якої техногенний ландшафт змінює гідрологічний і

гідрогеологічний режим, а в біологічний кругообіг часто привносяться токсичні елементи та сполуки [173,174].

За даними [175,176] загальна площа порушених земель в Україні нині становить понад 265 тис. га, в тому числі понад 82 тис. га зайнято торфорозробками. Велика частина цих земель відведена під гірничо-видобувну промисловість, в результаті діяльності якої щороку для потреб залучається близько 8 тис. га земель, що належали сільському або лісовому господарствам. Таким чином, в зв'язку з великими обсягами видобутку корисних копалин, проблема відновлення територій, порушених відкритими розробками притаманна практично всім промислово розвиненим країнам. Щоб зменшити негативні наслідки впливу на навколишнє середовище вироблених просторів кар'єрів, необхідно проводити заходи з рекультивації відвалів шляхом створення постійного рослинного покриву. Також доцільно розглядати можливість залучення енергетичних культур для здійснення біологічної рекультивації.

Рекультивація порушених земель є частиною проблеми раціонального використання природних ресурсів та охорони навколишнього середовища. За даними літературних джерел під рекультивацією земель розуміють комплекс інженерних, гірничотехнічних, меліоративних, біологічних, санітарно-гігієнічних та інших заходів, спрямованих на повернення порушених промисловістю територій у різні види використання – сільськогосподарське, лісгосподарське, тощо [177-179]. Об'єктами рекультивації можуть бути кар'єрні виїмки, терикони, відвали, хвостосховища та відстійники, а також території, порушені під час видобування й збагачення корисних копалин. В результаті проведення технологічних процесів, в ході яких відбувається порушення земель, на земну поверхню виноситься велика кількість порід різного складу та властивостей. Зважаючи на це, визначають можливість та напрямок рекультивації порушених територій.

Процес рекультивації порушених територій в основному поділяється на два основні етапи: гірничотехнічний та біологічний. Гірничотехнічний етап рекультивації земель передбачає формування терас, приведення в стійкий стан

укосів і кар'єрів, їх терасування, зміцнення поверхні відвалів від водної та вітрової ерозії, утилізація порід відвалів та ін. [180]. Біологічний етап рекультивації у свою чергу спрямований на остаточне відновлення родючості та біологічної продуктивності порушених земель, створення сільськогосподарських та лісогосподарських угідь. За даного способу рекультивації, відновлення родючості земель може здійснюватися декількома способами, такими як:

- ✓ суцільне нанесення ґрунтового шару на порушені землі;
- ✓ окультурення порід шляхом висаджування рослин і внесення добрив;
- ✓ стимулювання – окультурення порід шляхом внесення біоактивних реагентів і структуроутворюючих полімерів;
- ✓ окультурення порід шляхом внесення невеликої кількості ґрунту і посадки багаторічних швидкозростаючих рослин;
- ✓ окультурення порід шляхом внесення реагентів і мікроорганізмів тощо.

Вибір напряму рекультивації порушених земель зазвичай підпорядковується єдиній меті – раціональному та ефективному використанню земельних ресурсів, створенню ландшафтів, які відповідали б господарським, екологічним та санітарно-гігієнічним потребам суспільства. Напрямок визначається з урахуванням природних умов довкілля, складу відвальних ґрунтосумішей, забезпеченості їх елементами мінерального живлення та вологою.

На сьогоднішній день найбільшої уваги приділяють сільськогосподарському напряму рекультивації земель. На відвальних землях вирощують зернові і бобові сільськогосподарські культури, висівають багаторічні трави, створюють садові агроценози [181, 182]. Оскільки гірничодобувна діяльність негативно впливає на фізико-хімічні властивості ґрунту та виживання рослин, то їх відновлення може бути досягнуто шляхом використання таких видів рослин, які здатні переносити специфічні властивості ґрунту в межах шахтних виробок. В табл. 1.6 представлені види рослин, які використовуються для рекультивації земель [183-185].

Таблиця 1.6. Види рослин, які використовуються для відновлення порушених земель

Вид рослин	Тип шахти, країна	Вплив, вигода
<i>Ailanthus altissima</i> (айлант найвищий)	Відкрита вугільна шахта, Китай	Змішаний ліс сприяв поглинанню С
<i>Alnus glutinosa</i> (вільха чорна)	Відкрита піщана шахта, Польща	Стимулювання розвитку мікробних спільнот та відновлення ґрунту
<i>Cercis canadensis</i> (церсіс канадський)	Вугільні шахти, США	Сприяють первинній сукцесії
<i>Dalbergia sissoo</i> (дальбергія)	Вироблена шахта вугілля і сірки, Індія	Відновлення ґрунтів, біовідновлення
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> (евкаліпт камандульський)	Кальцитові, фосфорні та інші неметалічні шахтні відвали, Мексика	Підвищення різноманітності мікоризи та ризосферних грибів
<i>Fraxinus</i> spp. (ясен)	Вугільна шахта, США	Зростання біомаси
<i>Larix decidua</i> (модрина європейська)	Шахта піску та сірки, Польща	Зміна мікробної біомаси
<i>Liriodendron tulipifera</i> (ясен жовтий)	Вугільна шахта, США	Зростання біомаси
<i>Pinus tabulaeformis</i> (сосна)	Відкрита вугільна шахта, Китай	Змішаний ліс сприяв поглинанню С
<i>Pinus sylvestris</i> (сосна звичайна)	Відкрита піщана шахта, шахта з бурого та кам'яного вугілля, Польща	Стимулювання розвитку мікробних спільнот та відновлення ґрунту, зростання біомаси
<i>Populus suaveolens</i> (тополя духмяна)	Відкриті шахти, північний-схід Німеччини	Зростання біомаси
<i>Ulmus pumila</i> (в'яз карликовий)	Відкрита вугільна шахта, Китай	Змішаний ліс сприяв поглинанню С
<i>Quercus</i> spp. (дуби)	Вугільна шахта, США	Зростання біомаси
<i>Quercus robur</i> (дуб звичайний)	Шахта з видобутку бурого вугілля, Італія	Високе поглинання вуглецю після 34 років зростання

Як видно з табл. 1.6 велику перевагу по відновленню земель шахт та відвалів віддають деревним рослинам, в результаті їх висаджування спостерігається покращення фізико-хімічних та мікробіологічних властивостей ґрунтів.

Крім того при розробці методів та способів біологічної рекультивації відвалів велике значення мають результати їхнього природного заростання. На початкових етапах заростання відвалів із прилеглих територій на них заноситься насіння деревних та трав'янистих рослин, яким властива висока енергія проростання, довгий період збереження схожості, інтенсивний ріст кореневої системи, посухостійкість, тощо. За даними досліджень [14-17] природне заростання суглинистих та глинистих відвалів розпочинається вже в перший рік відсипки, де в основному спостерігається проростання бур'янів *Oberna behen* (смілки звичайної), *Convolvulus arvensis* L. (березки польової) та *Ambrosia artemisiifolia* L. (амброзії полинолистої). Через 5-10 років на відвалах спостерігається проростання щільно- та нещільнокущових злаків: *Elytrigia repens* (пирій повзучий), *Poa angustifolia* L. (тонконіг вузьколистий), *Festuca valesiaca* Gaudin (костриця (типчак) валіський), а також дво- та багаторічних трав *Melilotus officinalis* (буркун лікарський), *Medicago romanica* (люцерна румунська), *Reseda lutea* L. (резеда жовта), *Salvia tesquicola* (шавлія сухостепова), тощо.

Природне заростання залізисто-кварцито-сланцевих відвалів здійснюється після 5-10 років відсипки. Рослинний світ в даному випадку представлений деякими видами бур'янів: *Melilotus albus* (буркун білий), *Hieracium virosum* (нечуйвітер отруйний), *Polygonum aviculare* L. (спориш звичайний). Потім на 10-15 річних відвалах формуються умови для росту рудеральних видів: *Artemisia absinthium* L. (полин гіркий), *Salsola tragus* L. (курай чіплянковий), *Bromopsis inermis* (стоколос безостий), тощо.

Перші заходи щодо відновлення земель у США розпочалися у 1926 році в штаті Індіана [190]. Згідно з даними [191], у період між 1930 та 1977 роком, внаслідок поверхневого видобутку вугілля, було порушено близько 2,5 мільйонів гектарів земель. Це призвело до ухвалення Закону про контроль та рекультивацію вугільних шахт (The Surface Mining Control and Reclamation Act (SMCRA)) у 1977 році, який значно змінив практику рекультивації та встановив

федеральний контроль над видобутком вугілля, його відновленням та екологічними стандартами [192,193].

Гірничодобувна галузь у США охоплює практично всю територію, тому підхід до біологічної рекультивації земель залежить від характеристик ґрунтів та кліматичних умов. Так, наприклад, на Сході країни переважає лісова рекультивація, на Заході порушені землі використовуються для пасовищ, а в Центрально-Західних штатах – для сільськогосподарських культур [194].

У США також велика увага приділяється сільськогосподарському відновленню земель. На порушених територіях вирощують люцерну, овес та кукурудзу. Згідно з даними [194], при вирощуванні кукурудзи на відновлених землях, урожайність збільшилася удвічі у порівнянні з до видобутку корисних копалин.

На місцях, де утворюються відвали внаслідок видобутку корисних копалин, розміщують пасовища. У штаті Канзас близько 80% всіх пасовищ розташовані на відновлених вугільних відвалах, і також тут на відновлених територіях вирощують фруктові сади та створюють виноградники. У штатах Пенсильванія, Огайо та Індіана на відновлених відвалах створюють парки [195].

У Туреччині, землі, які були порушені внаслідок видобутку корисних копалин, зазвичай використовують для заліснення. Згідно з [196], між 1991 та 2011 роками на території покинутих кар'єрів площею 4455 га, було висаджено близько 7,3 мільйона дерев.

На відпрацьованому буро-вугільному кар'єрі Ağaçlı добре прижилися такі види дерев: робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia*), сосна італійська (*Pinus pinea*), сосна чорна (*Pinus nigra*), кедр (*Cedrus sp.*), кінський каштан (*Aesculus hippocastanum*), айлант найвищий (*Ailanthus altissima*), дуб (*Quercus sp.*), клен (*Acer sp.*) та інші (рис. 1.11) [196,197].

Використання земель, які були порушені для сільськогосподарського використання, переважає в Болгарії. На відновлених ділянках землі вирощують зернові, технічні культури, а також деякі садові культури, такі як овес, кукурудзу, соняшник і виноград. У Болгарії лісова рекультивація на теренах, які

були порушені гірничодобувною промисловістю, проводиться з 70-х років минулого століття. Види лісових насаджень вибираються з урахуванням природного різноманіття району, і вони повинні бути стійкими до нових екологічних умов земної поверхні.



Рис. 1.11. Заліснення вугільного кар'єру Аğaçlı

Значний досвід у лісовій рекультивації отримано в районах кар'єрів Maritsa Iztok та Pernik в Болгарії. Для успішної лісової рекультивації використовують такі види дерев: дуб звичайний, дуб червоний, дуб пухнастий та в'яз корковий. Як додаткові види використовують ясен звичайний, липу срібну, березу повислу, дику яблуню та інші. На відвалах з високим вмістом піску та більш пухким субстратом висаджують сосну австрійську, а на слабо кислих або нейтральних ґрунтах – білу акацію.

На відвалах, де проводився видобуток свинцево-цинкових руд, створюють пасовища. На рекультивованих землях вирощують такі культури, як конюшину червону, конюшину білу, кострицю червону та лядвенець рогатий. Ці культури виявляються стійкими до кліматичних умов регіону та не дуже вибагливими до ґрунтового середовища, за даними [198].

У Болгарії для рекультивації кар'єрів та відвалів, де проводився видобуток міді, використовуються різноманітні види рослин. Серед деревних видів застосовують сосну звичайну, бук європейський, явір, граб східний, дуб

червоний, дика яблуня та інші. Щодо кущових видів, використовуються акація жовта, дерен, церцис європейський, барбарис звичайний та інші [199].

У контексті сільськогосподарської рекультивації сланцевих відвалів, на порушених землях вирощують ячмінь, жито та картоплю. Проте для успішного вирощування цих культур потрібно мати гумусовий шар товщиною не менше 50 см [200].

На золівдвалах теплових електростанцій утворюють сінокоси. Дослідження показали, що на таких ділянках добре ростуть костриця червона (*Festuca rubra* L.), грястиця збірна (*Dactylis glomerata* L.), стоколос безостий (*Bromopsis inermis* (Leys.) Holub) та конюшина біла (*Trifolium repens* L.) [200].

Успіх у рекультивації фосфоритних відвалів досягнуто в Естонії. На цих відвалах сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), вільха чорна (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), модрина сибірська (*Larix sibirica* Ledeb.), горобина проміжна (*Sorbus intermedia* (Ehrh.) Pers.) та інші види дерев успішно адаптувалися до екстремальних умов. Серед кущових видів використовуються карагана дерев'яниста (*Caragana arborescens* Lam.), обліпіха (*Hippophae rhamnoides* L.), маслинка срібляста (*Elaeagnus commutata* Vemh, ex Rydb) та інші [200].

Дані [88] свідчать, що у Німеччині внаслідок видобутку бурого вугілля було порушено близько 82 тисяч гектарів земель сільськогосподарського призначення. Видобуток бурого вугілля, що тривав 200 років у Центральній та Східній Німеччині, суттєво змінив ландшафт [201].

В Німеччині почали здійснювати роботи з рекультивації кар'єрів та відвалів, де проводився видобуток бурого вугілля, ще на початку ХХ століття. Проте темпи цих заходів були надзвичайно повільними в порівнянні з тими, які спричиняли постійне зростання порушених територій. У зв'язку з цим у 1980 році був прийнятий Федеральний закон про видобуток (Federal Mining Law – Bundesberggesetz, BBergG), який став регулювати відносини у сфері гірничих робіт, починаючи з видобутку сировини і закінчуючи закриттям кар'єрів та їх рекультивацією [193, 202].

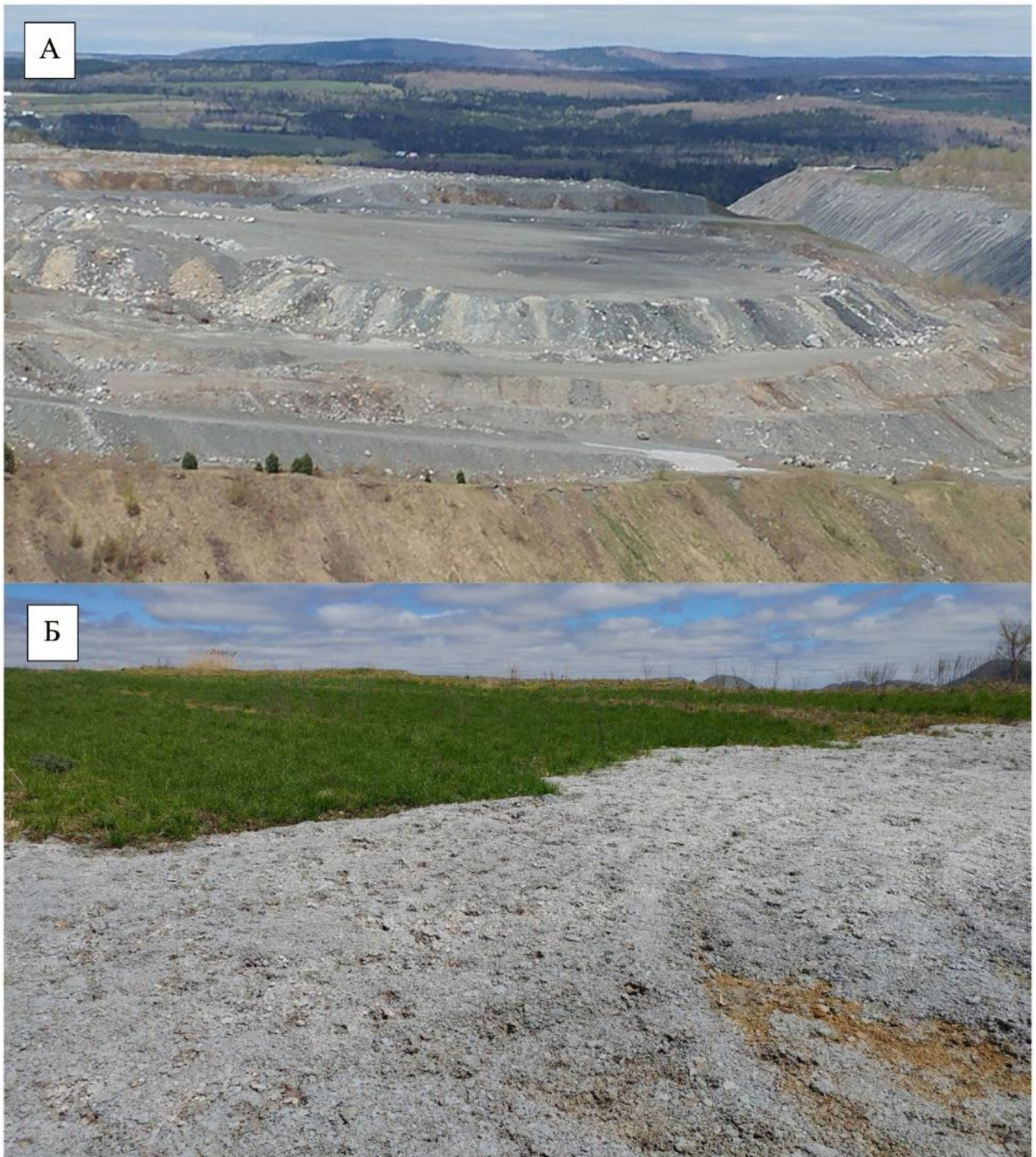


Рис. 1.12. Біорекультивация асбестової шахти на півдні Квебеку (Канада).
Фото: Н. Беланже [203].

На рис. 1.12 наведено приклад біологічної рекультивациі асбестової шахти на півдні Квебеку (Канада), для рекультивациі використовували овес (*Avena sativa*) висівали з нормою 80 кг/га^{-1} і використовували як рослину-годувальницю, тоді як суміш, що складалася з 55% насіння тимофіївки лучної (*Phleum pratense*),

30% насіння конюшини червоної (*Trifolium pratense*) і 15% насіння конюшини лучної (*Trifolium hybridum*), вносили з нормою 20 кг/га⁻¹

В Німеччині велику увагу приділяють сільськогосподарському використанню порушених земель, оскільки тут існує значний дефіцит сільськогосподарських угідь. На відвалах від видобутку бурого вугілля вирощують різноманітні культури, такі як жито, пшениця, ячмінь, ріпак, люпин та інші. Велике значення мають меліоративні заходи, такі як внесення вапна, мінеральних добрив, побутових відходів, буро-вугільної золи і т. д. [204, 205].

Для лісової рекультивації в Німеччині обирають види дерев і чагарників, що можуть пристосуватися до особливостей порушених ґрунтів. Наприклад, у регіоні Лужиця (Lusatia) успішно прижилися сосна, дуб, береза, модрина та інші види хвойних та листяних дерев [205].

В Польщі набули значного досвіду з рекультивації земель, порушених видобутком бурого вугілля. Зокрема, на шахтах Konin та Adamów для сільськогосподарських цілей рекультивували 3830 та 2270 га відповідно [206, 207]. Після проведення складних меліоративних робіт на відновлених землях вирощують різноманітні культури, такі як пшениця, люцерна, кукурудза, соняшник, буряк і конюшина (рис. 1.13).



Рис. 1.14. Урожай люцерни на розрівняних відвалах шахти Konin

У Польщі досягнуто значних успіхів у рекультивації піщаних кар'єрів. Землі, які були порушені в результаті видобутку піску, у більшості випадків використовуються для заліснення. В областях з бідними ґрунтами успішно прижилися такі види дерев, як сосна звичайна, береза срібляста, вільха чорна та дуб звичайний. У місцях з більш родючими ґрунтами переважають модрина європейська, дуб англійський та явір [206, 208].

Також в Польщі велику увагу приділяють рекультивації земель для рекреаційних цілей. Наприклад, парк ім. Н. Bednarskiego у Кракові створений на вапнякових кар'єрах, парк культури та відпочинку у м. Хожув на площі 640 га розташований на відвалах з видобутку кам'яного вугілля, а парк Kadzielnia у м. Кельце утворився на відкритих кар'єрах з видобутку вапняку тощо [209, 210].

На сьогоднішній день найбільшого досвіду щодо біологічної рекультивації гірничопромислових територій в Україні набуто у вугільній промисловості. Так, у процесі відновлення земель у Дніпровському буровугільному басейні наносять шар родючого ґрунту, вносять вапно і буровугільну золу з подальшим вирощуванням багаторічних трав. В межах вугільних кар'єрів основну увагу присвячено створенню водойм, пасовищ і лісів. Досвід вдалого проведення рекультивації земель є в межах Донбасу і Львівсько-Волинського басейну. На підприємствах чорної металургії рекультивації підлягають землі, що порушені під час відкритих розробок родовищ залізних і марганцевих руд. Серед залізорудних підприємств найбільшим досвідом володіє Комиш-Бурунський металургійний комбінат, який в результаті проведення рекультивації земель передав для сільськогосподарського використання понад 600 га відновлених площ, на яких отримали по 17 ц/га пшениці і 280 ц/га зеленої маси кукурудзи. На цьому ж комбінаті існує досвід використання відпрацьованих відвалів для насадження садів. Вже через п'ять – сім років дерева і виноград почали плодоносити та давати добрий урожай [175].

На ВАТ «Орджонікідзевський ГЗК» було проведено поетапну систему рекультивації земель, в результаті чого після проведення першого етапу відновлені землі передаються сільськогосподарським підприємствам у

тимчасове користування (три – п'ять років) для посіву багаторічних трав. На другому етапі рекультивації площу повторно планують та вкривають шаром чорнозему. Врожайність багаторічних трав на рекультивованих землях становить 45 ц/га, однорічних – 27,5 ц/га, пшениці озимої – 34,5 ц/га, кукурудзи на зерно – 38,2 ц/га, кукурудзи на силос – 287 ц/га.

Успішним проектом рекультивації також є відновлення поверхні відвалів Анківського кар'єру у Кривбасі. Цим проектом передбачалася виїмка чорнозему, розміщення його у спеціальні склади з подальшим використанням для покриття підготовлених для рекультивації відвалів. На відвалах було висаджено клен, акацію, тополь та інші дерева, які добре прижилися. Середній приріст дерев становив 0,36–0,60 м/рік. На відвалах Полісся та Лісостепу України опрацьовано рекомендації з підвищення продуктивності та стійкості лісостанів шляхом введення до культур фітоценозів вільхи чорної та багаторічного люпину [211].

Також в Україні успішно проведені роботи з лісової рекультивації відвалів родовищ: Стрижівського буровугільного (заліснено 196 га) та ільменітових руд (заліснено 825 га) Житомирської області; Юрківського буровугільного (заліснено 640 га) та Новоселицького каолінових глин (заліснено 50 га) Черкаської області; Олександрійського буровугільного (заліснено 1407 га) Кіровоградської області; нікелевих та залізних руд (заліснено 834 га та 409 га відповідно) Дніпропетровської області; Часовоярського, Комсомольського та Дружківського рудоуправлінь (заліснено 269 га) Донецької області [174].

Незважаючи на приклади успішної рекультивації порушених земель, деградованими в Україні все ще залишаються сотні тисяч гектарів земель, в основному це пов'язано зі значними фінансовими і енергетичними затратами для здійснення даного процесу. Тому, для вирішення цієї проблеми необхідно шукати нові шляхи для рекультивації земель. Одним із таких способів може стати вирощування на техногенно порушених землях енергетичних культур, які в подальшому можуть знизити затрати на проведення біорекультивації, а з часом і компенсувати їх.

Енергетичні культури – це рослини, які спеціально вирощуються для використання безпосередньо в якості палива або для виробництва біопалива. Серед таких культур найбільшого поширення набули *Salix* spp. (верба), *Populus* spp. (тополя), *Mischantus* spp. (міскантус), *Paulownia* spp. (павловнія), *Panicum virgatum* (світчграс або просо прутковидне) та інші, які широко використовуються у світовій практиці [212].

У Європейському Союзі під вирощування енергетичних культур відведено від 130 до 140 тис. га. У табл. 1.7 представлені дані щодо площі земель відведених під вирощування енергетичних культур у деяких країнах Європейського Союзу [213, 214].

Таблиця 1.7. Площі під енергетичними культурами в ЄС, га

Країни ЄС	Верба	Тополя	Міскантус
Велика Британія	1500-2300	–	10000-11000
Нідерланди	–	–	90
Австрія	220-1100	880-1100	800
Швеція	11000	550	450
Ірландія	930	–	2200
Німеччина	4000	5000	2000
Польща	5000-9000	300	–
Литва	550	–	–
Данія	5600	2800	60

Як видно з табл. 1.7 найбільші площі під вирощування енергетичних культур відведені у Великій Британії для міскантусу та у Польщі для верби. В основному це пов'язано з тим, що в Європейському Союзі є великий потенціал земель, доступних для вирощування енергетичних культур. Вирощування та врожайність енергетичних культур прямо залежить від кліматичних, ґрунтових та інших умов, а також від морозо- та посухостійкості. У табл. 1.8 представлені

характеристики енергетичних культур по відношенню до умов вирощування [215].

За даними багатьох досліджень перспективним є вирощування таких енергетичних культур, як міскантус, світчграс (просо прутувидне), верба та тополя на забруднених або техногенно порушених землях.

Міскантус – багаторічна кореневищна трава. Після одноразової посадки культуру можна збирати щорічно впродовж 15 і більше років. Міскантус має добре розвинену кореневу систему, характеризується швидким ростом і непоганою стійкістю до низьких температур. Для вирощування такої культури підходять ґрунти середньої щільності з низьким рівнем ґрунтових вод. Слід зазначити, що за рахунок низької зольності біомаси та вмісту поживних елементів їх винос є невеликим, а опала біомаса ефективно використовується в процесах ґрунтоутворення, тому він може ефективно використовуватися для збереження і підвищення родючості ґрунтів і, відповідно, для рекультивації земель порушених внаслідок видобутку корисних копалин [216-218].

Таблиця 1.8. Характеристики енергетичних культур по відношенню до умов вирощування

Вид культури	Потреба у воді	Морозостійкість	Посухостійкість
Верба (<i>Salix</i> spp.)	висока	висока	низька
Тополя (<i>Populus</i> spp.)	середня	середня	середня
Світчграс або просо прутувидне (<i>Panicum virgatum</i>)	середня	висока	середня/висока
Міскантус (<i>Mischantus</i> spp.)	Середня/висока	середня	низька

Світчграс, або просо лозоподібне належить до багаторічних злакових культур. Може рости на всіх типах ґрунтів, він невимогливий до вмісту вологи та поживних речовин у ґрунті, стійкий до шкідників та хвороб. Посухостійка рослина, коренева система якого є добре розвиненою. На одному місці може рости впродовж 10-15 років. Як і міскантус, може використовуватися для рекультивації порушених земель після видобутку кам'яного вугілля [219, 220].

Енергетична верба – деревоподібна культура, що дозволяє створювати високопродуктивні плантації з тривалим терміном існування. Культура характеризується високими показниками приросту по довжині. Насадження верби залишаються продуктивними 20-30 років, а врожай впродовж цього періоду можна збирати кожні 2-3 роки. Ступінь виснаження землі вербою в 3-5 разів нижчий, ніж зерновими культурами, крім того близько 60-80% поживних речовин повертаються в землю разом з опалим листям. Позитивним є те, що верба стійка до морозів та посухи, може рости на ґрунтах різного типу, на заболочених землях, що забезпечують добре водопостачання, навіть на непродуктивних землях, які потребують рекультивації [221].

Тополя як і верба відноситься до багаторічних деревоподібних енергетичних культур. Є стійкою до шкідників, може рости на бідних ґрунтах і забруднених землях, однак вона менш морозостійка. Подібно до інших енергетичних культур, таких як міскантус та світчграс, тополя також може рости на малородючих чи техногенно порушених землях [222].

Окрім зазначених вище енергетичних культур, досить поширеною в країнах Європейського Союзу є також *Phalaris arundinacea* (очеретянка звичайна) та *Paulownia* spp. (павловнія).

Очеретянка звичайна – верховий, кореневищний, високорослий злак. Вологолюбна культура, яка добре росте на заплачних та заболочених ґрунтах, також витримує тривале затоплення. Слід зазначити, що якщо попередні рослини є новими для умов України, то очеретянка звичайна донедавна широко використовувалася як кормова культура.

За даними досліджень [223] дану культуру доцільно використовувати при рекультивації вироблених торфовищ. Значної уваги цій культурі для рекультивації вироблених торфовищ приділили у Фінляндії, де відзначено її позитивний вплив на екологічну складову, зокрема покращення використання поживних речовин з ґрунту. Крім того встановлено, що вирощування очеретянки звичайної на землях з високим рівнем ґрунтових вод є продуктивнішим навіть за міскантус.

Павловнія – швидкозростаюча деревоподібна культура. Має добре розвинену кореневу систему. Невिбаглива до родючості та вологості ґрунту, може рости на деградованих ґрунтах. Є стійкою до шкідників, добре витримує низькі температури. Після зрізання відновлюється впродовж трьох років. Павловнія володіє високим коефіцієнтом фіксації вуглецю [224, 225]. Може використовуватися для рекультивації порушених земель [226].

Зважаючи на вище сказане, енергетичні культури здатні формувати високий потенціал урожайності, при різних кліматичних умовах. По завершенні вегетації дані культури рослин можуть підлягати переробці, в результаті якої можна отримати біопаливо. Крім того вирощування енергетичних рослин на землях порушених внаслідок гірничо-видобувних робіт дозволять повернути їх у сільське або лісове використання.

Отже, відновлення порушених земель шляхом застосування біологічної рекультивації є важливою складовою проблеми раціонального використання природних ресурсів та охорони навколишнього середовища. Завдяки біологічній рекультивації у сільське та лісове господарство можна повернути сотні тисяч гектарів деградованих земель. При розробці методів та способів біологічної рекультивації порушених земель велике значення мають результати їхнього природного заростання. На початкових етапах якої на порушені землі із прилеглих територій заноситься насіння деревних та трав'янистих рослин, яким властива висока енергія проростання. Крім того на таких землях вирощують сільськогосподарські культури. Так, в Україні існують приклади успішної рекультивації земель порушених внаслідок ведення гірничо-видобувної

діяльності, на яких вирощують пшеницю, кукурудзу та інші сільськогосподарські культури.

В останні десятиліття, у зв'язку зі зменшенням сільськогосподарських угідь в Україні та світі, вчені розглядають можливість вирощування на деградованих землях енергетичних культур, які водночас є фіторекультивантами таких земель. Вирощування таких культур на деградованих землях дозволить підвищити агрономічну цінність цих ґрунтів. Висока продуктивність біомаси енергетичних культур може перетворити технологію біологічної рекультивації в прибуткову справу для біоенергетичної промисловості. Тому, використання енергетичних культур як фіторекультивантів дозволить вирішити одразу декілька проблем енергетичну, економічну та природоохоронну.

1.6. Природні сорбенти та їх використання для збереження довкілля

Використання природних сорбентів у природоохоронних цілях має свої вагомні переваги, які обумовлені як їхніми фізичними властивостями, так і економічними показниками у порівнянні з іншими сорбентами. Цеоліти, глинисті мінерали (такі як бентоніт, монтморилоніт, палигорськіт) та інші природні сорбенти виявляються вельми ефективними завдяки їхній високій сорбційній здатності, можливості регенерації, екологічній безпечності та низькій вартості. В сучасний час, з метою збереження навколишнього середовища, широко використовуються різноманітні види природних сорбентів. Вони застосовуються для очищення природних і стічних вод від іонів важких металів та фосфатів, видалення радіоактивних відходів ізотопів цезію та стронцію, осушення та очищення газів, а також для збереження добрив від вимивання та підвищення родючості ґрунтів та інших цілей.

Варто відзначити, що проблема використання природних сорбентів у сфері природоохоронних заходів вже була досліджена в багатьох наукових працях. Наприклад, в роботі [227] розглядаються результати експериментальних досліджень щодо використання бентоніту для видалення іонів купруму (II) зі стічних вод. Встановлено, що зі збільшенням товщини шару глини зростає

кількість поглинених іонів важких металів. В іншій роботі [228] досліджено застосування модифікованого лантаном бентоніту для видалення фосфатів з водних середовищ, де виявлено високу ефективність процесу.

У дослідженні [229] описано результати очищення рідких радіоактивних відходів від цезію-137 за допомогою глинистих сорбентів, модифікованих фероціанідами заліза та міді. Виявлено, що такі модифіковані сорбенти мають високу сорбційну здатність та селективність щодо Cs-137. У роботі [230] проведено дослідження динаміки сорбції стронцію-90 на різних видах бентоніту, де виявлено, що природний цеоліт має більшу сорбційну здатність порівняно з модифікованим. В інших дослідженнях [231-233] розглядається можливість використання цеоліту для створення добрив пролонгованої дії, капсульованих водорозчинною плівкою. Це дозволяє уникнути забруднення ґрунту та подовжити дію добрив, що сприяє покращенню якості ґрунту та збереженню довкілля.

Постановка завдань дослідження

На основі проведеного аналізу літератури запропоновано стратегію розробки екологічно безпечних технологій утилізації органічних відходів для забезпечення проведення біологічної рекультивації та ремедіації, раціонального використання природних ресурсів, утилізації відходів органічного походження.

Мета дослідження. Мета роботи – розробити науково-методологічні основи біологічної рекультивації та ремедіації із використанням техногенних органомісних відходів та природних сорбентів. Для досягнення мети необхідно вирішити такі завдання:

– розробити науково-методологічні основи створення субстратів та органо-мінеральних добрив із використанням органомісної сировини та природних сорбентів для рекультивації та ремедіації порушених земель;

– здійснити дослідження локалізації (на прикладі Львівських КОС) та складу ОСВ на вміст поживних макро- та мікроелементів, доступних форм біогенних елементів, поліакриламідних полімерів, а також іонів важких металів,

небезпечних сполук та фітопатогенних мікроорганізмів, що можуть спричиняти небезпеку для ґрунтів та довкілля;

- провести дослідження оптимальних умов комбінування складу сировини із природними сорбентами з ціллю створення субстратів методом прямого змішування;

- розробити математичну модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами, які внесені у склад субстрату для рекультивації та ремедіації;

- дослідити процес аеробного біокомпостування у лабораторних умовах, побудувати температурні профілі та профілі концентрацій в газовій фазі компосту кисню, діоксиду вуглецю, аміаку та вологовмісту в процесі компостування;

- провести біоіндикаційні дослідження отриманого рекультиваційного компосту та встановити найбільш вигідний та універсальний варіант для створення ростового субстрату із використанням в сировинній суміші "свіжовідібраних" та "старих" ОСВ;

- провести мікробіологічні дослідження компонентів для біологічної рекультивації та отриманого рекультиваційного компосту;

- провести дослідно - промислові дослідження технології створення рекультиваційного компосту та польові дослідження рекультиваційного субстрату, створеного на основі цього компосту;

- провести термогравіметричні дослідження дигестату анаеробно збродженої рослинної сировини;

- визначити кількість небезпечних сполук у дигестаті, вміст яких у сировині для виробництва добрив лімітований нормативними документами України;

- провести дослідження впливу дигестату на схожість сільськогосподарських рослин;

- розробити загальні рекомендації щодо складу та відношень відповідних ростових субстратів та сировини для їх виготовлення;

- провести дослідження щодо використання в рекультиваційних цілях органо-мінерального добрива на основі природних сорбентів і курячого посліду.

РОЗДІЛ 2.

КОНЦЕПЦІЯ, МЕТОДОЛОГІЯ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Балансування складу субстрату в залежності від виду об'єкту рекультивації та ремедіації

На сьогоднішній час проблема техногенно порушених земель в Україні та світі загалом становить істотну загрозу для навколишнього середовища. Залежно від виду антропогенної діяльності можна виділити три основні типи об'єктів, які найбільше потребують відновлення: полігонів та звалища ТПВ, кар'єрів гірничодобувних підприємств та терикони. Для переважної більшості таких об'єктів необхідним етапом їх відновлення є рекультивація та ремедіація, які потребують значних обсягів використання верхнього родючого шару ґрунту, що є проблематичним як з економічної так і з екологічної точки зору. За умови вилучення 1 га верхнього родючого шару ґрунту потужністю 1,0-1,7 м можна відновити всього 2,5-4,25 га порушених територій.

З іншого боку в Україні особливо актуальною екологічною проблемою є накопичення особливо великих об'ємів органомісних відходів найпоширенішими з яких є осади стічних вод. Осади стічних вод (ОСВ) – це залишкові відходи, що утворюються при очищенні стічних вод на каналізаційних очисних спорудах (КОС). Обробка та утилізація ОСВ складають значну частку витрат на експлуатацію КОС. Накопичення великих кількостей ОСВ перешкоджає нормальній роботі КОС та зумовлює забруднення всіх складових навколишнього природного середовища. Станом на 2021 р. в переважній більшості українських КОС не виконується глибока переробка та утилізація ОСВ, а основним методом зневоднення та стабілізації залишається складування на мулових майданчиках. Зростання об'ємів ОСВ та все строгіше законодавче регулювання питань їх розміщення та захоронення викликають гостру потребу у розробці нових технологій для забезпечення екологічної чистої та економічно ефективної переробки ОСВ.

Таким чином можливість використання осадів стічних вод та інших

органовмісних відходів у складі ростового субстрату дасть змогу вирішити одразу дві вище описані проблеми, зменшить потребу в родючому ґрунті та дозволить утилізувати значну частину органовмісних відходів.

Слід розрізняти сміттєзвалища та полігони ТПВ, оскільки полігони ТПВ - природоохоронні інженерні споруди, обладнані захисним протифільтраційним екраном, системою збору та утилізації інфільтратів та звалищного газу, спланованою системою фізичної та біологічної рекультивації заповнених сміттям карт, системою збору та відведення умовно чистих атмосферних вод, а в сміттєзвалищах цієї технічної складової немає. Необхідною умовою технічної рекультивації згідно є створення кута відкосу, нормативне значення якого встановлюється у залежності від подальшого цільового використання (максимальне значення нормується для посадки лісу, чагарників і дерев - не більше 18°), і який, на сучасний день, значно більший норм. Для створення необхідного для рекультивації сміттєзвалища кута відкосу необхідне виположування шляхом засипки частини примикаючої території твердим матеріалом (відходами, землею, глиною і т.п.).

Терикони – це штучні насипи з порожніх порід, відвальних ґрунтів або некондиційних корисних копалин, що мають, як правило, конусоподібну форму та характеризуються крутими схилами. В середині териконів шахт і гірничо-збагачувальних фабрик часто мають місце процеси техногенного пірометаморфізму. Враховуючи вищезазначене, при рекультивації териконів особливу увагу потрібно приділити питанням озеленення з точки зору мінімізації пилоутворення та дифузії дрібних частинок пилу як в атмосферу, так і в водні об'єкти. Це обумовлює особливу ефективність використання свіжих, механічно зневоднених ОСВ у ростовому субстраті для підвищення в'язкості та структурної цілісності верхнього шару. У випадку, якщо породи терикону фітотоксичні та містять більше 20% токсичних ґрунтів, необхідною є стадія хімічної меліорації та / або внесення в складі ростового субстрату підвищених доз природних сорбентів (10–20 %).

Для створення ростового субстрату було перевірено в лабораторних умовах

суміші з наступних видів сировини: свіжі механічно зневоднені ОСВ, старі ОСВ (накопичені на мулових майданчиках), зневоднений дигестат після анаеробного зброджування ОСВ, біокомпост отриманий з ОСВ, природні сорбенти та звичайний ґрунт.

Враховуючи зазначені вище відмінності між антропогенно порушеними об'єктами різних типів були отримані загальні рекомендації щодо складу відповідних ростових субстратів та сировини для їх виготовлення.

Для полігонів та звалищ ТПВ найбільш доцільним є використання сумішей з переважним складом свіжих та старих ОСВ із середнім вмістом (5-10 %) природних сорбентів. Зневоднений дигестат ОСВ є може бути взаємозамінним з свіжими ОСВ в даних сумішах.

Для кар'єрів гірничодобувних підприємств варіюється вміст ростових субстратів в залежності від виду гірничого видобутку, якщо це виробіток пов'язаний з хімічним виробництвом рекомендується збільшувати частку природних сорбентів, при видобуванні будівельної сировини цю частку можна мінімізувати.

При використанні ростових субстратів на териконах доцільно готувати суміші з високим вмістом сорбентів 10-15% та підвищений вміст свіжих ОСВ та/або дигестату.

Особливими територіями є землі порушені різними видами стихійного лиха, зокрема пожежами, повеннями, селями та зсувами, оскільки вони мають природне походження, проте процеси зміни клімату все частіше супроводжуватися збільшенням несприятливих природних явищ

Не рекомендується використовувати для відновлення свіжі ОСВ якщо території порушені стихійним лихом знаходяться в межах населених пунктів чи земель сільськогосподарського призначення, якщо це території лісгосподарського призначення, то обмежень по складу субстрату немає.

Найбільш перспективним компонентом для створення ростового субстрату є біокомпост з вмістом суміші свіжих і старих ОСВ, який в поєднанні з незначною часткою природних сорбентів може бути ефективним для

рекультивациі об'єктів всіх типів, що зводить до мінімуму необхідність у використанні родючого ґрунту.

2.2. Науково-методологічні основи створення субстратів та органо-мінеральних добрив із використанням органо-мінеральної сировини для рекультивациі та ремедіації порушених земель

Використання техногенних органо-мінеральних відходів в цілях рекультивациі дозволяє вирішити одразу дві проблеми екологічної безпеки:

- утилізувати небезпечні відходи, неконтрольований біорозпад органічної частини яких спричиняє забруднення довкілля;
- провести ефективну рекультивацию порушених антропогенною діяльністю земель із створенням продуктивного шару, придатного для вирощування рекультивацийних культур (а у випадку введення в склад субстратів для рекультивациі ще й природних сорбентів – ремедіацію забруднених середовищ).

Нами розглядалися 3 види органо-мінеральних техногенних відходів, які можуть використовуватись в цілях рекультивациі та ремедіації:

1. Осади стічних вод (ОСВ).
2. Дигестат (залишок після реалізації метаногенезу і відбору синтезованого біогазу).
3. Відходи життєдіяльності сільськогосподарського птахівництва.

Вибір для досліджень таких типів органо-мінеральних техногенних відходів обумовлювався:

- екологічною небезпекою, яка може виникнути у випадку неконтрольованого біорозкладу цих органо-мінеральних відходів;
- їх багатотонажністю,
- доступністю,
- можливістю успішного застосування в цілях рекультивациі (що було встановлено багаточисельними попередніми дослідженнями),
- невирішенням на сьогоднішній день проблеми їх успішної утилізаціі.

Щодо 3 виду відходів, то свідомо нами не розглядались відходи тваринництва, оскільки добитись їх транспортабельності та зручності у внесенні в рекультиваційних технологіях в зв'язку із великим вологовмістом важко. Першою стадією їх утилізації найдоцільніше є використання в складі сировини для виробництва біогазу. В той же час відходи птахівництва у випадку впровадження попередньої технології їх переробки, яка включає змішування із природними сорбентами ще на етапі формування підстилки та сушіння, можуть ефективно застосовуватись для створення органо-мінеральних добрив, які можуть ефективно використовуватись в цілях рекультивації. Тому така технологія попередньої підготовки курячого посліду, а також ефективність використання отриманого добрива в цілях рекультивації і досліджувалась нами у цій дисертації. Одночасно введення природних сорбентів в склад підстилки при вирощуванні курей дозволяє значно зменшити рівень екологічної небезпеки від забруднення атмосфери аміаком та іншими небезпечними сполуками в місцях локалізації пташників.

Щодо використання в цілях рекультивації ОСВ, то рядом досліджень встановлено, що використання тільки їх як рекультиваційного матеріалу неможливо, вони можуть використовуватись тільки як складова рекультиваційного субстрату. В залежності від умов утворення та зберігання ОСВ на каналізаційних очисних спорудах (КОС) нами виділено 3 варіанти застосування їх в цілях рекультивації, які представлені на рис.2.1.

Найбільш перспективним варіантом використання ОСВ в цілях рекультивації є варіант 3 – використання на першій стадії ОСВ для синтезу біогазу із наступним використанням дигестату в цілях рекультивації. В такому випадку найбільш повно використовується потенціал органічної частини ОСВ, отриманий біогаз є цінним енергетичним продуктом із широкою можливою областю застосування. Установа синтезу біогазу створюється на Львівських КОС - в рамках проєкту ЛМКП "Львівводоканал" підписало із словенсько-норвезьким консорціумом Riko-Sambi угоду на будівництво біогазової станції з

комбінованим виробництвом електричної і теплової енергії вартістю 31,5 млн євро.



Рис.2.1. Можливі варіанти застосування ОСВ в цілях рекультивації

Але не слід очікувати, що такі установки найближчим часом будуть функціонувати у всіх великих містах. Разом з тим питання утилізації ОСВ і в цих містах стоїть гостро, оскільки вони створюють в місцях утворення та складування значну екологічну загрозу. У цьому випадку раціональним буде використання їх в цілях рекультивації за варіантом 2 – в складі сировини для створення рекультивацийних компостів. Але станції компостування недоцільно

створювати у невеликих населених пунктів, де сировини для повноцінно функціонуючих компостувальних станцій недостатньо. У випадку існування в місцях локалізації таких ОСВ об'єктів техногенної діяльності, які потребують рекультивації (з ціллю зменшення затрат на перевезення ОСВ на великі компостувальні станції), доцільно на місці створювати рекультиваційні субстрати шляхом прямого змішання компонентів у оптимальних відношеннях (варіант 1). Всі ці варіанти були ціллю наших досліджень.

Щодо досліджень дигестату, то в рекультиваційних цілях може бути використаний дигестат, отриманий в результаті зброджування різних видів сировини (звикло використовують як сировину багатоконпонентні суміші, в тому числі і з вмістом ОСВ). Нами для досліджень використовувався дигестат, отриманий зброджуванням рослинної сировини. У випадку зміни складу сировинної суміші для встановлення оптимальної стратегії утилізації дигестату в рекультиваційних технологіях необхідно провести уточнюючі дослідження.

Дослідження щодо створення рекультиваційних добрив на основі пташиного посліду та природних сорбентів, утилізації дигестату та дослідження щодо використання ОСВ для створення рекультиваційних продуктів проводились за різними схемами.

Для напрямку створення рекультиваційних добрив на основі пташиного посліду та природних сорбентів важливим було дослідження повного життєвого циклу створення таких добрив: від внесення сорбентів у склад підстилки, дослідження сорбції аміаку і інших забруднень та попередження забруднення атмосфери, до створення добрив оптимального складу та властивостей та випробування агрохімічних властивостей цих добрив.

Узагальнений алгоритм створення та використання рекультиваційних субстратів та органо-мінеральних добрив, дослідження яких наведені у цій роботі, представлений на рис.2.2. Приведена послідовність операцій, що передують використанню досліджуваних рекультиваційних продуктів в цілях рекультивацій для всіх чотирьох варіантів використання органічних відходів: трьох варіантів використання ОСВ і використання пташиного посліду.

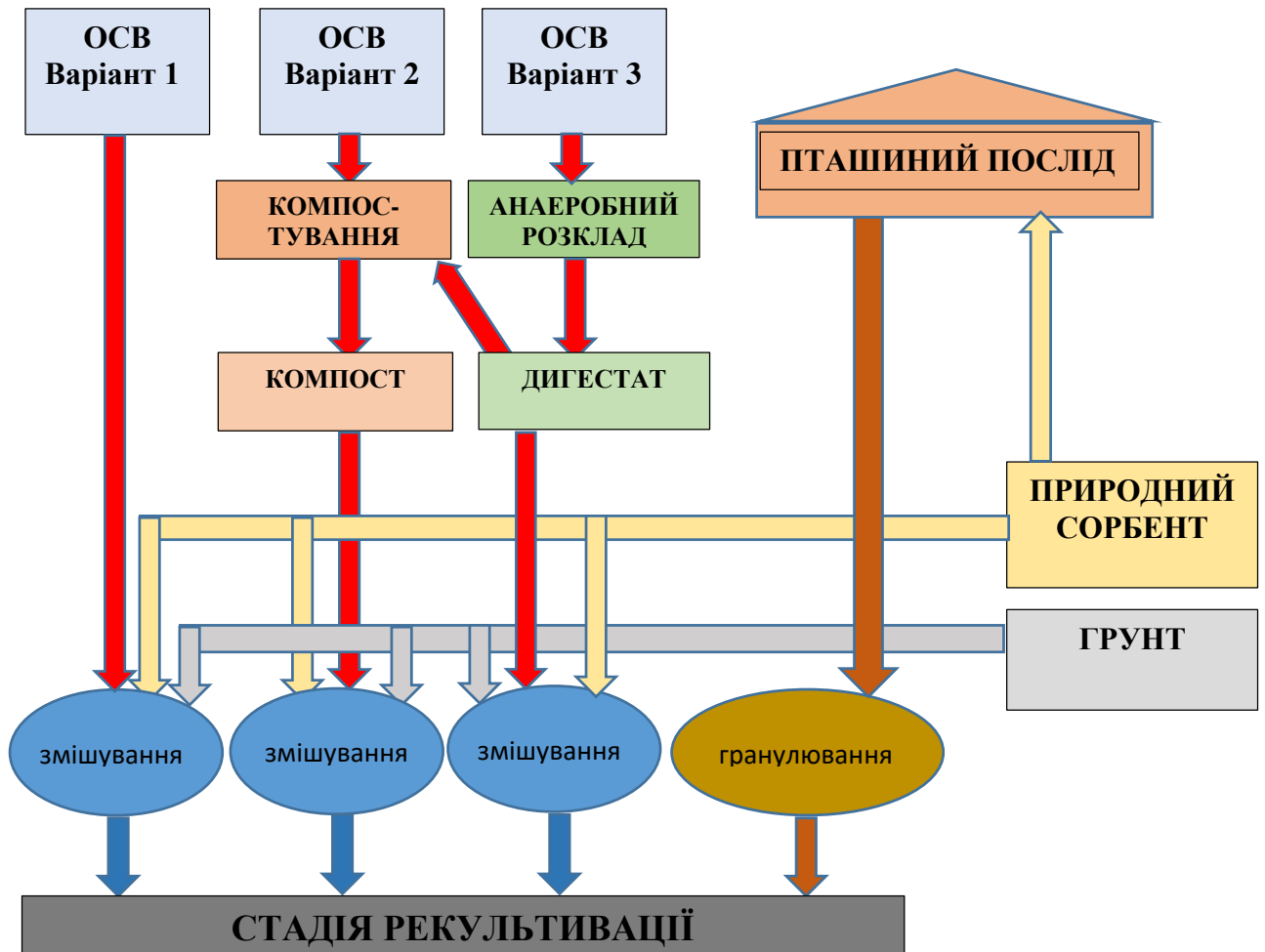


Рис.2.2. Узагальнений алгоритм створення та використання рекультивацийних субстратів та органо-мінеральних добрив.

За першим варіантом використання ОСВ в цілях рекультивації (рис.2.1) рекультивацийний екстракт отримують методом прямого змішування, природний сорбент та ґрунт в пропорціях, які визначаються в ході біоіндикаційних досліджень, подають безпосередньо на стадію змішування.

Згідно другого варіанту використання ОСВ першою стадією є компостування, отриманий рекультивацийний компост подається на стадію змішування, куди також у визначених дослідним шляхом оптимальних співвідношеннях подається ґрунт та природні сорбенти.

За третім варіантом використання ОСВ першою стадією є анаеробний розклад ОСВ із отриманням біогазу. Оптимальний склад сировини у анаеробному реакторі повинен бути встановлений додатковими дослідженнями, які не є предметом виконання цієї дисертаційної роботи. Отриманий дигестат

може використовуватись або як окремий рекультиваційний субстрат, або подаватись на стадію компостування із отриманням рекультиваційного компосту (що є більш доцільним).

Що ж відноситься до отримання органо-мінеральних добрив, то в цьому випадку стадія змішування винесена в птахоферму, куди сорбент вводиться в складі підстилки. В процесі вирощування птахів він змішується із пташиним послідом, попереджуючи забруднення атмосфери аміаком та іншими шкідливими газами – продуктами життєдіяльності птахів. В результаті отримується органо-мінеральне добриво, яке подається на стадію грануляції, гранульоване органо-мінеральне добриво використовується в подальшому в рекультиваційних цілях.

Дослідження щодо створення рекультиваційних продуктів із використанням ОСВ проводились у декілька етапів. На першому етапі досліджень встановлювались фізико-хімічні, агрохімічні та санітарно - токсикологічні характеристики заскладованих (умовно названих нами «старих») ОСВ. Такі дослідження проводились на прикладі Львівських КОС, де на сьогоднішній день заскладовано за нашими підрахунками (розділ 3) 407659 м³ ОСВ, утворених на попередніх етапах експлуатації КОС.

На другому етапі встановлювались оптимальний склад рекультиваційних продуктів (субстрату прямого змішання, рекультиваційних компостів) та технологічні параметри компостування.

На третьому етапі проводились біоіндикаційні дослідження отриманих рекультиваційних продуктів (другий і третій етап досліджень були логічно пов'язані, оскільки дані досліджень на 3 етапі служили критерієм оптимізації для другого етапу).

На 4 етапі проводились санітарно – токсикологічні та мікробіологічні дослідження рекультиваційних продуктів, які є необхідним компонентом досліджень, оскільки органічна частина ОСВ може служити елементами живлення і для патогенних мікроорганізмів та патогенної мікрофлори, розвиток яких становить екологічну загрозу.

За окремою схемою проводились дослідження ремедіації, яка забезпечується введенням в склад рекультиваційних продуктів природних сорбентів. Для встановлення ефективності ремедіації була розроблена математична модель яка верифікувалась із використанням даних спеціально спланованих та реалізованих експериментальних досліджень.

Дослідження щодо використання дигестату в рекультиваційних технологіях включали встановлення елементного складу дигестату з ціллю контролю вмісту у дигестаті важких металів та небезпечних сполук, встановлення оптимальних параметрів часткового обезводження, термічний аналіз дигестату з ціллю встановлення основних закономірності його синтезу в процесі метаногенезу та біоіндикаційні дослідження.

Дослідження щодо створення рекультиваційних добрив на основі пташиного посліду та природних сорбентів проводились у такій послідовності: визначення оптимальних умов реалізації процесу адсорбції аміаку із посліду птахів, встановлення оптимального співвідношення суміші природних дисперсних сорбентів та курячого посліду, визначення механічної міцності на стиск зразків композиції органо мінерального добрива, визначення адсорбційної здатності гранульованого добрива запропонованої композиції щодо вологи та аміаку. На основі аналізу результатів цих досліджень розроблялась принципова технологічна схема виготовлення органо-мінерального добрива на основі курячого посліду. Завершальним етапом досліджень органо-мінеральних добрив були агроекологічні випробування застосування добрива в рекультиваційних цілях, а саме: визначення впливу досліджуваної композиції на зміну рН та концентрацію амонійного азоту в залежності від типу ґрунту, визначення впливу композиції на зміну концентрації амонійного азоту в ґрунті, визначення впливу досліджуваної композиції на зміну концентрації фосфору, кальцію, калію та мангану в залежності від типу ґрунту і як завершальний етап - польові випробування органо-мінеральних добрив.

Нижче приведені методики проведення описаних вище досліджень.

2.3. Методика відбору проб та аналізу заскладованих ОСВ

2.3.1. Методика проведення моніторингу накописених ОСВ

Топографо-геодезичні роботи для прив'язки та оконтурення мулового поля території очисних споруд ЛМКП "Львівводоканалу", розташованого на землях Лисиничівської сільської ради, Пустомитівського району Львівської області, були виконані в червні 2019 року з допомогою ФОП Чемерисом А.О. (який має свідоцтво про державну реєстрацію фізичної особи підприємця серія В02 №643525, видане 13.06.2007 року, та кваліфікаційного сертифікату інженера-геодезиста № 010543 від 05.04.2013 року).

Ці роботи були проведені відповідно до таких нормативних документів:

- Інструкцією з топографічного знімання в масштабах 1:5000, 1:2000, 1:1000 та 1:500, що затверджена ГУГК та Києвом у 1999 році.
- КМТ з інвентаризації земель населених пунктів (наземні методи), що затверджений Києвом у 1993 році.
- Інструкцією про порядок контролю та приймання топографо-геодезичних робіт, визначеною ГУГК у 1988 році.
- Правилами техніки безпеки на топографо-геодезичних роботах, встановленими ГУГК у 1988 році.
- Рекомендованими типами межових знаків, схваленими Держкомземом України за № 309/1 від 30.03.93 року.
- Інструкцією про типи центрів, визначеною ГКНТА -2.01, 02-01-93.
- Порядком використання апаратури супутникових радіонавігаційних систем, ухваленим КМ України 13.07.98 року за № 1075.

Тахеометричне знімання було здійснене з використанням електронного тахеометра SOKKIA, який дозволяє реєструвати числову та текстову інформацію, а також кодувати предмети місцевості в польових умовах. Після відповідної обробки матеріалів програмно-технологічними комплексами типу "Топоград" та "DIGITALS", отримані топографічні плани надаються в цифровому і графічному вигляді. Під час роботи з тахеометром

використовувалися спеціальні віхи для віддалемірних відбивачів. Кути вимірювалися одним повним прийомом, і коливання значень не перевищували 20".

Лінійні нев'язки при вимірюванні ліній тахеометром визначалися за формулою:

$$f = \frac{S}{s \cdot 400n} \quad (2.1),$$

де: S - довжина ходу (в м); n- кількість ліній у ході.

Під час вимірювання ліній відносна лінійна похибка не перевищувала 1/2000, за умови, що абсолютні лінійні похибки не перевищували 0,05 метра. Відстані від точок тахеометричних ходів (знімальних станцій) до пікетів і між пікетами не перевищували 500 метрів.

Під час виконання тахеометричного знімання контролювалась стабільність орієнтування приладу. Результати перевірки фіксувалися у журналі та зберігалися у терміналі цифрових даних електронного тахеометра. Зміна значення орієнтирного напрямку за період знімання на станції не перевищувала 20 секунд.

Для контролю і уникнення пропусків (вікон) при тахеометричному зніманні, з другої станції (A2) визначалося декілька пікетів, що визначені із попередньої станції (A1).

Виміряні на станціях віддалі до пікетних точок реєструвалися в терміналі даних електронного тахеометра. Паралельно із цим на кожній станції виконувався абрис місцевості, оформлений умовними знаками із пояснювальними написами. Ці абриси вказували напрям орієнтування та показували ситуацію місцевості та межі земельної ділянки.

Під час виконання польових робіт при тахеометричному зніманні проводилась попередня камеральна обробка матеріалів знімання, що включала

перевірку польових журналів, обчислення координат станцій, висот пікетів та накладання точок знімальної основи і ситуації.

Обробка даних включала створення картографічного матеріалу для обстеження мулового поля. Для обчислення векторів використовувалась програма Ashtech Solutitson. Оцінка якості вимірів здійснювалась за абсолютними середньоквадратичними похибками визначення місцеположення, точність яких знаходилась в межах 0,05-0,20 метра.

Камеральна обробка польових даних проводилась на персональному комп'ютері з використанням програмного забезпечення "DIGITALS", "INVENTGRAD" та "MAPINFO". Результатом робіт стала цифрова модель та база даних у вигляді dmf-файлу.

2.3.2. Відбір проб заскладованих ОСВ

На час відбору проб (червень 2019 року) осади стічних вод у полях очисних споруд мали тонкодисперсну консистенцію, були слабкоущільненими, а в окремих місцях значно насиченими водою.

Пересування по такій поверхні було можливе лише за допомогою спеціальних засобів. Для цього використовувався металевий човен із плоским дном, який тягли за допомогою довгих мотузок. Робочі, що керували човном, знаходилися на стійких дамбах, що оточували поле осадів.

Відбір проб осадів стічних вод проводився за допомогою металевої циліндричної труби, схожої на желонку, з клапаном унизу. Діаметр пробовідбірника становив 128 мм, а довжина - 1 м. На верхній частині пробовідбірника кріпилася труба, довжина якої збільшувалася за допомогою муфтових з'єднань.

Осади стічних вод мали товщину 3 метри або більше. Проби бралися на глибині 0-0,2 м, 1,4-1,6 м і 2,8-3 м, щоб дослідити еколого-біогеохімічні та паразитологічні характеристики осадів у поверхневих, середніх і наддонних умовах. Об'єм відібраних проб становив 2,5 дм³.

Відібрані проби запаковувалися в подвійні поліетиленові пакети, кожній пробі присвоювався порядковий номер, який записувався у журнал відбору проб. Координати точок відбору вимірювалися та прив'язувалися до місцевості за допомогою геодезичних приладів.

2.3.3. Методики аналітичних досліджень складу ОСВ.

Оскільки наразі не існує стандартів Державного стандарту України щодо методів аналізу складу осадів стічних вод з очисних споруд, дослідження проводилися відповідно до чинних нормативних документів, що стосуються аналізу ґрунту.

Вміст органічних сполук визначали методом гравіметрії після сухого спалювання проби, відповідно до ДСТУ 4289:2004.

Вміст вологи визначали також методом гравіметрії, після висушування проби до постійної маси при 105 °С, згідно з ДСТУ ISO 11465:2001.

Кислотність осадів визначали потенціометрично, вимірюючи рН водної витяжки (співвідношення вода : ґрунт 1:5), за методикою ДСТУ ISO 10390:2007.

Вміст металів (міді, нікелю, свинцю, кадмію, марганцю, хрому та цинку) визначали атомно-абсорбційним методом після кислотного розкладу проби у присутності пероксиду водню, відповідно до вказаних методик.

Ртуть з проб осадів визначали кислотами, відповідно до зазначених в джерелах, і визначали спектрофотометрично в отриманому розчині.

Визначення рухомих форм металів проводили амонійно-ацетатним буферним розчином з рН 4,8 при відношенні ґрунту до розчину 1:5, з подальшим аналізом витяжок атомно-абсорбційним методом, згідно з ДСТУ 4770.1:2007 – 4770.9:2007.

Загальний та амонійний азот визначали титриметрично згідно з ДСТУ 7911:2015.

Фосфорні сполуки вилучали з ґрунту розчином вуглекислого амонію з подальшим визначенням за методом спектрофотометрії, згідно з ДСТУ 4114-2002.

Бактеріологічні та паразитологічні дослідження проводилися у Львівському обласному лабораторному центрі Міністерства охорони здоров'я України за титраційним та мікроскопічними методами відповідно до встановлених стандартів.

2.4. Методика проведення біоіндикаційних досліджень

Проводилися дослідження з метою визначення оптимального складу субстрату, необхідного для ефективної біологічної рекультивації. Основними компонентами такого субстрату є ґрунт, осад стічних вод та цеоліт.

Біоіндикаційні дослідження проводилися згідно з загальноприйнятими методиками, описаними в ДСТУ ISO 11269-2:2001 та 11269-2:2002.

У цих дослідженнях надається перевага рослинам для встановлення можливості використання ростового субстрату. Рослини є важливими біоіндикаторами, оскільки вони швидко реагують на зміни у середовищі, в якому ростуть, та дозволяють вибрати найефективнішу відповідь на шкідливі фактори. Використання цього методу дозволяє оцінити сумісну біологічну активність впливу фізико-хімічних факторів на природне середовище [234].

Даний метод можна використовувати для всіх типів ґрунтів, ґрунтоутворних матеріалів, осаджених відходів або хімічних речовин, які можуть потрапити у ґрунт. Згідно з цією методикою ростовими субстратами вважаються досліджувана суміш ґрунту та контрольний ґрунт, який відомий своєю високою якістю. Для проведення досліджень обирали найбільш перспективну культуру Пажитницю багаторічну (*Lolium perenne*), яка може бути використана для рекультивації техногенно пошкоджених земель та відноситься до Категорії 1 – однодольні рослини. Перед використанням насіння кожної культури проводили аналіз та визначали енергію їх проростання. У кожній з посудин висаджували по 20 однакових насінин обраного виду. Для кожного повторення в кожному варіанті обчислювали відсоток проростання насіння відносно середнього проростання у контрольних посудинах. Вимірювали довжину найдовших коренів кожної рослини та визначали середню довжину найдовшого кореня для

кожного досліджуваного ростового субстрату. Для визначення найменших суттєвих розбіжностей між контролем та дослідними концентраціями застосовували статистичний аналіз.

Для наших досліджень ми використовували темно-сірий опідзолений ґрунт, до якого додавали свіжі осади стічних вод у таких співвідношеннях (%): 0, 30, 40, 50, 60, 70. Крім того, в той же субстрат додавали природний сорбент (цеоліт) у таких кількостях (%): 0, 5, 10, 15.

Для створення субстрату використовувалася ємність об'ємом 500 мл, до якої висаджували по 20 насінин райграсу зі схожістю на 90-95%. Дослідження проводилися в чотирьохкратній повторності для забезпечення достовірності даних. У приміщенні, де відбувалися експерименти, підтримувалися сталі температура (23-25 °С), вологість (55-60%) та освітлення (4 фітолампи зі світловіддачею по 1400 Лм).

Щоденно проводився полив дослідних зразків в залежності від випаровування, що становив 5-7 мл/добу на кожному дослідному зразку.

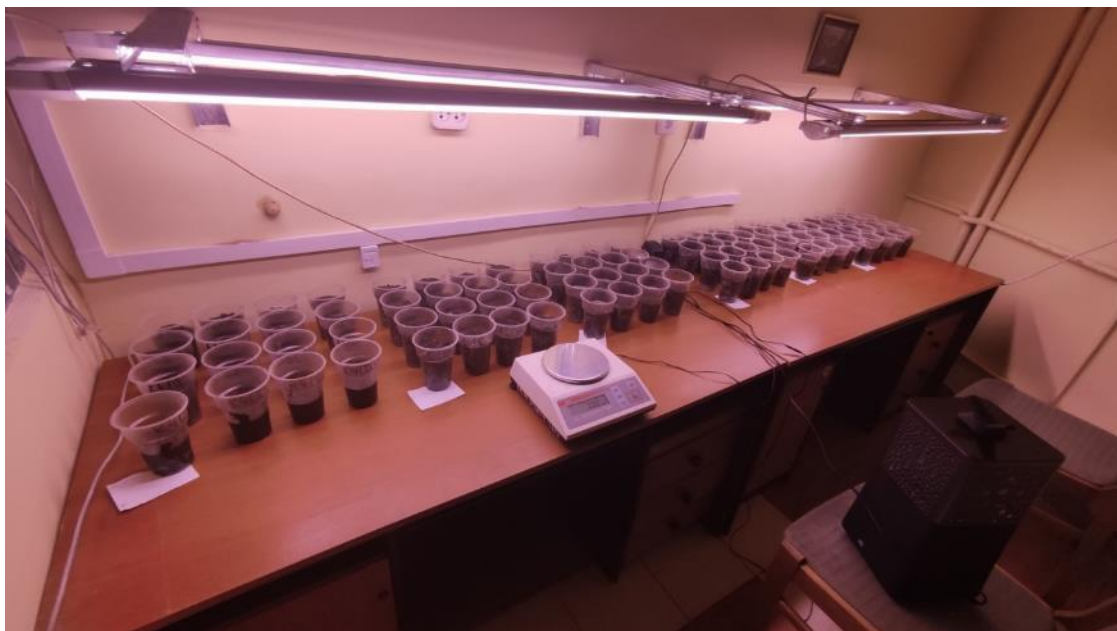


Рис. 2.3. Загальний вигляд термостатованої кімнати із зразками досліджень.

Протягом проведення експерименту ми здійснювали спостереження за такими параметрами: час виникнення паростків, їх кількість щодня, загальна

кількість паростків, вимірювання довжини стебла, а також здійснювалася фотофіксація дослідних зразків.

2.5. Методика виконання аеробного біокомпостування із використанням ОСВ як компоненту сировинної суміші.

Експеримент з аеробного компостування (рис. 2.4) тривав протягом 60 діб і виконувався у чотирьох пластикових біореакторах об'ємом 20 дм³, які щільно закривалися кришками. Початковий об'єм компостних сумішей у кожному біореакторі становив 12 дм³, що дорівнює 60% від їх номінального об'єму.

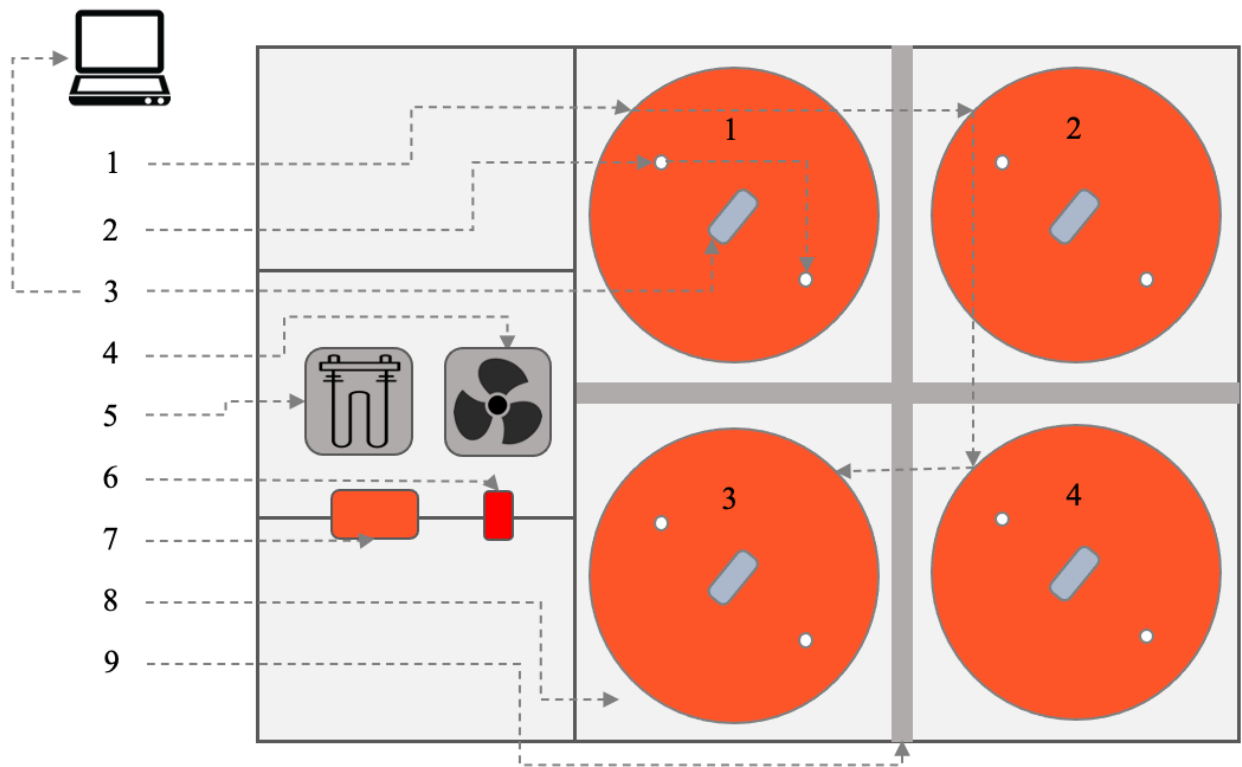


Рис. 2.4. Принципова схема процесу аеробного компостування органічних сумішей: 1 - біореактор; 2 – отвори; 3 - датчі температури і вологості повітря; 4 - крильчата мішалка; 5 – ТЕН; 6 – кнопка увімкнення; 7 - платиновий термоперетворювач опору з регулятором температури та симістором; 8 – термостатована ємність; 9 – кріплення для занурення біореакторів.

З метою зменшення тепловтрат у процесі компостування чотири реактори поміщали в термостатовану ємність об'ємом 8, наповнену водою. Температура водяної бані контролювалася регулятором температури, а для вирівнювання температурного поля в ємності встановлювалася крильчата мішалка. У внутрішню частину кришок біореакторів вбудовані датчики температури і вологості повітря. Ці датчики 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 біореакторів були просвердлені два отвори діаметром 5 мм на рівновіддалених від центру місцях для циркуляції повітря всередині біореакторів.

Для аерації компосту у реакторах проводили щодобове інтенсивне перемішування, тривалістю 20 хвилин, шляхом пересипання суміші компосту в більшу ємність і механічного перемішування за допомогою ручного будівельного міксера потужністю 1700 Вт (рис. 2.5), після чого суміш знову пересипали у біореактор та встановлювали всередину термостатованої ємності.

Процес компостування відбувався при відкритому вікні, щоб забезпечити природну аерацію.



Рис. 2.5. Перемішування компостної суміші

Для уникнення швидкого зниження температури, що спостерігається в реакторах невеликого об'єму [235], встановлювалася задана температура для реалізації термофільного режиму компостування, моделюючи відповідну температурну динаміку всередині натурального компостного бурта. Термофільний режим біокомпостування тривав протягом 5–7 діб, що було достатньо для знищення більшості патогенів, а потім температуру поступово знижували. Процедура регулювання температури дозволяє моделювати термодинамічний режим процесу компостування, який визначає багато інших параметрів компостування, таких як вологість, біологічна активність, динаміка популяції мікроорганізмів [236].

Контроль температурного режиму виконувався шляхом щоденного вимірювання температури компостних сумішей безпосередньо після вимірювання складу суміші газів. Для цього термометр вставляли всередину суміші на однакову глибину від дна біореактора.

Для вимірювання температури використовували лабораторні термометри марок ТЛ-4 та TGL 11998 з діапазонами вимірювання температури 0–55 °C та 50–100 °C відповідно. Максимальна абсолютна похибка вимірювання температури складала $\pm 0,1$ °C.

Для визначення хімічного складу газу всередині біореакторів щоденно використовували п'ятикомпонентний сигналізатор-аналізатор газів ДОЗОР С М 5. Цей апарат дозволяв вимірювати вміст у повітрі п'яти газів: кисню (O_2), метану (CH_4), вуглекислого газу (CO_2), аміаку (NH_3) та сірководню (H_2S) (див. рис. 2.6).

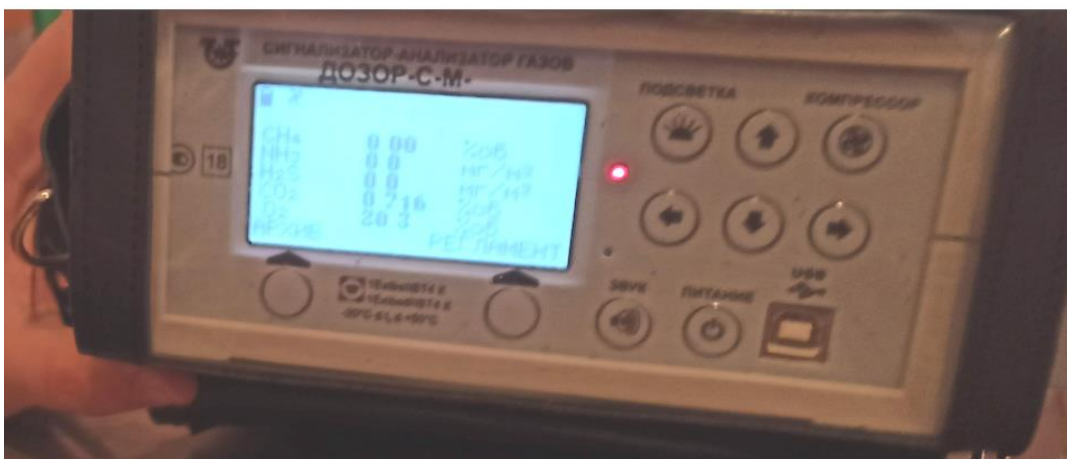


Рис.2.6. Сигналізатор-аналізатор газів ДОЗОР-С-М-5.

Вміст кисню, метану та вуглекислого газу визначається у відсотках об'єму (% об.), а вміст аміаку та сірководню - у міліграмах на кубічний метр (мг/м³). Детальна інформація про порогові концентрації, діапазон вимірювання та допустимі похибки наведена в таблиці 2.1. Час вимірювання для аміаку та сірководню складав 3 хвилини, а для діоксиду вуглецю, кисню та метану - 1,5 хвилини. Для визначення вмісту кисню в біореакторах фіксували його мінімальне значення з метою забезпечення необхідних умов для аеробного компостування. Згідно з прийнятими стандартами, концентрація кисню має перебувати у межах 15-20% для ефективного процесу компостування. Потрібна аерація на початковій стадії компостування допомагає скоротити тривалість процесу, що призводить до перетворення вуглецю (C) у діоксид вуглецю (CO₂) та зменшення викидів метану [11]. Значення діоксиду вуглецю фіксували максимальне протягом часу вимірювання.

Таблиця 2.1. Основні метрологічні параметри приладу ДОЗОР-С-М-5

Визначуваний компонент, одиниці вимірювання	Поріг 1	Поріг 2	Діапазон вимірювання	Піддіапазо-ни вимірювань	Межі допустимої основної похибки	
					абсолют-ної	відносної
CH ₄ , % об.	0,44	0,88	0 - 2,2	0 - 2,2	± 0,25	-
NH ₃ , мг/м ³	20	60	0-120	0 - 20	± 5 мг/м ³	-
				20 - 120	-	± 25%
H ₂ S, мг/м ³	10	30	0-50	0 - 10	± 2,5 мг/м ³	-
				10 - 50	-	± 25%
CO ₂ , % об.	0,5	1	0-5	0-1,0	± 0,25	-
				1,0 - 5,0	-	± 25%
O ₂ , % об.	19	17	0-30	0-30	± 0,8	-

2.6. Методика визначення водопроникності та капілярності компостів

Перед використанням утворених компостів для створення субстрату, потрібно перевірити дані суміші на водопроникність та капілярність, оскільки компостовані суміші через свій склад часто схильні до утворення

водонепроникних плівок, що може негативно вплинути на біоіндикаційні рослини.

Водопроникність – це здатність ґрунту поглинати і пропускати воду, що надходить з поверхні (відбувається у дві фази: вбирання (вільні пори послідовно заповнюються водою до повного насичення ґрунту) і фільтрації (при повному насиченні ґрунту водою вона приходить в рух по порах під дією сили тяжіння)).

Для визначення водопроникності у скляну 35 сантиметрову трубку (рис. 2.6), що має дві мітки (на висоті 20 і 24 см), насипають ґрунт до мітки 20 см (для відображення динаміки роблять мітки на також на позначках 5, 10, 15 і 20 см).

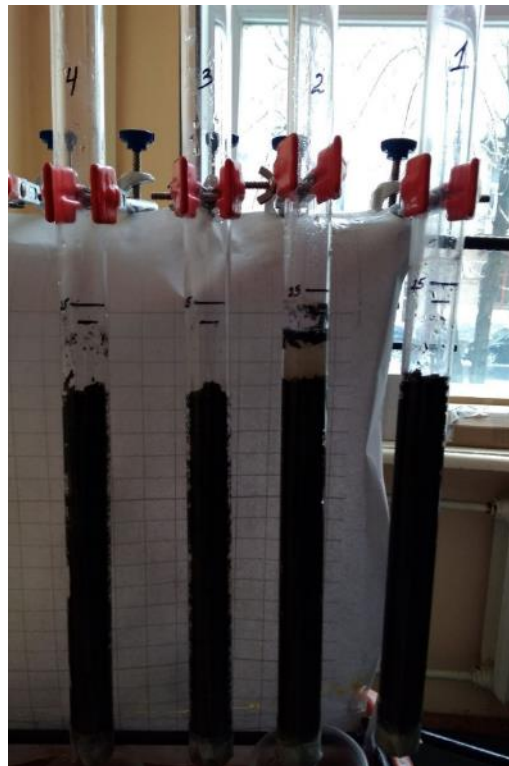


Рис. 2.7. Загальний вид дослідження водопроникності компостів.

Зверху в трубку наливають 4 см води і підтримують її рівень до появи першої краплі, що пройшла через шар ґрунту. Водопроникність визначається часом проходження води крізь шар ґрунту .

2.7. Методика дослідження елементного складу дослідних зразків.

Експериментальний аналіз елементного складу створених субстратів і рослин, вирощених на них, був проведений за допомогою

рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L, загальний вигляд якого представлений на рисунку 2.8.

Рентгенофлуоресцентний аналізатор EXPERT 3L призначений для визначення масової частки (%) основних хімічних елементів методом рентгенофлуоресцентного аналізу. Діапазон контролю хімічних елементів охоплює від магнію (^{12}Mg) до урану (^{92}U). У процесі опромінення зразка високоенергетичним рентгенівським випромінюванням частина його проникає через зразок, друга частина розсіюється, а решта поглинається речовиною зразка. В результаті поглинання рентгенівського випромінювання зразком відбувається декілька ефектів, включаючи рентгенівську флуоресценцію (випромінювання вторинного рентгенівського випромінювання). У рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L використовується методика енергодисперсійного рентгенофлуоресцентного елементного аналізу, що базується на методі фундаментальних параметрів зі зміщенням характеристичного випромінювання атомів проби фотонами гальмівного спектру малопотужної рентгенівської трубки. Реєстрація цього випромінювання виконується напівпровідниковим PIN-детектором з термоелектричним охолодженням.

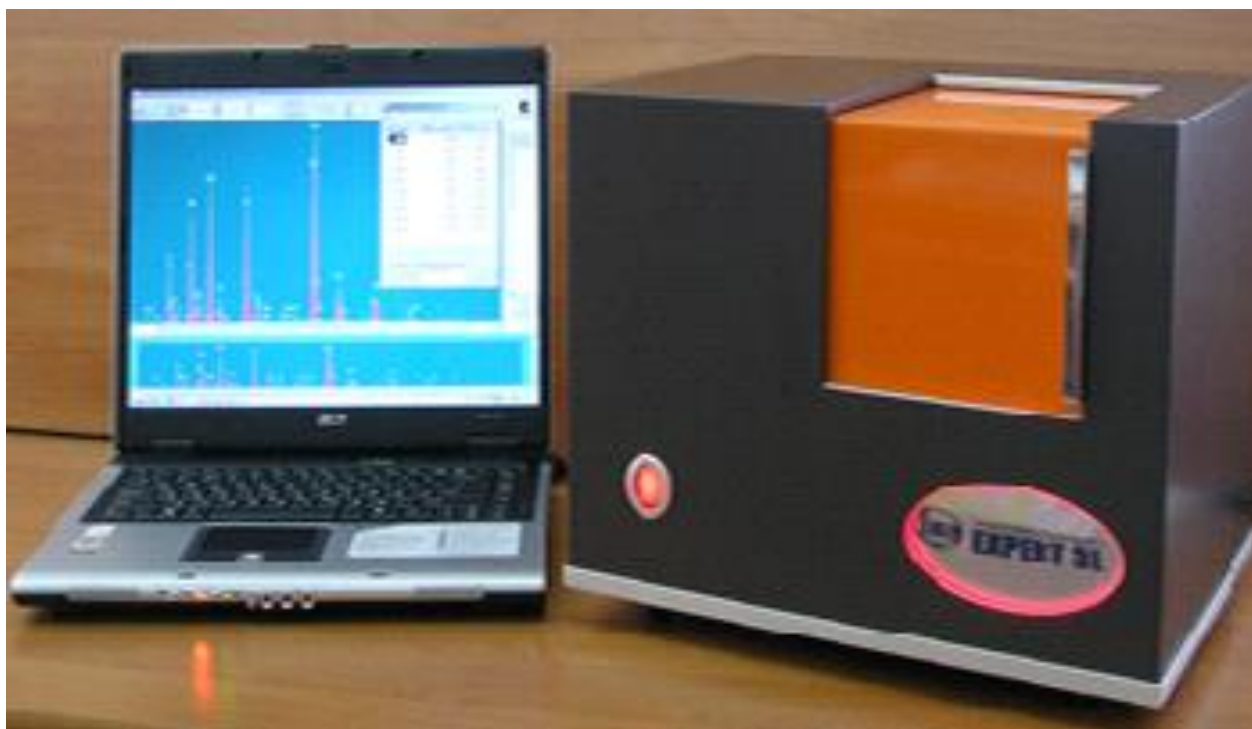


Рис. 2.8. Загальний вигляд рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L.

Кожна зразок пройшла передпідготовку та була спалена згідно із загальноприйнятими методиками у муфельній печі (див. рис. 2.9).

Досліджувана проба була поміщена у вимірювальну камеру блоку вимірювання. Після закриття кришки камери зразок був опромінений рентгенівським випромінюванням, що генерувалося УРВ.

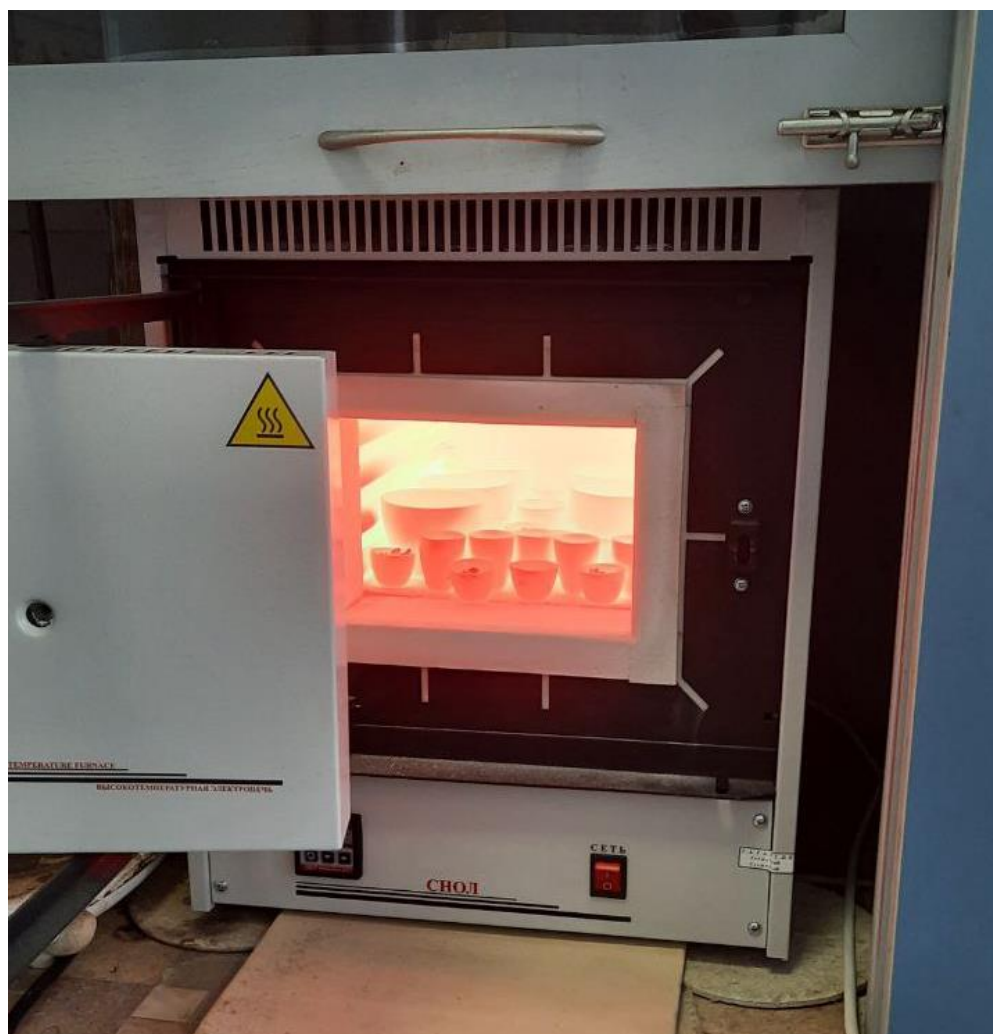


Рис. 2.9. Загальний вигляд процесу підготовки зразків.

Детектор з передпідсилювачем перетворював енергію фотона на електричний сигнал, чия амплітуда пропорційна енергії фотона. Цей сигнал подавався через сигнальний кабель на модуль спектрометричного підсилювача, де він формувався та зміцнювався. Після завершення експозиції накопичений спектр передавався із буфера накопичення в пам'ять комп'ютера (буфер обробки). За допомогою програмно-методичного забезпечення, встановленого

на комп'ютері, проводилася математична обробка спектру. Результати вимірювань подавалися у вигляді таблиць з переліком виявлених елементів та їх концентрацій, а також у вигляді графіків, які представлені у Додатку Б.

2.8. Методика проведення мікробіологічних досліджень

Підготовка зразків осадів до санітарно-мікробіологічного дослідження.

Для формування середньої проби зразки осадів стічних вод висипали зі стерильної банки на стерильний аркуш пергаментного паперу, перемішували стерильним шпателем, відбирали камінці та інші тверді домішки [237, 238]. Після цього зразок осаду розрівнювали рівним шаром у вигляді прямокутника, який ділили шпателем двома діагоналями на чотири трикутники. Для роботи використовували осад з двох протилежних трикутників. 30 г середньої проби зразків осадів переносили у стерильну фарфорову ступку. До осадів вносили 10–15 мл стерильної водопровідної води з колби, в яку попередньо було налито 270 мл води. Суміш ретельно розтирали упродовж 5 хв. Отриману суспензію кількісно переносили із ступки у колбу з стерильною водопровідною водою. Суспензію збовтували упродовж 10 хв. Із отриманої суспензії осадів готували серійні розведення від 10^{-1} до 10^{-10} , які використовували для подальших досліджень.

Визначення загального мікробного числа. Загальне мікробне число визначають як кількість мікроорганізмів, яку виявляють в 1 г досліджуваного ґрунту [237, 238]. Загальне мікробне число визначали методом глибинного посіву у щільне середовище ТСА. Для цього по 1 мл із останніх чотирьох розведень зразків вносили на дно стерильних чашок Петрі і заливали 20 мл розтопленого й охолодженого до 45 ± 1 °С ТСА. Після застигання середовища чашки інкубували упродовж 72 год за температури $+37 \pm 1$ °С. Для підрахунку використовували чашку з таким розведенням, на якій виросло 50...150 колоній. Із суми колоній, що виростили на двох чашках одного розведення, знаходили середнє арифметичне й визначали кількість колонієутворювальних одиниць (КУО) на 1 г зразка.

Визначення чисельності термофільних мікроорганізмів. 1 мл із останніх чотирьох розведень зразків осадів вносили на дно стерильних чашок Петрі і заливали 20 мл розтопленого й охолодженого до 45 °С ТСА. Після застигання середовища чашки інкубували упродовж 24 год за температури $+60\pm 1$ °С. Для підрахунку використовували чашку з таким розведенням, на якій виросло 50...150 колоній. Із суми колоній, що вирости на двох чашках одного розведення, знаходили середнє арифметичне й визначали кількість мікроорганізмів в 1 г ґрунту [237, 238].

Визначення бактерій групи кишкової палички. Визначення титру бактерій групи кишкової палички (БГКП) здійснювали з використанням титраційного методу [237, 238]. Відповідні розведення суспензії осадів сіяли у флакони і 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. Посіви інкубували упродовж 48 год за температури $+37\pm 1$ °С. Коли у флаконі та пробірках не спостерігали помутніння середовища – робили негативний висновок про наявність БГКП. Якщо у пробірках чи флаконі був ріст, що супроводжувався помутнінням середовища, робили посів на чашки Петрі зі середовищем Ендо, селективним агаром для виявлення коліформних бактерій і *E. coli*. Посіви вирощували упродовж 24 год за температури $+37\pm 1$ °С. Типові колонії ідентифікували шляхом визначення оксидазної реакції, здатності до ферментації глюкози і лактози, утворення індолу з триптофану, фарбування за Грамом. Найменша кількість ґрунту, у якій було виявлено грамнегативні палички, які не утворюють оксидазу і розщеплюють глюкозу до кислоти та газу, вказує на їх титр [237, 238].

Індекс БГКП визначали за формулою 1:

$$\text{Індекс БГКП} = 1000/\text{титр БГКП} \quad (2.2)$$

Визначення перфрінгенс-титру. З розведень суспензії осадів (від 10^{-1} до 10^{-6}) по 1 мл переносили у два ряди пробірок. Один ряд пробірок з розведеними суспензіями нагрівали за температури $+80\pm 1$ °С упродовж 15 хв з метою пригнічення розмноження вегетативних форм мікроорганізмів. Після нагрівання

в обидва ряди пробірок вносили по 9–10 мл збагаченого середовища для клостридій, яке готували безпосередньо перед використанням. Суспензію перемішували зі середовищем, обертаючи пробірку між долонями рук, після чого для швидкого застигання агару та видалення кисню зі середовища пробірки охолоджували струменем холодної води. Інкубували у термостаті 24 год за температури $+43\pm 1$ °C. Після закінчення інкубації з кожної пробірки проводили пересів на поверхню кров'яного колумбійського агару. Посіви інкубували за анаеробних умов за температури $+37\pm 1$ °C від 48 до 72 год. Наявність в за анаеробних умов росту Грам-позитивних паличок, які є каталазонегативними, вказує на наявність клостридій [237, 238].

Визначення бактерій роду *Salmonella*. На початкових етапах дослідження проводили попереднє концентрування бактерії роду *Salmonella* у середовищі попереднього збагачення – фосфатно-буферній пептонній воді. Як селективне середовище використовували середовище Раппапорта-Василіадіса. Для цього по 1 мл розведених суспензій зразків вносили до 9 мл фосфатно-буферної пептонної води. Пробірки з посівами вирощували упродовж 16–24 год за температури 36 ± 1 °C. Після інкубації проводили висів на диференціально-діагностичні середовища: ксилозо-лізин-дезоксихолатний агар і середовище Ендо. Під час пересіву використовували не менше 2 чашок із селективними середовищами. Вирощування мікроорганізмів проводили упродовж 48 год за температури 36 ± 1 °C. Характерні для бактерій роду *Salmonella* колонії пересівали на середовище триптон-соєвий агар. Посіви інкубували упродовж однієї доби за за температури 36 ± 1 °C після чого пересівали на середовище Клігlera і трицукридний агар. У разі характерного росту на цих середовищах проводили дослідження біохімічних властивостей ізолятів [237, 238].

Фарбування бактерій за Грамом. Фарбування бактерій за Грамом проводили з використанням набору барвників виробництва (Merck Millipore, США). На предметному склі виготовляли фіксований мозок бактерій. На фіксований препарат наносили 5–10 крапель розчину кристалічного фіолетового (реагент 1). Витримували препарат під барвником упродовж 1 хв. Не

промиваючи препарат, заливали його розчином Люголя (реагент 2) до повного почорніння (на 1 хв). Зливали розчин Люголя і ретельно наносили деколоризуючий розчин (реагент 3) на мазок, поки він не набуде сіро-блакитного забарвлення. Розчини обережно змивали дистильованою водою. Ступінь знебарвлення контролювали під мікроскопом (об'єктив 8×). На знебарвлені зразки ретельно наносили розчин сафраніну (реагент 4). Витримували препарат під барвником 1 хв і змивали обережно дистильованою водою. Як тест-культури використовували бактерії *Bacillus subtilis* (Грам-позитивні бактерії) і *E. coli* (Грам-негативні бактерії). Розглядали препарат в імерсійній системі мікроскопа Ахіо Lab.A1 компанії Carl Zeiss та інвертованого мікроскопа Olympus IX73 з цифровою камерою DP-74.

Виявлення каталазної активності. Для визначення каталазної активності краплю 10 % H_2O_2 наносили на колонію досліджуваних бактерій. Виділення O_2 , яке добре помітно за утворенням міхурців газу, свідчить про каталазну активність в клітинах [239].

Виявлення оксидазної активності. Для виявлення оксидазної активності використовували смужки, які містили N,N-диметил-*p*-фенілендіамін оксалат і β -нафтол (Merck Millipore, США). Результат вважали позитивним у разі забарвлення смужки у синій колір. Як тест-культури використовували бактерії *Staphylococcus albus* (оксидазопозитивні мікроорганізми) і *E. coli* (оксидазонегативні мікроорганізми).

Відновлення нітратів. Здатність до відновлення нітрат-йонів виявляли у середовищі ТСБ з 0,2 % KNO_3 . Виготовлене середовище розливали в пробірки з поплавками, стерилізували за 1 атм 20 хв. Середовище засівали досліджуваною культурою бактерій та вирощували сім–десять днів, тоді спостерігали за якісною реакцією на нітрат-йони і відновленням нітрит-йонів. Для виявлення нітрит-йонів до краплі культури на предметному склі додали краплю реактиву Грісса (суміш сульфанілової кислоти і 2-нафтиламіну в кислому середовищі). За наявності нітрит-йонів утворюється азосполука червоно-рожевого кольору [239].

Розрідження желатину. Протеолітичну активність досліджуваних ізолятів оцінювали за здатністю розріджувати желатин. Розрідження желатину спостерігали після посіву суспензії досліджуваної культури бактерій уколом у стовпчик ТСБ з желатином (15%). Бактерії культивували за кімнатної температури сім-десять діб. Розрідження желатину або відсутність цієї ознаки оцінювали візуально, реєструючи інтенсивність та форму розрідження [239].

Визначення рухомості бактерій. Для визначення рухомості досліджувані бактерії висівали уколом у стовпець середовища, яке містило 0,2–0,6 % агару, вирощували упродовж 3–7 діб за відповідних температур. Як тест-культури використовували бактерії *Proteus vulgaris* (рухомі) і *Staphylococcus albus* (нерухомі).

Визначення потреби бактерій у кисні. Потребу в кисні оцінювали за характером росту після посіву бактерій уколом у стовпчик тіогліколевого середовища (Merck, США) в пробірці. Вважали, що облигатні аероби ростуть на поверхні середовища, мікроаерофіли – на деякій відстані від поверхні, факультативні анаероби – по всій товщі стовпчика, облигатні анаероби – тільки в глибині стовпчика тіогліколевого середовища [239].

Визначення властивостей мікроорганізмів. Використовували набір ID 32 GN kit (bioMérieux, France), який призначений для автоматичної ідентифікації грамнегативних паличок. Ідентифікація заснована на 32 біохімічних мікротестах. Стріп ID 32 GN складається з 32 мікролунок, які містять дегідровані субстрати. Ідентифікацію проводили згідно з інструкцією виробника.

Визначення здатності фітопатогенних бактерій до мацерації рослинних тканин. Збудники м'яких гнилей рослин мають пектолітичні ферменти, що спричиняють мацерацію рослинної тканини. Для визначення у бактерій цієї властивості зазвичай використовують бульби картоплі, попередньо промиті у проточній стерильній воді і поверхнево простерилізовані 96% етиловим спиртом. Після очищення бульби стерильним скальпелем, її нарізають скибочками розміру 15×15×10 мм, які розміщують в чашку Петрі. У центр кожної скибочки вносять петлею досліджувану культуру рівномірно її

розподіляючи. Для створення вологої камери на дно чашки розміщують шар вати, яку покривають фільтрувальним папером й змочують стерильною водою. Спостереження здійснюють щодобово. Про мацерацію стверджують за дотиком до скибочки петлею. Швидкість мацерації вказує на активність культури [36].

Визначення яєць геогельмінтів. Концентрування ооцист проводили методом флотації зі зразків із консервантом. Для виділення ооцист із досліджуваних зразків можуть бути використані розчини сахарози, сульфату цинку або хлориду натрію. Розчин сахарози (з питомою густиною 1,18) готували у скляній хімічній склянці, додаючи 250 г сахарози до 300 мл деіонізованої води. Розчин обережно нагрівали ($<60^{\circ}\text{C}$) на плитці з мішалкою при безперервному перемішуванні, щоб домогтися повного розчинення сахарози. Отриманий розчин поміщали у лід й охолоджували до 4°C . Охолоджений розчин виливали у мірний циліндр місткістю 500 мл і коригували питому густину до 1,18, додаючи холодну деіонізовану воду (4°C). За потреби готовий розчин сахарози зберігали за 4°C .

У 10 мл флотаційного розчину, поміщеного в центрифужну пробірку місткістю 15 мл, аплікаторною паличкою вносили 1 г зразків сумішей для компостування, ретельно перемішували і центрифугували за 1100 g упродовж 5 хвилин. З меніска відбирали верхні 2 мл рідини (що містить ооцисти), триразово промивали деіонізованою водою і ресуспендували у мінімальному об'ємі деіонізованої води. Ресуспендований вміст переносили піпеткою на предметне скло. Мазок сушили на повітрі і фарбували за Цілем–Нільсеном.

2.9. Методика дослідження сорбції аміаку природними сорбентами.

Схема експериментальної установки, використаної для визначення оптимальних умов і пропорцій компонентів у суміші природних мінеральних сорбентів та курячого посліду для поглинання аміаку, представлена на рисунку 2.10. Дослідження проводились на установці, що складалася з реакційної колби, до якої підключався повітряний насос Atinan At-A850 з електродвигуном, який працював від електромережі з напругою 220 В, та склянок Дрекслея.

Склянки Дрекселя містили 10 мл сірчаної кислоти ($0,5 \text{ моль/дм}^3$), 5 крапель метилового червоного та 100 мл дистильованої води. Після налаштування установки проводився відбір проб аміачно-повітряної суміші для визначення кількості аміаку, що не був поглинутий сорбентом. З певними інтервалами (5, 15, 30, 60 хвилин) склянки Дрекселя замінювалися новими, а обсяг сульфатної кислоти, використаної для нейтралізації аміаку, визначався методом зворотного титрування розчином гідроксиду натрію концентрацією 1 моль/дм^3 (1 н).

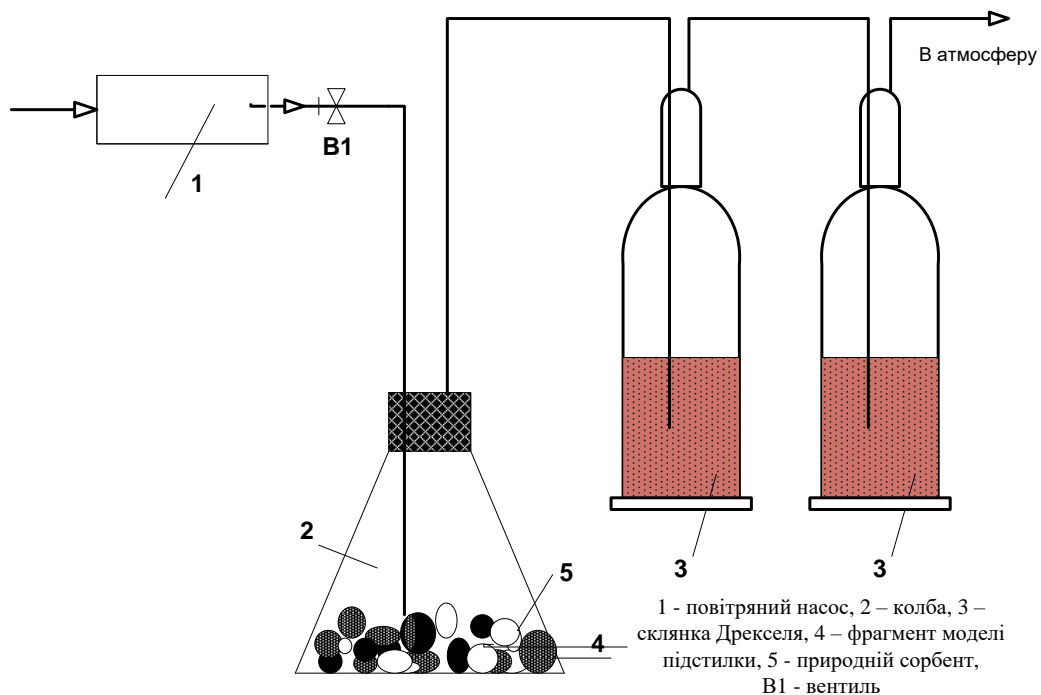


Рис. 2.10. Схема експериментальної установки

Моделльні суміші витримували кілька годин, що забезпечувало достатній час для встановлення рівноважної концентрації аміаку в сорбенті та повітряному просторі колби. Виходячи з результатів досліджень, обчислювали масу аміаку, поглинутого сорбентом (або, в подальших експериментах, досліджуваною композицією).

Кінетику адсорбції аміаку вивчали за наступною методикою. У колби об'ємом 250 см^3 додавали по 10 г повітряно-сухого сорбенту та по 5 см^3 розчину аміаку (25% мас.). Метою експериментів було визначити та порівняти здатність

природних мінеральних сорбентів поглинати аміак із 5 см³ розчину аміаку (25%) в різні часові інтервали. Колби об'ємом 250 см³ з модельними сумішами витримували попередньо протягом 0,5 години (колби № 1-3) та 7 діб (колби № 4-6). Спочатку з колб видували 5 мл аміаку до сухого стану. Результат становив 0,87 г аміаку в 5 мл 25% розчину аміаку.

Вплив температури навколишнього середовища на адсорбційну здатність клиноптилоліту та палигорськиту до аміаку вивчали за наступною методикою. У колби об'ємом 250 см³ додавали наважки повітряно-сухого сорбенту та по 1 см³ розчину аміаку (25% мас.). Колби з модельними сумішами витримували протягом однієї доби.

Висновки та узагальнення до 2 розділу

1. На сьогоднішній час проблема техногенно порушених земель в Україні та світі загалом становить істотну загрозу для навколишнього середовища. Запропоновано розроблені методики балансування складу субстрату в залежності від виду ою'єкту рекультивації та ремедіації.

2. Описано розроблені під керівництвом автора дисертації конструкції для проведення біокомпостування та анаеробного зброджування, також описано розроблені методики проходження даних процесів та проведення моніторингу вхідних і вихідних параметрів процесу.

3. Здійснено розробку експериментальних пристроїв та опис методик дослідження процесів технології створення органо – мінерального рекультиваційного добрива. Зокрема описано методику проведення досліджень аерованого біокомпостування, адсорбції аміаку природними сорбентами, методики мікробіологічних досліджень.

4. Матеріал розділу викладено у публікаціях автора [16, 240-243].

РОЗДІЛ 3

АНАЛІЗ ОБ'ЄМІВ ТА ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК НАКОПИЧЕНИХ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД НА ЛЬВІВСЬКИХ КОС

Проживання та господарська діяльність людини значною мірою впливає на довкілля, що її оточує. Особливо інтенсивно цей вплив характерний для міських агломерацій. Він обумовлений як викидами промислових підприємств, так і великими об'ємами побутових відходів та стічних вод. Внаслідок цього великих змін зазнають біокомпоненти природних ландшафтів, ґрунти, повітря, поверхневі та підземні води.

В Україні протягом тривалої господарської діяльності міст та селищ накопичилися величезні обсяги твердих побутових відходів, а також продуктів очищення стічних вод – мулів стічних вод. Така ситуація є характерною і для міста Львова.

Накопичення великої кількості мулів стічних вод на відкритих майданчиках території очисних споруд ЛМКП “Львівводоканалу” створює значне навантаження на довкілля, що проявляється у охопленні великої території родючих земель, забрудненні повітря токсичними газами, можливістю потрапляння фільтратів у суміжні водотоки та підземні води.

Вторинна переробка відходів життєдіяльності з отриманням додаткових економічних зисків вирізняє сучасні європейські підходи щодо цивілізованого облаштування населених пунктів у гармонії з природою.

Ми здійснили розрахунок об'єму накопиченого мулу території очисних споруд ЛМКП “Львівводоканалу”, дослідили його хімічні, бактеріологічні та паразитологічні показників.

Результатом проведених топографо-геодезичних робіт стала карта мулового (рис. 3.1) поля із чіткою прив'язкою до місцевих координат. Разом з тим ці дослідження дозволили доволі точно підрахувати площу мулового поля, яка становить 12,9006 га, що відповідає 129006 м². [244]

Також на основі результатів топографо-геодезичної зйомки побудовано картосхему морфології поверхні мулового поля (рис. 3.2) та його трьохмірну модель (рис. 3.3), на яких чітко прослідковується зниження абсолютних відміток поверхні мулу у східному, північно-східному напрямках від майже 247 м до трошки більше 244 м. Перевищення між максимально високою та максимально низькою точками сягає близько 3 м. [244]

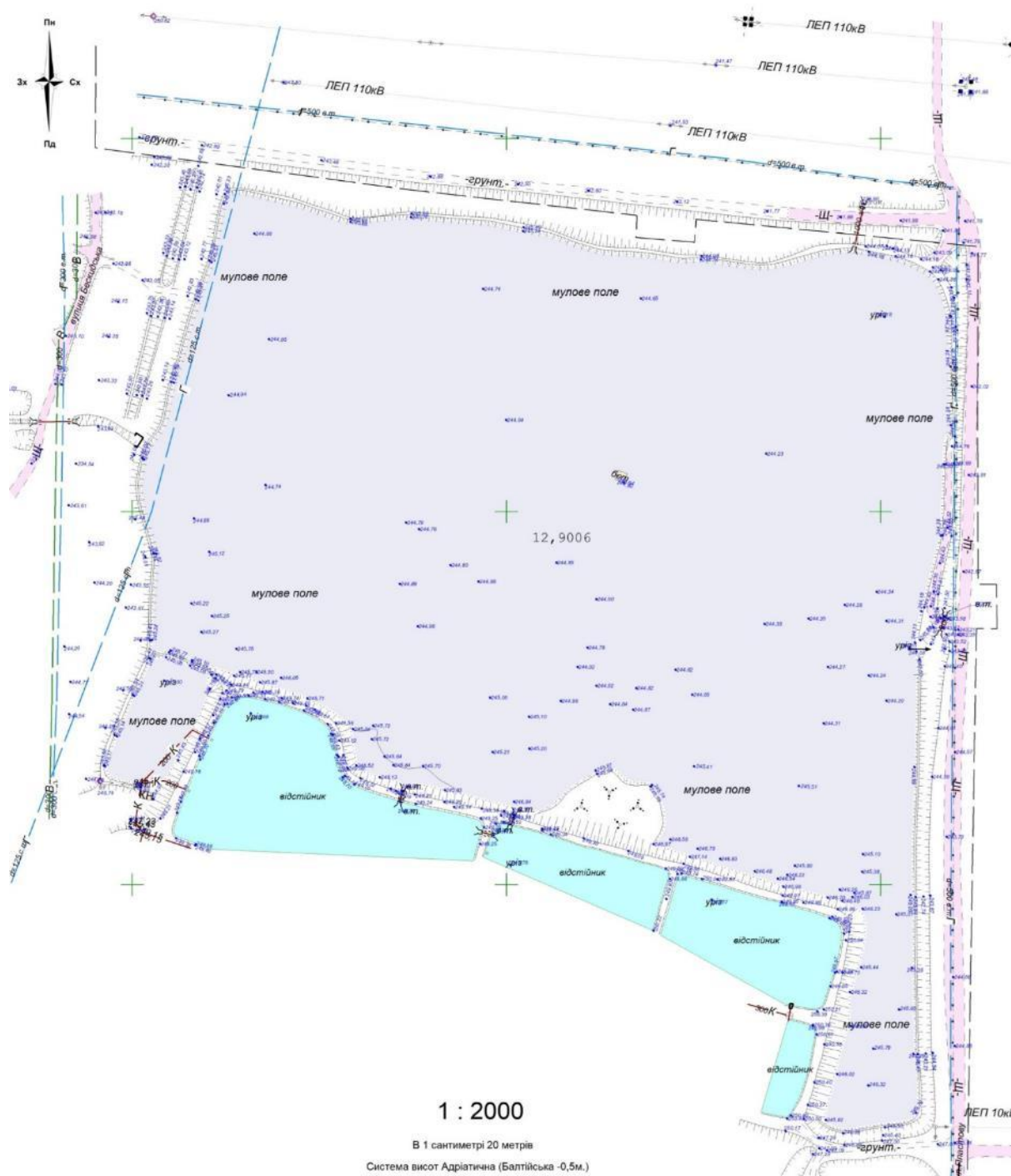


Рис.3.1. Топографо-геодезична карта мулового поля очисних споруд ЛМКП “Львівводоканал”

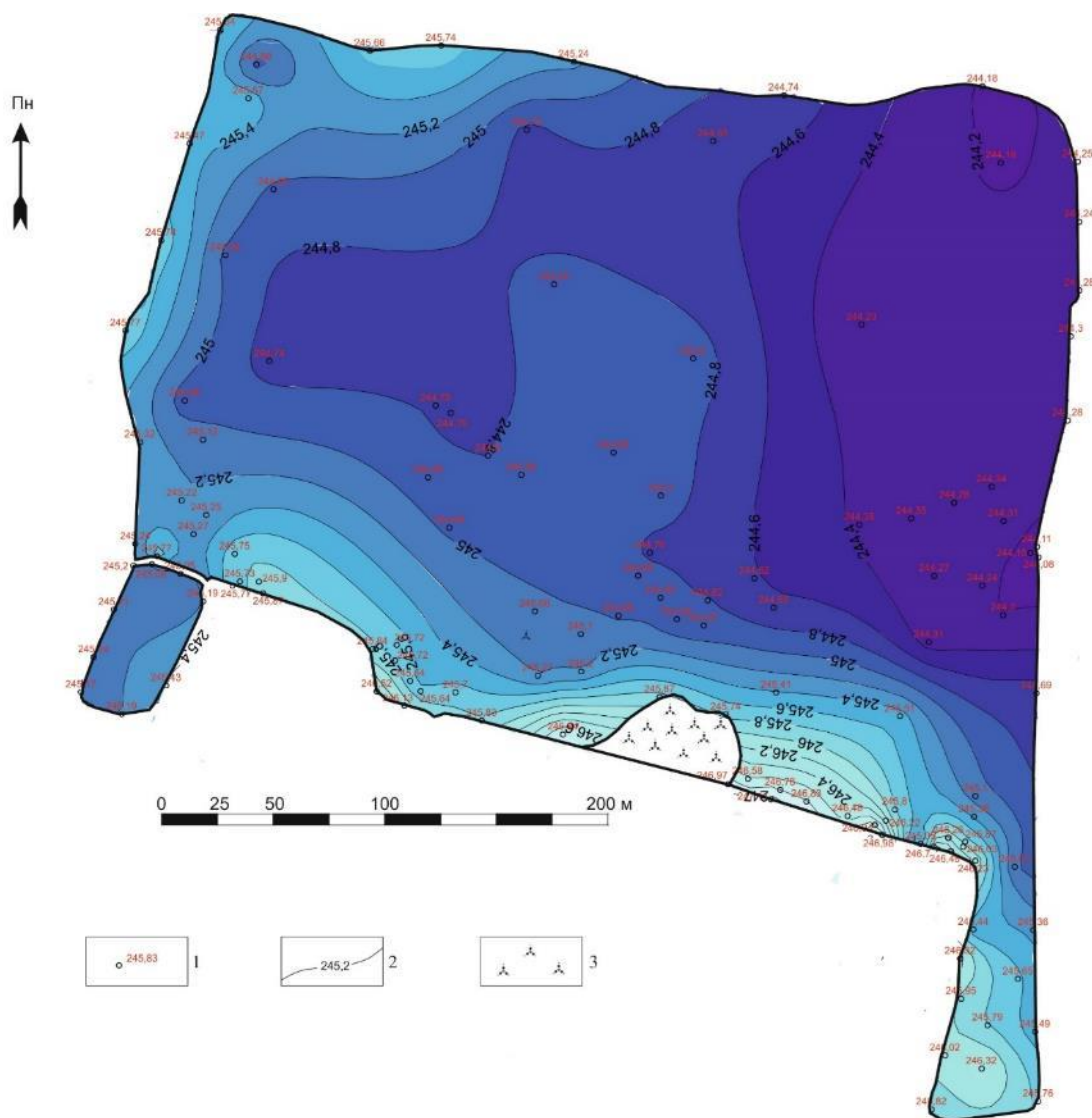


Рис. 3.2. Картохема морфології поверхні мулового поля.
 1 – геодезична точка заміру з даними абсолютної висоти, м;
 2 – ізогіпси; 3 – чагарники

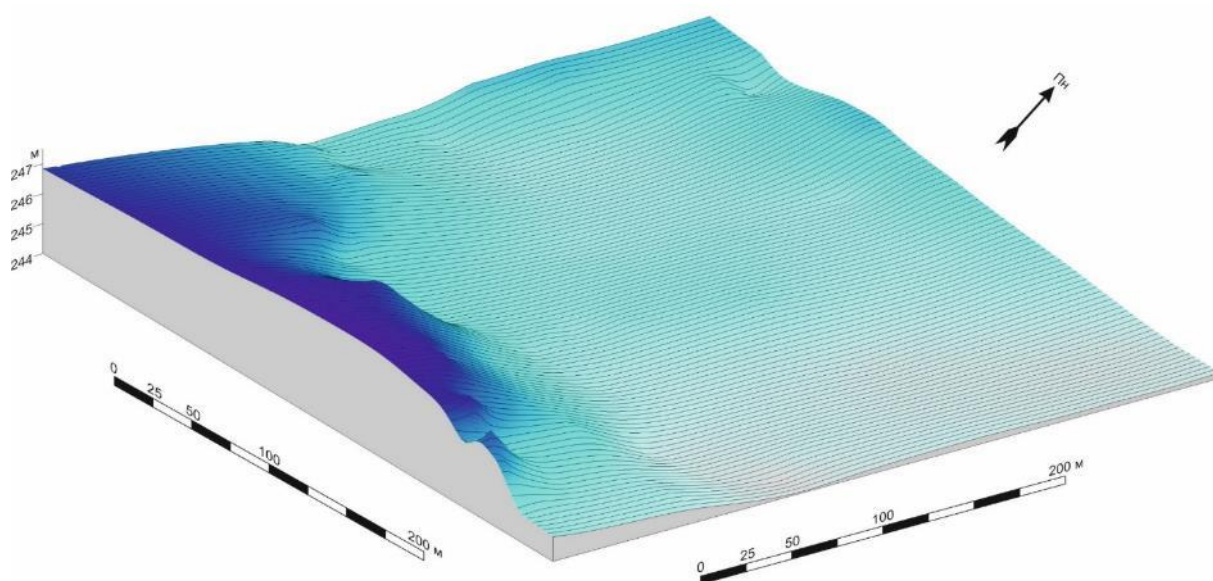


Рис. 3.3. Трьохмірна модель морфології поверхні мулового поля
 (без нижніх виступів мулового поля)

3.1. Об'єм мулових осадів

Об'єм мулових осадів розраховано шляхом перемноження площі мулового поля на потужність мулу, розраховану по ізолініях потужності. Потужність вчислялася по сітці з кроком 25 м (рис. 3.4), кількість точок становила 173 [245]:

$$V = S \cdot ((h_1 + \dots + h_{173}) / 173) \quad (1)$$

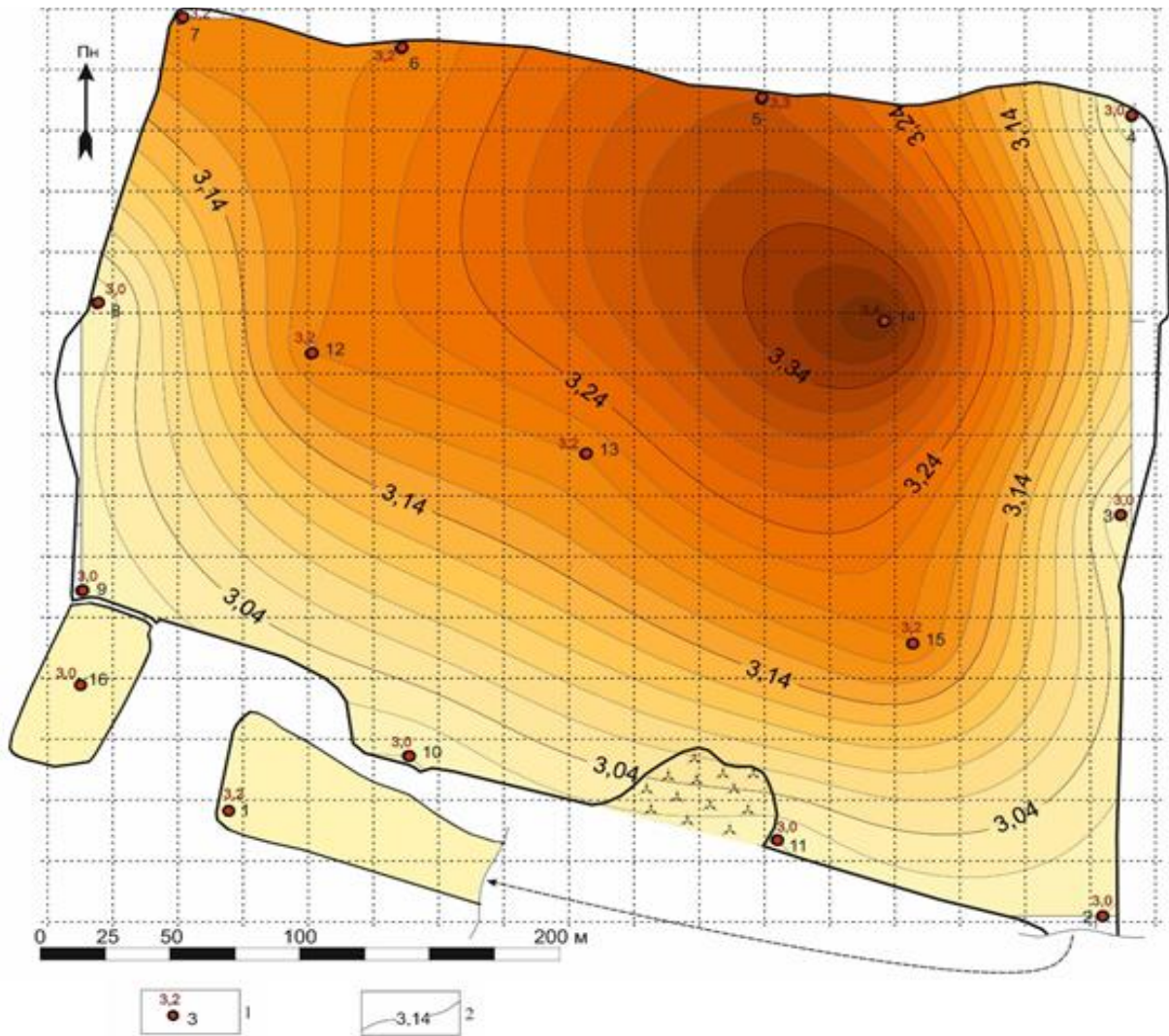


Рис. 3.4. Картохема потужності мулових осадів

1 – номер точки заміру та потужність мулу, м; 2 – ізолінії потужностей (ізопахіти) [246]

Розрахована середня потужність складає 3,16 м. Загальна площа мулового поля, за даними топографо-геодезичного картування становить 129006 м². Загальний об'єм мулових осадів всього мулового поля становить **407659 м³**. [244]

На основі синтезу карти морфології поверхні мулового поля та потужностей мулу у свердловинах побудовано трьохмірну модель морфології дна мулового поля (рис. 4.5). Різниця між абсолютно найвищою та найнижчою точками дещо більша 1,5 м. Загальна морфологія дна понижується у східному напрямку. [244]

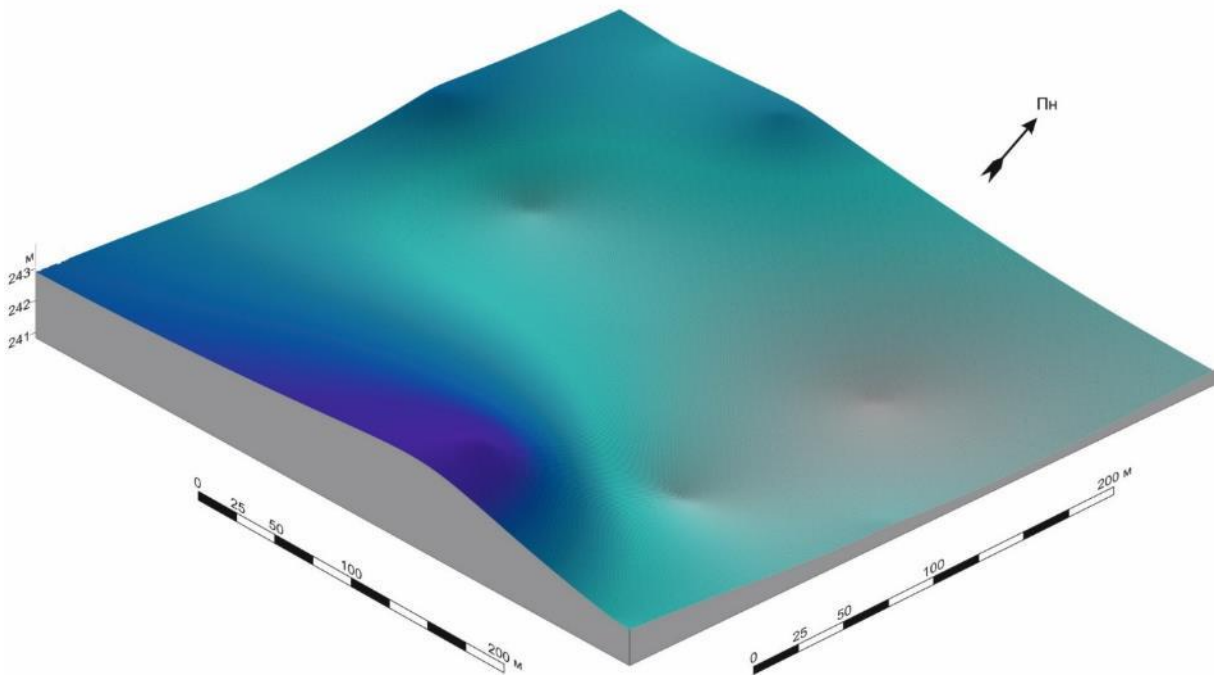


Рис. 3.5. Трьохмірна модель морфології дна мулового поля (без нижніх виступів мулового поля)

3.2. Санітарно-мікробіологічні характеристики мулу

Результати санітарно-мікробіологічних досліджень мулу, проведених на визначення бактерій групи кишкових паличок (у свердловинах № 5, 8, 13, 15, в інтервалі глибин 0-0,2, 1,4-1,6, та 2,8-3,0 м) встановили їхню доволі низьку присутність. Їхній титр не перевищує 0,00001 г (табл. 3.1).

Патогенних мікроорганізмів, в тому числі сальмонел в наважці проби 50 г із інтервалів цих свердловин також не виявлено.

Таблиця 3.1. Результати санітарно-мікробіологічних досліджень

№ проби	Титр БГКП (бактерії групи кишкових паличок), г	Патогенні мікроорганізми, в т.ч. сальмонели (в 50 г мулу)
5.1	0,00001	не виявлено
5.2	0,00001	не виявлено
5.3	0,00001	не виявлено
8.1	0,00001	не виявлено
8.2	0,00001	не виявлено
8.3	0,00001	не виявлено
13.1	0,00001	не виявлено
13.2	0,00001	не виявлено
13.3	0,00001	не виявлено
15.1	0,00001	не виявлено
15.2	0,00001	не виявлено
15.3	0,00001	не виявлено
ДСТУ 7359:2013	Індекс БГКП, од./дм ³ <50000	не дозволено

Санітарно-мікробіологічні дослідження (табл. 3.2), які проводилися на виявлення яєць та личинок гельмінтів, цист патогенних кишкових найпростіших (усі інтервали свердловин №№ 3, 5, 6, 8, 10, 11, 13, 14), встановили наявність в пробі № 3.1 яєць *T.canis*, а в пробі № 10.1 яєць *A.lumbricoides*. Ці проби відібрані в інтервалі глибин 0-0,2 м.

Цистів патогенних кишкових найпростіших в усіх пробах не виявлено.

Таблиця 3.2. Результати санітарно-мікробіологічних досліджень

№ проби	Яйця та личинки гельмінтів	Цисти патогенних кишкових найпростіших
1	2	3
3.1	яйця <i>T.canis</i>	не виявлено
3.2	не виявлено	не виявлено
3.3	не виявлено	не виявлено
5.1	не виявлено	не виявлено
5.2	не виявлено	не виявлено
5.3	не виявлено	не виявлено
6.1	не виявлено	не виявлено

Продовження таблиці 3.2.

1	2	3
6.2	не виявлено	не виявлено
6.3	не виявлено	не виявлено
8.1	не виявлено	не виявлено
8.2	не виявлено	не виявлено
8.3	не виявлено	не виявлено
10.1	яйця <i>A.lumbricoides</i>	не виявлено
10.2	не виявлено	не виявлено
10.3	не виявлено	не виявлено
11.1	не виявлено	не виявлено
11.2	не виявлено	не виявлено
11.3	не виявлено	не виявлено
13.1	не виявлено	не виявлено
13.2	не виявлено	не виявлено
13.3	не виявлено	не виявлено
14.1	не виявлено	не виявлено
14.2	не виявлено	не виявлено
14.3	не виявлено	не виявлено
ДСТУ 7359:2013	не дозволено	н.л.

3.3. Еколого-хімічні характеристики мулу

Вмісти органічної та мінеральної речовин (зольність) у мулі визначалися на повітряно-суху пробу. Волога у такому випадку є хімічно зв'язаною відповідно з органічною та мінеральною складовими мулу.

Вміст вологи. Кількість вологи у відібраних пробах мулу знаходиться в межах 6,45-15,23 мас. % (% від загальної маси) (табл.3.3). У переважній більшості проб її кількість зростає із глибиною.

Вміст органічної речовини. Вміст органічної речовини у мулах стічних вод знаходиться в межах 28-44 мас. %. У більшості свердловин спостерігається чітка закономірність щодо зменшення кількості органічної речовини з глибиною відбору (табл. 3.3) [244].

Кількість органічної речовини у приповерхневих умовах мулового поля (інтервал 0-0,2 м) становить 35-44 мас. %. Максимальні її значення у латеральному плані простягаються широкою смугою від місць скидів мулових осадів у північно-західному напрямку (рис. 3.6, а).

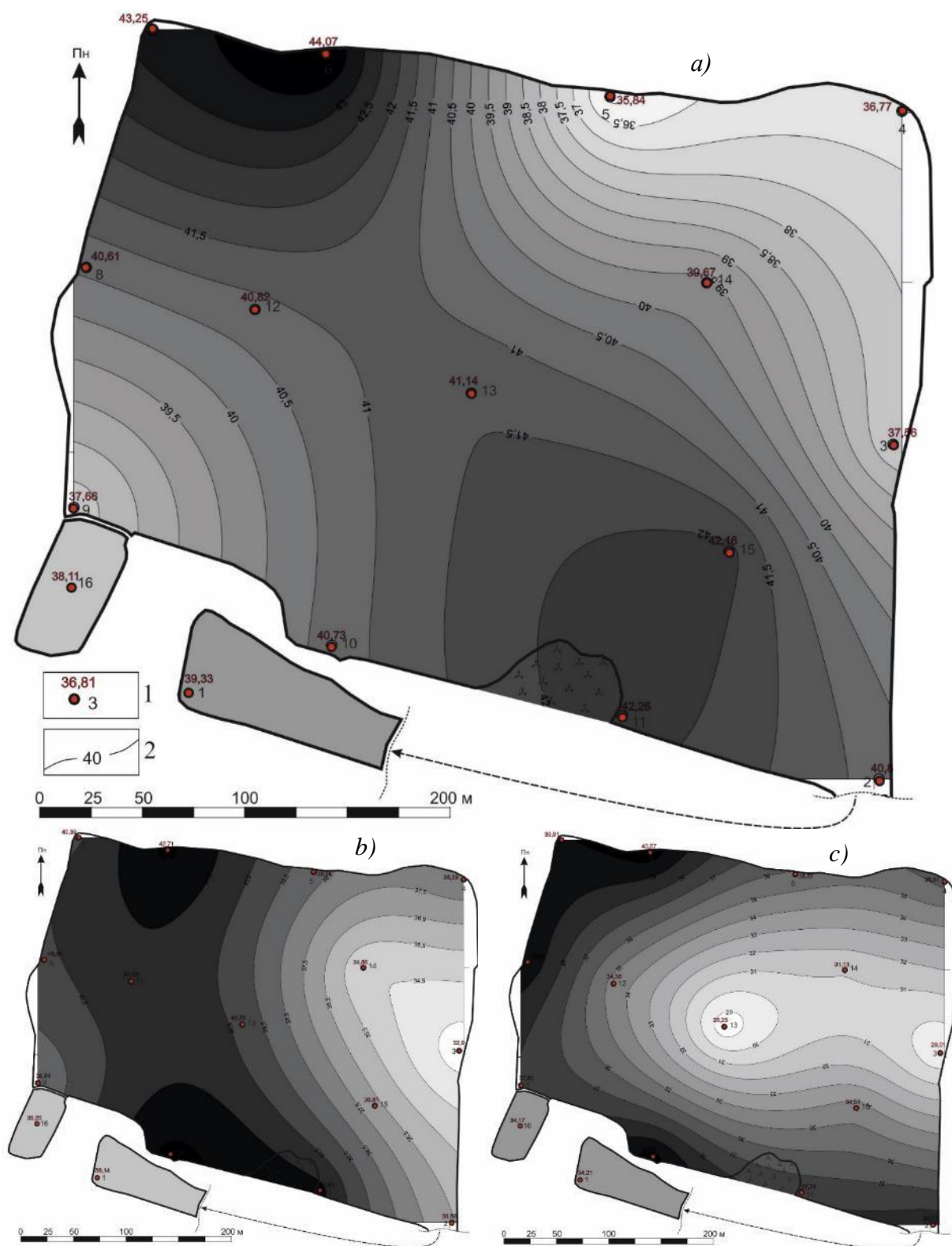


Рис. 3.6. Картохема вміст органічної речовини в інтервалі глибини:
 а) 0-0,2 м; б) 1,4-1,6 м; в) 2,8-3,0 м;
 1 – номер свердловини та вміст органічної речовини (мас. %);
 2 – ізолінії однакових вмістів органічної речовини

У серединному інтервалі (1,4-1,6 м) мулового поля вміст органічної речовини знаходиться в межах 32-42 мас. %. У латеральному плані загальна морфологія збагачення мулів органікою (рис. 3.6, *b*) збігається з верхнім інтервалом мулового поля.

У придонному інтервалі мулового поля вміст органіки становить 28-40 мас. %. На відміну від верхніх інтервалів тут центральна частина мулового поля відзначається мінімальними вмістами органічної речовини. Її максимальні поширені у периферійних частинах поля (рис. 3.6, *c*).

3.3.1. Вміст мінеральної речовини

Загальний вміст мінеральної речовини у мулах стічних вод досліджуваного мулового поля становить 46-60 мас. %. У більшості свердловин її кількість з глибиною зростає. Проте, тут такої чіткої кореляції, як в органічної речовини, з глибиною не спостерігається (табл. 3.3) [245].

Таблиця 3.3. Вміст органічної і мінеральної речовини, вологість мулу (на повітряно-суху пробу) та значення рН водних витяжок із мулу

№ проби	Вміст органічної речовини, мас.%	Вологість, мас.%	Вміст мінеральної речовини, мас.%	рН, одиниці рН
1	2	3	4	5
1.1	39,33	6,45	54,22	7,36
1.2	36,14	8,22	55,64	7,25
1.3	34,21	10,58	55,21	7,41
2.1	40,80	7,38	51,82	7,34
2.2	36,58	7,43	56,00	7,21
2.3	38,77	8,65	52,58	7,35
3.1	37,56	15,38	47,06	7,62
3.2	32,90	17,36	49,74	7,66
3.3	29,01	16,76	54,23	7,50
4.1	36,77	7,62	55,62	7,48
4.2	38,39	7,22	54,38	7,42
4.3	36,31	7,38	56,31	7,28
5.1	35,84	14,10	50,07	7,92
5.2	38,91	7,21	53,88	7,60

Продовження таблиці 3.3.

1	2	3	4	5
5.3	35,87	15,01	49,12	7,88
6.1	44,07	7,63	48,30	7,43
6.2	42,71	6,52	50,77	7,64
6.3	40,57	10,56	48,87	7,48
7.1	43,25	8,30	48,45	7,36
7.2	40,39	8,83	50,78	7,40
7.3	39,91	7,21	52,88	7,38
8.1	40,61	11,28	48,11	7,84
8.2	40,30	8,79	50,91	7,62
8.3	39,85	7,32	52,82	7,42
9.1	37,66	7,30	55,04	7,65
9.2	38,61	7,61	53,78	7,37
9.3	37,82	7,75	54,43	7,30
10.1	40,73	7,19	52,08	7,45
10.2	42,76	6,96	50,28	7,21
10.3	40,32	7,32	52,36	7,42
11.1	42,26	7,61	50,12	7,25
11.2	41,81	6,84	51,34	7,18
11.3	37,64	15,23	47,13	7,46
12.1	40,82	8,25	50,93	7,12
12.2	41,33	4,48	54,19	7,36
12.3	34,58	10,24	55,18	7,98
13.1	41,14	12,54	46,32	7,14
13.2	40,25	11,48	58,27	7,29
13.3	28,25	11,23	60,52	7,85
14.1	39,67	14,26	46,07	7,25
14.2	34,56	15,09	50,35	7,68
14.3	31,13	12,33	56,54	7,84
15.1	42,16	11,35	46,49	7,10
15.2	36,81	7,29	55,9	7,55
15.3	34,51	9,36	56,13	7,68
16.1	38,11	6,87	55,02	7,61
16.2	35,25	6,20	58,55	7,42
16.3	34,17	7,22	58,61	7,36
ДСТУ 7359:2013	≥ 40	н.л.	н.л.	6,5-7,5*

Примітка: * – осади зі значенням рН більше 7,5 можна використовувати на землях з кислою реакцією ґрунтового розчину .

У приповерхневому інтервалі глибин (0,-0,2 м) вміст мінеральної речовини становить 46-55 мас. %. Мінімальні її значення характерні для центральної частини мулового поля, ізоморфно зменшуючись до периферійних частин (рис. 3.7, а) [245].

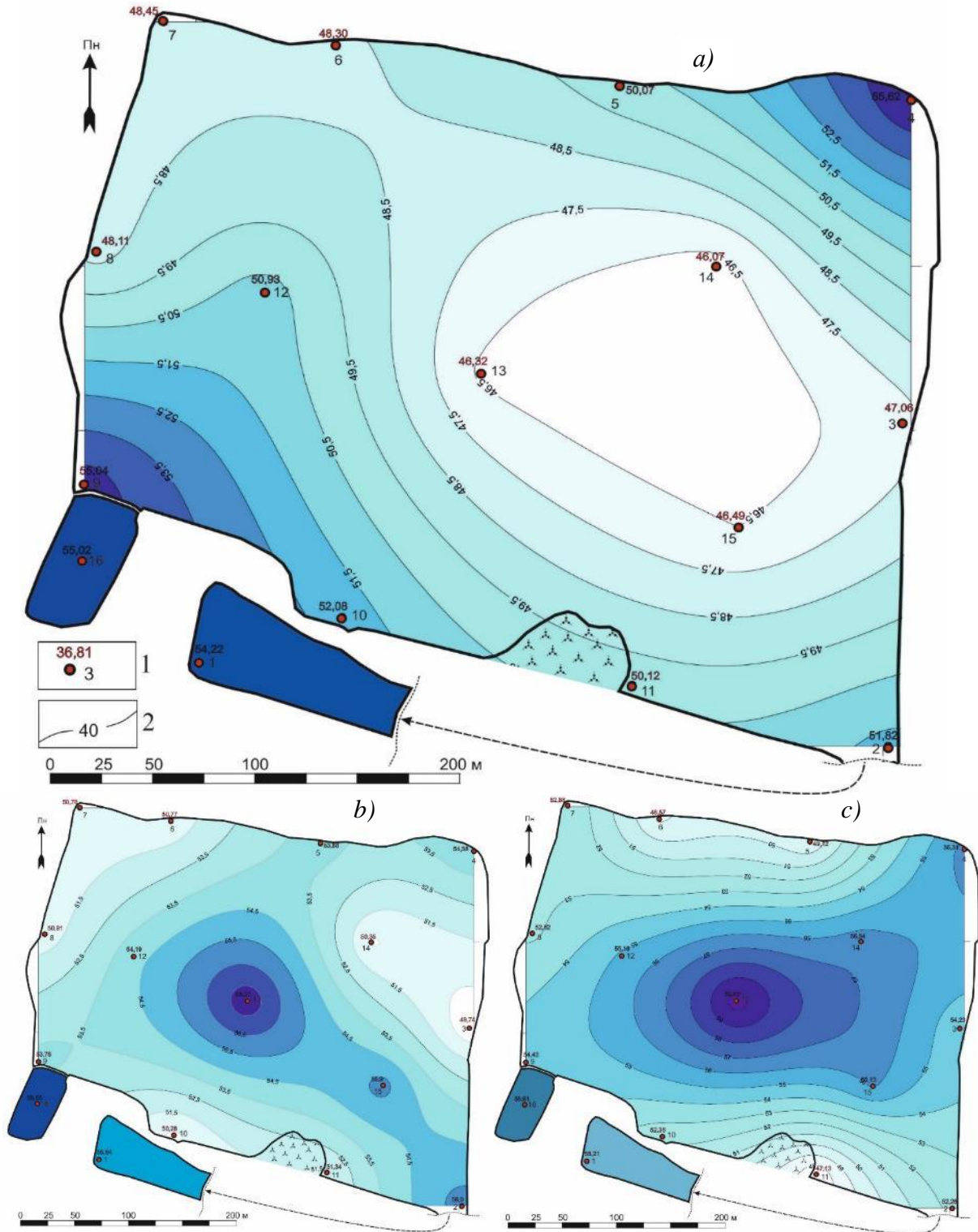


Рис. 3.7. Картохема вміст мінеральної речовини в інтервалі глибини:

а) 0-0,2 м; б) 1,4-1,6 м; в) 2,8-3,0 м;

1 – номер свердловини та вміст мінеральної речовини (мас. %);

2 – ізолінії однакових вмістів мінеральної речовини

В інтервалі 1,4-1,6 м кількість мінеральної речовини знаходиться в межах 49-58 мас. %. Притому максимальні значення характерні для її центральної частини (рис. 3.7, *b*).

У придонному інтервалі (2,8-3,0 м) вміст мінеральної речовини становить 47-60 мас. %. У латеральному плані морфологія поширення мінеральної речовини (рис. 3.7, *c*) подібна до серединного інтервалу мулового поля [245].

3.3.2. рН мулових осадів

рН мулових осадів визначалося за допомогою водних витяжок із них. рН досліджуваного середовища має слабколужний характер і знаходиться в межах 7,12-7,98 (табл. 3.3).

Чітких закономірностей у кореляції значень рН з глибиною не встановлено. Лише в окремих пробах спостерігається зменшення значень рН зі збільшенням глибини відбору мулу, очевидно за рахунок зменшення вмісту органічної речовини, яка переважно має кислий характер, обумовлений наявністю органічних кислот.

У латеральному плані у приповерхневому інтервалі досліджень спостерігається зростання значень рН мулів від центральної до периферійної частини поля (рис. 3.8, *a*). Зі збільшенням глибини площинний розподіл рН міняється у зворотному напрямку (рис. 3.8, *b*, 3.8, *c*) [247].

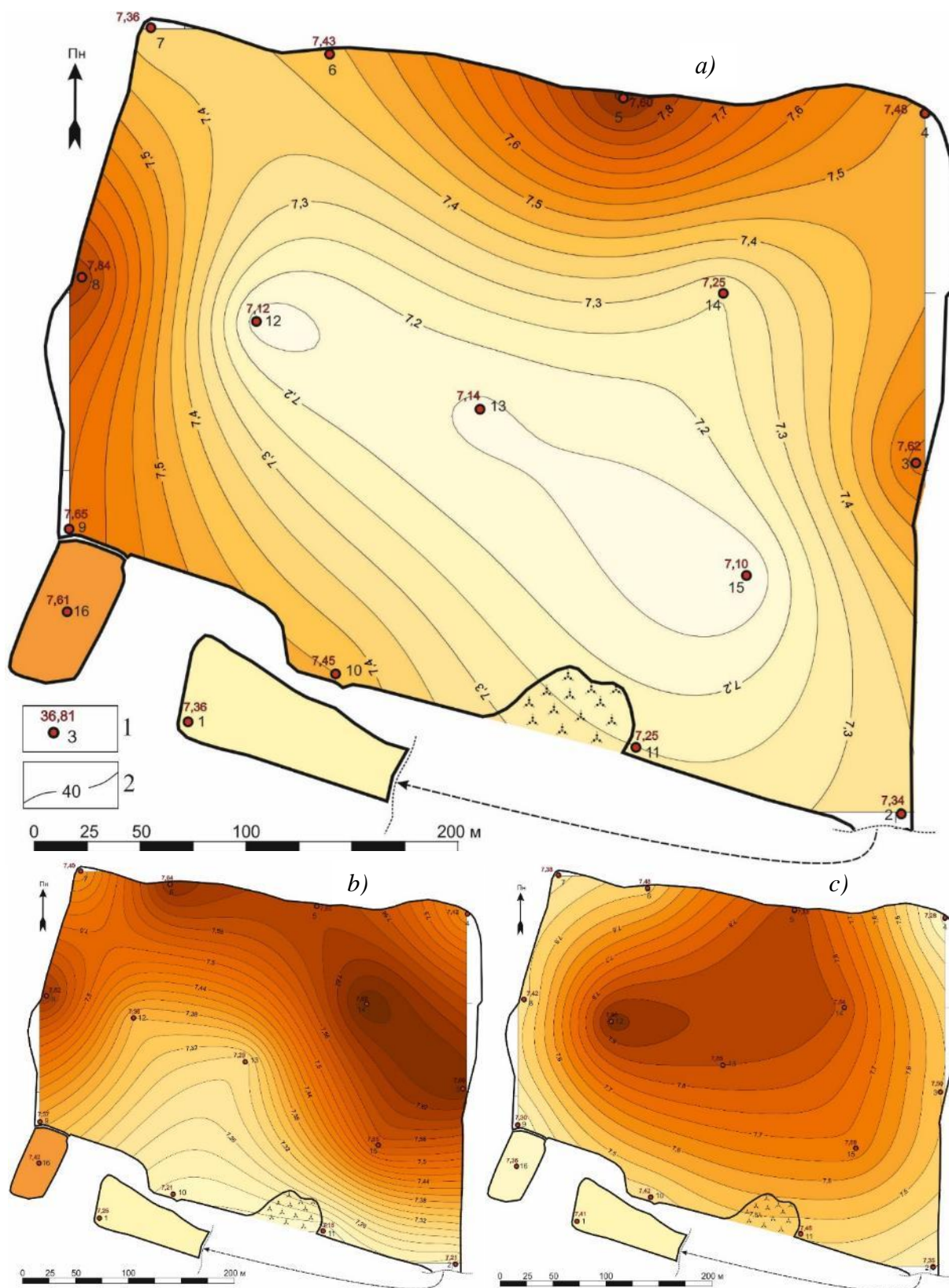


Рис. 3.8. Картохсхема значень рН в інтервалі глибини:
 а) 0-0,2 м; б) 1,4-1,6 м; в) 2,8-3,0 м;
 1 – номер свердловини та значень рН мулу;
 2 – ізолінії однакових значень рН

3.3.3. Вмісти рухомих форм металів

Важкі метали в ґрунті можуть знаходитися в різноманітних по розчинності та рухомості формах, а саме: *нерозчинні*, які входять до складу ґрунтових мінералів; *обмінні*, які перебувають у динамічній рівновазі з іонами даного металу в ґрунтовому розчині; *рухомі та розчинні* форми. Між ними існує не тільки тісний взаємозв'язок, а й можливе перетворення одних форм в інші. Рухомі форми металів можуть нагромаджуватися в ґрунті до великих концентрацій, які зумовлюють їх токсичність як для ґрунтової біоти, так і для рослин [248].

Вважається, що рухомі форми металів у ґрунтах є найбільш піддатливими для накопичення рослинами.

Сумарний вміст металів усіх форм називається *валовим*.

Виходячи з цих ознак, було проведено аналітичні визначення вмістів металів у осадах стічних вод як у обмінній, так і валовій формах знаходження.

Оскільки на даний час не встановлено лімітуючих значень рухомих форм важких металів для осадів стічних вод з метою їхнього використання в якості добрив, порівняльний аналіз вмістів металів у мулах стічних вод КОС ЛМКП “Львівводоканал” проводився відносно гранично допустимих концентрацій (ГДК) рухомих форм важких металів у ґрунтах сільськогосподарського призначення [249].

Вміст рухомої форми **Cu** у мулах поля досліджень коливається в межах **1,37-5,40 мг/кг** повітряно-сухої проби (табл. 3.4). ГДК для ґрунту сільськогосподарського призначення становить 3,0 мг/кг. У вертикальному розподілі цього металу встановлено зменшення його вмістів із глибиною.

Концентрація **Pb** в мулових осадах становить **0,64-2,54 мг/кг**. Його ГДК для ґрунту сільськогосподарського призначення – 6,0 мг/кг. У вертикальному розподілі також прослідковується зростання його значень з глибиною.

Кількість рухомої форми **Ni** у мулах знаходиться в межах **6,9-12,9 мг/кг**. ГДК Ni для ґрунтів лімітується значенням 4,0 мг/кг. Будь-яких закономірностей у вертикальному розподілі цього елемента не спостерігається (див. табл. 3.4).

Вміст **Cd** у мулах стічних вод становить **1,83-3,85 мг/кг**. ГДК Cd для ґрунту сільськогосподарського призначення не лімітується. Загальний вертикальний розподіл цього металу також не підтверджується жодною закономірністю.

Концентрація **Zn** в мулових осадах становить **104-222 мг/кг**. Його ГДК для ґрунту сільськогосподарського призначення – 23 мг/кг. Закономірностей у його вертикальному розподілі також не встановлено.

Вміст рухомої форми **Cr** в мулових осадах становить менше межі чутливості аналітичного методу, що складає **< 0,1 мг/кг**.

Вміст рухомої форми **Co** у мулах поля досліджень коливається в межах **1,12-1,50 мг/кг** повітряно-сухої проби. ГДК Co для ґрунтів сільськогосподарського призначення лімітується значенням 5,0 мг/кг. Закономірностей у вертикальному розподілі цього елемента не спостерігається.

Таблиця 3.4. Вмісти рухомих форм металів у мулових осадах
(на повітряно-суху пробу)

Номер проби	Вміст металу, мг/кг								
	Cu	Pb	Ni	Cd	Zn	Cr	Co	Mn	Fe
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1.1	3,14	2,03	9,6	2,33	175,3	<1,0	1,18	245,6	27,1
1.2	2,78	1,78	8,3	3,01	203,5	<1,0	1,35	250,1	16,3
1.3	2,05	1,45	8,5	2,85	198,4	<1,0	1,25	223,9	35,4
2.1	2,10	1,25	11,1	2,58	180,0	<1,0	1,20	248,0	29,2
2.2	4,10	2,36	10,7	3,25	194,1	<1,0	1,35	226,0	14,6
2.3	1,37	1,36	12,9	2,66	203,8	<1,0	1,28	269,0	39,5
3.1	2,35	1,48	10,6	1,92	117,5	<1,0	1,20	170,9	32,3
3.2	3,10	1,43	12,4	1,83	115,0	<1,0	1,35	174,5	31,9
3.3	2,65	2,25	11,0	2,17	122,5	<1,0	1,12	203,6	17,7
4.1	2,64	0,89	10,3	2,02	104,8	<1,0	1,16	242,0	13,5
4.2	4,30	1,61	11,7	3,33	211,8	<1,0	1,28	256,0	15,4
4.3	4,50	1,36	10,1	3,17	175,3	<1,0	1,12	220,0	11,9
5.1	2,15	0,64	9,6	2,25	142,5	<1,0	1,12	181,8	41,5
5.2	1,60	1,25	10,6	1,92	136,2	<1,0	1,20	196,4	31,5
5.3	1,95	1,47	7,2	2,33	143,8	<1,0	1,17	189,1	44,6
6.1	2,30	1,43	10,6	3,00	177,5	<1,0	1,20	203,6	55,4

Продовження таблиці 3.4.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
6.2	1,60	1,36	11,0	2,33	152,5	<1,0	1,35	200,0	70,8
6.3	2,90	1,46	9,3	3,58	193,8	<1,0	1,28	207,2	40,8
7.1	5,40	1,43	8,9	3,42	195,3	<1,0	1,12	204,0	13,8
7.2	2,80	1,61	9,8	3,17	177,6	<1,0	1,28	236,2	15,4
7.3	4,20	1,45	10,1	3,58	222,4	<1,0	1,20	244,0	17,7
8.1	2,20	1,07	9,6	2,58	177,5	<1,0	1,28	198,2	35,4
8.2	2,70	0,99	9,8	2,83	186,2	<1,0	1,35	200,0	30,0
8.3	5,00	1,25	10,2	3,67	202,5	<1,0	1,20	214,6	23,8
9.1	1,95	1,45	9,3	2,33	151,8	<1,0	1,20	204,0	26,1
9.2	2,60	1,61	9,6	2,83	168,2	<1,0	1,35	232,0	23,1
9.3	3,40	1,25	8,7	2,67	154,1	<1,0	1,23	188,0	11,5
10.1	2,45	1,43	10,5	3,25	190,0	<1,0	1,35	196,4	30,0
10.2	2,80	2,04	11,4	3,00	192,5	<1,0	1,50	210,9	34,6
10.3	4,00	1,38	10,0	3,75	191,2	<1,0	1,42	203,6	23,8
11.1	2,20	1,43	9,8	3,50	204,7	<1,0	1,12	232,0	40,0
11.2	1,64	1,50	10,3	2,67	157,6	<1,0	1,20	212,0	39,2
11.3	1,70	1,49	9,2	2,58	162,4	<1,0	1,17	228,0	49,2
12.1	3,22	2,32	11,2	2,69	185,4	<1,0	1,25	235,6	28,5
12.2	3,58	1,88	10,5	2,90	192,3	<1,0	1,32	240,1	30,2
12.3	1,36	1,06	8,3	3,85	176,0	<1,0	1,22	237,6	44,8
13.1	4,59	1,33	11,3	2,63	188,3	<1,0	1,29	263,5	30,1
13.2	3,64	1,26	11,9	2,96	201,5	<1,0	1,41	270,1	24,3
13.3	2,03	1,48	8,8	2,84	195,4	<1,0	1,27	285,3	45,6
14.1	2,57	2,54	9,6	2,82	189,6	<1,0	1,18	276,3	15,6
14.2	2,6	1,82	8,2	3,01	178,6	<1,0	1,33	265,1	14,2
14.3	1,55	0,79	8,7	2,95	159,3	<1,0	1,21	289,1	32,8
15.1	4,68	1,89	10,3	3,05	203,6	<1,0	1,35	295,6	31,0
15.2	3,55	2,13	10,9	3,64	195,4	<1,0	1,37	284,3	24,5
15.3	3,21	1,50	9,5	3,42	201,4	<1,0	1,28	296,1	35,8
16.1	3,65	1,56	8,6	2,32	160,2	<1,0	1,22	225,6	24,6
16.2	2,88	1,33	8,2	2,85	173,3	<1,0	1,30	246,3	18,5
16.3	2,39	0,95	6,9	3,52	185,1	<1,0*	1,22	264,1	25,4
ГДК для грунту (рухома форма металу) [249]	3,0	6,0	4,0	не ліміту- ється	23,0	6,0	5,0	не ліміту- ється	не ліміту- ється

Примітка : * – межа чутливості методу

Кількість рухомої форми **Mn** у мулах знаходиться в межах **170-296 мг/кг** повітряно-сухої проби. ГДК Mn для ґрунтів не лімітується. Вертикальний розподіл його значень не відображає жодної закономірності.

Кількість рухомої форми **Fe** у мулах знаходиться в межах **11-49 мг/кг**. ГДК Fe для ґрунтів не лімітується. У центральній частині мулового поля спостерігається деяке зростання його вмістів з глибиною, на периферійних ділянках ця залежність є обереною.

3.3.4. Вмісти валових форм важких металів

Загальною особливістю вмістів важких металів у мулових осадах КОС ЛМКП “Львівводоканал” є доволі низькі дисперсії їхніх значень, які у всіх металах не виходять за межі єдиного порядку (табл. 3.5) [244- 247, 250].

Таблиця 3.5. Валові вмісти металів у мулових осадах (на пов.-суху пробу)

Номер проби	Вміст металу, мг/кг								
	Cu	Pb	Ni	Cd	Zn	Cr	Co	Hg	Mn
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1.1	220,6	37,5	30,2	4,80	613,4	340,0	4,65	<5,0	386,3
1.2	231,0	35,1	30,8	5,94	620,4	325,0	4,80	<5,0	415,5
1.3	225,4	36,8	29,4	5,00	623,5	310,0	4,70	<5,0	417,9
2.1	236,7	36,7	33,8	5,54	642,8	345,0	4,70	<5,0	410,0
2.2	233,3	37,5	33,1	5,75	653,6	300,0	4,80	<5,0	420,0
2.3	226,7	37,5	32,5	5,17	625,0	315,0	4,60	<5,0	415,0
3.1	270,0	29,7	32,8	5,51	535,2	290,0	3,60	<5,0	344,4
3.2	220,0	28,9	31,2	5,25	525,9	240,0	4,00	<5,0	355,6
3.3	220,0	30,0	30,8	4,58	514,8	225,0	3,80	<5,0	422,2
4.1	220,0	33,3	33,1	4,47	610,7	320,0	3,90	<5,0	420,0
4.2	235,7	37,3	33,2	5,62	542,6	292,0	4,26	<5,0	416,0
4.3	225,3	36,4	33,5	5,82	601,7	325,0	3,95	<5,0	410,8
5.1	260,0	31,2	31,2	4,83	540,7	275,0	3,80	<5,0	355,6
5.2	240,5	35,0	38,6	5,17	585,2	280,0	4,40	<5,0	411,1
5.3	252,5	34,4	32,8	5,00	570,4	290,0	4,10	<5,0	377,8
6.1	240,0	44,6	38,4	5,83	621,4	400,0	4,40	<5,0	390,0
6.2	286,7	39,3	41,9	5,50	639,3	345,0	4,30	<5,0	410,0
6.3	243,3	34,2	32,8	5,58	607,1	355,0	4,50	<5,0	370,0
7.1	273,3	45,8	42,3	6,25	696,4	450,0	4,80	<5,0	390,0

Продовження таблиці 3.5.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
7.2	260,0	35,4	46,3	6,08	664,3	400,0	5,00	<5,0	410,0
7.3	263,3	38,4	34,4	5,92	692,9	395,0	4,90	<5,0	400,0
8.1	262,5	41,9	34,4	5,75	600,0	325,0	4,20	<5,0	344,4
8.2	270,0	35,0	35,2	5,58	629,6	340,0	4,40	<5,0	366,7
8.3	265,0	34,4	34,8	5,67	627,8	345,0	4,30	<5,0	377,8
9.1	220,0	36,7	32,8	5,40	589,3	310,0	4,00	<5,0	380,0
9.2	232,3	36,4	33,2	5,82	592,9	348,0	3,95	<5,0	400,4
9.3	222,6	37,1	34,1	6,04	598,1	349,0	3,82	<5,0	434,6
10.1	250,0	34,4	34,6	5,83	659,3	325,0	4,20	<5,0	388,9
10.2	260,0	33,8	36,0	6,08	640,7	380,0	4,40	<5,0	383,3
10.3	265,0	34,1	35,4	6,17	637,0	370,0	4,30	<5,0	394,4
11.1	250,0	44,2	43,8	5,92	621,4	420,0	4,20	<5,0	360,0
11.2	243,3	33,3	32,8	5,58	635,7	335,0	4,40	<5,0	400,0
11.3	220,0	32,5	31,2	5,25	571,4	300,0	4,30	<5,0	375,0
12.1	265,3	40,1	39,3	6,11	636,8	355,0	4,90	<5,0	354,6
12.2	254,6	36,4	42,4	5,93	645,3	365,0	5,10	<5,0	385,4
12.3	240,5	29,4	32,7	4,84	575,6	300,0	4,65	<5,0	436,5
13.1	262,4	41,8	40,4	6,43	648,9	380,0	4,90	<5,0	389,0
13.2	251,5	40,6	40,1	6,01	646,1	410,0	5,12	<5,0	402,5
13.3	208,4	27,1	28,1	5,03	564,1	295,0	5,20	<5,0	445,1
14.1	255,8	36,5	38,7	5,84	607,2	345,0	4,60	<5,0	405,8
14.2	238,2	33,5	35,4	5,30	583,9	325,0	4,80	<5,0	398,2
14.3	219,5	30,5	26,5	5,27	566,8	310,0	5,05	<5,0	402,3
15.1	286,2	42,6	44,4	6,16	634,3	410,0	5,05	<5,0	367,9
15.2	245,8	35,6	36,2	6,23	657,5	405,0	5,10	<5,0	405,1
15.3	216,8	31,4	27,3	4,91	570,7	290,0	5,20	<5,0	452,7
16.1	214,1	35,4	35,6	5,80	607,8	305,0	3,95	<5,0	374,5
16.2	230,5	37,2	34,3	6,11	602,3	345,0	4,00	<5,0	397,6
16.3	215,5	36,3	36,4	5,86	604,6	320,0	3,90	<5,0	425,4
Лім. значення [251]	1000-1750	750-1200	300-400	20-40	2500-4000	н.л.	н.л.	16-25	н.л.
ДСТУ 7369:2013	100-300	100-200	50-70	3-5	300-1000	100-400	5-20	2-5	250-750

Примітка: н.л. – не лімітується

Порівняння вмістів важких металів здійснювалося відносно лімітів, затверджених Директивою Євросоюзу для мулів стічних вод з метою їхнього використання у сільському господарстві [251] та допустимих величин вмісту

важких металів у осадах стічних вод згідно групи I (Використання або виготовлення компосту в дозах, адекватних стандартним добривам) [252].

Вміст валової форми **Cu** згідно проведених аналітичних визначень становить **208-286 мг/кг** повітряно-сухої проби мулового осаду. Лімітовані значення Cu, згідно [251] становлять 1000-1750 мг/кг, згідно [251] – 100-300 мг/кг.

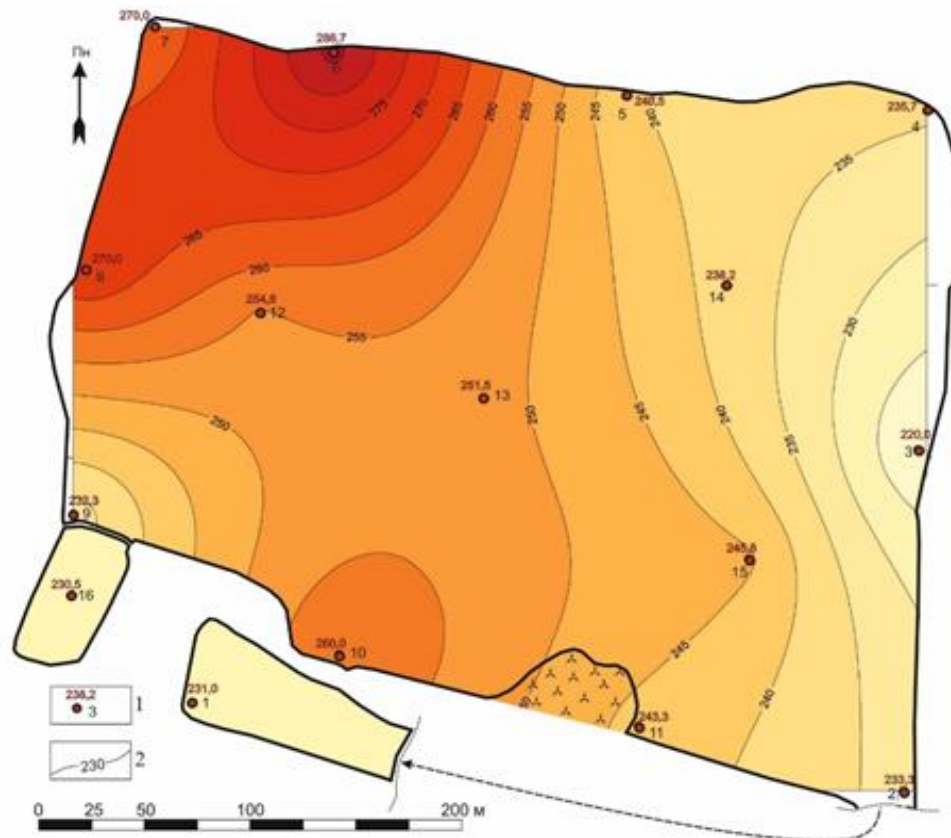


Рис. 3.9. Картосхема вмістів Cu в інтервалі глибини 1,4-1,6 м;
1 – номер свердловини та вміст Cu, мг/кг;
2 – ізолінії однакових вмістів Cu

У вертикальному розрізі мулового поля максимальні вмісти цього металу характерні для середнього інтервалу (1,4-1,6 м) (рис. 3.9). У латеральному плані прослідковується певна просторова кореляція вмістів Cu із вмістами у мулах органічної речовини: максимальні концентрації металу у приповерхневому та середньому інтервалах зосереджені у центральній частині мулового поля, у придонному інтервалі – на периферійних частинах [250].

Вміст **Pb** коливається в межах **27-45 мг/кг** повітряно сухої проби мулового осаду. Лімітовані значення для **Pb** становлять **750-1200 мг/кг** та **100-200 мг/кг** відповідно. У вертикальному розподілі, для центральної частини мулового поля прослідковується зменшення значень **Pb** з глибиною. У латеральному плані, подібно до **Cu**, найбільші вмісти металу просторово прямо корелюються із кількістю органічної речовини у мулі (рис. 3.10) [247].

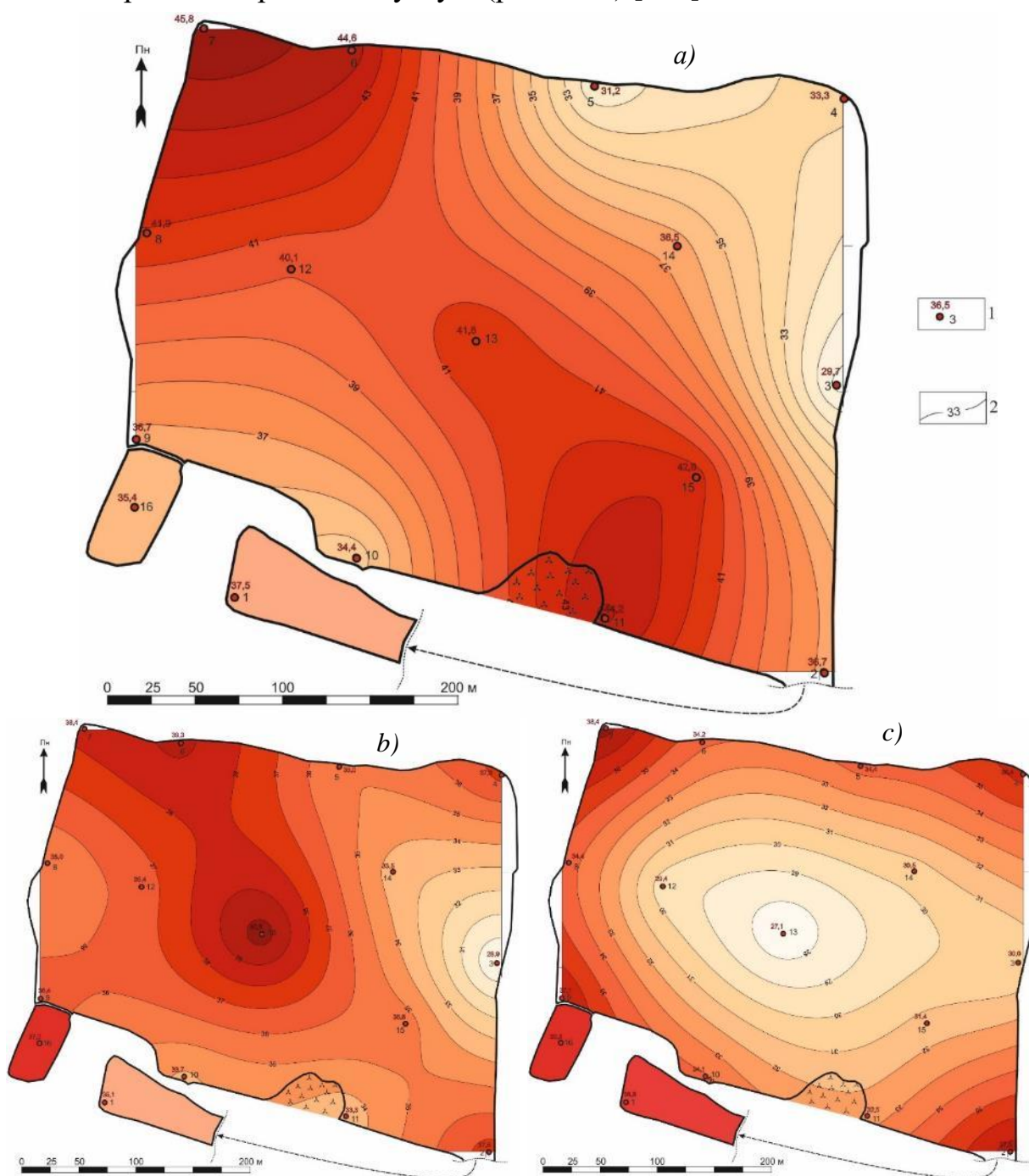


Рис. 3.10. Картосхема вмістів **Pb** в інтервалі глибини:
a) 0-0,2 м; b) 1,4-1,6 м; c) 2,8-3,0 м;
 1 – номер свердловини та вміст **Pb**, мг/кг;
 2 – ізолінії однакових вмістів **Pb**

Концентрація Ni у мулах становить **29-46 мг/кг**, при його лімітованих значеннях 300-400 мг/кг та 50-75 мг/кг. У вертикальному розподілі, також для центральної частини мулового поля прослідковується зменшення значень Ni з глибиною. Морфології латеральних зрізів концентрації Ni у мулах близькі до попередніх металів (рис. 3.11).

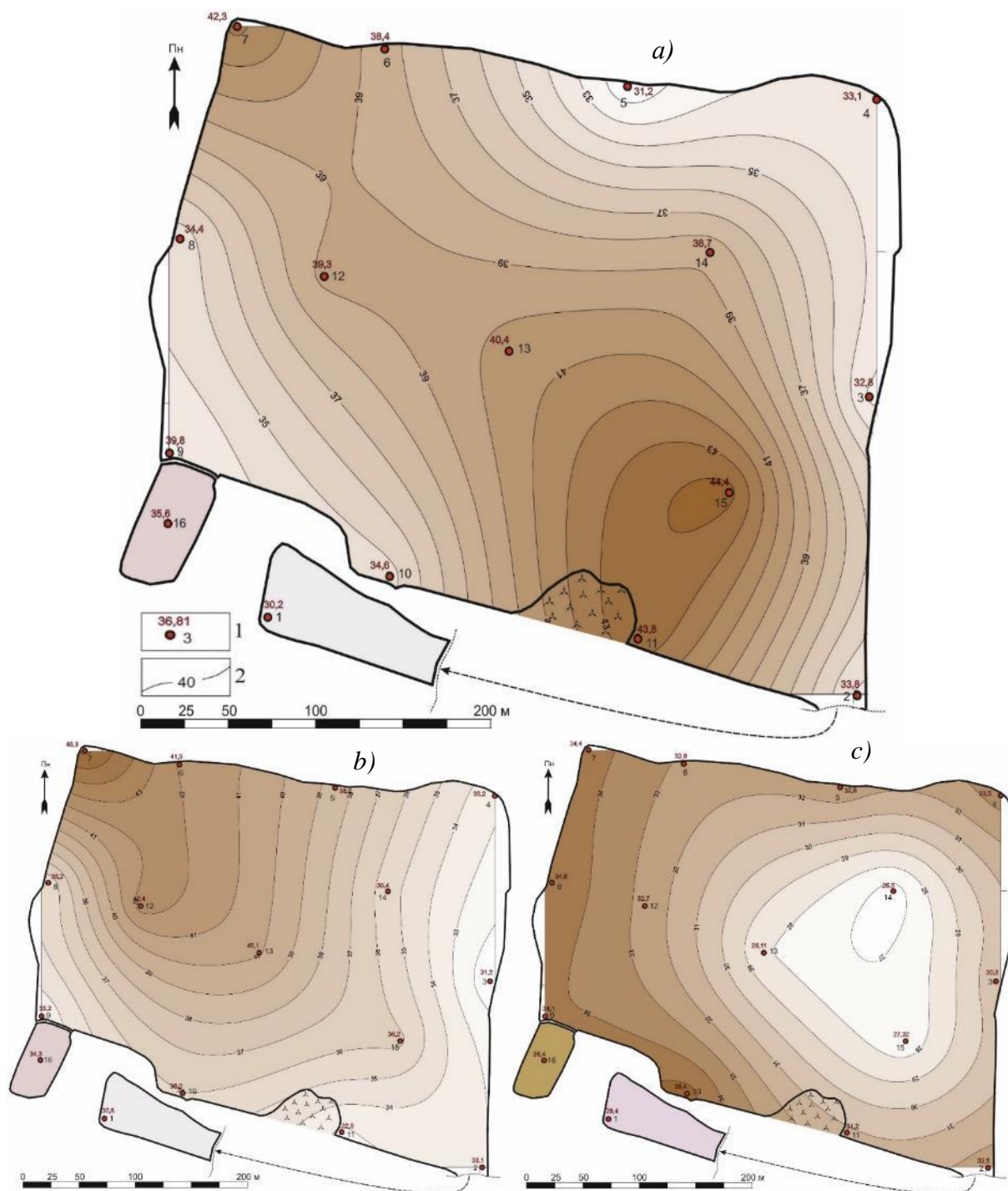


Рис. 3.11. Картографічна схема вмісту Ni в інтервалі глибини:

a) 0-0,2 м; b) 1,4-1,6 м; c) 2,8-3,0 м;

1 – номер свердловини та вміст Ni , мг/кг;

2 – ізолінії однакових вмістів Ni

Вміст валової форми **Cd** становить **4,4-6,4 мг/кг** повітряно сухої проби мулового осаду. Лімітовані значення для Cd становлять 20-40 мг/кг і 3-5 мг/кг. У вертикальному розподілі, як і в наведених вище металах, прослідковується зменшення значень Cd з глибиною для центральної частини мулового поля. У латеральному плані найбільші вмісти металу просторово прямо корелюються із кількістю органічної речовини у мулі (рис. 3.12) [250].

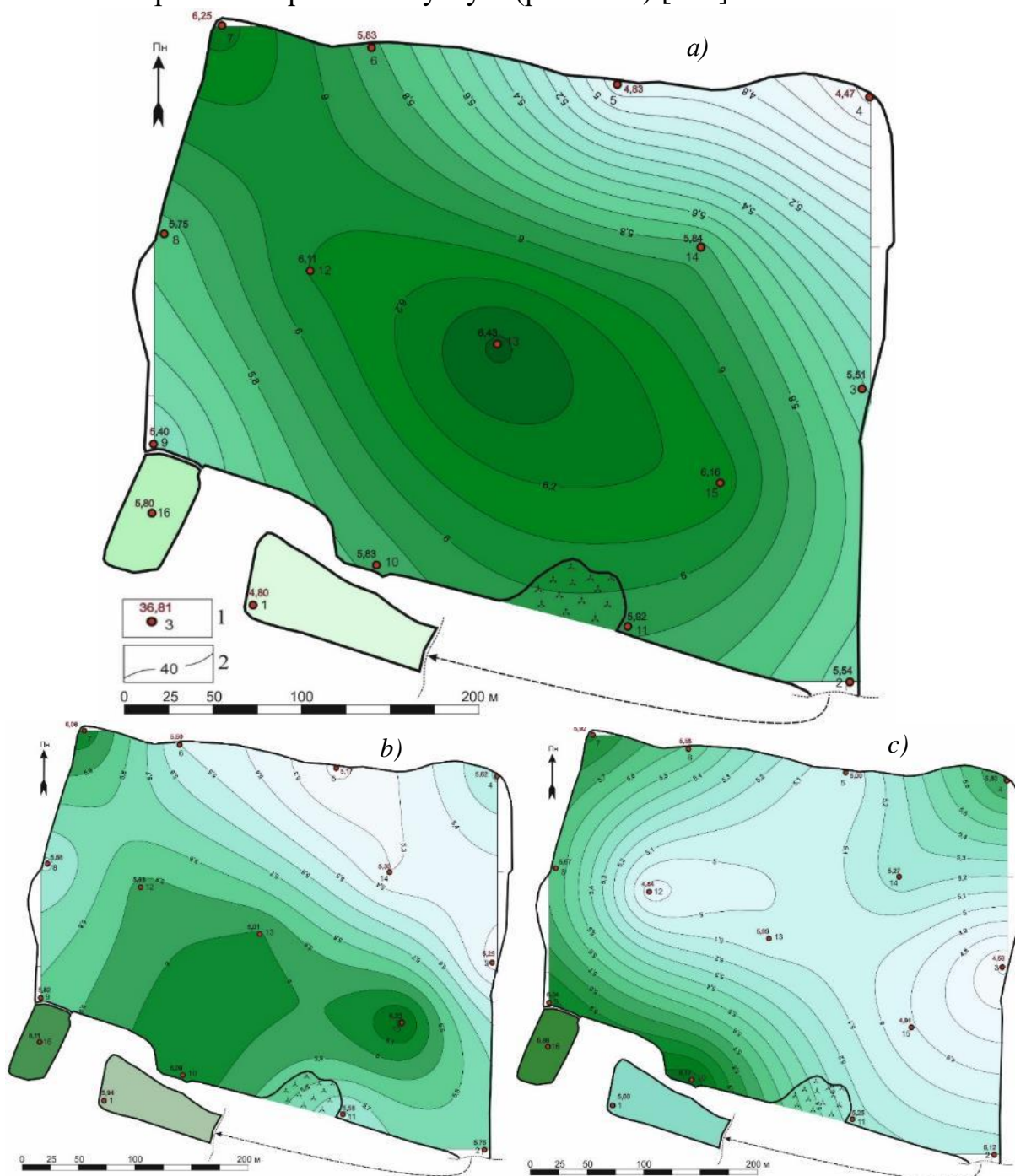


Рис. 3.12. Картограмма вмістів Cd в інтервалі глибини:

a) 0-0,2 м; b) 1,4-1,6 м; c) 2,8-3,0 м;

1 – номер свердловини та вміст Cd, мг/кг;

2 – ізолінії однакових вмістів Cd

Валові кількості **Zn** у мулових осадах становлять **514-696 мг/кг**, що набагато менше лімітованих значень – 2500-4000 мг/кг та 300-1000 мг/кг. У вертикальному плані встановлено часткову залежність до зростання вмістів **Zn** з глибиною. У латеральних зрізах, подібно до інших металів, найбільші вмісти **Zn** просторово прямо корелюються із кількістю органічної речовини у мулі (рис. 3.13).

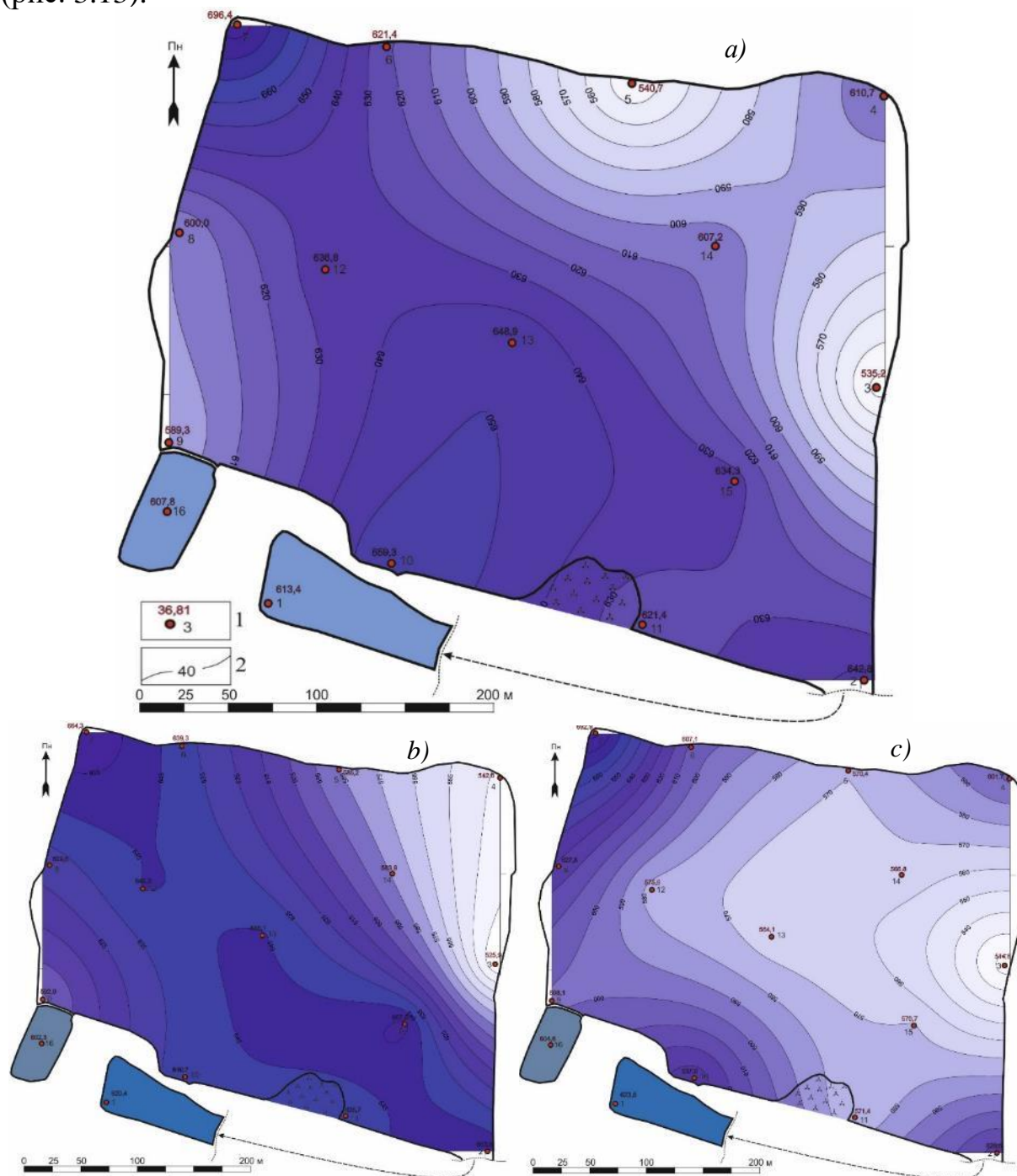


Рис. 3.13. Картохема вмістів **Zn** в інтервалі глибини:

a) 0-0,2 м; b) 1,4-1,6 м; c) 2,8-3,0 м;

1 – номер свердловини та вміст **Zn**, мг/кг;

2 – ізолінії однакових вмістів **Zn**

Валові вмісти **Cr** у мулах коливаються в межах **225-450 мг/кг**. Лімітовані значення для цього елемента визначені лише [252] і складають 100-400 мг/кг. У вертикальному розподілі **Cr** чітких закономірностей не встановлено. На латеральних зрізах цей метал також доволі чітко корелюється із вмістами органічної речовини у мулах (рис. 3.14).

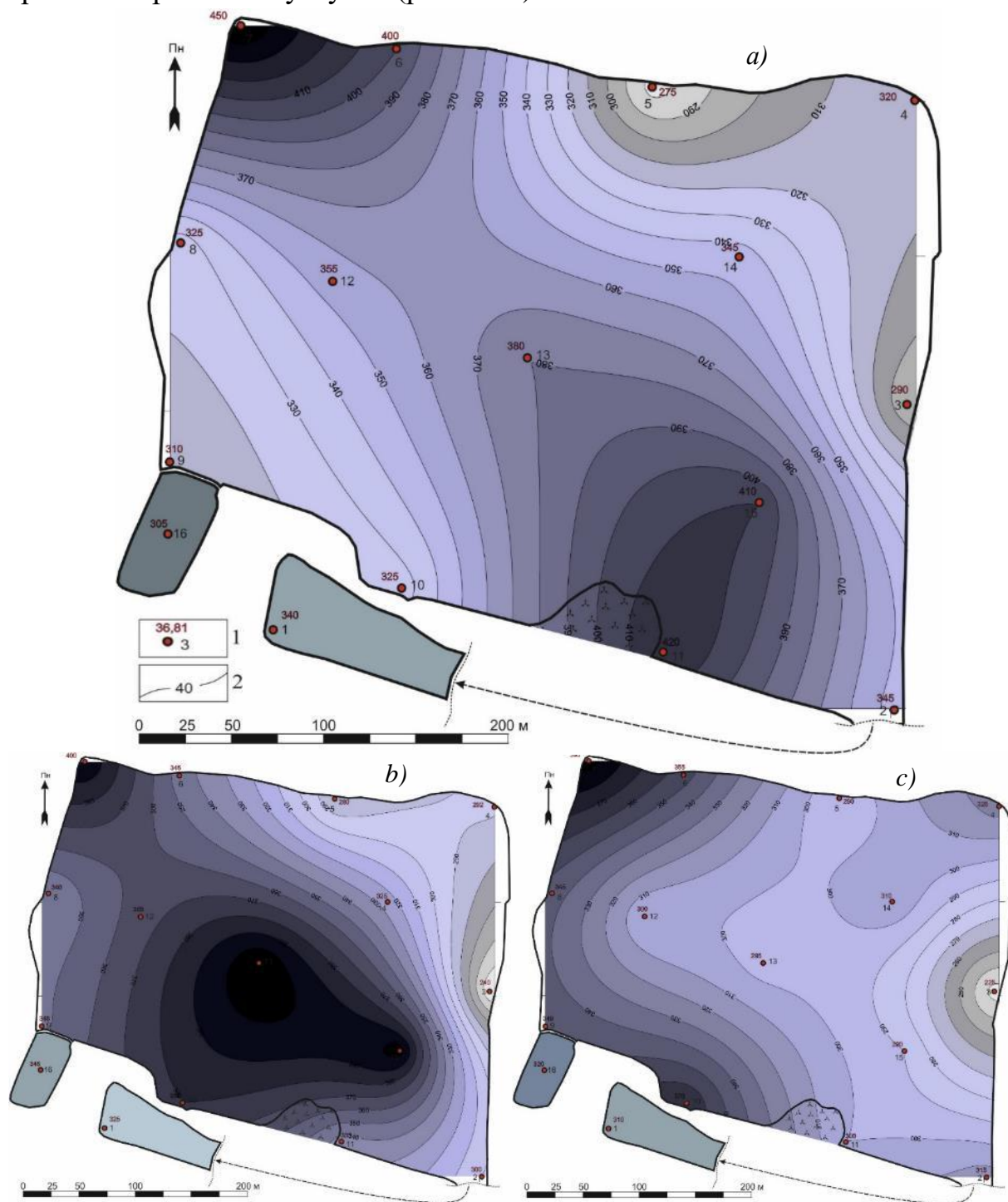


Рис. 3.14. Картографічне зображення вмістів **Cr** в інтервалі глибини:

- a) 0-0,2 м; b) 1,4-1,6 м; c) 2,8-3,0 м;*
 1 – номер свердловини та вміст **Cr**, мг/кг;
 2 – ізолінії однакових вмістів **Cr**

Валові вмісти **Со** у мулах стічних вод знаходяться в межах **3,80-5,20 мг/кг**. Вмісти цього металу лімітуються лише [252] і становлять 5-20 мг/кг. У вертикальному розподілі максимальні значення Со зустрічаються у середньому інтервалі мулового поля. У латеральному плані у верхніх двох зрізах центральна частина поля є більш збагаченою Со. У придонному інтервалі максимуми вмістів цього металу тяжіють до периферійних частин (рис. 3.15).

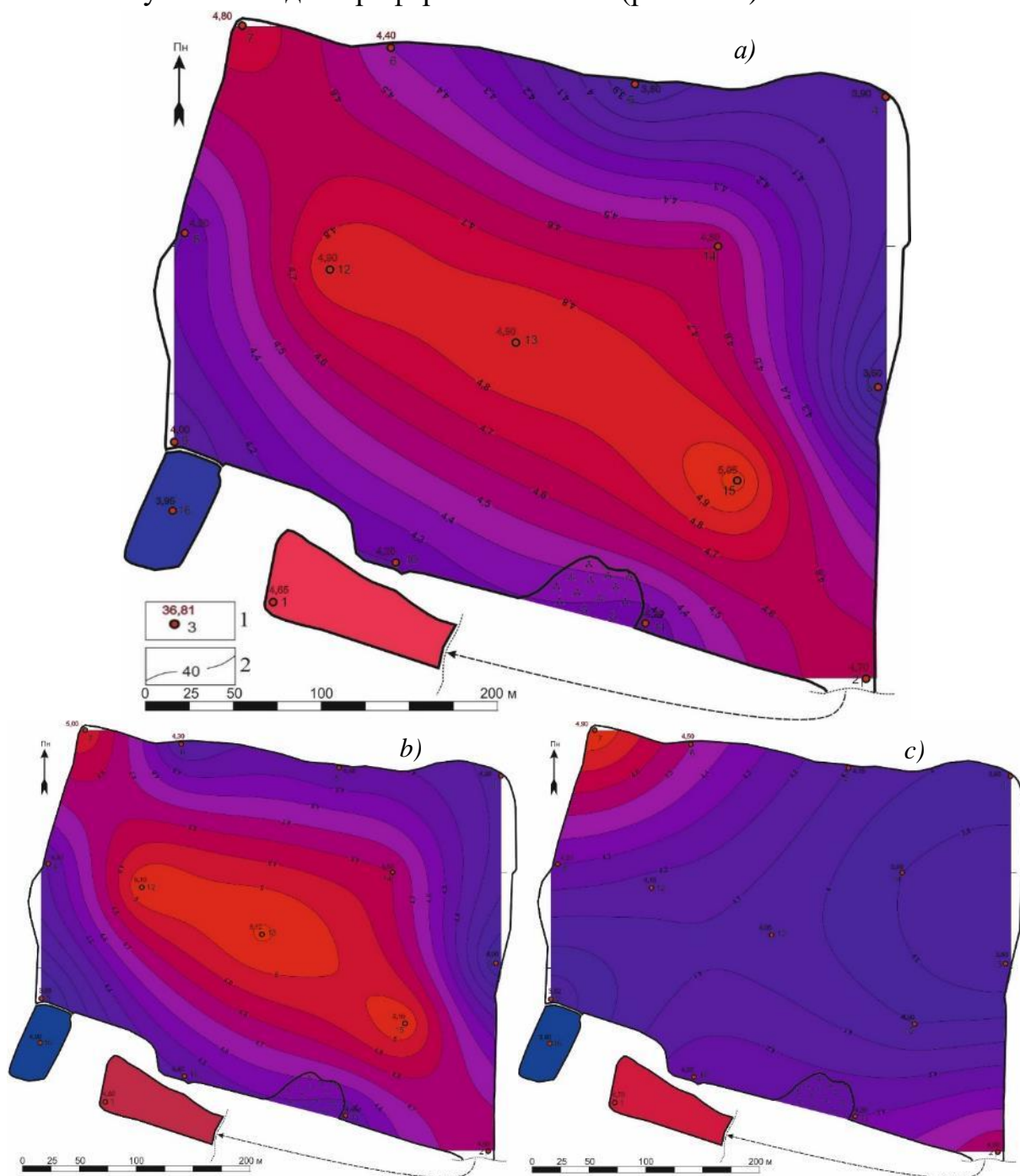


Рис. 3.15. Картошкама вмістів Со в інтервалі глибини:

a) 0-0,2 м; b) 1,4-1,6 м; c) 2,8-3,0 м;

1 – номер свердловини та вміст Со, мг/кг;

2 – ізолінії однакових вмістів Со

Кількість **Hg** у мулах становить менше межі чутливості аналітичного методу **<5,0 мг/кг**. Його лімітовані значення – 16-25 мг/кг [251], 2-5 мг/кг [252].

Вміст валової форми **Mn** становить **334-452 мг/кг** мулового осаду. Значення цього металу для мулів стічних вод не лімітуються. Вмісти цього металу лімітуються лише [252] і становлять 250-750 мг/кг.

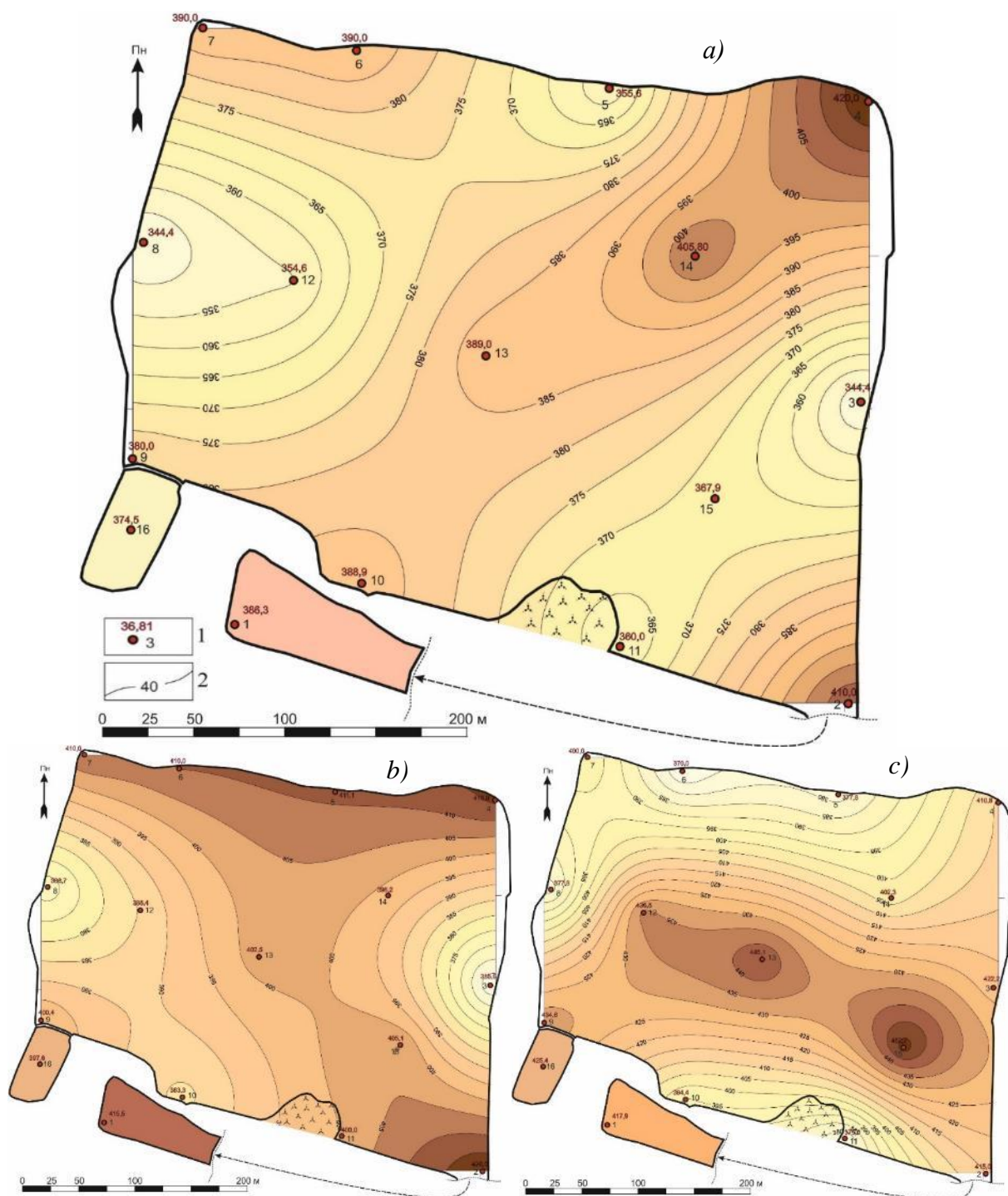


Рис. 3.16. Картохема вмістів **Mn** в інтервалі глибини:

a) 0-0,2 м; b) 1,4-1,6 м; c) 2,8-3,0 м;

1 – номер свердловини та вміст **Mn**, мг/кг;

2 – ізолінії однакових вмістів **Mn**

У вертикальному розподілі Mn будь-яких закономірностей не встановлено. Також у порівнянні з наведеними вище металами він поводить себе по-іншому на латеральних зрізах. У приповерхневому інтервалі максимальні його значення встановлені у крайній північно-східній частині поля (рис. 3.16, *a*). У серединному інтервалі смуга збагачення простягається з південного сходу на північний захід (рис. 3.16, *b*). У придонному інтервалі максимальні вмісти знаходяться в центральній частині мулового поля, зменшуючись до периферії (рис. 3.16, *c*).

3.3.5. Агрохімічні показники родючості

З метою оцінки потенційної здатності осадів стічних вод, в разі їхнього використання як добрив у сільському господарстві, покращувати агрономічну якість ґрунту, були проаналізовані вмісти окремих агрохімічних показників родючості: Нітроген загальний, Нітроген амонійний, Фосфор (рухома форма у перерахунку на P_2O_5) (табл. 3.6).

ДСТУ 7369:2013 окрім досліджених вище масової частки органічної речовини та водневого показника також нормує масові частки загальних азоту та Фосфору [252].

Згідно нього: “Дозу внесення осадів на одиницю площі сільськогосподарських угідь обчислюють з урахуванням фактичного вмісту загального азоту в осадах, ґрунті та виносу культурою, що вирощують згідно з додатком А”.

Вміст Нітрогену загального у мулах стічних вод КОС ЛМКП “Львівводоканал” становить 2,1-3,5 % маси, що відповідає нормативам ДСТУ 7369:2013 щодо їхнього використання у сільському господарстві. У вертикальному розподілі цього компонента у більшості свердловин спостерігається збільшення його кількості з глибиною (див. табл. 3.6).

Вміст Нітрогену амонійного коливається в межах 318-892 мг/кг мулу. У його вертикальному розподілі будь-яких закономірностей не спостерігається.

Вміст рухомої форми Фосфору (у перерахунку на P_2O_5) у мулових осадах становить 1431-2160 мг/кг повітряно-сухої речовини. Будь-яких

закономірностей щодо його розподілу не прослідковується. Його найбільші значення зустріті у розрізі свердловини 13, яка знаходиться у центральній частині мулового поля.

Таблиця 3.6. Вмісти Нітрогену загального, Нітрогену амонійного, та рухомої форми Фосфору (у перерахунку на P_2O_5) у мулових осадах (на повітряно-суху пробу)

Номер проби	Глибина відбору, м	Вміст Нітрогену загального, % маси	Вміст Нітрогену амонійного, мг/кг	Вміст рухомої форми Фосфору (у перерахунку на P_2O_5), мг/кг
2.1	0-0,2	2,5	892,9	1517,1
2.2	1,4-1,6	2,3	542,0	1740,0
2.3	2,8-3,0	3,1	846,6	1688,6
5.1	0-0,2	2,4	641,8	1551,4
5.2	1,4-1,6	2,4	318,9	1714,3
5.3	2,8-3,0	3,0	579,8	1431,4
7.1	0-0,2	3,4	705,9	2125,7
7.2	1,4-1,6	3,3	836,1	1825,7
7.3	2,8-3,0	3,3	523,5	2014,3
9.1	0-0,2	2,0	844,5	1620,0
9.2	1,4-1,6	2,5	836,1	2117,1
9.3	2,8-3,0	2,5	703,4	1740,0
13.1	0-0,2	2,1	587,7	2297,1
13.2	1,4-1,6	2,5	371,9	1560,0
13.3	2,8-3,0	3,5	551,8	2160,0
ДСТУ 7369:2013 [252]		$\geq 1,5$	н.н.	н.н. Р заг. $\geq 0,7$ % заг. маси

Примітка: н.н – не нормується.

3.4. Статистичний аналіз системи еколого-хімічних параметрів мулових осадів

З метою виявлення закономірностей формування техногенної системи мулового поля осадів стічних вод міської агломерації м. Львова було проведено статистичний аналіз її еколого-хімічних параметрів за допомогою методу кореляцій (табл. 3.7).

Встановлено, що з глибиною залягання мулових осадів прямо корелюють кількість мінеральної речовини, рухомої форми Cd та валовий вміст Mn. Зворотну кореляцію з цим параметром системи мають кількість органічної речовини, валові вмісти Cu, Pb, Ni.

З органічною речовиною прямо корелюють рухомі форми Ni та Zn, валові вмісти Cu, Pb, Ni, Cd, Zn, Cr, обернено корелюють глибину, вологість повітряно-сухої проби, мінеральна речовина, рН, валовий вміст Mn.

Вологість повітряно-сухої проби (хімічно зв'язана вода) прямо корелює з рН середовища та обернено корелює з органічною та мінеральною речовинами, рухомими формами Cd і Zn, валовими вмістами Pb, Cd, Zn, Cr.

З мінеральною речовиною прямо корелюють рухома форма та валовий вміст Mn, обернено – органічна речовина, вологість, валові вмісти Cu і Ni.

У більшості випадків рухомі форми металів корелюють з їх валовими вмістами.

Таблиця 3.7. Кореляційна матриця системи еколого-хімічних параметрів мулових осадів
(N = 48, R_{порогове} = 0,30)

	Н	О. р.	Вол.	М. р.	pH	Cu p	Pb p	Ni p	Cd p	Zn p	Co p	Mn p	Fe p	Cu в	Pb в	Ni в	Cd в	Zn в	Cr в	Co в	Mn в
Н	1,00	-0,49	0,09	0,41	0,20	-0,09	-0,15	-0,24	0,34	0,14	0,05	0,11	0,06	-0,33	-0,45	-0,43	-0,24	-0,20	-0,28	0,08	0,50
О. р.	-0,49	1,00	-0,46	-0,55	-0,51	0,25	0,08	0,34	0,16	0,31	0,17	-0,20	0,13	0,67	0,70	0,68	0,58	0,67	0,71	0,08	-0,41
Вол.	0,09	-0,46	1,00	-0,40	0,37	-0,20	0,02	-0,04	-0,36	-0,39	-0,17	-0,08	0,12	-0,03	-0,39	-0,25	-0,37	-0,60	-0,43	-0,10	-0,24
М. р.	0,41	-0,55	-0,40	1,00	0,13	-0,03	-0,13	-0,21	0,17	0,09	0,09	0,34	-0,26	-0,61	-0,29	-0,39	-0,19	-0,08	-0,22	0,10	0,64
pH	0,20	-0,51	0,37	0,13	1,00	-0,46	-0,47	-0,34	-0,20	-0,40	-0,16	-0,20	0,37	-0,17	-0,54	-0,44	-0,59	-0,56	-0,52	-0,16	-0,01
Cu p	-0,09	0,25	-0,20	-0,03	-0,46	1,00	0,25	0,17	0,38	0,39	0,14	0,12	-0,57	0,28	0,37	0,32	0,54	0,38	0,42	0,19	-0,08
Pb p	-0,15	0,08	0,02	-0,13	-0,47	0,25	1,00	0,22	0,05	0,23	0,22	0,20	-0,25	0,06	0,11	0,18	0,23	0,15	0,11	0,29	0,02
Ni p	-0,24	0,34	-0,04	-0,21	-0,34	0,17	0,22	1,00	-0,19	0,01	0,28	-0,05	0,06	0,25	0,14	0,21	0,11	0,13	0,07	0,10	-0,15
Cd p	0,34	0,16	-0,36	0,17	-0,20	0,38	0,05	-0,19	1,00	0,78	0,22	0,37	-0,15	0,16	0,20	0,16	0,43	0,45	0,51	0,41	0,26
Zn p	0,14	0,31	-0,39	0,09	-0,40	0,39	0,23	0,01	0,78	1,00	0,34	0,52	-0,10	0,22	0,43	0,22	0,51	0,57	0,56	0,63	0,16
Co p	0,05	0,17	-0,17	0,09	-0,16	0,14	0,22	0,28	0,22	0,34	1,00	0,17	0,01	0,23	-0,01	0,14	0,41	0,28	0,21	0,32	0,02
Mn p	0,11	-0,20	-0,08	0,34	-0,20	0,12	0,20	-0,05	0,37	0,52	0,17	1,00	-0,17	-0,21	0,07	0,01	0,09	0,16	0,23	0,68	0,46
Fe p	0,06	0,13	0,12	-0,26	0,37	-0,57	-0,25	0,06	-0,15	-0,10	0,01	-0,17	1,00	0,16	-0,06	-0,04	-0,27	-0,15	-0,09	0,03	-0,18
Cu в	-0,33	0,67	-0,03	-0,61	-0,17	0,28	0,06	0,25	0,16	0,22	0,23	-0,21	0,16	1,00	0,42	0,65	0,47	0,46	0,53	0,15	-0,48
Pb в	-0,45	0,70	-0,39	-0,29	-0,54	0,37	0,11	0,14	0,20	0,43	-0,01	0,07	-0,06	0,42	1,00	0,66	0,59	0,62	0,72	0,16	-0,22
Ni в	-0,43	0,68	-0,25	-0,39	-0,44	0,32	0,18	0,21	0,16	0,22	0,14	0,01	-0,04	0,65	0,66	1,00	0,63	0,56	0,70	0,18	-0,25
Cd в	-0,24	0,58	-0,37	-0,19	-0,59	0,54	0,23	0,11	0,43	0,51	0,41	0,09	-0,27	0,47	0,59	0,63	1,00	0,63	0,73	0,20	-0,23
Zn в	-0,20	0,67	-0,60	-0,08	-0,56	0,38	0,15	0,13	0,45	0,57	0,28	0,16	-0,15	0,46	0,62	0,56	0,63	1,00	0,80	0,47	0,01
Cr в	-0,28	0,71	-0,43	-0,22	-0,52	0,42	0,11	0,07	0,51	0,56	0,21	0,23	-0,09	0,53	0,72	0,70	0,73	0,80	1,00	0,42	-0,14
Co в	0,08	0,08	-0,10	0,10	-0,16	0,19	0,29	0,10	0,41	0,63	0,32	0,68	0,03	0,15	0,16	0,18	0,20	0,47	0,42	1,00	0,28
Mn в	0,50	-0,41	-0,24	0,64	-0,01	-0,08	0,02	-0,15	0,26	0,16	0,02	0,46	-0,18	-0,48	-0,22	-0,25	-0,23	0,01	-0,14	0,28	1,00

Примітки : Н – глибина, О.р. – органічна речовина, Вол. – вологість мулу (на повітряно-суху пробу), М.р. – мінеральна речовина, Cu p – рухома форма металу, Cu в – валовий вміст металу

Висновки та узагальнення до 3 розділу

Було проведено моніторинг вмісту важких металів та поживних елементів в осадах стічних вод, накопичених на муловому полі ЛМКП "Львівводоканал". Встановлено, що вміст досліджуваних речовин в осадах не перевищує гранично-допустимі концентрації.

Результати моніторингових досліджень дозволили встановити взаємозв'язки між різними компонентами системи:

1. Органічна речовина в осадах до певної міри регулює значення рН середовища. Присутність органічних кислот сприяє зниженню рівня рН.

2. Сорбційні властивості органічної речовини зумовлені здатністю органічних кислот утворювати комплексні сполуки з металами, що пояснює прямі кореляційні зв'язки між органічною речовиною мулів і важкими металами.

3. Зі збільшенням глибини залягання в осадах стічних вод зростає кількість мінеральних речовин. Це обумовлено гравітаційною диференціацією мулового субстрату, що призводить до осідання важчих мінеральних компонентів. Додатковий вплив має вимивання мінеральних речовин з мулів метеорологічними водами, що сприяє їх переміщенню вниз по профілю мулового поля.

4. Низька кореляція заліза (Fe) з мінеральними речовинами у системі мулових осадів може бути спричинена утворенням залізоорганічних комплексів при взаємодії заліза з кислотами органічної складової мулів, що зменшує його концентрацію у мінеральній формі.

5. Існує пряма залежність між вмістом мінеральних речовин у мулових осадах та манганом (Mn), що, ймовірно, пояснюється присутністю в осадах манганвмісних мінералів (фосфатів, сульфатів, оксидів, силікатів).

Основні наукові та практичні результати, приведені у третьому розділі дисертації, в повній мірі знайшли відображення в публікаціях [244-247, 250].

РОЗДІЛ 4.

СТВОРЕННЯ РЕКУЛЬТИВАЦІЙНОГО СУБСТРАТУ ПРЯМОГО ЗМІШУВАННЯ З ВИКОРИСТАННЯМ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД

Останніми роками в Україні зростає потреба у проведенні біологічної рекультивації використаних техногенних об'єктів, а саме звалищ, полігонів, кар'єрів тощо. Цей процес потребує як значних ресурсів так і енергетичних затрат, тому пошук шляхів здешевлення та збереження природних ресурсів є надзвичайно важливим і перспективним. Отже, при вирішенні цієї проблеми велику увагу слід приділити можливості використання в процесах біологічної рекультивації техногенних відходів, зокрема ОСВ. В результаті цього вирішуються не тільки природоохоронні завдання, а саме комплексна утилізація осадів, яка дозволяє використовувати поживні речовини з ОСВ та доставляти їх до процесу біологічної ремедіації, але й економічні за рахунок використання вторинних сировинних ресурсів.

Наведені нижче дослідження проводили в чотири етапи, що дає змогу оцінити ефективність використання як свіжих, так і вже накопичених на мулових полях Львівських КОС осадів, для створення субстрату, з ціллю застосування його в процесах біологічної рекультивації техногенно порушених об'єктів, а саме для вирощування рослин.

4.1. Пряме змішування для створення субстрату на основі відстояних ОСВ та ґрунту

Першим етапом досліджень було використання темно-сірого опідзоленого ґрунту, до якого додавали відстояні ОСВ у співвідношенні (%): 100:0; 80:20; 60:40; 40:60; 20:80; 0:100. З метою імітації умов накопичення осадів на мулових полях, свіжовідібрані ОСВ зберігалися без доступу кисню впродовж 6-ти місяців.

В чашки Петрі поміщали створений субстрат прямого змішування і висаджували в нього по 10 насінин гірчиці білої (*Sinapis alba*), ячменю

звичайного (*Hordeum vulgare*) та крес-салату (*Lepidium sativum*). З метою підтвердження достовірності проведеного дослідження, досліди проводили в чотирьохкратній повторності.

Під час проведення досліду велися спостереження за такими показниками як: час появи паростків, їх кількість за кожну добу, визначався відсоток загального проростання.

Загальний вигляд гірчиці білої (*Sinapis alba*) у дослідних субстратах показано на рис. 4.1.

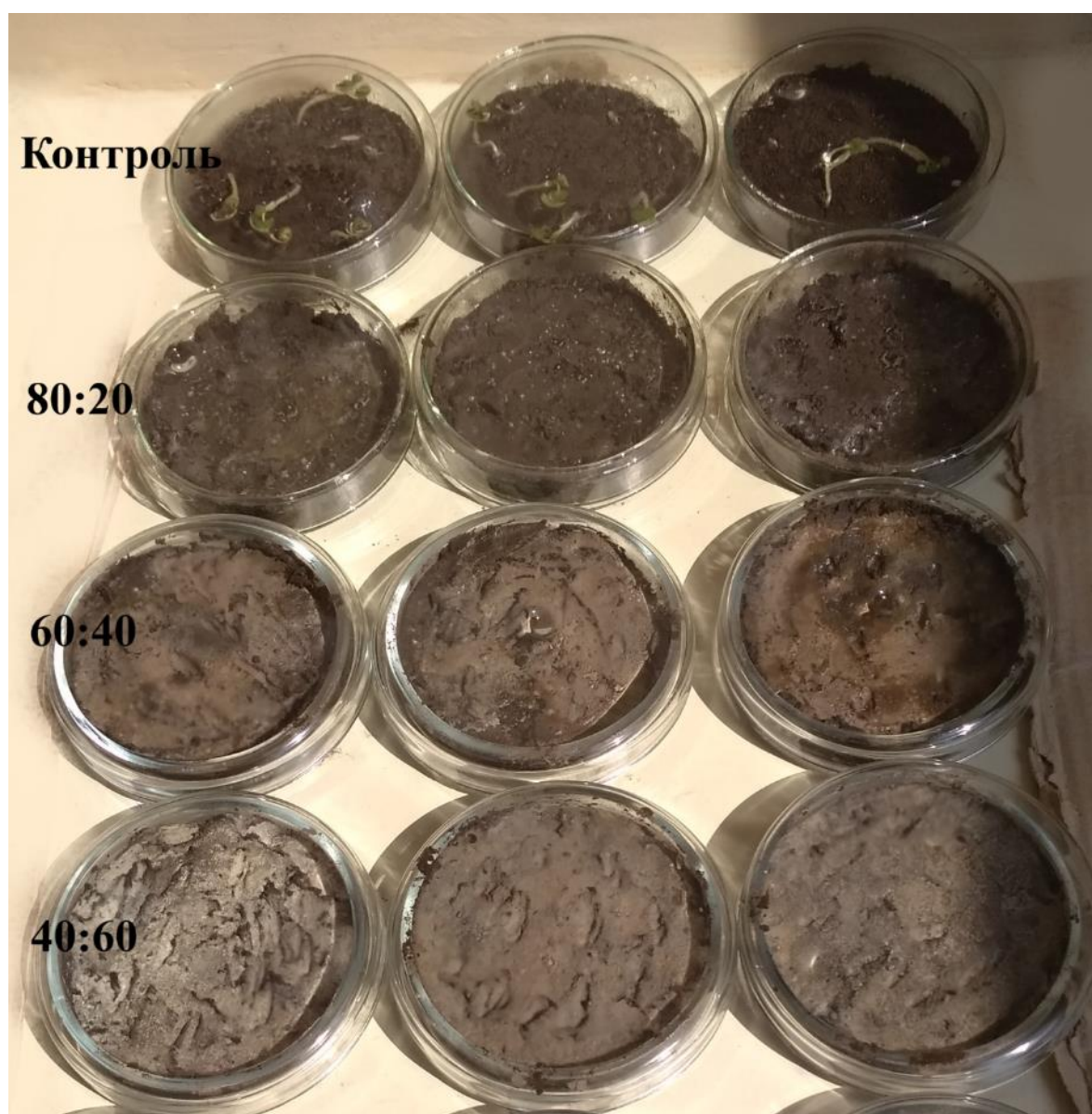


Рис. 4.1. Загальний вигляд гірчиці білої у дослідних зразках на 10 день

Як видно з наведеного рис. 4.1 проростання гірчиці білої спостерігається тільки в контрольному зразку.

Отже, згідно з результатів проведення першого дослідження встановлено, що навіть незначна частка у складі субстрату осадів стічних вод (20%), за такого типу зберігання негативно впливає на проростання усіх видів рослин. У зразках субстратів із вмістом осадів більше 40% спостерігається розвиток грибів та плісені (рис. 4.2).

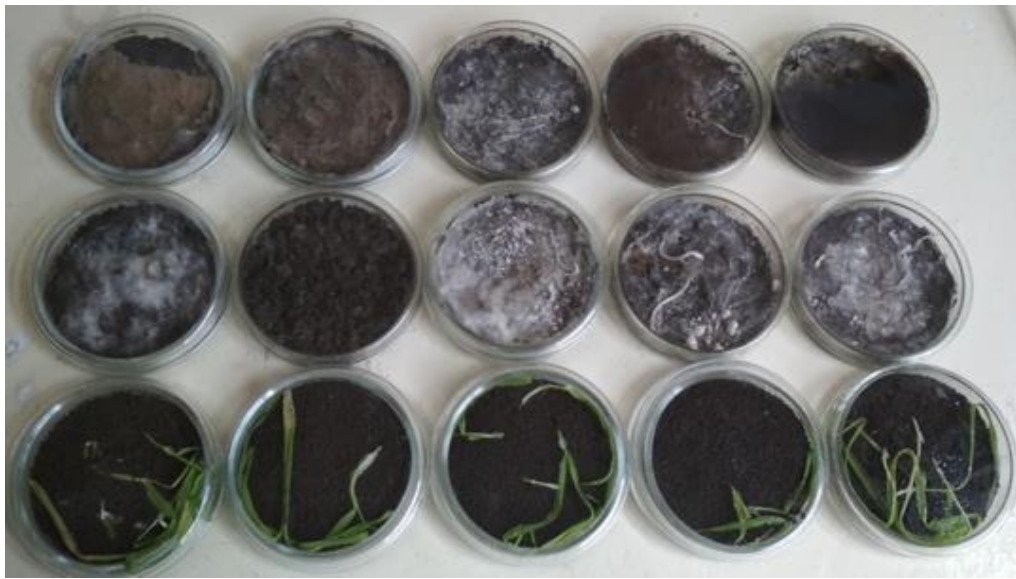


Рис. 4.2. Наявність грибів та плісені у досліджуваних зразках

На даному етапі паралельно був закладений дослід, у складі субстрату якого використовувався темно-сірий ґрунт, відстояний осад та термічно оброблений відстояний осад, який попередньо був висушений в сушильній камері при температурі 105 °С впродовж 2 год, які змішували у співвідношенні (%): 60:40; 20:80; 0:100. З метою визначення якості ростового субстрату в чашки Петрі висаджували по 10 насінин ячменю звичайного в субстрат з термічно обробленими осадами та по 10 насінин протравленого за допомогою протруйника Вітвакс 200 ФФ, в.с.к. ячменю звичайного в субстрат з відстояними осадами. Норма витрати протруйника Вітвакс 200 ФФ, в.с.к. складає - 3 л/т насіння. Досліди проводили в трьохкратній повторності.

На рис. 4.3. представлені результати другого дослідження

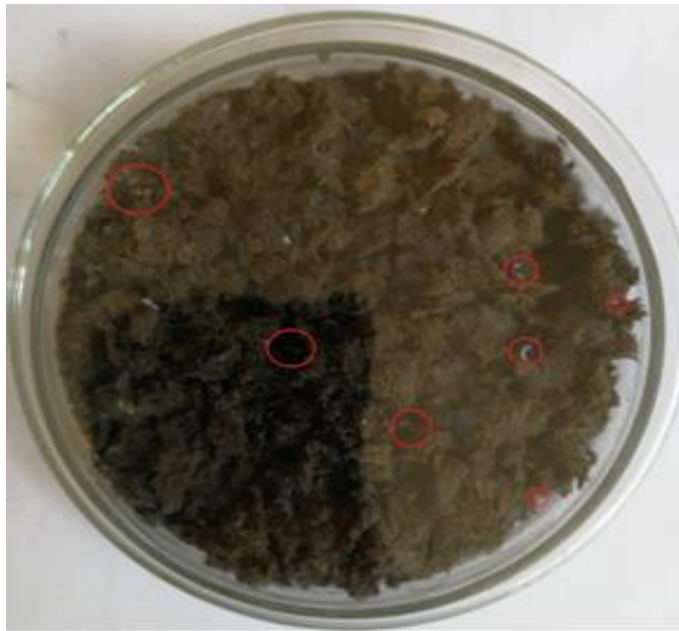


Рис. 4.3. Наявність патогенної мікрофлори в зразку з термічно обробленим осадом

На рис. 4.3 спостерігаємо розвиток патогенних мікроорганізмів (небезпечних не лише для рослин, а й для ґрунту) при використанні в складі субстрату термічно обробленого осаду. Слід відзначити, що використання протравленого насіння не дало результатів. Проростання біоіндикаторних рослин не спостерігалось в жодному зразку крім контрольного [241, 253, 254].

Як показали результати першого етапу досліджень, основною проблемою використання відстояних осадів стічних вод є їх знезараження, оскільки за такого способу зберігання розвивається значна кількість грибів та патогенної мікрофлори.

4.2. Пряме змішування для створення субстрату на основі свіжих ОСВ та ґрунту

У другому етапі досліджували субстрати на основі темно-сірого опідзоленого ґрунту та свіжих осадів у співвідношенні (%): 100:0; 80:20; 60:40; 40:60; 20:80; 0:100. Біоіндикацію проводили, як і в першому етапі, в чашках Петрі, висіваючи по 10 насінин ячменю (Вітавакс 200 ФФ), відсоток проростання якого складає 95-97%, ячменю (проростання 95-97%) та крес-салату

(проростання 92-95%). Досліди проводили в чотириразовій повторності з метою забезпечення достовірності досліджень.

Під час досліду спостерігали за такими показниками: час появи паростків, їх кількість за добу та загальне проростання. Наприкінці досліджень вимірювали довжину та масу надземної частини та коренів.

Результат проведених біоіндикаційних досліджень на дослідних субстратах показаний на рис. 4.4.

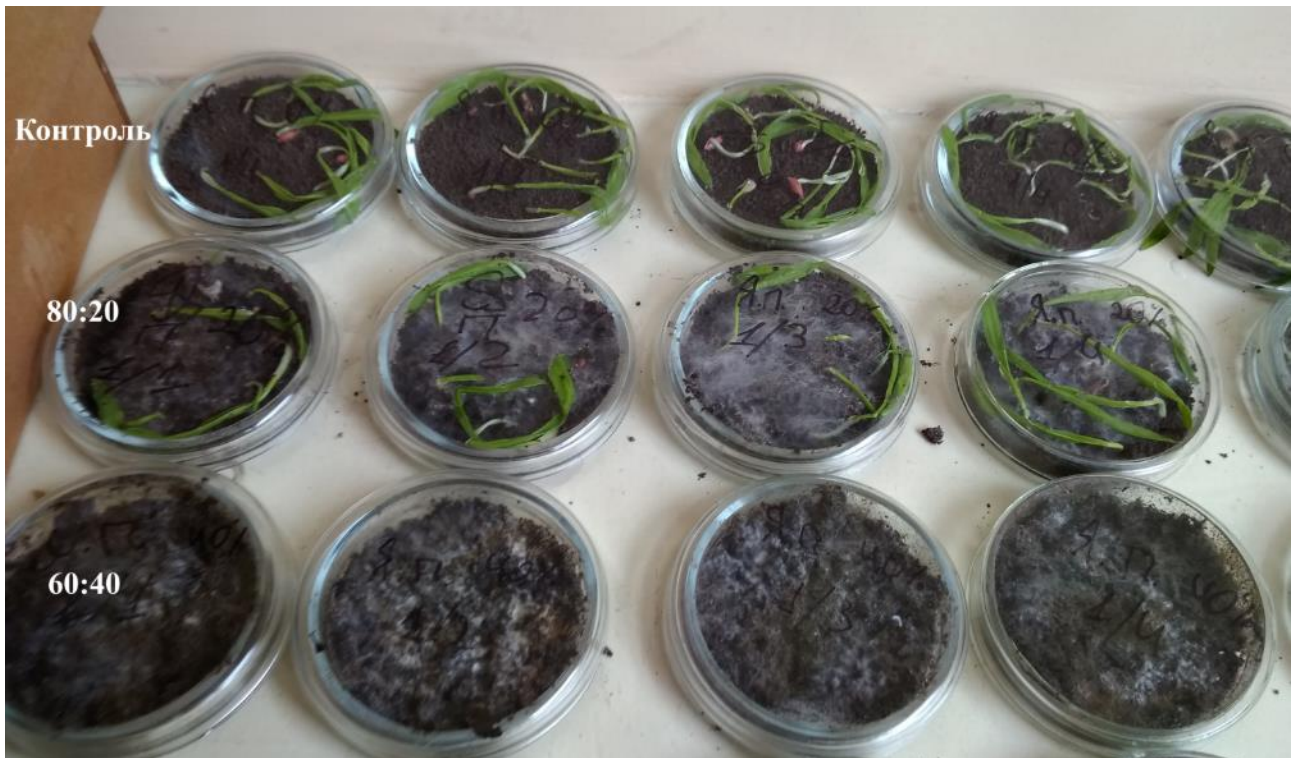


Рис. 4.4. Загальний вигляд протравленого ячменю у досліджуваних субстратах на 10 день

Проростання протравленого ячменю, як видно з рис. 4.4, спостерігалось лише у контрольних зразках та зразках із вмістом осадів 20%, проте у деяких зразках ячменю звичайного та крес-салату спостерігали проростання даних рослин у зразках із вмістом осадів 40%.

В таблиці 4.1 наведено відсоток проростання використовуваних біоіндикаторних рослин у досліджуваних субстратах. Проте у таблиці не наводилися дані зразків субстратів з вмістом осадів більше 40%, оскільки у даних зразках проростання рослин не відбувалося.

Таблиця 4.1. Дані проростання рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах

Дні	Варіант	Проростання дослідних рослин, %											
		Ячмінь протравлений				Ячмінь не протравлений				Крес-салат			
2-й день	Контроль	70	90	90	90	100	100	100	80	100	90	60	90
	80:20	30	20	20	60	90	80	90	100	–	–	–	–
	60:40	–	–	–	–	10	–	–	–	–	–	–	–
4-й день	Контроль	90	90	100	100	100	100	100	80	100	100	60	100
	80:20	40	20	40	60	100	90	90	100	-	10	10	60
	60:40	–	–	–	–	20	–	–	–	–	–	–	–
7-й день	Контроль	90	90	100	100	100	100	100	80	100	100	70	100
	80:20	60	50	70	80	100	90	100	100	60	70	70	90
	60:40	–	–	–	–	20	20	10	10	–	–	10	–
10-й день	Контроль	90	90	100	100	100	100	100	80	100	100	70	100
	80:20	60	80	80	90	100	90	100	100	70	70	80	90
	60:40	–	–	–	–	20	20	20	10	–	10	20	–

На підставі результатів, наведених у таблиці 4.1, було побудовано графік, що показує середній показник проростання рослин протягом проведення досліду (рис. 4.5).

Як показано у табл. 4.1 та рис. 4,5 вже на 2-у добу досліду в субстраті з вмістом осаду 20 % середній показник проростання неферментованого ячменю складав 90 %, а протравленого ячменю - 32,5 %. Перші паростки крес-салату почали з'являтися лише на 4-й день досліду із показником середнього проростання 20 %. Цей результат може бути пов'язаний із низькою енергією проростання порівнюючи з насінням ячменю.

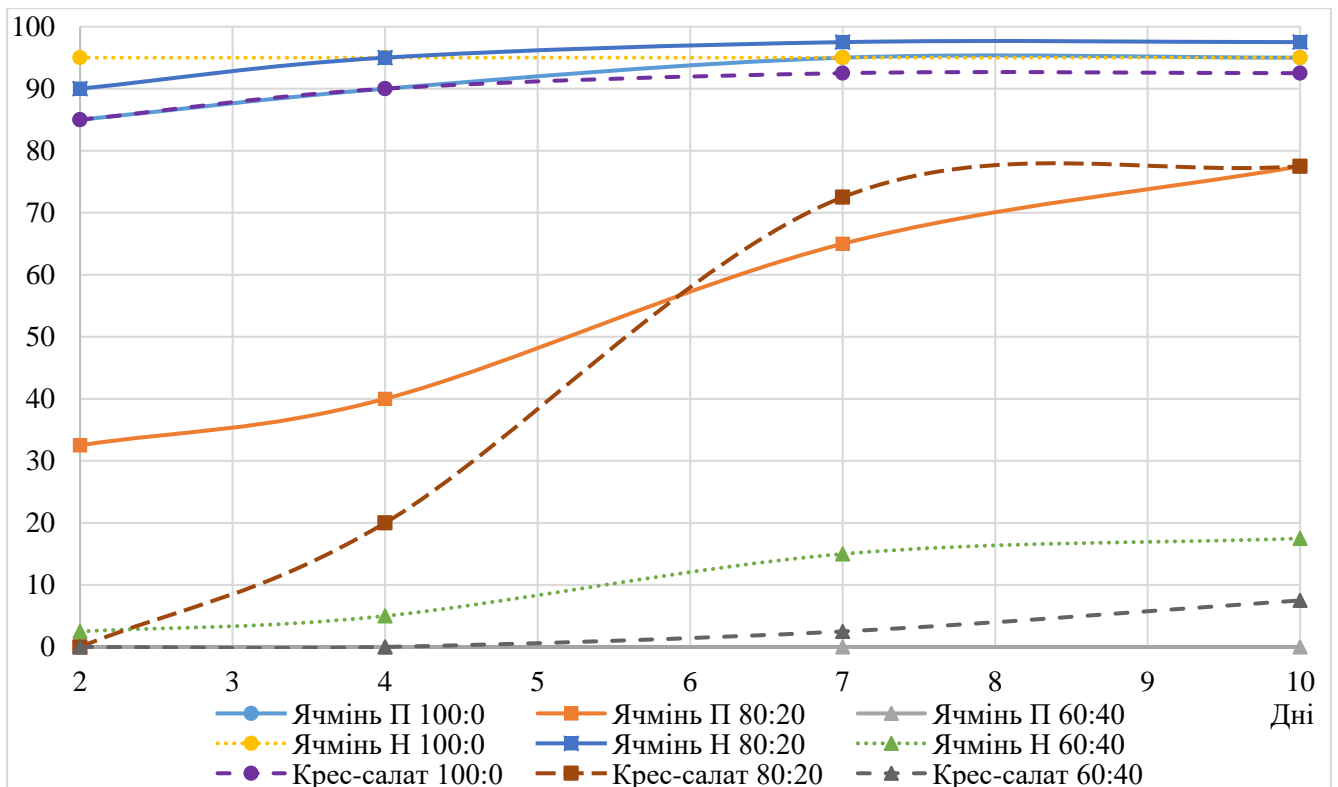


Рис. 4.5. Середній показник проростання біоіндикаторних рослин в різних субстратах в залежності від часу, %

Починаючи з 10-го дня ведення дослідження у субстраті з вмістом осадів 20% середній показник проростання ячменю неprotравленого був більшим на 2,5% у порівнянні з контрольним зразком і становив 97,5%. Проте у субстраті з вмістом осадів 20% середній показник проростання у protравленому ячмені був меншим на 17,5% порівнюючи із контрольним зразком і становив 77,5%, а середній показник проростання крес-салату у такому ж субстраті був меншим на 15% у порівнянні з контрольним зразком і також становив 77,5%.

У зразках з вмістом осадів 40% середній показник проростання по завершенню досліджень становив: для ячменю неprotравленого – 17,5%, а крес-салату – 7,5%. Проростання protравленого ячменю у цих же пробах не було взагалі.

Після завершення досліджень ми визначали вплив субстрату на ріст і розвиток рослин, дані яких наведено в таблиці 4.2.

Таблиця 4.2. Зміни в рості і розвитку рослин в залежності від використання різних видів субстратів

Варіант	Середня висота наземної частини рослин, см	Середня довжина коренів, см	Середня маса рослин, г	Середня маса наземної частини рослин, г	Середня маса коренів, г
Ячмінь протравлений					
Контроль	0,1083	0,1819	0,239	0,155	0,084
Субстрат 80:20	0,0851	0,1112	0,252	0,147	0,105
Субстрат 60:40	–	–	–	–	–
Ячмінь не протравлений					
Контроль	0,1176	0,1902	0,286	0,168	0,119
Субстрат 80:20	0,1282	0,1524	0,260	0,165	0,095
Субстрат 60:40	0,0873	0,0664	0,233	0,185	0,048
Крес-салат					
Контроль	0,0436	0,0531	0,0225	–	–
Субстрат 80:20	0,0303	0,0228	0,0205	–	–
Субстрат 60:40	0,0198	0,0065	–	–	–

Як показують дані з табл. 4.2, при додаванні у субстрат 20% осадів у зразках із протравленим ячменем середня вага рослин на 5,4% є більшою у порівнянні з контрольним зразком, але порівнюючи із зразками з непротравленим ячменем та крес-салатом цей показник є меншим на 9,1 та 8,9% відповідно. Що стосується

зміни середньої довжини рослин, для ячменю протравленого та крес-салату даний показник є меншим на 21,4 та 30,5% відповідно порівнюючи з контрольним зразком, проте є більшим на 9% у зразку із непротравленим ячменем. Що ж стосується середньої довжини коренів, то цей показник є меншим від контрольного зразка і складає: для непротравленого ячменю – 19,9%, ячменю протравлено – 38,9%, крес-салату – 57,1%.

У зразках ячменю непротравленого в субстратах із вмістом осадів 40% спостерігалися більш помітні зміни в рості та розвитку рослин, а саме: середня вага рослин була меншою на 18,5% у порівнянні з контрольним зразком, висота наземної частини менша на 25,8%, середня довжина коренів менша на 65,1%. Що ж стосується крес-салату, то середня вага рослин у порівнюючі з контрольним зразком є меншою на 54,6%, а середня довжина коренів – на 87,8% [241, 254].

Результати даного дослідження показали, що у свіжих осадах стічних вод у достатній кількості містяться поживні речовини, тому їх можна використати для створення субстрату. Так, додавання 20% ОСВ у субстрат позитивно впливає на ріст наземної частини ячменю.

4.3. Пряме змішування для створення субстрату на основі ґрунту, свіжих ОСВ та цеоліту

На третьому етапі у склад субстрату вирішили додати сорбенти природного походження, для зв'язування рухомих форм небезпечних сполук та покращення його якісних показників.

Третій етап досліджень проводили з темно-сірим опідзоленим ґрунтом, до якого додавали свіжі осади у співвідношенні (%): 0; 20; 25; 30; 35; 40. До даного субстрату додавали природний цеоліт у кількості (%): 0; 5; 7,5; 10. Досліди проводили в трьохкратній повторності.

Як і в попередніх дослідженнях, біоіндикацію проводили в чашках Петрі, висаджуючи по 10 насінин ячменю звичайного на створений субстрат (проростання 95-97 %).

Під час проведення досліду спостерігали за такими показниками: час появи паростків, їх кількість за добу та загальне проростання. Наприкінці досліджень вимірювали довжину та масу надземної частини та коренів, а також загальну вагу рослин.

Результати проростання ячменю звичайного впродовж ведення досліду наведено в таблиці 4.3. та на рис. 4.6 – 4.7.

Таблиця 4.3. Дані проростання біоіндикаторних рослин у досліджуваних субстратах

Дні	Варіант	Проростання ячменю звичайного, %											
		0% цеоліту			5% цеоліту			7,5% цеоліту			10% цеоліту		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
4-й день	100:0	60	90	90	80	50	80	70	70	60	60	60	–
	80:20	60	90	60	30	50	80	50	50	30	20	–	20
	75:25	40	40	70	70	80	30	30	60	30	–	10	10
	70:30	–	20	20	60	50	40	10	40	30	–	–	–
	65:35	–	–	–	40	10	–	20	30	30	20	–	–
	60:40	–	40	–	10	–	–	20	10	–	10	10	10
6-й день	100:0	90	100	100	100	90	100	100	100	90	100	100	90
	80:20	80	90	90	80	80	100	90	100	90	90	100	90
	75:25	40	80	80	100	100	90	90	90	80	100	90	80
	70:30	30	40	40	80	90	80	70	100	80	100	80	80
	65:35	40	20	–	50	70	30	70	90	70	100	80	80
	60:40	–	40	–	20	10	10	50	90	60	90	50	70
7-й день	100:0	90	100	100	90	90	100	100	100	100	100	100	100
	80:20	100	90	90	80	100	100	90	100	90	90	100	90
	75:25	50	80	80	100	100	90	100	90	90	100	90	100
	70:30	30	40	40	80	90	80	70	100	80	100	80	100
	65:35	40	20	–	60	70	40	70	90	90	100	90	100
	60:40	–	40	–	20	10	10	50	100	70	100	50	80

Продовження таблиці 4.3

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
8-й день	100:0	90	100	100	100	90	100	100	100	100	100	100	100
	80:20	100	90	90	80	100	100	90	100	90	90	100	90
	75:25	50	80	90	100	100	90	100	90	90	100	90	100
	70:30	30	40	50	80	90	80	70	100	90	100	80	100
	65:35	40	20	–	60	70	50	70	90	90	100	90	100
	60:40	–	40	–	20	20	10	60	100	80	100	50	80
9-й день	100:0	90	100	100	100	90	100	100	100	100	100	100	100
	80:20	100	90	90	90	100	100	90	100	100	90	100	90
	75:25	60	80	90	100	100	90	100	90	90	100	100	100
	70:30	40	40	50	90	90	80	90	100	90	100	90	100
	65:35	50	20	–	60	70	50	70	90	90	100	90	100
	60:40	–	50	–	20	20	10	60	100	80	100	60	80
10-й день	100:0	90	100	100	100	90	100	100	100	100	100	100	100
	80:20	100	90	90	90	100	100	90	100	100	90	100	90
	75:25	70	80	90	100	100	90	100	90	90	100	100	100
	70:30	40	60	50	100	90	80	90	100	90	100	90	100
	65:35	50	20	–	60	90	50	70	90	90	100	90	100
	60:40	10	60	–	20	20	10	70	100	80	100	60	90

Відповідно до наведених даних в таблиці 4.3 починаючи з четвертого дня проведення дослідів, найкращий показник проростання ячменю звичайного спостерігався у зразках субстрату з вмістом цеоліту 5 та 7,5%.

Так, у зразках субстрату з вмістом цеоліту 5 та 7,5% середній показник проростання рослин ячменю звичайного становив - 42,2%. Слід зазначити, що у зразках субстрату із вмістом цеоліту 7,5% та вмістом осадів 35% спостерігався найвищий середній показник проростання ячменю звичайного порівнюючи із іншими зразками, який становив 27,7%. У всіх варіантах субстрату із вмістом цеоліту 0%, на четвертий день проведення дослідження, середній показник

проростання ячменю звичайного становив 37,8%. У зразках субстрату із вмістом цеоліту 10%, на початку дослідження, порівнюючи із іншими зразками субстрату спостерігався найнижчий середній показник проростання ячменю звичайного, який становив 12,7%, проте по завершенню дослідження проростання рослин спостерігалось в кожному зразку.

На рис. 4.6 наведено графік порівняння середнього показника проростання ячменю звичайного погрупованого за вмістом сорбенту у досліджуваних зразках субстратів на 10 день проведення досліду.

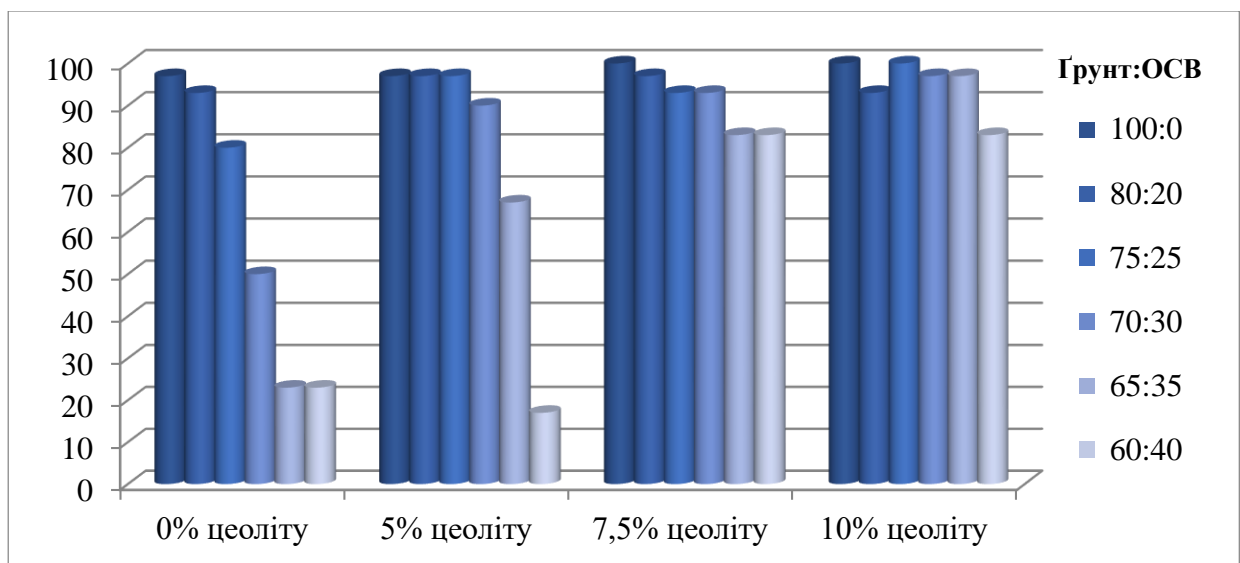


Рис. 4.6. Середній відсоток проростання ячменю звичайного у досліджуваних зразках на 10-й день

З рис. 4.6 можна побачити, що на 10-й день проведення досліду найкращий середній показник проростання ячменю спостерігався у зразках субстрату з вмістом цеоліту 7,5 та 10% і становив 91,7 та 95% відповідно, у порівнянні зі зразками з вмістом цеоліту 0 та 5% (61,1 та 77,2%). Слід відзначити, що у зразках субстрату з вмістом цеоліту 7,5 та 10% - найвищий показник проростання у порівнянні з іншими зразками (з вмістом цеоліту 0%), був у субстраті з вмістом осадів 40% і становив в обох випадках 83,3% проти 23,3%.

Згальний вигляд ячменю у досліджуваних субстратах на 10-й день проведення досліду показано на рис. 4.7. У зразках субстрату із вмістом осадів

40% спостерігається наявність грибних спорів, які можуть пригнічувати ріст та розвиток ячменю звичайного.

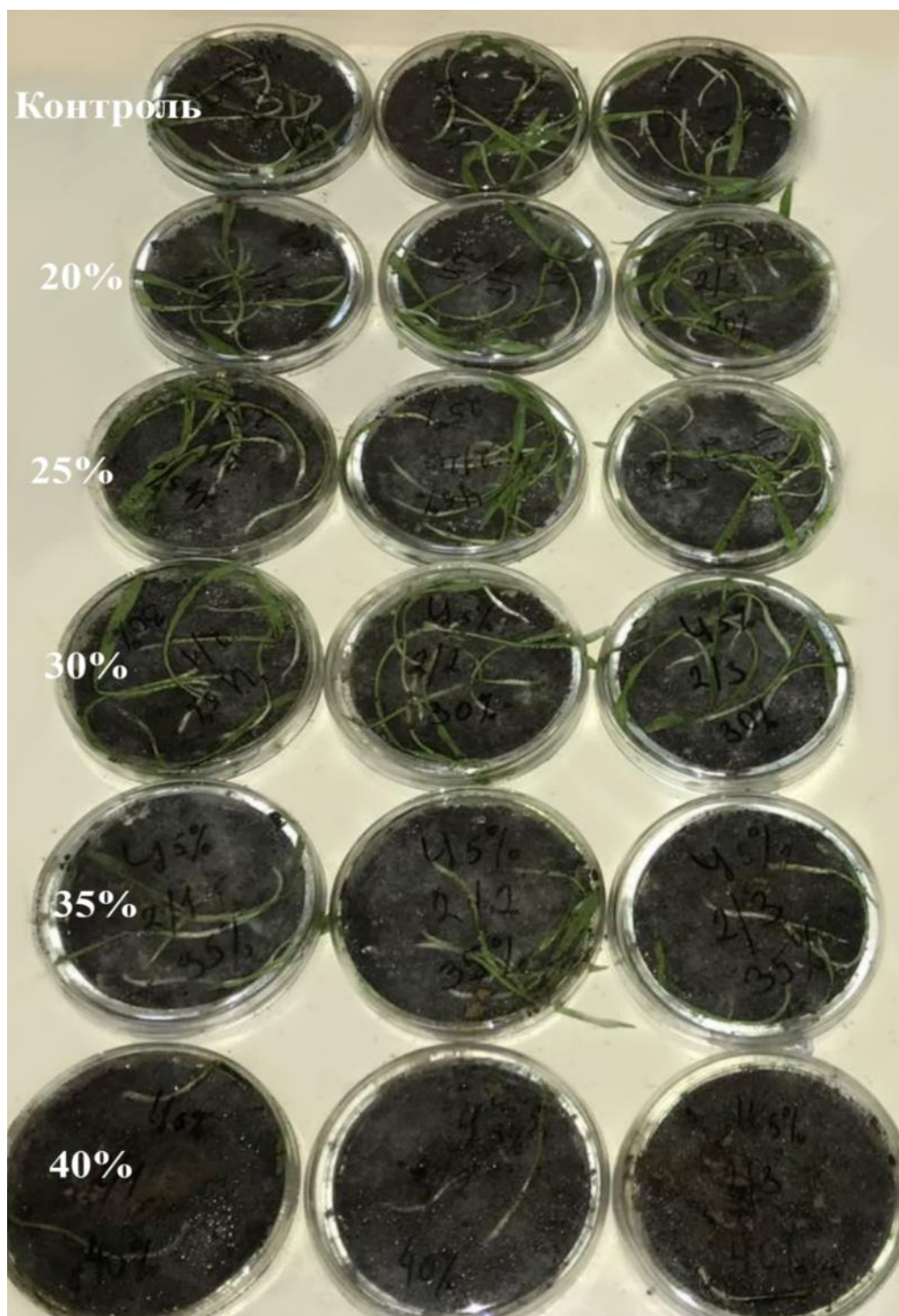


Рис. 4.7. Загальний вигляд ячменю звичайного у зразках субстрату із вмістом цеоліту 5% на 10 день

В кінці досліджень, було виміряно довжину та масу наземної частини та коренів рослин, результати яких представлені в таблиці 4.4.

Таблиця 4.4. Зміни в рості і розвитку ячменю звичайного в залежності від використання різних видів субстратів

Варіант	Середня висота наземної частини рослини, см	Середня довжина коренів, см	Середня вага, г	Середня вага наземної частини рослини, г	Середня вага коренів, г
0% цеоліту					
Контроль	11,55	15,64	0,321	0,185	0,136
Субстрат (80:20)	13,18	16,83	0,475	0,185	0,290
Субстрат (75:25)	11,97	15,11	0,494	0,199	0,295
Субстрат (70:30)	14,07	14,20	0,601	0,261	0,340
Субстрат (65:35)	14,37	12,86	0,478	0,269	0,209
Субстрат (60:40)	9,43	12,33	0,321	0,151	0,170
5% цеоліту					
Контроль	11,94	18,25	0,413	0,216	0,198
Субстрат (80:20)	11,81	17,15	0,493	0,196	0,296
Субстрат (75:25)	12,47	17,41	0,428	0,181	0,248
Субстрат (70:30)	14,43	17,66	0,421	0,217	0,204
Субстрат (65:35)	13,45	14,66	0,459	0,224	0,235
Субстрат (60:40)	14,47	13,23	0,368	0,200	0,168
7,5% цеоліту					
Контроль	11,29	18,27	0,432	0,195	0,237
Субстрат (80:20)	12,21	17,33	0,428	0,175	0,254
Субстрат (75:25)	12,18	15,68	0,352	0,161	0,190
Субстрат (70:30)	14,33	16,78	0,456	0,224	0,232
Субстрат (65:35)	14,88	17,57	0,447	0,213	0,234
Субстрат (60:40)	13,36	14,05	0,394	0,196	0,198
10% цеоліту					
Контроль	10,98	17,08	0,506	0,182	0,323
Субстрат (80:20)	11,51	16,74	0,439	0,178	0,261
Субстрат (75:25)	10,72	14,55	0,376	0,177	0,199
Субстрат (70:30)	14,03	18,28	0,437	0,195	0,242
Субстрат (65:35)	13,31	17,10	0,453	0,203	0,250
Субстрат (60:40)	11,90	15,24	0,337	0,146	0,191

Як можемо побачити з наведених даних у таблиці 4.4, що використання субстрату на основі осадів та цеоліту для вирощування рослин позитивно впливає на їх ріст та розвиток. У більшості зразків спостерігається більша

середня висота наземної частини рослин, порівнюючи з контрольним зразком (рис. 4.8).

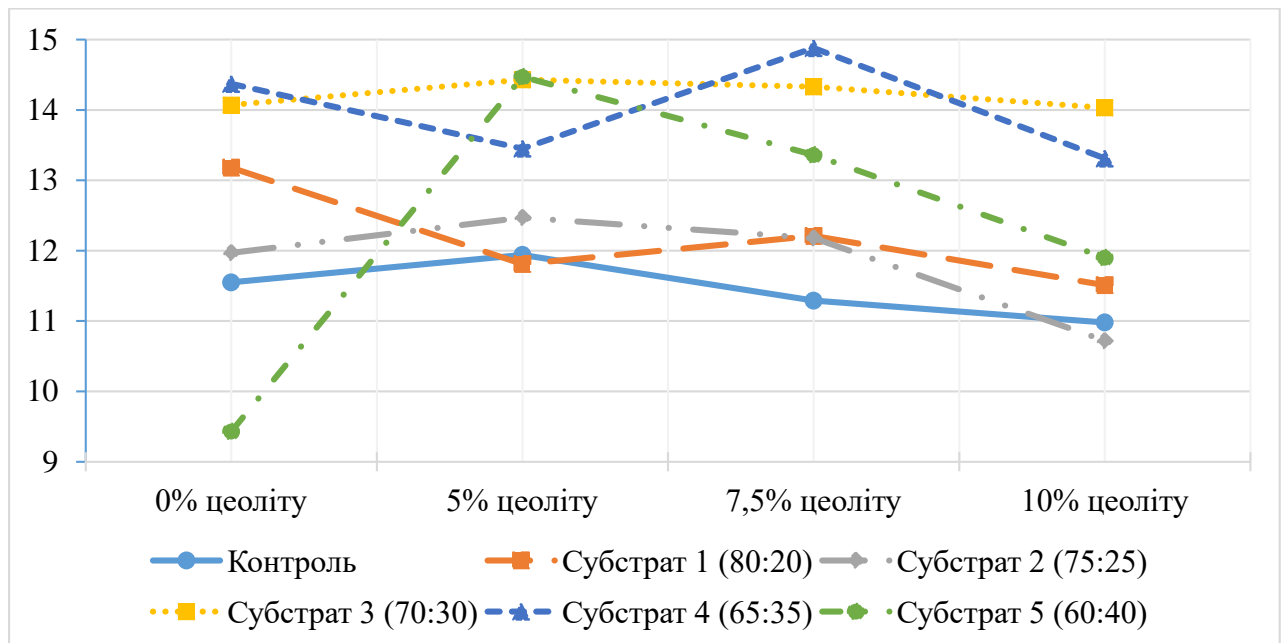


Рис. 4.8. Залежність зміни росту наземної частини рослин від субстрату

Як бачимо з рис. 4.8, середні показники росту наземної частини ячменю у більшості варіантів є більшими у порівнянні з контрольними зразками.

У субстраті 4 (вміст цеоліту 7,5%) середній показник росту наземної частини ячменю є більшим від контрольного зразка на 31,8%, у субстраті 3 (вміст цеоліту 10%) – більшим на 27,8%, найнижчий середній показник росту спостерігався у субстраті 5 (вміст цеоліту 0%), який був меншим від контрольного на 18,3%.

Що стосується субстрату 1 (вміст цеоліту 5%) та субстрату 2 (вміст цеоліту 10%), то середній показник росту стебла також є меншим від контролю і складе 1,09% та 2,37% відповідно, проте, на відміну від попередніх зразків різниця між значеннями є незначна.

Залежність зміни довжини коренів від використання різних видів субстрату представлено на рис. 4.9.

У субстраті 1 (вміст цеоліту 0%) середній показник довжини коренів ячменю звичайного перевищує контрольний зразок на 7,6%, але у цьому ж субстраті з вмістом цеоліту 10% цей показник є меншим на 2%.

У всіх варіантах зразка субстрату з вмістом цеоліту 5% середній показник довжини є меншим від контролю і змінюється в межах від -27,5 до -3,2%.

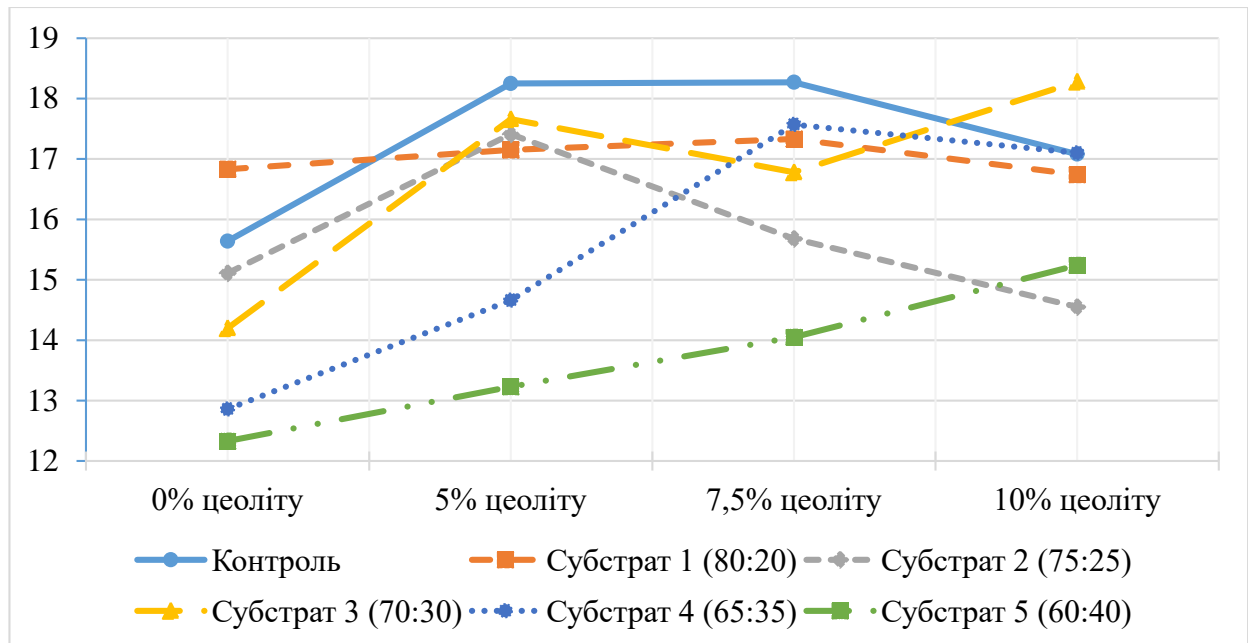


Рис. 4.9. Залежність зміни росту коренів від субстрату

Як бачимо з рис. 4.9, тільки у двох варіантах середній показник довжини коренів є більшим порівнюючи з контрольними зразками.

Також від'ємний показник довжини коренів по відношенню до контрольного зразка спостерігається і у зразках субстрату з вмістом цеоліту 7,5% та змінюється в межах від -23,1 до -3,8%.

У субстраті 3 (вміст цеоліту 10%) середній показник довжини коренів перевищує контрольний зразок на 7,02%, але у цьому ж субстраті із вмістом цеоліту 0% цей показник є меншим на 9,2%.

Порівняння зміни маси рослин в залежності від різних видів субстрату представлено на рис. 4.10.

З рис. 4.10 можна побачити, що у більшості субстратів з вмістом цеоліту 0% та 5% середній показник маси ячменю звичайного є більшим порівнюючи з контрольними зразками.

Найвищий середній показник маси ячменю є у субстраті 3 (вміст цеоліту 0%), який перевищує контрольний зразок на 87,2%.

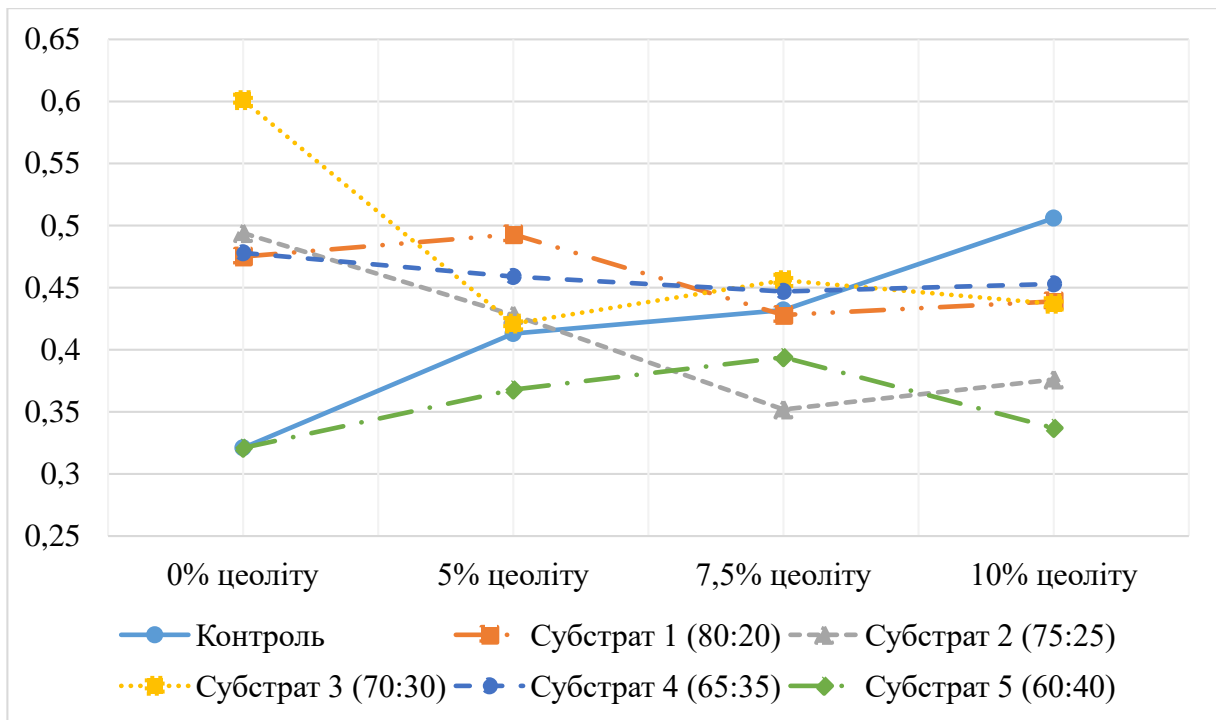


Рис. 4.10. Залежність зміни маси рослин в залежності від субстрату

У субстраті 1 (вміст цеоліту 5%) також спостерігається найвищий середній показник порівнюючи з контрольним зразком, який складає 19,4%. У субстраті 3 (вміст цеоліту 7,5%) середній показник маси ячменю звичайного є більшим від контролю на 5,5%.

Що стосується субстрату з вмістом цеоліту 10%, то у всіх варіантах субстрату середній показник маси є нижчим у порівнянні з контрольним зразком. У субстраті 4 даний показник є меншим від контролю на 10,5%, а у субстраті 5 – на 33,4% [241].

Для кращого розуміння впливу субстрату на основі осадів стічних вод та цеоліту нами побудовано кореляційну матрицю (табл. 4.5).

Згідно кореляційного аналізу, були отримані наступні результати:

- встановлено, що відсотковий (%) вміст цеолітів у субстраті прямо корелює з довжиною коренів та проростанням рослин;
- відсотковий вміст осадів прямо корелює з висотою наземної частини рослин та обернено корелює з довжиною коренів та проростанням рослин;
- довжина коренів прямо корелює з показником проростання рослин.

Таблиця 4.5. Кореляційна матриця основних параметрів субстрату та рослин біоіндикаторів

	Цеоліт	ОСВ	ВНЧР	Довжина коренів	Вага рослини	МНЧР	Вага коренів	Схожість
Цеоліт	1,00	0,00	-0,04	0,45	-0,16	-0,35	0,00	0,52
ОСВ	0,00	1,00	0,49	-0,54	-0,09	0,10	-0,17	-0,55
ВНЧР	-0,04	0,49	1,00	0,07	0,37	0,68	0,08	-0,20
Довжина коренів	0,45	-0,54	0,07	1,00	0,20	-0,09	0,31	0,81
Вага рослини	-0,16	-0,09	0,37	0,20	1,00	0,65	0,90	0,03
МНЧР	-0,35	0,10	0,68	-0,09	0,65	1,00	0,27	-0,32
Вага коренів	0,00	-0,17	0,08	0,31	0,90	0,27	1,00	0,23
Схожість	0,52	-0,55	-0,20	0,81	0,03	-0,32	0,23	1,00

Примітки: ВНЧР – висота наземної частини рослини; МНЧР – маса наземної частини рослини

Отже, дослідження, проведені на третьому етапі дозволяють перевірити можливість додавання у субстрат природних сорбентів (цеолітів) та визначити його вплив на проростання, ріст та розвиток рослин.

Встановлено, що при додаванні у субстрат 10% цеоліту у всіх варіантах субстрату спостерігається найвищий показник проростання ячменю звичайного порівнюючи з іншими субстратами. Слід відмітити, що додавання у субстрат природного сорбенту позитивно впливає на ріст наземної частини ячменю.

Таким чином додавання цеолітів у субстрат дозволяє збільшити частку осадів в ньому до 40% і більше.

4.4. Пряме змішування для створення субстрату на основі ґрунту, свіжих ОСВ, цеоліту та глауконіту

На четвертому етапі було вирішено провести дослідження з двома видами природних сорбентів.

Дослідження проводили на двох видах субстрату:

- у перший додавали темно-сірий опідзолений ґрунт, свіжі осадки та цеоліт у співвідношенні (%): 50:40:10;

- у другий – темно-сірий опідзолений ґрунт, свіжі осади та глауконіт у співвідношенні (%): 50:40:10, які порівнювали з контрольним зразком (ґрунтом).

В ємність об'ємом 500 мл на створений субстрат висаджували по 10 насінин ячменю звичайного (проростання 95-97%) та по 30 насінин райграсу (проростання 90-93%). Для забезпечення достовірності даних, досліди проводили в трьохкратній повторності.

Впродовж введення досліду велися спостереження за такими показниками як: час появи паростків, їх кількість на кожну добу та загальне проростання. Після закінчення досліджень було виміряно масу рослин, а також довжину та масу наземної частини та коренів рослин.

В таблиці 4.6 наведені дані проростання ячменю звичайного та райграсу в дослідних субстратах впродовж ведення досліду та середній показник проростання рослин за кожну добу.

Таблиця 4.6. Дані проростання біоіндикаторних рослин в залежності від субстрату

Дні	Варіант	Проростання дослідних рослин, %							
		Ячмінь звичайний			Середній показник проростання	Райграс			Середній показник проростання
1	2	3			4	5			6
6-й день	Контроль	50	30	–	27	–	–	–	–
	Цеоліт	100	100	80	93	20	17	17	18
	Глауконіт	100	80	50	77	13	3	7	8
7-й день	Контроль	60	50	50	53	–	–	–	–
	Цеоліт	100	100	90	97	50	47	37	44
	Глауконіт	100	90	60	83	33	30	27	30
8-й день	Контроль	70	70	60	67	13	3	17	11
	Цеоліт	100	100	90	97	57	63	47	56
	Глауконіт	100	90	70	87	80	53	63	66

Продовження таблиці 4.6

1	2	3			4	5			6
9-й день	Контроль	80	70	70	73	37	23	30	30
	Цеоліт	100	100	90	97	57	63	57	59
	Глауконіт	100	90	70	87	80	77	70	76
10-й день	Контроль	80	90	80	83	37	50	37	41
	Цеоліт	100	100	90	97	67	63	60	63
	Глауконіт	100	90	70	87	90	90	70	83
13-й день	Контроль	80	90	80	83	83	83	53	73
	Цеоліт	100	100	90	97	70	67	70	69
	Глауконіт	100	90	70	87	93	93	77	88
14-й день	Контроль	100	90	80	90	83	87	53	74
	Цеоліт	100	100	90	97	70	67	70	69
	Глауконіт	100	90	70	87	93	97	77	89
20-й день	Контроль	100	90	90	93	83	87	53	74
	Цеоліт	100	100	90	97	70	67	70	69
	Глауконіт	100	90	70	87	93	97	77	89
30-й день	Контроль	100	90	90	93	83	87	53	74
	Цеоліт	100	100	90	97	70	67	70	69
	Глауконіт	100	90	70	87	93	97	77	89
40-й день	Контроль	100	90	90	93	83	87	53	74
	Цеоліт	100	100	90	97	70	67	70	69
	Глауконіт	100	90	70	87	93	97	77	89
50-й день	Контроль	100	90	90	93	83	87	53	74
	Цеоліт	100	100	90	97	70	67	70	69
	Глауконіт	100	90	70	87	93	97	77	89
60-й день	Контроль	100	90	90	93	83	87	53	74
	Цеоліт	100	100	90	97	70	67	70	69
	Глауконіт	100	90	70	87	93	97	77	89

Як можна побачити з таблиці 4.6, перші паростки рослин з'явилися на шостий день проведення дослідів, при цьому найкращий показник проростання спостерігався у зразках з цеолітом та ячменем звичайним і складав 93% у порівнянні з контрольним зразком, де середній показник проростання становив лише 27%.

Що стосується райграсу, то тут спостерігається затримка в появі паростків у контрольних зразках (грунт) впродовж перших 7 днів, що може бути пов'язано із низькою енергією проростання райграсу у порівнянні з ячменем, а також дещо переушільненим ґрунтом.

Перші сходи райграсу у контрольних зразках з'явилися лише на восьмий день проведення дослідів із середнім показником проростання - 11% у порівнянні зі зразками з цеолітом та глауконітом (56 та 66% відповідно).

На рис. 4.11 представлено зміни в проростанні ячменю звичайного та райграсу в різних субстратах впродовж введення дослідів (60 днів).

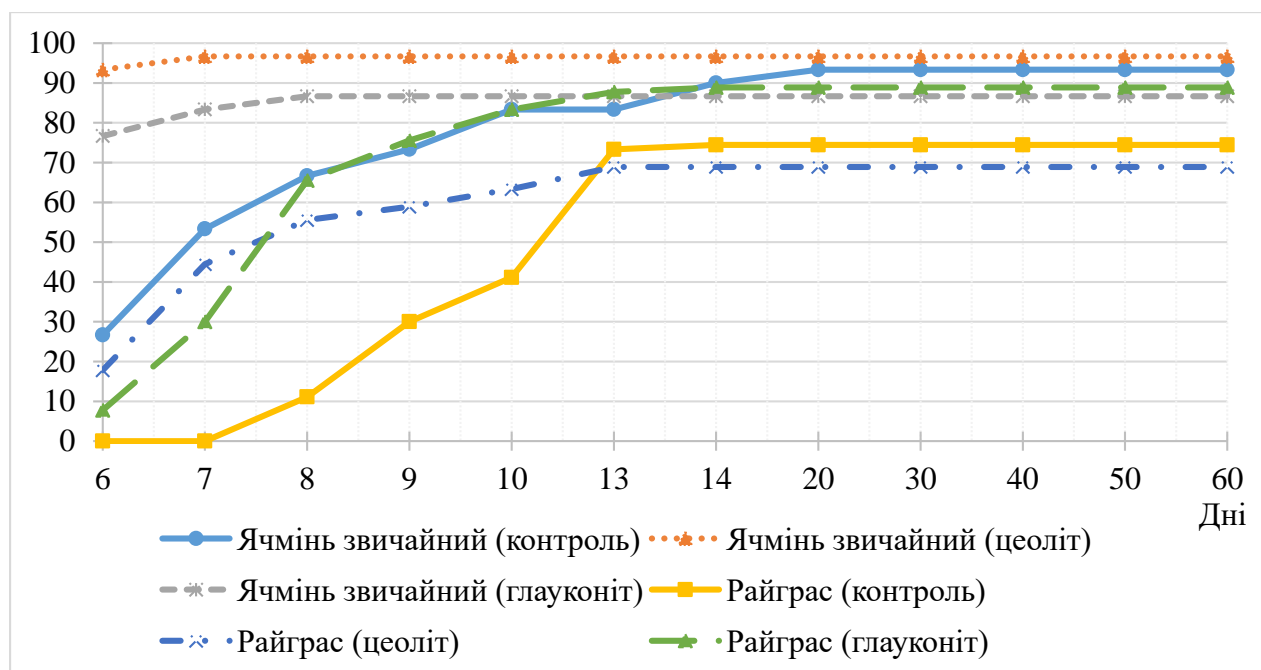


Рис. 4.11. Зміни проростання ячменю звичайного та райграсу в різних субстратах в залежності від часу, %

Як бачимо з рис. 4.11, що впродовж перших 10 днів проростання райграсу у субстратах з природними сорбентами (цеоліт, глауконіт) було вищим у порівнянні

з контрольними зразками, і становила: для контролю – 41%, для субстрату з вмістом цеоліту – 63% та для субстрату з вмістом глауконіту – 83%. Що стосується ячменю звичайного, то за цей період часу, також спостерігався нижчий показник проростання у контрольному зразку порівнюючи із субстратами.

Починаючи з 14-го дня проведення дослідів і до його завершення (60-й день) середній показник проростання рослин залишився сталим і становив:

- для ячменю звичайного у контрольному зразку – 93%, у зразку з цеолітом – 97% та у зразку з глауконітом – 87%.
- для райграсу у контрольному зразку – 74%, у зразку з цеолітом – 69% та у зразку з глауконітом – 89%;

Зміни загального вигляду рослин та їх розвитку в різних субстратах впродовж проведення дослідів показано на рис. 4.12 – 4.18.



Рис. 4.12. Загальний вигляд рослин на 10 день

Як бачимо з рис. 4.12 на 10-й день проведення дослідів стебла ячменю звичайного та райграсу були більшими у субстратах з природними сорбентами ніж у контрольних зразках. Також варто зазначити, що перші сходи райграсу у контрольних зразках з'явилися на декілька днів пізніше ніж у зразках субстратів із сорбентами.

З рис. 4.13 – 4.14 видно, що у субстраті з глауконітом та контрольному зразку стебла є довшими та розгалуженішими у порівнянні із субстратом із вмістом цеоліту. На 30-й день стебла ячменю почали жовтіти, а на 40-й засихати (рис. 4.15 – 4.16), що може бути пов'язано із захворюванням насіння ячменю.



Рис. 4.13. Загальний вигляд рослин на 20-й день



Рис. 4.14. Загальний вигляд рослин на 30-й день



Рис. 4.15. Вигляд ячменю звичайного у зразках з цеолітом на 30 та 40-й день

На 20 та 30-й день проведення досліду стебла рослин райграсу є більш розвиненими у субстратах з природними сорбентами на відміну від контрольного зразка, що пояснюється його пізнішим проростанням у цьому зразку на початковому етапі.



Рис. 4.16. Загальний вигляд рослин на 40-й день



Рис. 4.17. Загальний вигляд рослин на 50-й день



Рис. 4.18. Загальний вигляд рослин на 60-й день

У контрольних зразках та у зразках із цеолітом на 40-й день проведення досліду, стебла райграсу були більшими порівнюючи із зразками з глауконітом. Не спостерігалось видимих пошкоджень стебел райграсу, на відміну від ячменю.

На 50 день (рис. 4.17) та 60 день (рис. 4.18) проведення досліджень у контрольних зразках стебла ячменю звичайного були вищими порівнюючи з іншими зразками, проте у зразках з глауконітом стебла були більш розгалуженими. У зразках із цеолітом стебла також були розгалуженими, проте вони продовжували жовтіти та засихати.

У зразках із райграсом висота наземної частини рослини була більшою у контрольних зразках (грунт), паростки рослин подекуди були ширшими у порівнянні зі зразками із сорбентами. Проте у зразках із цеолітам та глауконітом стебла райграсу були більш розгалуженими порівнюючи з контролем.

По завершенні досліду було виміряно вагу рослини, а також довжину та вагу наземної частини та коренів рослин. Середні показники яких наведені у таблиці 4.7.

Таблиця 4.7. Зміни в рості та розвитку рослин в залежності від використання різних видів субстрату

Варіант	Середня висота наземної частини рослини, см	Середня довжина коренів, см	Середня вага 1-ї рослини, г	Середня маса 1 стебла, г	Середня маса 1 кореня, г
Ячмінь звичайний					
Контроль	30,06	21,97	0,974	0,697	0,277
Цеоліт	24,85	16,39	0,917	0,700	0,217
Глауконіт	26,08	21,75	1,017	0,739	0,278
Райграс					
Контроль	23,45	19,62	0,470	0,325	0,145
Цеоліт	22,41	20,72	0,481	0,362	0,119
Глауконіт	24,19	22,04	0,378	0,292	0,086

Згідно результатів визначення ваги рослин, а також довжини та ваги наземної частини та коренів побудовано графіки, які відображають залежність зміни основних параметрів рослин від різних видів субстрату (рис. 4.19 – 4. 22).

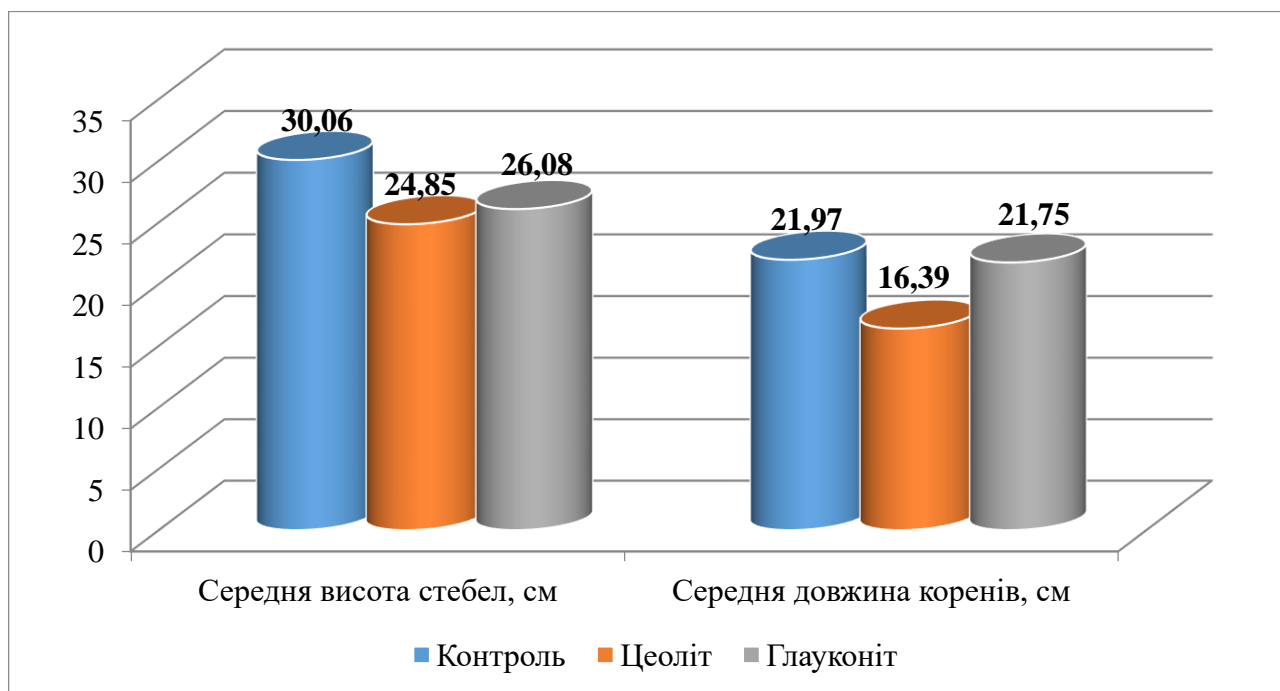


Рис. 4.19. Залежність зміни висоти стебла та довжини коренів ячменю звичайного в залежності від субстрату

Середній показник висоти наземної частини ячменю, як видно з рис. 4.19 у субстраті з цеолітом та у субстраті з глауконітом є меншим на 17,3 та 13,2% відповідно від контрольного зразка.

Більші зміни помітні при вимірюванні довжини коренів. У зразку з цеолітом середній показник довжини кореня є меншим на 25,3% від контрольного зразка, а у субстраті з глауконітом цей показник майже не відрізняється від контрольного та є меншим на 1%.

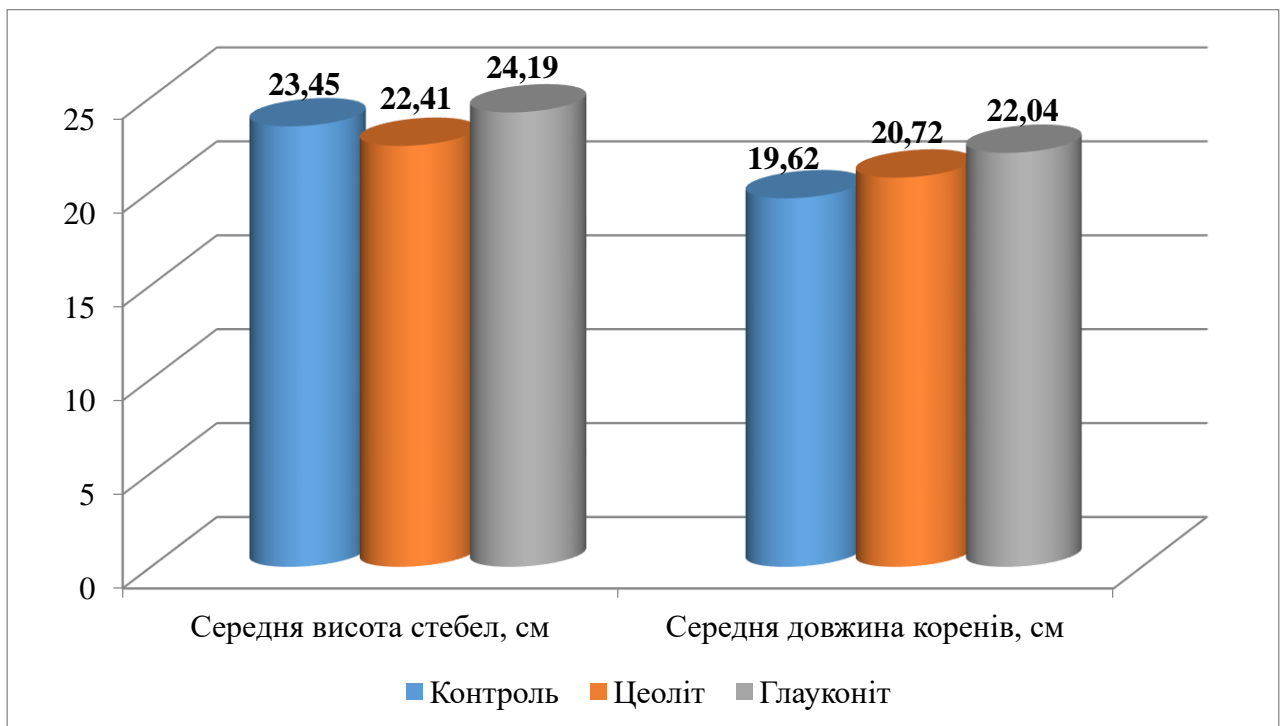


Рис. 4.20. Залежність зміни висоти стебла та довжини коренів райграсу в залежності від субстрату

Середня висота стебел райграсу у субстраті з вмістом глауконіту, як бачимо з рис. 4.20 є більшою від контрольного зразка на 3,2%. У зразках субстрату із вмістом цеоліту середня висота стебел є меншою від контрольного зразка на 4,4%.

Середня довжина коренів райграсу у субстратах із вмістом природних сорбентів є більшою на 5,6 та 12,3% від контрольного зразка.

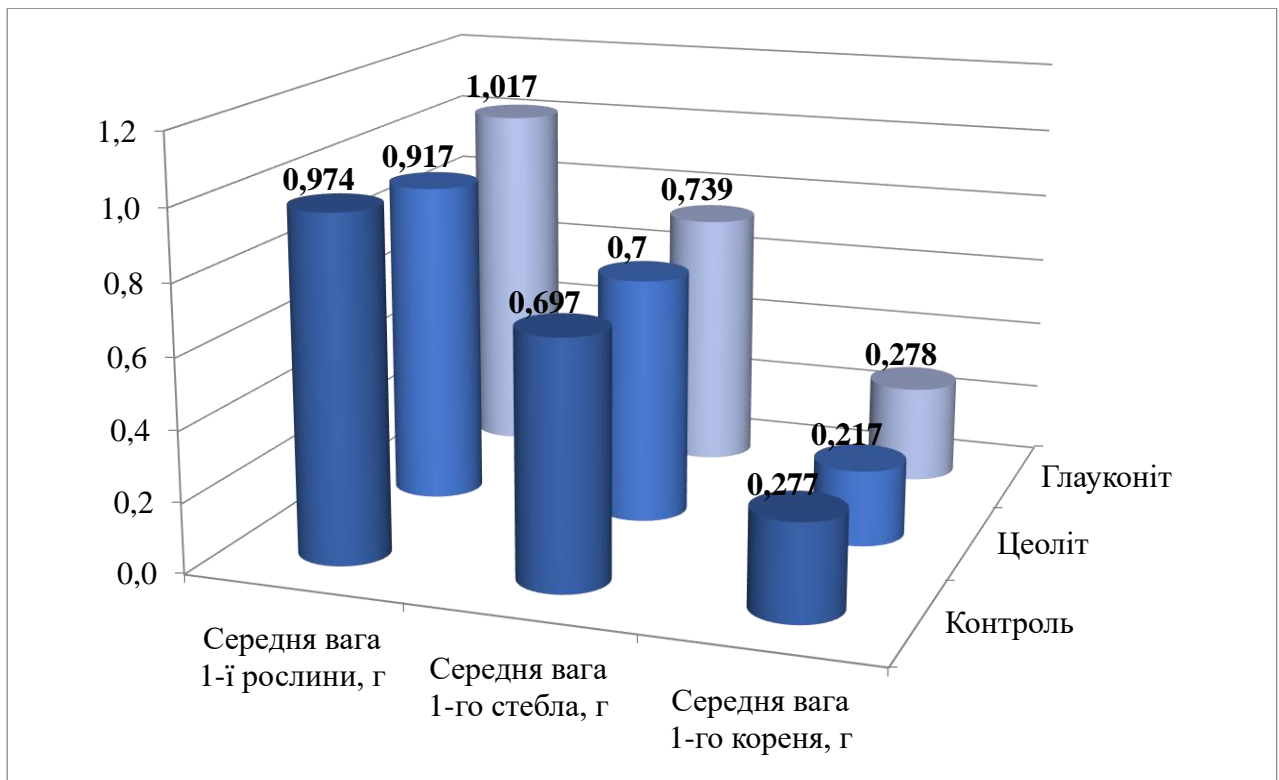


Рис. 4.21. Залежність зміни ваги ячменю звичайного в залежності від субстрату

Як бачимо з рис. 4.21, середня вага однієї рослини у субстраті з вмістом глауконіту є більшою на 4,4% від контрольного зразка, але середня вага однієї рослини у субстраті з вмістом цеоліту є меншою від контролю на 5,9%.

У субстраті з глауконітом середня вага одного стебла ячменю звичайного є більшою від контрольного зразка на 6,03%, а середня вага стебла у субстраті з вмістом цеоліту є практично ідентична до контрольного зразка і є більшою від нього лише на 0,4%.

Що стосується зміни показника середньої ваги одного кореня рослини у субстраті з вмістом глауконіту, то цей показник є більшим від контролю лише на 0,36%, а у субстраті із вмістом цеоліту цей показник є меншим від контрольного зразка на 21,7%.

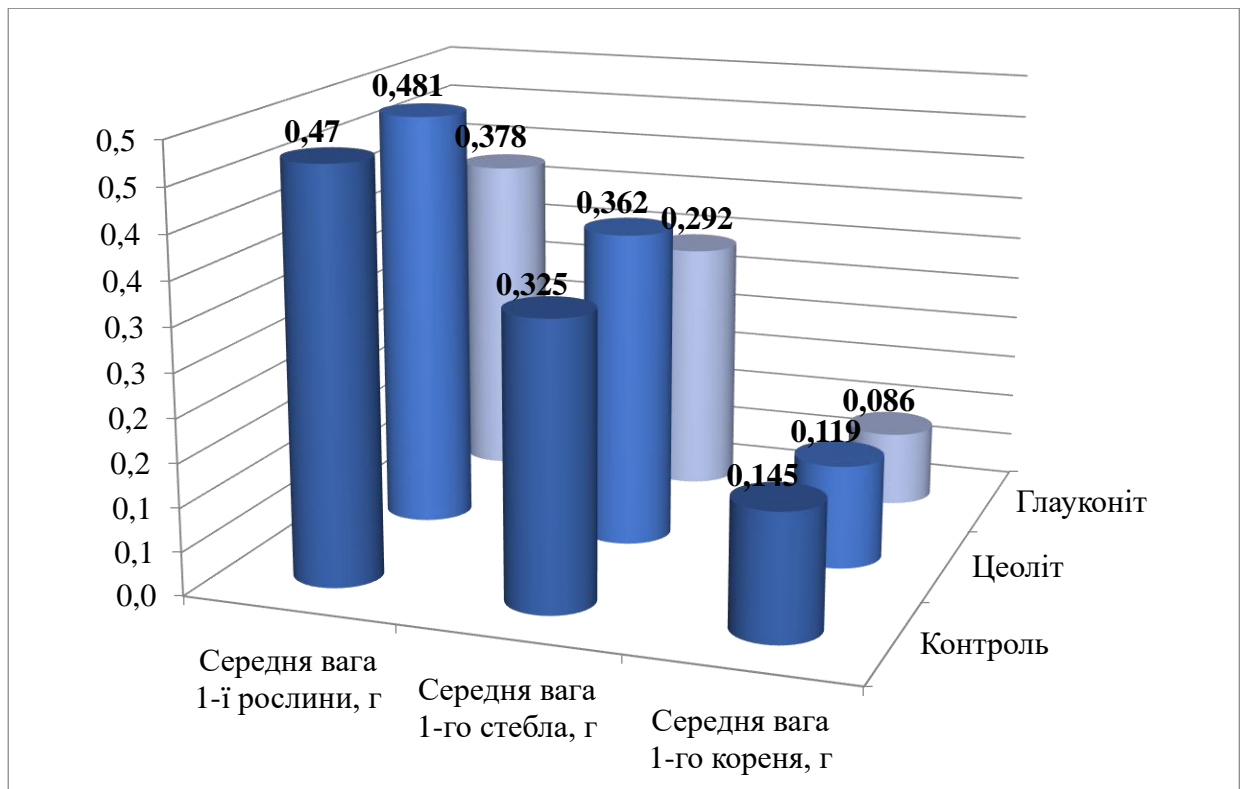


Рис. 4.22. Залежність зміни ваги райграсу в залежності від субстрату

Як можна побачити з рис. 4.22, середня вага однієї рослини райграсу у субстраті із вмістом цеоліту є більшою від контрольного зразка на 2,3%, а у субстраті із вмістом глауконіту середня вага рослини є меншою від контролю на 19,6%.

Середня вага наземної частини рослини є більшою від контрольного зразка на 11,4% у субстраті із вмістом цеоліту, проте у субстраті із вмістом глауконіту цей показник є меншим від контрольного зразка на 10,2%.

Що стосується показника середньої ваги кореня райграсу, то найвищий показник спостерігається у контрольному зразку; у зразку з вмістом цеоліту та у зразку з вмістом глауконіту цей показник є меншим від контрольного зразка на 18 та 40,5% відповідно.

Отже, на основі отриманих даних можна припустити, що найбільш оптимальним для росту та розвитку рослин є субстрат на основі темно-сірого ґрунту, осадів та природного сорбенту (цеоліту) у співвідношенні (%): 50:40:10.

Слід зазначити що, додавання у субстрат природних сорбентів (цеоліту та глауконіту) позитивно впливає на проростання, ріст та розвиток рослин (ячменю звичайного та райграсу), а особливо на райграс, який є енергетичною рослиною.

4.5. Біоіндикаційні випробування моделей ростових субстратів.

На рис. 4.23 – 4.28 зображено середній показник проростання райграсу за за весь досліджуваний період від 28.06 до 06.08.

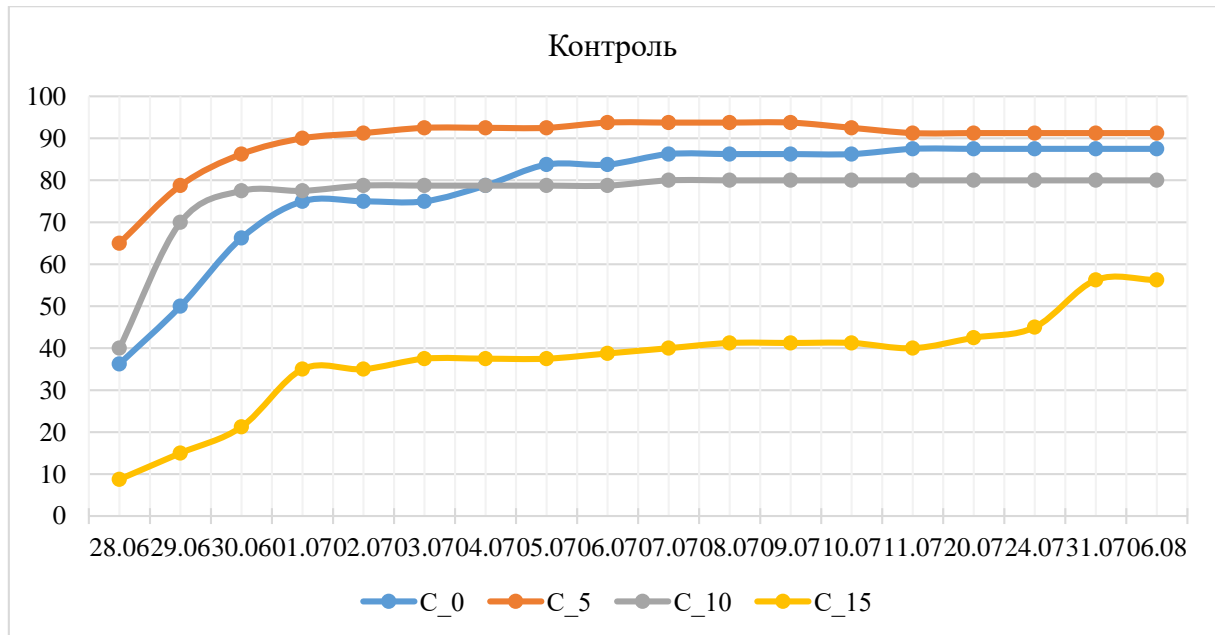


Рис. 4.23. Середній показник проростання райграсу в контрольних зразках

На даному графіку можемо відслідкувати, що протягом проведення дослідження найвищий середній показник проростання райграсу в контрольних зразках спостерігається у зразку із вмістом сорбенту 5% та складає 92,5%, а найгірший - у зразку із вмістом сорбенту 15%, який складає 56,3%.

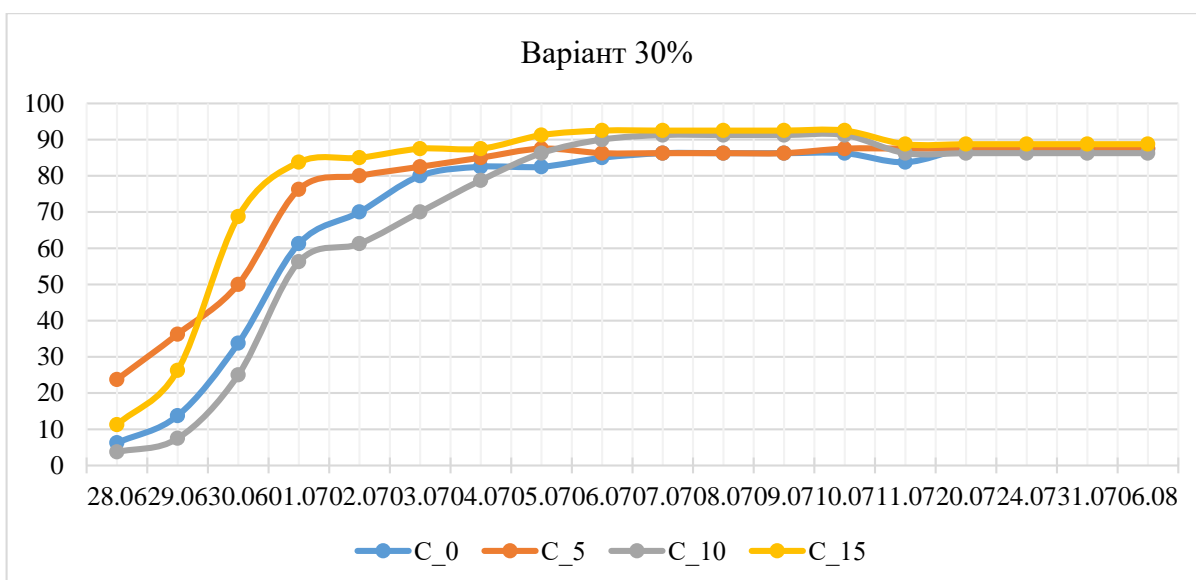


Рис. 4.24. Середній показник проростання райграсу в субстраті з вмістом осадів 30%

На рис. 4.24 бачимо, що в субстраті із вмістом ОСВ 30% найкращий показник проростання райграсу спостерігається у зразку із вмістом сорбенту 15% і складає 92,5%, а найнижчий показник - у зразку із вмістом сорбенту 10%, і складає 83,8%.

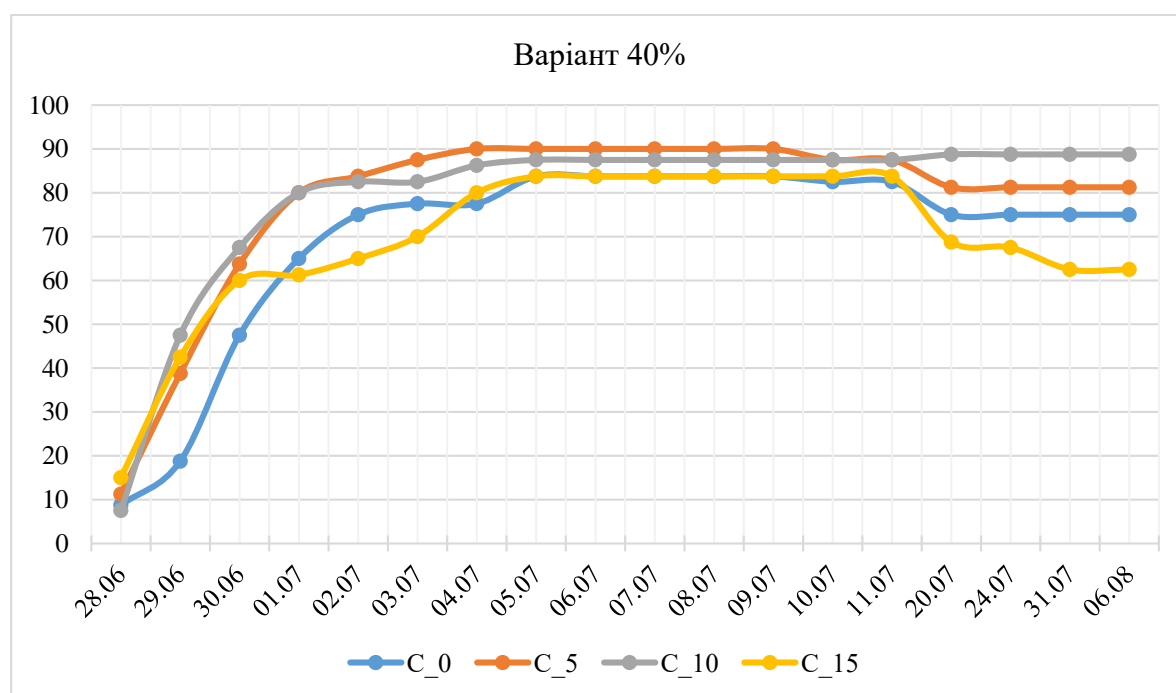


Рис. 4.25. Середній показник проростання райграсу в субстраті з вмістом осадів 40%

Підсумовуємо, що в субстраті із вмістом ОСВ 40% (рис. 5.5.) найбільший показник проростання райграсу спостерігається у субстраті із вмістом сорбенту 5% і складає 90%, а найнижчий – у субстраті із вмістом сорбенту 0% – 83,8%. Проте слід зазначити, що після 11.07 (16-й день) рослини почали в'янути і засихати. Вміст природних сорбентів у ростовому субстраті дає змогу створити буфер та зробити його універсальним для використання.

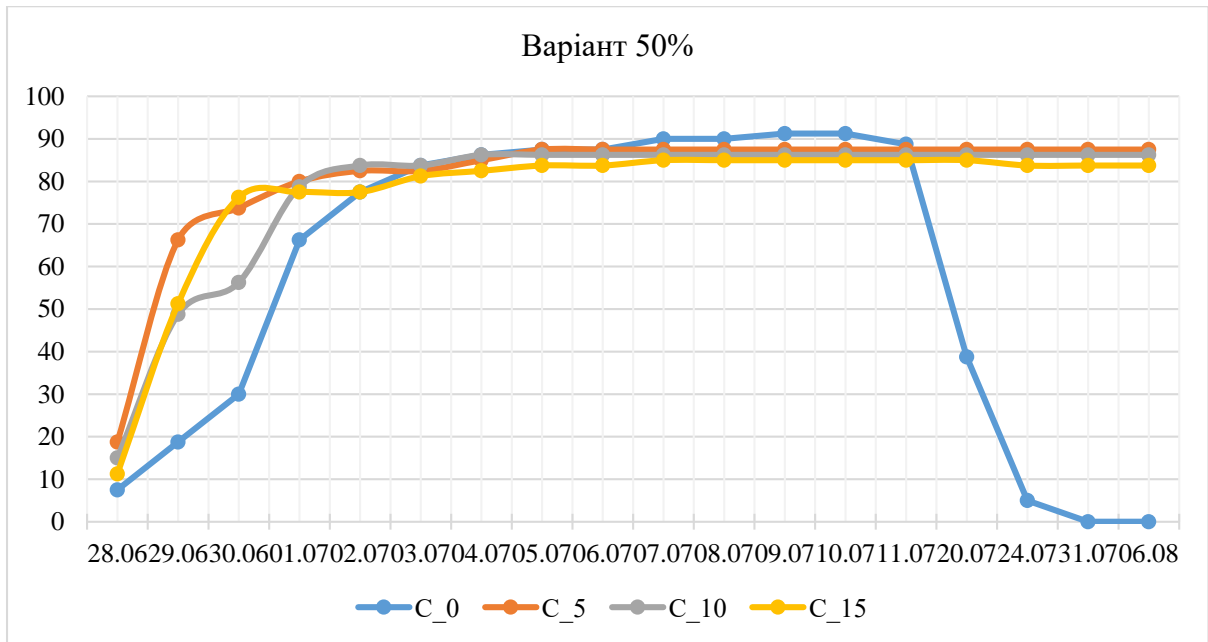


Рис. 4.26. Середній показник проростання райграсу в субстраті з вмістом осадів 50%

Як можна побачити з рис. 4.26. найкращий показник проростання райграсу є у зразку із вмістом сорбенту 0% і становить 91,3%, а найнижчий показник - у субстраті із вмістом сорбенту 15% – 85%. Слід відзначити, що як і у попередньому випадку у деяких зразках рослини скоріше почали в'янути.

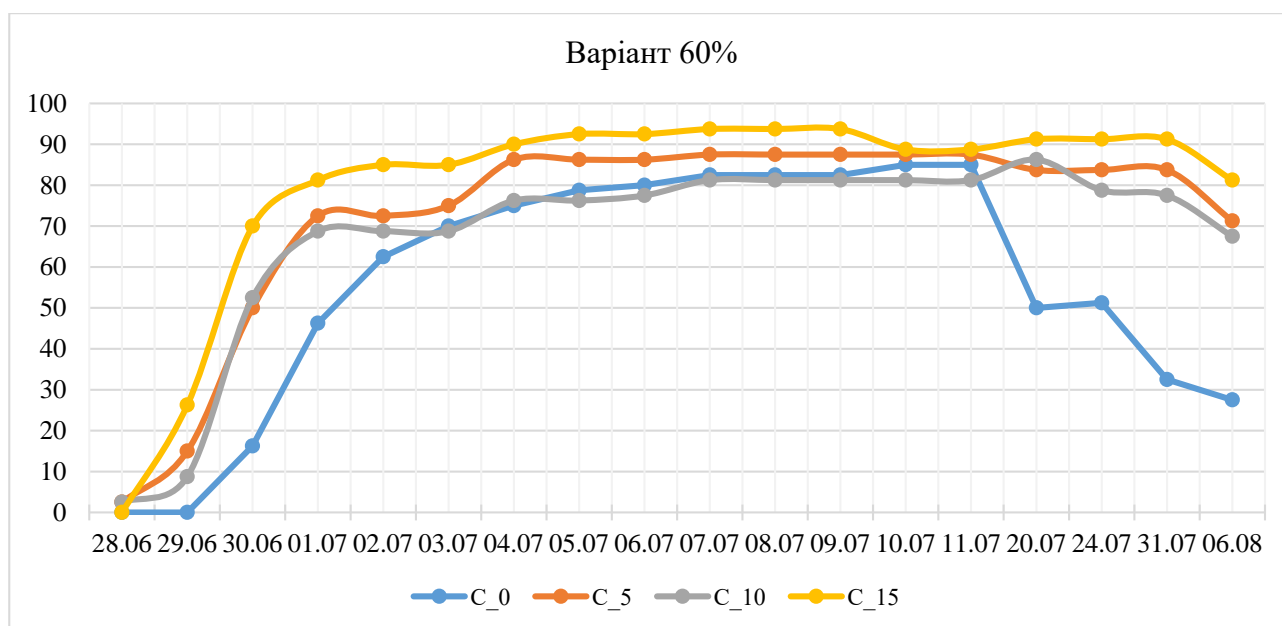


Рис. 4.27. Середній показник проростання райграсу в субстраті з вмістом осадів 60%

З рис. 4.27 бачимо, що найвищий показник проростання райграсу спостерігався у субстраті із вмістом сорбенту 15% і складав 93,8%, а найнижчий у субстраті із вмістом сорбенту 10% – 81,3%. Пізніше рослини почали засихати.

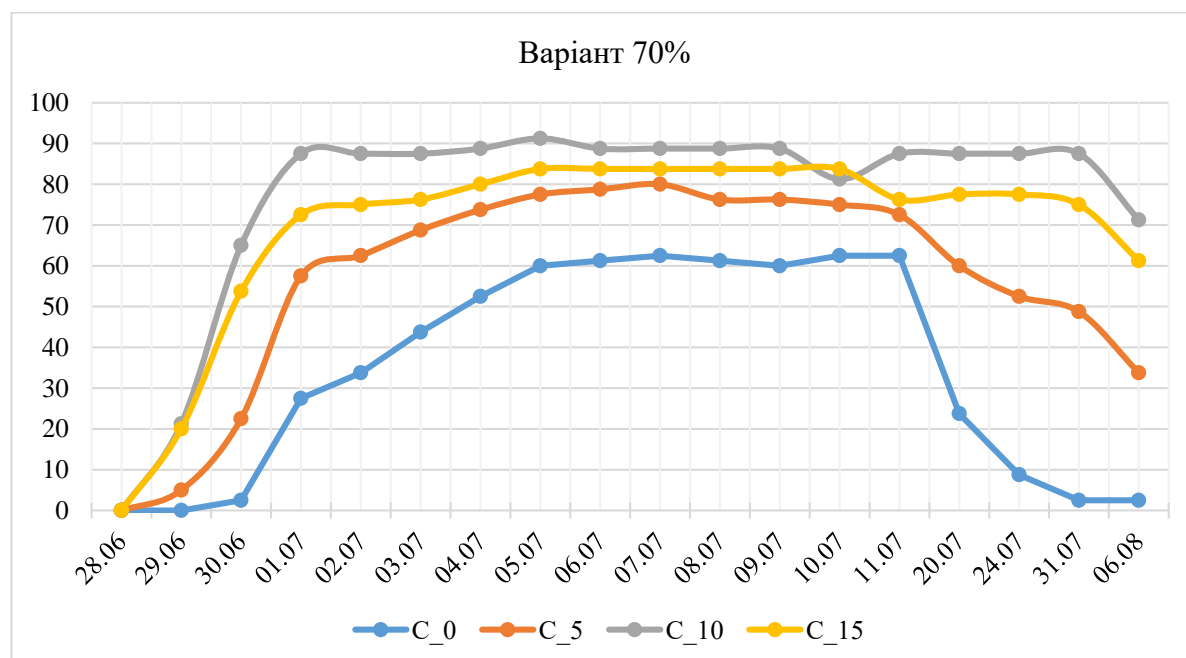


Рис. 4.28. Середній показник проростання райграсу в субстраті з вмістом осадів 70%

Як видно з рис. 4.28 найкращий показник проростання райграсу спостерігаємо у субстраті із вмістом сорбенту 10%, який складає 91,3%, а

найнижчий показник - у субстраті із вмістом сорбенту 0% та складає 62,5%. Як і в попередніх випадках після 11.07 рослини почали в'янути та засихати, це може бути пов'язане із наявністю в ОСВ інгібуючих речовин та грибків, та оскільки в останньому із варіантів їхня частка була найбільшою, тому негативний вплив на ріст рослин був більшим.

На рис. 4.29 – 4.31 представлено загальний вигляд рослин під час проведення досліду. В зразках із значним вмістом ОСВ спостерігаємо більшу кількість грибкової флори, яка може створювати інгібуючий вплив на ріст і розвиток рослин, особливо це помітно у зразках без використання сорбентів (рис. 4.32), а також в попередніх дослідженнях, які проводилися в чашках Петрі (недостача кисню сприяла активному розвитку грибкової флори).



Рис. 4.29. Загальний вигляд райграсу на 6-й день (03.07) у субстратах з вмістом осадів 70%



Рис. 4.30. Загальний вигляд райграсу на 22-й день (24.07) у субстратах з вмістом осадів 60%



Рис. 4.31. Загальний вигляд райграсу на 35-й день (06.08) контрольних зразках

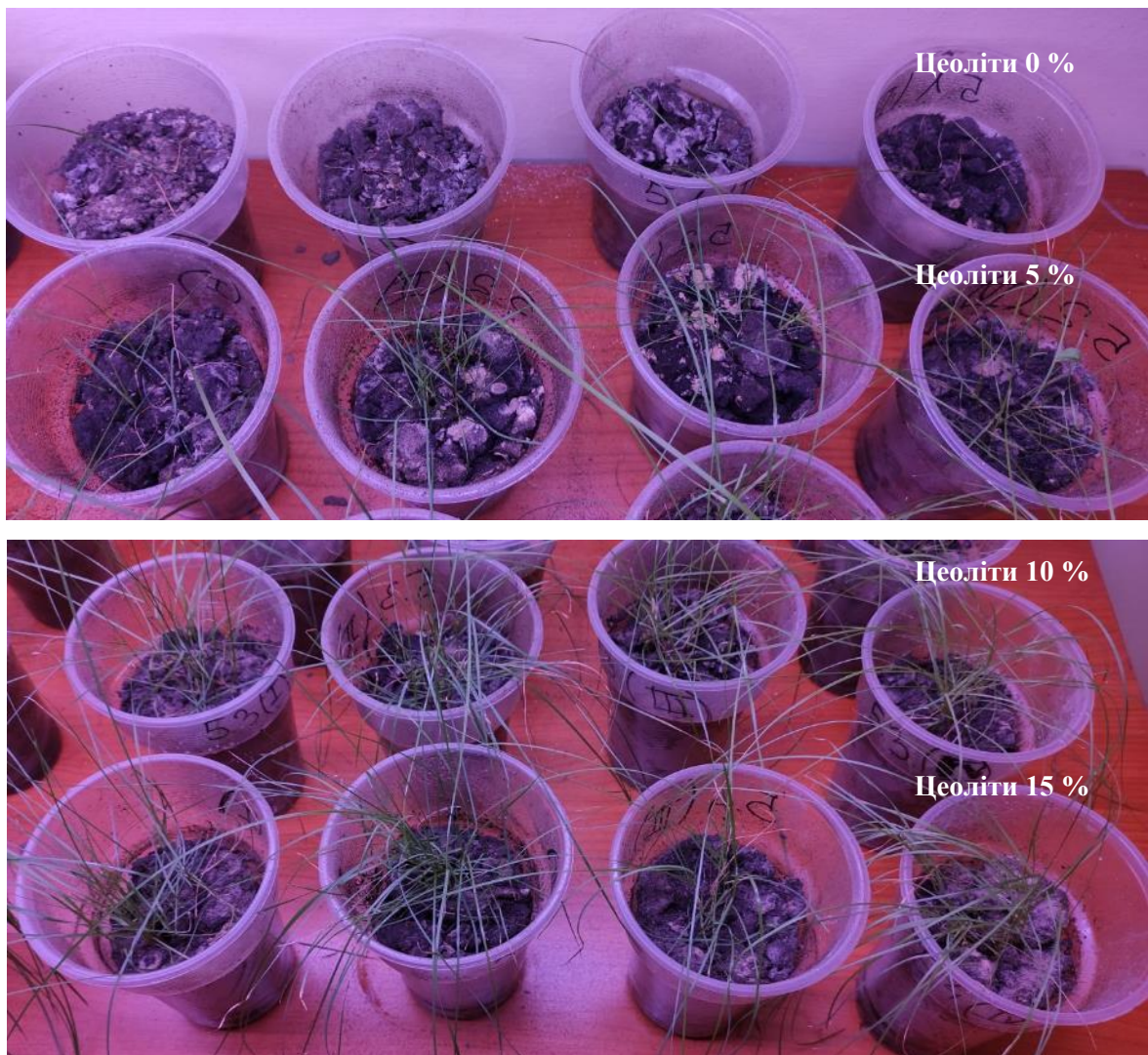


Рис. 4.32. Загальний вид зразків з 70% осадів 42-й день (13.08)

На 35-й день (06.08) від початку дослідження проводилося вимірювання росту наземної частини досліджуваних рослин, для з'ясування впливу складу субстрату на ріст і розвиток рослин. Середні значення довжини стебла райграсу у досліджуваних зразках, показані на рис. 4.33 – 4.38.

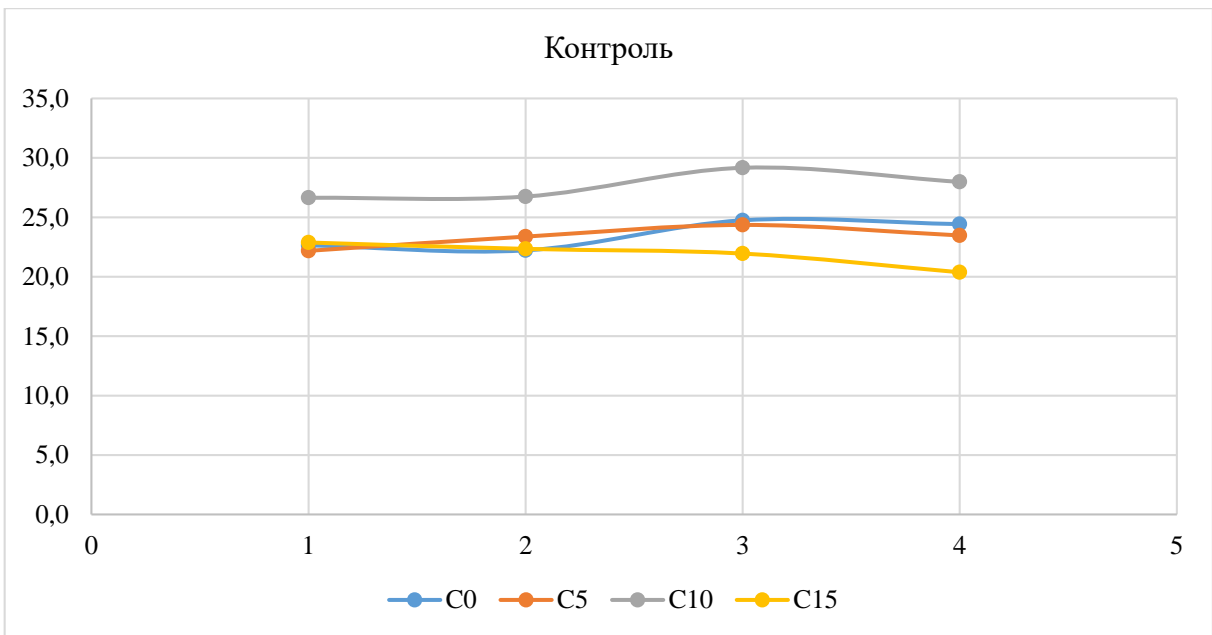


Рис. 4.33. Середнє значення довжини стебла райграсу у контрольних зразках

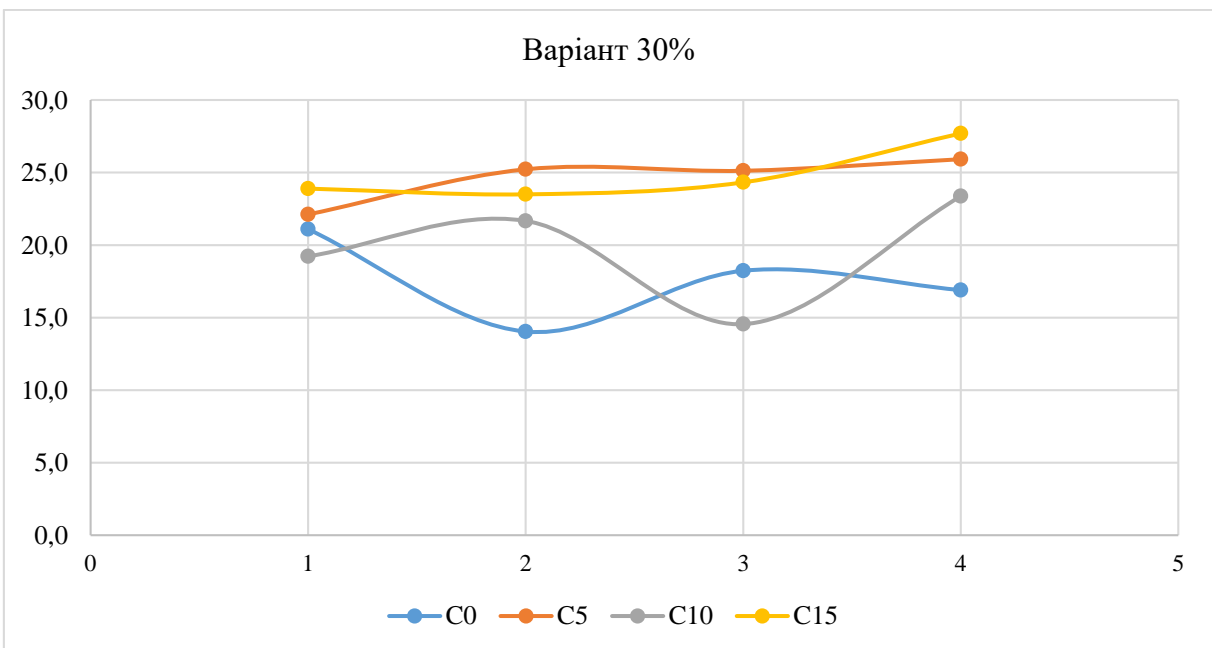


Рис. 4.34. Середнє значення довжини стебла райграсу у субстратах з вмістом осадів 30%

З отриманих результатів представлених на рис. 4.33 найбільше середнє значення довжини стебла райграсу спостерігаємо в контрольному зразку із вмістом цеоліту 10% (третя повторність) і складає 29,2 см. Найнижче середнє значення довжини стебла спостерігали у зразку із вмістом у субстраті цеоліту 15% (четверта повторність), яке складає 20,4 см.

З рис. 4.34 можна побачити, що найбільше середнє значення довжини стебла райграсу спостерігається у зразку з вмістом цеоліту 15% (четверта повторність), яке складає 27,7 см, а найнижче значення довжини стебла у зразку із вмістом цеоліту 0% (друга повторність) – 14 см.

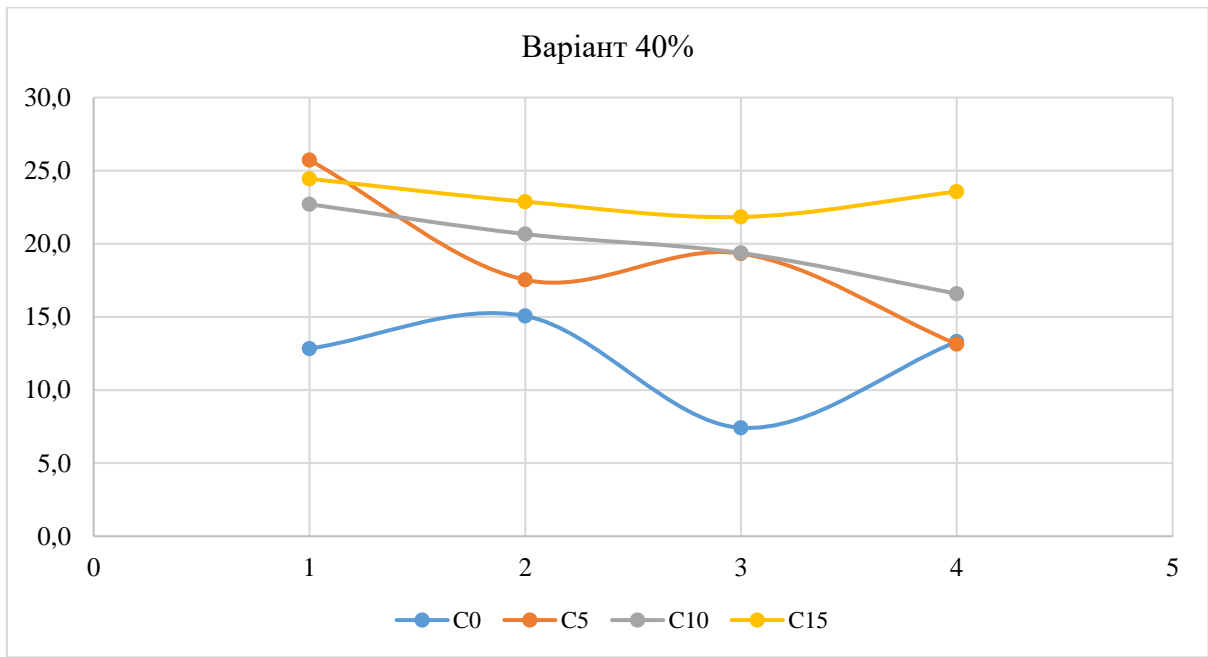


Рис. 4.35. Середнє значення довжини стебла райграсу у субстратах з вмістом осадів 40%

Як можна побачити з рис. 4.35, найбільше середнє значення довжини стебла райграсу було у субстраті із вмістом природного сорбенту 5% (перша повторність), яке складало 25,7 см, а найнижче значення у субстраті із вмістом цеоліту 0% (третья повторність) – 7,4 см.

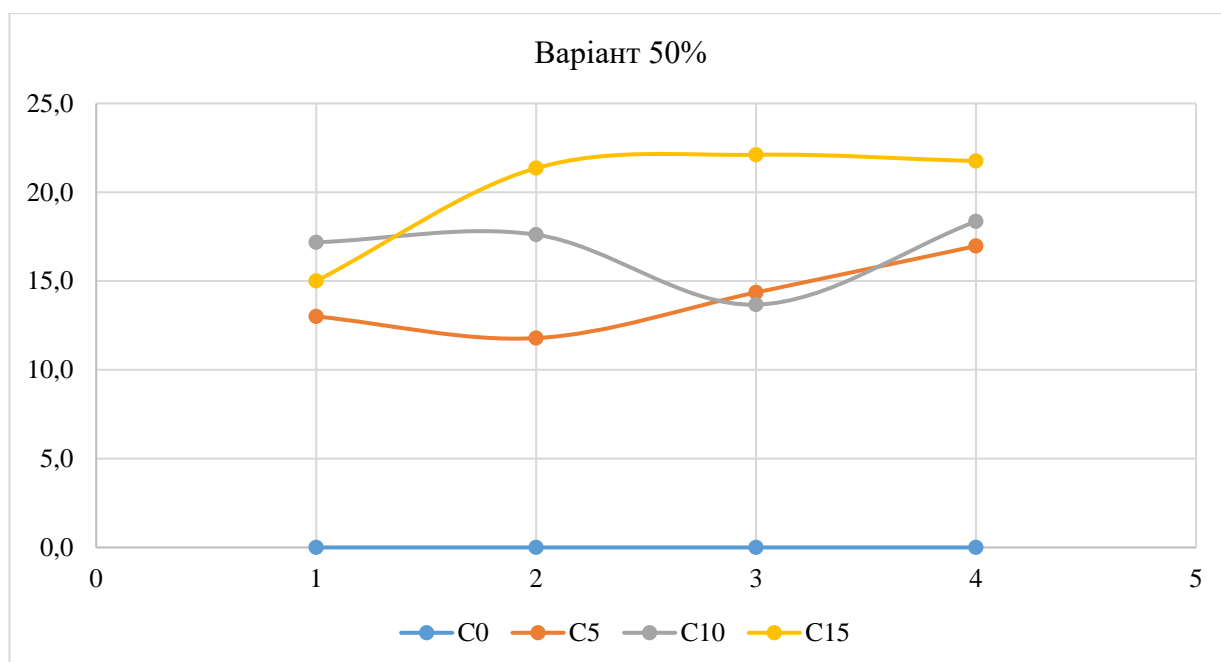


Рис. 4.36. Середнє значення довжини стебла райграсу у субстратах з вмістом осадів 50%

З даного рисунка видно, що як і в попередніх випадках найвище середнє значення довжини стебла райграсу було у субстраті з вмістом сорбенту 15% (третя повторність) – 22,1 см, а найнижче у субстраті з вмістом сорбенту 0% (усі повторності) – 0 см.

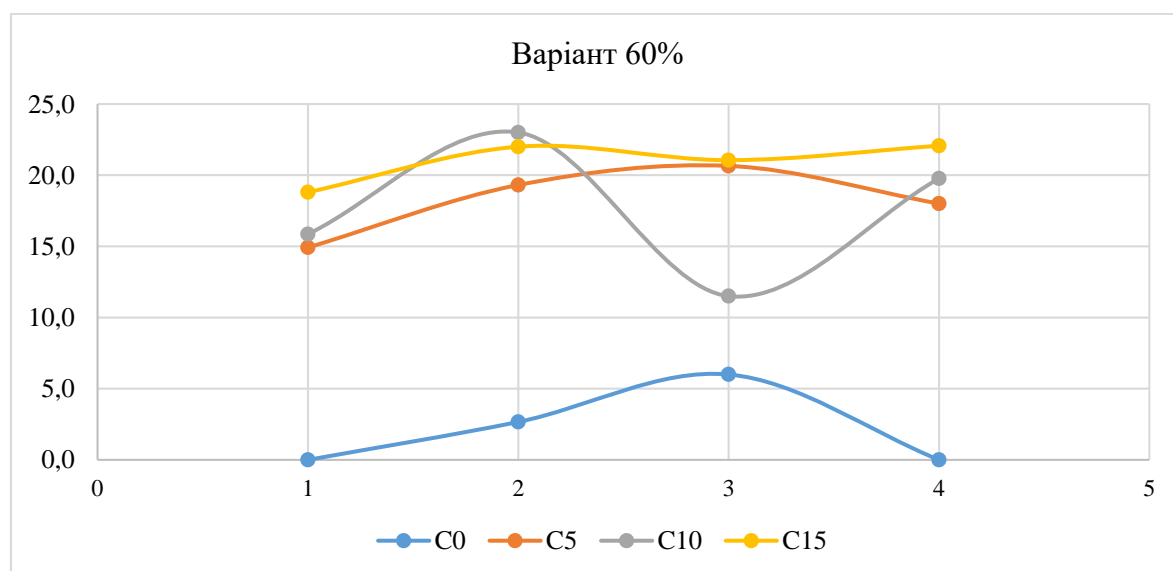


Рис. 4.37. Середнє значення довжини стебла райграсу у субстратах з вмістом осадів 60%

Результати вимірювання довжини стебла райграсу у субстратах із вмістом ОСВ 60%, які наведені на рис. 4.37. показують, що найбільше середнє значення довжини стебла райграсу спостерігалось у субстраті із вмістом природного сорбенту 10% (друга повторність) і складало 23 см, а найнижче середнє значення - у субстраті із вмістом сорбенту 0% (перша та четверта повторності) – 0 см.

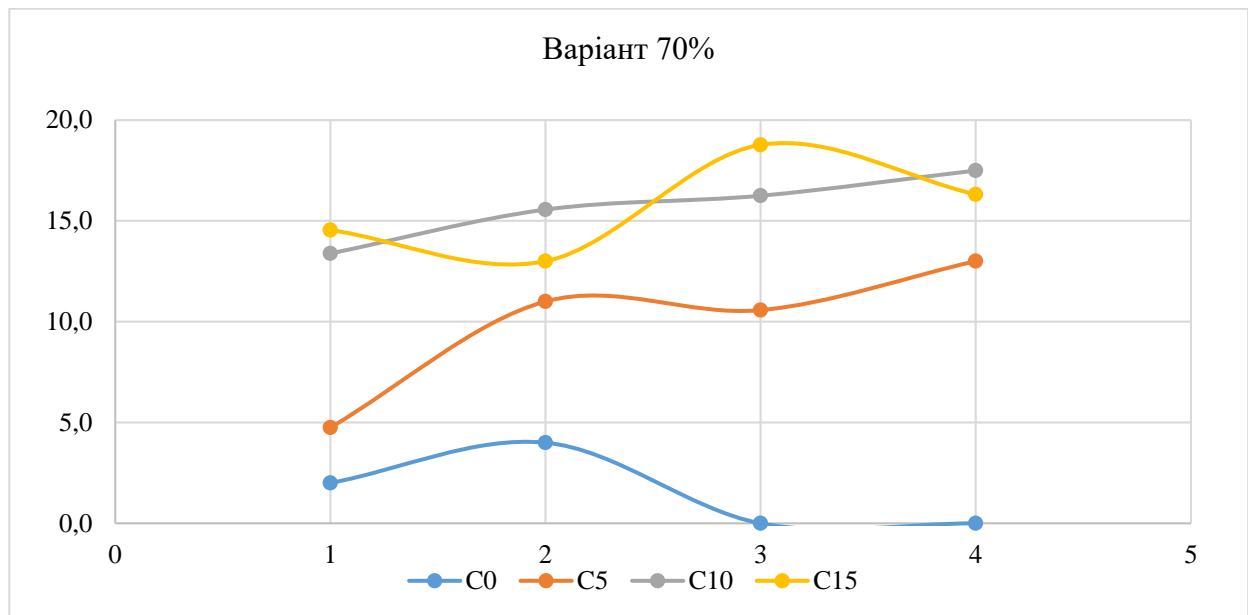


Рис. 4.38. Середнє значення довжини стебла райграсу у субстратах з вмістом осадів 70%

З рис. 4.38. видно, що найбільше середнє значення довжини стебла райграсу у субстратах із вмістом ОСВ 70% спостерігається при вмісту у них сорбенту 15% (третя повторність), яке складає 18,8 см, найнижче значення спостерігалось із вмістом ОСВ у субстраті 0% (третя та четверта повторності) – 0 см.

Відповідно до усіх наведених вище результатів вимірювань було визначено загальне середнє значення довжини стебла райграсу у досліджуваних субстратах (табл. 4.8; рис. 4.39).

Представлені результати свідчать, що найбільше загальне середнє значення довжини стебла райграсу спостерігається у контрольному зразку з вмістом сорбенту 10% і складає 27,64 см, найнижче загальне середнє значення довжини стебла було у субстраті з вмістом осадів 50% та вмістом сорбенту 0% – 0 см.

Таблиця 4.8 Загальне середнє значення довжини стебла райграсу у досліджуваних зразках

Вміст сорбенту, %	Вміст осадів, %					
	Контроль	O_30	O_40	O_50	O_60	O_70
C_0	23,51	17,57	12,16	0,00	4,33	3,00
C_5	23,35	24,60	18,93	14,03	18,22	9,83
C_10	27,64	19,70	19,83	16,70	17,53	15,67
C_15	21,89	24,86	23,18	20,05	20,98	15,66

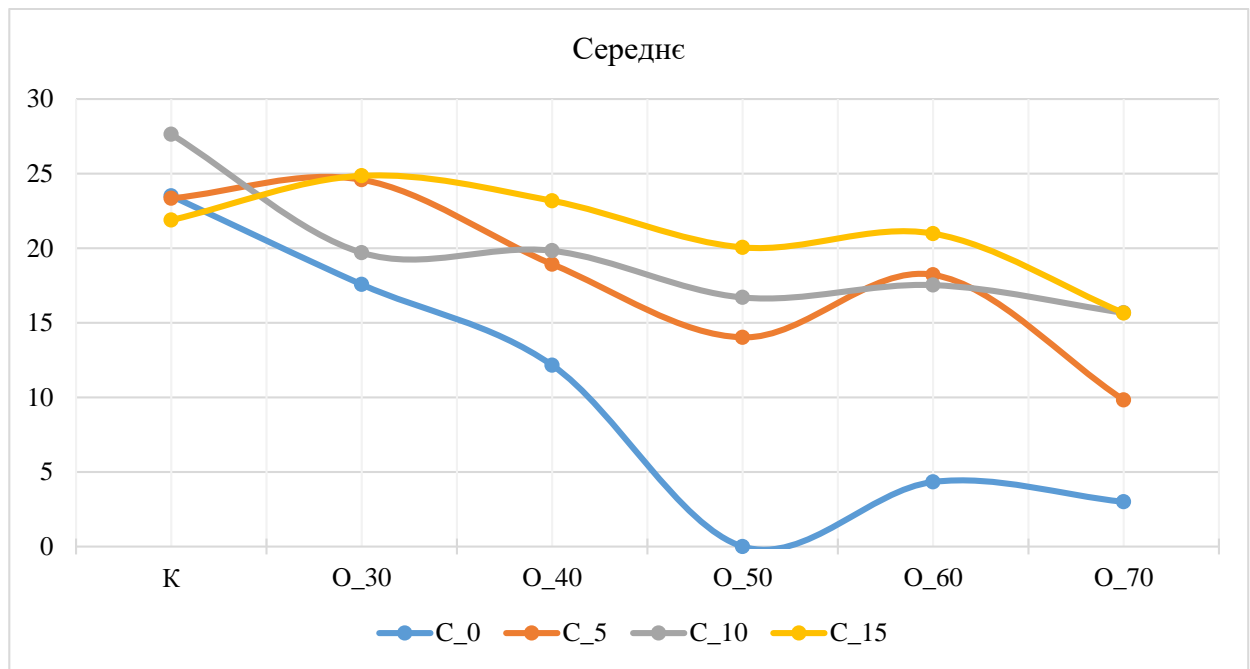


Рис. 4.39. Загальне середнє значення довжини стебла райграсу у досліджуваних зразках

Також спостерігається майже пряма закономірність впливу кількості осадів на ріст і розвиток біоіндикуючих рослин, а також вмісту в ростових субстратах сорбентів, вміст сорбентів дозволяє збільшувати кількість осадів у субстраті, не створюючи при цьому інгібуючого впливу на ріст рослин.

На рис. 4.40-4.42 представлені результати біоіндикаційних досліджень субстрату, в складі якого міститься 30 % осадів. Середнє значення довжини наземної частини райграсу складає 32,48, 33,42, 31,78 та 31,12 см відповідно до вмісту природних сорбентів у зразках – 0, 5, 10, 15 %. Загальна середня кількість рослин, які проросли і не загинули в процесі вегетації у даному виді субстрату складала 13,25, 15,75, 16,75 і 17,25 шт. відповідно до вмісту в них природних сорбентів – 0, 5, 10, 15 %. На рис. 4.42 зображено загальну середню масу рослин біоіндикаторів. У субстраті з вмістом свіжих осадів стічних вод 30%, відмічено, що найбільша маса рослин становила 2,51 г у варіанті із вмістом природних сорбентів 10 %.

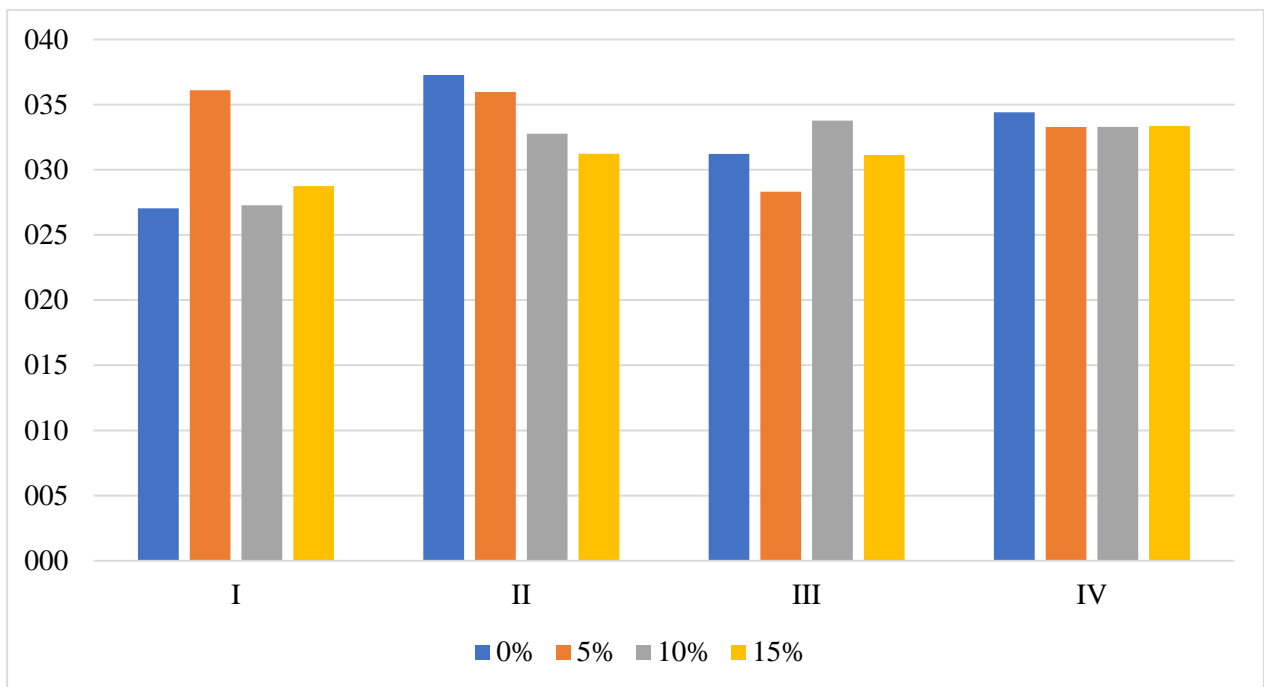


Рис. 4.40. Довжина наземної частини рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 30%, см.

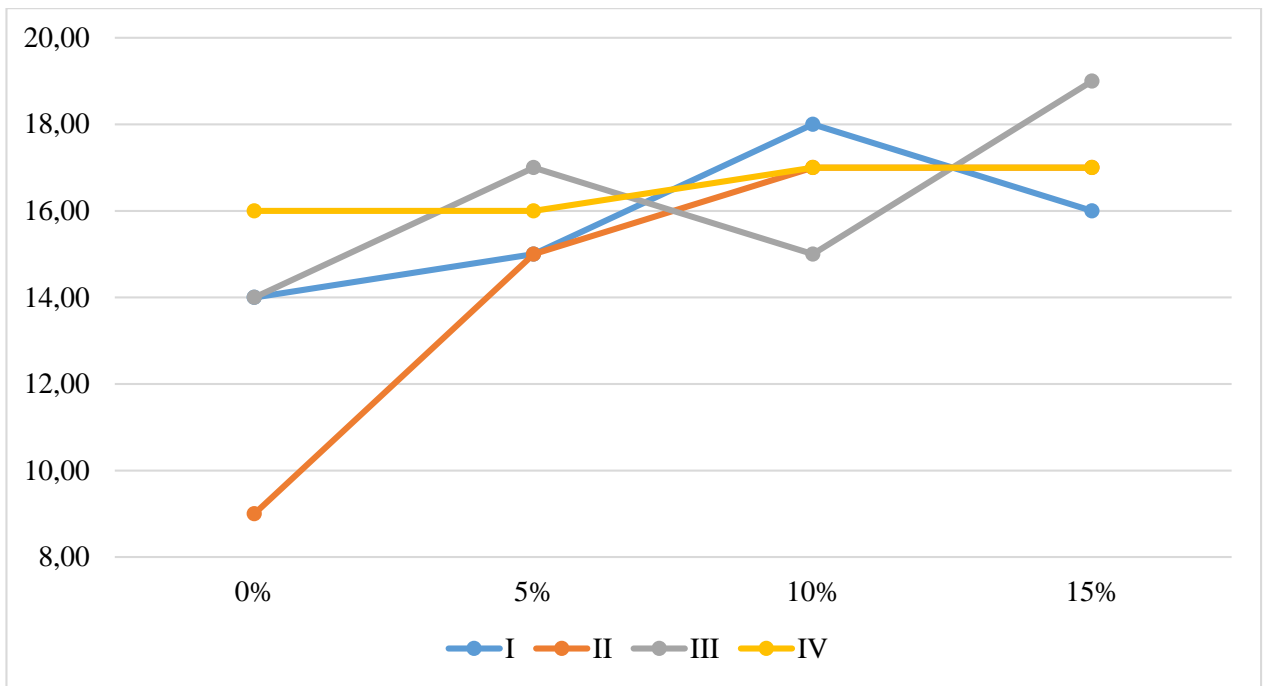


Рис. 4.41. Кількість рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 30%, шт.

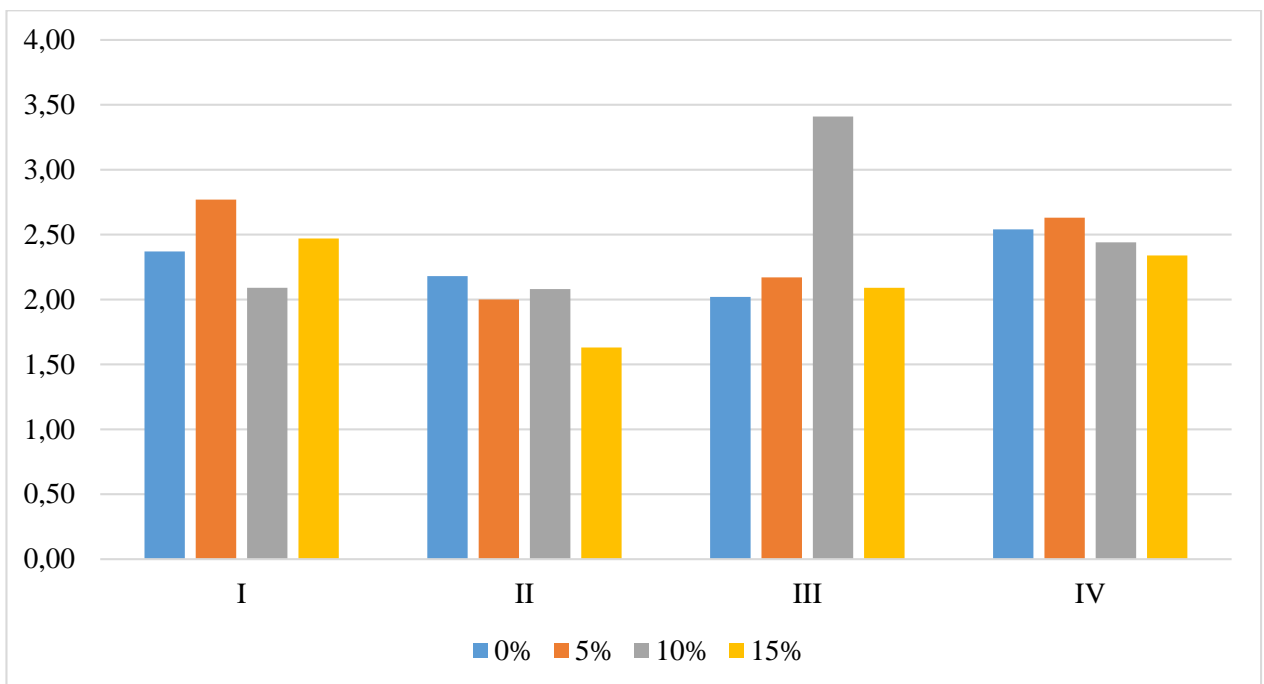


Рис. 4.42. Маса рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 30%,г.

Проаналізувавши субстрати з вмістом осадів 30% та провівши порівняння з контрольними варіантами можна зробити наступні висновки: довжина наземної

частини стебла на 6,8, 12,7, -10,6 та -7,3 % відрізняється від контролю відповідно у варіантах 0, 5, 10, 15% природних сорбентів; середня кількість рослин на -20,9, 1,6, 24,1, та 56,8 % відрізняється від контролю відповідно у варіантах 0, 5, 10, 15% природних сорбентів; загальна маса рослин на 16,3, 3,9, -11,2 та -5,4 % відрізняється від контролю відповідно у варіантах 0, 5, 10, 15% природних сорбентів.

Отримані результати біоіндикаційних досліджень субстрату в складі якого міститься 40 % осадів представлено на рис. 4.43-4.45. Середнє значення довжини наземної частини райграсу складає 33,47, 30,22, 29,69 та 21,27 см відповідно до вмісту природних сорбентів у зразках – 0, 5, 10, 15 %. Загальна середня кількість рослин, які проросли і не загинули в процесі вегетації у даному виді субстрату складала 12,25, 14,75, 16,25 та 11,25 шт. відповідно до вмісту природних сорбентів у зразках – 0, 5, 10, 15 %. На рис. 4.45 показано загальну середню масу рослин біоіндикаторів у субстраті з вмістом свіжих осадів стічних вод 40%. Відмічено, що найбільша маса рослин становила 3,84 г у варіанті з вмістом природних сорбентів 10 % .

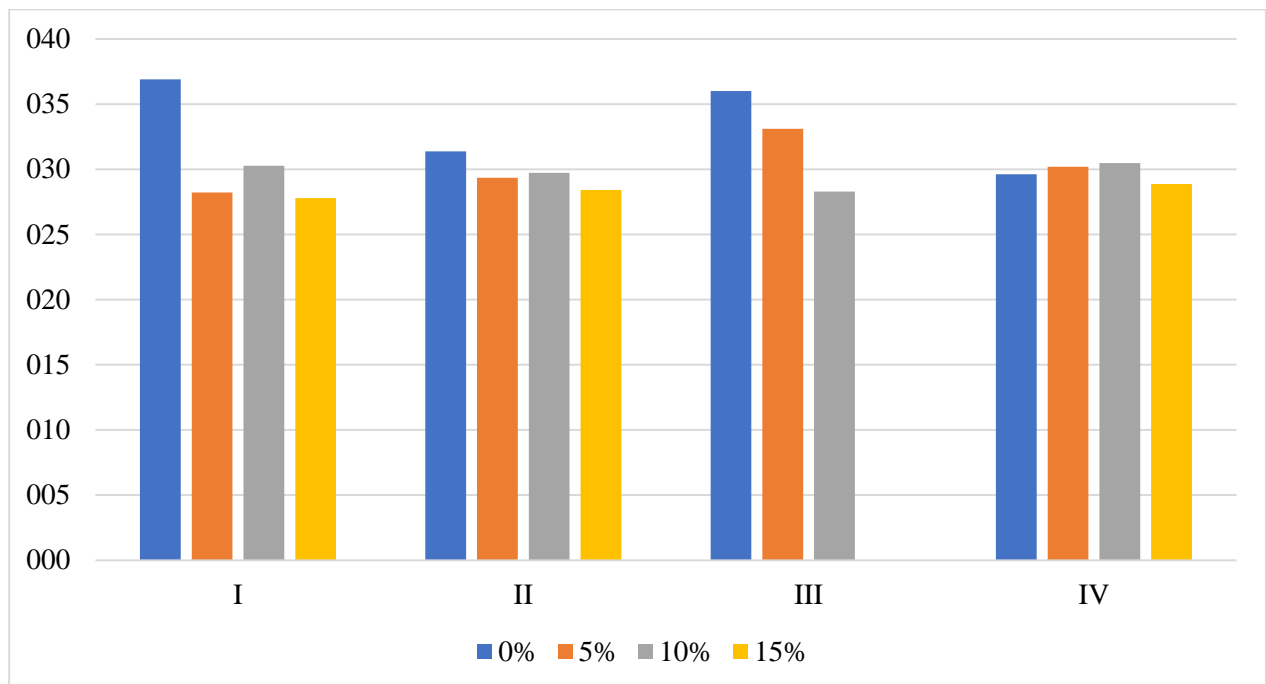


Рис. 4.43. Довжина наземної частини рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 40%, см.

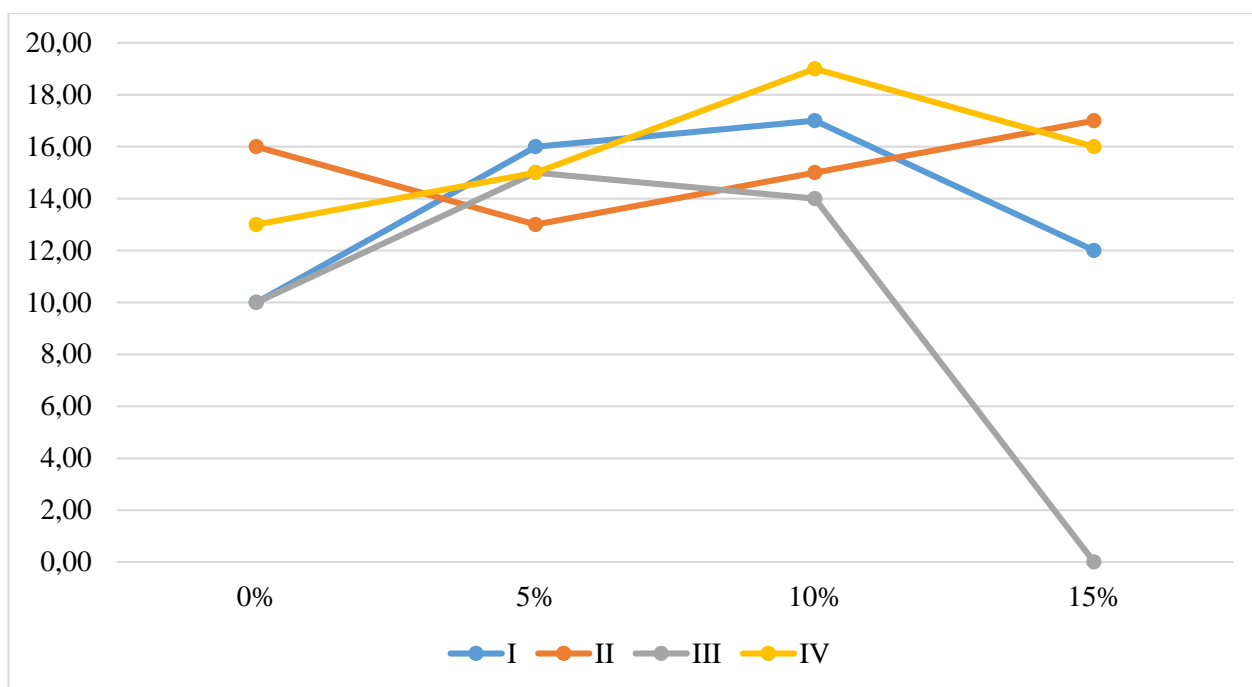


Рис. 4.44. Кількість рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 40%, шт.

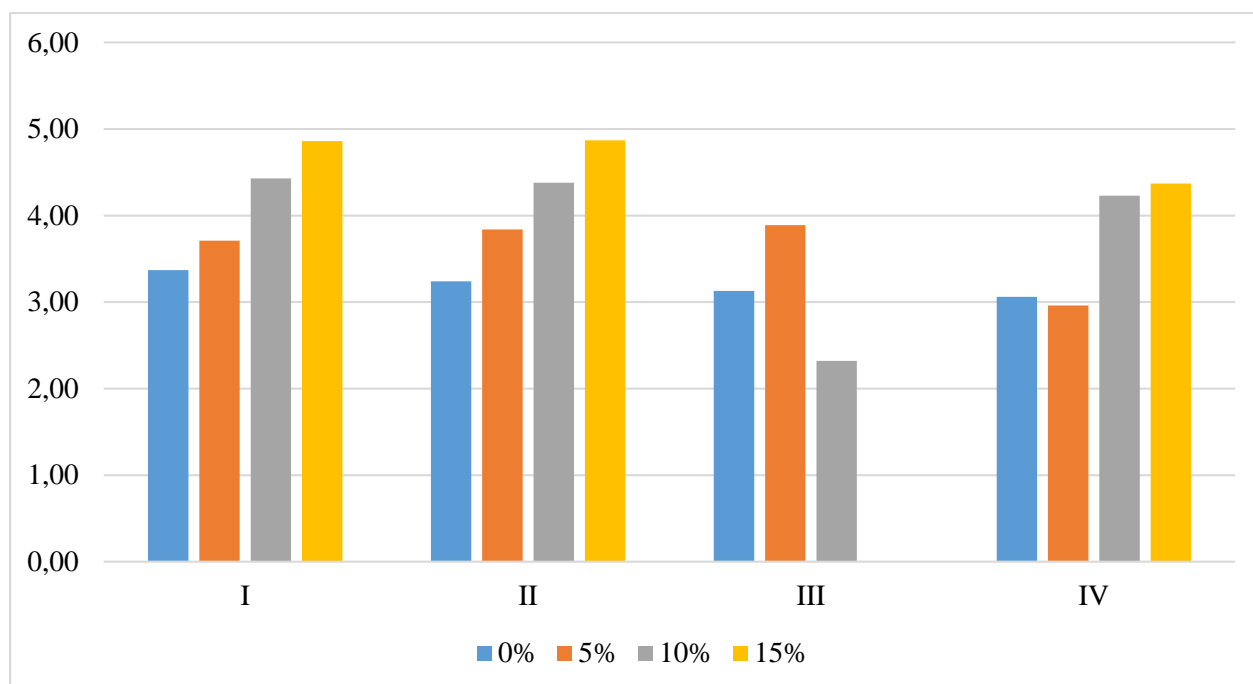


Рис. 4.45. Маса рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 40%, г.

Проаналізувавши субстрати з вмістом осадів 40% та провівши порівняння з контрольними варіантами можна зробити наступні висновки: довжина наземної частини стебла на 10,10, 1,87, -16,48 та -36,67 % відрізняється від контролю

відповідно у варіантах 0, 5, 10, 15% природних сорбентів; середня кількість рослин на -26,87, -4,84, 20,37 та 2,27 % відрізняється від контролю відповідно у варіантах 0, 5, 10, 15% природних сорбентів; загальна маса рослин на 63,5, 56,4, 36,2 та 56,3 % відрізняється від контролю відповідно у варіантах 0, 5, 10, 15% природних сорбентів.

Отримані результати біоіндикаційних досліджень досліджуваного субстрату в складі якого міститься 50 % осадів представлено на рис. 4.46-4.48. Середнє значення довжини наземної частини райграсу складає 31,11, 30,47 та 30,60 см відповідно до вмісту природних сорбентів у зразках – 5, 10, 15 %. (оскільки у варіанті з природними сорбентами 0% – рослини не вижили). Загальна середня кількість рослин, які проросли і не загинули в процесі вегетації у даному виді субстрату складала 14,25, 15,50 та 15,75 шт. відповідно до вмісту природних сорбентів у зразках – 5, 10, 15 %. На рис. 4.48 зображено загальну середню масу рослин біоіндикаторів у субстраті з вмістом свіжих осадів стічних вод 50%. Відмічено, що найбільша маса рослин становила 3,00 г, а у варіанті з вмістом природних сорбентів - 10 % .

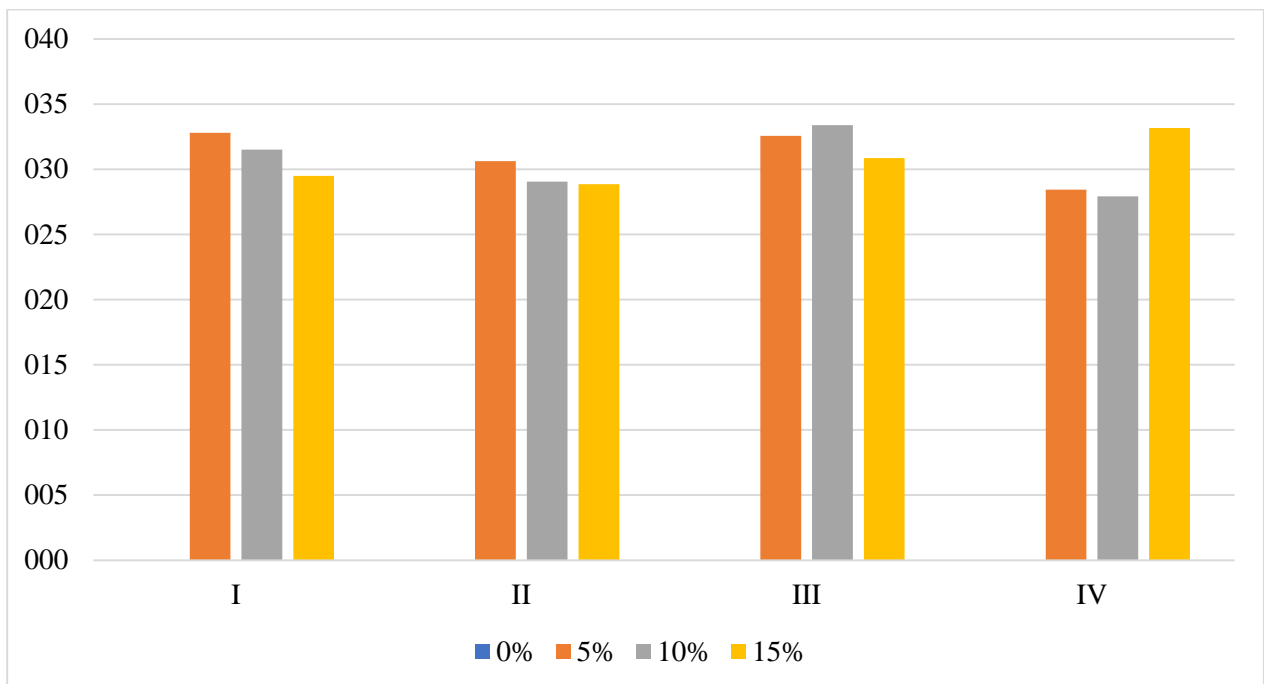


Рис. 4.46. Довжина наземної частини рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 50%, см.

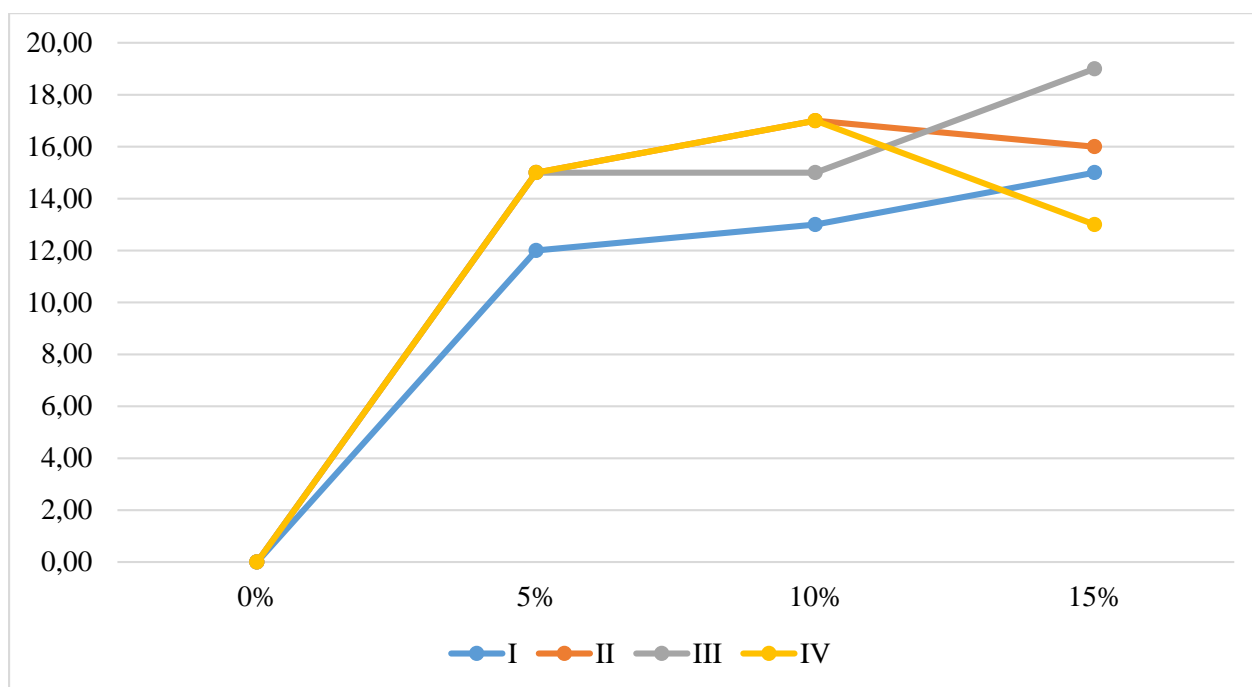


Рис. 4.47. Кількість рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 50%, шт.

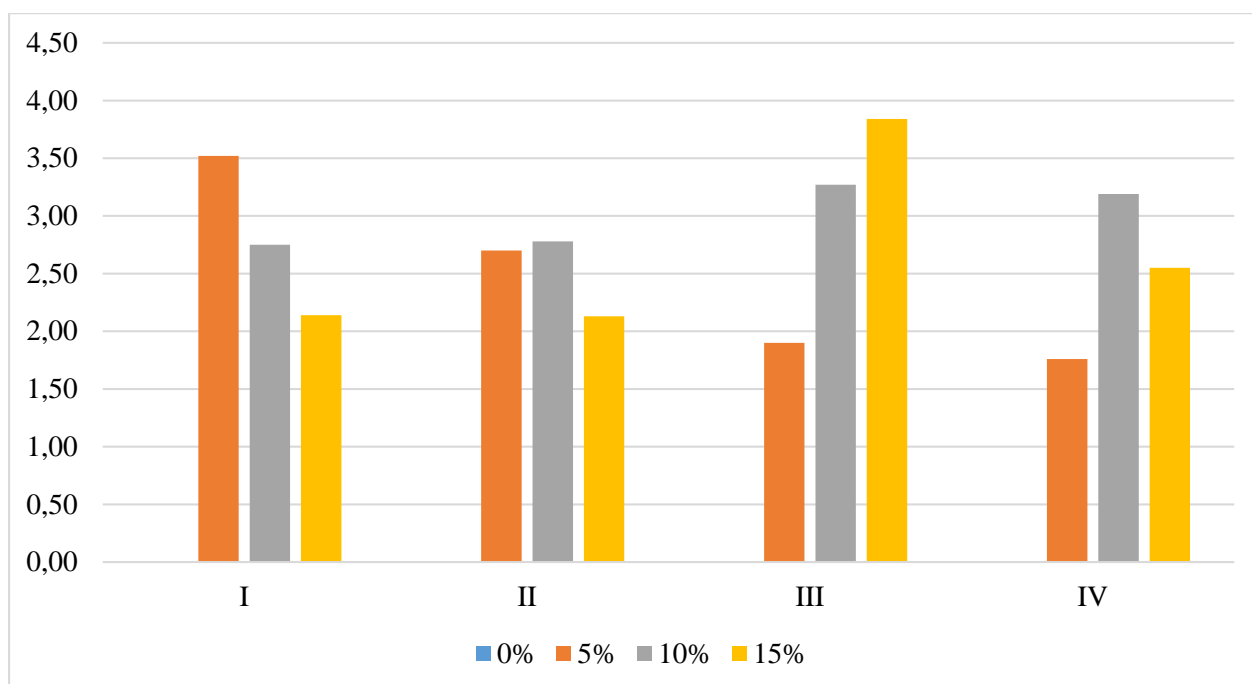


Рис. 4.48. Маса рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 50%, г.

Здійснивши аналіз отриманих результатів (субстрати з вмістом 50% осадів) та провівши порівняння з контрольними варіантами можна зробити такі висновки: довжина наземної частини стебла на 4,88, -14,29 та -8,90 %

відрізняється від контролю відповідно у варіантах 5, 10, 15% природних сорбентів; середня кількість рослин на -8,06, 14,81 та 43,18 % відрізняється від контролю відповідно у варіантах 5, 10, 15% природних сорбентів; загальна маса рослин на 7,3, 6,3 та 18,2% відрізняється від контролю відповідно у варіантах 5, 10, 15% природних сорбентів (оскільки у варіанті з природними сорбентами 0% – рослини не вижили).

Отримані результати біоіндикаційних досліджень досліджуваного субстрату в складі якого міститься 60 % осадів представлено на рис. 4.49-4.51. Середнє значення довжини наземної частини райграсу складає 12,63, 33,65, 33,82 та 29,77 см відповідно до вмісту природних сорбентів у зразках – 0, 5, 10, 15 %. Загальна середня кількість рослин, які проросли і не загинули в процесі вегетації у даному виді субстрату складала 2,00, 14,75, 14,00 та 17,25 шт. відповідно до вмісту природних сорбентів у зразках – 0, 5, 10, 15 %. На рис. 4.51 зображено загальну середню масу рослин біоіндикаторів у даному виді субстрату з вмістом свіжих осадів стічних вод 60%. Відмічено, що найбільша маса рослин становила 5,29 г у варіанті з вмістом природних сорбентів 15 % .

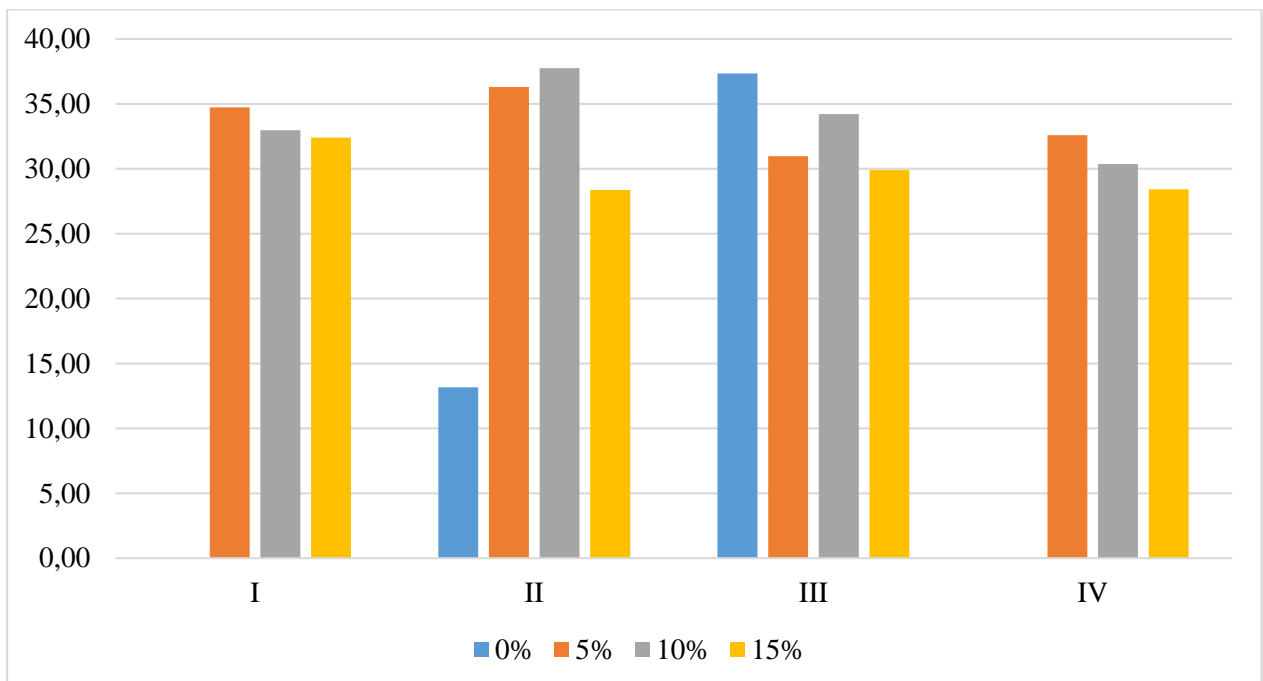


Рис. 4.49. Довжина наземної частини рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 60%, см.

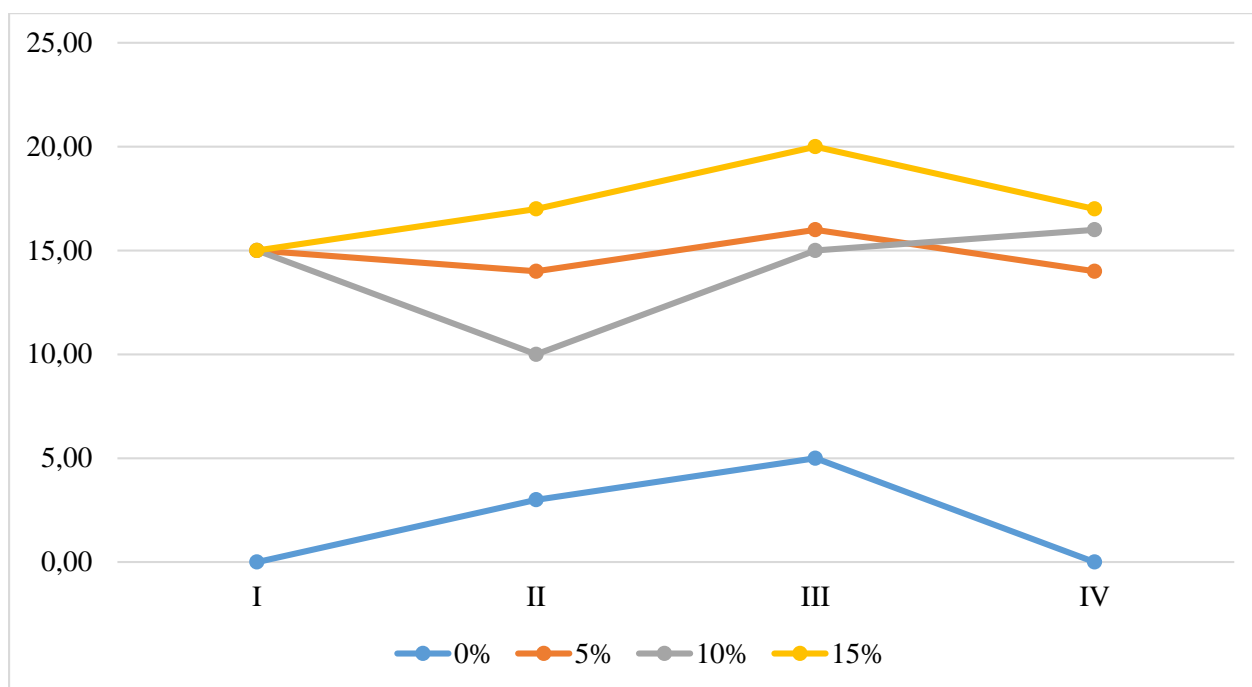


Рис. 4.50. Кількість рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 60%, шт.

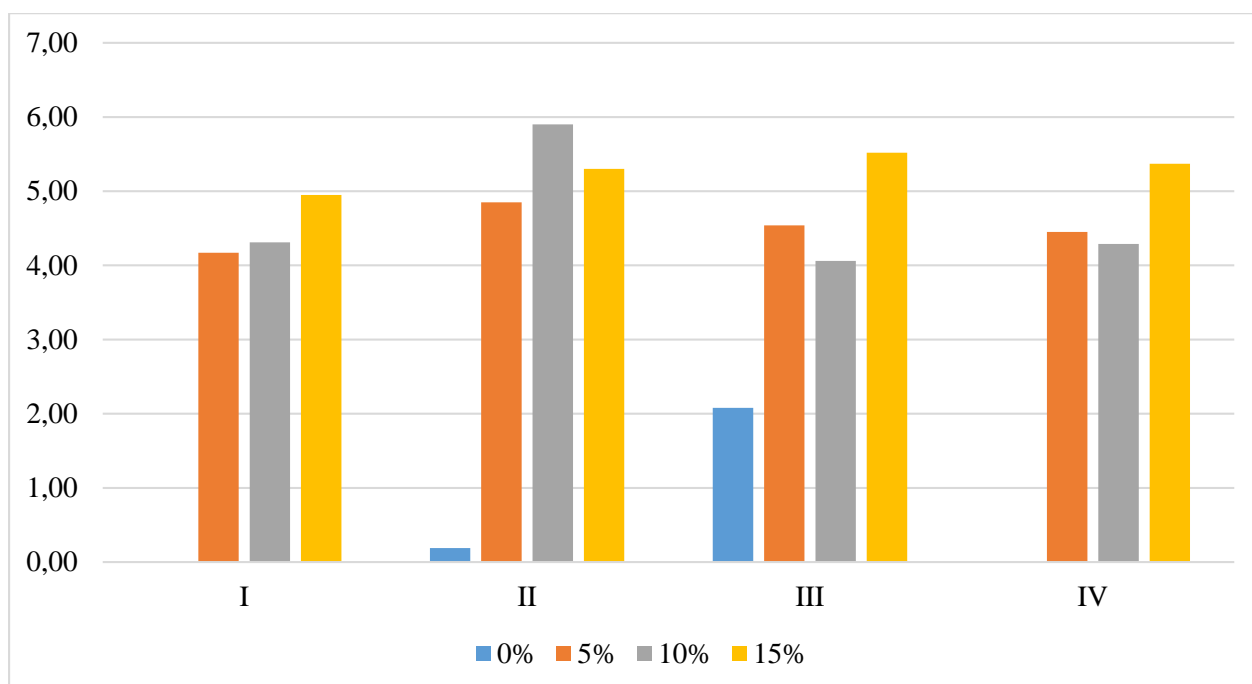


Рис. 4.51. Маса рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 60%, г.

Отримавши результати аналізу субстратів із вмістом 60% осадів та провівши порівняння з контрольними варіантами можна зробити наступні висновки: довжина наземної частини стебла на -58,47, 13,44, -4,84 та -11,35 %

відрізняється від контролю відповідно у варіантах 0, 5, 10, 15% природних сорбентів; середня кількість рослин на -88,06, -4,84, 3,70 та 56,82 % відрізняється від контролю відповідно у варіантах 0, 5, 10, 15% природних сорбентів; загальна маса рослин на -71,0, 95,5, 64,5 та 134,4 % відрізняється від контролю відповідно у варіантах 0, 5, 10, 15% природних сорбентів.

Отримані результати біоіндикаційних досліджень субстрату в складі якого міститься 70 % осадів представлено на рис. 4.52-4.54. Середнє значення довжини наземної частини райграсу складає 36,51, 30,57 та 35,00 см відповідно до вмісту природних сорбентів у зразках – 5, 10, 15 %. (оскільки у варіанті з природними сорбентами 0% – рослини не вижили). Загальна середня кількість рослин, які проросли і не загинули в процесі вегетації у даному виді субстрату складала 7,75, 15,00 та 13,50 шт. відповідно до вмісту природних сорбентів у зразках – 5, 10, 15 %. На рис. 4.54 зображено загальну масу рослин біоіндикаторів у даному виді субстрату з вмістом свіжих осадів стічних вод 70%. Відмічено, що найбільша маса рослин становила 3,81 г, у варіанті з вмістом природних сорбентів 10 % .

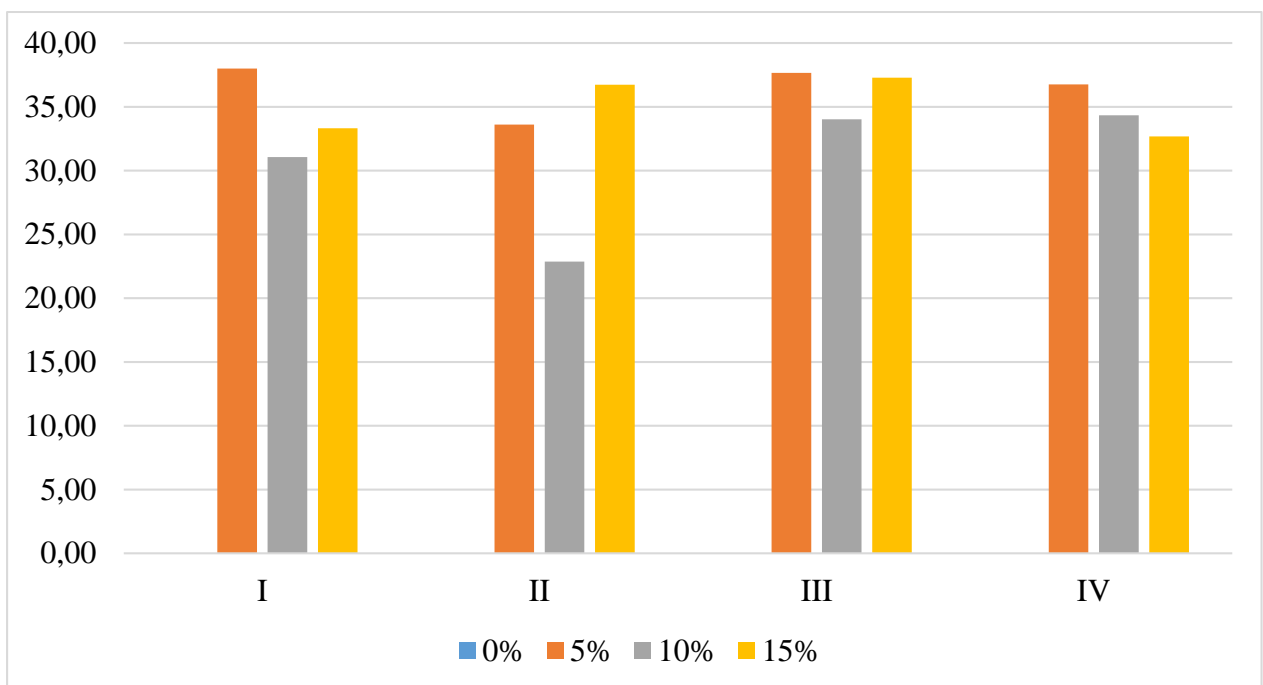


Рис. 4.52. Довжина наземної частини рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 70%, см.

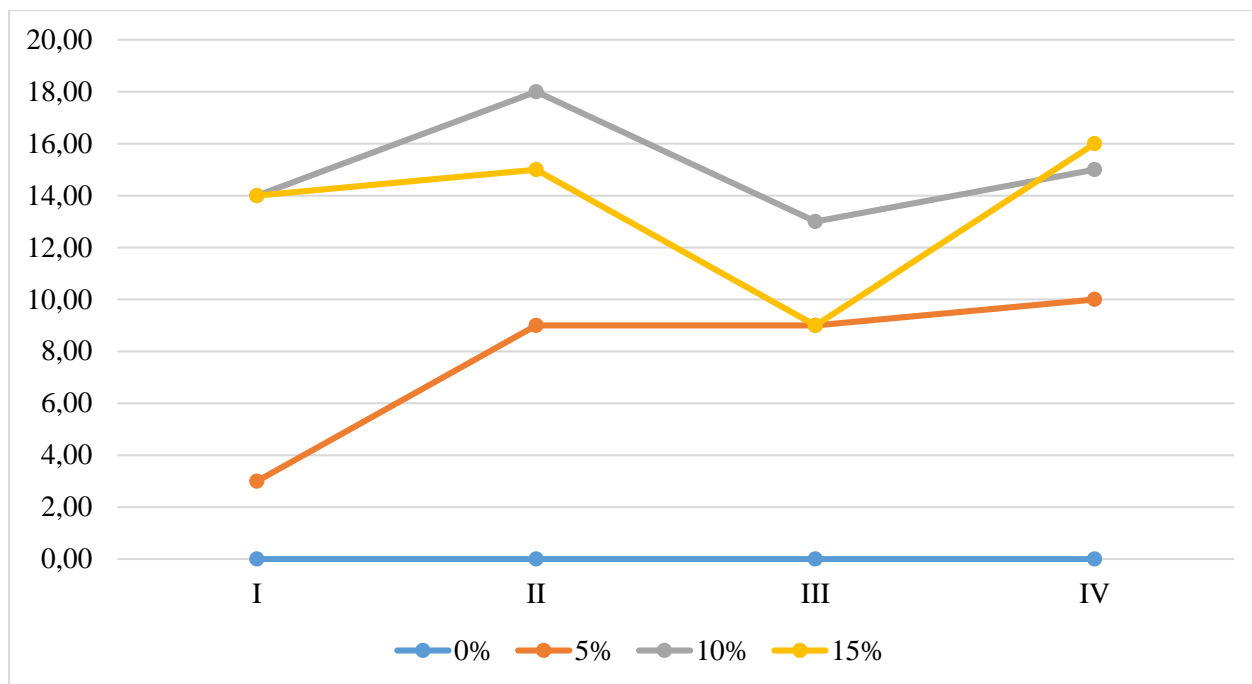


Рис. 4.53. Кількість рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 70%, шт.

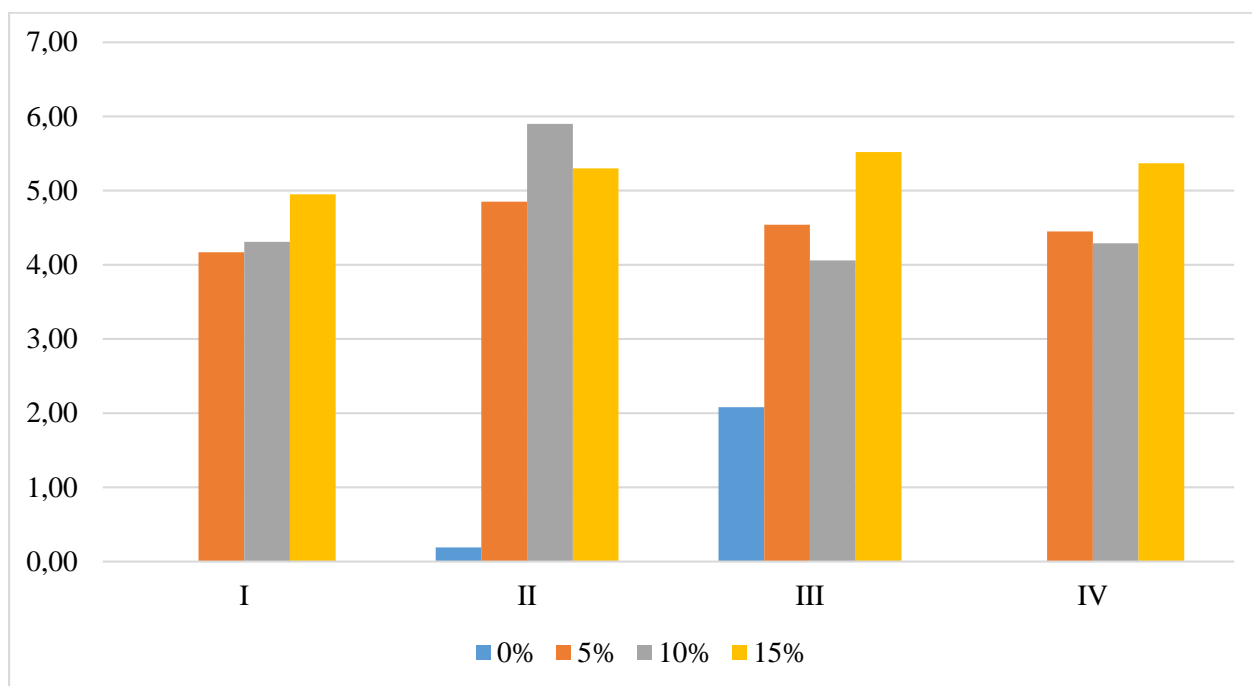


Рис. 4.54. Маса рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах з часткою осадів 70%, г.

Проаналізувавши отримані результати субстратів із вмістом осадів 70% та провівши порівняння з контрольними варіантами можна зробити такі висновки:

довжина наземної частини стебла на 23,08, -13,98 та 4,22 % відрізняється від контролю відповідно у варіантах 5, 10, 15% природних сорбентів; середня кількість рослин на -50,00, 11,11 та 22,73 % відрізняється від контролю відповідно у варіантах 5, 10, 15% природних сорбентів; загальна маса рослин на 25,8, 35,0 та 57,0% відрізняється від контролю відповідно у варіантах 5, 10, 15% природних сорбентів (оскільки у варіанті з природними сорбентами 0% – рослини не вижили).

Отримані результати біоіндикаційних досліджень контрольних зразків представлено на рис. 4.55-4.57. Середнє значення довжини наземної частини райграсу складає 30,40; 29,66; 35,55 та 33,58 см відповідно до вмісту природних сорбентів у зразках – 0, 5, 10, 15 %. Загальна середня кількість рослин, які проросли і не загинули в процесі вегетації у даному виді субстрату складала 16,75, 15,50, 13,50 та 11,00 шт. відповідно до вмісту природних сорбентів у зразках – 0, 5, 10, 15 %. На рис. 4.57 зображено загальну середню масу рослин біоіндикаторів на контролі, відмічено, що найбільша маса рослин становила 2,82 г, у варіанті з вмістом природних сорбентів 10 % .

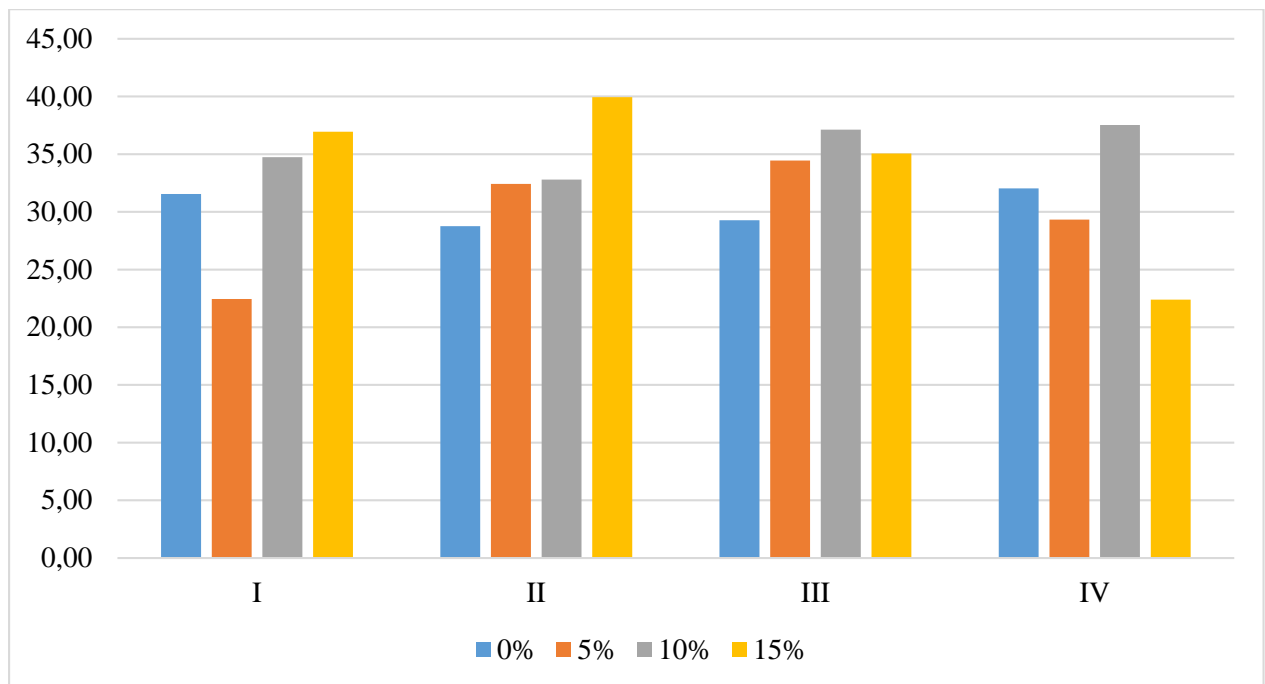


Рис. 4.55. Довжина наземної частини рослин біоіндикаторів на контролі, см.

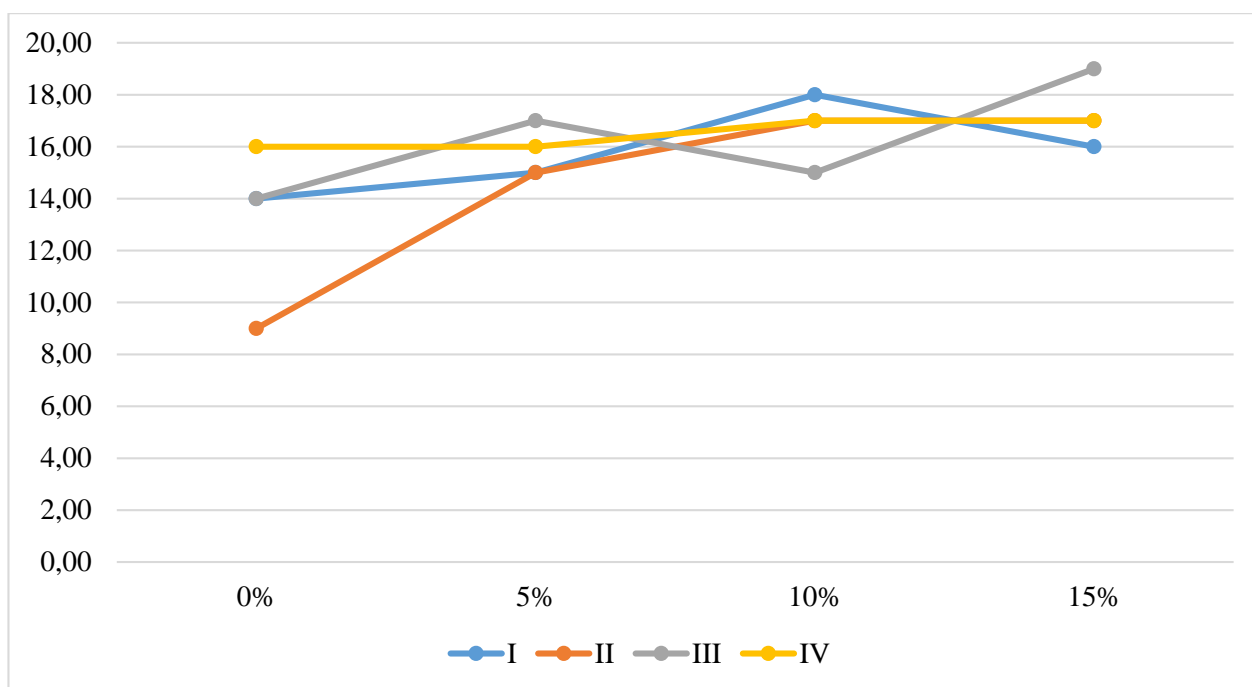


Рис. 4.56. Кількість рослин біоіндикаторів на контролі, шт.

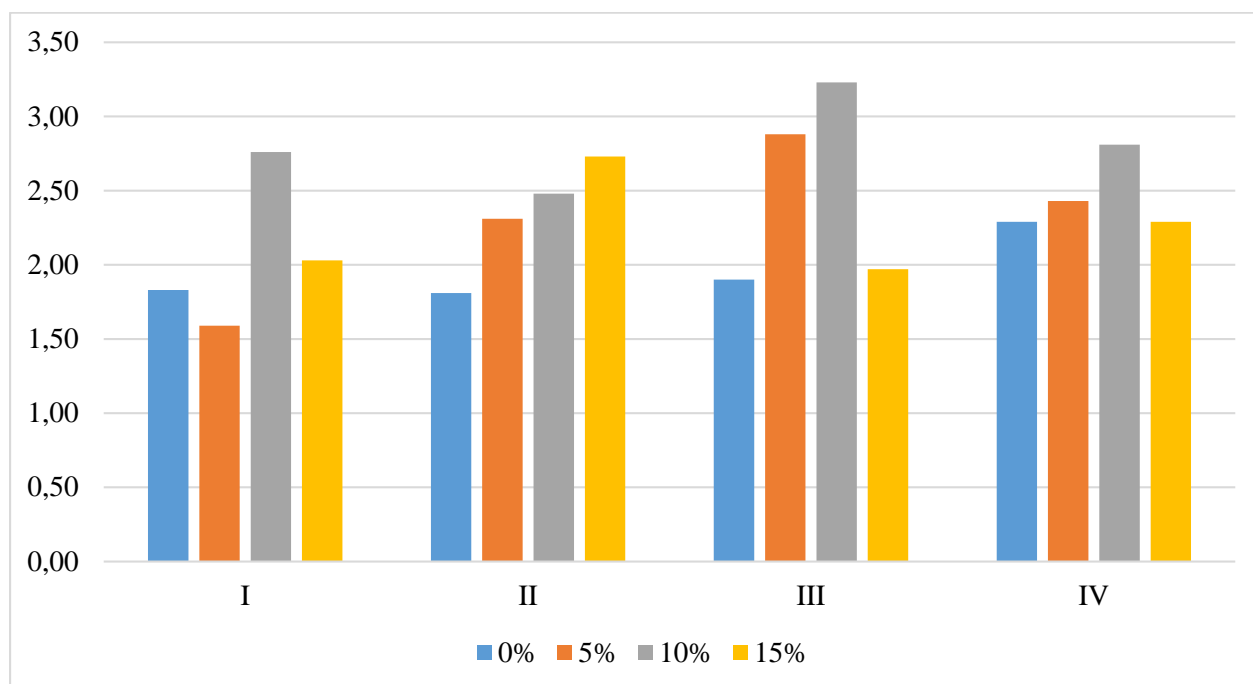


Рис. 4.57. Маса рослин біоіндикаторів на контролі, г.

Узагальнюючі статистично оброблені результати фенологічних спостережень за ростом і розвитком біоіндикаційних рослин графічно представленні на рис. 4.58-4.61.

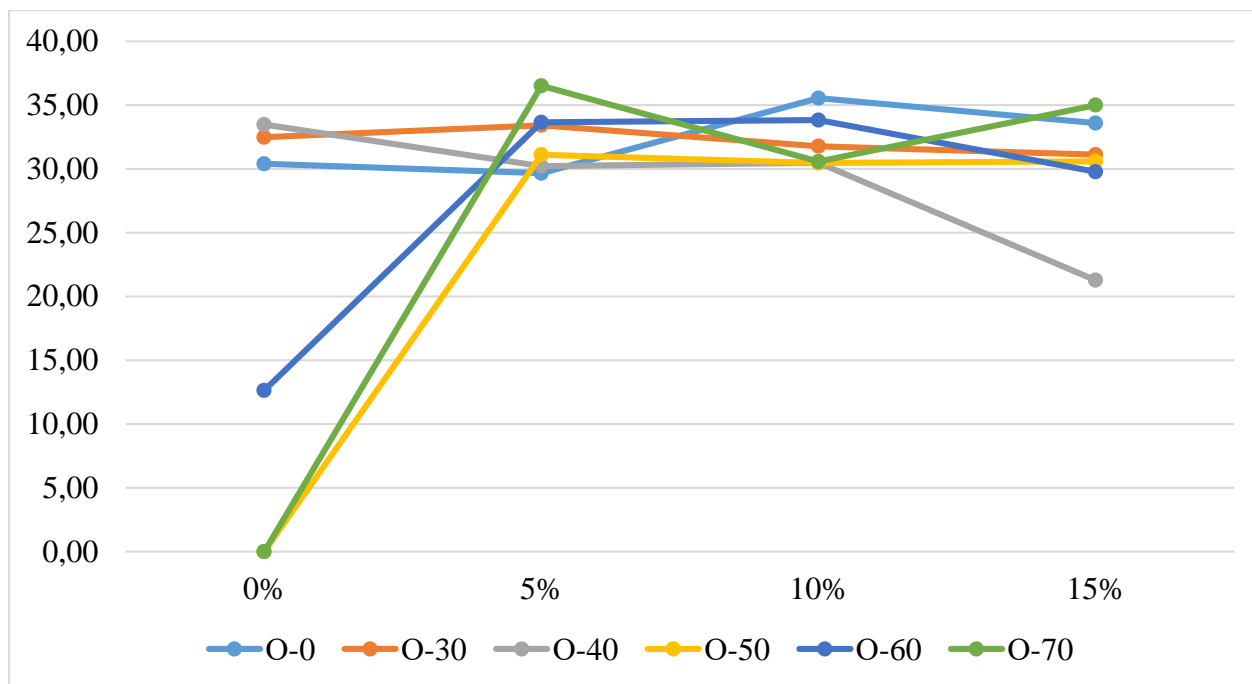


Рис. 4.58. Усереднена довжина наземної частини рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах, см.

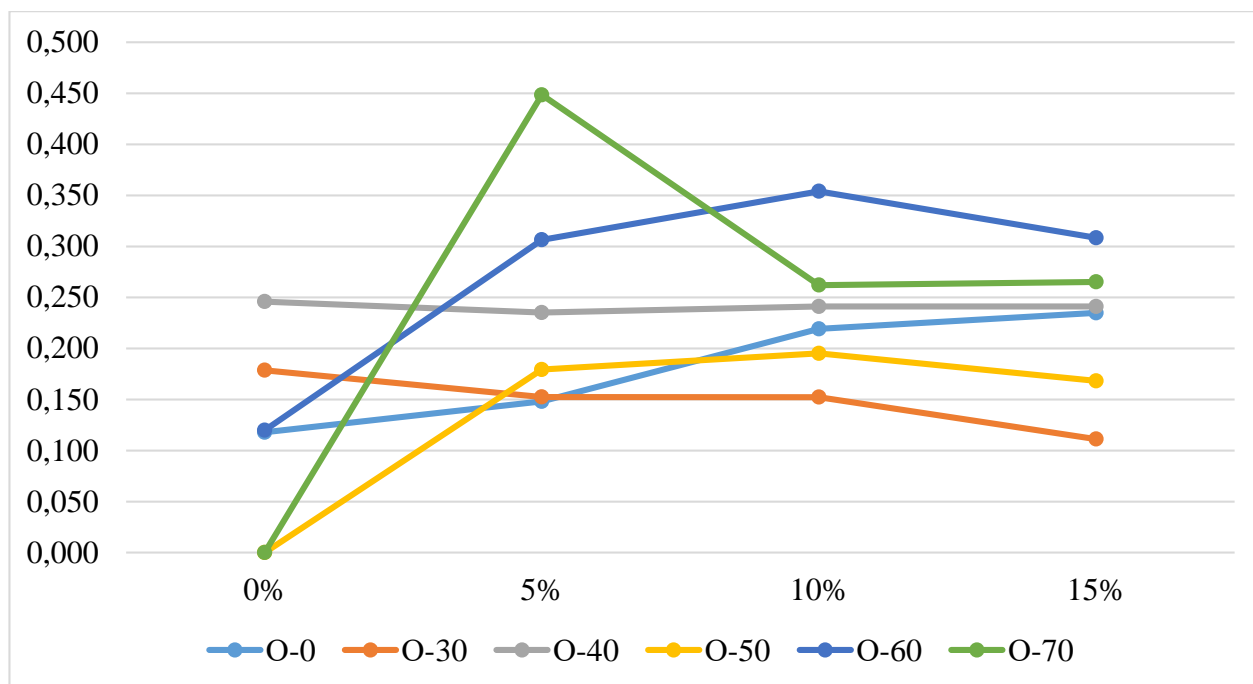


Рис. 4.59. Усереднена маса однієї біоіндикаційної рослини у досліджуваних субстратах, г.

Статистично оброблені дані довжини наземної частини рослин біоіндикаторів (рис. 4.58.) у різних видах субстратів в основному відображають пряму залежність збільшення довжини рослин зі збільшенням частки природних

сорбентів, проте на багатьох варіантах з вмістом сорбентів 15 % відмічено зменшення даного показнику, в порівнянні з варіантами (10% сорбентів) на 2,12 % (30% осаdів), 39,59 % (40% осаdів) та 13,62 % (60% осаdів), 12,65 , незначне збільшення 0,42 % (50% осаdів), та збільшення 12,65 % (70% осаdів). Також відмічено відмирання рослин у зразках із вмістом осаdів >40% у субстратах в яких не здійснювалося додавання природних сорбентів, що підтверджує раніше проведені дослідження про доцільність використання природних сорбентів у складі субстрату.

Схожа закономірність спостерігається також з показниками усередненої маси рослин біоіндикаторів (рис. 4.59) – при збільшенні кількості сорбентів у субстраті збільшується середня маса однієї рослини, проте в основному до межі використання сорбентів 10%. У зразках де використовувалося 15 % сорбентів у всіх досліджуваних субстратах спостерігається зниження маси рослин (крім контролю, тут спостерігається підвищення і сорбенту з вмістом осаdів 70%, тут маса залишається на такому ж рівні).

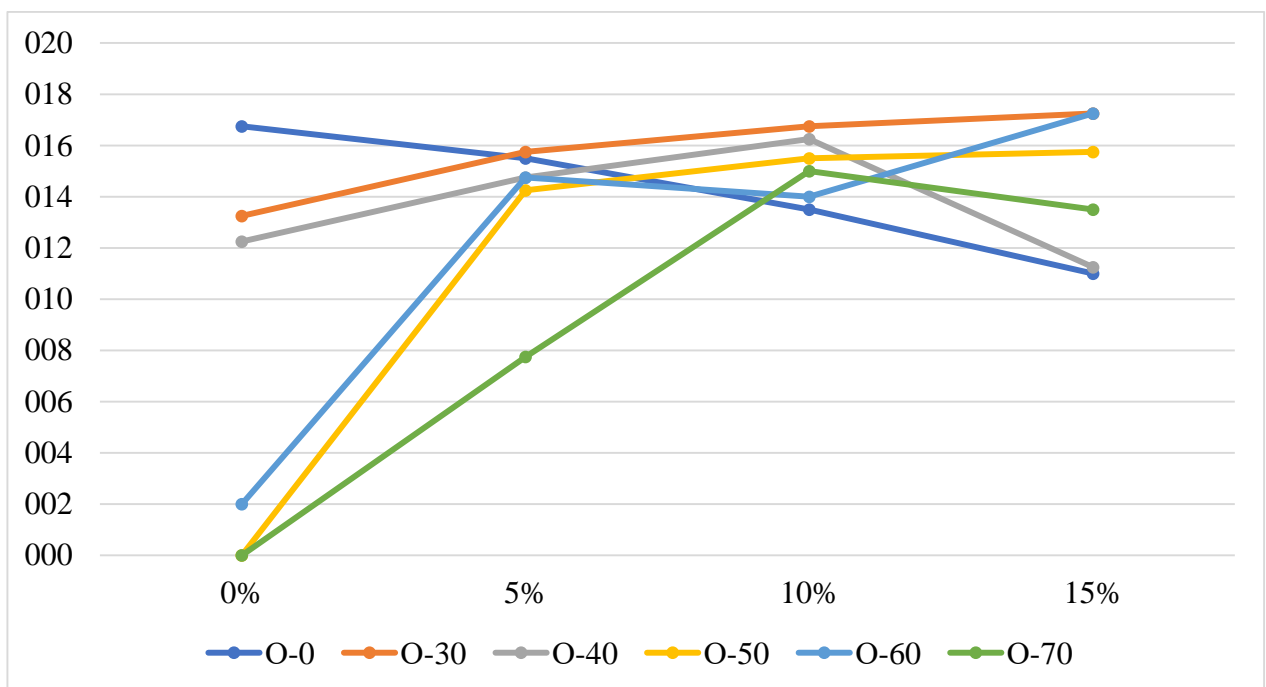


Рис. 4.60. Середня кількість рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах, шт.

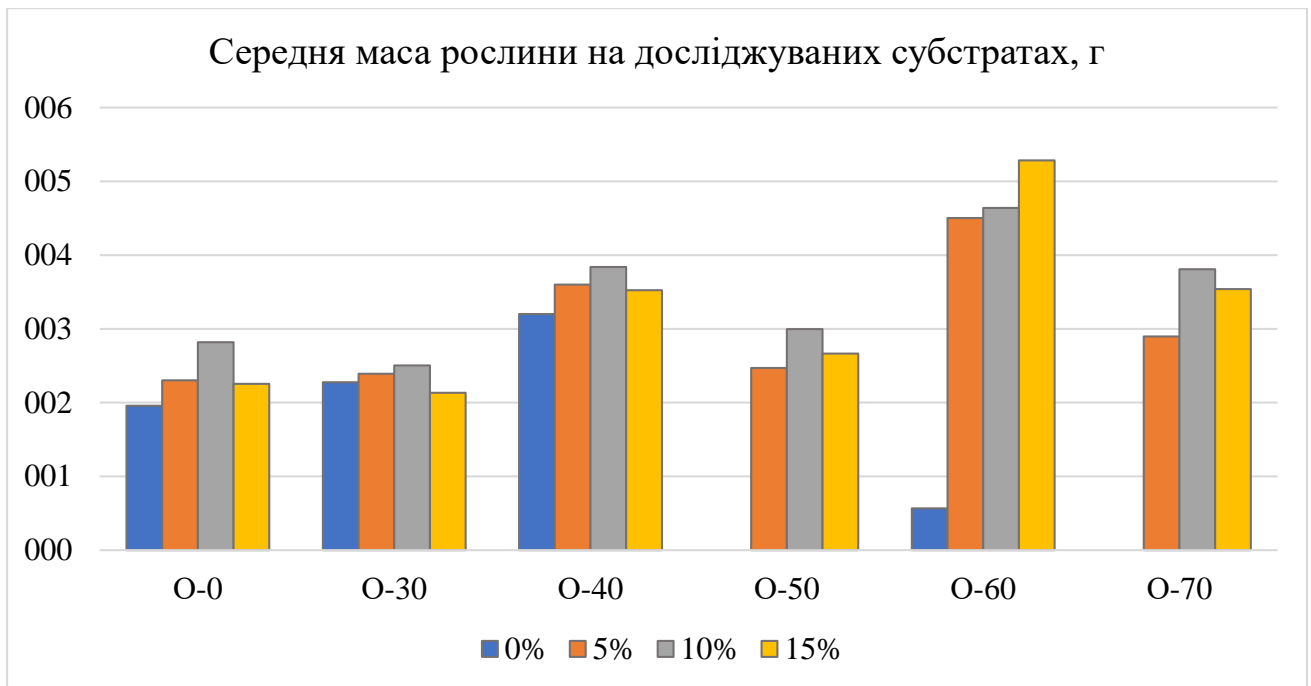


Рис. 4.61. Середня маса рослин біоіндикаторів у досліджуваних субстратах, г.

Таким чином, результати проведених біоіндикаційних досліджень свідчать про можливість створення субстратів на основі свіжих осадів стічних вод в поєднанні з природними сорбентами. Частка використання осадів стічних вод прямо корелює з часткою використання природних сорбентів, проте до певної межі, а саме 10 %. Після даної межі загалом спостерігається зниження розвитку рослин біоіндикаторів. Для прикладу за показником середньої маси рослин у всіх варіантах з вмістом осадів 0-70% відмічено таку зміну маси: -25,06, -17,47, -8,94, -12,48, 12,20 та -7,56 відповідно, як бачимо збільшення відбулося тільки у варіанті з вмістом осадів 60 %.

Здійснюючи аналіз даних по середній кількості рослин, які проросли і не загинули під час вегетації можна зробити висновок, що оптимальним для даного показника є вміст в субстратах 10% природних сорбентів, за даних показників усі варіанти з вмістом осадів 0-70% відповідно показали найкращий результат 13,50, 16,75, 16,25, 15,50, 14,00, та 15,00 шт. Проте слід зазначити, що для варіанту з вмістом осадів 60% найкращий результат 17,25 шт. відмічено при добавлянні 15% сорбентів.

Також можна зробити висновок, що не доцільно вносити в склад субстрату частку осадів >40%, якщо не передбачається добавка природних сорбентів. Згідно результатів досліджень найбільш перспективними субстратами для росту і розвитку рослин можна вважати варіанти із вмістом осадів стічних вод в межах 40-50% та вмістом сорбентів 5-10%.

4.6. Результати досліджень елементного складу створених субстратів на рентгенофлуоресцентному аналізаторі після біоіндикації.

Детальні результати проведених досліджень представлені в Додатках А, Б. Для полегшення сприймання інформації при статистичній обробці для графічного зображення представлених результатів не враховували, які в сумі відсоткових коефіцієнтів для всіх зразків з однаковим вмістом природних сорбентів складала < 2 %. Загальна схема усіх варіантів дослідження представлено в табл. 4.9.

Таблиця 4.9. Схема дослідження досліджуваного субстрату

Сорбент, % \ ОСВ, %	0	30	40	50	60	70
0	К1	1.1	2.1	3.1	4.1	5.1
5	К2	1.2	2.2	3.2	4.2	5.2
10	К3	1.3	2.3	3.3	4.3	5.3
15	К4	1.4	2.4	3.4	4.4	5.4

Основний елементний склад субстратів створених без використання природних сорбентів представлено на рис. 4.62.

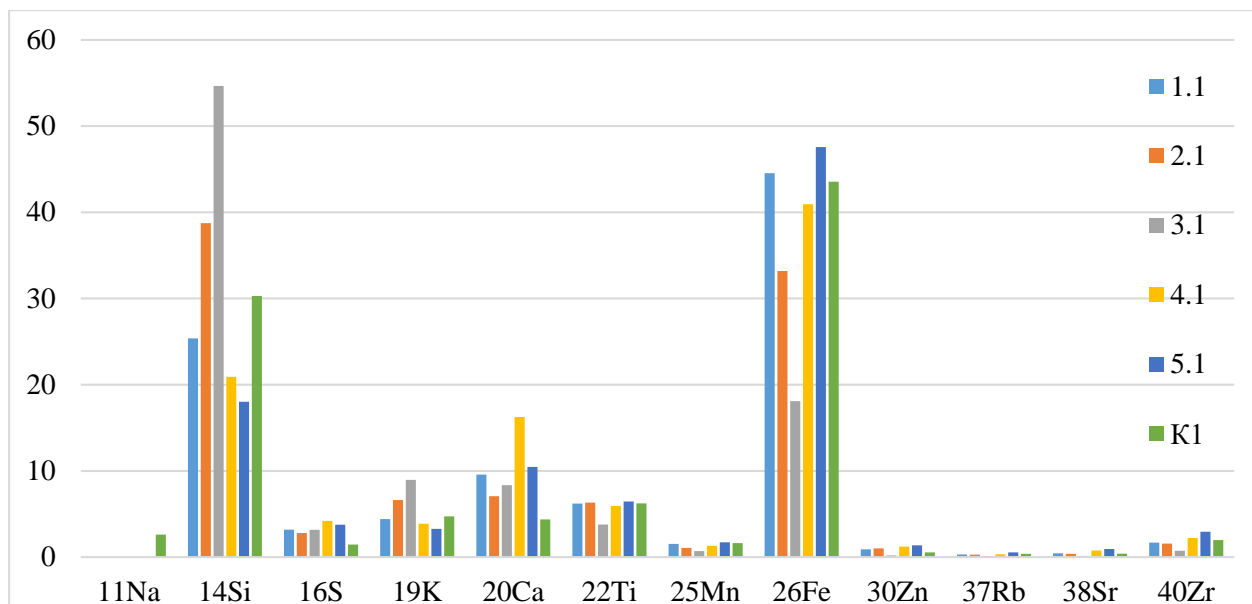


Рис. 4.62. Основний елементний склад субстратів створених без використання природних сорбентів, %.

Також надзвичайно важливим є перевірка вмісту важких металів та небезпечних сполук у складі субстратів, створених без використання природних сорбентів (рис. 4.63).

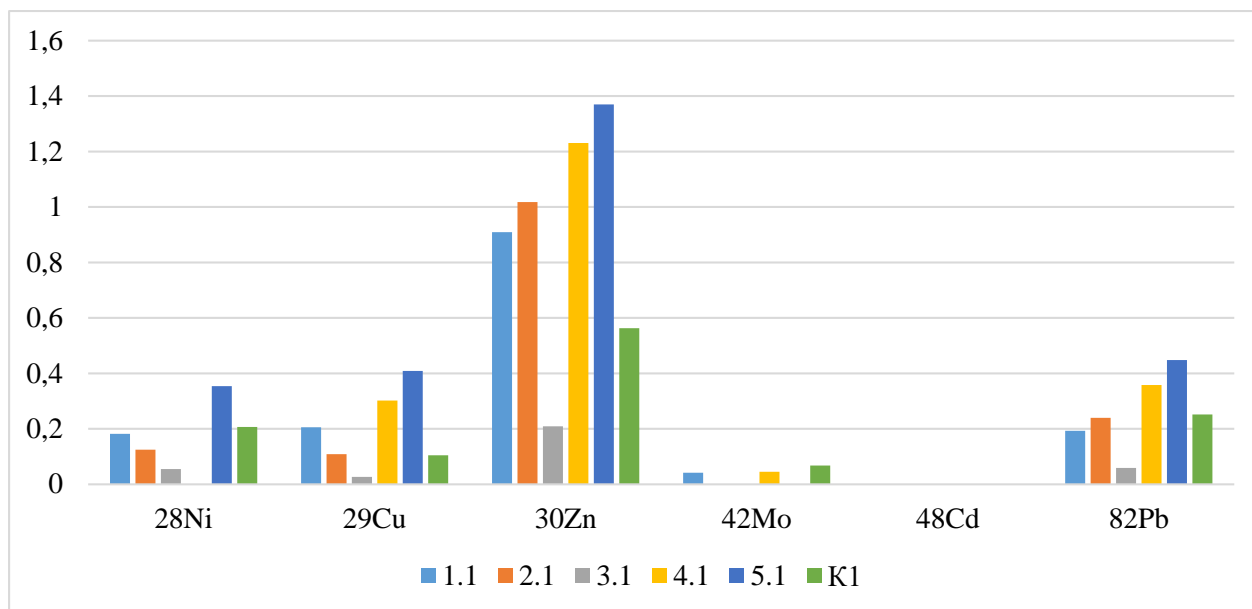


Рис. 4.63. Вміст важких металів та небезпечних сполук у складі субстратів створених без використання природних сорбентів, %.

Основний елементний склад субстратів у складі яких міститься 5 % природних сорбентів представлено на рис. 4.64.

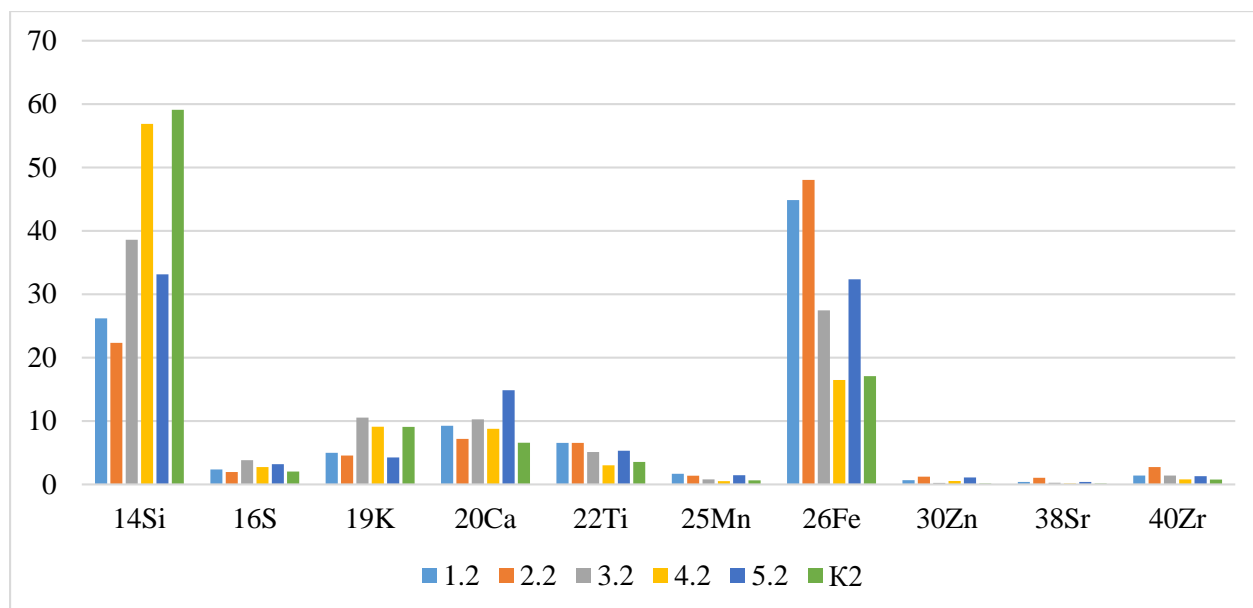


Рис. 4.64. Основний елементний склад субстратів у складі яких міститься 5 % природних сорбентів, %.

Перевірка вмісту важких металів та небезпечних сполук субстратів у складі яких міститься 5 % природних сорбентів наведена на рис. 4.65.

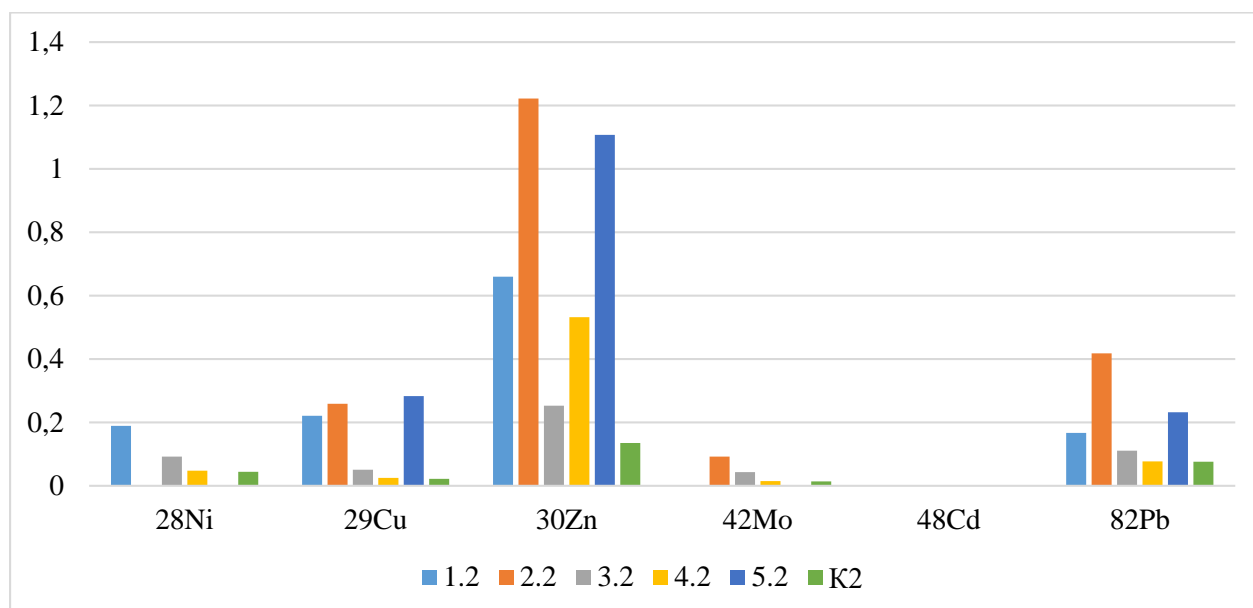


Рис. 4.65. Вмісту важких металів та небезпечних сполук у складі субстратів у складі яких міститься 5 % природних сорбентів, %.

Основний елементний склад субстратів у складі яких міститься 10 %

природних сорбентів представлено на рис. 4.66.

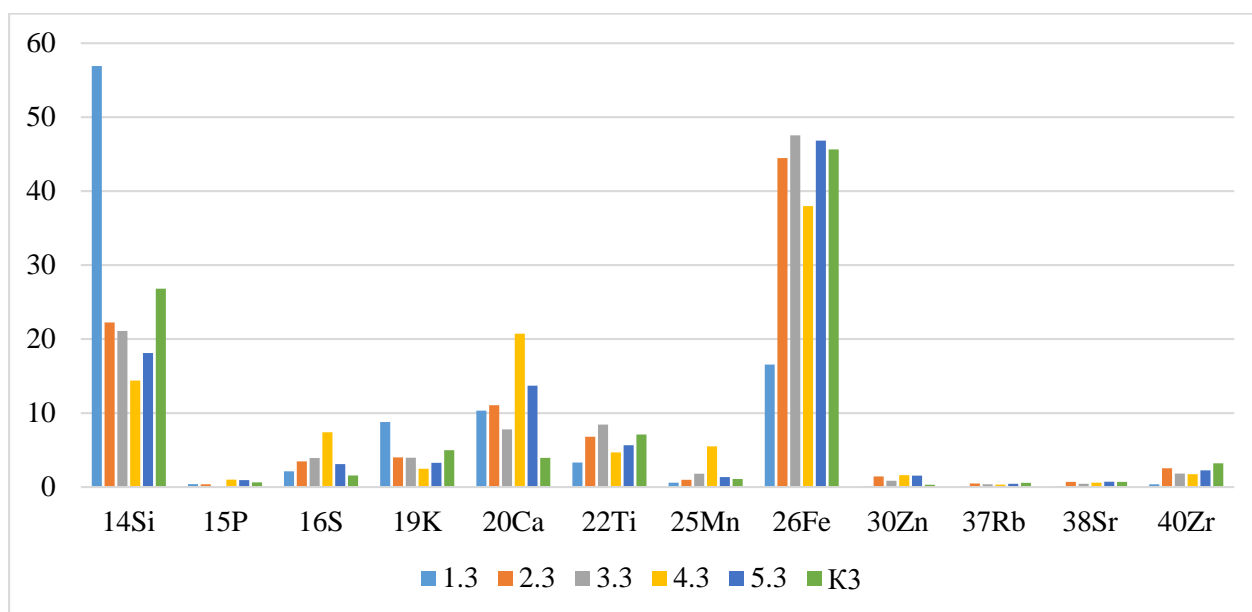


Рис. 4.66. Основний елементний склад субстратів у складі яких міститься 10 % природних сорбентів, %.

Перевірка вмісту важких металів та небезпечних сполук субстратів у складі яких міститься 10 % природних сорбентів наведена на рис. 4.67.

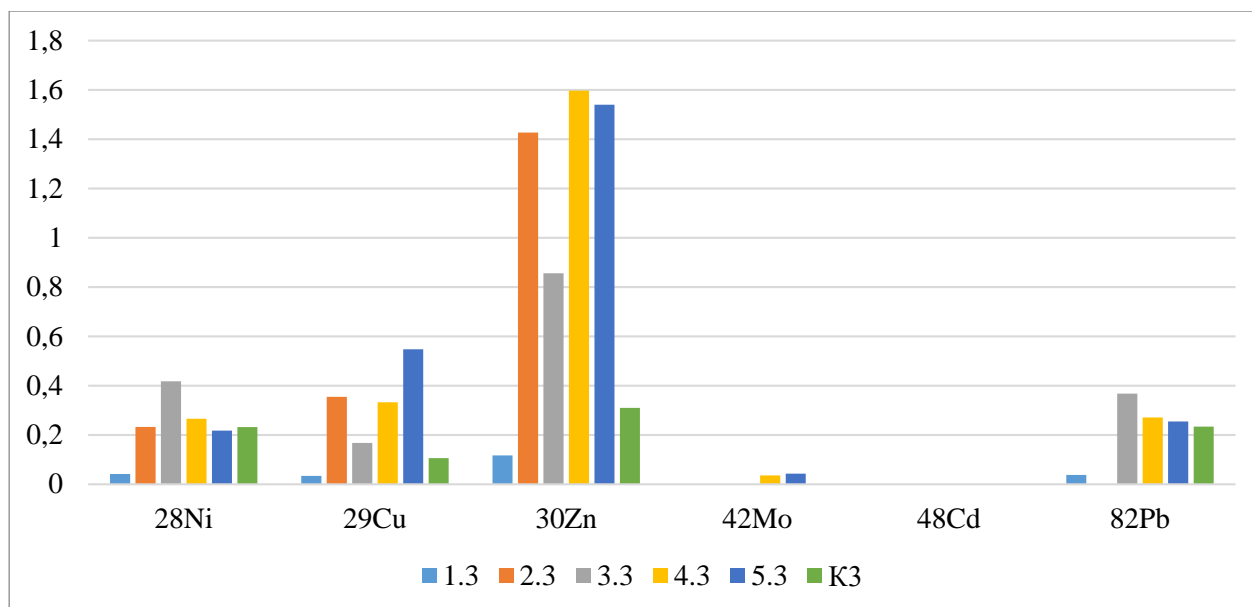


Рис. 4.67. Вмісту важких металів та небезпечних сполук у складі субстратів у складі яких міститься 10 % природних сорбентів, %.

Основний елементний склад субстратів у складі яких міститься 15 % природних сорбентів представлено на рис. 4.68.

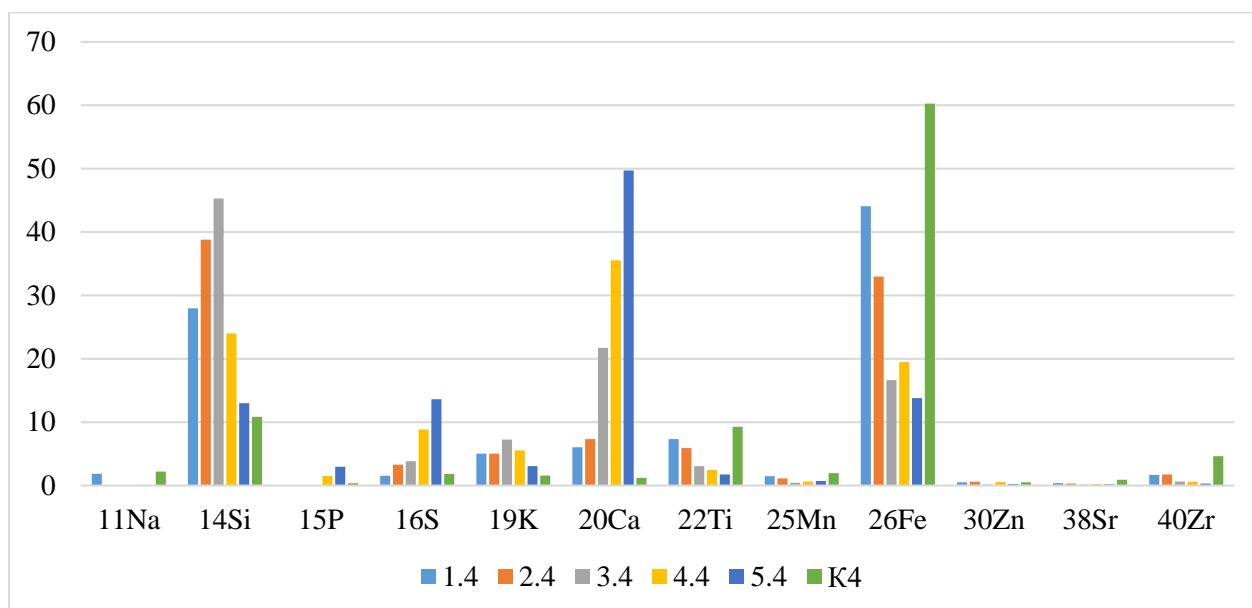


Рис. 4.68. Основний елементний склад субстратів у складі яких міститься 15 % природних сорбентів, %.

Перевірка вмісту важких металів та небезпечних сполук субстратів у складі яких міститься 15 % природних сорбентів наведена на рис. 4.69.

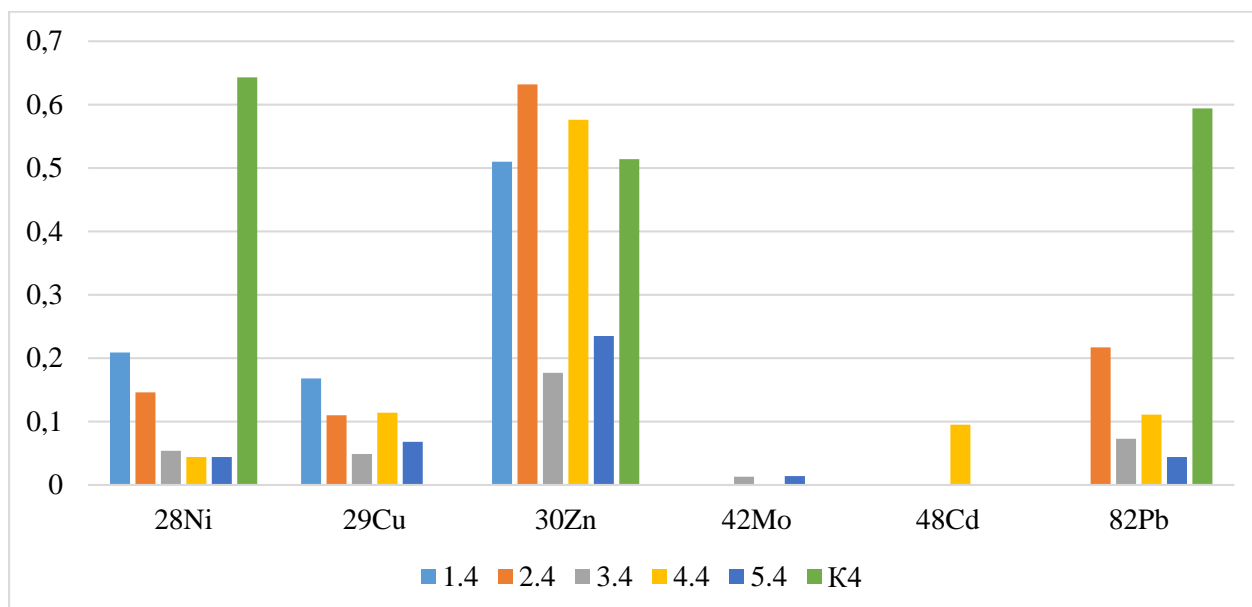


Рис. 4.69. Вмісту важких металів та небезпечних сполук у складі субстратів у складі яких міститься 15 % природних сорбентів, %.

Таким чином за результатом представленого елементного складу можна зробити висновок, що елементний склад у всіх субстратах в основному дуже схожий і в ньому переважають такі чотири елементи як кремній (Si), калій(K),

кальцій (Ca) і залізо (Fe). Відносно розподілу важких металів у досліджуваних субстратах не відмічено прямої закономірності вмісту важких металів від вмісту у субстраті осадів стічних вод чи природних сорбентів, для кращого розуміння на рис. 4.70 представлено відсотковий вміст свинцю (Pb) у всіх досліджуваних субстратах.

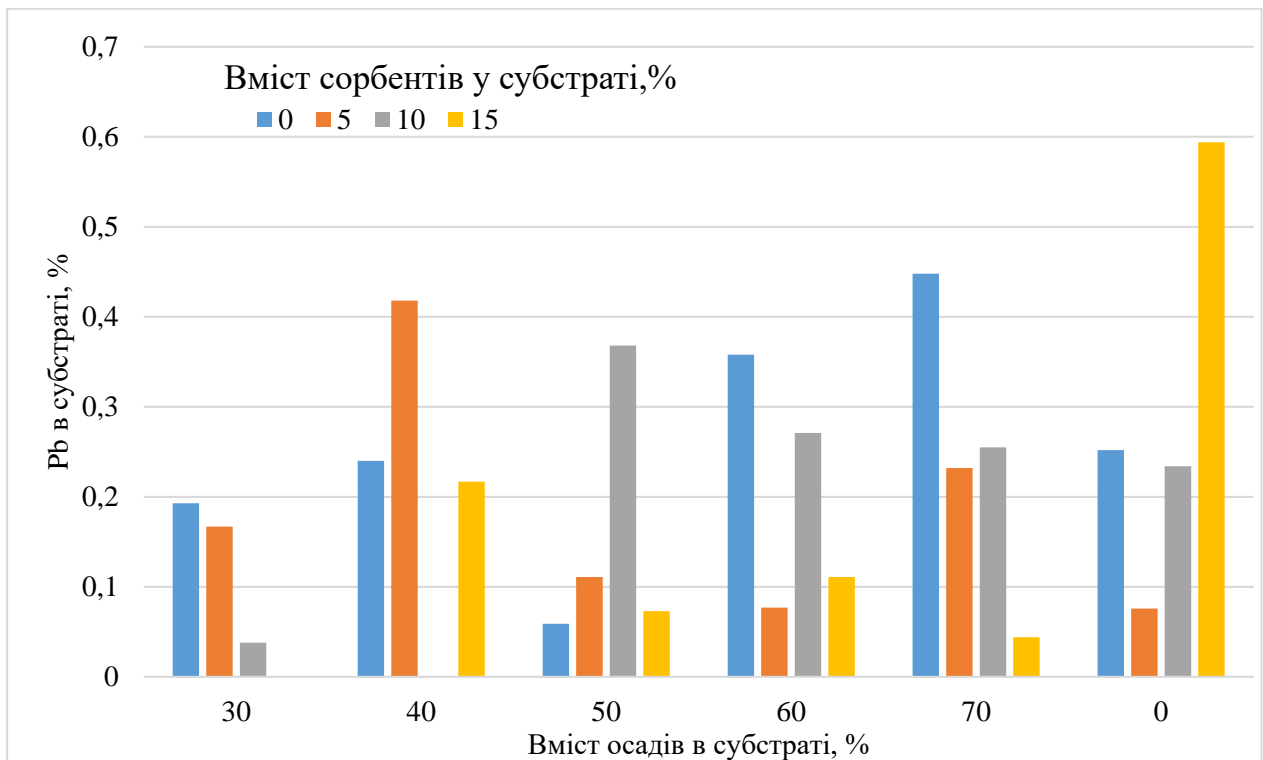


Рис. 4.70. Вміст свинцю (Pb) у складі досліджуваних, %.

Отже, відсотковий вміст свинцю (Pb) представлений майже у всіх досліджуваних субстратах, проте у контролі, його вміст надзвичайно низький і складає максимально 0,594 %, що не може загрожувати для росту і розвитку рослин, схожа ситуація відмічена з іншими небезпечними елементами.

Наступним етапом було дослідження елементного складу рослин вирощених на створених субстратах. Основний елементний склад рослин вирощених на субстратах у створенні яких не використовували природних сорбентів представлено на рис. 4.71.

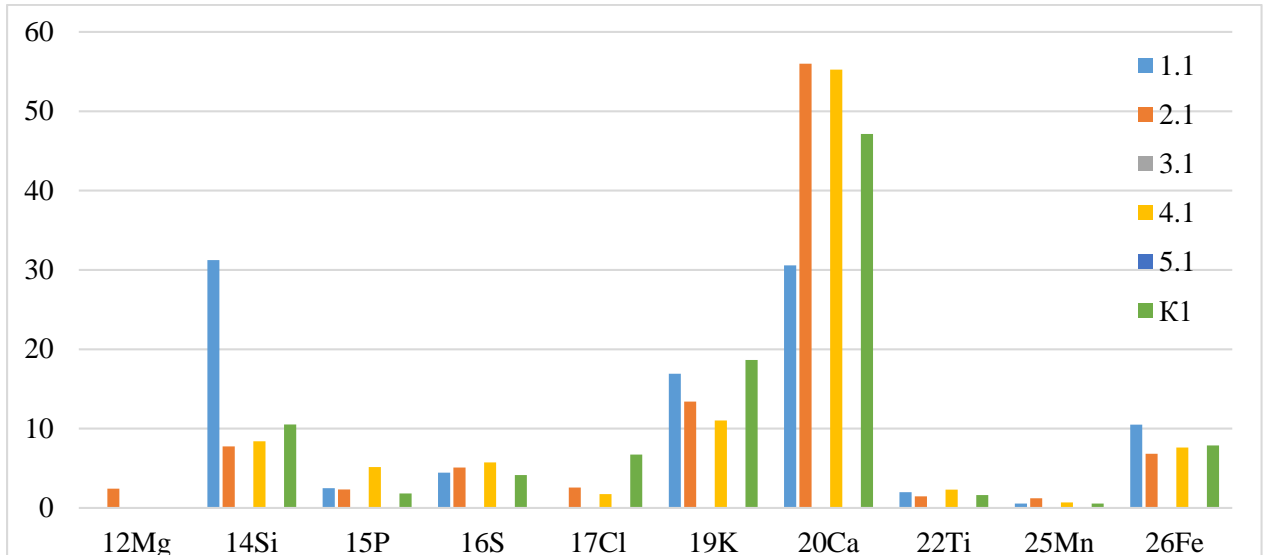


Рис. 4.71. Основний елементний склад рослин вирощених на субстратах у створенні яких не використовували природних сорбентів, %.

Також надзвичайно важливим є перевірка вмісту важких металів та небезпечних сполук у складі рослин вирощених на субстратах у створенні яких не використовували природних сорбентів, рис. 4.72.

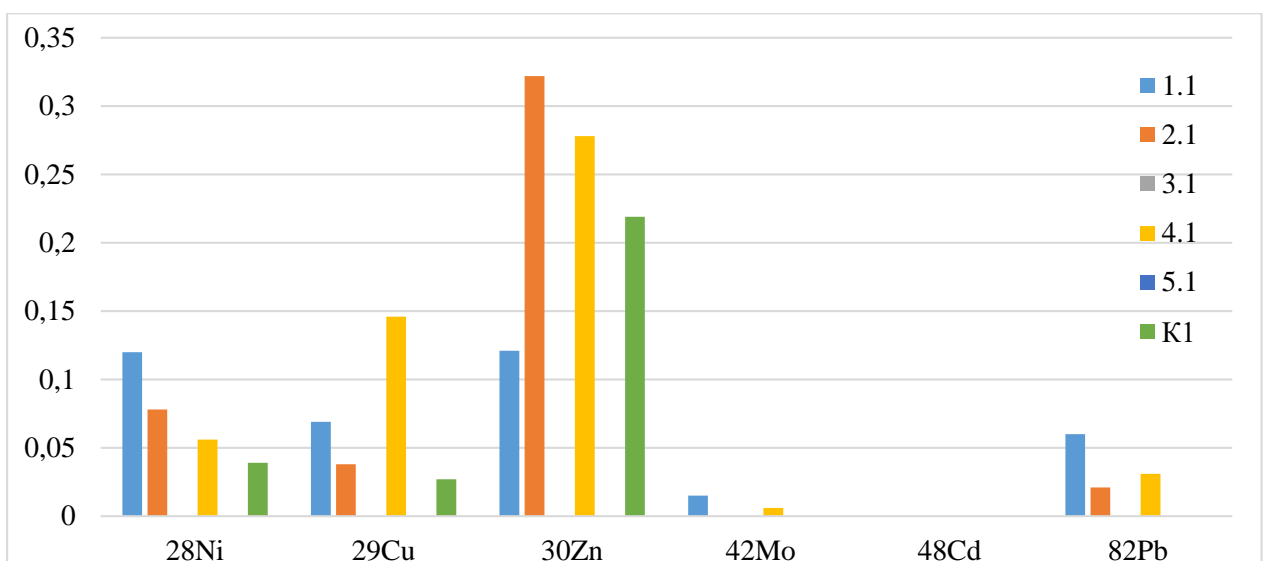


Рис. 4.72. Вмісту важких металів та небезпечних сполук у складі рослин вирощених на субстратах (0 % природних сорбентів), %.

Основний елементний склад рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 5 % природних сорбентів представлено на рис. 4.73.

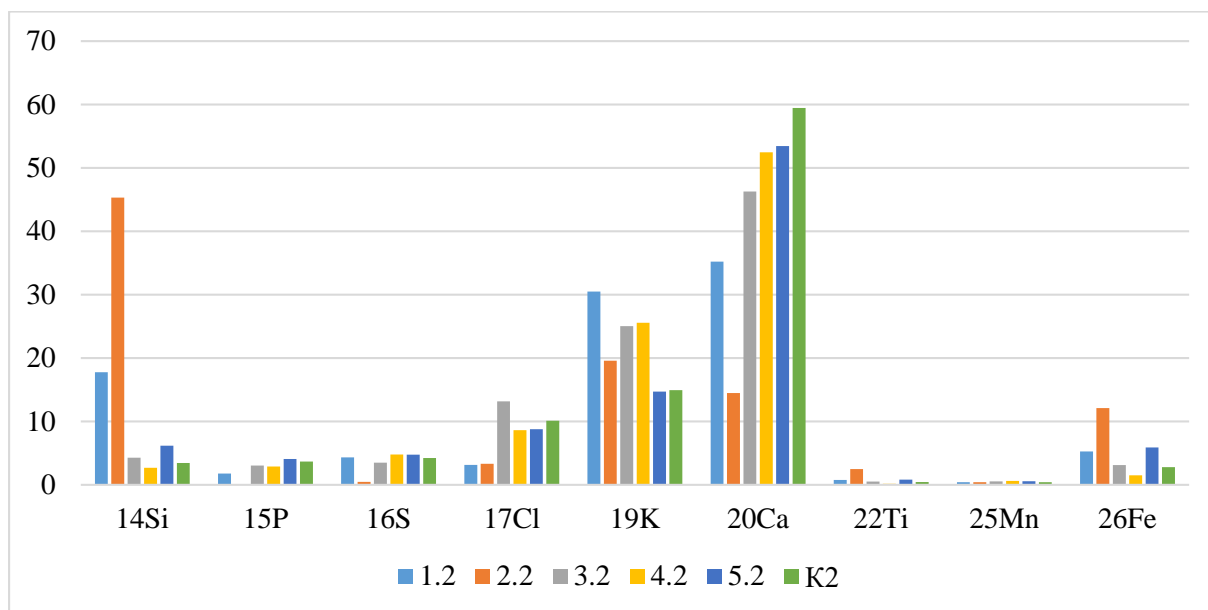


Рис. 4.73. Основний елементний склад рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 5 % природних сорбентів, %.

Перевірка вмісту важких металів та небезпечних сполук у складі рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 5 % природних сорбентів, наведена на рис. 4.74.

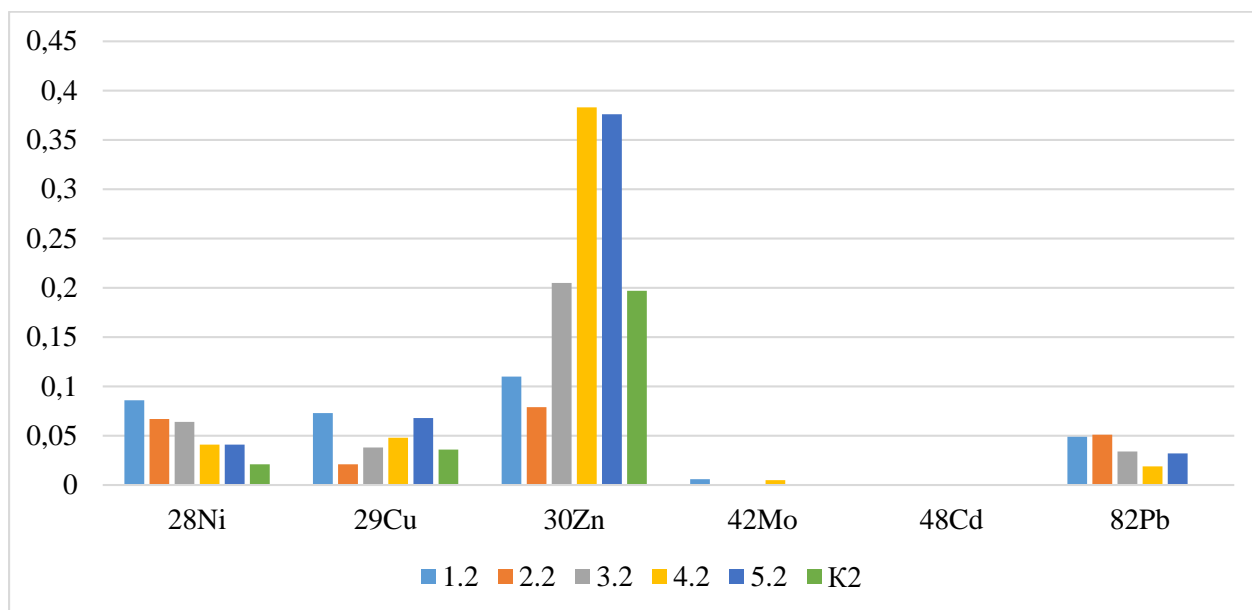


Рис. 4.74. Вмісту важких металів та небезпечних сполук у складі рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 5 % природних сорбентів, %.

Основний елементний склад рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 10 % природних сорбентів представлено на рис. 4.75.

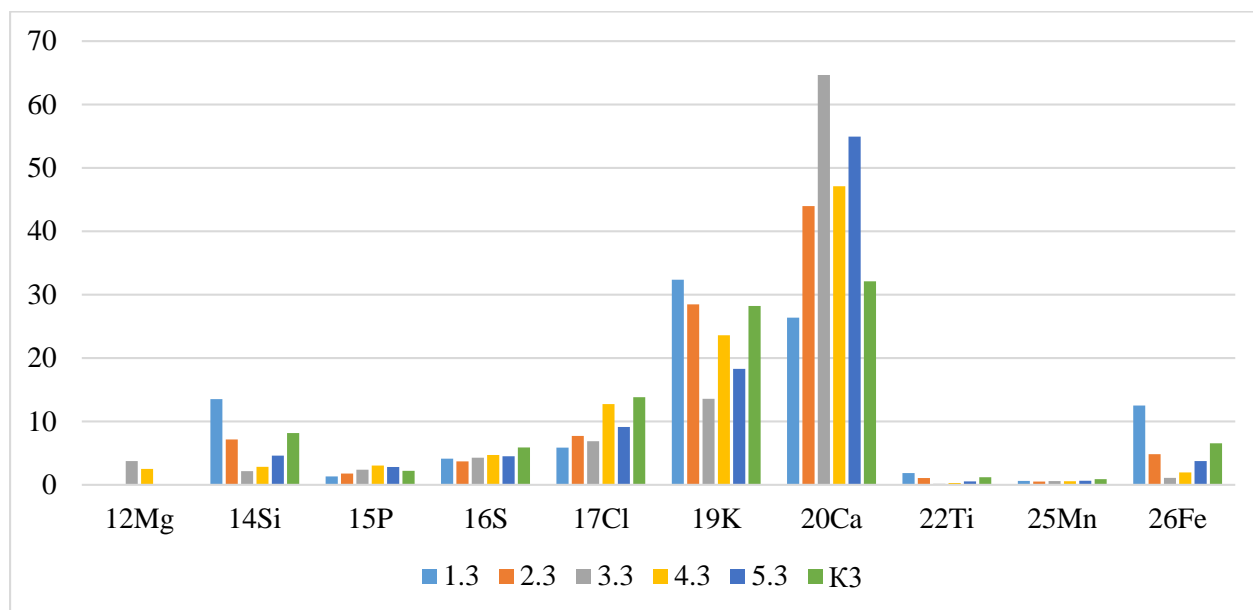


Рис. 4.75. Основний елементний склад рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 10 % природних сорбентів, %.

Перевірка вмісту важких металів та небезпечних сполук у складі рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 10 % природних сорбентів, наведена на рис. 4.76.

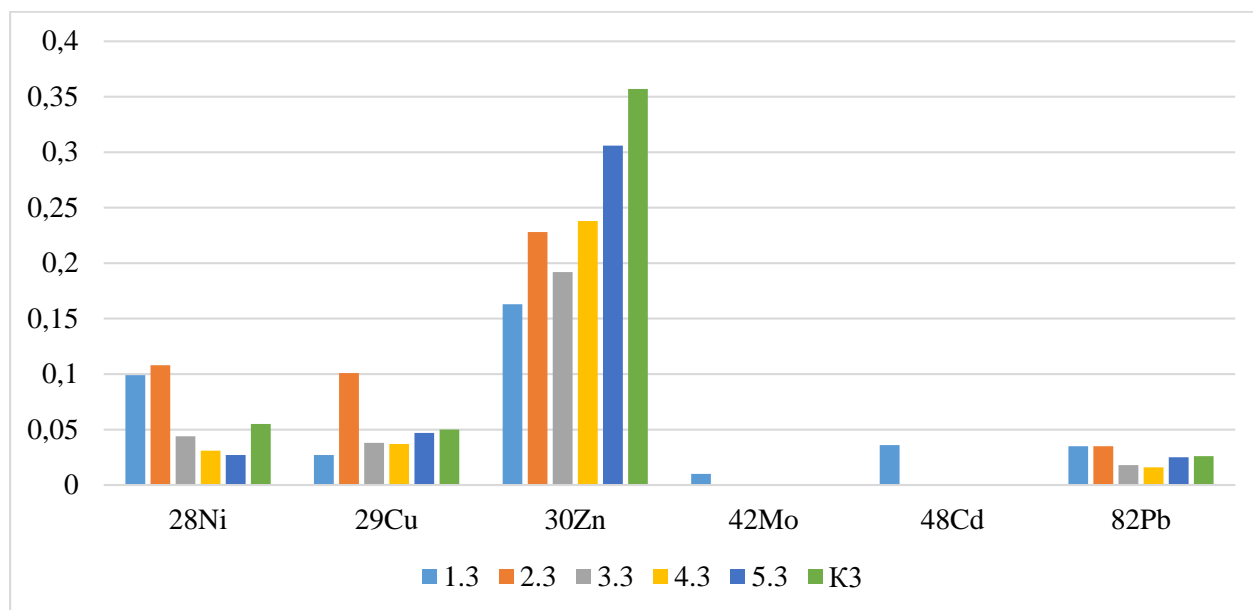


Рис. 4.76. Вміст важких металів та небезпечних сполук у складі рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 10 % природних сорбентів, %.

Основний елементний склад рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 15 % природних сорбентів представлено на рис. 4.77.

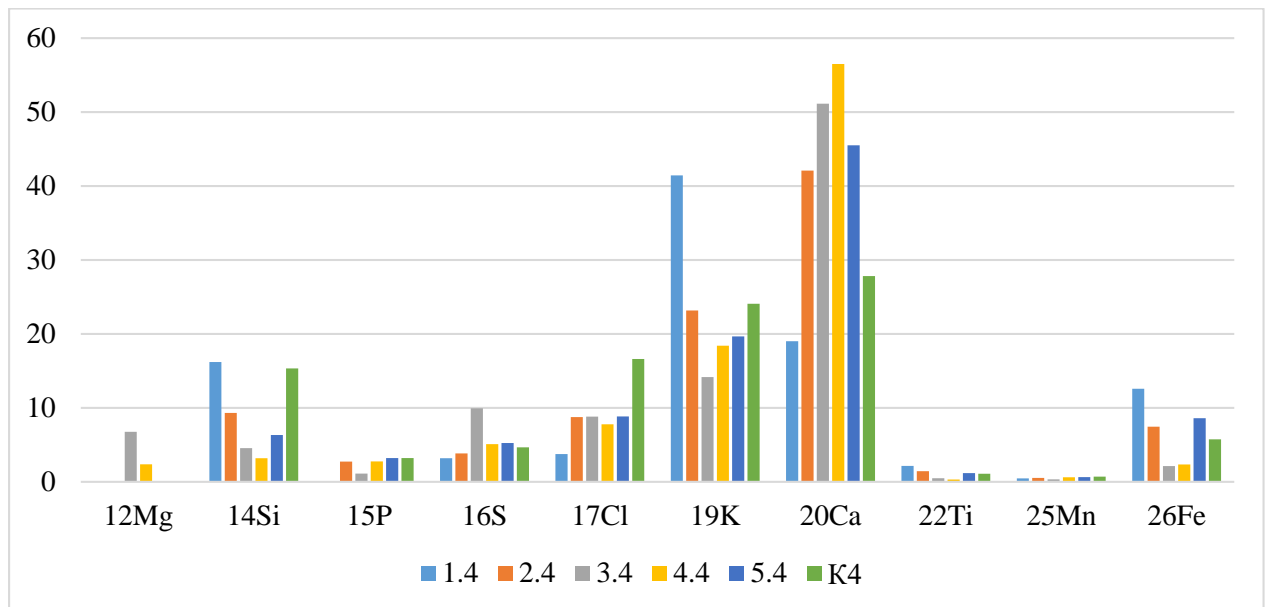


Рис. 4.77. Основний елементний склад рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 15 % природних сорбентів, %.

Перевірка вмісту важких металів та небезпечних сполук у складі рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 15 % природних сорбентів, наведена на рис. 4.78.

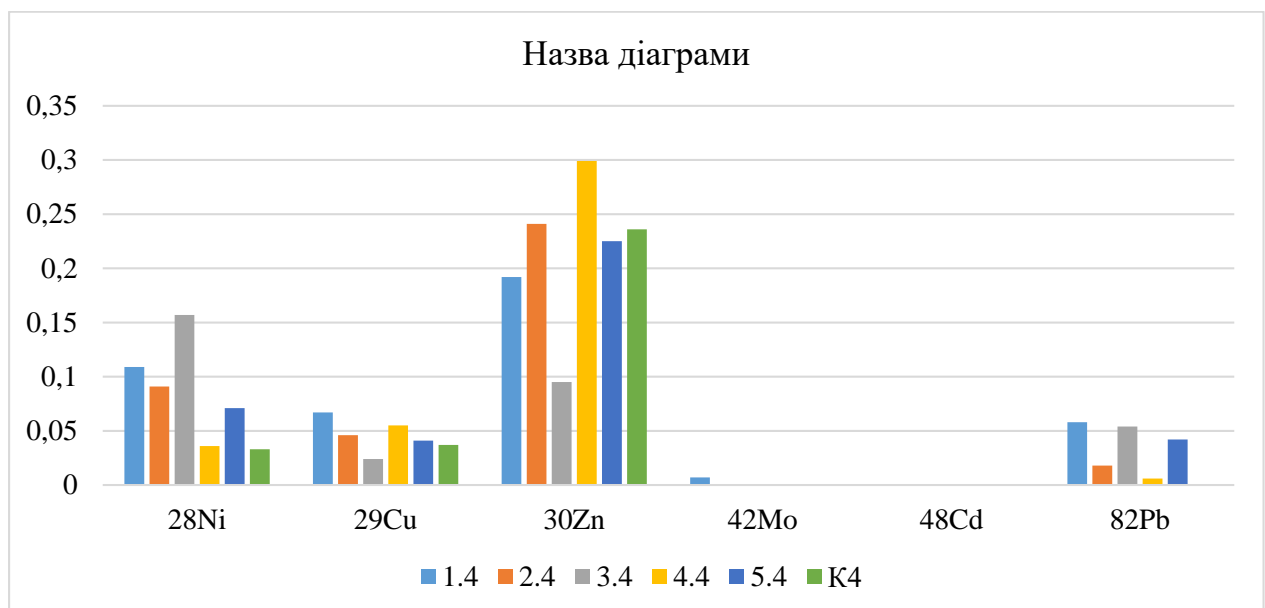


Рис. 4.78. Вміст важких металів та небезпечних сполук у складі рослин вирощених на субстратах у складі яких міститься 15 % природних сорбентів, %.

Таким чином за результатом представленого елементного складу рослин вирощених на досліджуваних субстратах можна зробити висновок, що елементний склад у всіх рослин в основному дуже схожий і в ньому переважають такі елементи як кремній (Si), фосфор (P), сірка (S), хлор (Cl), калій(K), марганець (Mn), кальцій (Ca) і залізо (Fe). Відносно розподілу важких металів у рослинах відмічено тенденцію до зниження вмісту важких металів в рослинах з збільшенням у субстраті природних сорбентів. Для кращого розуміння на рис. 4.79 представлено відсотковий вміст свинцю (Pb) у всіх досліджуваних субстратах.

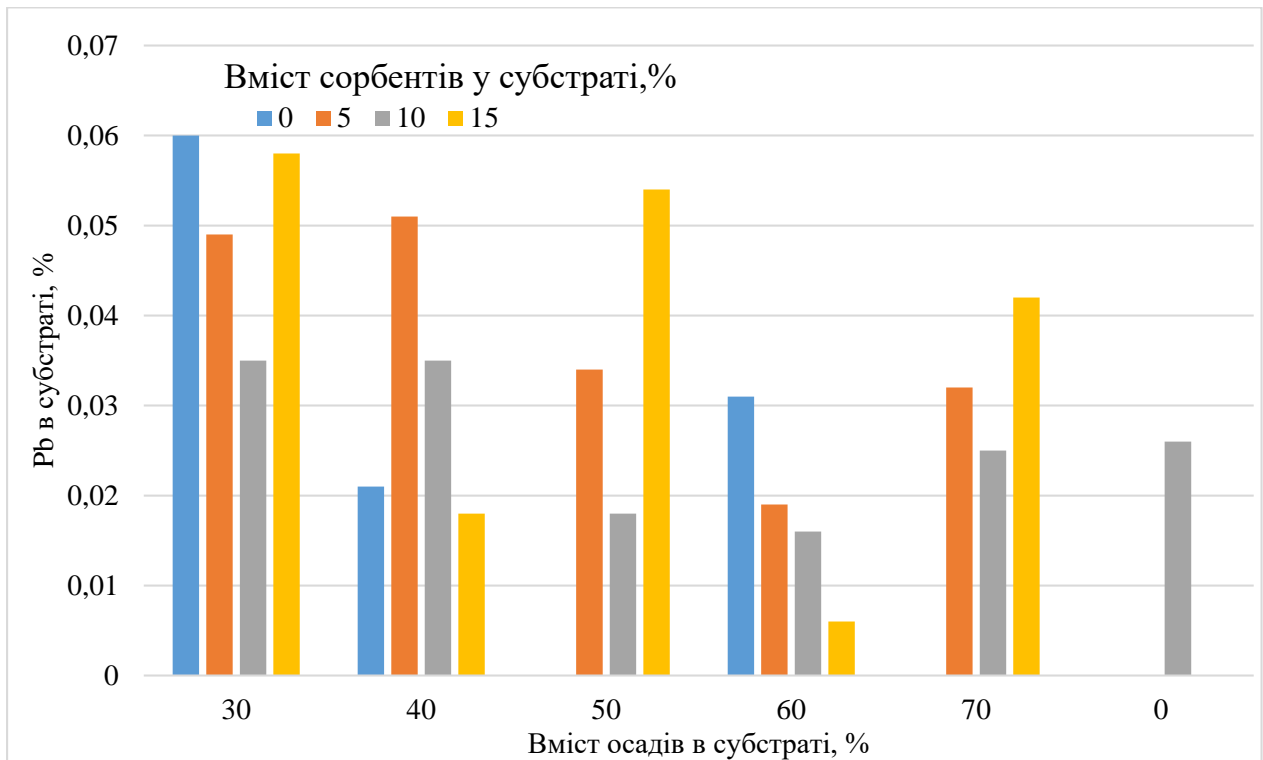


Рис. 4.79. Вмісту свинцю (Pb) у складі досліджуваних, %.

Таким чином, відсотковий вміст свинцю (Pb) представлений майже у всіх досліджуваних субстратах, в основному має тенденцію до зниження зі збільшенням кількості природних сорбентів у субстраті, проте слід зазначити, що на рис. 4.79 не відмічено вміст свинцю у рослинних зразках 3.1 і 5.1 у зв'язку з тим, що рослини не вижили в даних умовах.

4.7. Дослідження ефективності застосування природних сорбентів в складі рекультиваційних продуктів для ремедіації порушених земель

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

Метою досліджень був аналіз процесу забруднення ґрунту шкідливими речовинами та зменшення їх концентрації до гранично допустимої за допомогою природних сорбентів.

Забруднення навколишнього середовища розглядається відносно агрегатного стану складових компонентів нашої планети, а саме повітряного басейну (атмосфери), водних акваторій (гідросфери) та твердої поверхні (літосфери). У даному дослідженні розглянуто забруднення ґрунтового середовища, яке може відбуватися через розливи рідких забруднювачів внаслідок їх транспортування та створення аварійних ситуацій, викиди промислових підприємств, сільськогосподарських господарств, комунальної сфери. Ці забруднення належать до окремих ділянок ґрунту, їх концентрація є високою, що значно перевищує допустимі концентрації для даного забруднення. 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 полютантів повинна підлягати обов'язковому очищенню, що відчутно здорожчує якість води.

Нами досліджувався процес знешкодження забруднень у місцях їх викидів через застосування природних сорбентів на основі природних цеолітів. Природні цеоліти характеризуються задовільними адсорбційними та іонообмінними властивостями, є інертними до навколишнього середовища та дешевими у порівнянні до вартості інших адсорбентів.

Розглядається процес міграції розчинених у водному ґрунтовому середовищі до природних сорбентів та їх адсорбція твердим адсорбентом.

Ґрунт представляє собою зернисте порове середовище з середньою пористістю ϵ , що заповнена ґрунтовими чи атмосферними водами з початковою

концентрацією поллютантів $C_0 \left[\frac{\text{кг}}{\text{м}^3} \right]$. Цю концентрацію можемо вважати однаковою для даної ділянки забрудненої території. Пористість ε представляє собою об'єм вільного простору в одиниці об'єму шару. Якщо загальний об'єм (тверді частинки та пористі між частинками) позначимо через V , а об'єм твердих частинок ґрунту V_0 , то пористість даного ґрунту буде рівною

$$\varepsilon = \frac{V - V_0}{V},$$

Очищення цієї території від забруднюючих компонентів передбачає знання двох основних чинників, необхідних для проведення очищення даної території:

- 1) визначення необхідної кількості природного сорбента, що забезпечить для даної території концентрацію шкідливого поллютанта нижчу за гранично допустиму;
- 2) час адсорбції даного поллютанта природним адсорбентом (тривалість адсорбційного очищення).

Відповіді на ці питання можна одержати, використовуючи математичну модель даного складного процесу. Математична модель складається з двох основних елементів: матеріального балансу системи, що дозволяє визначити необхідну кількість адсорбента, та кінетичних закономірностей, що визначають швидкість перебігу процесу і дають відповіді на встановлення тривалості адсорбційного очищення.

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

Математична модель є теоретичною і дозволяє впроваджувати деякі спрощення. Вважаємо, що частинки адсорбента є монодисперсні, тобто мають однаковий діаметр d та кулясту форму, вони рівномірно розподілені забрудненою ділянкою ґрунту.

Складемо матеріальний баланс системи «водне забруднення ґрунту – адсорбент». Водний об'єм ґрунту визначається загальним об'ємом V

помноженим на пористість ε $V \cdot \varepsilon$, де V - об'єм ґрунту, м³; ε - пористість ґрунту. Рівняння матеріального балансу записується у вигляді

$$V \cdot \varepsilon (C_0 - C) = M_{ад} \cdot a \quad (4.1)$$

де C_0 – початкова концентрація полютанта у водній частині ґрунту, КГ/М³;

C – біжуча концентрація полютанта, КГ/М³

$M_{ад}$ – маса адсорбента, кг;

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

На рис. 4.80 наведено матеріальні співвідношення між рідкою фазою та твердим адсорбентом. Тверду фазу характеризує адсорбент, який представлений ізотермою адсорбції 3 і визначає максимально можливі концентрації, які досягаються у стані рівноваги. Ізотерма адсорбції є характерною для кожного адсорбента та речовини, що поглинається, - адсорбтива. Найбільш часто для матеріального опису ізотерми використовується рівняння Ленгмюра, а для низьких концентрацій рівновага може описуватись рівнянням Генрі.

З наведеного рисунка (4.80) та рівняння (4.1) слідує, що зниження концентрації забруднювача у ґрунтовому середовищі вимагає збільшення маси адсорбента $M_{ад}$. Для області низьких концентрацій забруднювача C ізотерма адсорбції може бути описана рівнянням Генрі:

$$a^* = G \cdot C, \quad (4.2)$$

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

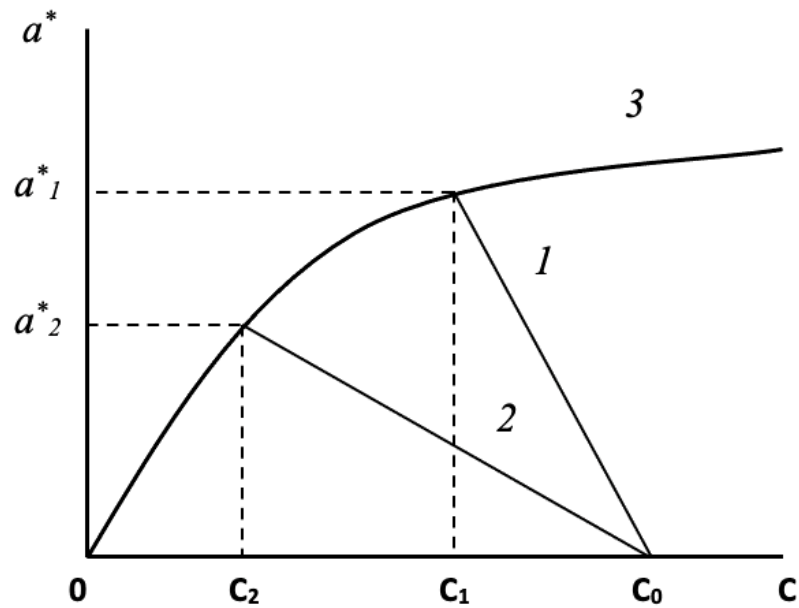


Рис. 4.80. Графічна ілюстрація матеріального балансу адсорбції
(1 і 2 – робочі лінії; 3 – рівноважна крива).

Робочі концентрації полютанта у рідкій фазі завжди представляють собою прямі лінії. Наприклад, у рідкій фазі концентрація полютанта зменшується з C_0 до C_1 , у той же час концентрація в адсорбенті зростає з 0 до a^*_1 . Якщо маса адсорбента є вищою, тоді концентрація у рідині зменшується з C_0 до C_2 , причому концентрація у рідкій фазі не може бути меншою C_2 , а концентрація полютанта в адсорбенті збільшується від 0 до a^*_x . Вище рівноважних значень концентрації не встановлюється.

З врахуванням ізотерми адсорбції (4.2) рівняння матеріального балансу (4.1) запишеться:

$$C = C_0 - \frac{M_{ад}}{V\varepsilon} \Gamma \cdot C; \quad (4.3).$$

З якого визначається концентрація у ґрунті C , що становить величину, меншу за гранично допустиму.

$$C = \frac{C_0}{1 + \frac{M_{ад}}{V\varepsilon} \cdot \Gamma}, \quad (4.4).$$

Час процесу адсорбції визначається з кінетичного рівняння, яке визначає зміну концентрації у просторі i в часі. Для частинок кулястої форми

диференціальне рівняння нестационарного процесу молекулярної дифузії записується у виді:

$$\frac{\partial C_A}{\partial \tau} = D^* \frac{\partial^2 C_A}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial C_A}{\partial r}, \quad (4.5),$$

де C_A – концентрація речовини, 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, що враховує дифузію компонента по стінках пор та у об'ємі пор. Концентрація C_A визначає її лише на даному радіусі r у даний момент часу τ .

Рівняння (4.5) слід доповнити початковими та граничними умовами. Початкові умови визначаються часом внесення адсорбенту у ґрунтове середовище і цей час приймається за початок процесу адсорбції $\tau = 0$.

Граничні умови визначаються концентраціями на границі розподілу фаз: зовнішня поверхня зерна адсорбента – рідина. Враховуючи, що процеси переміщення поллютанта у рідкій фазі ґрунтового середовища та у зернах сорбента визначаються молекулярною дифузією та оцінюючи коефіцієнти молекулярної дифузії у воді та зернах адсорбента на основі літературних джерел, а саме: D у воді $\sim 10^{-9} \text{ м}^2/\text{с}$, а D^* в адсорбенті $\sim 10^{-10} \div 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с}$. Тобто, дифузія у твердому тілі в 10 і більше раз повільніша за молекулярну дифузію у воді. Це означає, що на поверхні концентрація C_{AR}^* визначатиметься рівновагою.

Початкова умова: $C_A(r, \tau = 0) = 0$ (4.6).

Гранична умова: $C_A(z = R; \tau) = C_{AR}^*$ (4.7).

Умова симетричності: $\left(\frac{\partial C_A}{\partial r}\right)_{r=0} = 0$ (4.8).

Усереднене значення концентрації полютанта у зерні адсорбента \bar{C}_A буде рівним

$$\bar{C}_A = \frac{3}{R^3} \int_0^R r^2 \cdot C_A \cdot dr \quad (4.9).$$

Зв'язок між концентраціями у ґрунтовому середовищі та середньою концентрацією в зернах адсорбента C_A встановлюється рівнянням матеріального балансу

$$\varepsilon \cdot V (C_0 - C) = \frac{M_{ад}}{\rho_{ад}} \cdot \bar{C}_A, \quad (4.10)$$

Рівняння (4.10) можна записати

$$\frac{V \cdot \varepsilon \cdot \rho_{ад}}{M_{ад}} \left(1 - \frac{C}{C_0}\right) = \bar{C}_A, \quad (4.11),$$

або

$$\gamma \left(1 - \frac{C}{C_0}\right) = \bar{C}_A, \quad (4.12),$$

де

$$\gamma = \frac{V \cdot \varepsilon \cdot \rho_{ад} \cdot C_0}{M_{ад}}. \quad (4.13),$$

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

У системі (4.5) – (4.9) представимо координати: параметри простору – часу у безрозмірній формі. Задача запишеться у вигляді:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial C_A}{\partial F_0} = \frac{\partial^2 C_A}{\partial \varphi^2} + \frac{2}{\varphi} \frac{\partial C_A}{\partial \varphi} \end{array} \right. \quad (4.14)$$

$$C_A(\varphi, F_0 = 0) = 0 \quad (4.15)$$

$$C_A(\varphi = 1, F_0) = C_A^*(\varphi = 1) \quad (4.16)$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \left(\frac{\partial C_A}{\partial \varphi}\right)_{\varphi=0} = 0 \end{array} \right. \quad (4.17)$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \bar{C}_A = 3 \int_0^1 \varphi^2 \cdot C_A \cdot d\varphi \end{array} \right. \quad (4.18)$$

де $\varphi = \frac{r}{R}$; $F_0 = \frac{D^* \cdot \tau}{R^2}$ - число Фур'є; \bar{C}_A - середня концентрація забруднювача у зерні адсорбента.

Рівняння системи (4.14) – (4.18) виконувались методом перетворень Лапласа, який дозволяє диференціальне рівняння (4.14) у часткових похідних перетворити у звичайне диференціальне рівняння для зображення $C_{AL}(\varphi, s)$, так як це зображення не залежить від часу τ .

Згідно адсорбційного методу Лапласа диференціальне рівняння (4.14) запишеться

$$C_{AL}(\varphi, s) - \frac{C_{AL}(F_0=0)}{s} = B \frac{sh\sqrt{s}\varphi}{\varphi}; \quad (4.19)$$

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

Граничні умови:

Гранична умова (4.16) має вид

$$C_{AL}(\varphi = 1, S) = \frac{C_A^*}{S} \quad (4.20).$$

Значення коефіцієнта B буде рівним

$$B = \frac{C_A^*}{S \cdot sh\sqrt{s}} \quad (4.21).$$

Диференціальне рівняння (3.19) із врахуванням (3.21) має вид

$$C_{AL}(\varphi, S) = \frac{C_A^* \cdot sh\sqrt{s}}{\varphi \cdot S \cdot sh\sqrt{s}} \quad (4.22).$$

Приводимо 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 $\mu_n = n \cdot \pi$.

Скориставшись теоремою 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

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

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

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

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

Нульовий корінь

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

Рівняння цієї системи для кулястих зерен адсорбенту має вид:

$$\frac{C_A}{C_A^*} = 1 - \sum_{n=1}^{\infty} 2 (-1)^{n+1} \frac{\sin \varphi \mu_n}{\varphi \mu_n} e^{-\mu_n^2 F_0}, \quad (4.23)$$

де C_A – концентрація полютанта на біжучому безрозмірному радіусі φ , $\text{кг}/\text{м}^3$;

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

μ_n – корені характеристичного рівняння

$$\mu_n = n \cdot \pi, \quad (4.24),$$

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

$$\pi = 3,14.$$

Використовуючи формулу для усереднення концентрації по зерну адсорбента (4.18), одержуємо рівняння, що дозволяє визначити усереднену концентрацію по зерну адсорбента у залежності від часу адсорбції, що представляється числом Фур'є F_0 :

$$\frac{\bar{C}_A}{C_A^*} = 1 - \sum_{n=1}^{\infty} \frac{6}{\pi^2 n^2} e^{-\pi^2 n^2 \cdot F_0} \quad (4.25)$$

Експоненціальна залежність (4.25) містить числовий ряд n , що зростає, та безрозмірний час, що визначається числом F_0 . З ростом цих величин експонента прямує до нуля.

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

$$\frac{\bar{C}_A}{C_A^*} = 1 - \frac{6}{\pi^2} e^{-\pi^2 \cdot F_0} \quad (4.26)$$

Задаючись необхідним значенням $\frac{\bar{C}_A}{C_A^*}$ та прологримувавши рівняння (4.26), одержуємо:

$$\ln \left(1 - \frac{\bar{C}_A}{C_A^*} \right) = \ln \frac{6}{\pi^2} - \pi^2 \cdot F_0 \quad (4.27)$$

З рівняння (4.10) можемо визначити середню об'ємну концентрацію поллютанта в адсорбенті.

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

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

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

4.7.3. Розрахунок необхідного часу адсорбційного очищення від іонів важких металів в процесах ремедіації.

Розрахунок проведемо для варіанту застосування в процесі ремедіації цеоліту. Для розрахунку необхідного часу сорбції використаємо рівняння (4.22)

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

Розглянемо 2 варіанти

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

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

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

$$R=1,5 \cdot 10^{-3} \text{ м}$$

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

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

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

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

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

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

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

Отже, як впливає із результатів розрахунків, максимальне значення необхідного часу 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 реального впровадження.

Висновки і узагальнення до 4 розділу

На основі досліджень, описаних у цьому розділі, можна зробити такі висновки:

1. Результати біоіндикаційних досліджень показали, що використання свіжої біомаси як компонента субстрату є недоцільним, оскільки вона має інгібуючий вплив на розвиток рослин. Водночас, дослідження використання відпрацьованої біомаси (дигестату) показали, що всі варіанти з його вмістом мали позитивний вплив на проростання культурних рослин порівняно з контролем та стерильним контролем.

2. Досліджено вплив різних видів субстрату на проростання, ріст та розвиток біоіндикаторних рослин. Встановлено наступне: при використанні субстрату на основі відстояних осадів проростання рослин не відбувалося через розвиток грибів та плісені, які пригнічували ріст рослин; при використанні субстрату на основі термічно відстояних осадів також не спостерігалось проростання рослин через розвиток патогенних мікроорганізмів; при використанні субстрату на основі свіжих осадів проростання рослин відбувалося у зразках, де частка осаду перевищувала 40%; у зразках з вмістом осадів 20% середній показник проростання ячменю звичайного становив 97,5%, ячменю протравленого та крес-салату — 77,5%; при використанні субстрату на основі осадів та цеоліту проростання рослин спостерігалось в усіх зразках; у субстраті з вмістом цеоліту 7,5 та 10% і осадів 40% середній показник проростання становив 83,3% порівняно зі зразками без цеоліту — 23,3%; субстрат на основі осадів та цеоліту показав середній показник проростання ячменю звичайного 97%, що є вищим порівняно з контрольним зразком (93%); при використанні субстрату на основі осадів та глауконіту середній показник проростання райграсу був вищим порівняно з контрольним зразком (89% та 74% відповідно).

3. Встановлено залежність росту та розвитку рослин від різних видів субстрату: додавання 20% свіжих осадів у субстрат збільшує ріст стебла ячменю звичайного на 9% порівняно з контрольним зразком; використання субстрату на основі осадів та цеоліту в кількості 5, 7,5 та 10% збільшує ріст стебла ячменю у всіх варіантах порівняно з контрольним зразком; у зразках з вмістом цеоліту 10% і осадів 30% ріст коренів перевищує контрольний зразок на 7%; використання субстрату на основі осадів та глауконіту збільшує ріст стебла райграсу на 3,2% порівняно з контрольним зразком. субстрати з вмістом цеоліту та глауконіту показали вищі показники росту коренів порівняно з контрольним зразком (5,6% та 12,3% відповідно).

4. Визначено оптимальний склад субстрату для біологічної рекультивації, що включає 50% ґрунту, 40% осадів та 10% природного сорбенту.

5. Визначення кількості небезпечних сполук (особливо важких металів) за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L показало, що в дигестаті не знайдено елементів, вміст яких лімітований у сировині для виробництва добрив (кадмій, свинець, арсен). Отже, він може бути використаний як компонент ростового субстрату.

6. Дослідження механізму та кінетики сорбції токсичних забруднень природними сорбентами дозволили розробити фізичну та математичну модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами у складі субстрату для рекультивації та ремедіації. Результати розрахунків показали, що максимальний час адсорбційного очищення від іонів важких металів у процесах ремедіації не перевищує доби, що є прийнятним для практичного впровадження і дозволяє рекомендувати цей метод для реального застосування.

Основні наукові та практичні результати, приведені у цьому розділі, в повній мірі знайшли відображення в публікаціях [16, 240-247, 253-256].

РОЗДІЛ 5.

ВИКОРИСТАННЯ ОСВ В СКЛАДІ СИРОВИНИ ДЛЯ ВИГОТОВЛЕННЯ РЕКУЛЬТИВАЦІЙНОГО КОМПОСТУ

5.1. Підбір складу сировинних сумішей для компостування

Відповідно до варіанту 2 (розділ 2.2) для біологічної рекультивації з ОСВ пропонується використання компостування. Для компостування в лабораторії було виготовлено чотири різні суміші сировини. Три суміші (№1 – №3) з різними об'ємними частками ОСВ і суміш №4, контрольна суміш активного компосту. При плануванні складу сумішей №1–№3 виходили із рекомендації ДСТУ 8727:2017 (п.8.6), що у разі використання як наповнювача деревної щепи 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 [257]. Для першого наближення були прийняті цілі значення співвідношення об'ємів наповнювача (деревної щепи) 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 щепка: ОСВ» = 1:1 (суміш №3) половину об'єму осадів складали «свіжовідібрані» ОСВ, а іншу половину – «старі» ОСВ. Для забезпечення однакових початкових умов при проведенні процесу біокомпостування в лабораторних умовах вихідна кількість усіх сумішей була однаковою перед початком компостування і становила $W_0 = 12 \text{ дм}^3$. Об'єми кожного компонента сумішей №1 – №4 та відповідні об'ємні частки компонентів наведено в табл. 5.1.

Таблиця 5.1. Об'ємні співвідношення компонентів сировинних сумішей

№ суміші	Об'єм, дм ³					Об'ємна частка			
	ОСВ _{св}	ОСВ _{ст}	деревна щепка	активний компост	разом	ОСВ _{св}	ОСВ _{ст}	деревна щепка	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

Загальний вигляд сумішей №1 – №4 на початку біокомпостування представлено на рис. 5.1.



Рис. 5.1. Загальний вигляд сумішей перед біокомпостуванням в лабораторних умовах

Вологість сировинної суміші розраховували на основі лабораторних вимірювань вологості всіх чотирьох компонентів: «свіжовідібраних» і «старих» ОСВ, деревної щепи та активного біокомпосту.

Фактична вільна вологість субстратів визначалась шляхом вимірювання втрати маси. Для цього зразки підсушували у сухоповітряному термостаті марки ТС-80 М °С при температурі 68 °С протягом 1 доби.

Щоб забезпечити високу точність результатів, для кожного субстрату відбирали та визначали вологість у двох паралельних пробах; кінцеве значення вологості для кожного окремого субстрату приймали рівним середньому арифметичному з цих двох отриманих значень. Температура підготовлених до біокомпостування сумішей на початку дослідження становила 27,0 °С, а початкова їх вологість була в межах від 60% мас. до 66,2% мас. (табл. 5.2).

Таблиця 5.2. Початкова вологість сировинних сумішей

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 приготовані з субстратів суміші були старанно перемішані для гомогенізації їх структури та покращення процесу компостування. Розподіл маси СР за складовими сумішей наведено у табл. 5.3.

Таблиця 5.3. Розподіл сухої речовини сировинних сумішей за складовими

Номер суміші	Маса сухої речовини, г			
	ОСВ	деревна щепи	активний компост	разом
1	607	754	685	2046
2	810	502	913	2225
3	810	502	913	2225
4	0	0	2739	2739

Розрахункові маси органічного вуглецю (С) та азоту (N) в чотирьох досліджуваних сумішах та розрахункові співвідношення цих показників (С/N) на початку процесу біокомпостування наведено у табл. 5.4. Розрахункові концентрації органічного вуглецю та азоту в ОСВ та в деревній щепі прийняті за середні значення за результатами попередніх досліджень на аналогічній сировині [258]:

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

Масові концентрації вуглецю та азоту в активному компості, який було відібрано на станції біокомпостування безпосередньо з бурта, дорівнюють 300 г/кг СР та 20 г/кг СР відповідно (С/N = 15).

Таблиця 5.4. Розрахункові показники співвідношення масового вмісту вуглецю та азоту (C/N) в сировинних сумішах

Номер суміші	Маса вуглецю, г				Маса азоту, г				C/N суміші
	ОСВ	деревна щепи	активний компост	разом	ОСВ	деревна щепи	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

5.2. Встановлення параметрів компостування органічних сумішей в лабораторних умовах

На сьогоднішній день процес компостування є дуже популярним методом переробки органічних відходів, оскільки він не потребує значних енергетичних витрат, а результатом процесу є екологічно чистий продукт.

5.2.1. Температурні профілі.

Температура є одним із ключових параметрів у процесі аеробного компостування, що характеризує інтенсивність розкладання органічної речовини аеробними мікроорганізмами, і підлягає моніторингу. Початкова температура для всіх чотирьох компостних сумішей становила 27 °С.

На рис. 3.4 показані температурні графіки досліджуваної компостної суміші в чотирьох біореакторах. Температуру води у термостатованій ємності було встановлено на рівні 35 °С, що є середньою температурою для мезофільного аеробного компостування.

Відразу після початку експерименту температура компостної суміші була значно нижчою за температуру в термостаті, але з другого дня дослідження температури досліджуваних сумішей (№ 1, № 2, № 3) піднялася вище температури води в термостаті. Це свідчить про швидку активацію процесів аеробного мікробного розкладання органічної сировини з інтенсивним локалізованим тепловиділенням. Наприклад, через 2 доби після 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. 5.4, що є непрямим свідченням того, що найбільш інтенсивна фаза аеробного компостування в контрольному активному компості вже відбулася в натурних умовах, у бурті станції біокомпостування.

На сьомій добі досліджень почали підвищувати температуру води в термостатованій ємності, відтворюючи поступовий перехід процесу компостування від мезофільного до термофільного режиму в термостатованих лабораторних умовах. Зміну температури компостних сумішей в біореакторах представлено на рис. 5.2 і 5.3.

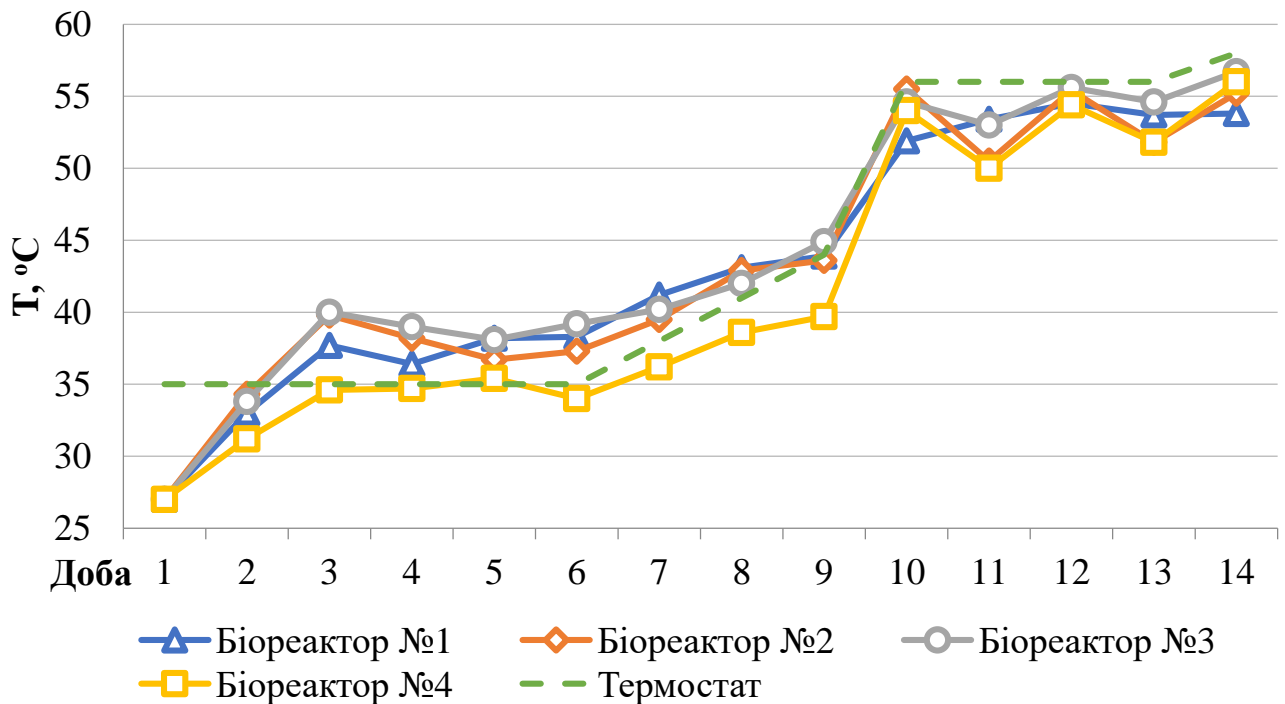


Рис. 5.2. Зміна температури компостних сумішей з 1 до 14 доби

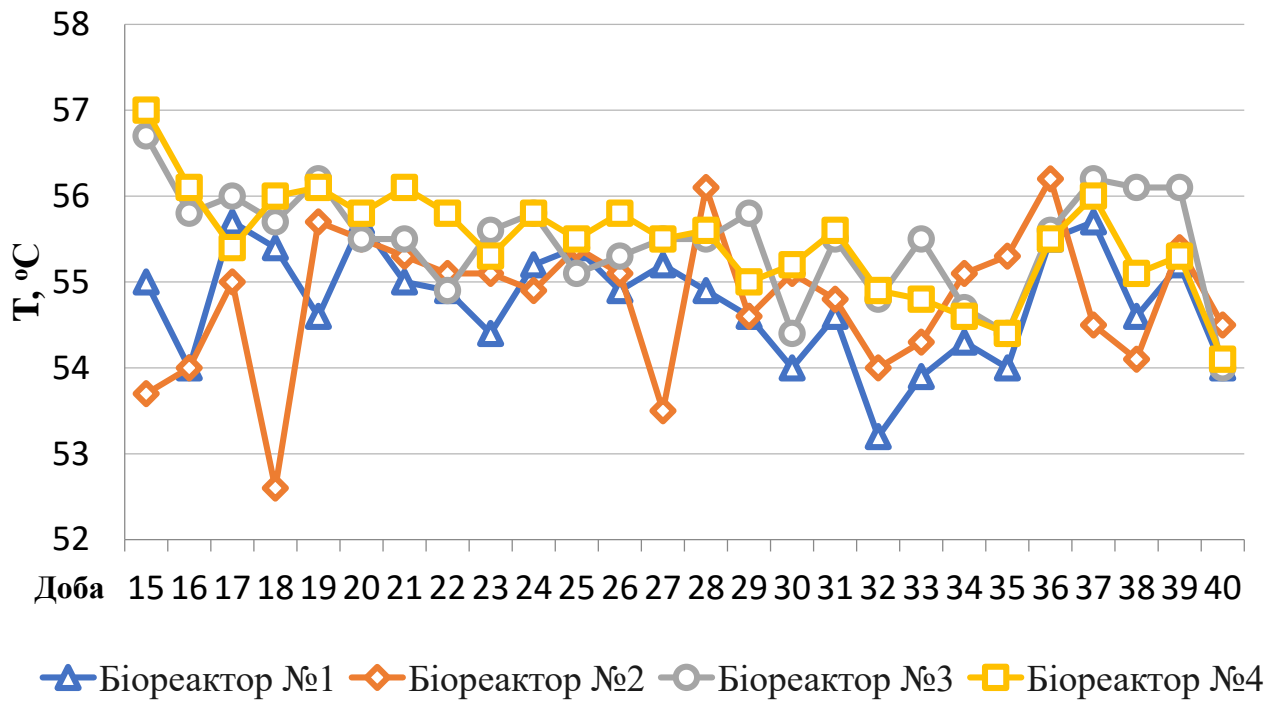


Рис. 5.3. Зміна температури компостних сумішей з 15 до 40 доби

Починаючи з 13 доби температура компостних сумішей в усіх біореакторах зупинилась на значенні 2-5 °С меншому ніж температура води у термостаті. Це свідчить про зниження інтенсивності процесу біорозкладу та перехід до стадії дозрівання компостних сумішей.

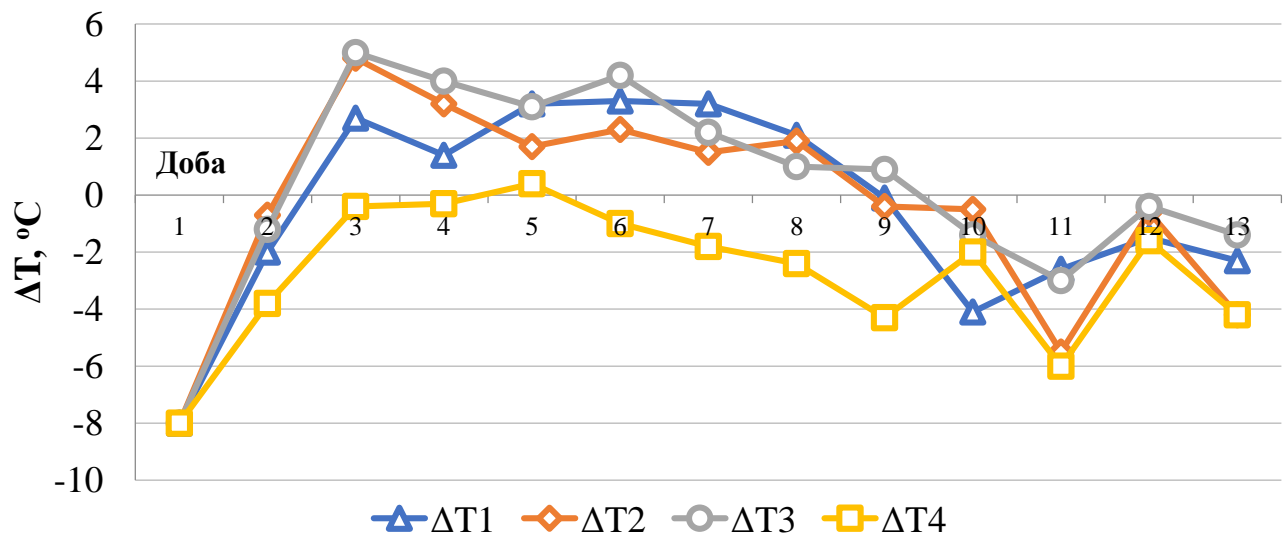


Рис. 5.4. Відхилення температури компостної суміші від заданої температури в термостаті

5.2.2. Вміст кисню в компостних сумішах.

Мінімальна концентрація O_2 у біокомпостних сумішах дещо зменшилася у перший тиждень (рис. 5.5).

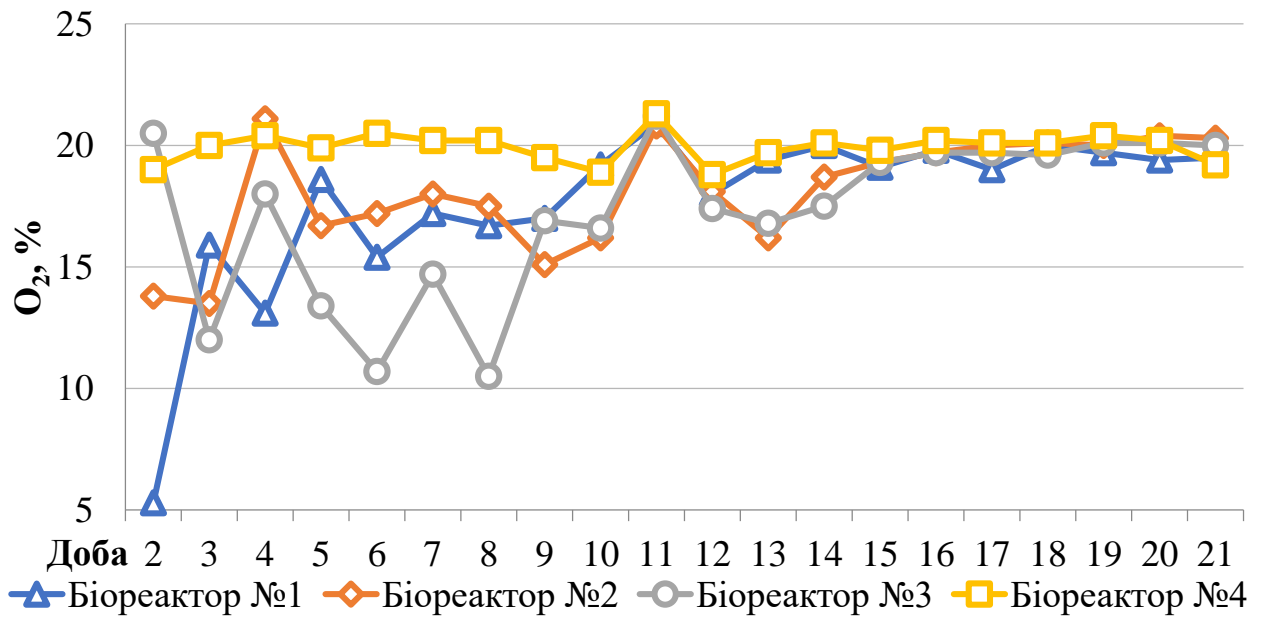


Рис. 5.5. Зміна вмісту кисню в газовой середовищі біореакторів

На рис. 5.6 – 5.9 можна ознайомитись з кореляцією змін в часі температури компостних сумішей та вмісту в них кисню.

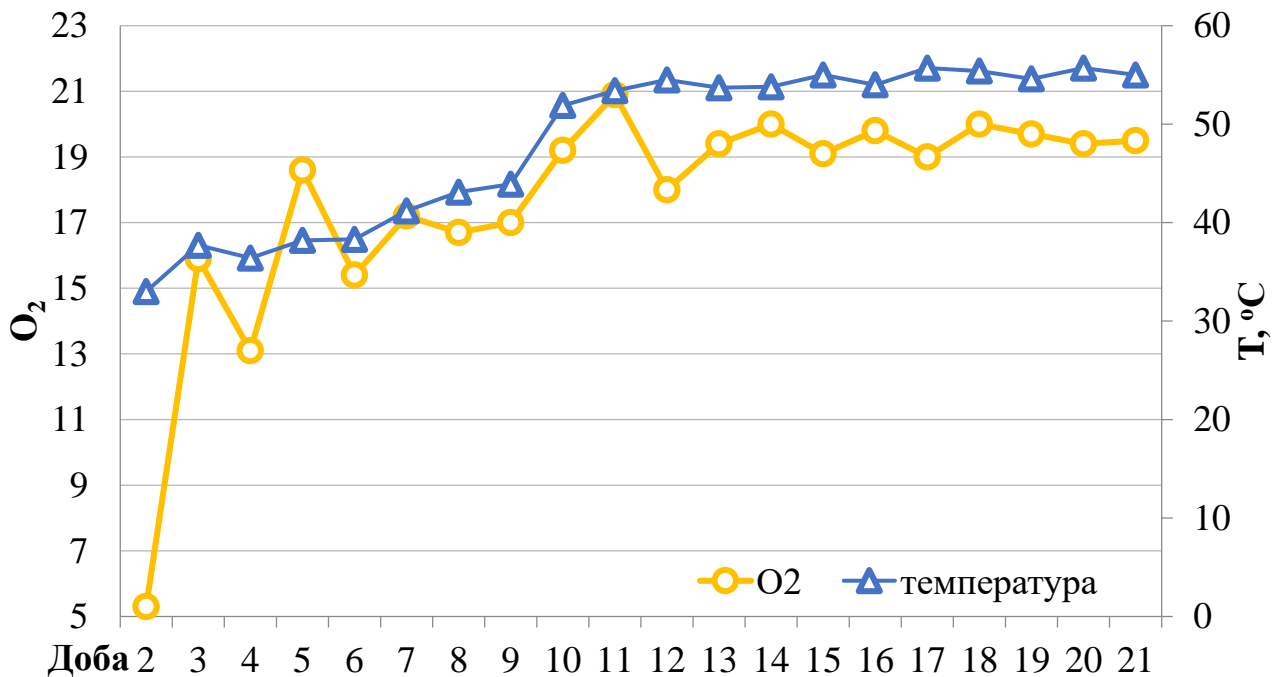


Рис. 5.6. Залежність змін температури компостних сумішей та вмісту в них кисню у біореакторі №1

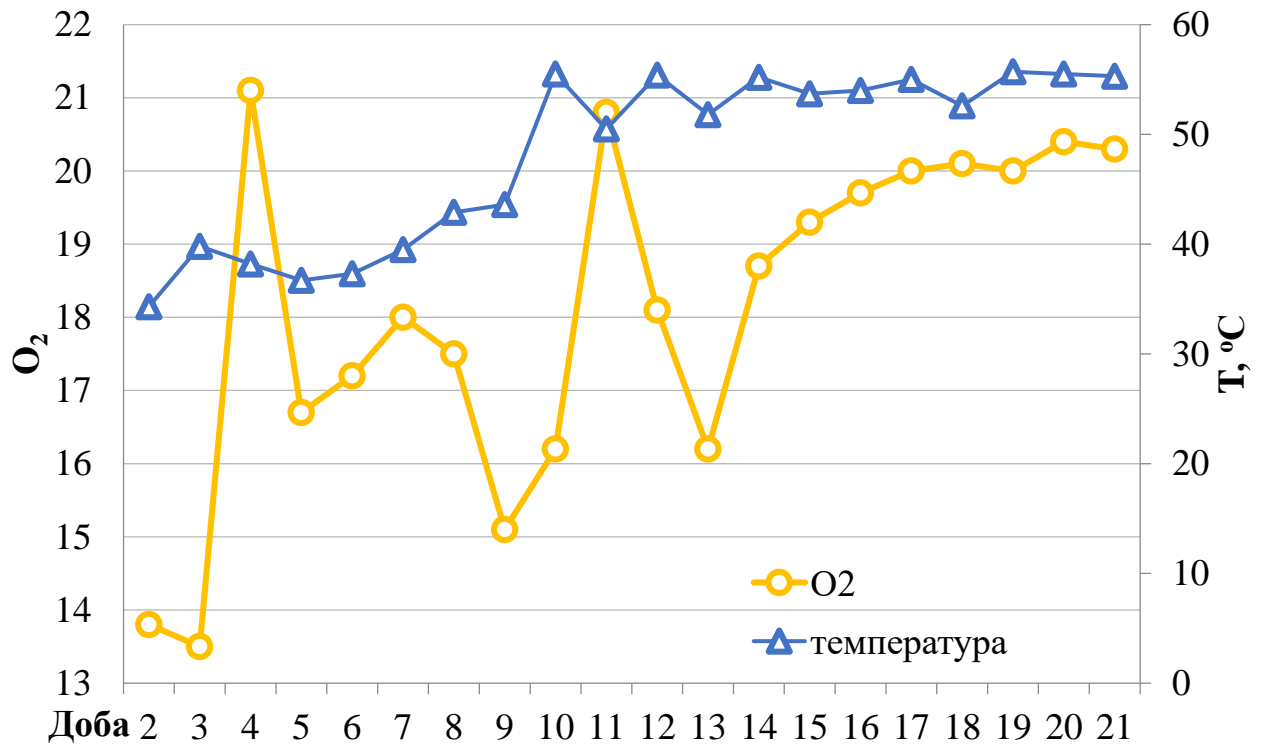


Рис. 5.7. Залежність змін температури компостних сумішей та вмісту в них кисню у біореакторі №2

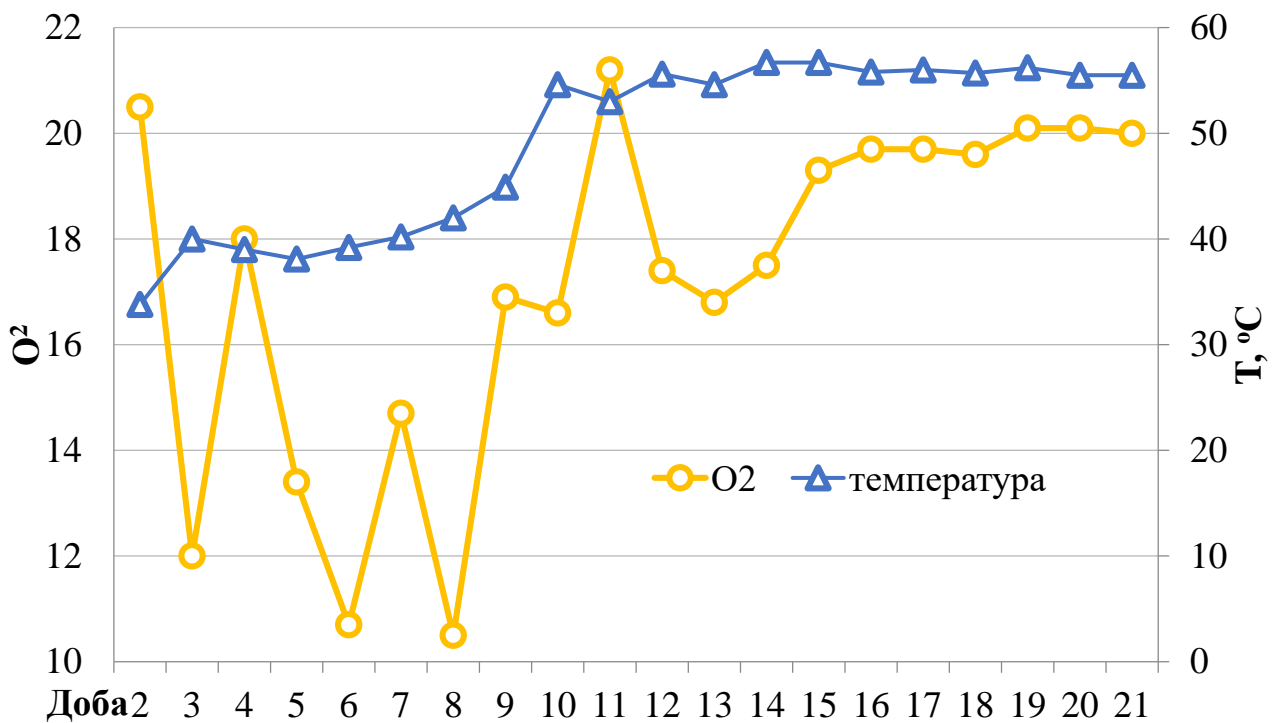


Рис. 5.8. Залежність змін температури компостних сумішей та вмісту в них кисню у біореакторі №3

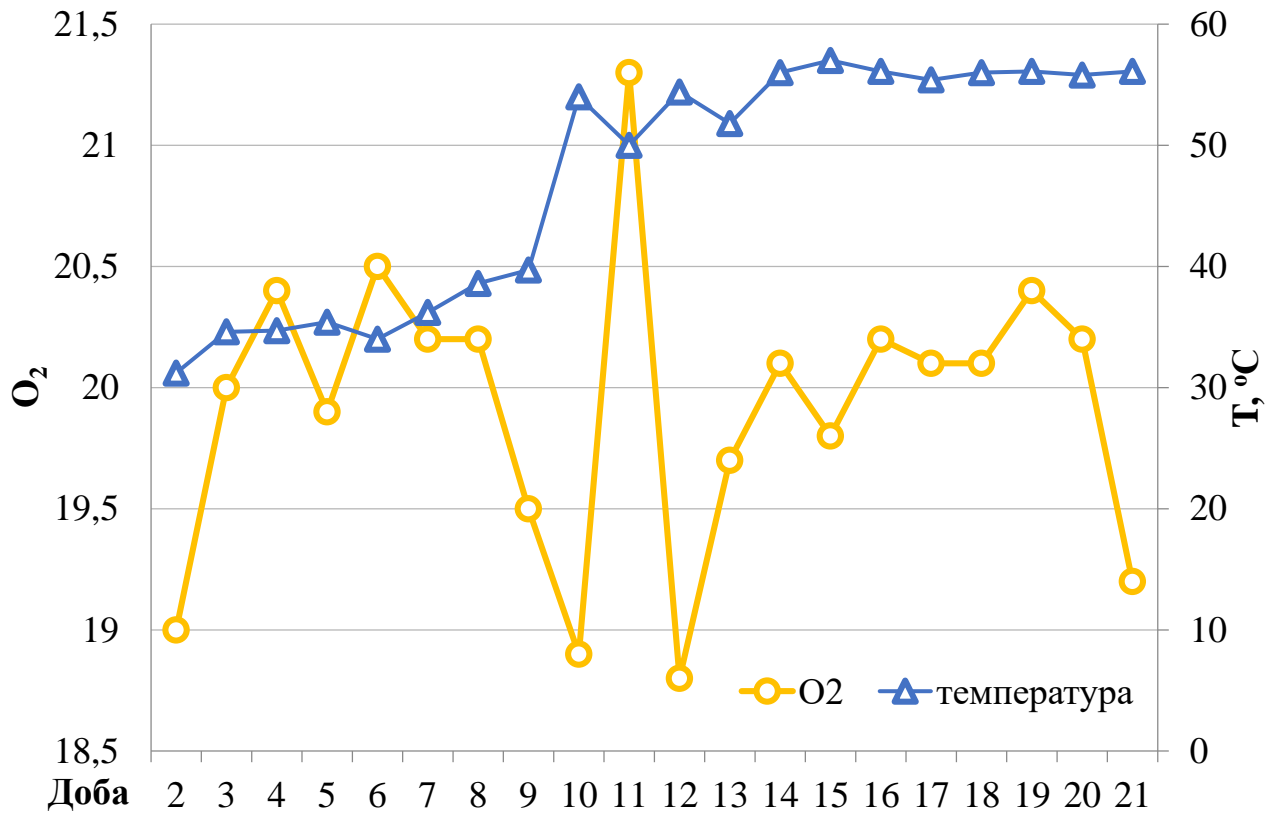


Рис. 5.9. Залежність змін температури компостних сумішей та вмісту в них кисню у біореакторі №4

5.2.3. Вміст діоксиду вуглецю в біокомпостних сумішах.

Оскільки CO_2 є основним газом, що утворюється внаслідок мікробної деградації органічних речовин, тому саме швидкість викиду CO_2 відображає швидкість розпаду органічних речовин та мікробну активність у процесі аеробного компостування органовмісних сумішей [259]. Зміна вмісту CO_2 (% об.) всередині біореакторів №1 – №4 представлена на рис. 5.10. У першому біореакторі з найбільшим вмістом деревної щепи максимальний вміст CO_2 на рівні 6,7 % об. фіксували у період з 1 по 5 добу дослідження. У біореакторі № 2 максимальний вміст CO_2 на рівні 6,7 % об. було зафіксованого у перші 3 доби.

Починаючи з 15 доби дослідження почали фіксувати постійні значення вмісту CO_2 у всіх біореакторах в діапазоні 0,5 - 1,5 % об. CO_2 .

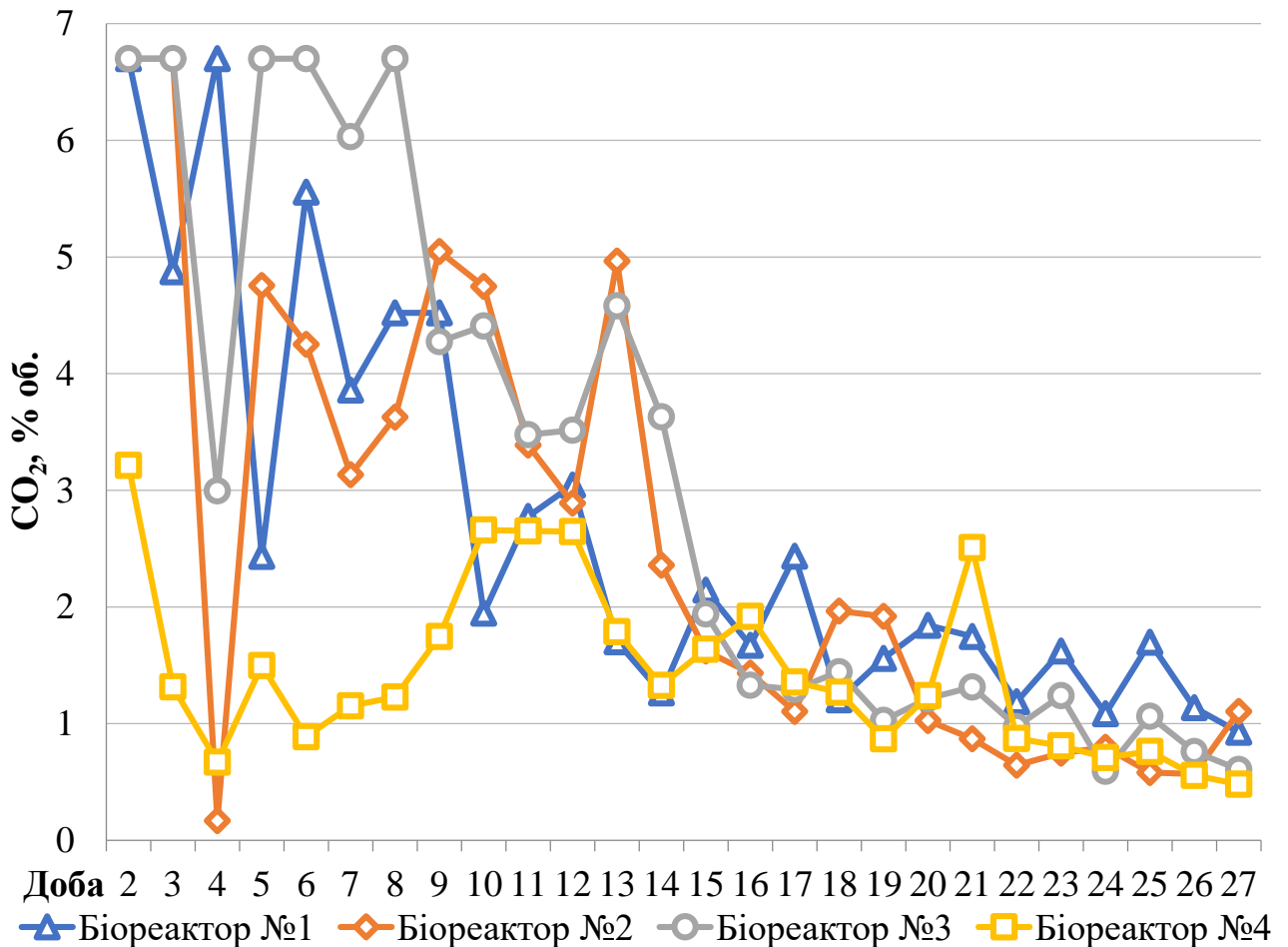


Рис. 5.10. Зміна вмісту CO₂ в середині біореакторів

5.2.4. Вміст аміаку в біокомпостних сумішах.

Як показано на рис. 5.11, вміст NH₃ в середині біореакторів зріс: у біореакторах №2 та №1 на 7-ий та 9-ий день компостування відповідно та досягли свого максимуму на 15-ий день. Збільшення вмісту NH₃ показало, що відбувся розклад органічних сполук азоту на початковій стадії компостування. Після досягнення максимуму весь вміст NH₃ почав зменшуватися. В біореакторах №3 та №4 вмісту NH₃ не було зафіксовано. Порівнюючи з контрольною сумішшю №4 (активний компост), та сумішшю №3 з комбінованим додаванням ОСВ_{ст} і ОСВ_н жодних слідів NH₃ не було виявлено. З цього можна зробити висновок, що додавання деревної щепи та активного компосту стимулює засвоєння аміаку, покращує структуру, пористість компостуючої суміші та збільшує вільний повітряний простір, що в свою чергу впливає на вентиляцію та перетворення поживних речовин.

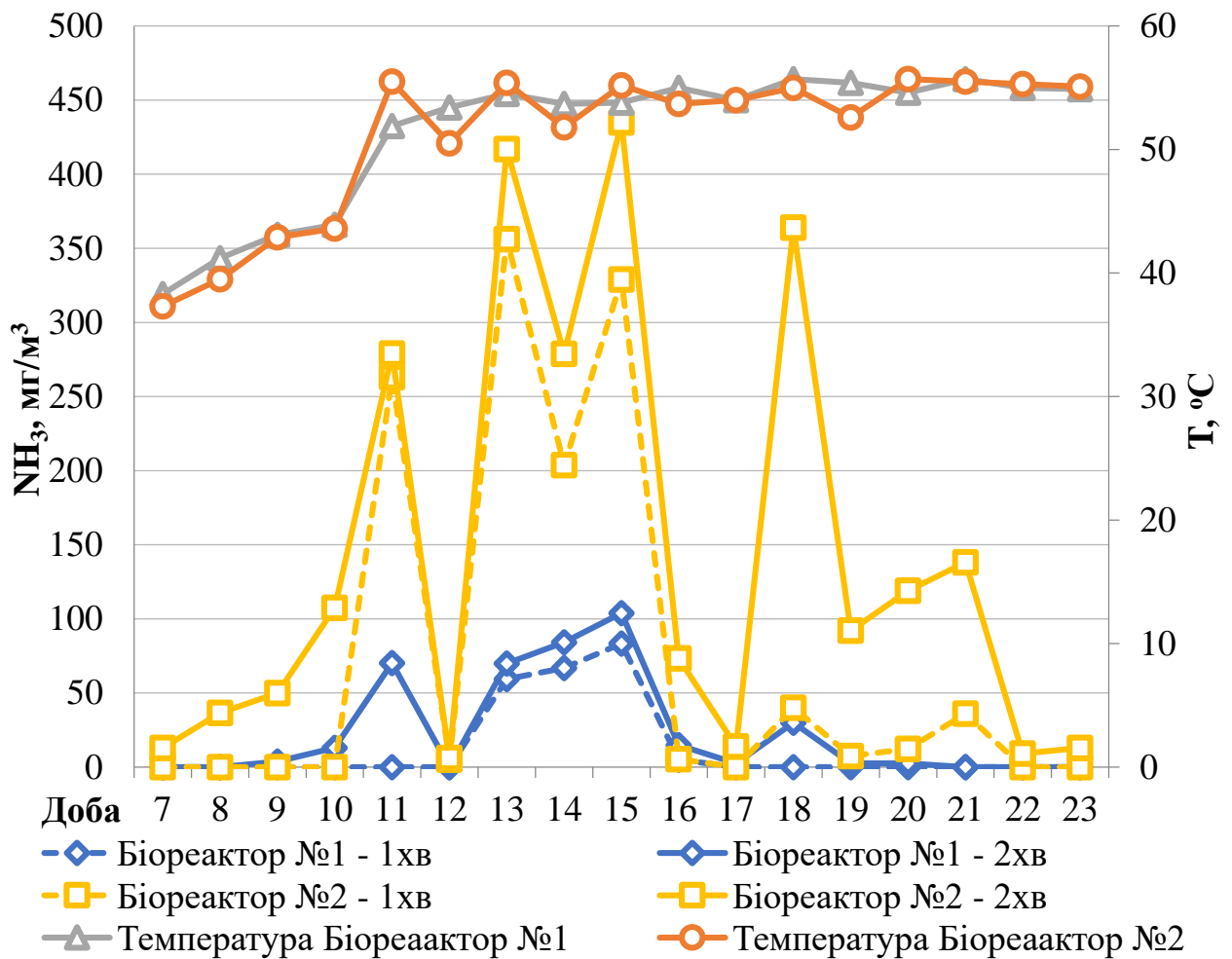


Рис. 5.11. Зміна в часі вмісту NH₃ у біореакторах №1 та №2

5.2.5. Вологовміст компостних сумішей.

Вміст води має тенденцію до зниження завдяки поєднанню високої температури та вентиляції під час термофільної фази. Вміст початкової вологості (68% вологості маси) падав, тому практичним методом було визначено рівень випаровування води в кожному з біореакторів (сушіння зразків в термостаті). Після чого для підтримання оптимального рівня вологості було прийняте рішення, щодо періодичного поливу компостуючих сумішей.

На рис. 5.12 показано зміну загального вигляду компостуючих сумішей на 30 день дослідження.

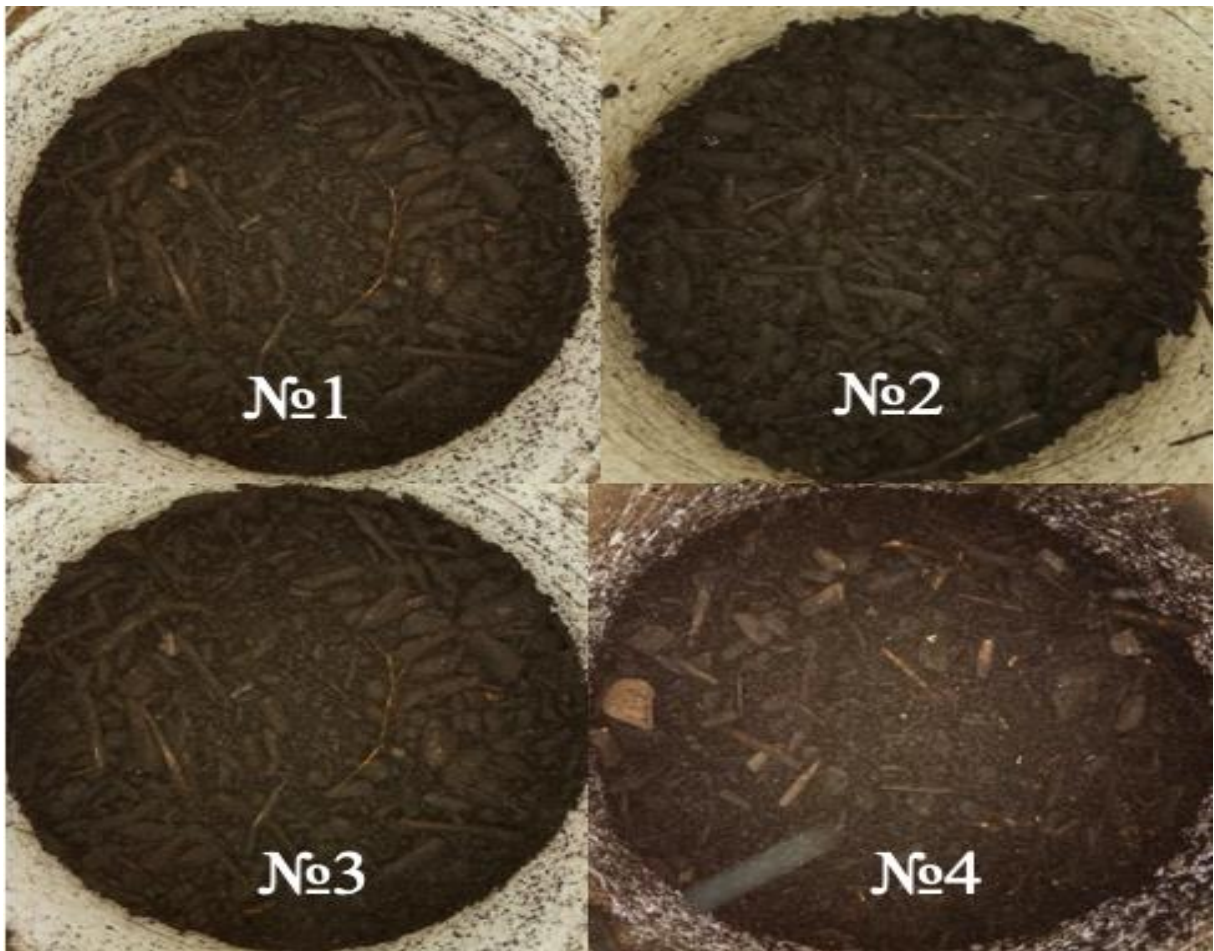


Рис. 5.12. Загальний вигляд компостуючих сумішей на 30 день дослідження

Після закінчення експерименту об'єм компостуючих сумішей зменшився втричі, в порівнянні з початковим. Суміші стали більш пухкими, без злипання, з включеннями грубших не деструктуризованих частинок деревної щепи (наповнювача).

5.3. Визначення водопроникності компостних сумішей

У досліджуваних нами зразках (табл. 5.4.) усі компостні суміші показали надзвичайно хороші результати щодо водопроникності. Найменшу водопроникність мав лише компост №2. Однак це хороший результат, який дозволяє використовувати отримані види компостів для створення ростових субстратів.

Таблиця 5.4. Результати дослідження водопроникності компосту

Висота скляної трубки	Компост 1	Компост 2	Компост 3	Компост 4
	Час проходження, с			
5 см	5 с	3 хв 50 с	2 с	5 с
10 см	1 хв 50 с	8 хв 5 с	5 с	30 с
15 см	5 хв 50 с	16 хв 7 с	10 с	1 хв 30 с
20 см	7 хв 40 с	29 хв 7 с	20 с	2 хв 10 с

Також цікавим було визначення капілярності отриманих після біокомпостування сумішей. Для визначення капілярності скляну трубку висотою 40 см і діаметром 2 см, дно якої закрито полотном, наповнюють сухим субстратом, занурюють нижній край у воду на 0,5 см. Фіксують час і визначають рівень підняття води (в см) в трубці через кожні 5, 10, 15, 20 см. Швидкість, з якою вода піднімається в шарі ґрунту, характеризує її капілярність. Отримані таким шляхом результати представлені в табл. 5.5.

Загалом капілярність ґрунту – це здатність ґрунту піднімати по капілярах воду з нижніх шарів догори (чим менший розмір механічних частинок ґрунту, тобто чим дрібніше пори, тим більшою буде капілярність ґрунту, тим вище і повільніше буде підніматися в такому ґрунті вода).

Таблиця 5.5. Результати дослідження капілярності компосту

Висота скляної трубки	Компост 1	Компост 2	Компост 3	Компост 4
	Час проходження, с			
5 см	11 хв 45 с	13 хв 40 с	9 хв 30 с	15 хв 15 с
10 см	25 хв 10 с	27 хв 5 с	21 хв 50 с	33 хв 20 с
15 см	40 хв 18 с	41 хв 35 с	39 хв 20 с	47 хв 40 с
20 см	59 хв 20 с	1 год 2 хв 45 с	56 хв 45 с	1 год 10 хв 35 с

Усі досліджувані зразки показали середній рівень капілярності, хоч на початкових етапах різниця між зразками була значною 23, 44 і 60 % різниця між швидкістю підняття води по капілярах відповідно у К1, К2 і К4 відносно К3,

проте на завершальному етапі вона становила 5, 11 та 24% відповідно. Дана швидкість піднімання є незначною і прирівнюється до капілярності супіщаних ґрунтів, що також дозволяє використовувати дані види компостів для створення ростових субстратів.

5.4. Біоіндикаційні дослідження рекультиваційного компосту.

Загальна схема біоіндикаційних випробувань складалася з чотирьох видів компосту (табл. 5.6) з додаванням природних сорбентів, вологість субстрату доводили до однакового рівня та постійно підтримували на рівні. Також субстрат поміщали в горщики об'ємом 200 мл та висаджували рослини біоіндикатори, а саме пажитницю багатуокісну (*Lolium perenne*). Відтворюваність для кожного зразка була 3-кратною.

Таблиця 5.6. Схема дослідження досліджуваного субстрату

Основа Сорбент, %	Ґрунт (Г0)	Компост			
		№1 (К1)	№2 (К2)	№3 (К3)	№4 (К4)
0	0.1	1.1	2.1	3.1	4.1
2,5	0.2	1.2	2.2	3.2	4.2
5,0	0.3	1.3	2.3	3.3	4.3
7,5	0.4	1.4	2.4	3.4	4.4

Рослини разом із субстратом розмістили в спеціально обладнаній для біоіндикації лабораторії, де підтримували постійні рівні освітленості, температури та вологості, а для наближення до природних умов періодично використовували джерела світла для імітації світлого дня (протягом певного періоду часу). Для періоду було вибрано світловий день станом на липень, як найоптимальніший для росту райграсу.

Протягом усього дослідження безперервно проводились фенологічні спостереження щодо схожості, росту та розвитку рослин. Загальний вигляд рослин-біоіндикаторів на 7-й день дослідження показано на рис. 5.13.

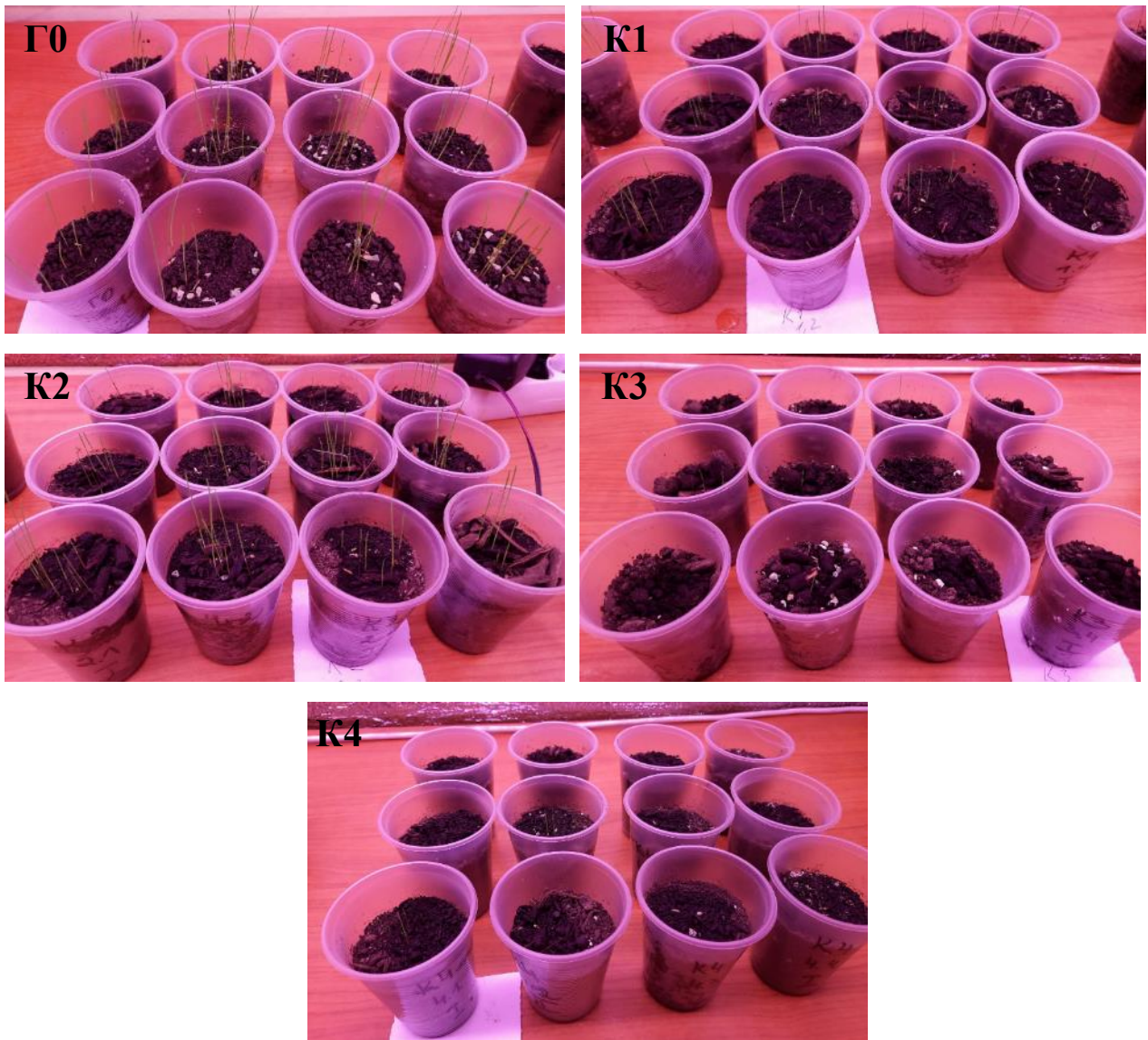


Рис. 5.13. Загальне зображення субстратів та рослин біоіндикаторів на 7-й день випробування.

Отже, загальна середня схожість рослин на 3-й день дослідження становила для контролю Г0 – 85,8 %, для субстратів з компостом К1 – 72,5 %, К2 – 75,0 %, К3 – 18,3 %, К4 – 6,6 %. Результати загальної середньої схожості рослин на 7-й день дослідження були наступними для контролю Г0 – 87,5 %, для субстратів з компостом К1 – 86,7 %, К2 – 81,7 %, К3 – 56,6 %, К4 – 55,8 %.

Найнижчі показники схожості рослин відмічені на варіантах з компостами К4, а також у К3. Проте показники загальної середньої схожості на 18-й день дослідження були надзвичайно схожими і становили для контролю Г0 – 88,3 %, для субстратів з компостом К1 – 85,8 %, К2 – 84,2 %, К3 – 85,0 %, К4 – 80,0 %.

Що показує хорошу придатність використання даних видів субстратів для проростання рослин.

Проведені фенологічні спостереження росту та розвитку біоіндикаційних рослин представлені на рис. 5.14.

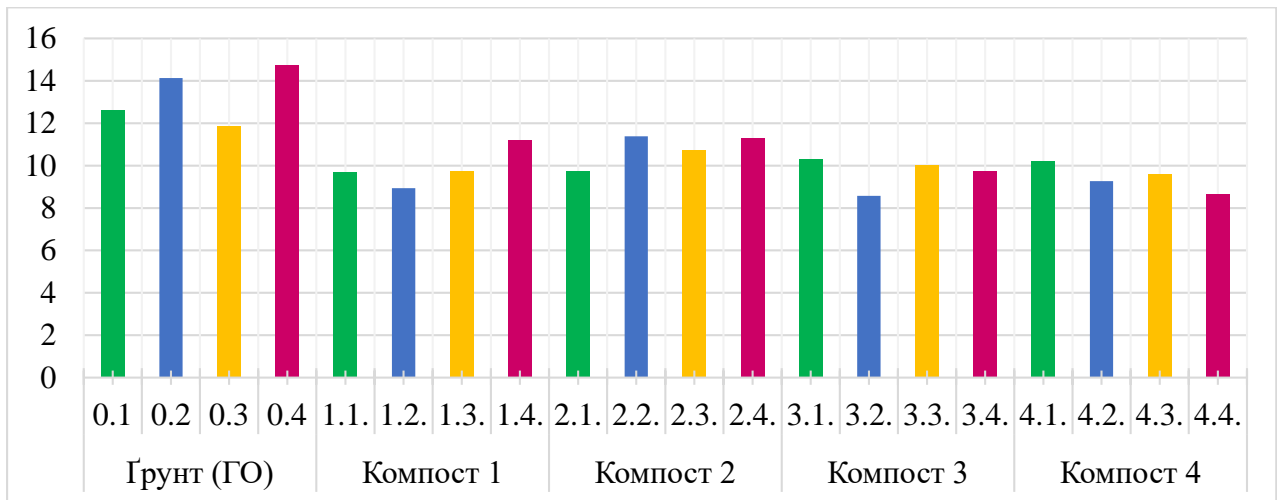


Рис. 5.14. Середня довжина наземної частини рослин біоіндикаторів

Як видно з отриманих результатів, ріст і розвиток рослин-біоіндикаторів були дуже подібними в усіх субстратах на основі компосту, але у варіантах із використанням компосту К1 і К2 зі збільшеною часткою природного субстрату спостерігався кращий розвиток рослин (рис. 5.15, 5.16)

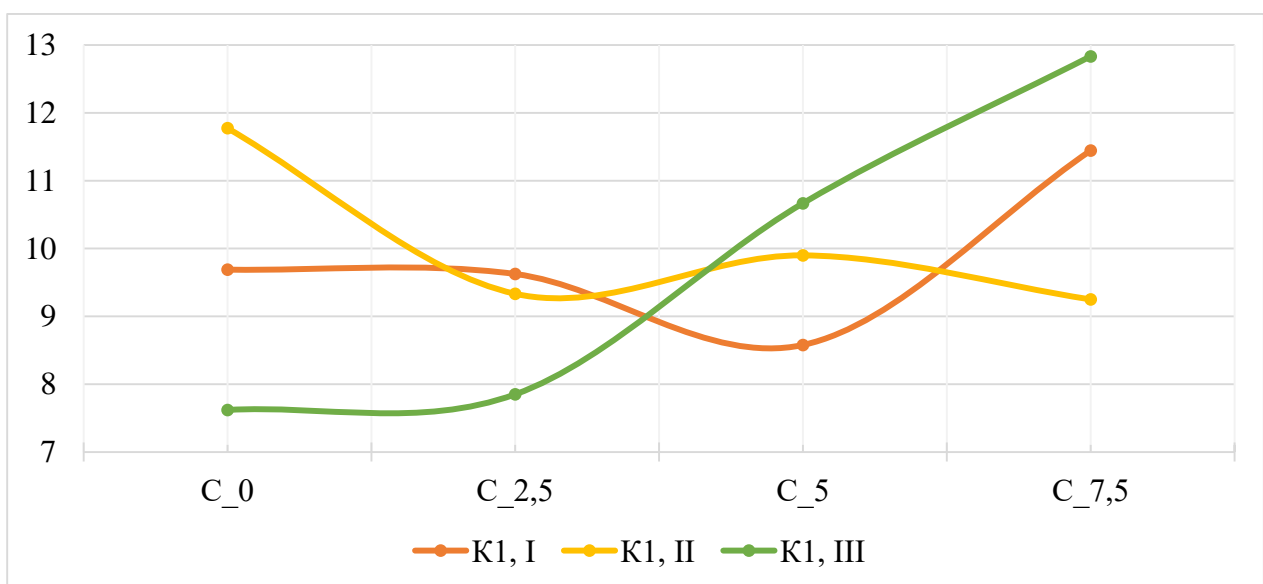


Рис. 5.15. Середня довжина наземної частини рослин (для кожної повторності досліду) біоіндикаторів у субстраті на основі компосту К1.

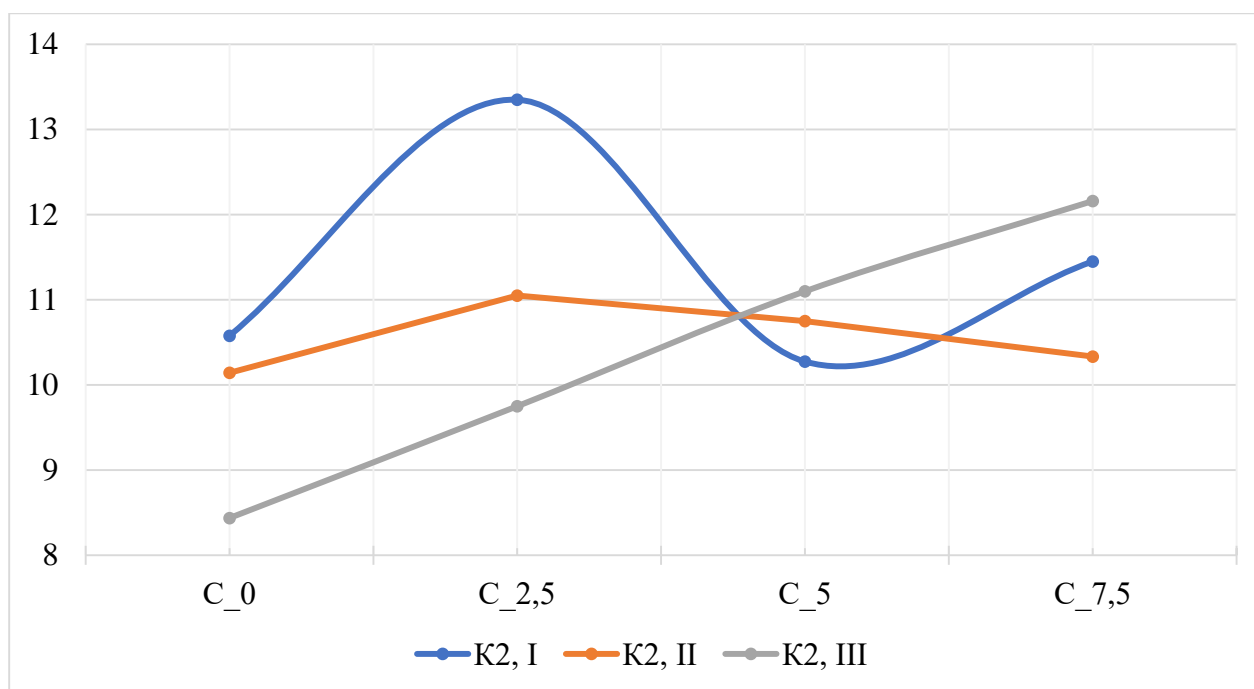


Рис. 5.16. Середня довжина наземної частини рослин (для кожної повторності досліду) біоіндикаторів у субстраті на основі компосту К2.

Проте такої закономірності не відмічено у варіантах з компостом К3 (рис. 5.17), а для К4 відмічається протилежна закономірність (рис. 5.18).

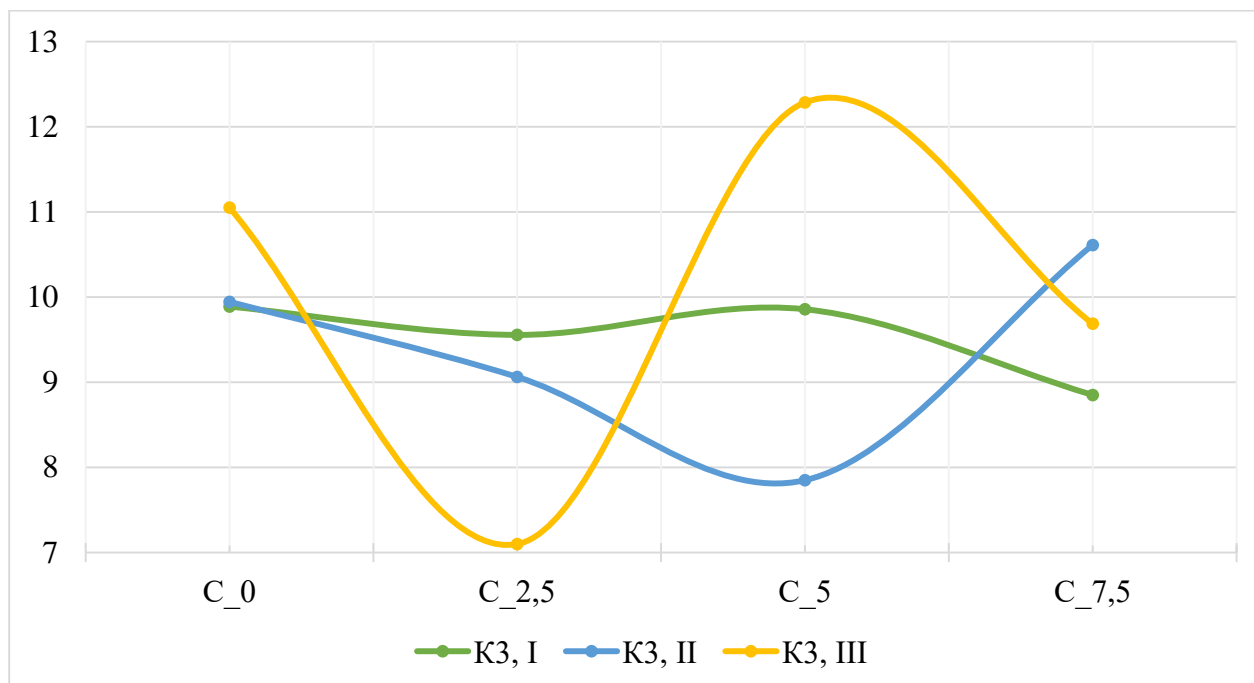


Рис. 5.17. Середня довжина наземної частини рослин (для кожної повторності досліду) біоіндикаторів у субстраті на основі компосту К3.

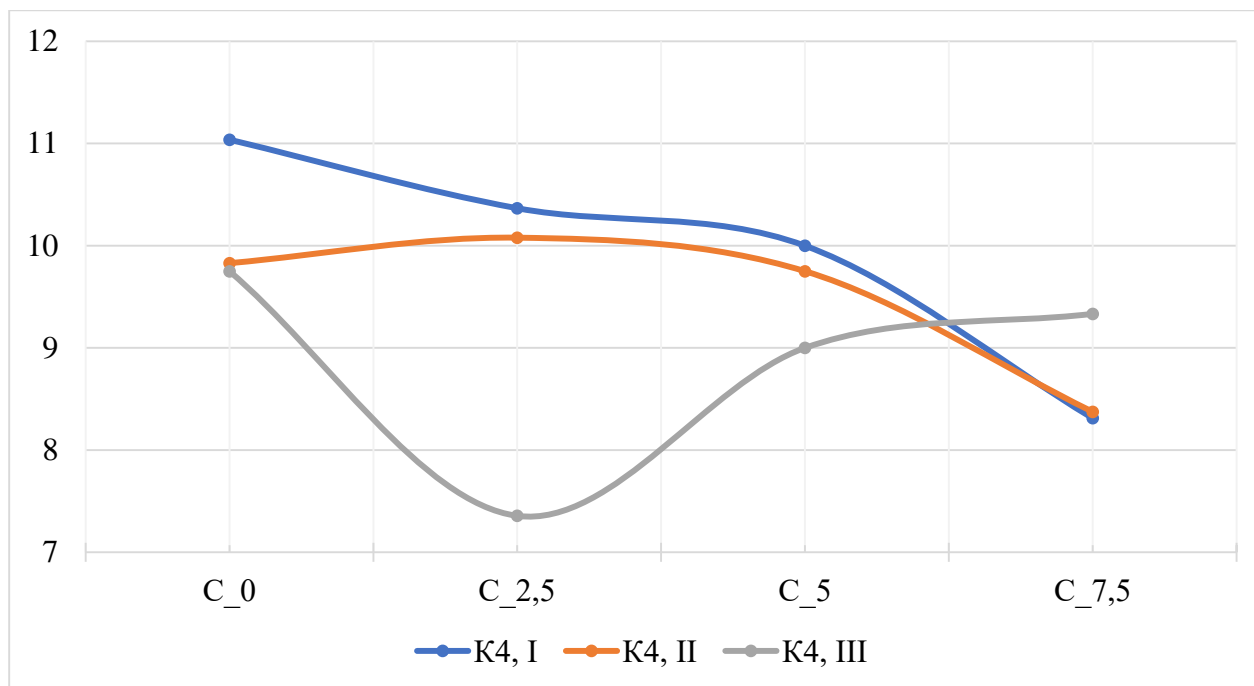


Рис. 5.18. Середня довжина наземної частини рослин (для кожної повторності досліду) біоіндикаторів у субстраті на основі компосту К4.

На рис. 5.19 показано ріст і розвиток рослин-біоіндикаторів у контрольних зразках.

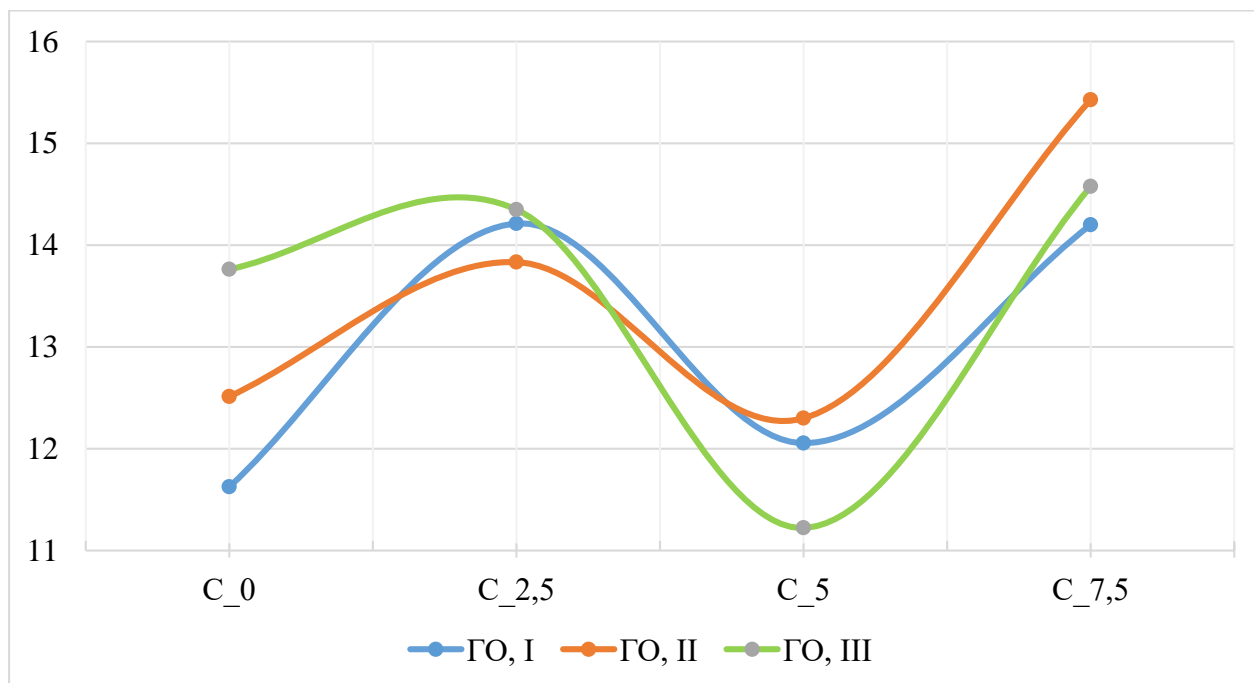


Рис. 5.19. Середня довжина наземної частини рослин (для кожної повторності досліду) біоіндикаторів на контролі Г0.

Отже, узагальнюючи результати проміжних досліджень, можна дійти висновку, що компостований осад стічних вод може бути використаний як основа для створення ростових субстратів. На оброблені таким методом осади не надто сильно впливає додавання природних сорбентів, спостерігається незначний позитивний вплив на ріст і розвиток рослин у варіантах К1, К2, та негативний у варіанті К4, або відносно нейтральний для варіанту К3. Проте слід зазначити, що сумарна об'ємна частка осадів у даних субстратах складає у К1 – 1:4 свіжих осадів, у К2 – 1:3 свіжих осадів, у К3 – 1:3 суміші свіжих відстояних (1-3 роки) осадів у співвідношенні 50:50, а К4 – не містив осадів стічних вод і виконував функцію хімічного контролю.

5.5. Компостування в лабораторних умовах з використанням спеціальних добавок

У червні – вересні 2023 р., протягом 78 діб, у лабораторії кафедри "Екології та збалансованого природокористування" НУ "Львівська політехніка" було виконано другу серію лабораторного компостування сумішей органічних відходів, до складу яких входив механічно зневоднений осад стічних вод (ОСВ). Діапазон оптимальних співвідношень різних видів сировини (ОСВ, харчові органічні відходи, деревна щепка та листя) був встановлений на попередньому етапі досліджень і представлений у підрозділі 5.2. Метою другої серії лабораторного компостування в штучно створених умовах було дослідження впливу на процес компостування спеціальних добавок виробництва Агрофірми "Колос" (Київська обл.), зокрема: мікробіологічних препаратів серії "Мікробіофіт Органік" трьох типів ("Старт", "Пік" і "Фініш"), а також препарату "Вермибіогумат". Вказані препарати успішно застосовуються на промисловій компостувальній станції ЛКП "Зелене місто" (м. Львів) для аеробного біокомпостування суміші харчових органічних відходів з деревною щепкою та листям.

Основним завданням другої серії лабораторного компостування органічних сумішей з вмістом ОСВ було встановлення впливу на процес біокомпостування вказаних вище спеціальних добавок за різних комбінацій їх додавання.

5.5.1. Склад органічних сумішей та спеціальні препарати

Склад вихідної органічної сировини для лабораторного компостування у всіх 4 біореакторах був однаковий: 1 частина мас. садово-паркових відходів (50% листя + 50% подрібненої щепи) : 1 частина мас. харчових відходів : 1 частина мас. механічно-зневоднених ОСВ. Початкова маса сировини у всіх 4 відрах була однаковою і становила 15,00 кг. Суміш у біореакторі №1 компостувалася без додавання будь-яких препаратів. До суміші у біореакторі №2 тричі за цикл компостування додавали препарат "Вермибіогумат" з розрахунку 0,05 мл на 1 кг маси сировини, тобто в кількості 0,75 мл "Вермибіогумату", розчиненого у 5 мл води. У суміш в біореакторі №3 додавали мікробіопрепарати серії "Мікробіофіт Органік": на початку процесу – "Мікробіофіт Старт", при виході на термофільний режим компостування – "Мікробіофіт Пік" та на початку дозрівання компосту – препарат "Мікробіофіт Фініш". Кожен з цих мікробіопрепаратів вносили у кількості по 0,05 мл на 1 кг маси сировини, тобто в кількості 0,75 мл концентрованого продукту, розчиненого у 5 мл води. Суміш у біореакторі №4 компостували з одночасним додаванням як мікробіопрепаратів "Мікробіофіт" "Старт", "Пік" і "Фініш", так і "Вермибіогумату". Кожен з препаратів додавали з розрахунку 0,05 мл на 1 кг маси сировини, тобто в кількості 0,75 мл концентрованого препарату, розчиненого у 5 мл води.

Графік додавання спеціальних препаратів наведений в табл. 5.7.

Таблиця 5.7. Графік внесення спеціальних препаратів

Дата	Час, доба	Температура, °С	Вид мікробіопрепарату (доза – по 0,05 мл / 1 кг суміші) для біореакторів:			
			№1	№2	№3	№4
29.06.2023	2	40 (↑)	–	Вермибіогумат	Старт	Старт + Вермибіогумат
21.07.2023	24	50 (↑)	–	Вермибіогумат	Пік	Пік + Вермибіогумат
07.08.2023	41	40 (↓)	–	Вермибіогумат	Фініш	Фініш + Вермибіогумат

5.5.2. Результати лабораторного компостування зі спеціальними добавками

5.5.2.1. *Графік проведення лабораторного компостування.* Загальна тривалість серії лабораторного компостування №2, що відбувалася з 28.06.2023 р. до 14.09.2023 р., становила 78 діб. Загальний вигляд установки для лабораторного компостування в процесі її роботи представлено на рис. 5.20.



Рис. 5.20. Установка для лабораторного біокомпостування органічних сумішей в роботі (29.07.2023, 32-а доба компостування; $T_m = 57\text{ }^{\circ}\text{C}$)

Основні операції, що виконувалися під час лабораторного компостування у хронологічній послідовності:

1) відбір сировини для лабораторного компостування з бурта, закладеного 13.06.2023 на компосту вальному майданчику ЛКП "Зелене місто", у кількості близько 65 кг .і початок лабораторного компостування: 28.06.2023 р.;

2) перше додавання спеціальних препаратів: 29.06.2023 ("Вермибіогумат"; "Мікробіофіт Старт"; "Мікробіофіт Старт" + "Вермибіогумат" у відра №2, №3 і №4 відповідно);

3) перший відбір 4 проб лабораторного компосту на мікробіологічні дослідження: 05.07.2023, через 6 діб після першого додавання препаратів;

4) друге додавання препаратів: 21.07.2023 ("Вермибіогумат"; "Мікробіофіт Пік"; "Мікробіофіт Пік" + "Вермибіогумат" у відра №2, №3 і №4 відповідно); виконано на початку термофільного режиму компостування, при підйомі температури у біореакторах до 50 °С;

5) термофільний режим лабораторного компостування (50–60 °С): з 21.07. до 05.08 (15 діб);

6) третє додавання препаратів: 07.08.2023 ("Вермибіогумат"; "Мікробіофіт Фініш"; "Мікробіофіт Фініш" + "Вермибіогумат" у відра №2, №3 і №4 відповідно).

7) другий відбір 4 проб лабораторного компосту на мікробіологічні дослідження: 15.08.2023 р. (через 8 діб після третього, завершального додавання препаратів);

8) завершення лабораторного компостування, визначення кінцевої вологості компостів та початок біоіндикаційних досліджень з використанням отриманого лабораторного компосту: 14.09.2023 р.

5.5.2.2. Температурний режим лабораторного компостування. Вимірювання температури компостних сумішей виконували один раз на добу, безпосередньо перед механічним перемішуванням-аерацією, вставляючи термометри всередину біореакторів на однакову фіксовану глибину 4–5 см від днищ ємностей. Для вимірювання температури компостних сумішей використовували термометри лабораторні марок ТЛ-4 і TGL 11998 з діапазонами вимірювання температури 0–55°С та 50–100 °С відповідно та абсолютною похибкою $\pm 0,1$ °С, а також спеціалізований термометр для компосту та ґрунту марки TFA (Німеччина) $d=51 \times 410$ мм з діапазоном вимірюваних температур від -10 °С до 90 °С та похибкою $\pm 0,5$ °С. Дані про фактичний температурний режим у біореакторах під час серії лабораторного компостування №2 наведені в табл. 5.8. Важливим показником, що вказує на інтенсивність біохімічних процесів, є різниця температур:

$$\Delta T_k = (T_k - T_m), \quad (3.1)$$

де T_k , T_m – температура компосту і температура води в термостаті відповідно.

Таблиця 5.8. Температурний режим у біореакторах (серія №2, 06.–09.2023 р.)

Час, доба	Дата, день тижня	Температура T_m , °C	Температури компосту, °C				Різниці ($T_k - T_m$), °C			
			$T_{к.1}$	$T_{к.2}$	$T_{к.3}$	$T_{к.4}$	$\Delta T_{к.1}$	$\Delta T_{к.2}$	$\Delta T_{к.3}$	$\Delta T_{к.4}$
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	28.06, Ср	30	30	30	30	30	0	0	0	0
2	29.06, Чт	30	31,5	32	30,5	31,5	1,5	2	0,5	1,5
3	30.06, Пт	35	35,5	37	36	35,5	0,5	2	1	0,5
4	01.07, Сб	40	41	40,5	40	42	1	0,5	0	2
5	02.07, Нд	45	44	44,5	44	44	-1	-0,5	-1	-1
6	03.07, Пн	45	44	44,5	44	44	-1	-0,5	-1	-1
7	04.07, Вт	45	45	45,5	48	46	0	0,5	3	1
8	05.07, Ср	45	43	43	42,5	42	-2	-2	-2,5	-3
9	06.07, Чт	40	38	40	40,5	39,5	-2	0	0,5	-0,5
10	07.07, Пт	44	39,5	39	38,5	40,5	-4,5	-5	-5,5	-3,5
11	08.07, Сб	43	44	45	45,5	46	1	2	2,5	3
12	09.07, Нд	42	39	39,5	39,5	38	-3	-2,5	-2,5	-4
13	10.07, Пн	41,5	38	39	38	39,5	-3,5	-2,5	-3,5	-2
14	11.07, Вт	39	40	40,5	39	40	1	1,5	0	1
15	12.07, Ср	40	42	42,5	44	44	2	2,5	4	4
16	13.07, Чт	41	39	38	40	39	-2	-3	-1	-2
17	14.07, Пт	40	41	41	41,5	43,5	1	1	1,5	3,5
18	15.07, Сб	40	39,5	41	40	40,5	-0,5	1	0	0,5
19	16.07, Нд	39	39	39	38	39	0	0	-1	0
20	17.07, Пн	43,5	41,5	41,5	41	41,5	-2	-2	-2,5	-2
21	18.07, Вт	44	40,5	41	40,5	41,5	-3,5	-3	-3,5	-2,5
22	19.07, Ср	42,5	40,5	39,5	40	40	-2	-3	-2,5	-2,5
23	20.07, Чт	44	39,5	40	39	40	-4,5	-4	-5	-4
24	21.07, Пт	45	42	42,5	43,5	43,5	-3	-2,5	-1,5	-1,5
25	22.07, Сб	50	47	49	46	50	-3	-1	-4	0
26	23.07, Нд	51	50	50,5	50,5	51	-1	-0,5	-0,5	0
27	24.07, Пн	52	50	51,5	51	51	-2	-0,5	-1	-1
28	25.07, Вт	53	52	54	52,5	51,5	-1	1	-0,5	-1,5
29	26.07, Ср	54	53,5	53,5	53	53,5	-0,5	-0,5	-1	-0,5
30	27.07, Чт	55	53	54	52,5	53,5	-2	-1	-2,5	-1,5
31	28.07, Пт	56	52,5	54,5	52,5	56	-3,5	-1,5	-3,5	0
32	29.07, Сб	57	55	56	55	56	-2	-1	-2	-1
33	30.07, Нд	58	55	57,5	58	57,5	-3	-0,5	0	-0,5
34	31.07, Пн	59	56	54,5	57	58,5	-3	-4,5	-2	-0,5
35	01.08, Вт	60	57	58,5	57,5	60	-3	-1,5	-2,5	0
36	02.08, Ср	60	58	57	58	59,5	-2	-3	-2	-0,5
37	03.08, Чт	60	56	59	58,5	59,5	-4	-1	-1,5	-0,5
38	04.08, Пт	55	52	54	54	54,5	-3	-1	-1	-0,5

Таблица 5.8 (продовження)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
39	05.08, Сб	50	47,5	50	47	49	-2,5	0	-3	-1
40	06.08, Нд	45	43,5	44	44,5	45,5	-1,5	-1	-0,5	0,5
41	07.08, Пн	42	41	42	41,5	41,5	-1	0	-0,5	-0,5
42	08.08, Вт	40	40	39,5	40,5	41	0	-0,5	0,5	1
43	09.08, Ср	39	37,5	39,5	40	39,5	-1,5	0,5	1	0,5
44	10.08, Чт	38	38,5	38	39	39	0,5	0	1	1
45	11.08, Пт	37,5	39	37	38	38,5	1,5	-0,5	0,5	1
46	12.08, Сб	37	39,5	37,5	36	38,5	2,5	0,5	-1	1,5
47	13.08, Нд	37	41,5	38	38,5	36,5	4,5	1	1,5	-0,5
48	14.08, Пн	37	40	36,5	37,5	38	3	-0,5	0,5	1
49	15.08, Вт	37	39	38	37,5	38,5	2	1	0,5	1,5
50	16.08, Ср	37	39	38	39,5	38,5	2	1	2,5	1,5
51	17.08, Чт	37	38,5	39	38,5	37,5	1,5	2	1,5	0,5
52	18.08, Пт	37	38	38,5	38,5	38,5	1	1,5	1,5	1,5
53	19.08, Сб	37	38,5	38,5	37,5	38	1,5	1,5	0,5	1
54	20.08, Нд	37	37,5	38,5	39	38	0,5	1,5	2	1
55	21.08, Пн	37	37,5	38,5	37	38	0,5	1,5	0	1
56	22.08, Вт	37	38	38,5	37,5	38	1	1,5	0,5	1
57	23.08, Ср	37	38	38,5	38,5	38,5	1	1,5	1,5	1,5
58	24.08, Чт	37	38	38,5	38	37	1	1,5	1	0
59	25.08, Пт	37	37,5	38,5	36,5	38	0,5	1,5	-0,5	1
60	26.08, Сб	37	37,5	38,5	38	38	0,5	1,5	1	1
61	27.08, Нд	37	37,5	38,5	36,5	38	0,5	1,5	-0,5	1
62	28.08, Пн	37	38	37	38	38,5	1	0	1	1,5
63	29.08, Вт	37	38,5	37,5	38,5	38	1,5	0,5	1,5	1
64	30.08, Ср	37	38	38,5	38	36,5	1	1,5	1	-0,5
65	31.08, Чт	37	38	38,5	36,5	38,5	1	1,5	-0,5	1,5
66	01.09, Пт	37	38,5	38,5	36,5	38,5	1,5	1,5	-0,5	1,5
67	02.09, Сб	37	38	38,5	36	38,5	1	1,5	-1	1,5
68	03.09, Нд	37	37,5	38	37,5	38	0,5	1	0,5	1
69	04.09, Пн	37	37	38	37	38	0	1	0	1
70	05.09, Вт	37	37,5	38	38,5	38	0,5	1	1,5	1
71	06.09, Ср	37	36,5	38	37,5	36	-0,5	1	0,5	-1
72	07.09, Чт	37	38,5	36,5	37,5	38	1,5	-0,5	0,5	1
73	08.09, Пт	37	36,5	38	37,5	38	-0,5	1	0,5	1
74	09.09, Сб	37	37,5	37,5	37,5	38	0,5	0,5	0,5	1
75	10.09, Нд	37	35,5	37,5	37,5	38	-1,5	0,5	0,5	1
76	11.09, Пн	37	36,5	37,5	36	37	-0,5	0,5	-1	0
77	12.09, Вт	37	36,5	38	37,5	37	-0,5	1	0,5	0
78	13.09, Ср	37	35,5	38,5	38	38	-1,5	1,5	1	1
79	14.09, Чт	37	37	38,5	37,5	36,5	0	1,5	0,5	-0,5

Графіки зміни температури води в термостаті та температури органічних сумішей в біореакторах №1–№4 під час серії лабораторного компостування №2 представлені на рис. 5.21, а зміна в часі різниці температур $\Delta T = (T_k - T_m)$ наведена на рис. 5.22. Перевищення температури компостних сумішей над температурою води в термостаті, тобто додатні значення різниці температур ΔT відповідають активізації екзотермічних біохімічних процесів, тоді як від'ємні значення різниці температур ΔT свідчить про послаблення цих процесів та про наявність перехідних процесів адаптації мікробіоценозу до зміни температурного режиму. Початковий, мезофільний період компостування, який тривав перших 23 доби, характеризувався суттєвим розкидом значень різниці температур ΔT з найбільшою кількістю додатних значень ΔT в біореакторах №3 і №4, до яких на 2 добу досліджень було додано препарат "Мікробіофіт Старт".

Термофільний режим компостування відбувався протягом 15 діб, з 24-ої по 39-у добу при температурах 50–60 °С. Найвищі температури компостної суміші спостерігалися у біореакторі №4, у який на 24-ій добі було додано мікробіопрепарат "Мікробіофіт Пік" та препарат "Вермибіогумат".

На стадії дозрівання лабораторного компосту, з 42 по 79 добу, в термостаті підтримували практично постійну температуру, 38–37 °С, що відповідає оптимальним температурам мезофільного режиму. У цей період спостерігали систематичне перевищення температури компостних сумішей над температурою води в термостаті. Середні значення різниць температур, отриманих у цей період, становили: $\Delta T_{k1} = 0,85$ °С; $\Delta T_{k2} = 1,00$ °С; $\Delta T_{k3} = 0,58$ °С; $\Delta T_{k4} = 0,85$ °С. Таке підвищення свідчить про повторну активізацію мезофільних мікробіомів після завершення термофільної стадії компостування за рахунок наявності значних резервів поживних речовин у біомасі компостних сумішей після 15-добової термофільної фази. Характерно, що додавання "Вермибіогумату" (№2) зумовило максимальне збільшення температури, мікробіопрепаратів "Мікробіофіт" (№3) – мінімальне підвищення, а спільне додавання "Вермибіогумату" і "Мікробіофітів" (№4) дало в результаті таку ж середню різницю температур, як у біореакторі №1 без спеціальних добавок.

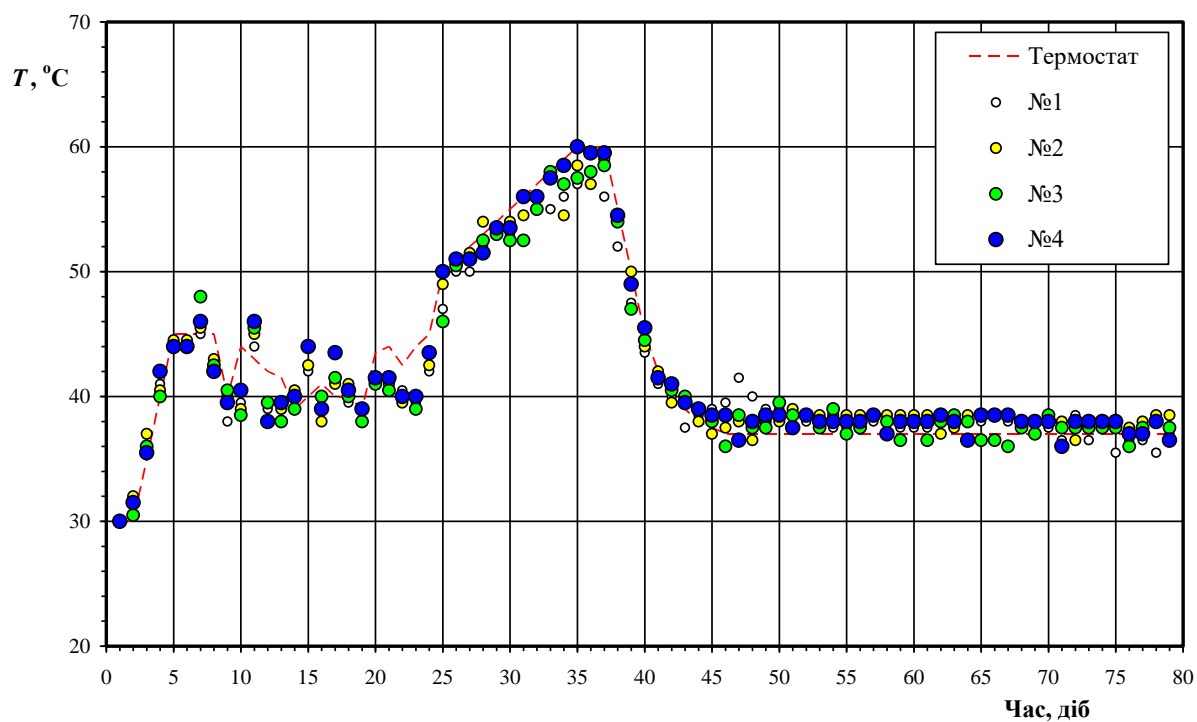


Рис. 5.21. Графік зміни температури води у термостаті та температури компосту в біореакторах №1 – №4 (серія досліджень №2, 28.06.2023–14.09.2023)

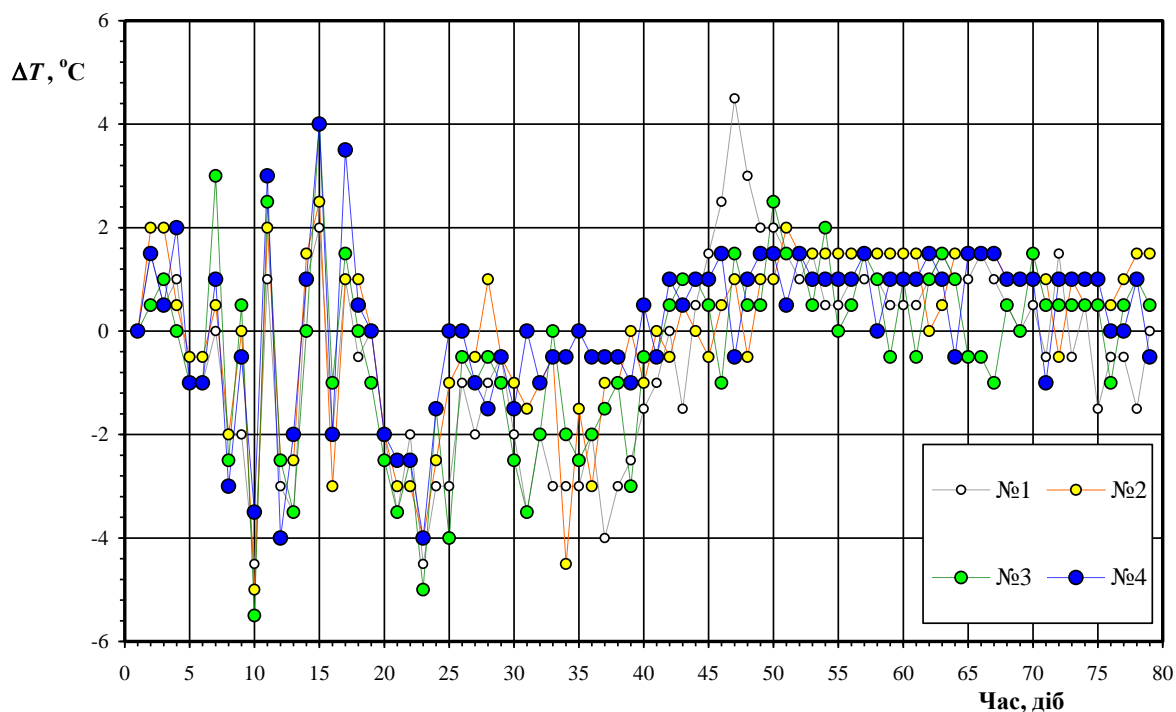


Рис. 5.22. Різниця температур ΔT компосту в біореакторах №1 – №4 та температури води в термостаті (серія досліджень №2, 28.06.2023–14.09.2023)

5.5.2.3. *Зміна маси, вмісту сухої речовини та зольності в компостних сумішах.* Вологість та вміст СР в зразках компостних сумішей визначали ваговим методом, висушуючи осадів до постійної маси при температурі 105 °С на електронному аналізаторі Radwag MA 110 R (Польща). Відносна похибка визначення вмісту СР становила $\pm 0,1\%$ відповідно до паспортних технічних характеристик аналізатора вологості Radwag MA 110 R. Враховуючи значну неоднорідність компостних сумішей, кожне визначення вологості та вмісту СР виконували, відбираючи мінімум три репрезентативні проби. Зольність визначали шляхом прожарюванням СР біокомпосту у муфельній печі марки SNOL 8,2/1100 при температурі 600 °С протягом 60 хв. Відносна похибка визначення зольності не перевищувала 0,5% відповідно до похибок вимірювання маси електронними лабораторними вагами AXIS-200 2 класу точності.

Вологість органічної суміші у всіх чотирьох біореакторах на початку лабораторного компостування, 28.06.2024, була однаковою і становила 71,9 %, що відповідає вмісту СР 28,1 % мас.

Проміжні визначення вологості компостних сумішей протягом періоду компостування показали низьку швидкість її зменшення в часі, що пояснюється закритим типом біореакторів із незначною інтенсивністю повітрообміну та високою відносною вологістю повітряного середовища над лабораторними біореакторами за рахунок випаровування води з поверхні термостата. Перше статистично значиме зниження вологості у реакторах №1–№3 зафіксоване на 30 добу від початку лабораторного компостування, через 6 діб від початку активної термофільної стадії та після другого внесення спеціальних препаратів. На 33 добі досліджень відзначено початок втрати суцільності та характерне для компостів структурування біомаси. Від початку термофільної стадії спостерігали суттєву якісну та кількісну різницю компостних сумішей у чотирьох дослідних біореакторах. Вологість зростала в напрямку від реактора №1 до №4, тоді як поточний об'єм та маса компосту зростала від №1 до №3, далі №2 та з максимумом в реакторі №4. Потрібно зазначити, що компостна суміш у біореакторі №4 за зовнішнім виглядом сильно відрізнялася від інших сумішей,

за структурою нагадуючи легке розбухле дріжджове тісто. Після перемішування-аерації об'єм компостної суміші в реакторі №4 на 1/4–1/3 знижувався, але через 24 години знову набував легкої розбухлої структури.

Порівняльний вигляд компостних сумішей на 32 добу лабораторного компостування наведений на рис. 5.23.



Рис. 5.23. Зовнішній вигляд компостних сумішей (29.07.2023, 32-а доба компостування)

Кінцева вологість лабораторного біокомпосту після 78 діб компостування зростала в напрямку від біореактора №1 до №4 (табл. 5.9). Середня кінцева вологість компосту становила:

- у біореакторі №1 (без додавання спеціальних препаратів): $61,0 \pm 1,4$ %;
- у біореакторі №2 (з додаванням "Вермибіогумату"): $62,3 \pm 3,0$ %;
- у біореакторі №3 ("Мікробіофіт Старт, Пік і Фініш"): $64,6 \pm 1,8$ %;
- у біореакторі №4 (з одночасним додаванням мікробіопрепаратів "Мікробіофіт Старт, Пік і Фініш" та "Вермибіогумату"): $68,9 \pm 0,8$ %.

Таблиця 5.9. Кінцева вологість лабораторного біокомпосту

№ реактора	Дата відбору	Маса проб, г		Вологість, %	СР, %	$\delta\text{СР}_{\text{mid}}$ %	СКВ %
		волога	суха				
№1	12.09.2023	2,748	1,067	61,17	38,83	-0,20	0,04
	12.09.2023	1,218	0,445	63,46	36,54	-2,50	6,24
	14.09.2023	1,14	0,463	59,39	40,61	1,58	2,50
	14.09.2023	1,128	0,444	60,64	39,36	0,33	0,11
	14.09.2023	1,15	0,458	60,17	39,83	0,79	0,63
	<i>Середнє:</i>			<i>61,0</i>	<i>39,03</i>		<i>1,4</i>
№2	12.09.2023	1	0,41	59,00	41,00	3,34	11,16
	12.09.2023	1,338	0,535	60,01	39,99	2,33	5,41
	12.09.2023	1,74	0,701	59,71	40,29	2,63	6,90
	14.09.2023	1,167	0,418	64,18	35,82	-1,84	3,39
	14.09.2023	1,11	0,364	67,21	32,79	-4,87	23,69
	14.09.2023	1,203	0,434	63,92	36,08	-1,58	2,51
	<i>Середнє:</i>			<i>62,3</i>	<i>37,66</i>		<i>3,0</i>
№3	12.09.2023	1,291	0,481	62,74	37,26	2,17	4,72
	12.09.2023	1,889	0,709	62,47	37,53	2,17	4,72
	12.09.2023	1,238	0,399	67,77	32,23	-3,13	9,80
	14.09.2023	1,19	0,425	64,29	35,71	0,35	0,13
	14.09.2023	1,138	0,396	65,20	34,80	-0,56	0,32
	14.09.2023	1,161	0,402	65,37	34,63	-0,73	0,54
	<i>Середнє:</i>			<i>64,6</i>	<i>35,36</i>		<i>1,8</i>
№4	12.09.2023	1,383	0,417	69,85	30,15	-0,95	0,91
	12.09.2023	1,159	0,354	69,46	30,54	-0,56	0,31
	14.09.2023	1,45	0,465	67,93	32,07	0,96	0,93
	14.09.2023	1,176	0,363	69,13	30,87	-0,24	0,06
	14.09.2023	1,201	0,383	68,11	31,89	0,79	0,62
	<i>Середнє:</i>			<i>68,9</i>	<i>31,10</i>		<i>0,8</i>

* $\delta\text{СР}_{\text{mid}}$ – відхилення поточного значення СР від середнього;

СКВ – середнє квадратичне відхилення вологості та СР.

Отримано статистично значиме підвищення водозатримувальної здатності компостних сумішей за рахунок додавання як "Вермибіогумату", так і, в більшому ступені за рахунок мікробіопрепаратів "Мікробіофіт" "Старт", "Пік", і "Фініш". У перерахунку на готовий лабораторний компост, це підвищення вологості становило 1,3 % відносно компосту без добавок при додаванні "Вермибіогумату" та 3,6 % при додаванні "Мікробіофітів". При спільному додаванні мікробіопрепаратів "Мікробіофіт" та "Вермибіогумату" цей ефект синергетично зріс до 7,9 %. Таке збільшення водозатримувальної здатності може бути особливо корисним при промисловому компостуванні у буртах органічних сумішей з високим вмістом ОСВ, оскільки воно дозволяє зберігати легку, повітропроникну структуру компостної суміші, захищаючи її від пересихання та утворення щільної кірки, що потенційно є загрозою нормальному перебігу аеробного компостування при високому вмісті високов'язких механічно-зневоднених ОСВ.

Матеріальні баланси за загальною масою компостних сумішей та за вмістом у них сухих речовин представлені в табл. 5.10 та на рис. 5.24. У компості №1, отриманому за 78 діб лабораторного компостування без використання спеціальних добавок, маса готового компосту становила 39,1 % від початкової, тоді як додавання 3 мікробіопрепаратів "Мікробіофіт" (№3) підняло цей показник до 54,7 %, а 3-разове додавання "Вермибіогумату" (№2) – до 63,5 %. Найвищим цей показник отримано для компосту з біореактора №4, з одночасним додаванням мікробіопрепаратів "Мікробіофіт" та "Вермибіогумату" – 81,5 % від маси початкової сировинної суміші.

Таблиця 5.10. Зменшення маси та сухої речовини в процесі компостування

№ реактора	Маса		M_k / M_n	Вміст сухих речовин				CP_k / CP_n
	M_n , кг	M_k , кг		CP_n , %	CP_{II} , кг	CP_k , %	CP_k , кг	
№1	15	5,86	0,391	28,1	4,22	39,0	2,29	0,543
№2	15	9,53	0,635	28,1	4,22	37,7	3,59	0,851
№3	15	8,2	0,547	28,1	4,22	35,4	2,90	0,688
№4	15	12,22	0,815	28,1	4,22	31,1	3,80	0,902

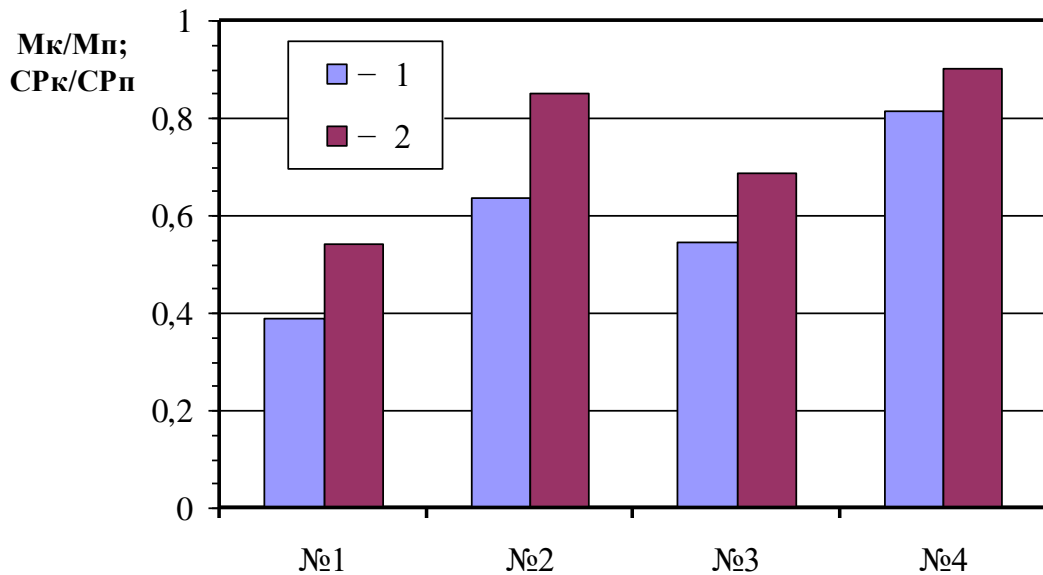


Рис. 5.24. Відносне зниження маси та вмісту СР у лабораторних компостах:
1 – M_k/M_n ; 2 – CP_k/CP_n

За відносним вмістом сухих речовин у готовому лабораторному компості картина аналогічна як і за відносною масою. Найбільше зниження маси СР отримано в компості №1 – до 54,3 % від початкового значення, тоді як для компосту №3 цей показник становив 68,8%, для компосту №2 – 85,1%, а для компосту №4 – 90,2%. Незначне зменшення маси сухих речовин у компостах №2 і №4 можна пояснити суттєвим наростанням "корисної" мікробіальної біомаси, що підтверджується результатами відповідних мікробіологічних досліджень, виконаних у спеціалізованій мікробіологічній лабораторії Львівського національного університету імені Івана Франка, і представлених у підрозділі 3.3.

5.6. Натурні дослідження компостування

Завдяки угоді про співпрацю між Національним університетом «Львівська політехніка» та Львівським комунальним підприємством «Зелене місто» дослідження натурального компостування відбувалося на компостувальному майданчику ЛКП «Зелене місто». Закладка бурта проводилася 13.06.2023 р. При закладці бурта дотримувались таких співвідношень компонентів сировинної суміші:

- садово-паркові відходи (50% листя + 50% подрібненої щепи) - 1 частина (СПВ);
- харчові відходи (відходи ринку Шувар та відсортовані відходи населення) - 1 частина (ХВ);
- осади стічних вод - 1 частина (ОСВ).

5.6.1. Стенограма проведення промислового компостування

13.06.2023 – закладка бурта

I етап закладання компостувального бурта - формування подушки з листя та щепи. Для цього було витрачено: листя - 9 т; щепи - 5 т. Листя та щепу змішували у кількості 14 т за допомогою навантажувача *MANITOU*, формували “подушку”. На цю суміш вивантажували ОСВ у кількості 15,4 т (вологість 75-78%), ковшем навантажувача *MANITOU* укладали ОСВ повністю на подушку. Наступним шаром укладали ХВ у кількості 5,32 т. Харчові відходи та листя в загальному додавали у декілька етапів.

14.06.2023 – продовження формування бурта

Додали ХВ у кількості – 2,60 т.

Кінцеве співвідношення сировинних компонентів у бурті - 1:1:1

Сумарно по кількостях – ХВ – 15 т, ОСВ – 15,4 т, СПВ – 14 т

Періодично проводили перемішування бурта. Перше перемішування здійснене 22.06.2023 р. Світлини вигляду бурта після першого перемішування представлені на рис. 5.25.



Рис. 5.25. Вигляд бурта після першого перемішування

04.07.2023 – було внесення в бурт біопрепарати Мікробіофіт Старт та Вермибіогумат у кількості 100 мл/на тонну (5 л). Процес внесення біопрепаратів відображений на рис. 5.26.



Рис. 5.26. Процес внесення біопрепаратів Мікробіофіт Старт та Вермибіогумат.

15.08.2023 - внесення біопрепаратів Мікробіофіт Пік та Вермибіогумат у кількості 100 мл/на тонну (5 л).



Рис. 5.27. Загальний вигляд бурта після внесення препаратів 15.08.2023

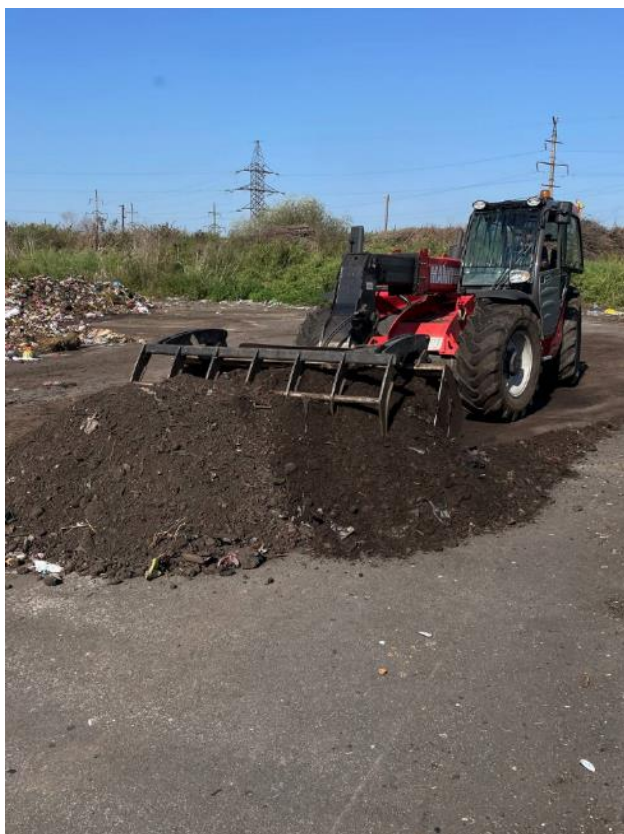


Рис. 5.28. Операції перевантаження готового компосту і просіювання його для отримання кондиційного продукту.

08.09.2023 внесли біопрепарати Мікробіофіт Фініш та Вермибіогумат у кількості 100 мл/на тонну (5 л). На протязі всього періоду компостування періодично проводилась аерація бурта. Графік проведення аерації приведений в табл. 5.11.

Таблиця 5.11. Графік проведення аерації бурта (дати проведення аерації)

22.06.2023	21.07.2023	18.08.2023	15.09.2023
26.06.2023	24.07.2023	21.08.2023	18.09.2023
30.06.2023	28.07.2023	25.08.2023	22.09.2023
04.07.2023	31.07.2023	28.08.2023	25.09.2023
07.07.2023	04.08.2023	01.09.2023	27.09.2023
10.07.2023	07.08.2023	04.09.2023	
14.07.2023	11.08.2023	08.09.2023	
18.07.2023	14.08.2023	11.09.2023	

27.09.2023 – завершення процесу компостування.

Готовий компост був перевезений на ділянку просіювання.

Загальна вага готового продукту – 8,5 т, вихід готового продукту від маси завантаженої сировини – 22%.

Загальний вигляд операцій 27.09.2023 та вигляд готового компосту представлений на рис. 5.28.

5.6.2. Моніторинг зміни вологості та температури в бурті в процесі компостування

Зведені дані спостережень наведені в табл. 5.12.

Графік зміни температури біля підшови бурта, посередині бурта та зміни вологості у цій же точці приведені на рис. 5.29.

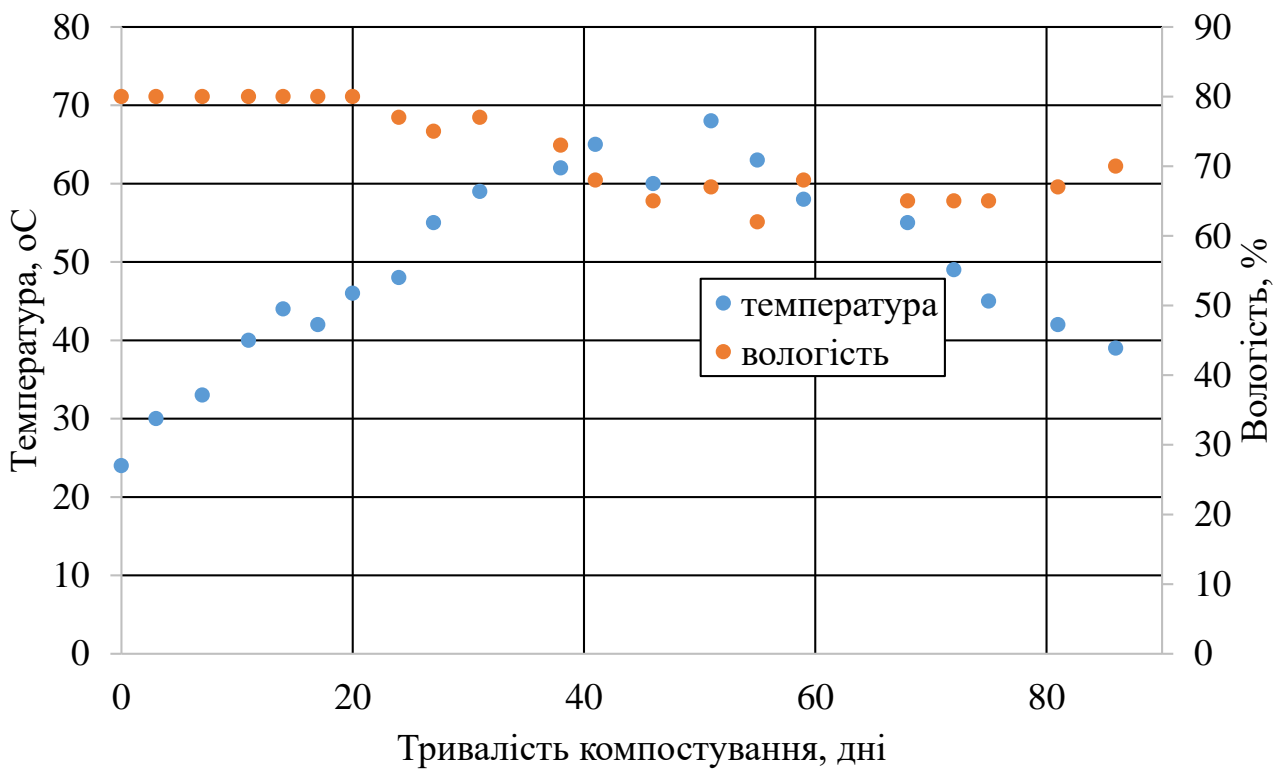


Рис.5.29. Зміна вологості та температури в масі бурта на періоді компостування.

Як видно із рис. 5.29, температура на протязі 40 діб наростає до (60-65)°C, пізніше в другій половині процесу (до 90 діб) спадає до 40 °C. Вологість на протязі 20 діб залишається незмінною, пізніше дещо знижується (в період максимальних темпів росту температури). Очевидно це пов'язано із випаровуванням частини вологи під дією підвищеної температури бурта. Після цього вологість стабілізується на рівні 65%. В період стабілізації (визрівання компосту) температура його знижується до температури навколишнього середовища.

Отже, в результаті досліджень доведена можливість отримання компосту із сировини, в склад якої входять осаді стічних вод. Технологія компостування такого компосту від технології компостування сировини без включення осадів стічних вод відрізняється несуттєво. Висновок про відповідність отриманого компосту умовам рекультивації може бути зроблений на основі аналізу агрохімічних випробувань, описаних нижче.

5.7. Випробування ростового субстрату в польових умовах

Польові дослідження були проведені разом з субвиконавцем проєкту Інститутом сільського господарства Карпатського регіону НААН України. Дослідження проводили на дрібноділянковим методом неповної рендомізації у с. Ставчани Оброшинської сільської ради ОТГ Львівського району Львівської області (рис. 5.30).

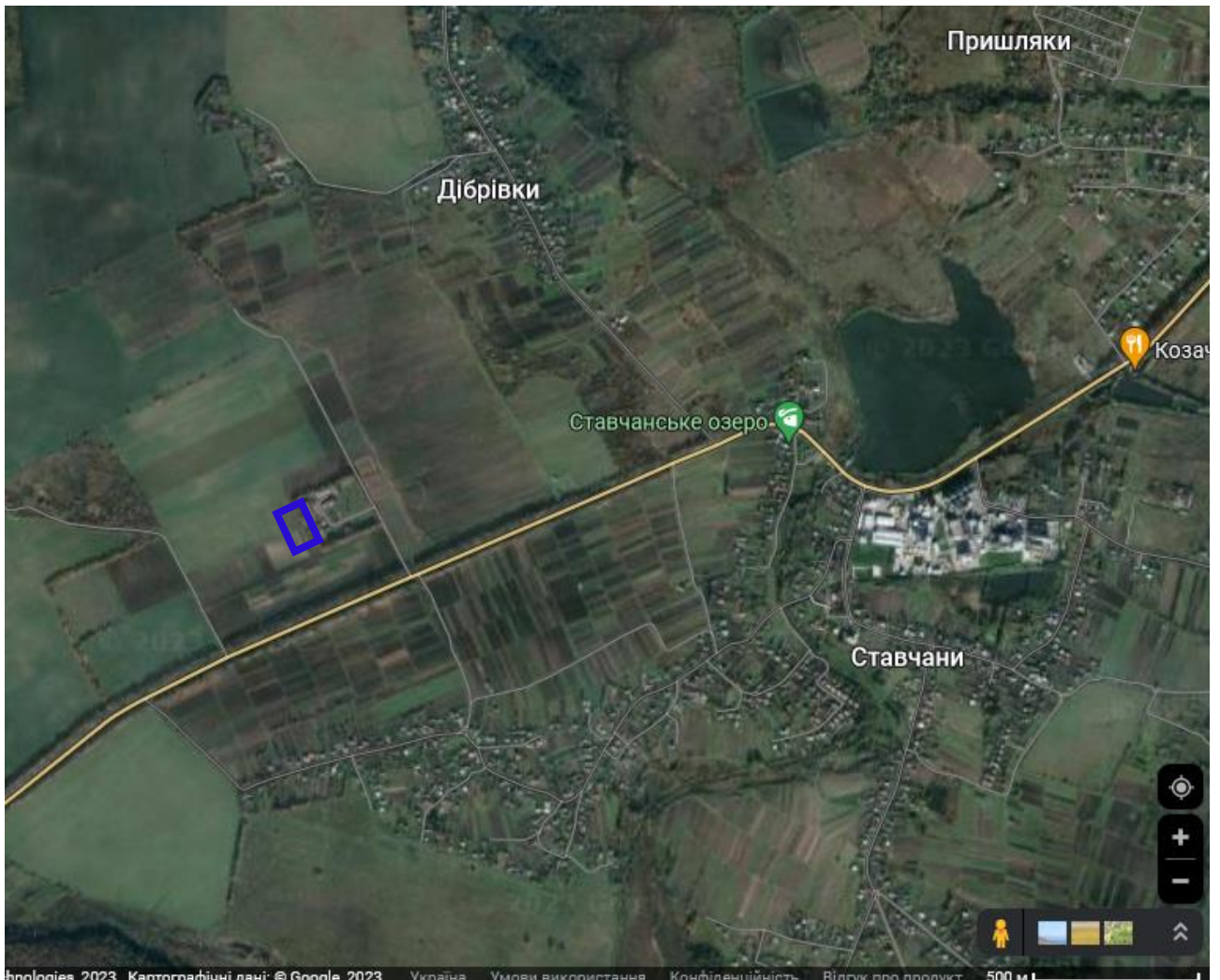


Рис. 5.30. Розміщення дослідної ділянки на google maps

Метою польових досліджень, було провести імітацію рекультивації в натурних умовах, для цього першочерговим етапом здійснювалася підготовка дослідних ділянок, а саме зняття родючого шару ґрунту на глибину 10 см (оптимально для кореневої системи обраних біоіндикаційних рослин).

На рис. 5.32 представлено підготовку для одного варіанту, а на рис. 5.31 загальний вид дослідних ділянок.



Рис. 5.31. Зняття верхнього родючого шару ґрунту для моделювання процесів рекультивації



Рис. 5.32. Загальний вид підготовлених дослідних ділянок

Для виконання запланованих завдань розроблено схему польового досліду, як досліджуваний об'єкт було обрано найоптимальніші варіанти ростових субстратів попередньо досліджені в польових умовах, які порівнювали з хімічним еталоном (звичайний компост виготовлений ЛКП “Зелене місто”) та ґрунтом.

Схема досліду включала такі варіанти:

№ 1 – етальонний компост+ґрунт (50:50);

№ 2 – біокомпост+ґрунт (50:50);

№ 3 – біокомпост+ґрунт+цеоліт (46,25:46,25:7,5);

К – контроль, ґрунт (100).

З метою забезпечення достовірності експерименту, кожен варіант розміщувався методом неповної рендомізації, мав площу 1 м², кратність повторів дорівнювала 6 та відділявся захисною смугою, схема досліду представлена в табл. 5.13.

Таблиця 5.13. Схема досліду

Повто- рення	Варіанти							
Захисна смуга								
VI	К*	З**	№2	З**	№1	З**	№3	З**
Захисна смуга								
V	З**	№3	З**	К*	З**	№1	З**	№2
Захисна смуга								
IV	К*	З**	№2	З**	№3	З**	№1	З**
Захисна смуга								
III	З**	№3	З**	№1	З**	№2	З**	К*
Захисна смуга								
II	№1	З**	№2	З**	№3	З**	К*	З**
Захисна смуга								
I	К*	З**	№1	З**	№2	З**	№3	З**

Примітка. К* – контроль. З** – захисна смуга.

Субстрат для дослідження заміщувався в окремих ємностях, а в подальшому заповнював варіанти на схемі досліджень (рис. 5.33.), загальний вигляд організованої дослідної ділянки представлено на рис. 5.34.



Рис. 5.33. Міксування ростових субстратів



Рис. 5.34. Загальний вид дослідної ділянки після облаштування

Як біоіндикатор було обрано найбільш перспективну культуру (за результатами лабораторних досліджень) Пажитницю багаторічну або англійський райграс (*Lolium perenne*). Вона може використовуватися для

рекультивациі техногенно порушених земель та входить до 1 Категорії – однодольні рослини.

Посів здійснювали ручною сівалкою. Норма висіву становила 2,0-2,5 тис. шт/м².

Перші сходи культури з'явилися через 10 днів після висіву. Кількість рослин райграсу пасовищного на 1м² становила: на контролі 390-416 (в середньому 404) штук, на варіанті з субстратом №1 – 404-433 (в середньому 418) штук, на варіанті з субстратом №2 – 426-478 (в середньому 444) штук, на варіанті з субстратом №3 – 402-431 (в середньому 421) штук. (рис. 5.35).



Рис. 5.35. Перші сходи біоіндикаційних рослин

Впродовж дослідів проводилися фенологічні спостереження за станом розвитку біоіндикаційних рослин. Загальний вид біоіндикаційних рослин представлений на рис. 5.36.



Рис. 5.36. Загальний вид біоіндикаційних рослин

Періодично здійснювався відбір зразків для контролю розвитку біоіндикаційних рослин (рис. 5.37). Здійснювалися заміри основних параметрів (рис. 5.3/).

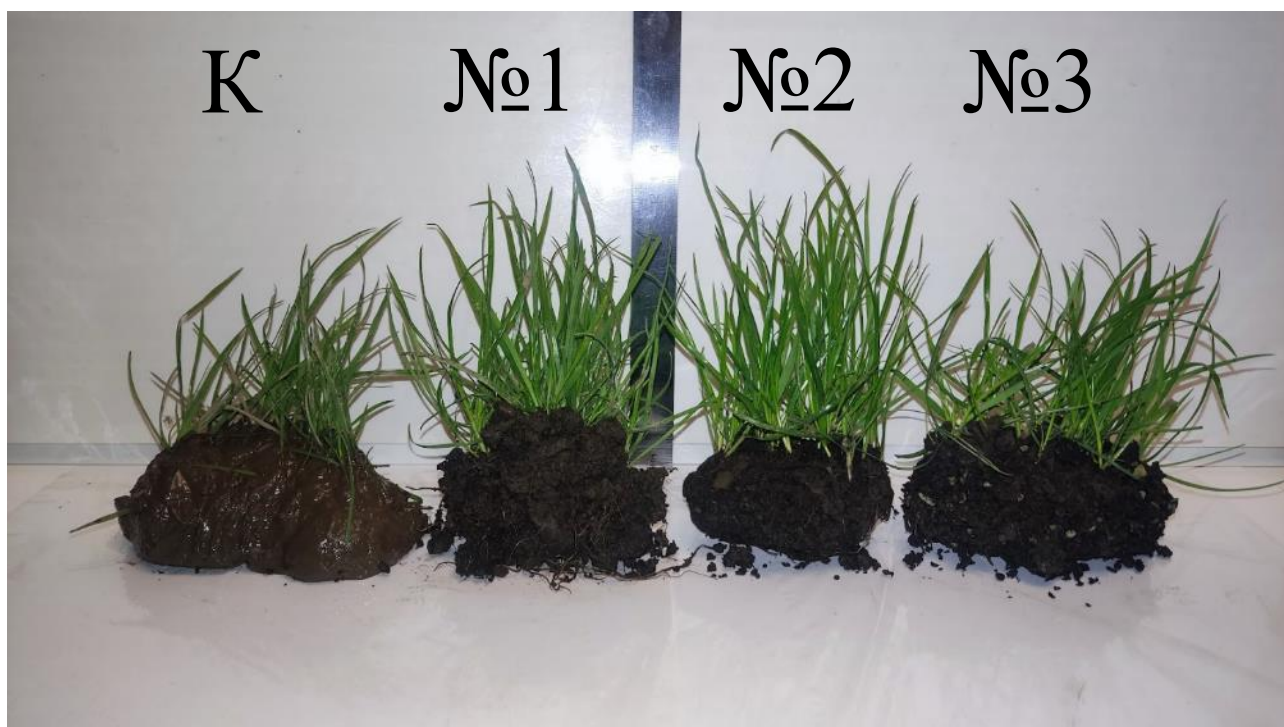


Рис. 5.37. Вигляд відібраних зразків



Рис. 5.38. Довжина наземної і підземної частини рослин

Висота рослин райграсу пасовищного через 40 днів після висіву на досліджуваних ділянках з субстратами залежно від варіанту була на 1,0-1,4 см вища, ніж на контролі (рис. 5.39), через 50 днів після висіву – відповідно на 1,9-2,9 см вища, ніж на контролі (рис. 5.40).

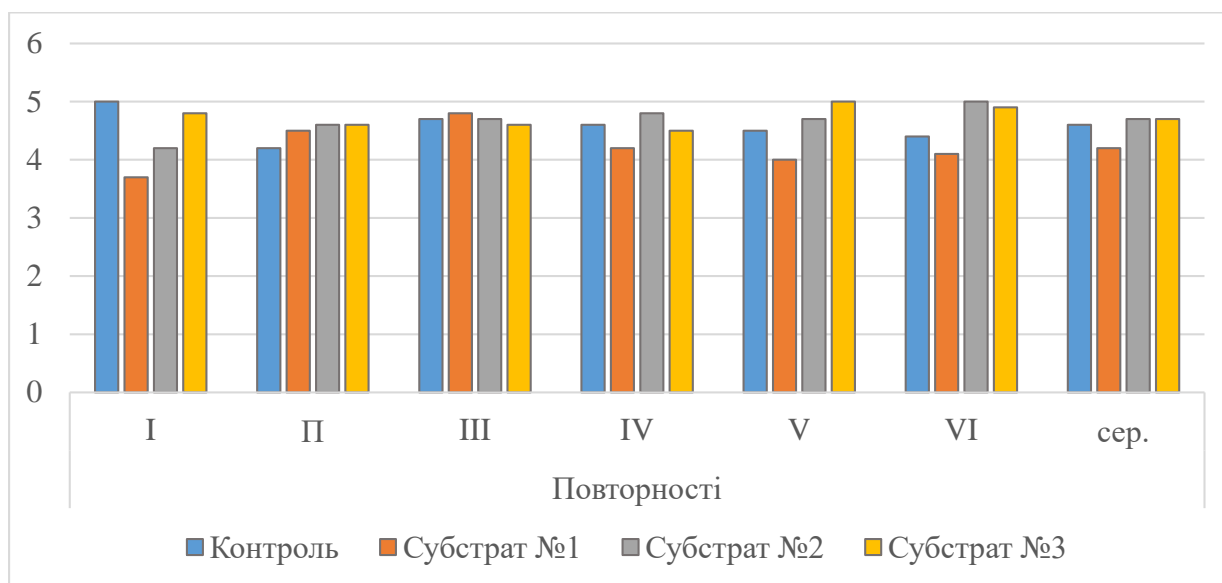


Рис. 5.39. Висота рослин через 40 днів після висіву, см

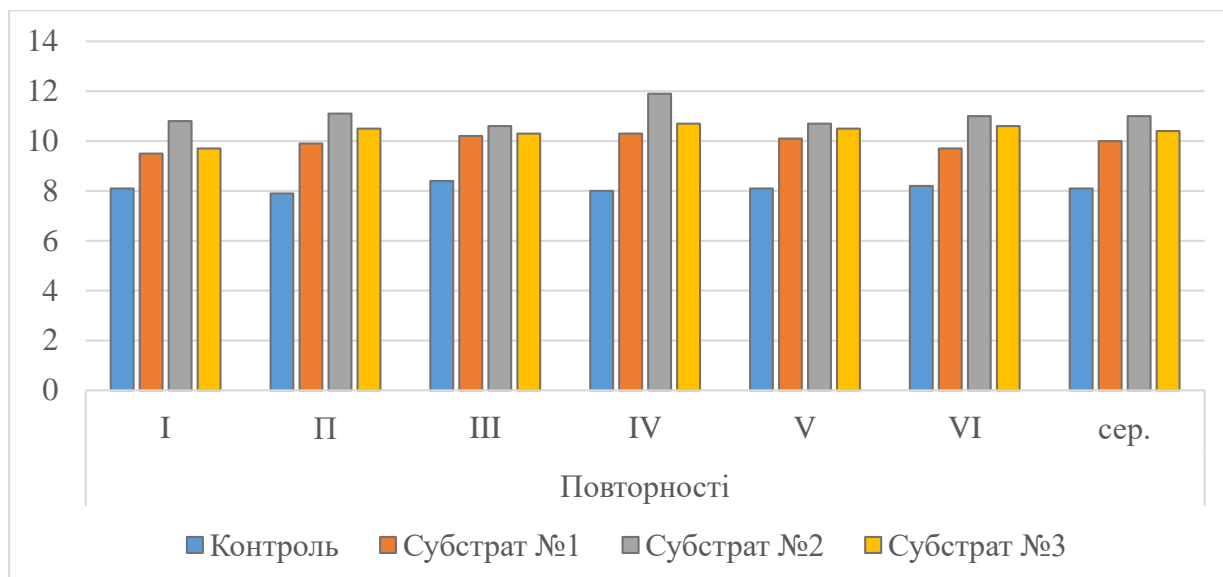


Рис. 5.40. Висота рослин через 50 днів після висіву, см

Довжина коренів райграсу пасовищного на контрольному варіанті в середньому становила 3,7 см. На варіантах з субстратами № 1,2,3 довжина коренів була майже однакова і становила 4,7-4,8 см (рис. 5.41-5.42).

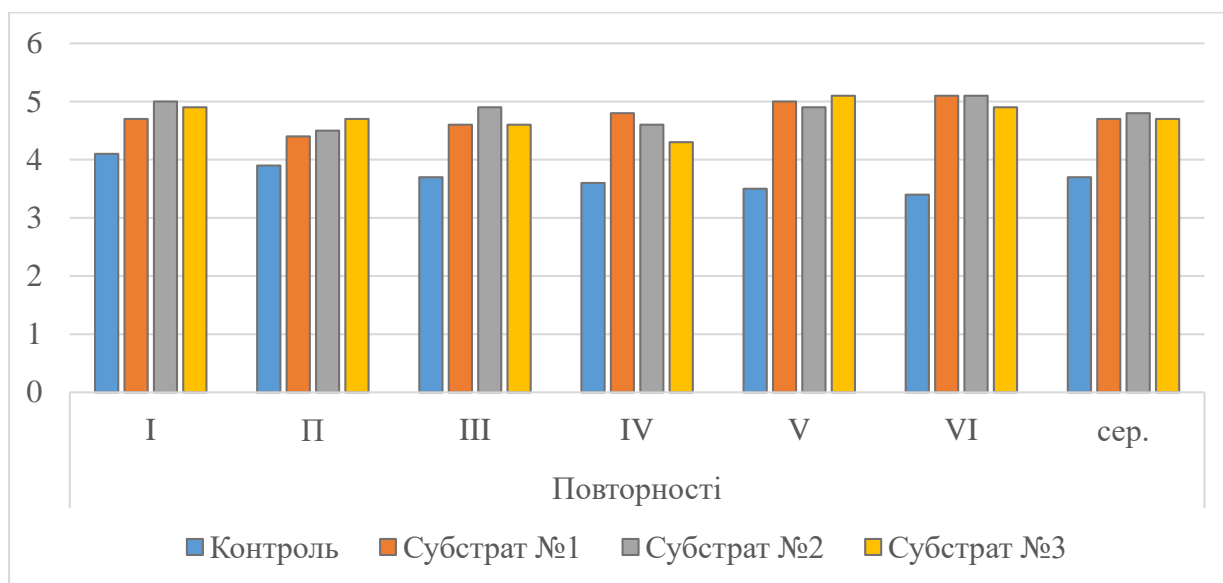


Рис. 5.41. Довжина коренів рослин через 50 днів після висіву, см

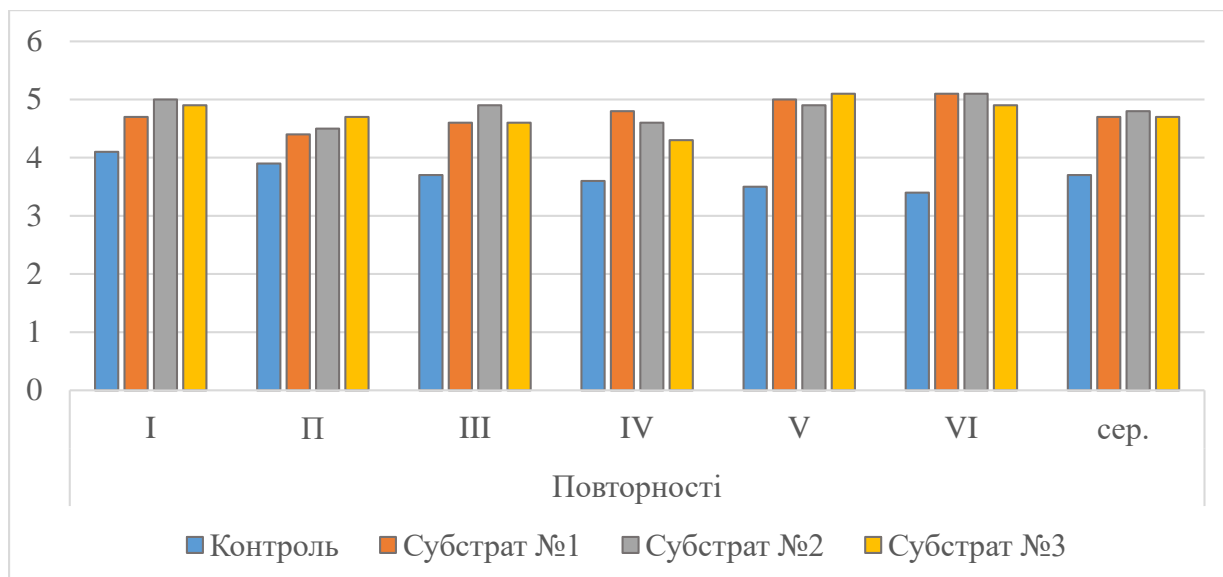


Рис. 5.42. Довжина коренів рослин через 50 днів після висіву, см



Рис. 5.43. Загальний вид варіанта з субстратом №3, перед зимівлею

Згідно регламентів польових агрохімічних досліджень для достовірних даних необхідно провести багаторічні спостереження (від 3-х років). Проте дослідження впродовж вегетаційного періоду отримано перспективні результати. Виготовлені субстрати на основі біокомпостів з ОСВ краще забезпечували поживними елементами біоіндикаційні рослини, створювали сприятливішу реакцію ніж на контролі (мінеральному ґрунті), що забезпечувало кращий ріст і розвиток райграсу пасовищного.

Отримані результати якісного хімічного складу досліджуваних компостів свідчать про наявність значної кількості в них основних біогенних елементів, макро- і мікроелементів, сприятливу реакцію, а також про достатній вміст органічної речовини, які можуть забезпечувати поживними речовинами більшість сільськогосподарських та технічних культур.

Умовно безпечний хімічний склад компостів дозволяє їхнє перспективне використання як основи субстратів для використання в процесі біологічної рекультивації.

В результаті фізико-хімічного та агрохімічного аналізу досліджуваних субстратів перед посівом райграсу пасовищного встановлено тенденцію до підлужнення ґрунтового середовища, нагромадження обмінних катіонів кальцію і магнію, різкого зростання вмісту органічної речовини, основних елементів живлення (легкогідролізних сполук азоту, рухомого фосфору, обмінного калію) та мікроелементів порівняно із контрольним варіантом.

Висновки та узагальнення до 5 розділу

1. Відомості, отримані з досліджень процесу аеробного біокомпостування сумішей органічних речовин у лабораторних умовах, підтверджують перспективи використання осадів стічних вод в якості складової сировинної композиції. Досліди також підтвердили, що додавання деревного щепу та активного компосту стимулює поглинання аміаку. Дія мікроорганізмів, які сприяють нітрифікації, покращує структуру, пористість та доступ повітря до компостної суміші, сприяючи покращеній аерації та перетворенню поживних

речовин.

2. Отримані під час проведення біоіндикаційного дослідження дані дають підставу для таких висновків:

- Додавання природного сорбенту - цеоліту - у кількості 5% та 7,5% до субстрату має позитивний вплив на проростання біоіндикаторних рослин. Найкращі результати проростання були зафіксовані у варіантах №2, де досягли 100%, та №3, де становили 87%. В варіанті №3 з вмістом цеоліту 5%, середнє значення проростання становило 93%.

- Середня висота стебла райграсу в варіантах №2, 3, 4 з вмістом сорбенту перевищує аналогічні показники в варіантах з вмістом сорбенту 0% на 43% (сорбент 7,5%), 6% (сорбент 2,5%) та 9,7% (сорбент 7,5%).

- Середня маса однієї рослини в варіанті №4 з вмістом сорбентів 2,5% та 5% перевищує контрольний варіант (№1) на 23% та 63% відповідно.

- Середня маса одного стебла в варіантах №4 та 5 з вмістом сорбенту 5% більша на 11,1% порівняно з контрольним варіантом.

- Середня довжина кореня в варіанті №4 з вмістом сорбенту 5% перевищує контрольний варіант в 5,4 рази.

3. Отже, виходячи з наданих даних, можна зробити висновок, що найбільш вигідним та універсальним варіантом для створення ростового субстрату є опція №4, яка включає суміш "свіжовідібраних" та "старих" органічних стічних вод. Рослини, вирощені на цьому субстраті, хоч і мають менш розвинену надземну частину, але водночас демонструють високий рівень розгалуженої кореневої системи. Це дозволяє їм ефективно адаптуватися до різноманітних факторів природного середовища. Завдяки поєднанню цього з невеликою кількістю природних сорбентів, цей варіант може виявитися дуже результативним для відновлення полігонів твердих побутових відходів. Такий підхід дозволяє мінімізувати використання родючого ґрунту.

4. У лабораторних і натурних умовах успішно апробована технологія аеробного компостування сировинних сумішей з ОСВ, харчових відходів та рослинних відходів різних видів. Процес компостування та дозрівання тривав

впродовж 90 діб. У результаті отримано партію компосту, дослідження якого продовжили в польових умовах

5. Дослідження впродовж вегетаційного періоду показали перспективні результати стосовно використання біокомпостів з органічними сировинами для вирощування райграсу пасовищного. Отримані дані свідчать про наявність значної кількості основних біогенних елементів та макро- та мікроелементів у досліджуваних компостах, що сприяє кращому росту і розвитку рослин. Хімічний склад компостів відповідає умовам безпечного використання як субстратів для біологічної рекультивації, що підтверджено фізико-хімічним та агрохімічним аналізом. Також виявлено тенденцію до підлужнення ґрунтового середовища, нагромадження кальцію і магнію, зростання вмісту органічної речовини та основних елементів живлення порівняно з контрольним варіантом

Основні наукові та практичні результати, описані в цьому розділі, в повній мірі знайшли відображення в публікаціях [81, 242, 260, 261].

РОЗДІЛ 6.

ДОСЛІДЖЕННЯ ПЕРСПЕКТИВНОСТІ ВИКОРИСТАННЯ ДИГЕСТАТУ ДЛЯ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ

Згідно з методикою описаною у розділі 2.5, було досліджено перспективність використання дигестату як компоненту добрива. Для цього було використано дигестат, одержаний із рослинної сировини в процесі метанового бродіння в біогазовому реакторі [262-264], який змішували із закваскою (мулом після анаеробного зброджування стічних вод заводу ЗАТ «ЕНЗИМ»). Дослідження проводили для 4-х різних комбінацій дигестату:

- № 1 – масова частка сухої речовини $SP_c=0,05$; масова частка «закваски» $X_E=0,05$;
- № 2 – масова частка сухої речовини $SP_c=0,05$; масова частка «закваски» $X_E=0,2$;
- № 3 – масова частка сухої речовини $SP_c=0,1$; масова частка «закваски» $X_E=0,05$;
- № 4 – масова частка сухої речовини $SP_c=0,1$; масова частка «закваски» $X_E=0,2$.

6.1. Визначення елементного складу дигестату

Першочерговим завданням для проведення даного етапу досліджень було визначення кількісного складу дигестату, а особливо вмісту в ньому важких металів, які можуть бути лімітуючим чинником у використанні його як компоненту ростового субстрату або органічного добрива, також паралельно визначали вміст макро- та мікроелементів у дигестаті. Дане дослідження було виконане за допомогою *рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L* згідно з методикою, описаною у розділі 2.7. У таблиці 6.1 наведено склад дигестату (варіант №2), що стосується інших його варіантів, то їх склад був близьким до даних наведених у таблиці 6.1.

Таблиця 6.1. Елементний склад висушеного дигестату

Назва елемента	Вміст, %	Назва елемента	Вміст, %	Назва елемента	Вміст, %
14Si	4.432 ±0.086	22Ti	0.081 ±0.019	34Se	0.007 ±0.002
15P	7.160 ±0.131	25Mn	1.139±0.017	35Br	0.053 ±0.002
16S	11.713±0.101	26Fe	1.492 ±0.015	38Sr	0.029 ±0.002
17Cl	8.461 ±0.079	28Ni	0.023 ±0.002	40Zr	0.004 ±0.002
19K	20.197±0.060	29Cu	0.006 ±0.001	46Pd	0.008 ±0.002
20Ca	45.131±0.112	30Zn	0.024 ±0.001	51Sb	0.025 ±0.004

У відповідності з діючими в Україні нормами ТУ У 24.1-14005076-065-2003 «Закордонні фосфорити» проведено перерахунок вмісту основних компонентів дигестату із вмістом важких металів та небезпечних сполук у сировині для виробництва добрив [259], які наведені у таблиці 6.2.

Як видно з таблиці 6.1, в дигестаті не виявлено жодного з елементів, вміст яких лімітується в сировині для виробництва добрив, а саме кадмію, свинцю та арсену, крім того у відпрацьованій біомасі виявлено високий вміст кальцію, фосфору, калію, сірки, а також мікроелементів, таких як залізо та марганець, які є необхідними для збалансованого живлення багатьох культурних рослин.

Таблиця 6.2 – Порівняння вимог до вмісту важких металів та небезпечних сполук у сировині для виробництва добрив згідно ТУ У 24.1-14005076-065-2003 «Закордонні фосфорити» із елементним складом висушеного дигестату

№ п/п	Вимоги згідно ТУ У 24.1-14005076-065-200				Вміст в біомасі
	Назва показників і одиниця вимірювання	Норма для марок			
		А	Б	В	
1.	Масова частка кадмію, мг/кг, не більше	18	18	18	Не знайдено
2.	Масова частка свинцю, мг/кг, не більше	15	15	15	Не знайдено
3.	Масова частка арсену, мг/кг, не більше	12	12	12	Не знайдено

Негативним чинником при використанні дигестату може бути присутність у його складі хлору, проте якщо він буде міститися в складі комбінованих сполук, то вони не будуть мати пригнічуючого впливу, оскільки в перерахунку на масову частку його вміст є незначним. Також, варто зазначити, що хлор у вигляді хлоридів часто входить до складу калійних добрив, які часто використовуються в сільському господарстві, тому його вміст в добриві із дигестату є доцільним. Таким чином, за результатами проведених досліджень можна стверджувати про можливість використання дигестату як компоненту ростового субстрату або органічного добрива, оскільки містить у своєму складі велику кількість біогенних елементів, макро- та мікроелементів, та не містить небезпечних елементів (кадмію, арсену, свинцю тощо).

Отже, отриманий з рослинної сировини дигестат, може застосовуватися не лише для рекультивації земель, а й в агротехнологіях, проте варто очікувати, що дигестат, отриманий із сировини, яка містить ОСВ, може мати вищі значення забруднень, тому перш за все, для кожного типу сировинної суміші необхідно визначити елементний склад дигестату із подальшим встановленням області його застосування.

6.2. Попередня підготовка дигестату

Оскільки дигестат містить велику кількість вологи, то одним із основних завдань є виділення з нього зайвої вологи (часткове зневоднення), так як дослідження показали, що в різних варіантах відпрацьована сировина містить від 95 до 98% вологи (рис. 6.1, 6.2).

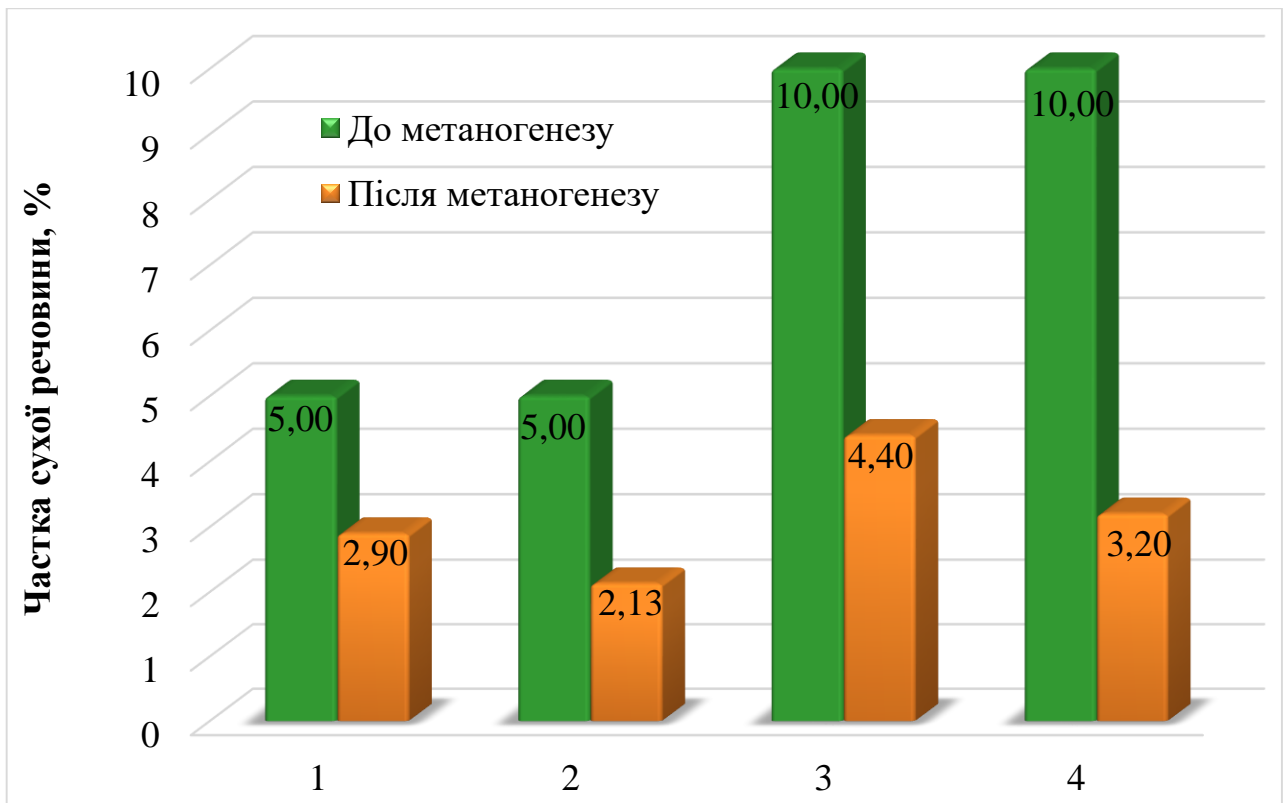


Рис. 6.1. Сухий залишок дигестату в результаті проходження метаногенезу: 1 – масова частка сухої речовини $CP_c=0,05$; масова частка «закваски» $X_E=0,05$; 2 – $CP_c=0,05$; $X_E=0,2$; 3 – $CP_c=0,1$; $X_E=0,05$; 4 – $CP_c=0,1$; $X_E=0,2$.

З рис. 6.1 можна побачити, що за кількістю сухої речовини кожна проба дигестату була різною, оскільки різним було співвідношення біомаси і «закваски» та відповідно процес проходження метаногенезу. Так, у варіантах №2 та №4 виділялося більше біогазу, а процес біорозкладу відбувався ефективніше, оскільки вміст «закваски» у них був більшим. Отже, в процесі метаногенезу кількість сухої речовини змінювалася по-різному: у варіанті №1 її кількість зменшилася на 42,04% або в 1,73 рази, у варіанті №2 – на 57,39% або в 2,35 рази, у варіанті №3 – на 56,01 % або в 2,27 рази, у варіанті №4 – 68,01 % або в 3,13 рази.

Для того щоб запобігти перезволоженню та заболоченню ґрунту, а також додати більше дигестату, з нього необхідно виділити частину зайвої вологи. Даний процес здійснювали механічним способом за допомогою центрифуги ОПн-8 (2 хв., при 5000 об.) з подальшим унеможливленням впливу флокулянтів

на біоіндикаційні дослідження. На рис. 6.2 представлено усереднені результати виділення зайвої вологи.

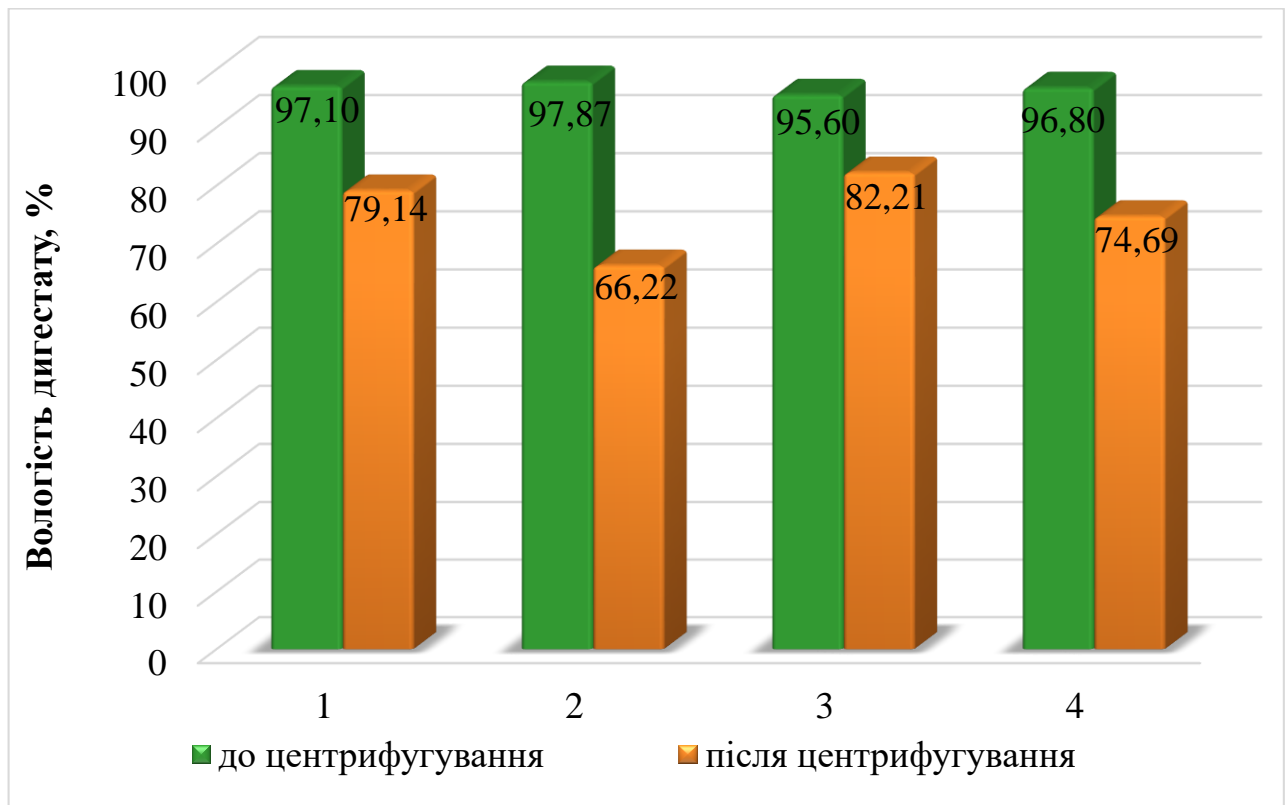


Рис. 6.2. Вологість дигестату до і після центрифугування: 1 – масова частка сухої речовини $CP_c=0,05$; масова частка "затравки" $X_E=0,05$; 2 – $CP_c=0,05$; $X_E=0,2$; 3 – $CP_c=0,1$; $X_E=0,05$; 4 – $CP_c=0,1$; $X_E=0,2$.

Як видно з рис. 6.2, у зразку №1 кількість вологи зменшилась на 17,96%, у зразку №2 – на 31,65%, у зразку №3 – на 13,39% та у зразку №4 на 22,11%. Крім того, в даному дослідженні можна спостерігати наступну залежність: у зразках з більшим вмістом «закваски» виділення вологи відбувалося краще ніж у зразках з меншим вмістом «закваски». Так, наприклад, у другому зразку виділилося в 1,76 рази більше вологи ніж в першому, а в четвертому в 1,65 рази більше ніж в третьому.

6.3. Термічний аналіз дигестату одержаного після метаногенезу

За допомогою термогравіметричного аналізу було проведено дослідження з визначення якості проходження метанового бродіння та ступеня розкладу органічної складової. Результати даного аналізу представлені на рис. 6.3 – 6.7 у вигляді термограм.

На рис. 6.3 – 6.7 термогравіметричні криві (TG) позначають втрату маси зразка при його нагріванні, криві диференційного термогравіметричного аналізу (DTG) показують швидкість втрати маси зразків, ці криві є результатом диференціювання кривих TG та криві диференційного термогравіметричного аналізу DTA, які позначають теплові ефекти відповідних перетворень зразків.

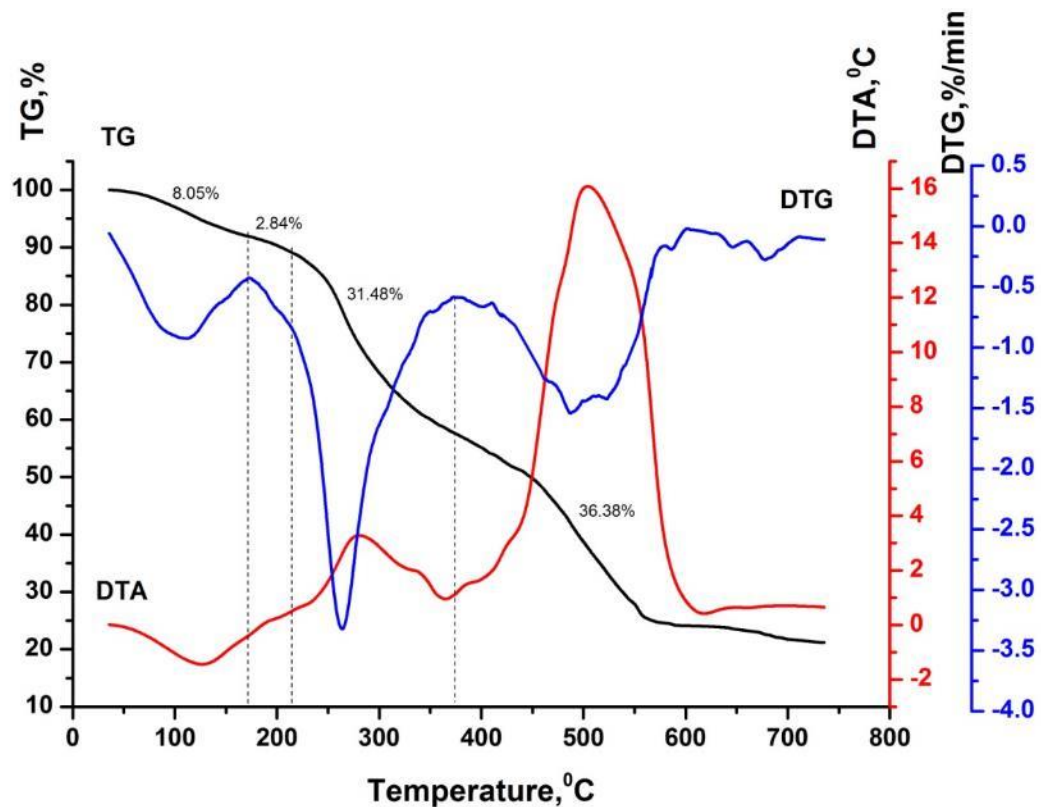


Рис. 6.3. Термограма зразка бродильної закваски

На рис. 6.3 представлена термограма зразка біомаси закваски, з якої видно, що в інтервалі температур 20 – 171°C відбувається процес виділення летких компонентів з дослідного зразка, який супроводжується втратою його маси на 8,05% та появою ендотермічного ефекту на кривій DTA. Далі, в температурному інтервалі 171 – 215°C можна спостерігати незначну втрату маси ферменту на

2,84%, яка супроводжується характерним вигином на кривій DTG та відповідає початковим процесам розкладу в зразку. В той же час, як можна побачити з рисунка глибокі деструктивні процеси у досліджуваному зразку закваски починаються за температур вищих ніж 215°C . Так, на кривій DTA в інтервалі температур $215 - 374^{\circ}\text{C}$ можна спостерігати появу чіткого екзотермічного ефекту, який відповідає термоокисній деструкції зразка. Даний процес супроводжується значною втратою зразком маси до 31,48% та глибоким екстремумом на кривій DTG. В інтервалі $374 - 750^{\circ}\text{C}$ відбувається згорання залишків деструкції, при цьому зразок втрачає 36,38% маси, а на кривій DTA з'являється стрімкий екзотермічний ефект.

Термограми зразків дигестату №1, №2, №3 та №4 представлені на рисунках 6.4 – 6.7.

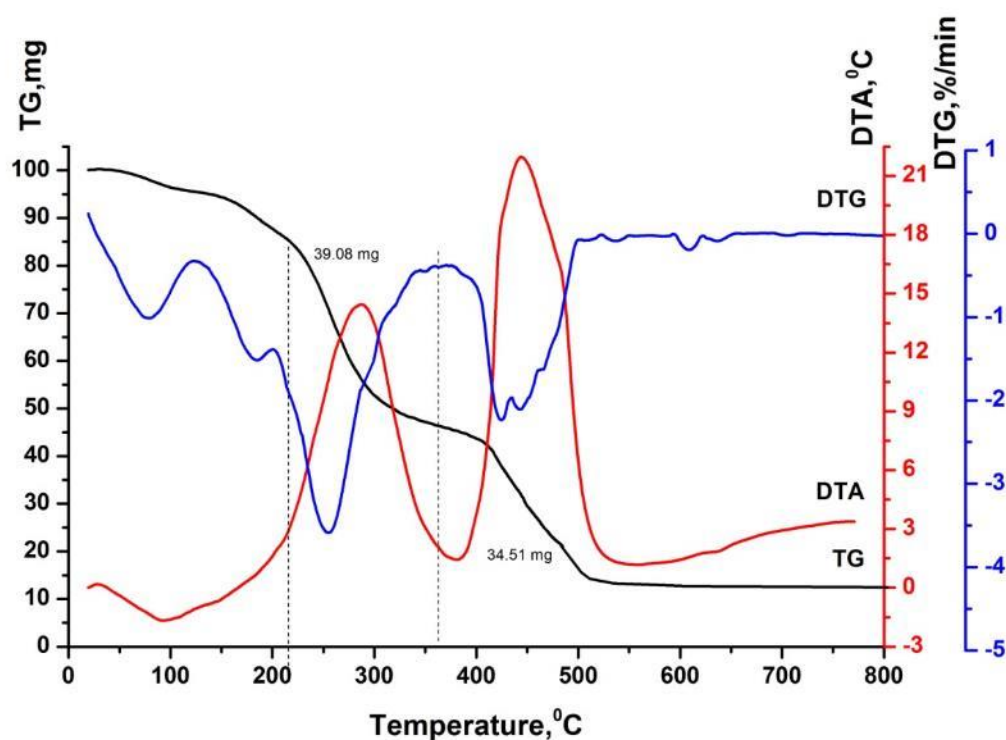


Рис. 6.4. Термограма зразка дигестату №1

Із термограм зразків № 1 – 4 видно, що термоліз протікає впродовж чотирьох стадій.

В інтервалі температур $20 - 134^{\circ}\text{C}$ проходить перша стадія термолізу, на якій відбувається виділення гігроскопічної води. Даний процес супроводжується

втратою досліджуваними зразками маси та появою ендотермічних ефектів на кривих ДТА.

Друга стадія термолізу проходить в температурному інтервалі від 125 до 201°C, на якій відбувається дегідратація залишків целюлози, яка входить до складу зразків дигестату та часткова деструкція бродильної закваски, яка є складовою частиною досліджуваних зразків.

Третя стадія відбувається в інтервалі 185 – 369°C на ній проходить термоокисна деструкція компонентів зразка та згорання продуктів деструкції. Процес супроводжується інтенсивною втратою зразками маси та появою стрімких екзотермічних ефектів на кривих ДТА.

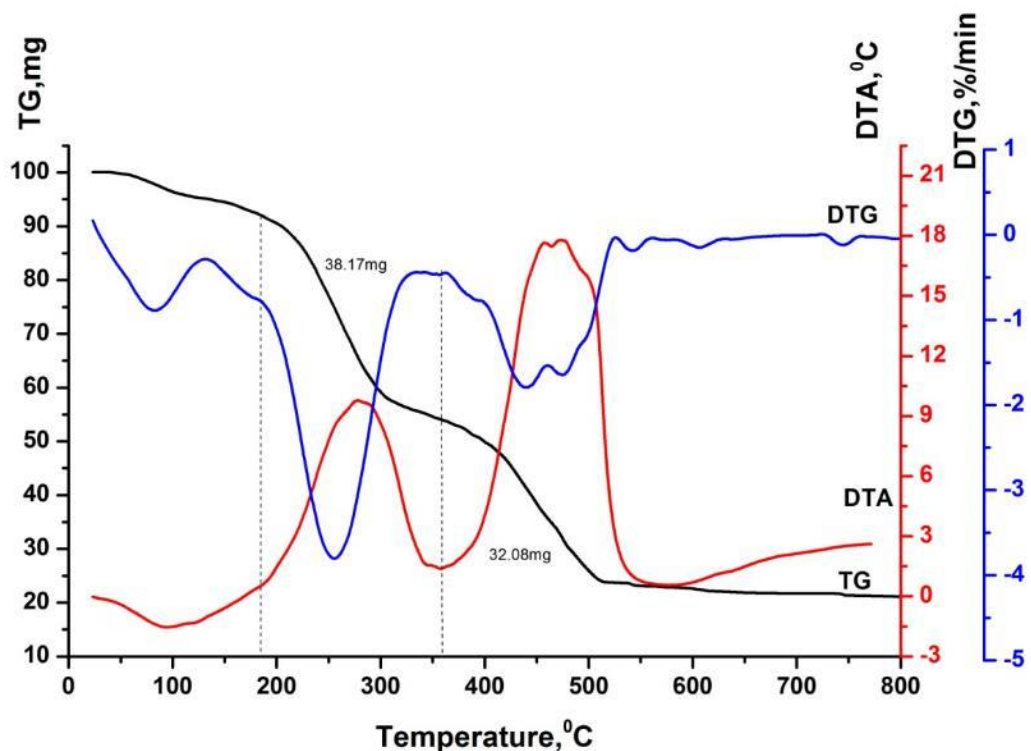


Рис. 6.5. Термограма зразка дигестату №2

На заключній четвертій стадії термолізу (температурний інтервал 355 – 700°C) відбувається згорання піролітичного залишку зразків, яке супроводжується появою стрімких екзоефектів на кривих ДТА.

Варто зазначити, що зразки, в складі яких була більша кількість бродильної закваски мають нижчу термічну стійкість у порівнянні з тими в яких кількість закваски була меншою. В цих зразках, на третій стадії термолізу, початок

деструктивних та термоокисних процесів зміщений в область нижчих температур. Так, термічне розкладання зразка №2 ($DM_s = 0.05$, $X_{in} = 0.2$) починається за температури 185°C , зразка №4 ($DM_s = 0.1$, $X_{in} = 0.2$) – за температури 189°C , а зразків №1 ($DM_s = 0.05$, $X_{in} = 0.05$) та №3 ($DM_s = 0.1$, $X_{in} = 0.05$) відбувається при температурі 200°C та 201°C , відповідно.

Що стосується зразків з більшим вмістом закваски, то вони більшою мірою здатні термоокислюватись на третій стадії термолізу та в результаті згорання утворювати менший за вмістом карбонізований залишок. Крім того, для цих зразків характерним є зміщення максимумів екзотермічних ефектів третьої стадії термолізу в область нижчих температур.

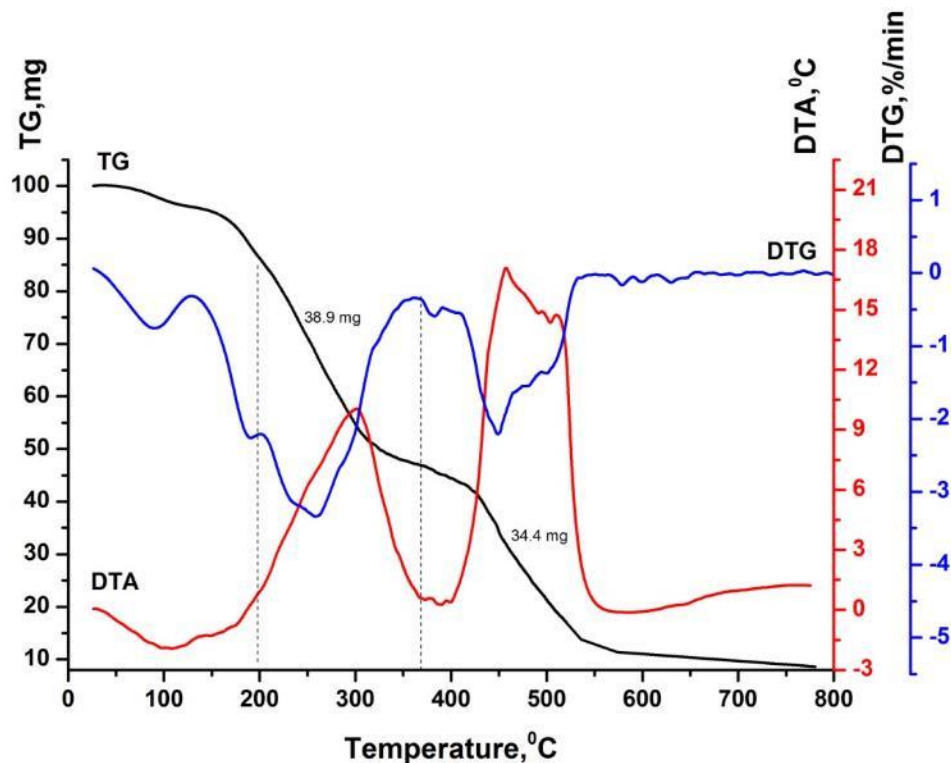


Рис. 6.6. Термограма зразка дигестату №3

Так, з рис. 6.6 можна побачити, що у дигестаті №3 (зразок з найменшим вмістом закваски) в результаті термоокисної деструкції та згорання органічної складової на третій стадії термолізу зразок втрачає 38,9 мг своєї маси, а на четвертій, в результаті згорання карбонізованого залишку – 34,4 мг. Враховуючи те, що втрата зразком маси на цих двох стадіях рівна 73,3 мг, то вміст органічної

складової, здатної термоокислюватися та згорати на третій стадії складає 53,06% (табл. 6.3).

Таблиця 6.3. Результати термічного аналізу зразків дигестату

Зразок	Стадія	Температурний інтервал	Втрата маси мг	Втрата органічної частини, %
Дигестат № 1 $DM_s = 0.05$ $X_{in} = 0.05$	I	20 - 129	4,64	-
	II	120 - 200	7,64	-
	III	200 - 369	41,74	53,10
	IV	369 - 700	32,43	46,90
Дигестат № 2 $DM_s = 0.05,$ $X_{in} = 0.2$	I	20 - 134	4,92	-
	II	134 - 185	3,11	-
	III	185 - 355	38,17	54,33
	IV	355 - 700	32,09	45,67
Дигестат № 3 $DM_s = 0.1,$ $X_{in} = 0.05$	I	20 - 125	4,05	-
	II	125 - 201	10,73	-
	III	201 - 369	38,90	53,06
	IV	369 - 700	34,40	46,94
Дигестат № 4 $DM_s = 0.1,$ $X_{in} = 0.2$	I	20 - 128	6,78	-
	II	128 - 189	5,06	-
	III	189 - 366	35,96	53,16
	IV	366 - 700	31,69	46,84

Для зразка з найбільшим вмістом закваски (дигестат №2), втрата маси на третій стадії склала 35,96 мг або 54,32% від його загальної втрати маси на третій та четвертій стадіях термолізу. З табл. 6.3 можна побачити, що згорання зразка №2 відбувається із формуванням найменшого за кількістю карбонізованого залишку.

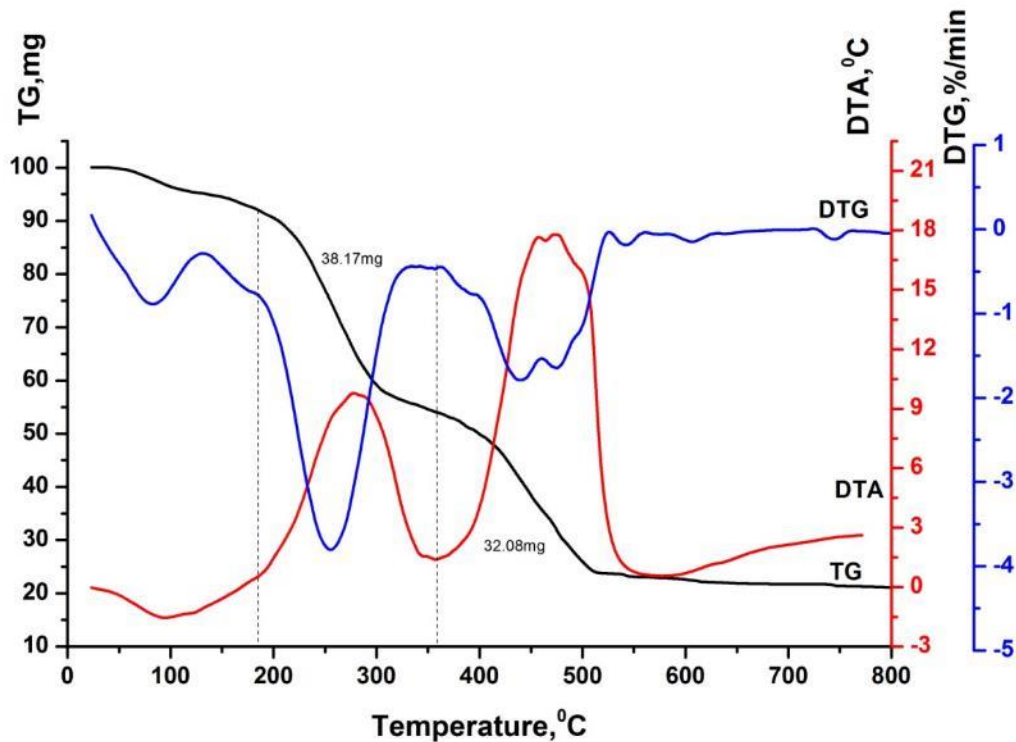


Рис. 6.7. Термограма зразка дигестату №4

З рис. 6.3 та таблиці 6.3 можна побачити, що підвищений вміст у зразках дигестату №2 та №4 ферменту не впливає на зниження їх термічної стійкості, який у порівнянні зі зразками дигестату має вищу термічну стійкість. Так, початок інтенсивних процесів розкладу бродильної закваски зміщується в область температур вищих за 215°C. Очевидним є той факт, що підвищена здатність зразків дигестату №3 та №1 до термоокисного розкладу на третій стадії зумовлена наявністю в них більшої кількості продуктів біологічного розкладу утворених в результаті анаеробного бродіння.

6.4. Вплив дигестату на проростання рекультиваційних рослин

Даний етап досліджень дав змогу визначити, який вплив на проростання досліджуваних культур рослин мали зразки дигестату.

Для дослідження було відібрано по 100 насінин райграсу (*Lolium perenne*) та ячменю звичайного (*Hordeum vulgare*), які поміщали на різні субстрати в чашки Петрі за наступною схемою:

1. КС – контроль на стерильному середовищі (дистильована вода на фільтрувальному папері), $m = 25$ г;
2. К – контроль на темно-сірому опідзоленому ґрунті, $m = 25$ г;
3. Д 10% – дигестат 10% (суміш темно-сірого опідзоленого ґрунту та дигестату, яку змішували у співвідношенні 90:10), $m = 25$ г;
4. Д 20% – дигестат 20% (суміш темно-сірого опідзоленого ґрунту та дигестату, яку змішували у співвідношенні 80:20), $m = 25$ г.



Рис. 6.8 – Досліджувані зразки у сухоповітряному термостаті.

Усі дослідні зразки зберігалися у сухо-потряному термостаті впродовж 7 днів при сталій температурі 25°C, вологість усіх субстратів складала 70%. У ході дослідження визначали інтенсивність проростання культур на даних субстратах

та можливість подальшого впливу дигестату на ріст та розвиток культурних рослин.

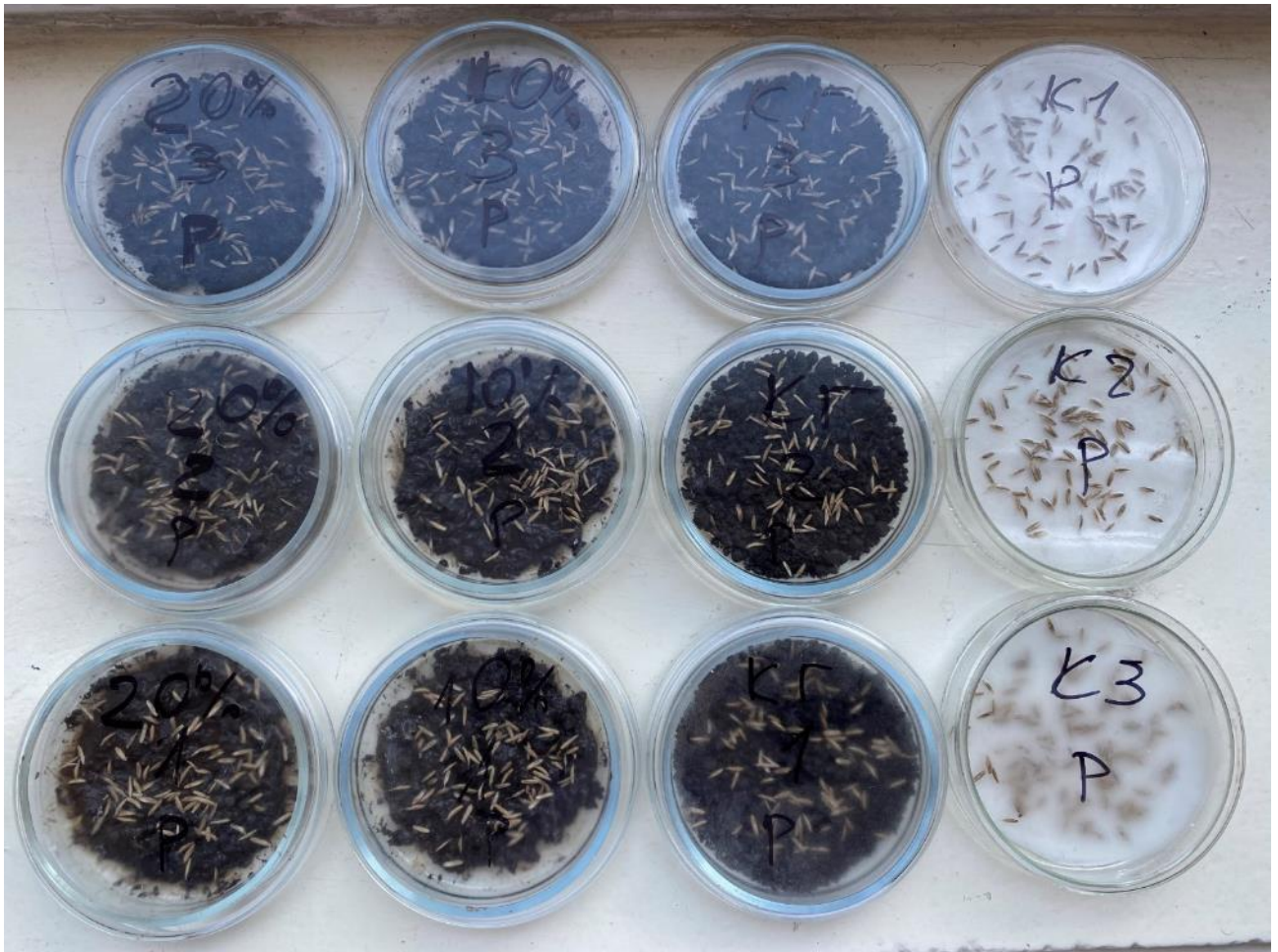


Рис. 6.9. Загальний вигляд досліджуваних зразків випробувувальних сумішей з райграсом (*Lolium perenne*) в день посіву.

Виконання даного дослідження дозволить визначити вплив дигестату на проростання насіння культурних рослин відкинувши, при цьому, такі зовнішні фактори навколишнього середовища як освітлення, температура та вологість.

На рис. 6.9 та 6.10 зображено загальний вигляд дослідних зразків з райграсом (*Lolium perenne*) та ячменем (*Hordeum vulgare*). Для забезпечення достовірності проведених досліджень та мінімізації похибок усі зразки були виконані в чотирьохкратній повторності.

На рис. 6.11 представлено результати впливу дигестату на проростання рослин.

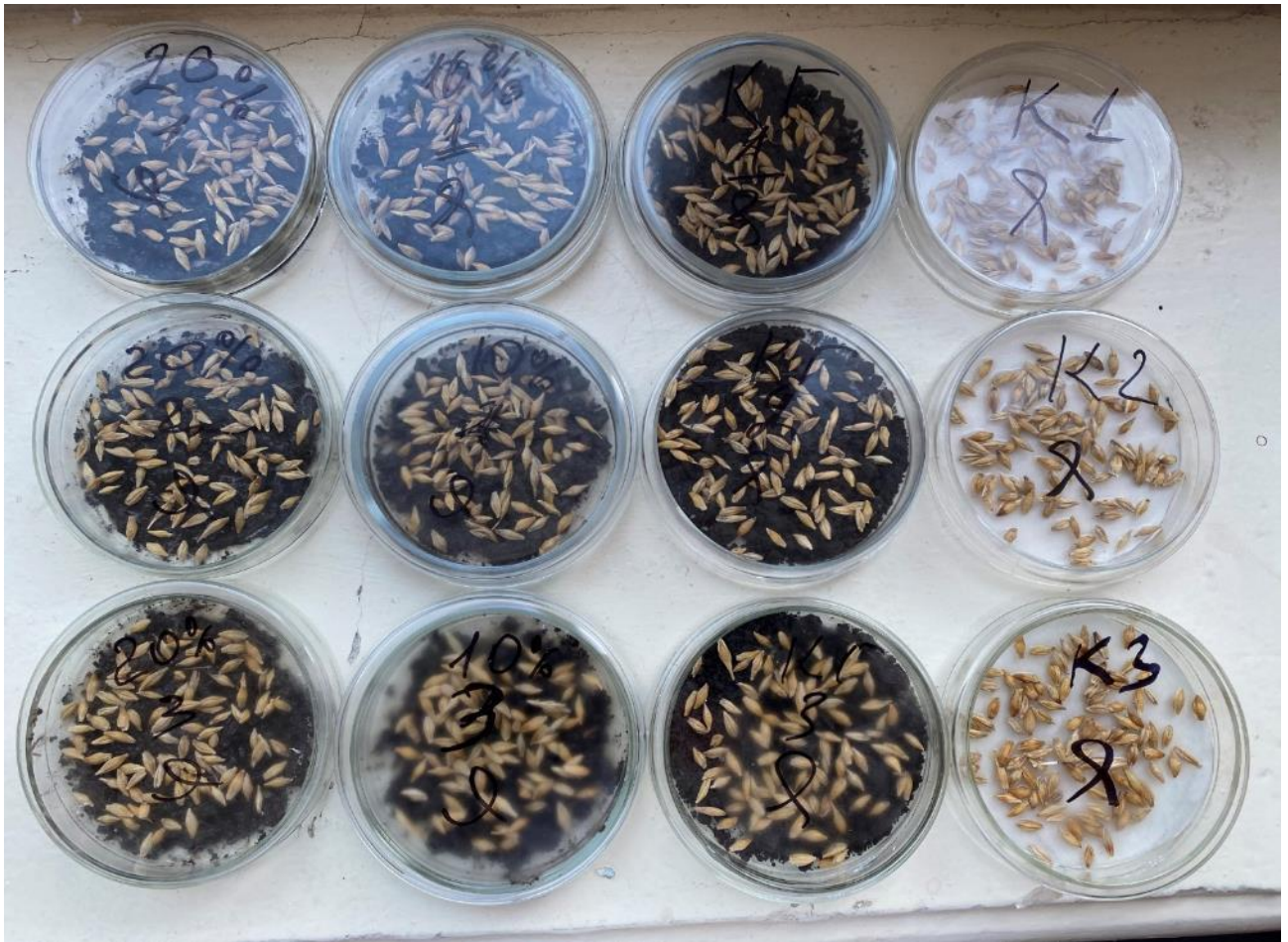


Рис. 6.10. Загальний вигляд досліджуваних варіантів випробовувальних сумішей з ячменем звичайним (*Hordeum vulgare*) в день посіву.

З рис. 6.11 можна побачити, що у всіх досліджуваних зразках показник проростання культурних рослин становив 87-93%, при цьому, найкращий показник у райграсу (91-93%), проте на проростання рослин ячменю дигестат мав кращий позитивний вплив. Таким чином, найкращий показник проростання спостерігався у варіанті з вмістом дигестату 20% і для райграсу він становив 93,33%, що на 1,67% більше від контрольного зразка та 0,33% більше від варіанту зі стерильним контролем, для ячменю цей показник склав 91,33%, що на 4% більше від контролю та на 0,67% більше від стерильного крохмалю.

Загальний вигляд досліджуваних зразків на 7-й день проведення досліду зображено на рис. 6.12, 6.13.

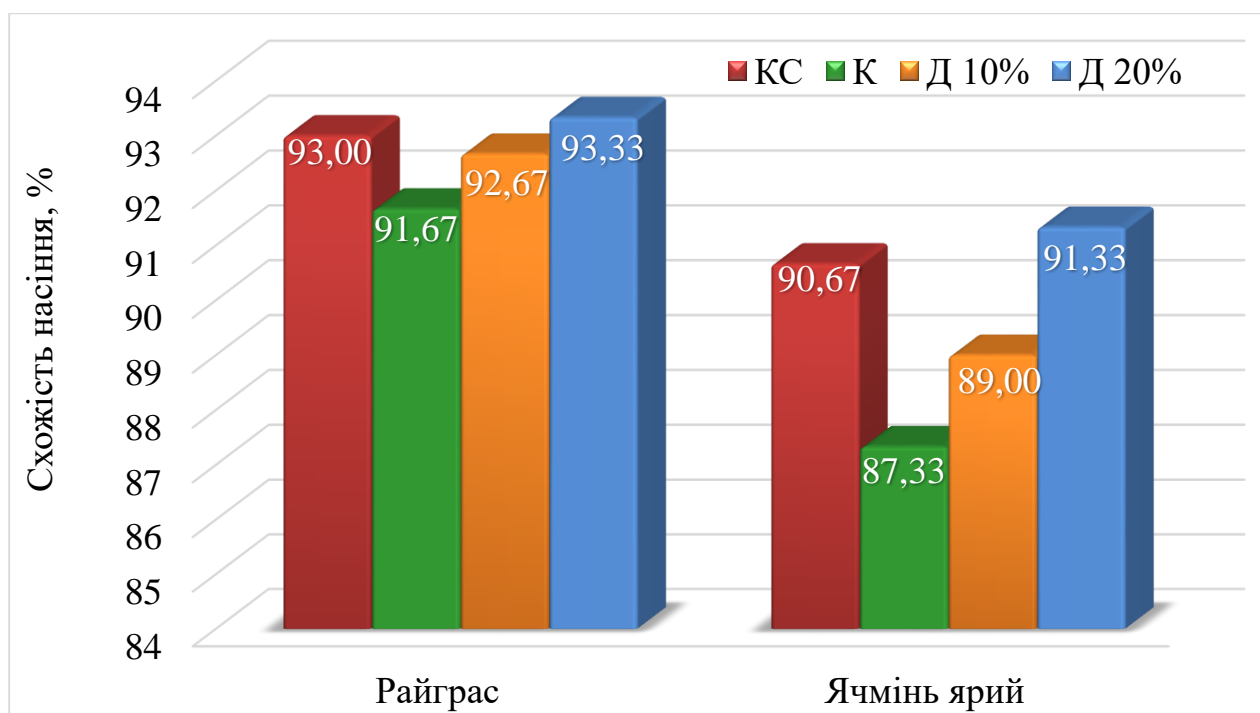


Рис. 6.11. Вплив дигестату на схожість культурних рослин.



Рис. 6.12. Загальний вигляд досліджуваних зразків випробовувальних сумішей з райграсом (*Lolium perenne*) на 7-й день досліджень.



Рис. 6.13 – Загальний вигляд досліджуваних зразків випробовувальних сумішей з ячменем звичайним (*Hordeum vulgare*) на 7-й день досліджень.

Отже, підбиваючи дані отримані в результаті досліджень, можна зробити висновок, що усі варіанти дигестату окрім своїх якісних характеристик, також мали позитивний вплив на проростання культурних рослин, а це означає, що необхідно провести подальші дослідження щоб визначити вплив дигестату на ріст рослин не лише в лабораторних але й в реальних умовах. Крім того, постає питання про можливість використання біомаси гідробіонтів без проходження процесу метанового бродіння. Щоб це з'ясувати було проведено дослід з різним вмістом необробленої біомаси та темно-сірого опідзоленого ґрунту у співвідношенні (%) 20:80 та 50:50 відповідно, результати якого показали, що використання субстрату при такому співвідношенні компонентів має негативний вплив на проростання рослин, оскільки супроводжується загниванням насіння та розвитком грибкової флори.

6.5. Мікробіологічні дослідження компонентів для біологічної рекультивації

Визначення загального мікробного числа. Загальне мікробне число (ЗМЧ) – це кількісний показник вмісту клітин мікроорганізмів в одиниці маси або об'єму досліджуваного об'єкта. Вважають, що ймовірність проникнення у досліджуваний субстрат потенційно небезпечних мікроорганізмів буде тим вищою, чим більшим виявиться загальне контамінування. Крім цього, високе ЗМЧ може свідчити про забрудненість об'єкта органічними речовинами. Показник загального контамінування мікроорганізмами може бути використаний лише для орієнтовної оцінки [237, 238]. У ДСТУ 7369:2013 «Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрення», який регламентує поводження та вторинне використання залишкових осадів (мулів) стічних вод, не визначено рекомендоване значення ЗМЧ в осадах стічних вод [252]. Проте цей показник має певну порівняльну цінність, тому його досить широко використовують у практиці санітарно-мікробіологічних досліджень. Визначення ЗМЧ здійснюють різними способами. Кількісний посів на поживні середовища широко використовують для оцінки мікробного контамінування. ЗМЧ обчислюють за кількістю колоній, що вирости на триптон-соевому агарі після інкубування упродовж 72 годин за температури 37 °С. Таким чином, найчастіше враховують мезофільні аеробні та факультативно-анаеробні мікроорганізми (МАФАНМ) [237].

Найвищу чисельність МАФАНМ виявлено у зразках механічно зневоднених ОСВ (табл. 6.4, рис. 6.14). Суміш для компостування, яка не містила вермибіогумату чи мікробних препаратів, до початку термофільного процесу містила нижчу чисельність мікроорганізмів, порівняно з чисельністю МАФАНМ у зразках ОСВ. Чисельність МАФАНМ у суміші для компостування у яку внесли вермибіогумат або мікробний препарат у дозах «Старт» і «Пік» після шести діб після додавання цих препаратів була нижчою, порівняно з цим показником у зразках ОСВ і суміші для компостування без препаратів. Найнижчу чисельність

МАФАНМ виявлено у суміші, що містила вермибіогумат і мікробний препарат «Старт» і «Пік».

На початку термофільного режиму компостування температура сумішей становила 50 ± 1 °С. У цей період до сумішей з препаратами (суміш для компостування з мікробним препаратом і суміш для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом) внесли дозу мікробного препарату «Фініш».

Таблиця 6.4. Чисельність мезофільних аеробних та факультативно-анаеробних мікроорганізмів у зразках сумішей для компостування і осадів стічних вод

№	Зразок	Чисельність МАФАНМ, КУО / г зразка	
		до термофільного режиму	після термофільного режиму
1	Суміш для компостування без препаратів	$2,4 \times 10^7$	$1,7 \times 10^{11}$
2	Суміш для компостування з вермибіогуматом	$8,0 \times 10^6$	$1,0 \times 10^8$
3	Суміш для компостування з мікробним препаратом	$9,8 \times 10^6$	$7,8 \times 10^8$
4	Суміш для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом	$2,5 \times 10^6$	$4,3 \times 10^8$
5	Осади стічних вод	$3,9 \times 10^9$	нд

Примітка: похибка у 3-х альтернативних сукупностях не перевищувала 5 %, «нд» – не досліджено

Після термофільного процесу, який тривав упродовж 15 діб за температури $+50 \dots +60$ °С, найвищу чисельність МАФАНМ виявлено у суміші без мікробних препаратів. Чисельність мікроорганізмів у цій пробі ($1,7 \times 10^{11}$ КУО / г зразка) перевищувала чисельність мікроорганізмів у вихідних пробах ОСВ ($3,9 \times 10^9$ КУО / г зразка). Чисельність МАФАНМ у зразках сумішей з вермибіогуматом і мікробним препаратом була нижчою, порівняно з чисельністю МАФАНМ у суміші для компостування без препаратів. Оскільки, усі суміші перебували за однакових умов компостування, припускаємо, що

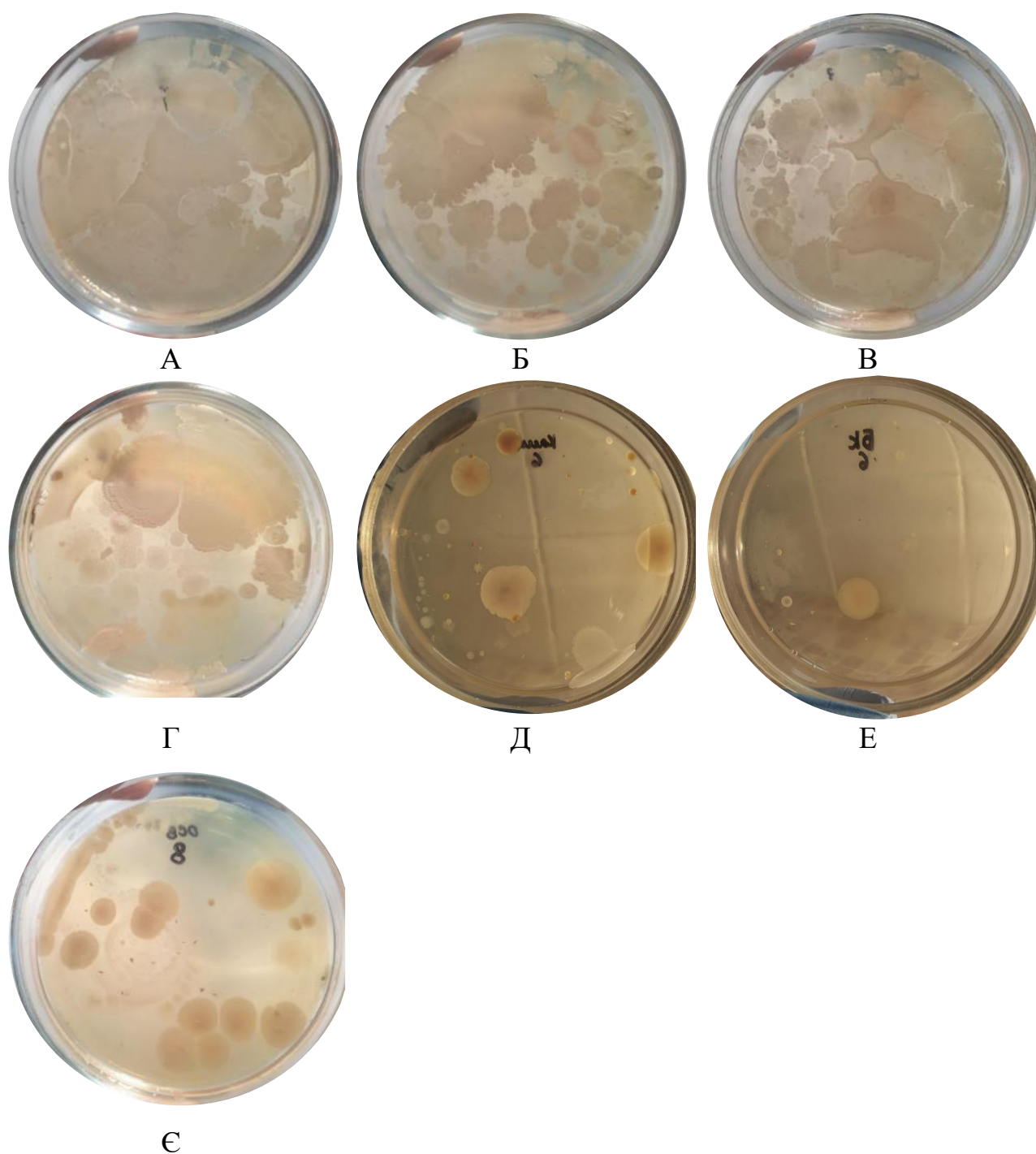


Рис. 6.14. Колонії мезофільних аеробних і факультативно анаеробних мікроорганізмів, виділених з зразків сумішей для компостування і осадів стічних вод, на середовищі триптон-соєвий агар (А – суміш без мікробних препаратів; Б – суміш з вермибіогуматом; В – суміш з мікробним препаратом; Г – суміш з вермибіогуматом і мікробним препаратом; Д – компост; Е – біокомпост; Є – осаді стічних вод; А–Г – розведення суміші 10000 разів; Д–Е – розведення суміші 1000000 разів; Є – розведення осаду 100000000 разів)

внесення вермибіогумату і мікробних препаратів унеможливилює надмірний ріст мікробіоти суміші для компостування.

Оскільки, усі суміші перебували за однакових умов компостування, припускаємо, що внесення вермибіогумату і мікробних препаратів унеможливилює надмірний ріст мікробіоти суміші для компостування.

Значення ЗМЧ беруть до уваги у комплексі з іншими санітарно-мікробіологічними показниками, залежно від особливостей досліджуваного субстрату. Ступінь фекального забруднення субстрату можна оцінити за кількістю термофільних бактерій, температурний оптимум росту яких становить +58...+60 °С.

Чисельність термофільних мікроорганізмів у зразках ОСВ була нижчою, порівняно з ЗМЧ у зразках сумішей для компостування (табл. 6.5; рис. 6.14).

Таблиця 6.5. Чисельність термофільних мікроорганізмів у зразках сумішей для компостування і осадів стічних вод

№	Зразок	Чисельність МАФАНМ, КУО / г зразка	
		до термофільного режиму	після термофільного режиму
1	Суміш для компостування без препаратів	$3,0 \times 10^6$	$7,7 \times 10^7$
2	Суміш для компостування з вермибіогуматом	$2,4 \times 10^7$	3×10^7
3	Суміш для компостування з мікробним препаратом	$5,0 \times 10^6$	$7,8 \times 10^7$
4	Суміш для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом	$1,5 \times 10^7$	$3,0 \times 10^7$
5	Осади стічних вод	$1,4 \times 10^4$	нд

Примітка: похибка у 3-х альтернативних сукупностях не перевищувала 5 %, «нд» – не досліджено

Серед сумішей для компостування вищу чисельність термофільних мікроорганізмів виявлено у разі додавання вермибіогумату. Ймовірно, вермибіогумат покращує ріст деяких термофільних мікроорганізмів.

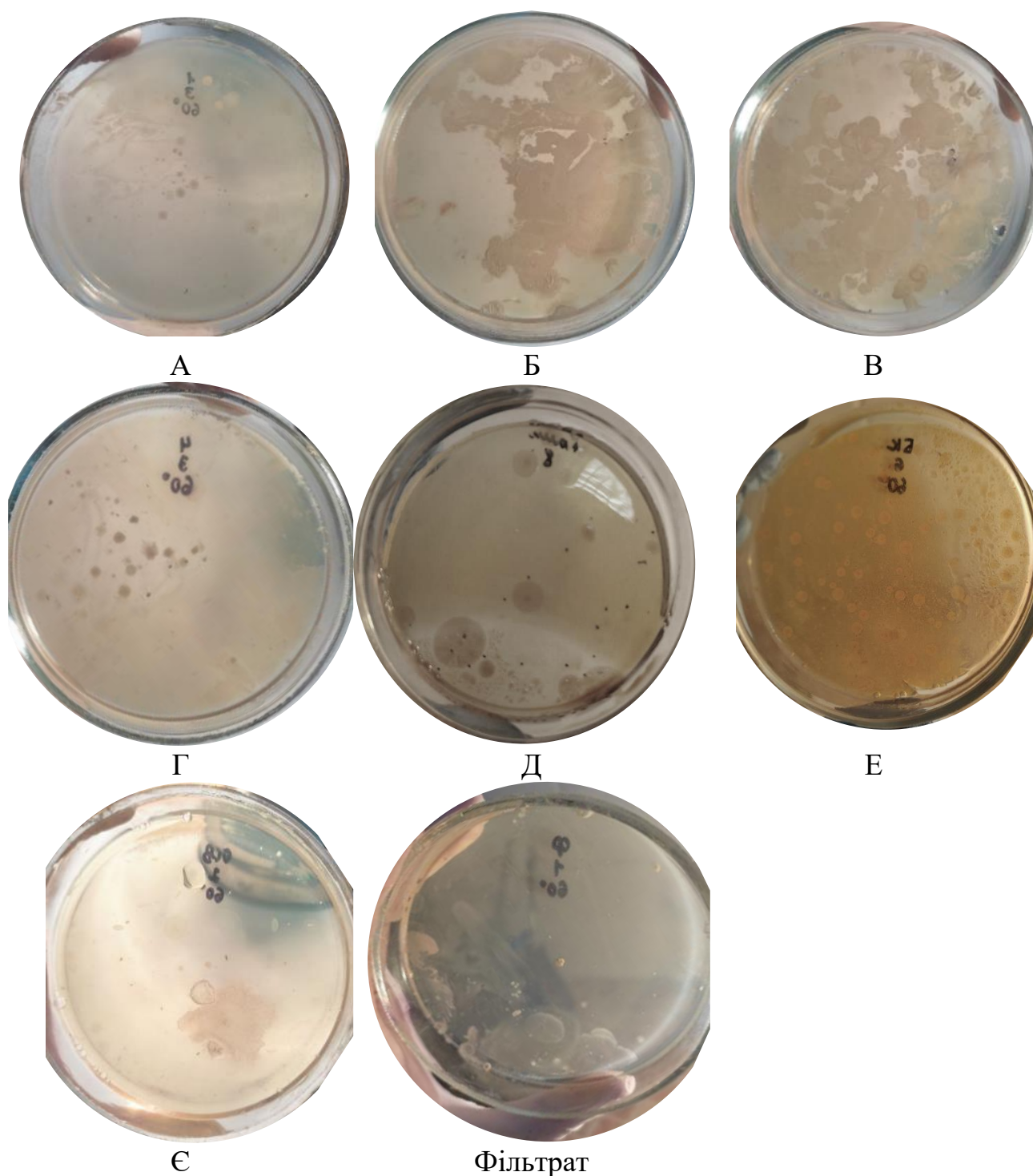


Рис. 6.15. Колонії термофільних мікроорганізмів, виділених з зразків сумішей для компостування і осадів стічних вод, на середовищі триптон-соєвий агар (А – суміш без мікробних препаратів; Б – суміш з вермибіогуматом; В – суміш з мікробним препаратом; Г – суміш з вермибіогуматом і мікробним препаратом; Д – компост; Е – біокомпост; Є – осад стічних вод; А–Г – розведення суміші 1000 разів; Д– розведення суміші 100000000 разів; Е – розведення суміші 1000000 разів; Є – розведення осаду 100 разів)

Після термофільного режиму компостування чисельність термофільних мікроорганізмів в усіх сумішах дещо зростала, але не перевищувала 10^7 КУО / г зразка.

Чисельність МАФАНМ зразка компосту, сформованого із ОСВ, харчових і деревних відходів з додаванням вермибіогумату і мікробного препарату, і біокомпосту, що містив харчові і деревні відходи, після 90 діб польових випробувань не значно відрізнялися (табл. 6.6). Ці показники були у 10 разів нижчими, порівняно з чисельністю МАФАНМ у зразках ОСВ. Однак, чисельність термофільних мікроорганізмів у зразках ОСВ була значно нижчою, порівняно чисельністю цих мікроорганізмів у компостах.

Таблиця 6.6. Чисельність мезофільних аеробних і факультативно анаеробних мікроорганізмів та термофільних мікроорганізмів у зразках сумішей для компостування і осадів стічних вод після польових досліджень

	Зразок	Чисельність мезофільних мікроорганізмів, КУО/г зразка	Чисельність термофільних мікроорганізмів, КУО/г зразка
1	Компост	$2,0 \times 10^8$	$3,8 \times 10^{10}$
2	Біокомпост	$2,8 \times 10^8$	$2,5 \times 10^{10}$
3	Осади стічних вод	$2,5 \times 10^9$	$6,8 \times 10^4$

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

Висока чисельність мезофільних і термофільних мікроорганізмів у зразках сумішей для компостування може бути наслідком значного вмісту органічних сполук. Проте слід пам'ятати, що низка обмежень не дає змоги вважати цей показник універсальним. Деякі об'єкти можуть містити мікроорганізми, які активно пригнічують ріст патогенів. У цьому разі мікробне число може змінюватися порівняно незначно, і першочергове значення матимуть масовість інфікування та його давність [237].

Індикатори фекального забруднення є представниками мікробоценозів кишківника людини і теплокровних тварин, яких об'єднують у групу БГКП.

Санітарно-показові мікроорганізми, що належать до цієї групи, вказують на фекальне забруднення субстрату. Це представники родини *Enterobacteriaceae* (роди *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella*, *Cronobacter* (рекласифікований рід *Enterobacter*), *Serratia*).

Для виділення БГКП із зразків сумішей для компостування і осаду стічних вод використовували селективне для ентеробактерій середовище Мозеля. Після одержання нагромаджувальної культури у середовищі Мозеля здійснювали посів на середовище Ендо і селективний агар для виявлення коліформних бактерій і *E. coli*. БГКП на середовищі Ендо утворюють темно-рожеві колонії із металевим блиском. Композиція селективного агару для виявлення коліформних бактерій і *E. coli* забезпечує ріст сублетально пригнічених ентеробактерій. Диференціація коліформних бактерій і *E. coli* на цьому середовищі відбувається внаслідок розщеплення X-глюкуроніду і Salmon-GAL ферментами β -D-глюкуронідазою, внаслідок чого колонії коліформних бактерій набувають рожевого або червоного кольору, а колонії *E. coli* – від темно синього до фіолетового [248]. У роботі використовували ці два дифенціальних середовища.

Після посіву нагромаджувальної культури, отриманої із зразків ОСВ у середовищі Мозеля, на середовище Ендо і селективного агару для виявлення коліформних бактерій і *E. coli* вирости колонії, які мали характерну морфологію (рис. 6.16, I). Характерні колонії також виявлено після посіву нагромаджувальних культур, отриманих із зразків сумішей для компостування (рис. 6.16, А–Г). У ході аналізу чисельності БГКП у зразках сумішей після термофільного режиму компостування (рис. 6.16, Д–Ж) і після польових досліджень (рис. 6.16, З, И) на селективному агарі для виявлення коліформних бактерій і *E. coli* вирости рожеві колонії. На середовищі Ендо вирости колонії без характерного забарвлення або злегка рожеві без металевого блиску. Певні види родини *Enterobacteriaceae* на середовищі Ендо можуть утворювати безбарвні колонії або спричиняти знебарвлення середовища. На середовищі для виявлення коліформних бактерій і *E. coli* бактерії роду *Cronobacter* і *Citrobacter* можуть формувати колонії рожево-червоні колонії і зумовлювати зміну забарвлення середовища.

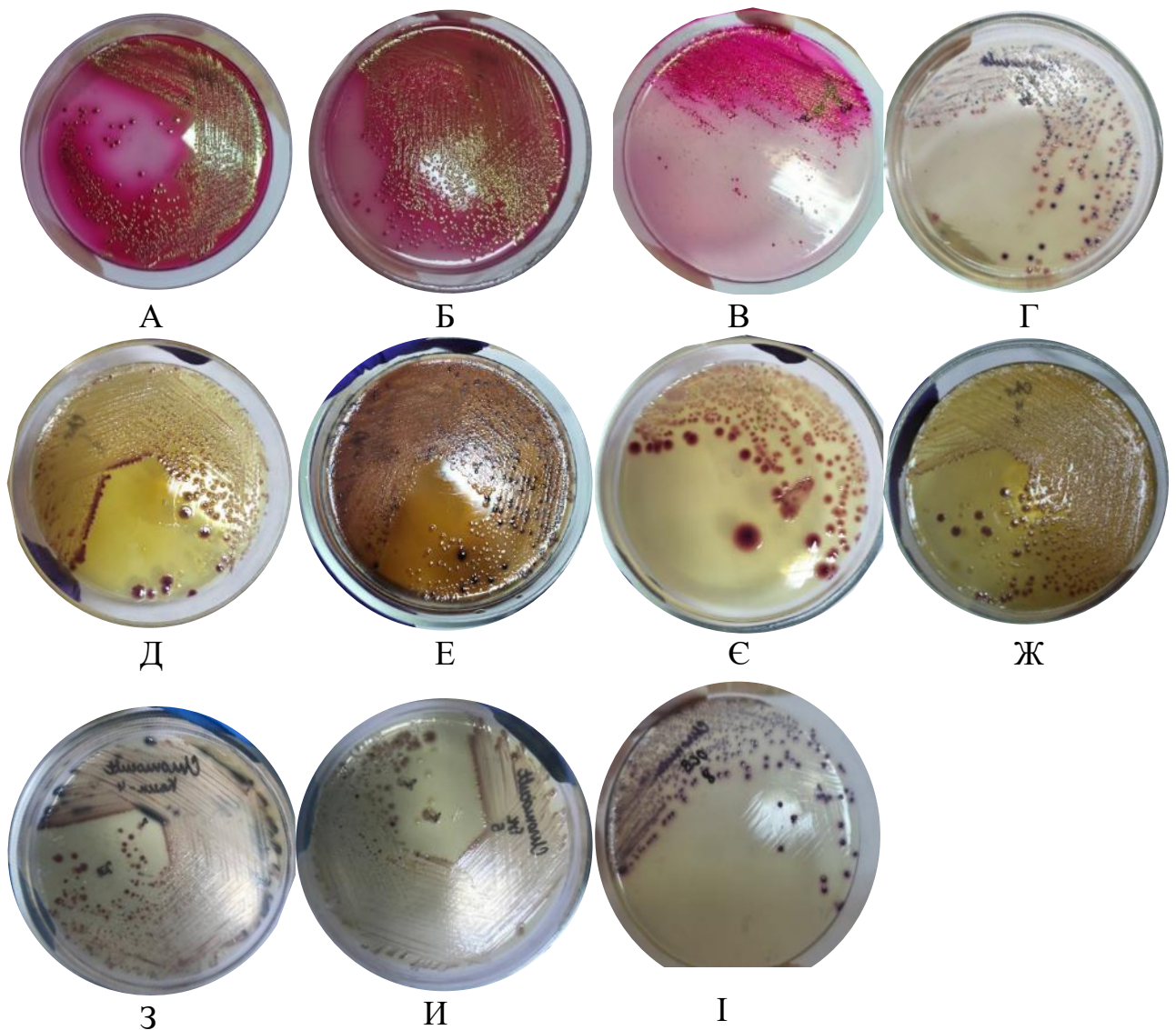


Рис. 6.16. Ріст ізолятів, виділених з сумішей для компостування і осадів стічних вод, на середовищі Ендо або селективному агарі для виявлення колиформних бактерій і *Escherichia coli* (А – суміш без мікробних препаратів перед термофільним режимом компостування; Б – суміш з вермибіогуматом перед термофільним режимом компостування; В – суміш з мікробним препаратом перед термофільним режимом компостування; Г – суміш з вермибіогуматом і мікробним препаратом перед термофільним режимом компостування; Д – суміш без мікробних препаратів після термофільного режиму компостування; Е – суміш з вермибіогуматом після термофільного режиму компостування; Є – суміш з мікробним препаратом після термофільного режиму компостування; Ж – суміш з вермибіогуматом і мікробним препаратом після термофільного режиму компостування; З – компост; И – біокомпост; І – осади стічних вод, А–В – ріст на середовищі Ендо; Г–І – ріст на селективний агар для виявлення колиформних бактерій і *Escherichia coli*)

Тому, якщо характерних колоній немає, для підтвердження відбирають колонії з нехарактерною морфологією і проводять дослідження біохімічних властивостей виділених ізолятів [237].

До групи БГКП належать аеробні та факультативно-анаеробні грамнегативні палички, які не утворюють спор, не проявляють оксидазної активності, зброджують лактозу та глюкозу до кислоти й газу за температури 37 °С упродовж 24 год, добре ростуть на універсальних живильних середовищах. Бактерії, що належать до цієї групи переважно не утворюють сірководень, не метаболізують цитрат, не продукують уреазу і желатиназу [237]. Серед ізолятів, виділених із ОСВ (ізолят ОСВ5.2, ОСВ5.4, ОСВ6.4, ОСВ8.1), були Грам-негативні (рис. 6.17), оксидазонегативні, каталазопозитивні, рухомі паличкоподібні бактерії, які зброджують лактозу і глюкозу з утворенням газу. Цитрат і сечовину не метаболізують.

Нагромаджувальні культури, отримані із сумішей перед термофільним режимом компостування, також містили ізоляти із характерними для БГКП властивостями. Зокрема, такі властивості виявлено у ізолятів E1.1, E1.2 (виділені з суміші для компостування без препаратів), E2.1, E2.2, E2.3 (виділені із суміші з вермибіогуматом), E3.4, Chr3.1, Chr3.1-2 (виділені із суміші з мікробним препаратом), Chr4.1-1, Chr4.1-2 (виділені із суміші для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом). Із сумішей для компостування, які обробили за термофільного режиму, виділили ізоляти (ChrII1.2., ChrII1.1., ChrII2.2., ChrII3.1., ChrII3.2, ChrII4.1, ChrII4.2), які за фізіолого-біохімічними властивостями відрізнялися від типових представників БГКП, однак, вони були оксидазонегативні, каталазопозитивні Грам-негативні паличкоподібні бактерії, які зброджують глюкозу і не утворюють H₂S. Із компосту і біокомпосту після польових досліджень виділили ізоляти, які значно відрізнялися від типових представників БГКП, однак були ізоляти, зокрема, ізолят BK1.4 (виділений із біокомпосту), K1-2, K1-2-1 (виділено із компосту), що виявляли характерні ознаки. На основі отриманих результатів було визначено титр БГКП та індекс

БГКП у зразках сумішей для компостування, компосту, біокомпосту і осадів стічних вод.

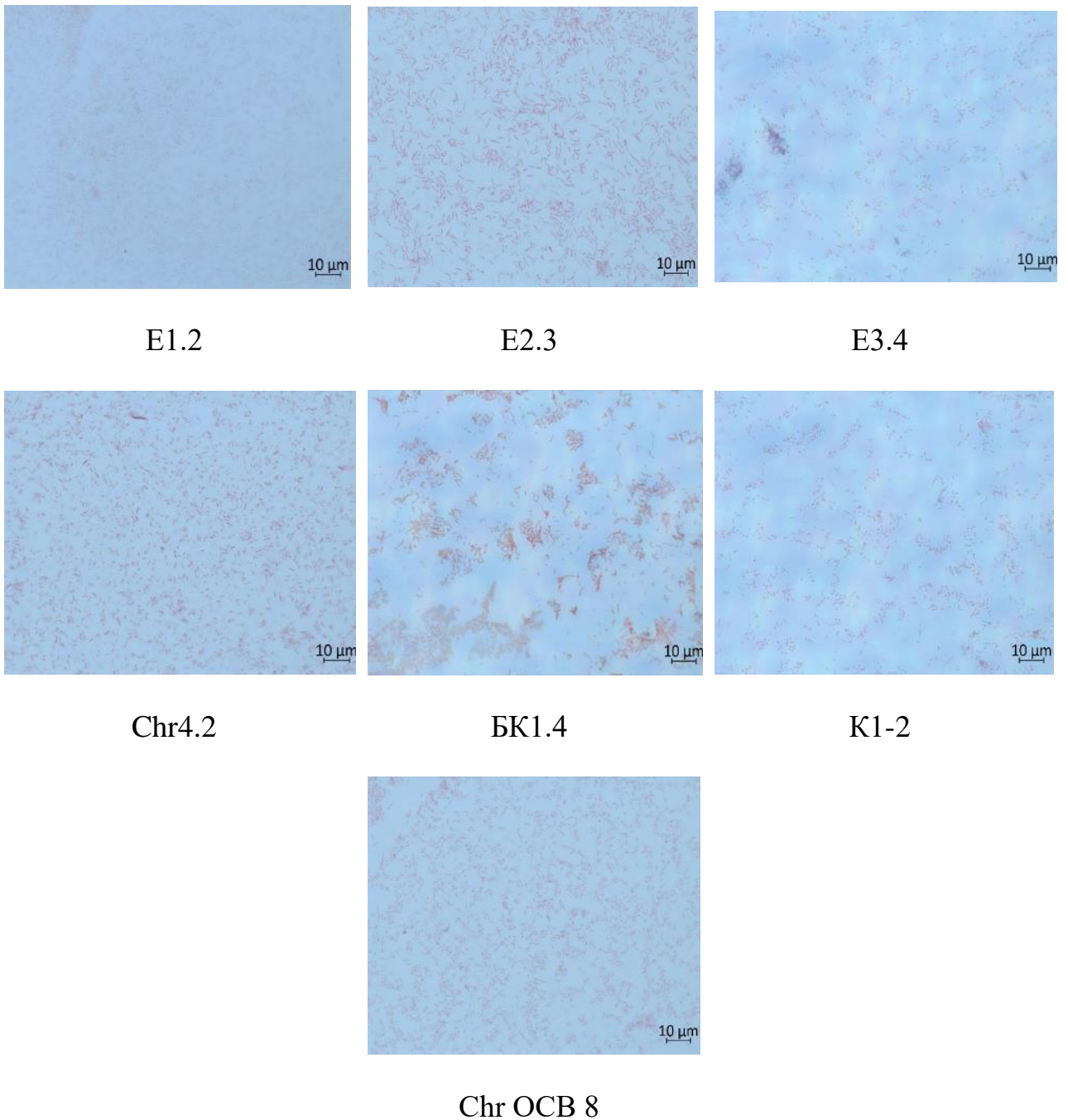


Рис.6.17. Клітини ізолятів, виділених із сумішей для компостування і осадів стічних вод (світлова мікроскопія, $\times 1000$, фарбування за Грамом)

Нагромаджувальні культури, отримані із сумішей перед термофільним режимом компостування, також містили ізоляти із характерними для БГКП властивостями. Зокрема, такі властивості виявлено у ізолятів E1.1, E1.2 (виділені

з суміші для компостування без препаратів), E2.1, E2.2, E2.3 (виділені із суміші з вермибіогуматом), E3.4, Chr3.1, Chr3.1-2 (виділені із суміші з мікробним препаратом), Chr4.1-1, Chr4.1-2 (виділені із суміші для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом). Із сумішей для компостування, які обробили за термофільного режиму, виділили ізоляти (ChrII1.2., ChrII1.1., ChrII2.2., ChrII3.1., ChrII3.2, ChrII4.1, ChrII4.2), які за фізіолого-біохімічними властивостями відрізнялися від типових представників БГКП, однак, вони були оксидазонегативні, каталазопозитивні Грам-негативні паличкоподібні бактерії, які зброджують глюкозу і не утворюють H_2S . Із компосту і біокомпосту після польових досліджень виділили ізоляти, які значно відрізнялися від типових представників БГКП, однак були ізоляти, зокрема, ізолят BK1.4 (виділений із біокомпосту), K1-2, K1-2-1 (виділено із компосту), що виявляли характерні ознаки. На основі отриманих результатів було визначено титр БГКП та індекс БГКП у зразках сумішей для компостування, компосту, біокомпосту і осадів стічних вод.

Відповідно до ДСТУ 7369:2013 [252] індекс БГКП у зразках ОСВ не повинен перевищувати 50000. Індекс БГКП у зразках ОСВ значно перевищував допустимі норми (табл. 6.7). Індекс БГКП у сумішах для компостування перед термофільним режимом знижувався у 10000–10000000 разів, порівняно з індексом БГКП у зразках ОСВ. На цьому етапі дослідження індекс БГКП суміші для компостування без препаратів не перевищував допустимі норми. Індекс БГКП суміші з вермибіогуматом або мікробним препаратом значно перевищував допустимі норми. Однак, у разі комплексного внесення вермибіогумату і мікробного препарату (доз «Старт» і «Пік») в суміш для компостування індекс БГКП перевищував допустимий у лише два рази. Після внесення усіх доз мікробного препарату і компостування сумішей за термофільних умов індекси БГКП були нижчими за допустимі.

Таблиця 6.7. Санітарно-мікробіологічні показники зразків сумішей для компостування і осадів стічних вод

№	Зразок	До термофільного режиму		Після термофільного режиму	
		Титр БГКП	Індекс БГКП	Титр БГКП	Індекс БГКП
1	Суміш для компостування без препаратів	0,01	10000	0,1	10000
2	Суміш для компостування з вермибіогуматом	0,001	1000000	0,1	10000
3	Суміш для компостування з мікробним препаратом	0,0001	10000000	0,1	10000
4	Суміш для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом	0,01	100000	0,1	10000
5	Компост	нд	нд	0,1	10000
6	Біокомпост	нд	нд	0,1	10000
7	Осади стічних вод	0,00000001	100000000000	0,00000001	100000000000
8	Фільтрат	1	1000		

Примітка: «нд» – не досліджено

Ступінь фекального забруднення субстрату оцінюють за кількістю термофільних бактерій, температурний оптимум росту яких становить +58...+60 °С [237, 238]. До санітарно-показових термофільних мікроорганізмів належать бактерії роду *Clostridium*. Це Грам-позитивні, плеоморфні палички, з заокругленими або гострими кінцями, часто об'єднані попарно чи у вигляді коротких ланцюжків. Рухомі завдяки наявності перитрихіальних джгутиків. Утворюють овальні або сферичні ендоспори. Розташування спор центральне або субтермінальне. Ріст за наявності кисню слабкий, споруляція пригнічена. Оптимальна температура росту +10...+65 °С. На кров'яному агарі виростають

великі округлі або довгасті колонії сіро-зеленого кольору, оточені зоною гемолізу [237, 238]. Серед численних патогенних і сапрофітних видів роду *Clostridium* найчастішим і постійним мешканцем кишечника людини й тварин є *Clostridium perfringens*. Ці бактерії виявляють у 72–98 % дорослих людей у титрі до 10^3 – 10^{10} . Отже, ці мікроорганізми можна розглядати як показник фекального забруднення. З кишечника людей і тварин *C. perfringens* виділяють переважно у вигляді вегетативних форм. У зовнішньому середовищі вони зберігаються у вигляді спор. За співвідношенням виявлених у досліджуваному об'єкті вегетативних форм і кількості спор роблять висновок про давність фекального забруднення [237].

Після отримання нагромаджувальних культур клостридій у нагромаджувальному середовищі виконували посів на кров'яний агар (рис. 6.18). Бактерії вирощували за анаеробних умов та температури 42 ± 1 °C упродовж 2–3 діб. Для аналізу відбирали колонії сіро-зеленого кольору. Клітини фарбували за Грамом, визначали каталазу і оксидазну активність.



Рис. 6.18 Ріст термофільних бактерій, виділених з сумішей для компостування і осадів стічних вод на кров'яному агарі за анаеробних умов

Виділені ізоляти були Грам-позитивними (рис. 6.19), окрім ізолятів СрІ.1.5, Ср.ІІ.1.4, яких далі у аналізі не враховували. Для визначення перфрінгенс-титру використовували Грам-позитивні каталазонегативні паличкоподібні бактерії, які утворюють спори (табл. 6.8).

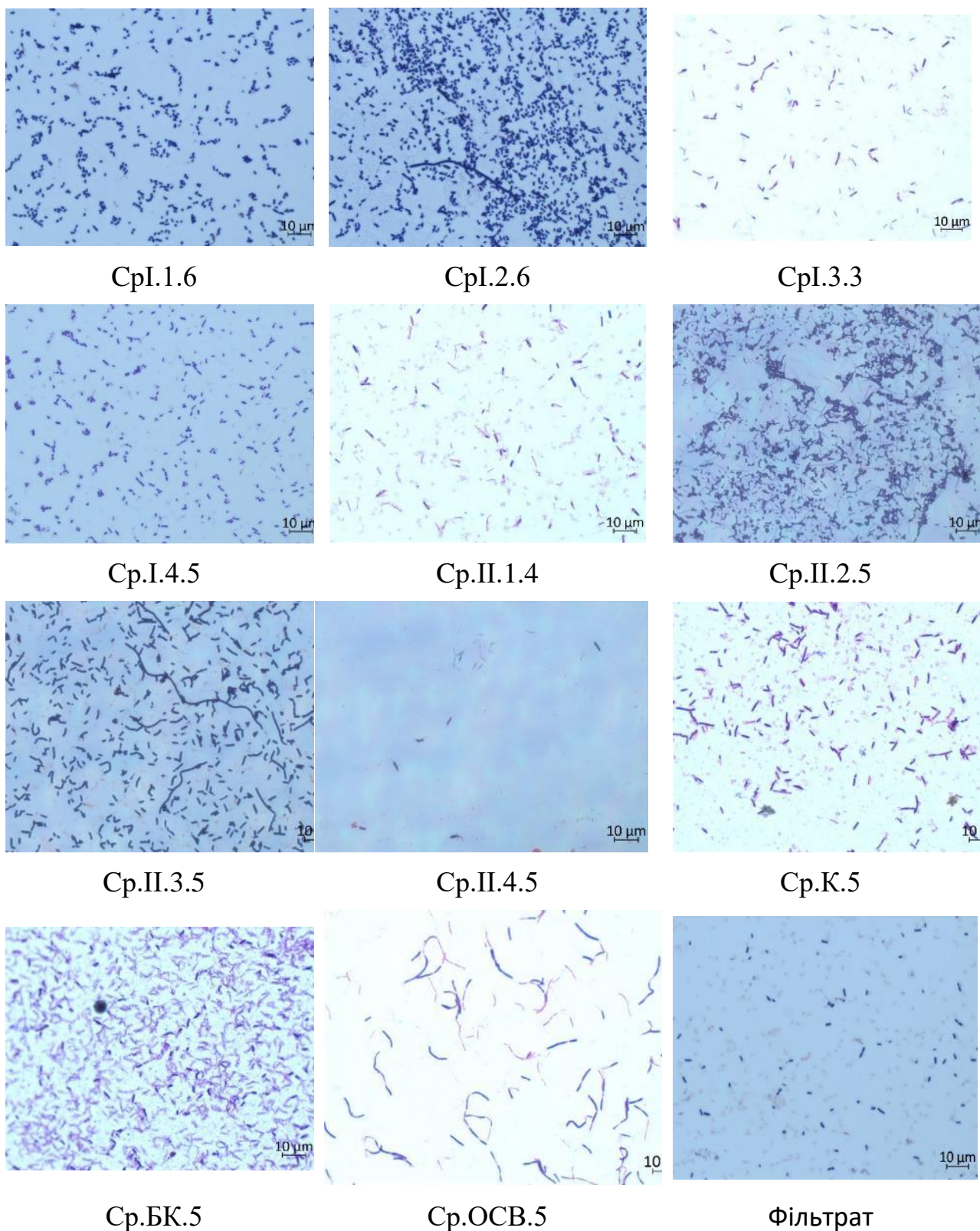


Рис. 6.19. Клітини ізолятів, виділених із сумішей для компостування і осадів стічних вод, які здатні рости на кров'яному агарі за анаеробних умов (світлова мікроскопія, $\times 1000$, фарбування за Грамом)

Таблиця 6.8. Властивості ізолятів, які виростили на кров'яному агарі за анаеробних умов

Ізолят	Ознака			
	Ріст за анаеробних умов	Оксидаза	Каталаза	Фарбування за Грамом
СрІ.1.4	+	-	+	+
СрІ.1.5	+	-	+	-
СрІ.1.6	+	-	+	+
СрІ.2.5	+	-	+	+
СрІ.2.6	+	-	+	+
СрІ.3.3	+	+	+	+
СрІ.3.3	+	+	+	+
Ср.І.4.4	+	+	+	+
Ср.І.4.5	+	+	+	+
Ср.ІІ.1.1	+	-	-	+
Ср.ІІ.1.4	+	-	-	-
Ср.ІІ.2.4.1	+	-	+	+
Ср.ІІ.2.4.2	+	-	+	+
Ср.ІІ.2.5	+	-	-	+
Ср.ІІ.3.5	+	+	-	+
Ср.ІІ.3.4	+	+	+	+
Ср.ІІ.4.4	+	-	-	+
Ср.ІІ.4.5	+	-	-	+
Ср.К.3	+	+	-	+
Ср.К.4	+	+	+	+
Ср.К.5	+	+	-	+
Ср.БК.2	+	+	+	+
Ср.БК.3	+	+	+	+
Ср.БК.4	+	+	+	+
Ср.БК.5	+	+	+	+
Ср.ОСВ.4	+	+	+	+
Ср.ОСВ.5	+	+	-	+

Примітка: «+» – ознаку виявлено, «-» – ознаку не виявлено, «нд» – не досліджено

Однак, у зразках також були і Грам-позитивні каталазопозитивні ізоляти, які мали характерну морфологію клітин і розташування ендоспор, тому їх також використовували для перерахунку перфрінгенс-титру, оскільки, відомо, що деякі представники роду *Clostridium* є каталазопозитивними.

Таблиця 6.9.Перфрінгенс-титр зразків сумішей для компостування, компосту, біокомпосту і осадів стічних вод

№	Зразок	До термофільного режиму	Після термофільного режиму
1	Суміш для компостування без препаратів	0,000001	0,0001
2	Суміш для компостування з вермибіогуматом	0,000001	0,00001
3	Суміш для компостування з мікробним препаратом	0,00001	0,00001
4	Суміш для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом	0,00001	0,0001
5	Компост	нд	0,00001
6	Біокомпост	нд	0,00001
7	Осади стічних вод	0,00001	0,00001

Примітка: «нд» – не досліджено

У результаті формування суміші для компостування, яка не містила додаткових препаратів, та подальшого компостування упродовж 6 діб за температури 45 ± 1 °С, чисельність спороутворювальних термофільних бактерій зростала у 10 разів, порівняно з вихідними ОСВ. Зростання чисельності термофільних спороутворювальних бактерій виявлено також у суміші для компостування, яка містила вермибіогумат. Однак, за внесення мікробного препарату до компостувальних сумішей виявлено зниження чисельності цієї групи бактерій до значень, характерних для ОСВ. Після внесення усіх доз мікробного препарату і проведення термофільного режиму компостування чисельність термофільних спороутворювальних бактерій, була нижчою, порівняно з показниками до початку термофільного режиму. На цьому етапі досліджень перфрінгенс-титр суміші для компостування без додаткових

препаратів і суміші, що містила мікробний препарат і вермибіогумат, була у 10 разів нижчою, порівно з перфрінгенс-титром ОСВ. Після етапу польових досліджень перфрінгенс-титр компосту і біокомпосту не відрізнявся від цього показника в ОСВ. Припускаємо, що, оскільки процес компостування відбувається за температур 37...60 °С відбувається селективне нагромадження термофільних бактерій, значна частина з яких утворює спори. Ймовірно, ці бактерії забезпечують деструкцію органічних сполук під час процесу компостування.

Визначення бактерій роду *Salmonella*. У роботі використовували розведені суспензії у 10–1000000 разів. Попереднє концентрування бактерій роду *Salmonella* проводили у фосфатно-буферній пептонній воді, яке дає змогу виділити сублетально пригнічені бактерій роду *Salmonella*. Для одержання нагромаджувальних культур бактерії, які вирости у фосфатно-буферній пептонній воді, пересівали у селективне для бактерій роду *Salmonella* середовище Раппапорта-Василіадіса. Подальшу диференціацію бактерій нагромаджувальних культур здійснювали на ксилозо-лізин-дезоксихолатному агарі і середовищі Ендо. Бактерії роду *Salmonella* на ксилозо-лізин-дезоксихолатному агарі утворюють колонії червоного або рожевого кольору з чорним центром. На середовищі Ендо сальмонели формують рожеві колонії без металевого блиску [265]. Після посіву зразків сумішей для компостування перед етапом термофільного режиму у середовище Раппапорта-Василіадіса ріст бактерій виявлено лише за використання суспензій, розведених у 10 разів (0,1 г суміші у 1 мл суспензії). Під час аналізу зразків ОСВ у середовищі Раппапорта-Василіадіса ріст виявлено за розведення 1000000 (0,000001 г/мл суспензії). Для диференціації бактерій, що вирости у селективному середовищі Раппапорта-Василіадіса виконували посів цих нагромаджувальних культур на диференціальні середовища. Після посіву на середовище ксилозо-лізин-дезоксихолатний агар характерні для бактерій роду *Salmonella* колонії виявлено після посіву нагромаджувальних культур, отриманих зі зразків ОСВ. Колонії цих мікроорганізмів мали чорний центр, що свідчить про здатність до утворення H₂S.

Ізоляти були здатні до декарбоксілювання лізину з утворенням кадаверину, про свідчить поява пурпурового забарвлення навколо колоній (рис. 6.20, И). Мікроорганізми, виділені з сумішей для компостування перед термофільним режимом, на цьому середовищі утворювали яскраво-жовті колонії, оточені зоною преципітації (рис. 6.20, А, В, Г), що характерно для бактерій родів *Escherichia*, *Enterobacter*, *Aeromonas*, *Citrobacter* тощо [265].

Під час дослідження сумішей після термофільного режиму компостування у середовищі Раппапорта-Василіадіса ріст виявлено за розведення суспензій сумішей 10 разів. Однак, після посіву одержаних у середовищі Раппапорта-Василіадіса нагромаджувальних культур на середовище ксилозо-лізин-дезоксихолатний агар вирости колонії з нехарактерною морфологією (культури, виділені із суміші для компостування без препаратів і суміші з вермибіогуматом і мікробним препаратом). Змін кольору середовища також не було (рис. 6.20, Д, Є). Культури, виділені із суміші для компостування з вермибіогуматом або мікробним препаратом, не росли на середовищі ксилозо-лізин-дезоксихолатний агар. У разі відсутності росту бактерій або характерної морфології колоній на диференціально-діагностичних середовищах після пересіву із збагачувальних середовищ роблять висновок про негативний результат досліджень [237, 238].

Після посіву нагромаджувальних культур, виділених з компосту і біокомпосту, на середовище ксилозо-лізин-дезоксихолатний агар чорних колоній не було виявлено. Однак, були червоні колонії навколо яких середовище набуло злегка пурпурового кольору, що свідчить про здатність бактерій декарбоксілювати лізин і утворенням кадаверину. Відомо, що бактерії роду *Salmonella*, зокрема, *Salmonella typhi*, *Salmonella pullorum*, *Salmonella senftenberg* не продукують сірководню тому ростуть на цьому середовищі у вигляді червоних колоній [237, 265, 266].

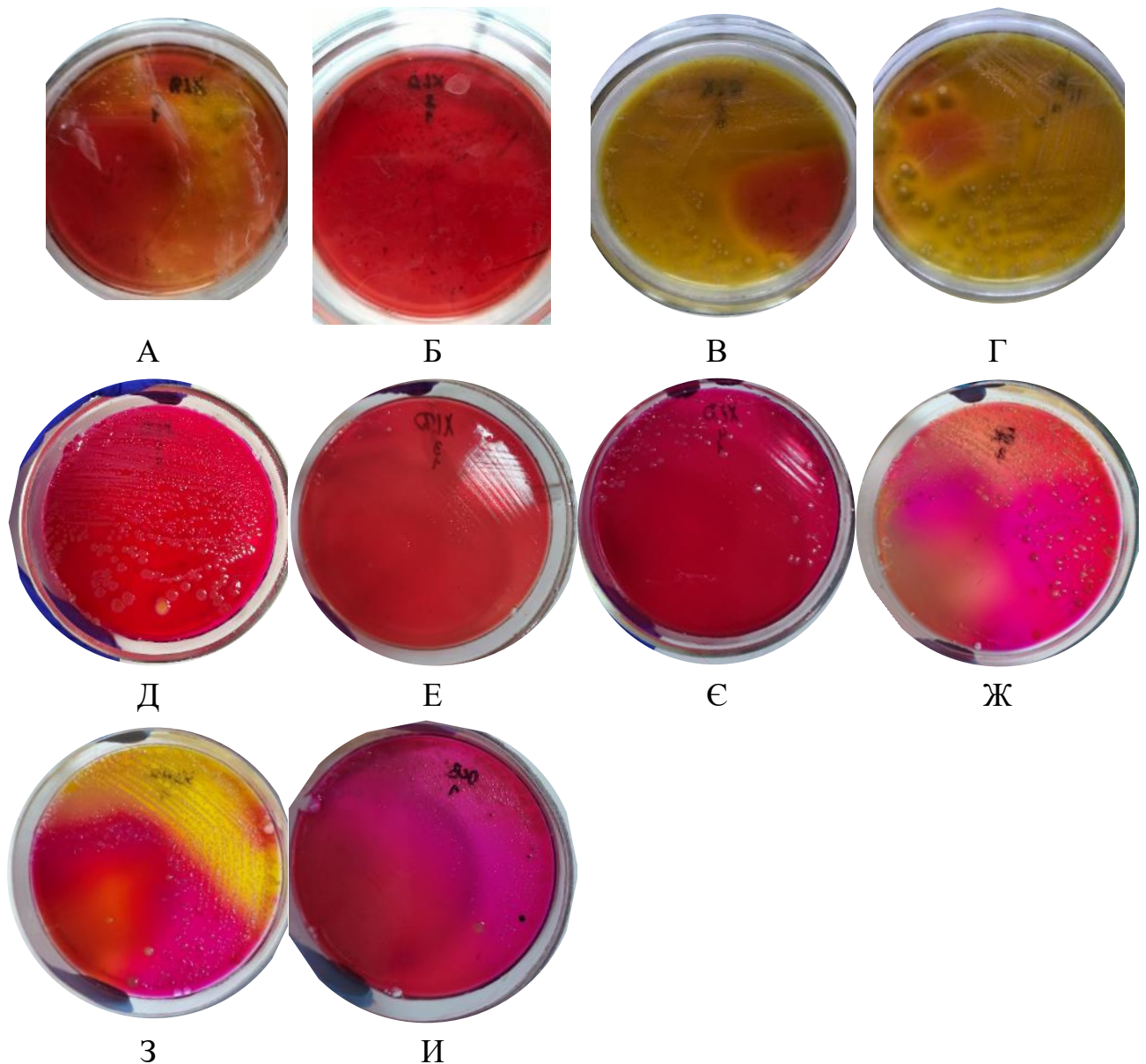


Рис. 6.20. Ріст ізолятів, виділених із сумішей для компостування, компосту, біокомпосту і осадів стічних вод, на ксилозо-лізин-дезоксихолатному агарі (А – суміш без мікробних препаратів перед термофільним режимом компостування; Б – суміш з вермибіогуматом перед термофільним режимом компостування; В – суміш з мікробним препаратом перед термофільним режимом компостування; Г – суміш з вермибіогуматом і мікробним препаратом перед термофільним режимом компостування; Д – суміш без мікробних препаратів після термофільного режиму компостування; Е – суміш з мікробним препаратом після термофільного режиму компостування; Є – суміш з вермибіогуматом і мікробним препаратом після термофільного режиму компостування; Ж – біокомпост; З – компост; И – осад стічних вод)

Для подальшого аналізу відібрали 23 ізоляти. Їх пересіяли на середовище TSA і продовжили дослідження для встановлення приналежності до бактерій роду *Salmonella*.

Сальмонели оксидазонегативні, каталазопозитивні, не розщеплюють сечовину, зазвичай утворюють сірководень (окрім деяких сероварів *Salmonella enterica*) і не утворюють індол. Бактерії не ферментують лактозу, саліцин, утилізують цитрат на середовищі Сімонса (окрім *S. enterica* (підвиди *typhi*)). Для бактерій роду *Salmonella* характерні ферменти лізин-, орнітиндекарбоксилаза і аргініндегідролаза, хоча штами *S. enterica* і деяких інших видів мають знижений вміст лізиндекарбоксилази або зовсім її не утворюють. Усі сальмонели відновлюють нітрати, ферментують маніт. Зазвичай ферментують глюкозу з утворенням кислоти й газу, але серед сероварів *S. enterica* є варіанти, які газ не утворюють. Майже всі сальмонели ферментують сорбіт. Желатин бактерії роду *Salmonella* не розріджують [237, 265-267].

Усі ізоляти, виділені із ксилозо-лізин-дезоксихолатного агару, були Грам-негативними паличкоподібними бактеріями (рис. 6.21).

Після отримання чистих культур бактерій, які формують характерні колонії на диференціально-діагностичних середовищах проводили посів на середовища Кліглера і трицукридний агар. Ці середовища дають змогу з'ясувати чи здатні бактерії зброджувати вуглеводи, метаболізувати сечовину, відновлювати тіосульфат [265]. Характерний ріст (стовпчик агару чорний, а скошена поверхня – червоного кольору, інколи ріст супроводжується виділенням газу [265]) у цих середовищах виявлено під час росту ізолятів *S.OCB.3.1*, *S.OCB.3.2*, *S.OCB.3.3* (рис. 3.24), які було виділено з зразків ОСВ. За росту ізолятів, які було виділено з компосту чи біокомпосту, стовпчик агару набував жовтого кольору, а скіс – рожевого, що свідчить про те, що ці мікроорганізми зброджують до кислоти глюкозу, але не зброджують лактозу [265]. Такі ізоляти також відібрали для подальшого аналізу, відповідно до протоколу виявлення бактерій роду *Salmonella* [267].

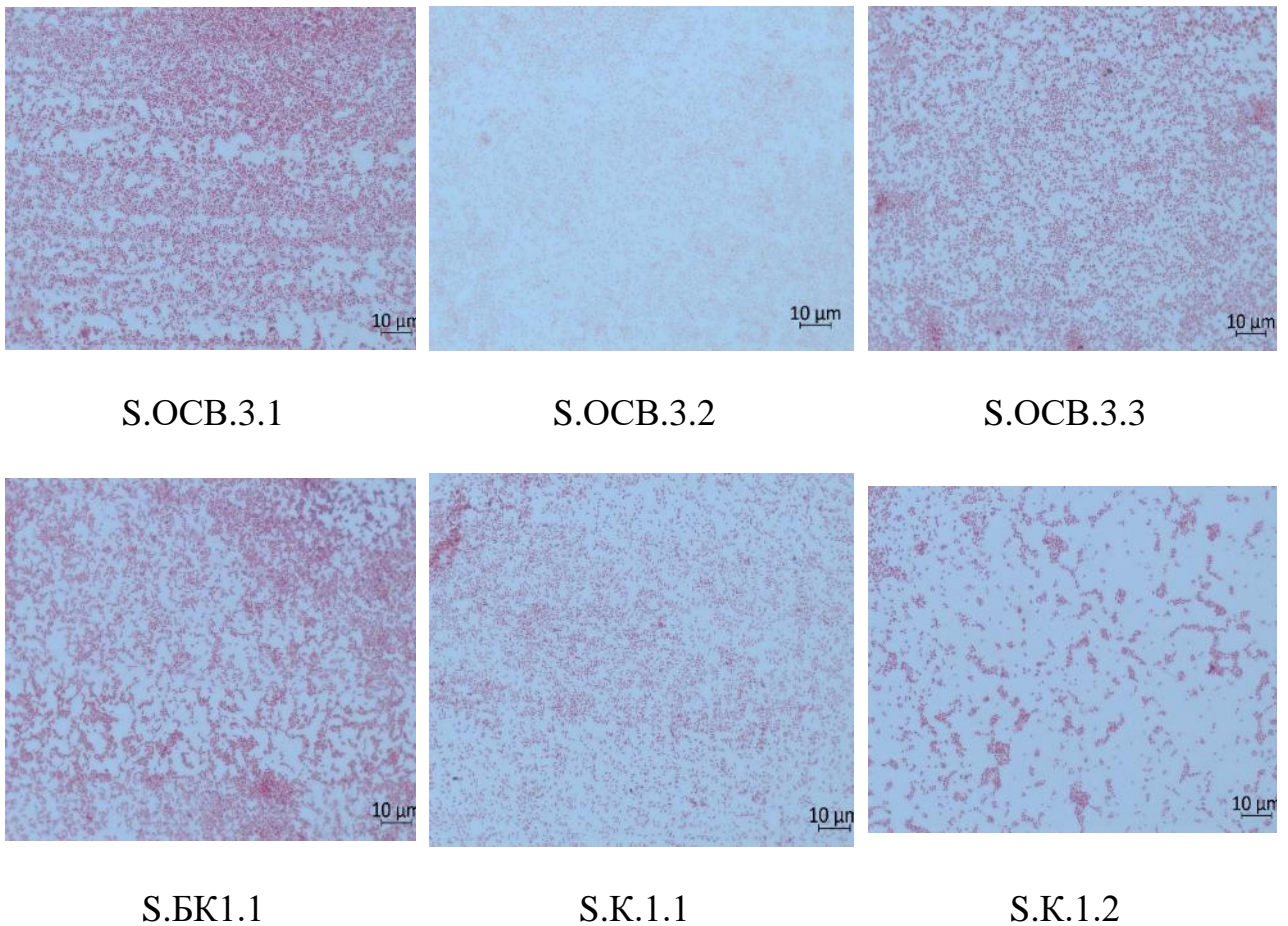


Рис. 6.21. Клітини ізолятів, виділених із сумішей для компостування і осадів стічних вод, які вирости на ксилозо-лізин-дезоксихолатному агарі (світлова мікроскопія, $\times 1000$, фарбування за Грамом)

Після отримання чистих культур бактерій, які формують характерні колонії на диференціально-діагностичних середовищах проводили посів на середовища Клігlera і трицукридний агар. Ці середовища дають змогу з'ясувати чи здатні бактерії зброджувати вуглеводи, метаболізувати сечовину, відновлювати тіосульфат [237]. Характерний ріст (стовпчик агару чорний, а скошена поверхня – червоного кольору, інколи ріст супроводжується виділенням газу [237]) у цих середовищах виявлено під час росту ізолятів S.OCB.3.1, S.OCB.3.2, S.OCB.3.3 (рис. 6.22), які було виділено з зразків ОСВ. За росту ізолятів, які було виділено з компосту чи біокомпосту, стовпчик агару набував жовтого кольору, а скіс – рожевого, що свідчить про те, що ці мікроорганізми зброджують до кислоти глюкозу, але не зброджують лактозу [237]. Такі ізоляти

також відібрали для подальшого аналізу, відповідно до протоколу виявлення бактерій роду *Salmonella* [267].



Рис. 6.22. Ріст ізолятів, виділених зі зразків осадів стічних вод, на середовищі трицукридний агар

Отже, за оксидажною і каталажною активностями, здатністю розщеплювати органічні сполуки, відновлювати нітрати, утворювати H_2S і відношенням до кисню серед відібраних 23 ізолятів було відібрано 6, які виявляли фізіолого-біохімічні ознаки, найбільш наближені до бактерій роду *Salmonella* (табл. 6.10).

З використанням системи API ID 32 GN досліджено здатність ізолят метаболізувати різні джерела карбону (табл. 6.11).

Таблиця 6.10. Власливості ізолятів, які виростили на ксилозо-лізін-дезоксихолатному агарі

Ізолят	Ознака										
	Оксидаза	Каталаза	Фарбування за Грамом	Здатність розщеплювати					Відношення до кисню	Відновлення NO ₂	Здатність до рНХУ
				Лактоза	Глюкоза	Желатин	Сечовина	Цитрат			
S.OCB.3.1	-	+	-	-	+ ^К	-	+	+	факультативні анаероби	+	+
S.OCB.3.2	-	+	-	-	+ ^К	-	-	+	факультативні анаероби	+	+
S.OCB.3.3	-	+	-	-	+ ^К	-	-	+	факультативні анаероби	+	+
S.БК1.1	-	+	-	-	+ ^К	-	+	-	аероби	-	-
S.К.1.1	-	+	-	-	-	-	+	±	аероби	±	+
S.К.1.2	-	+	-	-	+ ^К	-	+	+	факультативні анаероби	+	+
<i>Salmonella</i> sp. [38]	-	+	-	-	+ ^К	-	-	+	факультативні анаероби	+	+

Примітка: «+» – ознаку виявлено, «-» – ознаку не виявлено, «±» – ознака слабо виражена, «К» – утворення кислоти, «нд» – не досліджено

Ізоляти S.OCB.3.1 і S.OCB.3.2, виділені із зразків ОСВ, виявляли ознаки, характерні для бактерій роду *Salmonella*, зокрема, утворювали H₂S за росту на трицукридному агарі, зброджували глюкозу до кислоти і не зброджували лактозу, метаболізувати сечовину, цитрат та інші джерела карбону. Ізоляти S.БК1.1 (виділений з біокомпосту після польових досліджень), S.К.1.1, S.К.1.2 (виділені з компосту після польових досліджень) також виявляли ознаки, характерні для бактерій роду *Salmonella*. Оскільки, це важливі діагностичні ознаки для визначення приналежності ізоляту до цього роду [267], то було зроблено висновок, що вони належать до роду. Однак, були ознаки, за якими

виділені ізоляти відрізняються від бактерій роду *Salmonella*, зокрема уреазною активністю і здатністю метаболізувати деякі джерела карбону (табл. 6.10, 6.11). Припускаємо, що у результаті досліджень із зразків осадів стічних вод виділено різні біохімічні варіанти ізолятів, які відрізняються між собою і характерними представниками роду *Salmonella* за здатністю метаболізувати різні вуглеводи.

Таблиця 6.11. Здатність метаболізувати різні джерела карбону ізолятів, які виростили на ксилозо-лізин-дезоксихолатному агарі

Джерело карбону	Ізоляти						<i>Salmonella</i> sp.
	S.OCB.3.1	S.OCB.3.2	S2-3-3	S.BK1.1	S.K.1.1	S.K.1.2	
сахароза	-	-	-	-	-	-	-
мальтоза	-	-	-	-	+	+	+
L-рамноза	-	-	-	+	-	+	+
інозит	-	-	-	-	-	-	+
натрію малонат	-	-	-	+	-	-	+
саліцин	-	-	-	+	-	-	-
натрію ацетат	+	+	+	+	+	+	+
калію кетоглюконат	-	-	-	-	+	+	+
глікоген	-	-	-	-	+	-	-
D-манітол	-	-	-	-	+	+	+
D-мелібіоза	-	-	-	-	-	-	+
D-сорбітол	-	-	-	+	+	+	+
L-арабіноза	-	-	-	+	+	+	+

Примітка: «+» – ознаку виявлено, «-» – ознаку не виявлено

На основі наявності цих ізолятів у зразках ОСВ і компостів визначено титр бактерій роду *Salmonella* (табл. 6.12). Відповідно до ДСТУ 7369:2013 [252] осади стічних вод не повинні містити патогенні мікроорганізми, зокрема бактерії роду *Salmonella*. Встановлено, що зразки ОСВ містять бактерії роду *Salmonella* у титрі 0,001. У результаті процесу компостування і внесення мікробного препарату і вермибіогумату у лабораторних умовах ці бактерії гинуть.

Таблиця 6.12. Титр бактерій роду *Salmonella* сумішей для компостування, компосту, біокомпосту і осадів стічних вод

№	Зразок	Титр бактерій роду <i>Salmonella</i>	
		До термофільного режиму	Після термофільного режиму
1	Суміш для компостування без препаратів	не виявлено	не виявлено
2	Суміш для компостування з вермибіогуматом	не виявлено	не виявлено
3	Суміш для компостування з мікробним препаратом	не виявлено	не виявлено
4	Суміш для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом	не виявлено	не виявлено
5	Компост	нд	не виявлено
6	Біокомпост	нд	не виявлено
7	Осади стічних вод	0,001	0,001

Відомо, що бактерії роду *Salmonella* чутливі до температур вище 50 °С [237], тому, припускаємо, ми не виділили цих бактерій під час процесу компостування і після термофільного режиму компостування у жодній з сумішей.

Визначення чисельності фітопатогенних мікроорганізмів. Розведені суспензії сумішей для компостування, компосту, біокомпосту і ОСВ висівали на середовище Келмана і картопляний агар з 2,3,5-трифенілтетразолієм хлористим (ТТХ). Бактерії вирощували упродовж 7 діб за температури 28±1 °С. Картопляний агар з ТТХ використовують для виявлення збудників м'яких гнилей у ґрунті. На цьому середовищі збудники м'яких гнилей рослин роду *Erwinia* утворюють темно-червоні, іноді фіолетові колонії з опуклим центром темнішого забарвлення, облямівки колоній білі. Середовище Келмана є селективним для збудників м'яких гнилей рослин. На цьому середовищі бактерії роду *Ralstonia*,

зокрема патогенні штами *Ralstonia solanacearum*, формують білі колонії із рожевим центром, а непатогенні червоні колонії із вузьким синім краєм [239].

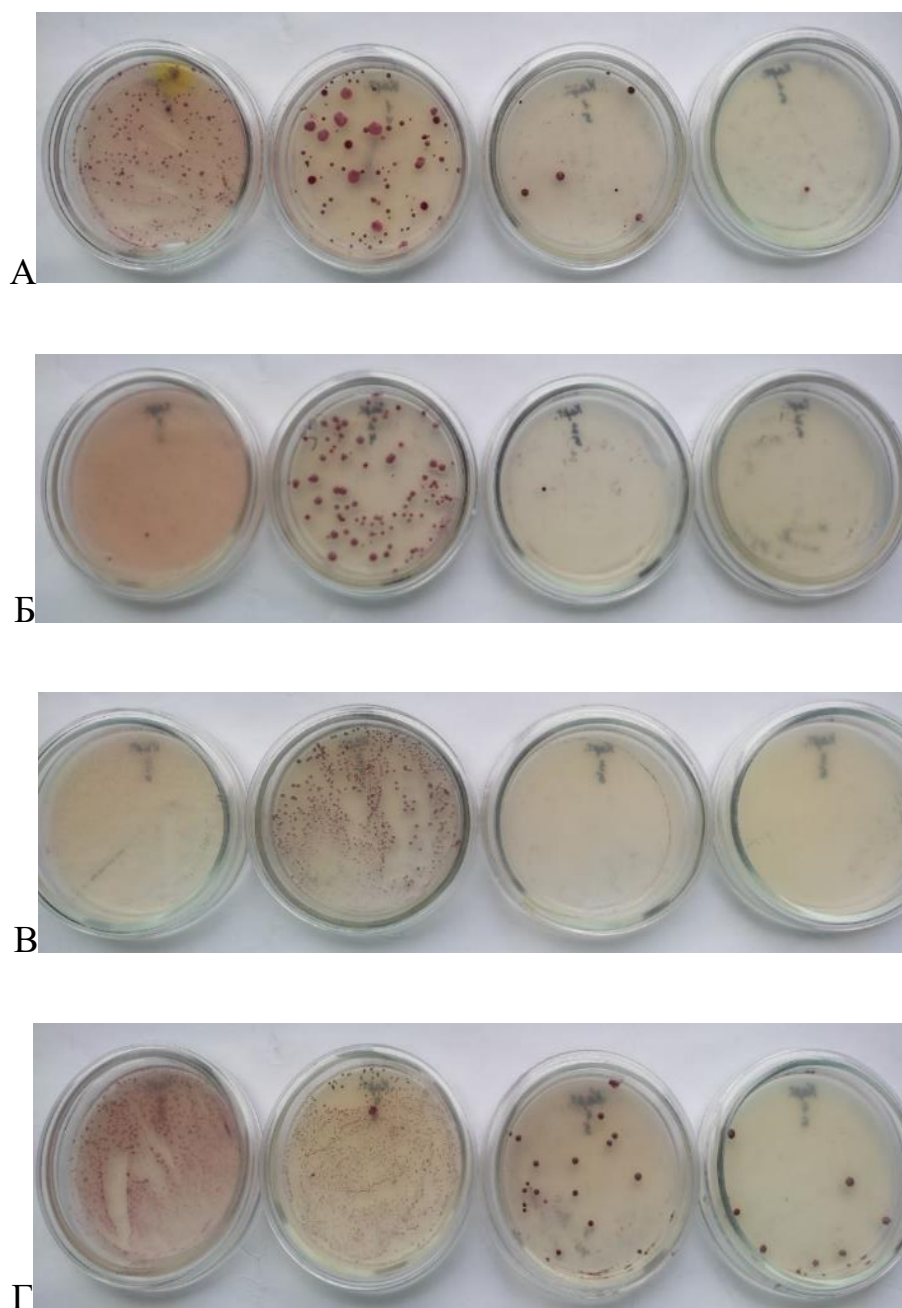


Рис. 6.23. Ріст бактерій, виділених з сумішей для компостування, компосту, біокомпосту і осадів стічних вод на середовищі картопляний агар з 2,3,5-трифенілтетразолієм хлористим (А – суміш для компостування без препаратів, Б – суміш для компостування з вермибіогуматом, В – суміш для компостування з мікробним препаратом, Г – суміш для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом)

Після посіву розведених суспензій сумішей для компостування і ОСВ на середовище Келмана і картопляний агар з ТТХ відібрано 35 ізолятів, які формували характерної морфології колонії (рис. 6.23).

Ці колонії пересіяли на середовище ТСА, отримали чисті культури і дослідили їхню здатність до мацерації, оскільки, відомо, що збудники м'яких гнилей синтезують пектинолітичні ферменти, що спричиняють мацерацію рослинних тканин [239]. Серед усіх відібраних ізолятів мацерацію бульб картоплі здійснювали ізоляти, які було виділено з суміші для компостування з мікробним препаратом і суміші для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом перед етапом термофільного режиму, а також з компосту та біокомпосту після польових досліджень (рис. 6.24).



Контроль



Ф.І.3.4



Ф.І.4.5



Ф.К.6.2



Ф.БК.4.5



Ф.БК.6.2

Рис. 6.24. Мацерація тканин бульб картоплі, яку спричинили ізоляти, виділені зі зразків сумішей для компостування, компосту, біокомпосту і осадів стічних вод

Після термофільного режиму компостування жоден з виділених ізолятів не здійснював мацерацію бульб картоплі. Також, не виявлено ізолятів, здатних мацерувати картоплю, у зразках ОСВ. Далі у роботі досліджували ізоляти Ф.І.3.4 (виділений з суміші для компостування з мікробним препаратом перед термофільним режимом), Ф.І.4.5 (виділений з суміші для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом перед термофільним режимом), Ф.К.6.2 (виділений компосту після польових досліджень), Ф.БК.4.5, Ф.БК.6.2 (виділений з біокомпосту після польових досліджень). Інтенсивну мацерацію бульб картоплі здійснював ізолят Ф.БК.6.2, який спричиняв мацерацію бульб картоплі упродовж 2–3 діб росту (див. рис. 6.24). Усі інші ізоляти менш активно здійснювали мацерацію бульб картоплі.

Таблиця 6.13. Властивості ізолятів, здатних здійснювати мацерацію рослинних тканин

Ізолят	Ознака										
	Оксидаза	Каталаза	Фарбування за Грамом	Здатність розщеплювати					Відношення до кисню	Відновлення NO ₂	Здатність до рУХУ
				Лактоза	Глюкоза	Желатин	Сечовина	Цитрат			
Ф.І.3.4	–	–	–	+	+	–	+	–	аероб	+	+
Ф.І.4.5	–	+	+	–	+	–	–	+	аероб	–	+
Ф.К.6.2	–	+	–	+	+	+	–	–	аероб	–	+
Ф.БК.4.5	–	+	–	+	+	+	–	–	аероб	±	+
Ф.БК.6.2	–	+	–	+	+	+	–	–	аероб	±	+
<i>Clavibacter</i> sp. [PM 7/59]	–	+	+	–	+	–	–	нд	аероб	–	+
<i>Ralstonia</i> sp.	+	+	–	нд	+	+	+	+	аероб	–	–
<i>Erwinia</i> sp.	–	+	–	нд	+ ^К	+	–	–	аероб	+	+

За морфологічними і фізіолого-біохімічними ознаками (табл. 6.13, рис. 6.25), а також здатністю руйнувати тканини картоплі шляхом, який подібний до кільцевої гнилі, припускаємо, що ізолят Ф.І.4.5 належить до фітопатогенних бактерій роду *Clavibacter* [268]. Ізоляти Ф.К.6.2, Ф.БК.4.5, Ф.БК.6.2 за сумою фізіолого-біохімічних ознак, ймовірно, належать до роду *Erwinia*. Для більш детальної ідентифікації необхідно провести молекулярно-генетичні дослідження цих ізолятів.

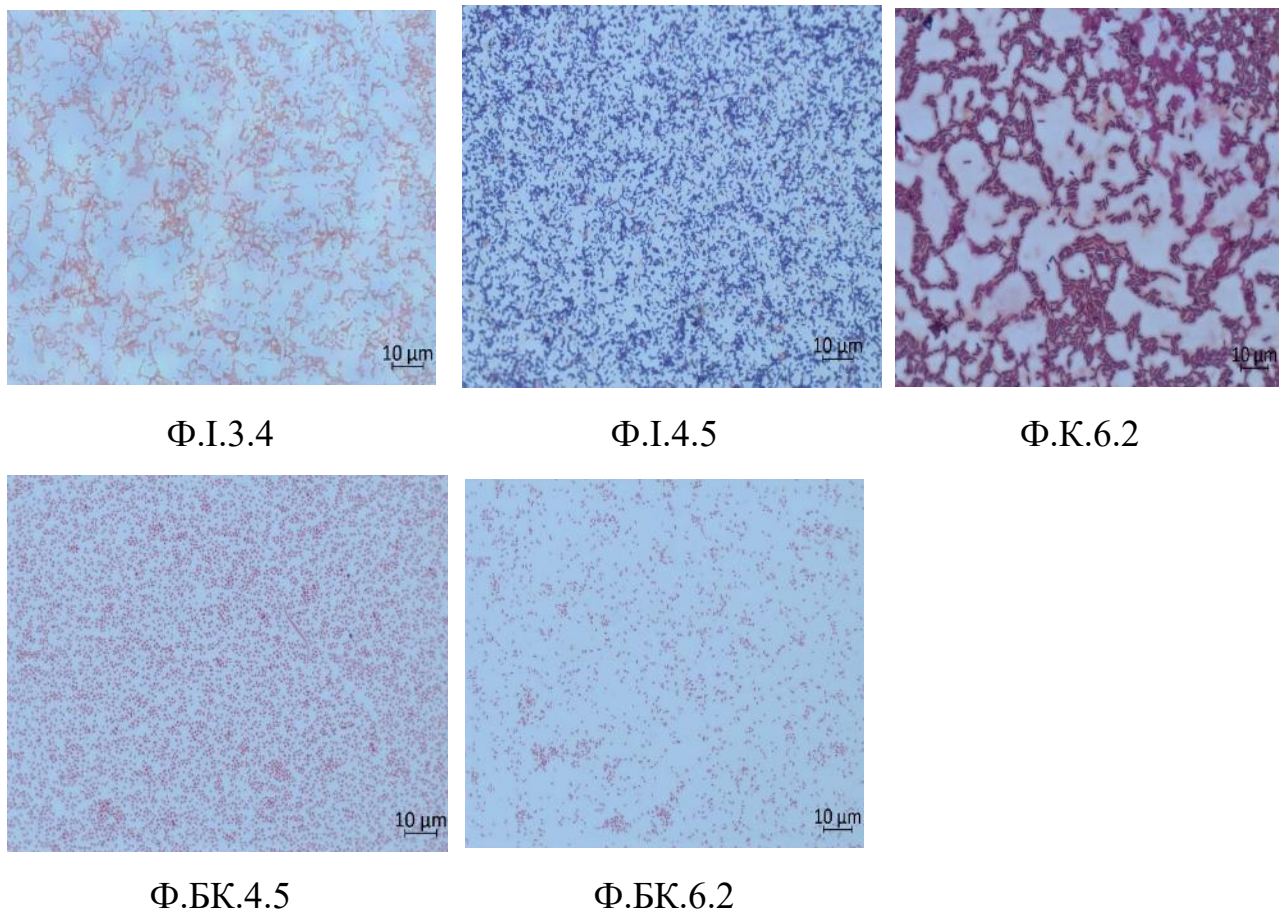


Рис. 6.25. Клітини ізолятів, здатних здійснювати мацерацію бульб картоплі (світлова мікроскопія, $\times 1000$, фарбування за Грамом)

Враховуючи наявність бактерій, для яких характерна здатність мацерувати бульби картоплі, визначено титр цієї групи мікроорганізмів у зразках сумішей для компостування, компостів, біокомпостів і ОСВ (табл. 6.14).

Наявність бактерій, здатних до деструкції рослинних тканин, у зразках сумішей для компостування, ймовірно, обумовлено внесенням мікробного препарату, який містить метаболічно активні штами бактерій, які здатні розщеплювати рослинну біомасу. Ці штами не є стійкими до високих температур компостування, тому, ймовірно, не виживають після проведення термофільного режиму компостування.

Таблиця 6.14. Титр бактерій, для яких характерна здатність мацерувати бульби картоплі, у сумішах для компостування, компосту, біокомпосту і осадів стічних вод

№	Зразок	До термофільного режиму	Після термофільного режиму
1	Суміш для компостування без препаратів	не виявлено	не виявлено
2	Суміш для компостування з вермибіогуматом	не виявлено	не виявлено
3	Суміш для компостування з мікробним препаратом	0,0001	не виявлено
4	Суміш для компостування з вермибіогуматом і мікробним препаратом	0,00001	не виявлено
5	Компост	нд	0,000001
6	Біокомпост	нд	0,000001
7	Осади стічних вод	не виявлено	не виявлено

Зростання титру бактерій, здатних до деструкції рослинних тканин, у зразках компостів після польових досліджень може бути зумовлено умовами навколишнього середовища або дизайном експерименту.

Визначення вмісту яєць геогельмінтів. У разі фабування мазків за Цілем–Нільсеном ооцисти роду *Cryptosporidium* забарвлюються в червоний колір на світло-синьому тлі.

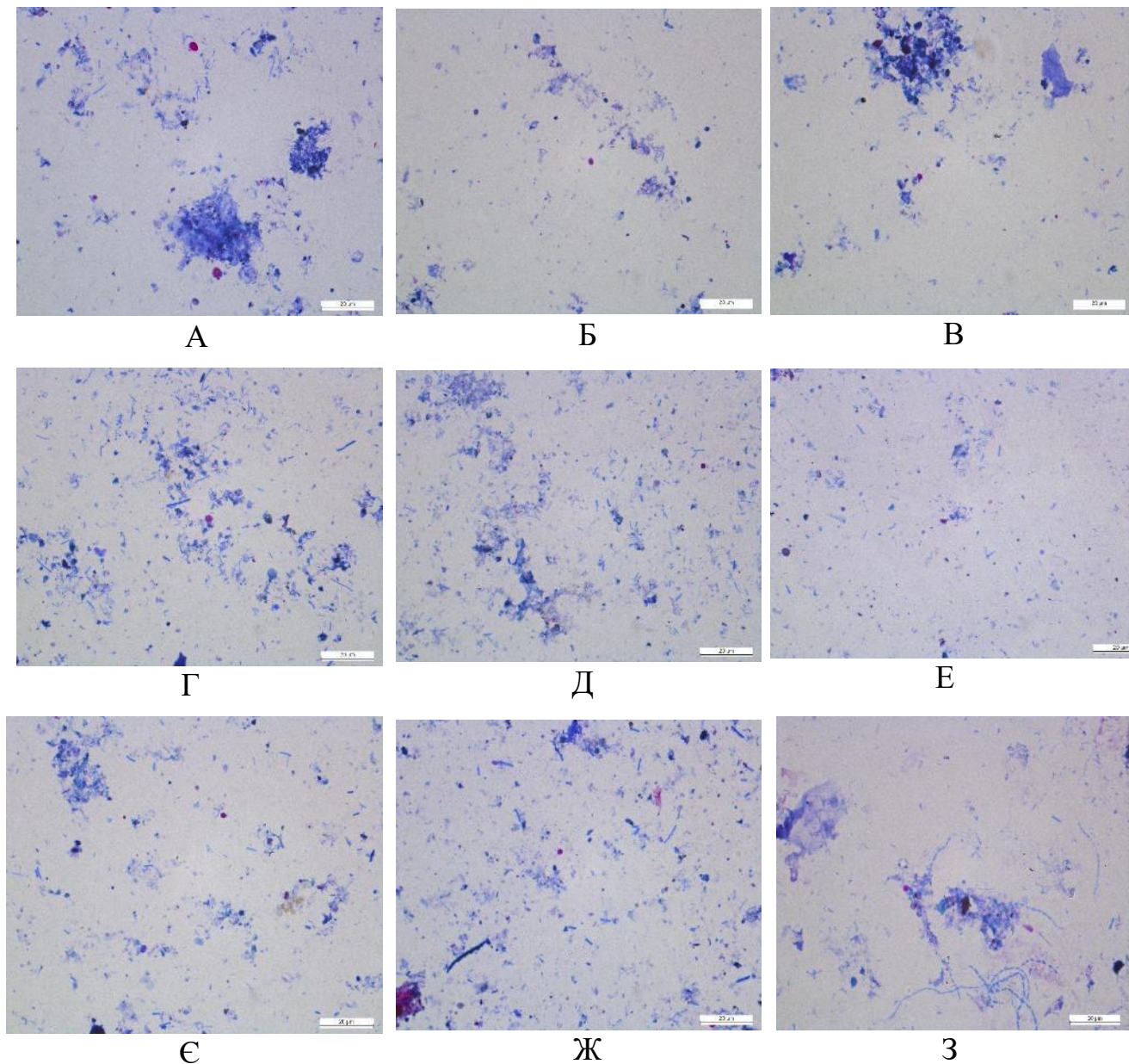


Рис. 6.26. Яйця геогельмінтів у зразках сумішей для компостування і осадів стічних вод (А – суміш без мікробних препаратів перед термофільним режимом компостування; Б – суміш з вермибіогуматом перед термофільним режимом компостування; В – суміш з мікробним препаратом перед термофільним режимом компостування; Г – суміш з вермибіогуматом і мікробним препаратом перед термофільним режимом компостування; Д – суміш без мікробних препаратів після термофільного режиму компостування; Е – суміш з вермибіогуматом після термофільного режиму компостування; Є – суміш з мікробним препаратом після термофільного режиму компостування; Ж – суміш з вермибіогуматом і мікробним препаратом після термофільного режиму компостування; З – осади стічних вод)

Ступінь і частка забарвлення ооцист різних геогельмінтів індивідуальні. Крім того, внутрішні структури різною мірою поглинають барвник. Деякі ооцисти можуть виглядати аморфними, тоді як інші містять характерні серповидні форми спорозоїтів. Ооцисти *Cryptosporidium parvum* схожі на диски діаметром 4–6 мкм. Дріжджі та дебриси зразка забарвлюються в темно-червоний колір. Деякі бактеріальні спори можуть також забарвлюватися в червоний колір, але вони дрібніші, тому їх неможливо сплутати з ооцистами.

Криптоспоридії є представниками геогельмінтів. Ооцисти криптоспоридій є стійкими до більшості факторів навколишнього середовища, за винятком високих температур (гинуть за температури вище 73 °С) і висихання. У воді та ґрунті ооцисти можуть зберігати життєдіяльність упродовж кількох місяців [269].

Яйця геогельмінтів виявлено у сумішах для компостування до та після етапу термофільного режиму (рис. 6.26). Після польових умов компостування досліджених сумішей яєць геогельмінтів не виявлено, що ймовірно, обумовлено тим, що у під час клітинного циклу геогельмінтів, наприклад деяких криптоспоридій, необхідне зараження теплокровних тварин, оскільки, стадія статевого розмноження відбувається у епітеліоцитах тонкого кишківника тварин або людини. Оскільки процес компостування у польових умовах був більш тривалим, то припускаємо, що відсутність контакту з теплокровними тваринами унеможливила протікання статевої стадії розмноження і тому у зразках компосту і біокомпосту ооцист криптоспоридій не виявлено. Також ймовірним фактором, що впливав на загибель криптоспоридій, була тривалість дії високої температури під час компостування.

Висновки до розділу 6

Аналіз дигестату отриманого в результаті метанового бродіння термогравіметричним методом показав, що значний вплив на розклад органічної складової відіграє кількість закваски. Варто зазначити, що зразки, які містили більшу кількість бродильної закваски, відзначаються меншою термічною стійкістю. Початок деструктивних та термоокисних процесів в цих зразках на третій стадії термолізу зміщений в область нижчих температур. Очевидно, підвищена здатність зразків №3 і №1 до термоокисної деструкції на третій стадії термолізу зумовлена присутністю в них більшої кількості продуктів біологічного розкладу очерету, сформованих в процесі анаеробного бродіння.

Однією з найважливіших проблем при використанні дигестату з рослинної продукції в аграрних цілях є його надмірна вологість. Ступінь зневоднення механічним методом також залежить від кількості нерозкладеної органічної частини після метаногенезу. Чим менше органіки залишається в дигестаті, тим простіше його зневоднити.

Результати проведених біоіндикаційних досліджень показали, що використання як компоненту субстрату свіжої біомаси є недоцільним, оскільки вона пригнічує ріст та розвиток рослин, проте якщо використовувати відпрацьовану біомасу (дигестат), то вона чинить позитивний вплив на проростання культурних рослин райграсу (*Lolium perenne*) та ячменю звичайного (*Hordeum vulgare*) у порівнянні з контрольним зразком (грунтом) та стерильним контролем. Обмежуючим фактором при використанні дигестату може бути наявність у ньому значної кількості вологи (95-98%), проте за рахунок проведення процесу зневоднення даний фактор не матиме жодного негативного впливу.

За результатами мікробіологічних досліджень можна зробити такі висновки:

- Внесення вермибіогумату, мікробного препарату і компостування сумішей за термофільних умов у лабораторних умовах забезпечувало зниження чисельності МАФАНМ, порівняно з цим показником у зразках ОСВ.

Компостування заданого складу сумішей і режиму компостування у польових умовах також зумовлює зниження чисельності МАФАНМ, порівняно з цим показником у зразках ОСВ. Припускаємо, що зниження чисельності МАФАНМ відбувається унаслідок впливу температури компостування та тривалості її впливу.

- Чисельність термофільних бактерій у зразках сумішей у разі компостування у лабораторних умовах і у польових умовах є вищою, порівняно з їхньою чисельністю у зразках ОСВ, що ймовірно, обумовлено температурним режимом процесу компостування у ході якого виживають термостійкі мікроорганізми.
- Використання мікробних препаратів, вермибіогумату і заданого режиму компостування у лабораторних умовах забезпечує зниження індексу БГКП до значень, регламентованих ДСТУ 7369:2013. Задані умови компостування забезпечували ефективне знешкодження БГКП і у польових умовах досліджень.
- У ході компостування у лабораторних та польових умовах відбувалося повне знешкодження бактерій роду *Salmonella*.
- Мікроорганізми, здатні спричиняти мацерацію бульб картоплі, було виділено у зразках сумішей для компостування у які вносили мікробний препарат до етапу термофільного режиму. Після термофільного режиму компостування ці мікроорганізми не виживали. Також, ці мікроорганізми виявлено у біокомпості і компості після компостування у польових умовах.
- Використані умови компостування забезпечують загибель геогельмінтів, що підтверджено результатами досліджень у польових умовах.

Інформація, приведена у розділі 6, в повній мірі знайшла своє відображення в опублікованих працях [255, 263, 264, 270, 271].

РОЗДІЛ 7.

РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ПРОЕКТУВАННЯ ТЕХНОЛОГІЧНИХ СХЕМ ОБРОБКИ ТА УТИЛІЗАЦІЇ ОСВ ТА ОРГАНОВМІСНИХ ВІДХОДІВ РІЗНОГО ГЕНЕЗИСУ ІЗ ОТРИМАННЯМ СУБСТРАТІВ ДЛЯ ПОТРЕБ БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ТА РЕМЕДІАЦІЇ ТЕХНОГЕННО- ПОРУШЕНИХ ЗЕМЕЛЬ

Рекомендації відповідають положенням чинних в Україні нормативних документів, зокрема, ДБН В.2.4-2-2005 "Полігони твердих побутових відходів", ДБН В.2.5-75:2013 "Каналізація. Зовнішні мережі та споруди", ДСТУ 7243:2011 "Якість ґрунту. Землі техногенно забруднені. Обстеження та використання", ДСТУ 7369:2013 "Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрювання", ДСТУ 7705:2015 "Захист довкілля. Рекультивація земель. Терміни та визначення понять", ДСТУ 7905:2015 "Захист довкілля. Придатність порушених земель для рекультивації. Класифікація", ДСТУ 7906:2015 "Захист довкілля. Придатність розкритих та вмішувальних гірських порід для біологічної рекультивації земель. Класифікація", ДСТУ 7941:2015 "Якість ґрунту. Рекультивація земель. Загальні вимоги", ДСТУ 8727:2017 "Осад стічних вод. Підготування органо-мінеральної суміші з осаду стічних вод".

Ці Рекомендації деталізують і поглиблюють положення вказаних вище нормативних документів, в частині, що стосуються обробки осадів стічних вод (ОСВ) та дигестату після анаеробного зброджування ОСВ на комунальних каналізаційних очисних спорудах (КОС), утилізації частково зневоднених ОСВ та /або дигестату спільно з харчовими органічними відходами, садово-парковими деревними відходами і т.п. за методом аеробного компостування з отриманням біокомпостів, а також компонуванню з цих біокомпостів та природних сорбентів різних видів ростових органо-мінеральних субстратів, призначених для виконання біологічної рекультивації та ремедіації техногенно-порушених земель.

7.1. Кількісні та якісні характеристики органічних відходів для виробництва ростових субстратів

За результатами натурних вибірових досліджень уточнено діапазони зміни фізико-хімічних та мікробіологічних характеристик нових та старих, ОСВ комунальних КОС і дигестату на вміст поживних макро- та мікроелементів, доступних форм біогенних елементів, а також іонів важких металів та небезпечних сполук, криптоспоридій, сальмонели, гельмінтів та іншої патогенної мікробіоти, що можуть спричиняти небезпеку для ґрунтів, людини та довкілля.

В масштабах України загальна кількість новоутворених ОСВ становить 70–100 тис. м³/добу з середньою вологістю 97%, що відповідає 2100–3000 т СР/добу. За середньої зольності ОСВ 40% добова кількість органічної сухої речовини ОСВ складає 1260–1800 т ОСР/добу. Загальна кількість накопичених "старих" ОСВ в Україні становить більше 1 млрд. т.

Склад, фізико-хімічні та мікробіологічні характеристики старих, накопичених ОСВ змінюється в широких межах, що робить необхідним перед застосуванням старих ОСВ у складі ростового субстрату, чи у складі суміші для компостування, виконання інвентаризації цих ОСВ з репрезентативним вибіровим дослідженням їх основних фізико-хімічних та мікробіологічних характеристик на предмет відповідності вимогам ДСТУ 7369:2013.

7.2. Попереднє ущільнення осадів стічних вод

Суміш сирих осадів та надлишкового активного мулу типових комунальних КОС характеризується високою вологістю (в середньому 97%). Для зменшення витрати реагентів перед проведення механічного зневоднення ОСВ рекомендується виконувати їх попереднє гравітаційне ущільнення, у тому числі – із влаштуванням у гравітаційних мулоущільнювачах тонкошарових блочних елементів.

Для інтенсифікації гравітаційного розділення твердої та рідкої фаз ОСВ рекомендуються до використання промислові тонкошарові поліпропіленові

модулі з висотою профілю 12 мм та 19 мм, що використовуються в технологіях очищення стічних вод в якості носія для активного мулу в аеротенках і біофільтрах та як блоки тонкошарових вторинних відстійників для підвищення ефективності відділення активного мулу від очищених стічних вод. Тонкошарові модулі легко компонуються в об'ємі очисної споруди будь-якої форми та розмірів. Міцність та достатня жорсткість каркасу модулів поєднуються з можливістю легко змінювати форму та розміри тонкошарових модулів залежно від робочого простору споруди шляхом їх механічної обрізки до потрібних габаритів.

Нижня поверхня тонкошарових модулів повинна бути щільно зафіксована на висоті не менше 600 мм від днища мулоущільнювача. Висота тонкошарових модулів приймається кратною 300 мм з тим, щоб робочий рівень ОСВ в мулоущільнювачі був не менш як на 300 мм вищий за позначку верху тонкошарових модулів.

У випадку гравітаційного безреагентного ущільнення суміші сирого ОСВ з надлишковим активним мулом у мулоущільнювачі проточного типу оптимальний час мулоущільнення становить 1,5–2 год, а кінцева вологість ущільненої суміші ОСВ становить 95–96%.

Для КОС малої продуктивності (до 2000 еквівалентних мешканців), об'єм мулоущільнювачів рекомендується приймати з умови тривалості ущільнення суміші ОСВ протягом 24 год, при цьому їх вологість може бути знижена до 92%.

Ефект флотаційного ущільнення надлишкового активного мулу у верхній частині мулоущільнювача при тривалому (до 24 год.) відстоюванні мулу в мулоущільнювачі за типом реактора періодичної дії дозволяє при початковій вологості активного мулу 99,5% зменшити вологість мулу до 98%, а його об'єм – до 4 разів від початкового. Рекомендується влаштовувати такий тип мулоущільнювачів на КОС малої продуктивності (до 2000 еквівалентних мешканців).

7.3. Оптимальні параметри проведення процесу біокомпостування органічних сумішей з вмістом ОСВ

Загальна тривалість компостування органічних сумішей з вмістом ОСВ у відкритих буртах становить 2–3 місяці в теплий період року та 3–4 місяці в холодний. Для оптимізації параметрів процесу аеробного компостування органічних сумішей з вмістом ОСВ та досягнення необхідних згідно ДСТУ 7369:2013 фізико-хімічних та мікробіологічних показників біокомпостів рекомендовано дотримуватися термофільного режиму (50–70 °С) протягом неперервного періоду тривалістю щонайменше 14 діб. Завершення дозрівання компосту визначають за відсутністю життєздатних яєць гельмінтів у зразках компосту, відібраних з глибини 0,5 м.

Рекомендовані частки механічно-зневоднених до вологості 75–80% ОСВ в біокомпостах, що призначені для використання в складі органо-мінеральних ростових субстратів для біологічної рекультивації та ремедіації різних типів техногенно-порушених земель, наведені в табл. 7.1.

Приготування компостів з ОСВ, харчових, деревних та рослинних відходів і т.п. виконують на майданчиках з твердим покриттям. Компостні бурти укладають пошарово. Нижній шар бурта завтовшки до 50 см влаштовують з легкого рослинного наповнювача (деревна щепка, тирса, листя тощо). Зверху суцільним рівномірним шаром товщиною 0,25–0,5 м викладають ОСВ, далі – шар органічних відходів 0,25–0,5 м, знову наповнювач і т.д.

Рекомендована ширина бурта по низу становить 2,5–6 м. Висота бурта визначається характеристиками компосто-перевертальної техніки. Оптимальним є застосування спеціалізованих перевертачів компосту, які одночасно з перемішуванням і пересіюванням компостної суміші здатні за потреби забезпечувати механізоване зволоження суміші та / або внесення водних розчинів спеціальних препаратів.

Як спеціальних препаратів-інтенсифікаторів процесу аеробного компостування можна використовувати мікробіологічні препарати з

концентратами аеробних термофільних бактерій, а також підживлювальні суміші для їх прискореного росту.

Рекомендована частота перемішування компостних сумішей в початковій мезофільній та в активній термофільній стадіях – 1 раз на 3–5 діб; на стадії дозрівання компосту може бути зменшена до 1 перемішування на 5–7 діб.

Вологість сумішей органічних відходів з вмістом ОСВ на початку процесу компостування не повинна перевищувати 80%. Оптимальна кінцева вологість біокомпостів – $55 \pm 10\%$.

Оптимальне значення водневого показника рН у процесі компостування знаходиться в межах від 5,5 до 8. Готовий якісний компост характеризується практично нейтральним рН (від 6,5 до 7,5).

У складі сухої речовини готового компосту повинно бути щонайменше 50% органічної сухої речовини, за оптимального вмісту макроелементів живлення рослин: азоту загального – 1,8–2,0%, фосфору загального – 1,0–1,2%, сполук калію – 0,2–0,5%.

7.4. Кінетика та динаміка сорбції іонів важких металів та небезпечних сполук природними сорбентами

Вибір виду природного сорбенту окрім сорбційної ефективності повинен базуватися на техніко-економічному обґрунтуванні, що повинно враховувати вартість природного сорбента із врахуванням його доставки на майданчик компостувальної станції чи безпосередньо на об'єкт рекультивації. Для умов Львівської обл. і Західного регіону України рекомендовано застосування цеолітів Сокирницького родовища (Закарпатська обл.), широко апробоване на біоіндикаційних дослідженнях як в лабораторних, так і в польових умовах. Окрім того для інших локацій компостувальних майданчиків на території України можуть використовуватись такі природні сорбенти як бентоніти (Дашуківського, Горбського чи іншого українського родовища регіонального масштабу), палигорськіти (Дашуківського родовища), глауконіти (Адамівського родовища).

Рекомендовані масові частки природних сорбентів в складі орґано-

мінеральних ростових субстратів для біологічної рекультивації та ремедіації різних типів техногенно-порушених земель, наведені в табл. 7.1.

7.5. Оптимальні композиції ростового субстрату на основі ОСВ та інших органічних відходів

Загальний рекомендований склад ростового субстрату включає: природний місцевий родючий ґрунт, біокомпост, отриманий в процесі аеробного компостування з сумішшю механічно-зневоднених ОСВ, дигестату, "старих" (накопичених) ОСВ, харчових органічних відходів, рослинних відходів садово-паркового господарства (деревна щепка, листя) та ін., а також природні сорбенти різних видів.

Таблиця 7.1. Рекомендовані параметри складу ростових субстратів для біологічної рекультивації та ремедіації техногенно-порушених земель

Тип порушених територій	Частка ОСВ в біокомпості % мас.	Частки компонентів ростових субстратів, % мас.		
		біокомпост	природний сорбент	місцевий родючий ґрунт
1. Полігони ТПВ та сміттєзвалища	25–50	25–60	5–10	30–70
2. Терикони	40–50	40–50	10–20	30–50
3. Кар'єри гірничодобувні:				
– хімічних виробництв	30–45	40–50	15–20	30–45
– будівельної сировини	30–45	35–55	3–5	40–62

Залежно від виду антропогенної діяльності, виділено три основні типи об'єктів, для біологічної рекультивації та ремедіації яких можуть бути використані розроблені композиції органо-мінеральних ростових субстратів: полігони та звалища ТПВ, терикони та кар'єри гірничодобувних підприємств. В окрему категорію винесено землі, порушені різними видами стихійного лиха, зокрема пожежами, повеннями, селями та зсувами.

Різні типи антропогенно-порушених територій мають свої специфічні характеристики, що повинні бути враховані при їх біологічній рекультивації та ремедіації з використанням органо-мінеральних ростових субстратів (табл. 7.1).

Для територій, порушених стихійними лихами, за ступеня видалення місцевого родючого шару понад 70%, а також для відновлення територій на крутих схилах (понад 18°) частку біокомпосту у складі ростових субстратів доцільно підвищувати до 40–50%, при цьому оптимальний вміст ОСВ у сировинних сумішах для приготування біокомпосту знаходиться в межах 35–50%. У інших випадках для стихійних лих, пов'язаних з водними явищами, рекомендований склад ростового субстрату для рекультивації – аналогічний, як для рекультивації полігонів ТПВ. Для земель, порушених пожежами, залежно від топографії місцевості оптимальні склади субстрату аналогічні як для гірничо-добувних кар'єрів або териконів.

РОЗДІЛ 8.

ДОСЛІДЖЕННЯ СТВОРЕННЯ РЕКУЛЬТИВАЦІЙНИХ ДОБРИВ НА ОСНОВІ ПТАШИНОГО ПОСЛІДУ ТА ПРИРОДНИХ СОРБЕНТІВ

Використання високоякісного гранульованого добрива, створеного на основі пташиного посліду, може бути ефективним методом рекультивації, сприяючи при цьому ефективній утилізації цього небезпечного відходу. Додавання спеціальних сорбентів до добрива, викладеного в підстилку, має потенціал зменшити рівень викидів небезпечних речовин в атмосферу та знизити ризик негативного впливу пташників на навколишнє середовище. Для досягнення цієї мети, було проведено дослідження з метою визначення оптимальних кількостей сорбентів, які додаються до підстилки в пташниках. Ці сорбенти потім використовуються для створення гранульованих добрив, придатних для використання в рекультиваційних процесах. Для досягнення найкращих результатів, були досліджені різні параметри, такі як розмір частинок сорбенту, температурні умови та тривалість контакту між компонентами. Окрім того, вивчалася вплив типу мінерального сорбенту на процес адсорбції аміаку, а також оптимальне співвідношення всіх компонентів у складі добрива. Ці важливі аспекти дослідження взаємодії компонентів та їх впливу на процес адсорбції були детально розглянуті у 8-у розділі дисертації.

8.1. Визначення найбільш сприятливих умов для процесу адсорбції аміаку з курячого посліду

У ході експерименту використовувалася фактична підстилкова суміш з птахофабрики, що включала в себе курячий послід, розмелену пшеничну солому та дрібноподрібнений СаО. Оксид кальцію має алкалічний характер, і його присутність у складі цього органічного добрива буде зміцнювати сприятливий вплив на рівень рН ґрунтів сільськогосподарського призначення, які зазвичай відзначаються слабо-кислим характером. Важливо зазначити, що солома має меншу здатність до поглинання вологою, порівняно з торфом або цеолітом.

Поглинання води відбувається різним чином, залежно від виду злаків, методу зберігання та ступеня дрібноподрібнення. Зазвичай передають перевагу використанню однорічної соломи. Крім того, роздрібнена солома не заважає процесу подрібнення та гранулювання підстилки, що призводить до отримання продукту, зручного для зберігання та подальшого використання.

Встановлення оптимального розміру зерна сорбенту. Загальовідомо [272], що зменшуючи діаметр зерен сорбенту, підвищується інтенсивність поглинання речовини через збільшену ефективну питому поверхню шару та збільшену площу контакту між фазами. Оптимальні діапазони розміру зерен такі: для поглинання кислотних газів та промислових газів від 5 до 3 мм та від 3 до 8 мм; для іонного обміну від 1 до 3 мм; для використання в сільському господарстві від 1 до 0,5 мм; для тваринництва від 0,3 до 0 мм. Отже, для наших досліджень було обрано діапазон розміру зерен, який рекомендується для практичного використання – від 0,5 до 1,0 мм.

8.1.1. Дослідження кінетики процесу адсорбції аміаку

Метою проведених експериментів було встановлення та порівняння здатності природних мінеральних сорбентів до поглинання аміаку протягом різних періодів часу. Експерименти були проведені відповідно до методики, описаної у підрозділі 2.9. Характеристика використаних сумішей та параметрів дослідження наведена у таблиці 8.1. та на рисунку 8.1.

Таблиця 8.1. Адсорбційна здатність різних типів сорбентів щодо аміаку

Варіант	Модельна суміш	Сорбційна ємність щодо аміаку, г/г сорбенту
$\tau = 0,5$ год.		
№1	10г палигорськіту + 5 см ³ NH ₄ OH (25%)	0,069
№2	10г клиноптилоліту + 5 см ³ NH ₄ OH (25%)	0,014
№3	10г глауконіту + 5 см ³ NH ₄ OH (25%)	0,01
$\tau = 7$ діб		
№4	10г палигорськіту + 5 см ³ NH ₄ OH (25%)	0,069
№5	10г клиноптилоліту + 5 см ³ NH ₄ OH (25%)	0,069
№6	10г глауконіту + 5 см ³ NH ₄ OH (25%)	0,063

На рис. 8.1 представлені результати розрахунку загальної кількості аміаку в аміачно-повітряній суміші, який не був поглинутий сорбентом, що утворює так званий «проскок».

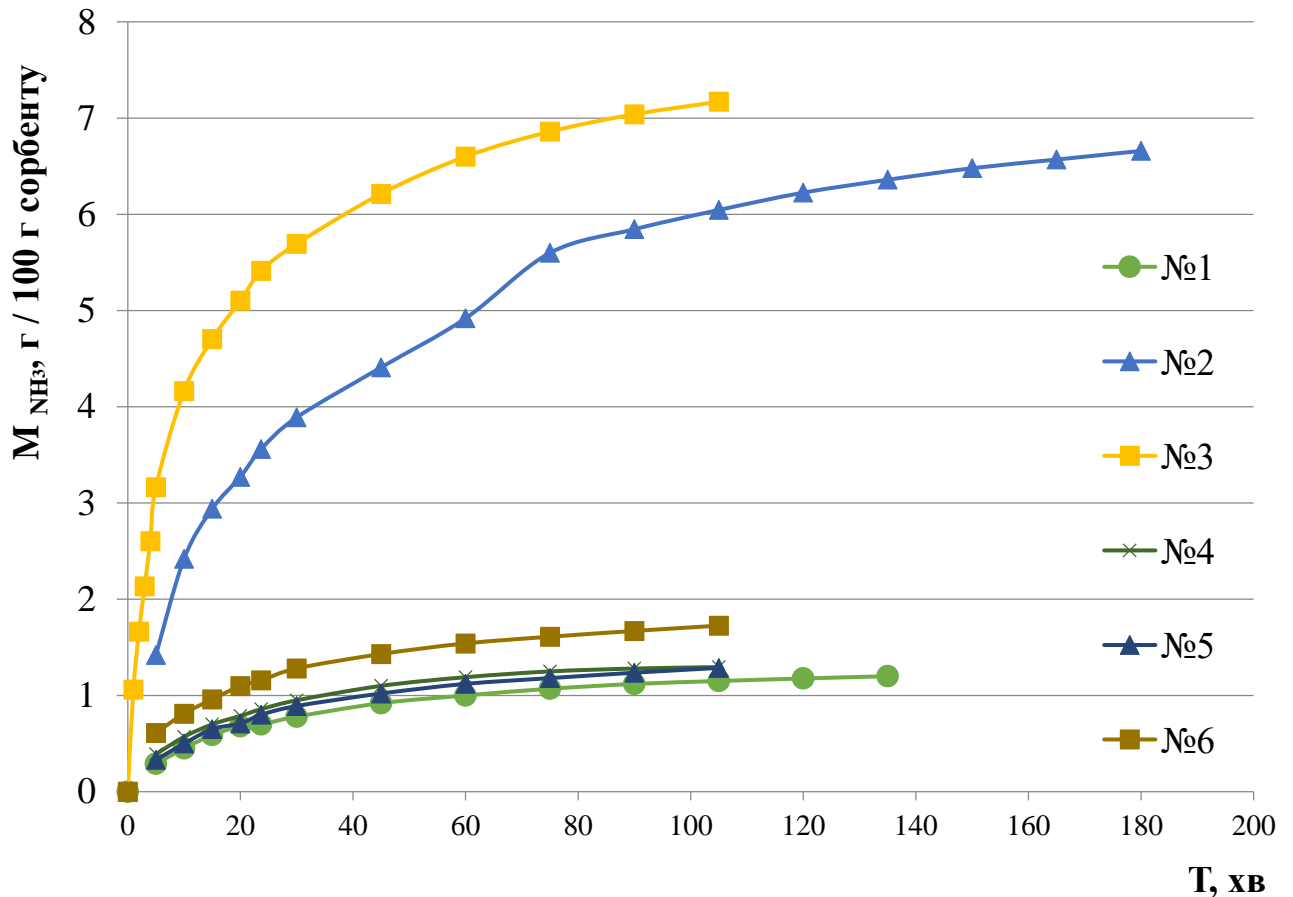


Рис. 8.1. Залежність питомої кількості «проскоку» аміаку від типу мінерального сорбенту (номери варіантів згідно з табл. 8.1).

Отримані в ході дослідження результати свідчать, що клиноптилоліт та глауконіт демонструють дещо меншу схильність до сорбції. Однак було відзначено, що використання палигорськіту призводить до найнижчого вмісту аміаку в порівнянні з модельними сумішами, і важливо відзначити, що процес поглинання газу вже під час першої половини години є активним та повним. З огляду на доступні промислові резерви палигорськіту та клиноптилоліту, саме ці два види мінеральних дисперсних сорбентів було обрано для подальших експериментів.

8.1.2 Визначення впливу температури повітряного середовища на адсорбцію аміаку

Відомо, що температура має суттєвий вплив на процес адсорбції. Адсорбція є процесом, під час якого виділяється тепло, тому зниження температури оточуючого середовища повинно сприяти поліпшенню поглинання аміаку.

За допомогою досліджень було встановлено, як температура навколишнього середовища впливає на здатність клиноптилоліту та палигорськіту до адсорбції аміаку. Експерименти проводилися відповідно до методики, описаної у другому розділі.

Характеристика досліджуваних сумішей та режимів дослідження наведені в табл. 8.2. та на на рис. 8.2 та 8.3.

Таблиця 8.2. Характеристика досліджуваних сумішей сорбентів

Режим температури, °С	Характеристика суміші
10	10 г клиноптилоліту
	10 г палигорськіту
	5г клиноптилоліту + 5 г палигорськіту
15	10 г клиноптилоліту
	10 г палигорськіту
	5г клиноптилоліту + 5 г палигорськіту
20	10 г клиноптилоліту
	10 г палигорськіту
	5г клиноптилоліту + 5 г палигорськіту
25	10 г клиноптилоліту
	10 г палигорськіту
	5г клиноптилоліту + 5 г палигорськіту

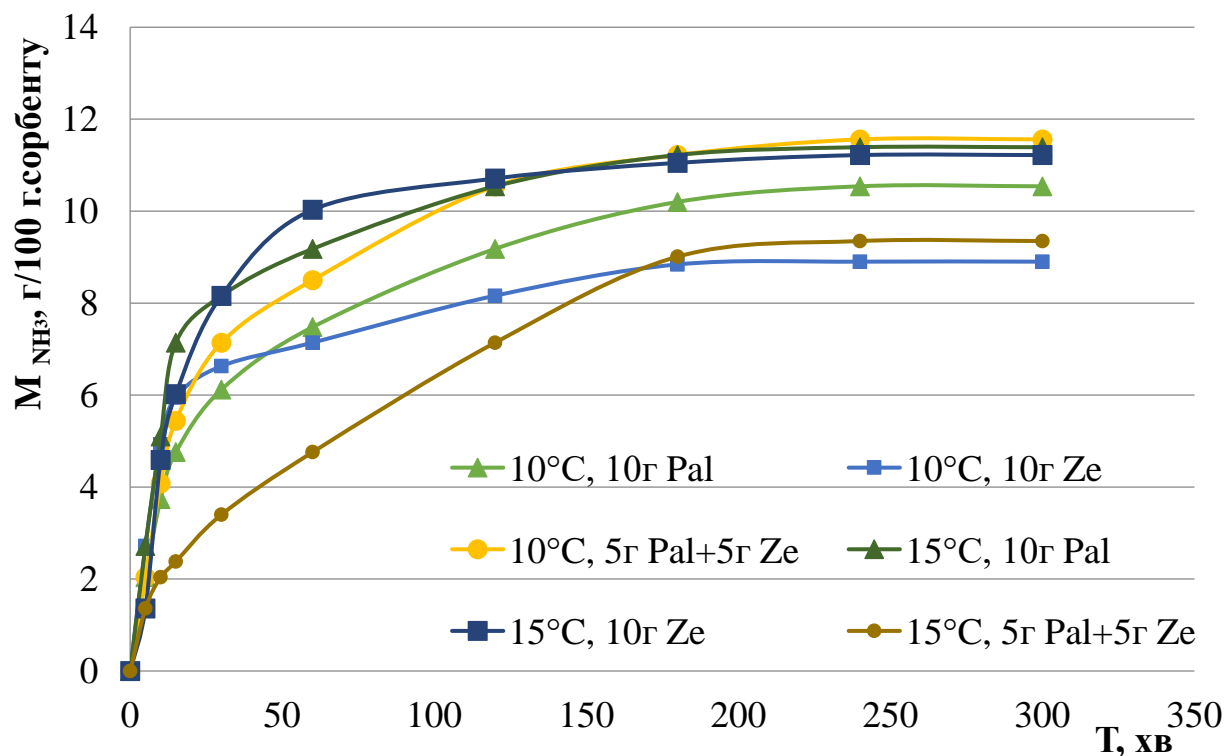


Рис. 8.2. Залежність загальної кількості «проскоку» аміаку від температури навколишнього середовища ($T = 10^\circ \text{C}$ та 15°C)

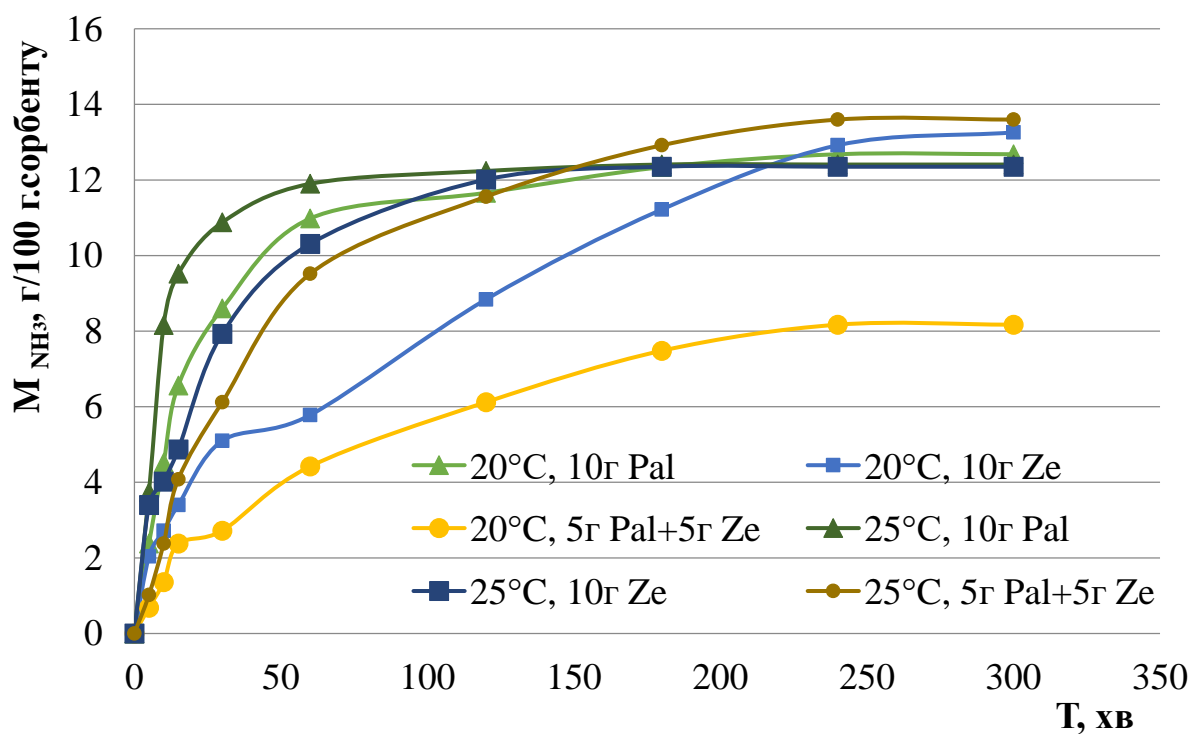


Рис. 8.3. Залежність загальної кількості «проскоку» аміаку від температури навколишнього середовища ($T = 20$ та 25°C)

Згідно експериментальних даних, найефективніший процес поглинання відбувається при температурі 20°C у повітряному середовищі. Однак очевидно, що температура навколишнього середовища в межах від 10°C до 25°C не впливає суттєво на адсорбційний процес. Тому для майбутніх досліджень можна проводити експерименти у цьому ж діапазоні температур.

Маса поглинутого аміаку знаходиться в діапазоні від $(8,17 \div 13,26) \times 10^{-2}$ г NH₃/ 10 г сорбенту. Найкращі адсорбційні властивості проявила суміш палигорськіту та клиноптилоліту у співвідношенні 1:1, на відміну від досліджень аміаку на окремому сорбенті

8.1.3 Залежність сорбції від типу структури мінерального сорбенту

Проводилось дослідження можливості використання природних сорбентів для поглинання вільного аміаку з підстилки пташників з метою майбутнього застосування їх у виготовленні органо-мінеральних добрив з довготривалою дією. На наступному етапі було встановлено оптимальне співвідношення між цими природними сорбентами для досягнення комплексу корисних властивостей. Введення їх до птичого посліду сприятиме ефективному видаленню надлишкової вологості до початку грануляційного процесу, а також поглибленій адсорбції аміаку з посліду. Це сприятиме збереженню азоту у формі, доступній для обміну, та зменшенню його втрат.

Здійснено експериментальні випробування з метою визначення найкращого співвідношення суміші природних мінеральних сорбентів для ефективного засвоєння аміаку. Для цієї мети підготовлені зразки в різних пропорціях: 0 г палигорськіту до 10 г клиноптилоліту, 0 г клиноптилоліту до 10 г палигорськіту, аналогічно 1,5 до 8,5, 3 до 7, 5 до 5, 7 до 3, 8,5 до 1,5 г відповідних сорбентів. Експерименти були проведені відповідно до методики, описаної у другому розділі, за ізотермічних умов (при температурі 20°C). Постійний температурний режим процесу був підтриманий завдяки використанню термостата. Отримані результати наведені на рис. 8.4.

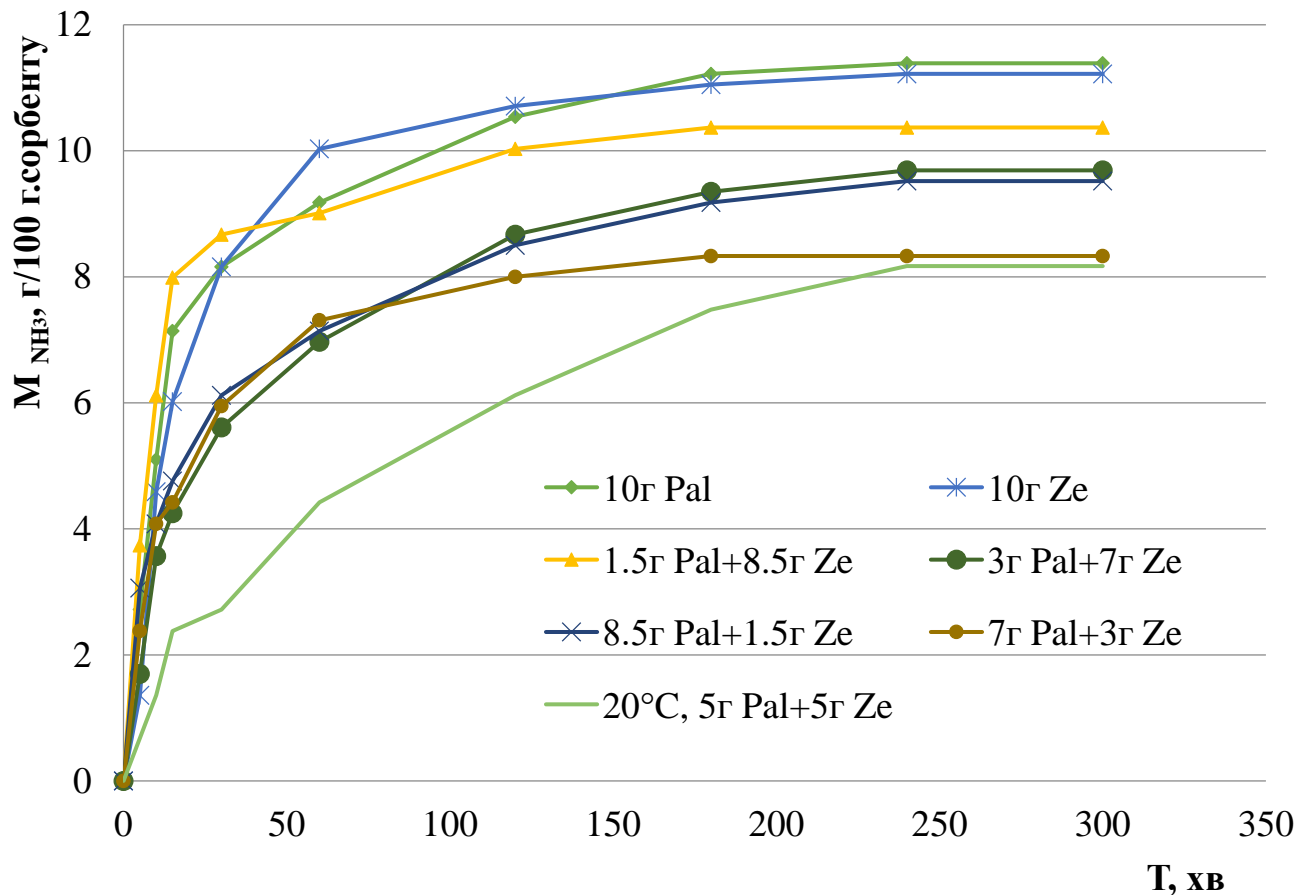


Рис. 8.4. Залежність загальної кількості «проскоку» аміаку від типу структури мінерального сорбенту.

Згідно результатів дослідження, найбільш високу ємність (і, відповідно, найменшу кількість «проскоку» аміаку) продемонструвала композиція в пропорції 1:1 (5г клиноптилоліту : 5г палигорськіту).

Ми провели вибір лінії тренду, яка найбільш точно описує кількість "проскоку" аміаку для встановленої оптимальної композиції у пропорції 1:1 (5г клиноптилоліту : 5г палигорськіту). Встановлено, що цю залежність найкоректніше можна описати поліноміальною функцією.

Метою було встановити, при якому рівні полінома коефіцієнт детермінації досягає свого максимального значення. Отримані обчислення відображені у таблиці 8.3.

Таблиця 8.3. Встановлення оптимальної лінії тренду для опису кінетики зміни кількості «проскоку» аміаку для встановленої оптимальної композиції сорбентів

№п.п.	Ступінь полінома	Рівняння кореляції	Коефіцієнт детермінації
1	2	$M_{NH_3} = -0,0002\tau^2 + 0,0724\tau$	0,9576
2	3	$M_{NH_3} = -0,0000007\tau^3 - 0,0004\tau^2 + 0,0979\tau$	0,9803
3	4	$M_{NH_3} = -0,000009\tau^4 - 0,0006\tau^3 - 0,001\tau^2 + 0,1259\tau$	0,9916
4	5	$M_{NH_3} = 0,000011\tau^5 - 0,00008\tau^4 + 0,5\tau^3 - 0,002\tau^2 + 0,1499\tau$	0,9951
5	6	$M_{NH_3} = -0,000013\tau^6 + 0,00001\tau^5 - 0,07\tau^4 + 0,005\tau^3 - 0,0031\tau^2 + 0,1695\tau$	0,9962

Як видно із табл. 8.3, з достатньою точністю залежність може бути описана рівнянням полінома 4 ступеня (коефіцієнт детермінації складає 0,9916). Кореляційне рівняння має вигляд $M_{NH_3} = -0,000009\tau^4 - 0,0006\tau^3 - 0,001\tau^2 + 0,1259\tau$, де M_{NH_3} – маса «проскоку» аміаку, який вивільнився у атмосферу за період часу τ .

8.1.4 Встановлення оптимального співвідношення суміші природних дисперсних сорбентів та курячого посліду

За попередніми дослідженнями, оптимальним вважається співвідношення 1:1 між сорбентами, а саме клиноптилолітом і палигорськітом. Наш наступний крок - визначити відношення між цією сумішшю сорбентів та курячим послідом. Для досягнення її готувалися наважки у масових пропорціях 10г суміші : 50 г посліду (1:5); аналогічно 10 : 60 (1:6); 1:5,5; 1:4; 1:3,5; 1:3; 20 : 50 (1:2,5).

Дослідження проводились за вищеописаною методикою та ізотермічних умов ($T=20^\circ\text{C}$). Постійний температурний режим процесу підтримували за допомогою термостату.

Таблиця 8.4. Встановлення оптимального співвідношення суміші природних дисперсних сорбентів та підстилки

Співвідношення суміші палигорськіт + клиноптилоліт (1:1) та підстилки	Маса поглинутого аміаку, мг-екв/г сорбентів
1:6	0,92
1:5,5	1,3
1:5	1,56
1:4	1,5
1:3,5	1,1
1:3	0,84
1:2,5	0,34

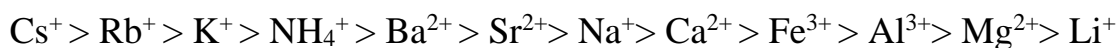
Вразлива композиція, що містить «сорбенти : курячий послід» у відношенні 1:5, проявила найвищу аміак-зберігальну спроможність, досягнувши 1,56 мг-екв/г сорбентів.

Адсорбційний процес включає у себе три фази: переміщення молекул сорбованої речовини з потоку до зовнішньої поверхні зерен сорбенту (зовнішня дифузія); переміщення молекул сорбованої речовини всередину пористої структури сорбенту (внутрішня дифузія); утримання поглинутих молекул завдяки адсорбційним силам.

Ці вражаючі результати можна розкрити через механізм "подвійної" іонообмінної адсорбції. Вміст водяної пари у курячому посліді легко проникає через канали та порожнини кліноптилоліту, також використовуючи міжшаровий простір палигорськіту, завдяки їх гігроскопічній природі. Капілярна волога разом з іонами амонію мають можливість заповнити дрібні коридори та порожнини цих сорбентів.

Завдяки своїй кристалічній структурі, клиноптилоліт відрізняється від палигорськіту більшою термостабільністю та стійкістю до кислот. Цей сорбент широко використовується в промисловості і відомий завдяки своїй високій

ефективності у виборі іонів амонію. Вільний внутрішній кристалічний об'єм клиноптилоліту складає 0,34 нм від загального об'єму цього макропористого сорбенту зі відносно невеликою поверхнею.. У іонному обміні для різних катіонів сорбційна здатність клиноптилоліту зменшується у наступній послідовності :



Через положення іону амонію у цій послідовності, він може ефективно затримуватись на клиноптилоліті. Високу селективність клиноптилоліту щодо NH_4^+ можна пояснити за допомогою трьох механізмів [273]:

- молекулярний розмір NH_4^+ становить 0,286 нм, розмір гідратованого катіону – 1,07 нм;

- енергія гідратації катіону для компенсації поверхневого заряду становить 364 кДж/г;

- співвідношення Si / Al (усереднено становить 5,6).

Надається перевага тим катіонам, які мають менший гідратований іонний радіус і нижчу енергію гідратації.

Відповідно до [274] даних, енергія адсорбції (E), розрахована з ізотерми Дубініна-Радущкевича, становить приблизно 7 кДж/моль для системи іон амонію–клиноптилоліт. Це свідчить про те, що адсорбція іонів амонію на клиноптилоліті відбувається шляхом фізичної адсорбції. Модель подвійної експоненційної адсорбції (DEM) показала, що процес адсорбції протікає в два етапи: швидкий та повільний.

На першому етапі адсорбції іони амонію швидко переміщуються на доступних внутрішніх поверхнях пор клиноптилоліту. Подальший процес адсорбції протікає повільно через обмеження розмірів доступної поверхні. Вчені [275] у своїх дослідженнях підтвердили, що найефективніший адсорбційний ефект у клиноптилоліту спостерігається при вологості близько 42%.

У той же час палигорськіт, який має шарувату структуру, володіє кращою адсорбційною здатністю щодо крупних молекул. Це зумовлюється «розірваними» зв'язками на ребрах і торцях кристалів та існуванням обмінних іонів на торцях та ребрах кристалів (на поверхні мінералу). Кристалічно-хімічна ґратка силікату утримується за рахунок міцних водневих зв'язків гідроксильної поверхні одного шару із оксигеновою поверхнею наступного шару [276].

Пори палигорськіту відкриті для молекул аміаку та гігроскопічної води. Використання цього мінералу сприяє зниженню вологості курячого посліду і активному засвоєнню аміаку. Проте, обмежена механічна стійкість може обмежити практичне використання цього глинистого матеріалу як матеріалу для підстилки.

Важливо відзначити, що адсорбційна здатність сорбентів або їхніх сполук стосовно аміаку, отриманого хімічним шляхом, та аміаку, поглинутого з курячого посліду, може трохи відрізнятися. Це пов'язано з тим, що в разі адсорбції реальної газової суміші з курячого посліду ми маємо справу з процесом сорбційного очищення не лише від аміаку, але й від інших газових забруднень. Іншими словами, в такому випадку спостерігається конкурентна сорбція, і адсорбційна здатність суміші сорбентів, звичайно, відрізняється від значень, визначених для модельної сорбції.

8.2. Визначення механічної міцності на стиск зразків композиції органо – мінерального добрива

Попередньо експериментально встановлено [277, 278], що оптимальними співвідношеннями компонентів у суміші природних мінеральних сорбентів та курячого посліду є додавання 20% (від маси посліду) суміші палигорськіту та клиноптилоліту (у пропорції 1:1), що забезпечує зниження вологи із курячого посліду та сприяє ефективному поглинанню аміаку.

У нашому випадку, гранульоване органічне добриво є результатом розмелу курячого посліду, який змішується з мінеральними сорбентами, що абсорбують частину вологи, надаючи ефекту з'єднання. Процес сушіння гранул піри різних

температурних умовах дозволяє надати їм потрібну міцність, однак слід враховувати, щоб уникнути розсипання. Збереження структурної цілості гранул визначає збереження їхньої розмірної градації під час транспортування, зберігання та механічного нанесення добрив.

Для вивчення композиції, що досліджується, у вигляді кубиків використовували спеціальні форми з розміром комірки $15 \times 15 \times 15$ мм. Вимірювання механічної міцності зразків проводили за допомогою стиску універсальному пресі УММ-5 із максимальним навантаженням 50кН. Результати визначення статичної міцності зразків представлені в таблиці 8.5. та на рис. 8.5.

Таблиця 8.5. Дані статичної міцності зразків за ДСТУ 7881:2015, кг сил/м²

№ гранули	T = 20°C	T = 80°C	T = 105°C	T = 140°C	T = 200°C
1	55	76,3	60	80	66
2	65	72	75	78	78
3	48	68	86	82,5	63
4	45	64	84	81	80,6
5	52	70,3	76	80	71
6	64	70	84	79	73
Усереднене значення	54,83	70,1	77,5	80,08	71,9

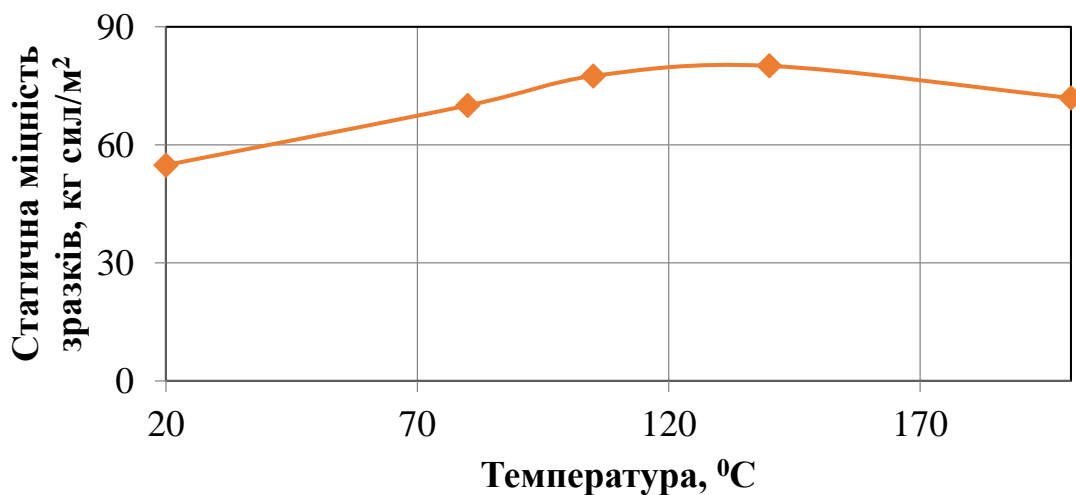


Рис. 8.5. Залежність статичної міцності зразків від температури їх сушіння

Висновок досліджень показує, що статична міцність зразків при стисканні зростає із збільшенням температури, на якій зразки висушуються. Проте, відзначається, що подальше підвищення температури сушіння не призводить до значущого зміцнення міцності зразків. При збільшенні температури сушіння від 20°C до 140°C механічна міцність зразків зростає в 1,46 рази. Така підвищена міцність зразків навіть за найменших значень відповідає вимогам до гранульованих добрив.

При виборі оптимальної температури сушіння обмежується температурою мінімальних втрат аміаку. Отже, при розробці технологічного режиму слід дотримуватись максимально можливої температури сушіння, за якої немає втрат заадсорбованого аміаку. Точні значення такої температури будуть встановлені у подальших дослідженнях.

8.3. Визначення адсорбційної здатності гранульованого добрива запропонованої композиції щодо вологи та аміаку

Метод визначення масової частки вологи базувався на визначенні втрати маси зразку органічного добрива за умови висушування до постійної маси в сушильній шафі за різних температурних умов (20-200)°C. Отримані результати аналізу зразків запропонованої комбінації показані на рис. 8.6. Початковий вміст вологості становив 60%, а вміст амонійного азоту становив 0,86%. Процес сушіння призводить до втрати амонійного азоту і вільної вологи. Отже, рекомендується зменшити вологість повітря перед сушінням для досягнення оптимальних результатів.

Спостерігалось значне зниження вологості зразків композиції розміром 15×15×15 – масова доля вологи в кінцевому продукті складала від 28 до 51%.

Під час висушування проб курячого посліду за температури 105°C, спостерігалось виражене і неприємне пахощі. Цей запах підсилювався з часом тривалості експерименту. Однак відразу після додавання сорбентів запах зникає, і подальше під час висушування зразків із сорбентами за різних температур (80-140°C) запах не виявляється. Таке явище можна пояснити наступним чином:

сорбенти активно поглинають вологу з курячого посліду, що обмежує можливість мікроорганізмів просторі для розмноження та викидання аміаку. Водночас, поглинений аміак ефективно адсорбується на активних центрах мінералів, і його відповідне звільнення в указаному температурному діапазоні не відбувається.

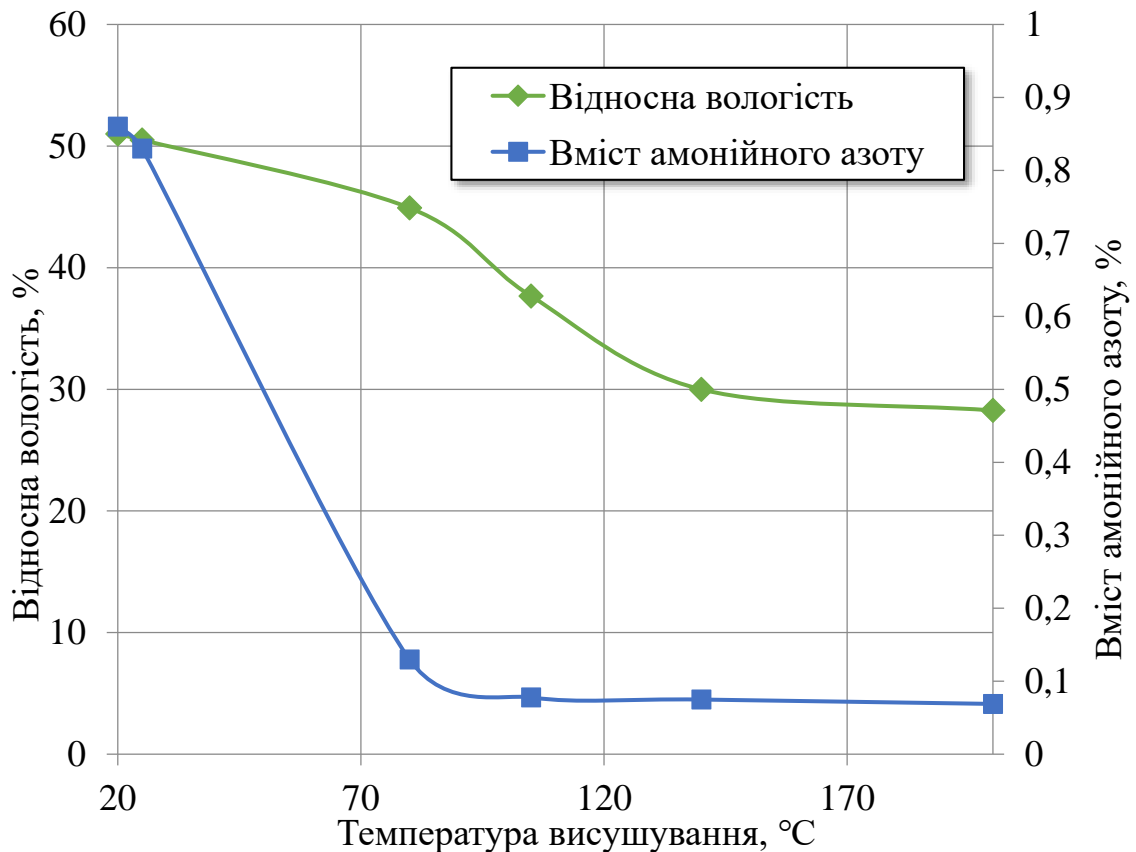


Рис. 8.6. Динаміка зміни вмісту вологи та амонійного азоту в зразках в процесі висушування в умовах сушильної шафи

Загальновідомо, що азот, фосфор і калій (NPK) належать до ключових макроелементів, які життєво важливі для рослинного харчування. Однак, мають важливий вплив на розвиток рослин протягом їхнього життєвого циклу також мікроелементи, такі як цинк, марганець та кобальт. Зокрема, цинк бере активну участь у процесах синтезу амінокислоти триптофану, формуванні цукрів та крохмалю, а також сприяє належному засвоєнню фосфору. Відсутність цинку може призвести до зниження використання амонійного азоту. Марганець

відіграє важливу роль у активному засвоєнні азотних добрив і має значущий вплив на фотосинтез. Кобальт сприяє ефективному засвоєнню азоту, фосфору, калію і магнію, є важливим компонентом вітаміну В12 та бере участь у процесах біосинтезу та окисно-відновних реакціях.

Дослідження проб курячого посліду на відповідність вимог ТУ У 20.1-36712791-001:2015 «Добрива органічні на основі курячого посліду» здійснені Львівською філією ДУ «Держгрунтохорона» Лабораторією агрохімічних, токсиколого-радіологічних досліджень екологічної безпеки ґрунтів та якості продукції. Згідно протоколу досліджень визначення якісних показників отримана композиція містила елементи в такій кількості: фосфор загальний 3,4%; калій загальний – 4,2%; азот загальний – 5,25%; азот амонійний – 0,86%. Вміст мікроелементів становить 22,3 мг/кг; цинк – 37,59 мг/кг; марганець – 133,2 мг/кг; кобальт – 5,51 мг/кг.

Отже, аналіз результатів проведених експериментів свідчить, що для уникнення втрат аміаку під час сушіння рекомендується застосовувати найменші значення температур сушіння, а саме в межах (20 - 25)°С. При цих температурних умовах вміст амонійного азоту становить (0,83 - 0,86)%. Для досягнення необхідної вологості гранул (приблизно 30%), рекомендується проводити процес сушіння через фільтраційний шар з використанням повітря з низькою вологістю як теплоносія.

8.4. Принципова технологічна схема виготовлення органо-мінерального добрива на основі курячого посліду

Основним завданням при створенні концепції технологічної схеми виготовлення гранульованого органо-мінерального добрива з використанням курячого посліду є визначення оптимальних параметрів для досягнення заданих розмірів, густини та вологості гранул, а також забезпечення екологічної безпеки у виробництві. Цей підхід дозволяє вирішити декілька важливих проблем: переробка накопичених твердих відходів птахоферми та уникнення забруднення літосфери; адсорбція газу СДОР (аміаку) та запобігання його викидам у

атмосферу; захист гідросфери від забруднення стічними водами з високим вмістом аміаку від місць зберігання підстилки птахофабрик; отримання гранульованого органо-мінерального добрива з довготривалою дією, яке є цінним для сільськогосподарського розвитку.

Розглянемо коротко ключові етапи схеми поводження із курячим послідом.

Засновуючись на отриманих результатах досліджень, пропонується основна методика створення гранульованого органо-мінерального добрива з довготривалою дією. Ця методика включає в себе використання матеріалу з підстилки птахофабрики, який містить суміш клиноптилоліту та палигорськіту у співвідношенні 1:1, разом із курячим послідом. У такій композиції рекомендоване співвідношення (суміш сорбентів : курячий послід) = 1:5. Додавання цих природних дисперсних сорбентів допоможе забезпечити ефективне зниження вологості до моменту грануляції, а також виконати адсорбцію аміаку з посліду. Структурна схема створення добрив пролонгованої дії на основі курячого посліду зображена на рис.8.7.

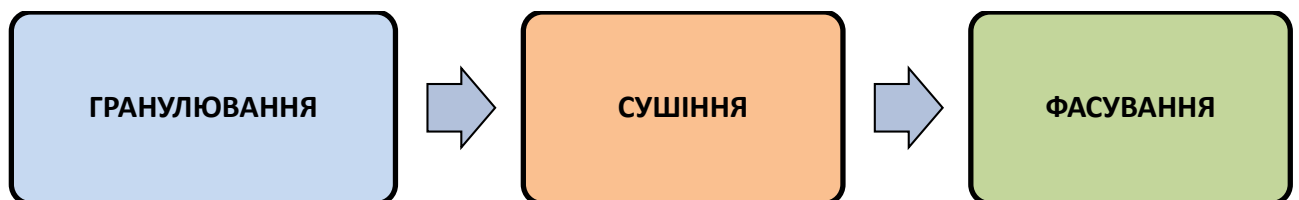


Рис .8.7. Структурна схема створення добрив пролонгованої дії на основі курячого посліду.

Процедура виготовлення органо-мінерального добрива з довготривалою дією включатиме такі етапи:

1. Матеріал підстилки буде однорідно усереднюваний в міксері-усереднювачі;
2. Гранулювання відбудеться в закритому шнековому грануляторі, формуючи гранули з діаметром 4-6 мм та довжиною 15-20 мм;
3. Гранули будуть сушитись до вологості близько 30% в системі фільтраційного сушіння при температурі 25°C;

4. Після сушіння гранули будуть розфасовані у відповідну товарну фракцію.

Принципова технологічна схема установки утилізації матеріалу підстилки, в склад якої входить курячий послід та суміш сорбентів, із отриманням ефективного органо-мінерального добрива пролонгованої дії зображена на рис. 8.8.

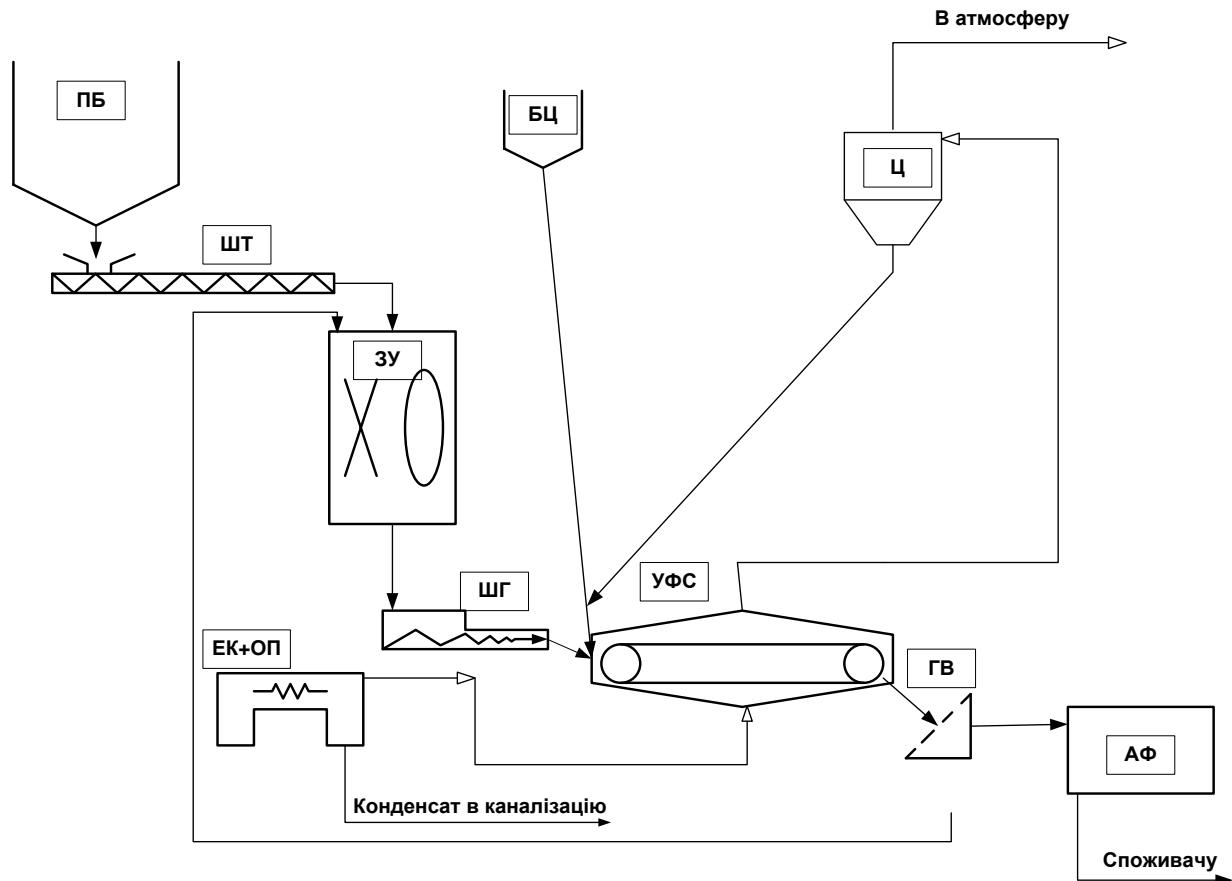


Рис 8.8. Принципова технологічна схема установки утилізації курячого посліду із отриманням ефективного органо-мінерального добрива пролонгованої дії: ПБ – приймальний бункер; ШТ – шнековий транспортер; ЗУ – змішувач-усереднювач; ШГ – шнековий гранулятор; ЕК+ОП - електрокалорифер, оснащений блоком осушування повітря; УФС – установка фільтраційного сушіння; ГВ – вібраційний грохот; АФ – фасувальний апарат; Ц – циклон; БЦ – бункер цеоліту.

Матеріал підстилки транспортується до приймального бункера за допомогою тракторного причепа і завантажується у початковий розділ. Проте, наявність різних домішок, таких як пір'я, шкаралупи, камінці, вапно, розміри

яких перевищують 1 мм, може ускладнювати процес формування та сушіння гранул. Це може призводити до затримок у технологічному процесі, коли необхідно очищення маси від таких твердих домішок. Очищення можна виконати за допомогою спеціалізованого обладнання. Тому в технологічній схемі передбачено використання змішувача-усереднювача (ЗУ), який служитиме для подрібнення домішок та усереднення складу матеріалу підстилки. Матеріал підстилки буде подаватись до змішувача-усереднювача за допомогою шнекового транспортера (ШТ).

Із змішувача – усереднювача ЗУ суміш направляється в шнековий гранулятор закритого типу ШГ. Утворюються гранули товарного розміру діаметром 4-6 мм і довжиною 15-20 мм, що дозволяє розсіювати їх сіялкою. Вологість композиції після процесу гранулювання складає близько 50%. Курячий послід має природну тенденцію до прилипання, тому ми пропонуємо включити додатковий етап в процес сушіння, використовуючи дрібно подрібнений природний цеоліт з бункера цеоліту БЦ. Це заходи допоможуть зменшити злипання гранул під час сушіння і попередити їх злежування. Одночасно, надлишок цеоліту буде здатен поглинати вільний аміак, який виділяється під час процесу фільтраційного сушіння. Це сприятиме зниженню негативного впливу на довкілля та запобігатиме забрудненню природних ресурсів аміаком.

Етап сушіння проводиться в спеціальній сушильній установці за допомогою режиму фільтраційного сушіння повітрям, яке нагрівається до 25°C за допомогою електрокалорифера, обладнаного блоком для осушення повітря ЕК+ОП. З нагрітого повітря, що пройшло процес осушення, збирається конденсат і виводиться з електрокалорифера ЕК+ОП. Гранули органічно-мінерального добрива подаються до установки фільтраційного сушіння УФС, де застосовується фільтраційний режим для висушування до вологості близько 30%. Відпрацьоване повітря направляється до циклона Ц, де проводиться його очищення від пилу. Після очищення, чисте повітря відводиться в атмосферу, а

вловлений пил повертається на стадію сушіння, де додається до подрібненого цеоліту. Цей цеоліт використовується для пудрування гранул добрива.

Після сушіння, отримані сухі гранули піддаються просіюванню, щоб відокремити дрібні фракції, за допомогою вібраційного грохота ГВ. Потім ці гранули спрямовуються до фасувального апарата АФ, де вони фасуються у поліетиленові мішки. Автовантажувачем мішки транспортуються до складу готової продукції. З мішків формуються партії добрива, які надсилаються до кінцевих споживачів.

Технічні характеристики гранул органо-мінерального добрива, яке буде отримано на описаній вище установці, приведені у таблиці 8.6.

Таблиця 8.6. Технічні характеристики гранул органо-мінерального добрива

Параметри	Значення
Розмір гранули, мм	
- діаметр	4-6
- довжина	15-20
Вологість, %	30

Просів із вібраційного грохота повертається у змішувач – усереднювач ЗУ на стадію усереднення.

Вказана технологія має ряд переваг:

1) Дозволяє влаштовувати виробничу лінію безпосередньо на пташнику, що сприяє ефективній утилізації накопиченого курячого посліду та неперервному виробництву готової продукції.

2) Використання клиноптилоліту та палигорськіту повністю усуває викиди аміаку в атмосферу, а також сприяє підвищенню вологості ґрунту завдяки гігроскопічним властивостям цих матеріалів.

3) Розроблена гранульована органічна добривна композиція має фіксований розмір, забезпечує продовжену дію та містить високий вміст NPK.

4) Інтеграція установки для утилізації підстилки в загальну технологічну лінію птахоферми сприяє створенню маловідходного виробництва з урахуванням екологічних вимог.

Гранульовані органічні добрива мають численні переваги:

- Вони не утворюють порошку.
- Володіють підвищеною механічною щільністю.
- Вимагають менше витрат для транспортування, зберігання та внесення в ґрунт за допомогою механізованих засобів.
- Мають заздалегідь встановлений склад поживних елементів у вигляді фракцій.
- Їх повільне вимивання ґрунтовими водами.
- Рівномірно поширюють основні поживні речовини і мікроелементи, що призводить до більш ефективного використання сільськогосподарських і декоративних рослин

Їх застосування позитивно позначиться на фізико-хімічних та біологічних властивостях ґрунту, зокрема покращенню структури, зниженню кислотності, утриманню вологи, покращенню повітряно-водного режиму.

Розроблена методика утилізації птахофабричних відходів є ефективною, раціональною з точки зору ресурсів та енергії, а також екологічно безпечною. Виготовлені на цьому обладнанні гранульовані органо-мінеральні добрива підходять для вирощування біологічно цінної продукції, допомагаючи відновлювати плідність ґрунту.

Ця установка може бути легко впроваджена на будь-якій фермі або тваринницькому комплексі. З економічної точки зору, впровадження такої системи означає, що ферма замість сплачування штрафів за забруднення довкілля може отримувати додатковий дохід шляхом реалізації ефективних гранульованих органо-мінеральних добрив з пролонгованою дією для сільськогосподарських господарств.

8.5. Агроекологічне випробування застосування добрива в рекультиваційних цілях

8.5.1. Визначення впливу досліджуваної композиції на зміну концентрації фосфору, кальцію, калію та мангану в залежності від типу ґрунту.

У використанні мінеральних та органічних добрив в системі обробітку земель різних кліматичних зон важливим аспектом є регулярний моніторинг рухливих форм мікро- та макроелементів у ґрунті, а також їхній вміст у рослинах. Рослини отримують необхідні поживні елементи та воду через кореневу систему за допомогою процесу дифузійного перенесення іонів. Рослини засвоюють лише мінеральний азот у формі іонів амонію (NH_4^+) та нітрат-іонів (NO_3^-), фосфор у вигляді фосфат-іонів (PO_4^{3-}) та ортофосфату H_2PO_4^- .

При недостатньому вмісті фосфору у середовищі відбувається обмежене проникнення бактерій у кореневі волоски рослин. Відсутність необхідної кількості калію призводить до порушень азотного та вуглеводневого обміну. Недостаток калію впливає на ефективне сполучення фосфору з органічними сполуками. При оптимальному рівні кальцію та магнію в навколишньому середовищі, азотфіксуючі бактерії здатні функціонувати в активному стані. Недостача магнію спричиняє обмеження розмноження бактерій та зниження їх життєдіяльності.

Розглядувана композиція довготривало діючого органічного добрива, яке ґрунтується на курячому посліді та поєднанні палигорськиту і клиноптилоліту, стане інструментом для покращення структури ґрунту. Це сприятиме збалансованому азотному та фосфатному живленню кореневої системи рослини, що, в свою чергу, допоможе підвищити врожайність сільськогосподарських культур. Концентрація макроелементів та мікроелементів у ґрунті визначалася за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора «EXPERT 3L», методологія описана у розділі 2.7. Таблиця 8.7 містить результати змін концентрацій макроелементів у досліджуваних зразках ґрунту.

Концентрація калію, кальцію і мангану в ґрунті сірого типу майже не зазнає змін, тоді як для дерново-підзолистого типу вміст калію зменшується, кількість кальцію збільшується, а вміст мангану практично залишається сталим.

Таблиця 8.7. Зміна концентрацій макроелементів

Концентрації макроелементів у зразках ґрунтів без підживлення			
Елемент	Темно-сірий тип ґрунту	Сірий тип ґрунту	Дерново-підзолистий тип ґрунту
P	1,41	0,54	0,64
K	8,59	8,77	8,58
Ca	9,94	7,0	7,31
Mn	0,67	0,50	0,42
Концентрації макроелементів у зразках ґрунту в суміші із курячим послідом			
Елемент	Темно-сірий тип ґрунту	Сірий тип ґрунту	Дерново-підзолистий тип ґрунту
P	1,43	0,37	1,43
K	8,41	9,0	8,2
Ca	10,73	7,0	7,31
Mn	0,56	0,50	0,47
Концентрації макроелементів у зразках ґрунту в суміші із досліджуваною композицією			
Елемент	Темно-сірий тип ґрунту	Сірий тип ґрунту	Дерново-підзолистий тип ґрунту
P	2,165	0,75	2,21
K	8,56	9,5	8,31
Ca	9,73	7,0	7,51
Mn	0,56	0,50	0,41

Згідно з отриманими результатами експерименту виявлено, що введення суміші сорбенту та курячого посліду сприяє збільшенню вмісту фосфору в обох типах ґрунтів (від 1,38 до 1,53 разів). Застосування розглянутої композиції показало значне підвищення вмісту фосфору у дерново-підзолистому типі ґрунту в 3,45 рази, що підтверджує її високу ефективність.

8.5.2. Польові випробування органо-мінеральних добрив.

Для створення сіяних пасовищ та кормових угідь, для покращення якості природних кормів та для успішного посіву трав у польовому кормовиробництві рекомендовано використовувати найкращі види довгострокових бобових і злакових трав. Ці види мають забезпечити високу врожайність зелених кормів, сіна та насіння.

Для підвищення продуктивності кормових угідь у Львівській області важливо регулярно проводити основне поліпшення на площі 35-40 тисяч гектарів, з яких близько 20 тисяч гектарів припадають на продуктивні сіножаті. Високі врожаї зеленої маси та сіна забезпечуються вирощуванням пажитниці як у чистому посіві, так і в змішаних сіяннях. Особливо важливо, щоб молоді рослини проросли найбільш інтенсивно в перший рік. Від їхнього розвитку в перший рік значно залежить успішна перезимівля та збіжжя сіна та насіння в наступних роках.

Слаборозвинуті трави досягають нормального розвитку тільки на другий рік життя. Такі трави погано перезимовують, більше потерпають від хвороб і забезпечують низький врожай насіння.

На ряду з прискоренням науково-технічного прогресу, важливо забезпечити виробничі умови, які сприяють ефективному використанню енергії. Проведено розрахунки, що показують, що використання технологій, спрямованих на економію ресурсів, призводить до зниження витрат на мінеральні добрива на 25-30%, пальне – на 5-7%, пестициди – на 4-6%. Наприклад, для вирощування 1 кг насіння багаторічних злакових трав застосування енергозберігаючої технології вимагає лише 700-800 ккал непоновлюваної енергії, у порівнянні з 1000-2000 ккал за традиційних методів.

Впровадження енергозберігаючих технологій має потенціал покращити екологічну ситуацію в довкіллі і одночасно сприяти підвищенню родючості ґрунтів, зменшуючи витрати на виробництво продукції.

Тому важливо розуміти, як різні типи створених органо-мінеральних добрив впливають на врожайність та якість зерна пажитниці багатоукісної сорту Жайвір.

Сорт Жайвір - це зимостійкий тетраплоїдний сорт пажитниці, який добре пристосований до зрощування в різних ґрунтово-кліматичних зонах, зокрема в Лісостепу та Поліссі. Він формує 3-4, або навіть 4-6 укосів зеленої маси, яка переважає інші злаки за якістю та перетравною вартістю. Потенційна врожайність сорту Жайвір досягає 800-1000 центнерів зеленої маси на гектар, сухої речовини - 100-150 центнерів на гектар, кормових одиниць - 90-105 центнерів на гектар, перетравного протеїну - 20-25 центнерів на гектар, насіння - 10-11 центнерів на гектар. Оскільки сорт Жайвір може зберігатись на травостоях до 3 років, це сприяє підвищенню продуктивності сінокосів та пасовищ у перші роки використання.

Методика досліджень представлена в розділі 2.

Досліди із вивчення впливу норм удобрення пажитниці багатоукісної на насіння закладалися 11 серпня 2017 р. (5 варіантів у 4 повтореннях). Дослід включав такі варіанти:

- Контроль (без добрив);
- 1 (курячий послід+ палигорськіт, 5:1)
- 2 (курячий послід+ клиноптилоліт , 5:1)
- 3 (курячий послід, без добавок)
- 4 (курячий послід+ палигорськіт + клиноптилоліт , 10:1:1)

Розвиток рослин пажитниці сорту Жайвір багатоукісного у першому році їх життя різним чином відбувався і був сильно залежний від погодних умов.

Вегетаційний період 2017-2018 років характеризувався змінною погодою та недостатньою кількістю опадів у більшості місяців, а також високими температурами. Незважаючи на це, загалом протягом періоду з серпня 2017 до липня 2018 року сума опадів перевищувала середньорічну норму на 103 мм, і середньорічна температура була вищою за норму на 2,2 °С. Такі погодні умови сприяли розвитку багаторічних трав..

Спостереження свідчать, що проміжок часу між моментом посіву і появою сходів залежить більше від погодних умов та підходу до добривного живлення, ніж від обраних строків посіву (табл.8.8).

Таблиця 8.8. Особливості росту і розвитку пажитниці багатоукісної с. Жайвір в перший рік життя залежно від удобрення (середнє за 2017 р.)

Варіанти	Кількість днів від сівби до:		Кількість днів від повних сходів до:		Щільність травостою шт./м ²
	початку сходів	повних сходів	початку кущіння	повного кущіння	
Літній рядковий безпокровний посів					
Контроль (без добрив)	16	20	24	36	754
1	16	20	24	36	747
2	16	20	24	36	748
3	16	20	24	36	765
4	16	20	24	36	758

Літній посів 2017 р. проведено 11 серпня. Період від повних сходів до повного кущіння продовжувався 36 днів. В зиму вони увійшли у фазі повного кущіння і доброму стані.

У 2018 році рослини пажитниці багатоукісної сорту Жайвір після першого року життя розпочали активний ріст знову з 28 до 30 березня. Процес виходу рослин із ґрунту завершився через 46-47 днів.

Найвища густота травостою – 960 рослин на квадратний метр – спостерігалася на полях з однорядковим посівом із використанням четвертого типу добрив. Середня висота рослин складала від 93 до 100 см. Застосування різних добрив для посіву пажитниці багатоукісної дозволило подовжити фази росту та розвитку на 2-4 дні від початку відростання до появи виходу в трубку і на 1-5 днів для виколошування в порівнянні з контрольною групою.

Аналіз структури врожаю показав, що насіннева продуктивність пажитниці багатоукісної сорту Жайвір під впливом норм удобрення змінювалася за рахунок збільшення, або зменшення кількості генеративних пагонів на 1 м². (табл.8.9).

Таблиця 8.9. Початок відростання та середня тривалість міжфазних періодів залежно від норм висіву насіння та терміну сівби.

Варіанти	Крайні дати початку відростання	Кількість днів від початку відростання до:		Щільність травостою шт./м ²	Висота рослин, см
		виходу в трубку	виколо-шування		
Літній суцільнорядковий посів					
Контроль (без удобрення)	28.03	54	64	905	93
1	30.03	55	65	914	98
2	29.03	57	69	943	100
3	29.03	56	66	935	99
4	31.03	58	69	960	100

В ході наших досліджень ми вивчали, як встановлені норми удобрення впливають на врожайність пажитниці багаторічної та якість її насіння. Проведення математичної обробки отриманих даних підтвердило значущий вплив внесення органо-мінеральних добрив на урожайність насіння пажитниці багатоукісної сорту Жайвір (табл. 8.10).

Таблиця 8.10 - Вплив удобрення на урожайність і якість насіння

Варіанти	Схожість насіння, %	Маса 1000 насінин, г	Урожайність, т/га	Різниця до контролю, ±	
				т/га	%
Літній суцільнорядковий посів					
Контроль	91	5,15	0,60	-	-
1	93	5,16	0,77	0,17	+28,3
2	93	5,21	0,72	0,12	+20,0
3	93	5,18	0,69	0,09	+15,0
4	94	5,20	0,82	0,22	+36,7
НІР ₀₅ , т/га			0,022		

Зокрема, додавання органо-мінеральних добрив позитивно впливало на врожайність насіння, що вирощене на одиниці площі. Відмінності в порівнянні з контролем без удобрення становили від 0,09 тон на гектар (15,0%) до 0,22 тон на гектар (36,7%) відповідно до варіантів, з найменшою статистичною різницею у 0,022 тон на гектар. Також помічено тенденцію до збільшення подібності отриманого насіння на 2-4% у порівнянні з контролем, а маса 1000 насінин зростає від 5,15 г на неконтрольованому варіанті до 5,21 г під впливом удобрення №2.

Висновки та узагальнення до 8 розділу

Для виявлення найбільш сприятливих умов проведення процесу адсорбції аміаку з курячого посліду було проведено серію експериментів. Ми встановили оптимальний розмір зерен сорбенту, проаналізували кінетику адсорбції аміаку, дослідили вплив температури повітряного середовища на процес адсорбції, з'ясували, як тип структури мінерального сорбенту впливає на адсорбцію, та визначили оптимальне співвідношення суміші природних дисперсних сорбентів і курячого посліду.

Дослідження вказують на те, що найоптимальніше здійснювати процес поглинання аміаку при температурі $T=20^{\circ}\text{C}$. Але зрозуміло, що зміни в температурі оточуючого середовища від 10°C до 25°C не мають значущого впливу на процес адсорбції. Кількість аміаку, що адсорбується, варіює від $(8,17 \text{ до } 13,26) \times 10^{-2}$ г NH_3 на 10 г сорбенту. Результати експерименту показали, що найбільшу поглинаючу здатність демонструє комбінація клиноптилоліту та палигорськіту у співвідношенні 1:1. Вищу адсорбційну здатність до аміаку проявила комбінація "сорбенти : курячий послід" в пропорції 1:5. Її значення становить $1,56 \times 10^{-2}$ мг-екв/г сорбентів.

Проводилося вивчення опору гранул органо-мінерального добрива до стиску. Висновки досліджень вказують на те, що статична міцність проб на стиску зростає зі зменшенням вологості. З цим урахуванням важливо

дотримувати оптимальний технологічний режим, щоб досягти мінімальної кінцевої вологості гранул, яка не призводить до втрат заадсорбованого аміаку.

На основі аналізу результатів досліджень, була розроблена технологічна схема виготовлення органо-мінерального добрива з використанням курячого посліду. Ця технологія утилізації відходів птахофабрик є ефективною, оскільки мало втратною, зберігає ресурси та енергію, і має низьке негативне вплив на довкілля. Отримані гранульовані органо-мінеральні добрива за цією технологією ідеально підходять для створення високоякісної біологічно активної продукції, здатної підвищити родючість ґрунту через відтворення його поживних речовин.

Проходили випробування на дослідно-промисловому рівні щодо використання технології та проведено агрохімічні експерименти з одержаного органо-мінерального добрива. В однорічних випробуваннях було встановлено, що внесення органо-мінеральних добрив суттєво впливає на врожайність пажитниці багатоукісної сорту Жайвір. Різниця в виході насіння з одиниці площі порівняно з контролем без удобрення коливалась від 0,09 т/га (15,0%) до 0,22 т/га (36,7%), при цьому найменша значуща різниця становила 0,022 т/га. Додатково спостерігалася тенденція до підвищення схожості насіння та збільшення маси 1000 насінин.

Основні наукові та практичні результати досліджень, приведені у 8 розділі, в повній мірі знайшли своє відображення в публікаціях [277, 278].

ВИСНОВКИ

В результаті узагальнення даних досліджень щодо розроблення науково-методологічних основ біологічної рекультивації та ремедіації із використанням техногенних органовмісних відходів сформульовані такі висновки:

1. Розроблені науково-методологічні основи створення субстратів та органо-мінеральних добрив із використанням органовмісної сировини та природних сорбентів для рекультивації та ремедіації порушених земель. Розроблені схеми можливих варіантів застосування ОСВ в цілях рекультивації та загального алгоритму створення та використання рекультиваційних субстратів та органо-мінеральних добрив.

2. На прикладі аналізу досліджень ОСВ, накопичених на муловому полі ЛМКП «Львівводоканал», апробована методика оцінки їх ресурсного потенціалу, вмісту і локалізації поживних макро- та мікроелементів, доступних форм біогенних елементів, поліакриламідних полімерів, а також іонів важких металів, небезпечних сполук та фітопатогенних мікроорганізмів, що можуть спричиняти небезпеку для ґрунтів та довкілля. Встановлено кореляційні залежності між компонентами ОСВ, констатовано, що вміст досліджуваних компонентів в ОСВ не перевищує ГДК.

3. Проведені дослідження оптимальних умов комбінування складу сировини із природними сорбентами показали можливість створення субстратів на основі свіжих ОСВ в поєднанні із природними сорбентами методом прямого змішування. Найбільш перспективними субстратами для росту і розвитку рослин є варіанти з вмістом осадів стічних вод в межах 40-50% та вмістом сорбентів 5-10%.

4. Розроблена математична модель процесу адсорбції забруднювачів природними сорбентами, які є компонентами субстрату для рекультивації та ремедіації. Розрахунки, проведені із використанням залежностей розробленої математичної моделі показали, що максимальне значення необхідного часу адсорбційного очищення від іонів міді в процесах ремедіації із використанням як адсорбенту природного цеоліту не перевищує доби, що є цілком допустимим для практичного впровадження і дозволяє рекомендувати застосовуваний спосіб

для реального впровадження.

5. Дослідження процесу аеробного біокомпостування у лабораторних умовах підтверджують перспективи використання ОСВ як складової сировинної композиції. Отримані температурні профілі та профілі концентрацій в газовій фазі компосту кисню, діоксиду вуглецю, аміаку та вологовмісту в процесі компостування. Досліди також підтвердили, що додавання деревної тріски та активного компосту стимулює поглинання аміаку.

6. Дані біоіндикаційних досліджень отриманого рекультиваційного компосту показали, що найбільш вигідним та універсальним варіантом для створення ростового субстрату є використання в сировинній суміші "свіжовідібраних" та "старих" ОСВ, оптимальним відношенням компонентів у сировинній суміші є (за об'ємним співвідношеннями): ОСВ_н : ОСВ_с : деревна тріска : активний компост = 16,7% : 16,7% : 33,3% : 33,3%. Рослини, вирощені на такому субстраті, мають менш розвинену надземну частину, але водночас демонструють високий рівень розгалуженої кореневої системи.

7. Аналіз даних мікробіологічних досліджень показав, що тривалість термофільної стадії компостування (за температур 50–70 °С) з метою забезпечення нормативних мікробіологічних показників повинна становити щонайменше 14 діб. Завершення дозрівання компосту визначають за відсутністю життєздатних яєць гельмінтів у зразках компосту, відібраних з глибини 0,5 м. Обраний склад сумішей для біокомпостування та метаногенезу осадів стічних вод, а також застосовані режими даних процесів забезпечують значне зниження чисельності БГКП, бактерій роду *Salmonella* та фітопатогенних бактерій у зразках свіжовідібраних і 2-3 річних осадів стічних вод.

8. Дослідно - промислові дослідження технології створення рекультиваційного компосту на компостувальній станції ЛКП «Зелене місто» та польові дослідження рекультиваційного субстрату, створеного на основі цього компосту і природного цеоліту підтвердили перспективність розробленої стратегії біологічної рекультивації та ремедіації із використанням техногенних органомісних відходів та природних сорбентів.

9. Термогравіметричні дослідження дигестату анаеробно збродженої

рослинної сировини із використанням бродильної затравки, а також самої біомаси показали, що зразок ензиму (бродильної затравки), у порівнянні із зразками сумішей біомаси із бродильною затравкою, відзначаються вищою термічною стійкістю. Формування негорючого залишку зразків пояснюється присутністю в них незначної кількості силікатної складової.

10. Визначення кількості небезпечних сполук (кадмію, свинцю та арсену) на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L показав, що ні одного із цих елементів, вміст яких у сировині для виробництва добрив лімітований нормативними документами України в дигестаті не знайдено, що дає можливість рекомендувати дигестат як компонент до ростового субстрату.

11. Усереднені результати дослідження впливу дигестату на схожість сільськогосподарських рослин свідчать, що схожість в усіх досліджуваних варіантах становила 87-93 %. найкраща схожість двох культур було відмічена на варіанті з вмістом дигестату 20%, для райграсу вона становила 93,33 % (на 1,67 % більше від контролю, та 0,33 % більше від стерильного контролю), для ячменю звичайного – 91,33 % (на 4,00 % більше від контролю, та 0,67 % більше від стерильного контролю).

12. Із врахуванням відмінностей між антропогенно порушеними об'єктами різних типів були отримані загальні рекомендації щодо складу та відношень відповідних ростових субстратів та сировини для їх виготовлення. Найбільш перспективним компонентом для створення ростового субстрату є біокомпост із вмістом суміші свіжих і старих ОСВ, який в поєднанні з незначною часткою природних сорбентів може бути ефективним для рекультивації об'єктів всіх типів, що зводить до мінімуму необхідність у використанні родючого ґрунту.

13. Дослідження щодо використання в рекультиваційних цілях органо-мінерального добрива на основі природних сорбентів і курячого посліду показали, що синтез такого добрива дозволяє мінімізувати екологічну небезпеку від забруднення атмосфери в зоні впливу птахофабрик аміаком, а отримане добриво може з успіхом використовуватись в рекультиваційних цілях.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Кабінет Міністрів України. (2019, 20 лютого). Розпорядження про затвердження Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року [Розпорядження № 117-р]. Київ. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/117-2019-%D1%80#n5>.
2. Zasadko, I. B., Polturenko, M. S. & Mandryk, O. M. (2017). Sewage sludge as a secondary raw material for the production of bricks. *Bulletin of the National University of Water Management and Nature management. Series: Technical Sciences*, 3(79), 104-113.
3. Zhen G., Lu X., Kato H., Zhao Y., & Li Y.-Y. (2017). Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 69, 559-577.
4. Kelessidis, A., Stasinakis A. S. (2012) Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Management*, 32(6): 1186-1195.
5. Eurostat. (2023). Sewage sludge production and disposal. Retrieved from https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_WW_SPD/default/table?lang=en, Accessed 16th Aug 2023.
6. Eurostat. (2022). Water statistics. Retrieved from https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Water_statistics#Wastewater_treatment_and_disposal, Accessed 29th Jun 2022.
7. Cecconet, D., & Capodaglio, A. G. (2022). Sewage sludge biorefinery for circular economy. *Sustainability*, 14(22), 14841
8. Fredriksson, F., Eriksson, U., Kärrman, A., & Yeung, L. W. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sludge from wastewater treatment plants in Sweden—First findings of novel fluorinated copolymers in Europe including temporal analysis. *Science of The Total Environment*, 846, 157406.

9. Kanteraki, A. E., Isari, E. A., Svarnas, P., & Kalavrouziotis, I. K. (2022). Biosolids: The Trojan horse or the beautiful Helen for soil fertilization?. *Science of The Total Environment*, 839, 156270.
10. Sichler, T. C., Adam, C., Montag, D., & Barjenbruch, M. (2022). Future nutrient recovery from sewage sludge regarding three different scenarios-German case study. *Journal of Cleaner Production*, 333, 130130
11. Zarina, R., & Mezule, L. (2023). Opportunities for resource recovery from Latvian municipal sewage sludge. *Heliyon*, 9(10), e20435. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e20435>.
12. Fijalkowski, K., Rorat, A., Grobelak, A., & Kacprzak, M. J. (2017). The presence of contaminations in sewage sludge – the current situation. *Journal of Environmental Management*, 203, 1126-1136. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.068>
13. Lindholm-Lehto, P. C., Ahkola, H. S. J. J., & Knuutinen, J. S. (2017). Procedures of determining organic trace compounds in municipal sewage sludge – a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 4383-4412. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8202-z>
14. Statistics Poland Spatial and Environmental Surveys Department. (2019). *Environment 2019*. Warsaw.
15. Eid, E. M., Alrumman, S. A., El-Bebany, A. F., Fawy, K. F., Taher, M. A., Hesham, A. E.-L. L., El-Shaboury, G. A., & Ahmed, M. T. (2019). Evaluation of the potential of sewage sludge as a valuable fertilizer for wheat (*Triticum aestivum* L.) crops. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(1), 392-401. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3617-3>
16. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С., Мальований, М. С. (2019). Адаптація світового досвіду утилізації осадів стічних вод до екологічних умов України. *Науковий вісник НЛТУ України*, 29(2), 82–87.
17. Buta, M., Hubeny, J., Zieliński, W., Harnisz, M., & Korzeniewska, E. (2021). Sewage sludge in agriculture – the effects of selected chemical pollutants and emerging genetic resistance determinants on the quality of soil and crops – a

- review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 214, 112070.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112070>
18. Christodoulou, A., Stamatelatu, K. (2015). Overview of legislation on sewage sludge management in developed countries worldwide. *Water Science and Technology*, 73(3), 453-462.
 19. Fytili, D., Zabaniotou, A. (2008). Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(1), 116-140.
 20. Shaddel, S., Bakhtiary-Davijany, H., Kabbe, C., Dadgar, F., & Østerhus, S. W. (2019). Sustainable sewage sludge management: From current practices to emerging nutrient recovery technologies. *Sustainability*, 11(12), Article 3435.
<https://doi.org/10.3390/su11123435>
 21. Milieu Ltd, RPA, WRc. (2010). Environmental, Economic and Social Impacts of the Use of Sewage Sludge on Land - Consultation Report on Options and Impacts (pp. 1–32).
 22. Wang, K., Zheng, Y., Zhu, X., Brewer, C. E., & Brown, R. C. (2017). Ex-situ catalytic pyrolysis of wastewater sewage sludge – a micro-pyrolysis study. *Bioresource Technology*, 232, 229-234.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.015>
 23. Wang, Q., Wei, W., Gong, Y., Yu, Q., Li, Q., Sun, J., & Yuan, Z. (2017). Technologies for reducing sludge production in wastewater treatment plants: state of the art. *Science of The Total Environment*, 587–588, 510-521.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.203>
 24. Rorat, A., Courtois, P., Vandenbulcke, F., & Lemiere, S. (2019). Sanitary and environmental aspects of sewage sludge management. In *Industrial and Municipal Sludge* (pp. 155-180). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815907-1.00008-8>
 25. Lamastra, L., Suci, N. A., & Trevisan, M. (2018). Sewage sludge for sustainable agriculture: contaminants' contents and potential use as fertilizer.

- Chemistry and Biology Technologies in Agriculture*, 5, 1-6.
<https://doi.org/10.1186/s40538-018-0122-3>
26. Song, Q., Li, J., & Zeng, X. (2015). Minimizing the increasing solid waste through zero waste strategy. *Journal of Cleaner Production*, 104, 199-210.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.027>
 27. Duan, Y., Pandey, A., Zhang, Z., Awasthi, M. K., Bhatia, S. K., & Taherzadeh, M. J. (2020). Organic solid waste biorefinery: sustainable strategy for emerging circular bioeconomy in China. *Industrial Crops and Products*, 153, Article 112568. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.112568>
 28. Spinosa, L. (2015). Wastewater sludge: A global overview of the current status and future prospects. *Water Intelligence Online*, 6.
<https://doi.org/10.2166/9781780402154>
 29. Zhou, K., Barjenbruch, M., Kabbe, C., Inial, G., & Remy, C. (2017). Phosphorus recovery from municipal and fertilizer wastewater: China's potential and perspective. *Journal of Environmental Sciences*, 52, 151-159.
<https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.04.010>
 30. Городній, М.М. (2013). Проблеми використання осадів стічних вод для виробництва добрив. *Вісник аграрної науки*, (9), 45-50.
 31. Ahmed, H. Kh., Fawy, H. A., & Abdel-Hady, E. S. (2010) Study of sewage sludge use in agriculture and its effect on plant and soil. *Agriculture and Biology Journal of North America*, 1(5), 1044-1049.
<https://doi.org/10.5251/abjna.2010.1.5.1044.1049>
 32. Tyagi, V. K. & Lo, S.-L. (2013). Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 25, 708-728. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.029>
 33. Дубовий, В. І., & Табакаєва, М. Г. (2014). Вплив осаду стічних вод на продуктивність і якість зерна пшениці. *Збалансоване природокористування*, (3), 127–131.

34. Hamood, A., & Khatib, J. (2016) Sustainability of sewage sludge in construction. *Sustainability of Construction Materials*, 625-641. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-100370-1.00024-x>
35. Калетнік, Г. М., & Гончарук, Т. В. (2016). Перспективи використання стічних каналізаційних вод м. Вінниці для підживлення польових культур: вітчизняний та зарубіжний досвід. *Збалансоване природокористування*, (3), 42–47.
36. Paya, J., Monzo, J., Borrachero, M. V., & Soriano, L. (2019). Sewage sludge ash. In *New Trends in Eco-efficient and Recycled Concrete* (pp. 121-152). Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102480-5.00005-1>
37. Cincinelli, A., Martellini, T., Misuri, L., Lanciotti, E., Sweetman, A., Laschi, S., & Palchetti, I. (2012). PBDEs in Italian sewage sludge and environmental risk of using sewage sludge for land application. *Environmental Pollution*, 161, 229-234. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.11.001>
38. Pavšič, P., Mladenovič, A., Mauko, A., Kramar, S., Dolonec, M., Vončina, E., ... Bukovec, P. (2014). Sewage sludge/biomass ash based products for sustainable construction. *Journal of Cleaner Production*, 67, 117-124. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.034>
39. Mininni, G., Blanch, A. R., Lucena, F., & Berselli, S. (2014). EU policy on sewage sludge utilization and perspectives on new approaches of sludge management. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(10), 7361-7374. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3132-0>
40. Kalogo, Y., & Monteith, H. (2012). *Energy and resource recovery from sludge*. IWA Publishing, 11. DOI: <https://doi.org/10.2166/9781780404653>
41. Di Bonito, M. (2008). Sewage sludge in Europe and in the UK: Environmental impact and improved standards for recycling and recovery to land. In *Environmental Geochemistry: Site Characterization, Data Analysis and Case Histories* (pp. 251-286). <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53159-9.00011-5>

42. Twardowska, I., Schramm, K.-W., & Berg, K. (2004). Sewage sludge. *Waste Management Series, 4*, 239-295. [https://doi.org/10.1016/S0713-2743\(04\)80013-8](https://doi.org/10.1016/S0713-2743(04)80013-8)
43. Werle, S. (2015). Sewage sludge-to-energy management in Eastern Europe: A Polish perspective. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 22(3), 459-469. <https://doi.org/10.1515/eces-2015-0027>
44. Сорокіна, К. Б., & Козловська, С. Б. (2012). Технологія переробки та утилізації осадів: навч. посібник. Харк. нац. акад. міськ. госп-ва. Х.: ХНАМГ.
45. Seiple, T. E., Coleman, A. M., & Skaggs, R. L. (2017). Municipal wastewater sludge as a sustainable bioresource in the United States. *Journal of Environmental Management*, 197, 673-680. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.032>
46. Donatello S., & Cheeseman, C. R. (2013) Recycling and recovery routes for incinerated sewage sludge ash (ISSA): A review. *Waste Management*, 33(11), 2328-2340. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.024>
47. Kacprzak, 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.
48. Hara, K. (2009). Sewage sludge treatment and recycling systems in Japan: Trends, challenges and future perspectives. In R. E. Baily (Ed.), *Sludge: Types, Treatment Processes and Disposal* (pp. 289-296). Nova Science Publishers, N.Y. (ISBN: 978-1-60741-842-9)
49. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (2014). Green energy production from municipal sewage sludge in Japan. In *The United Nations World Water Development Report 2014* (pp. 158-159). April 2014. DOI: <https://doi.org/10.18356/2de3437f-en>
50. Cao, Y., & Pawłowski, A. (2012). Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: Brief overview and energy efficiency

- assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(3), 1657-1665. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.12.014>
51. Feng, L., Luo, J., & Chen, Y. (2015). Dilemma of sewage sludge treatment and disposal in China. *Environmental Science & Technology*, 49(8), 4781-4782. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01455>
52. Yang, G., Zhang, G., & Wang, H. (2015). Current state of sludge production, management, treatment and disposal in China. *Water Research*, 78, 60-73. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.002>
53. Chen, H., Yan, S.-H., Ye, Z.-L., Meng, H.-J., & Zhu, Y.-G. (2012). Utilization of urban sewage sludge: Chinese perspectives. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(5), 1454-1463. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0760-0>
54. Arulrajah, A., Disfani, M. M., Suthagaran, V., & Imteaz, M. (2011). Select chemical and engineering properties of wastewater biosolids. *Waste Management*, 31(12), 2522-2526. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.07.014>
55. Karunanithi, R., Szogi, A., Bolan, N. S., Naidu, R., Ok, Y. S., Krishnamurthy, S., & Seshadri, B. (2016). Phosphorus recovery from wastes. *Environmental Materials and Waste*, 687-705. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-803837-6.00027-5>
56. Li, Y., Chen, T., Luo, W., Huang, Q., & Wu, J. (2003). Contents of organic matter and major nutrients and the ecological effect related to land application of sewage sludge in China. *Acta Ecologica Sinica*, 23, 2464-2474.
57. Jin, L., Zhang, G., & Tian, H. (2014). Current state of sewage treatment in China. *Water Research*, 66, 85-98. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.014>
58. Петрук, В. Г., Васильківський, І. В., Безвозюк, І. І., Петрук, Р. В., & Турчик, П. М. (2013). Природоохоронні технології. Навчальний посібник. Ч.3: Методи переробки осадів стічних вод. Вінниця: ВНТУ.
59. Рудницький, Є. М. (2013). Дослідження доцільності використання осадів стічних вод в якості органо-мінеральних добрив в умовах України. *Вісник*

- Харківського національного технічного університету сільського господарства ім. Петра Василенка. Серія: Технічні науки, 135, 78–86.*
60. Засідко, І. Б., Полтуренко, М. С., & Мандрик, О. М. (2017). Осади стічних вод як вторинна сировина для виробництва цегли. *Серія Технічні науки, 3(79), 104-113.*
 61. Дрозд Г.Я., Бізирка І.І. (2011). Осадок стічних вод як модифікатор асфальтобетону. Луганський національний аграрний університет.
 62. Астрелин І.М. (2010). Сучасний стан проблеми накопичення та переробки відходів водоочищення в Україні. Збірник наукових праць "Вісник НТУ "ХП": Хімія, хімічна технологія та екологія, №10.
 63. Київводоканал. (2013). Реконструкція Бортницької станції аерації. Отримано з <https://www.vodokanal.kiev.ua/rek-bsa/>
 64. Кізеєв, М. Д., Осадчий, В. Ф., & Осадчий, О. В. (2016). Інвестиційний проект реконструкції каналізаційних очисних споруд та будівництва станції виробництва біогазу у м. Львові. Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Серія: Теорія і практика будівництва, №844, 103-112.
 65. Львівводоканал. (2017). Проект виробництва біогазу [Електронний ресурс]. Отримано з <http://lvivvodokanal.com.ua/aboutus/environment/sewagesludge/>
 66. Just, R. E., Alston, J. M., & Zilberman, D. (2007). *Regulating Agricultural Biotechnology Economics and Policy*. SpringerVerlagpublishers.
 67. Adani, F., Confalonieri, R., & Tambone, F. (2004). *Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes*. *Journal of Environmental Quality, 33, 1866–1876.*
 68. Jouhara, H., Czajczyńska, D., Ghazal, H., Krzyżyńska, R., Anguilano, L., Reynolds, A. J., & Spencer, N. (2017). *Municipal waste management systems for domestic use*. *Energy, 139, 15.*
 69. Barrena, R., Vázquez, F., & Sánchez, A. (2006). The use of respiration indices in the composting Process: A Review. *Waste Management Research, 24, 37–47.*

70. Сторощук У., Сebula R., & Мальований М. (2020). Анаеробне травлення як метод отримання біогазу із твердих побутових відходів. В *Регіональні проблеми охорони довкілля: матеріали міжнародної наукової конференції молодих вчених* (с. 156–158).
71. Guardia, A., Mallard, P., Teglia, C., Marin, A., Le Pape, C., Launay, M., ... Petiot, C. (2010). Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 1, biodegradability, stabilization kinetics and temperature rise. *Waste Management*, 30, 402–414.
72. DEFRA. (2013). Advanced biological treatment of municipal solid waste.
73. European Commission (Directorate-General Environment ENV A.2). (2001). Biological Treatment of Biowaste, Working Document, 2nd. Retrieved from http://www.cre.ie/docs/EU_BiowasteDirective_workingdocument_2nddraft.pdf
74. Chavan, S., Yadav, B., Atmakuri, A., Tyagi, R. D., Wong, J. W. C., & Drogui, P. (2022). Bioconversion of organic wastes into value-added products: A review. *Bioresource Technology*, 344(Part B), 126398. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126398>
75. Carlsson, B., Jacobsson, S., Holmm, M., & Rickne, A. (2002). Innovation systems: Analytical and methodological issues. *Research Policy*, 21, 233–245.
76. Wainaina, S., Kumar Awasthi, M., Sarsaiya, S., Chen, H., Singh, E., Kumar, A., Ravindran, B., Kumar Awasthi, S., Liu, T., Duan, Y., & Taherzadeh, S. (2020). Resource recovery and circular economy from organic solid waste using aerobic and anaerobic digestion technologies. *Bioresource Technology*, 301, 122778.
77. Nurul, I. S., & Zularisam, A. W. (2018). Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *Journal of Cleaner Production*, 194, 359–371.
78. 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.

79. Dri, M., Canfora, P., Antonopoulos, I. S., & Gaudillat, P. (2018, May). Best Environmental Management Practice for the Waste Management Sector. Retrieved from https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC111059/jrc111059_bemp_waste_2018_final_04_2.pdf
80. Sagdeeva, O. A., Krusir, G. V., Tsykalo, A. L., Shpyrko, T. V., & Leuenberger, H. (2018). Organic waste composting using mineral additives. *Харчова наука і технологія*, 12(1), 45–52. DOI: <http://dx.doi.org/10.15673/fst.v12i1.842>.
81. Storoshchuk, U., Maliovanyu, M., Tymchuk, I., & Luchyt, L. (2021). Analysis of the main methods of solid waste management. *Environmental Problems*, 6(4), 238–243.
82. Nuhaa, S. (2019). Insight into the recovery of nutrients from organic solid waste through biochemical conversion processes for fertilizer production: a review. *J. Clean. Prod.*, 118413.
83. Крусір, Г. В., Чернишова, О. О., & Поліщук, В. М. (2016). Дослідження режимів процесу анаеробного зброджування стічних вод м'ясопереробного підприємства у мезофільних умовах. *Екологічна безпека*, 2, 112–117.
84. 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.
85. 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.
86. 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, 118086.
87. European Commission. (2010). STAFF WORKING DOCUMENT Accompanying the Communication from the Commission On future steps in bio-waste management in the European Union. Retrieved from <https://eur->

lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52010SC0577&from=BG

88. Thi, N. B. D., Kumar, G., Lin, C. Y. (2015). An overview of food waste management in developing countries: current status and future perspective. *Journal of Environmental Management*, 157, 220–229.
89. Wei, Y., Li, J., Shi, D., Liu, G., Zhao, Y., Shimaoka, T. (2017). Environmental challenges impeding the composting of bio-degradable municipal solid waste: a critical review. *Resources, Conservation and Recycling*, 122, 51–65.
90. United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2015). DRAFT Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2014 (Chapter-7-Waste). Retrieved from <http://www.epa.gov/climatechange/emissions/usinventoryreport.html>. (Accessed 12 February 2016).
91. Tang, Z., Xi, B., Huang, C., Tan, W., Li, W., Zhao, X., Liu, K., Xia, X. (2020). Mobile genetic elements in potential host microorganisms are the key hindrance for the removal of antibiotic resistance genes in industrial-scale composting with municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 301, 122723.
92. Liu, T., Awasthi, M. K., Awasthi, S. K., Ren, X., Liu, X., Zhang, Z. (2020). Influence of fine coal gasification slag on greenhouse gases emission and volatile fatty acids during pig manure composting. *Bioresource Technology*, 316, 123915.
93. Liu, T., Wang, M., Awasthi, M. K., Chen, H., Awasthi, S. K., Duan, Y., Zhang, Z. (2020). Measurement of cow manure compost toxicity and maturity based on weed seed germination. *Journal of Cleaner Production*, 245, 118894.
94. Farrell, M., Jones, D. L. (2009). Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technology*, 100, 4301–4310.
95. 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. *Bioresource Technology*, 250, 853–859.

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. *Bioresource Technology*, 182, 200–207.
97. Asquer, C., Cappai, G., Gioannis, G. D., Muntoni, A., Piredda, M., Spiga, D. (2017). Biomass ash reutilisation as an additive in the composting process of organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, 69, 127–135.
98. Cesaro, A., Conte, A., Belgiorno, V., Siciliano, A., Guida, M. (2019). The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the organic fraction of municipal solid waste. *Journal of Environmental Management*, 232, 246–270.
99. Zhao, X., Xi, B., He, X., Li, D., Tan, W., Zhang, H., Wang, X., Yang, C. (2019). The impacts of metal ions on phytotoxicity mediate by microbial community during municipal solid waste composting. *Journal of Environmental Management*, 242, 153–161.
100. Tejada, M., Martinez, A. M. G., Parrado, J. (2009). Relationships between biological and chemical parameters on the composting of a municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 100, 4062–4065.
101. Soobhany, N. (2018). Assessing the physicochemical properties and quality parameters during composting of different organic constituents of municipal solid waste. *Journal of Environmental Chemistry Engineering*, 6, 1979–1988.
102. Bian, R., Sun, Y., Li, W., Ma, Q., Chai, X. (2017). Co-composting of municipal solid waste mixed with matured sewage sludge: the relationship between N₂O emissions and denitrifying gene abundance. *Chemosphere*, 189, 581–589.
103. Awasthi, M. K., Pandey, A. K., Bundela, P. S., Wong, J. W. C., Li, R., Zhang, Z. (2016). Co-composting of gelatin industry sludge combined with organic fraction of municipal solid waste and poultry waste employing zeolite mixed with enriched nitrifying bacterial consortium. *Bioresource Technology*, 213, 181–189.

104. European Compost Network (ECN). (2014). European Quality Assurance Scheme for Compost and Digestate. Retrieved from <http://www.compostnetwork.info>. (Accessed 11 November 2016).
105. Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., & Finnveden, G. (2007). What life-cycle assessment does and does not do in assessment of waste management. *Waste Management*, 27(6), 989–996.
106. Khandelwal, H., Dhar, H., Thalla, A. K., Kumar, S. (2019). Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: a worldwide critical review. *Journal of Cleaner Production*, 209, 630–654.
107. Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z., & Christensen, T. H. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems—part I: lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(4), 573–588.
108. Bisinella, V., Conradsen, K., Christensen, T. H., & Astrup, T. F. (2016). A global approach for sparse representation of uncertainty in life cycle assessments of waste management systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(3), 378–394.
109. Christensen, T. H., Damgaard, A., Levis, J., Zhao, Y., Björklund, A., Arena, U., Barlaz, M. A., Starostina, V., Boldrin, A., Astrup, T. F., & Bisinella, V. (2020). Application of LCA modelling in integrated waste management. *Waste Management*, 118, 313–322.
110. Esmailian, B., Wang, B., Lewis, K., Duarte, F., Ratti, C., & Behdad, S. (2018). The future of waste management in smart and sustainable cities: a review and concept paper. *Waste Management*, 81, 177–195.
111. Corato, U. D. (2020). Agricultural waste recycling in horticultural intensive farming systems by on-farm composting and compost-based tea application improves soil quality and plant health: a review under the perspective of a circular economy. *Science of The Total Environment*, 738, 139840.

112. Andersen, J. K., Boldrin, A., Samuelsson, J., Christensen, T. H., & Scheutz, C. (2010). Quantification of greenhouse gas emissions from windrow composting of garden waste. *Journal of Environmental Quality*, 39(3), 713–724.
113. Walling, E., Tremier, A., & Vaneeckhaute, C. (2020). A review of mathematical models for composting. *Waste Management*, 113, 379–394.
114. Sanchez, O. J., Ospina, D. A., & Montoya, S. (2017). Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. *Waste Management*, 69, 136–153.
115. Liu, Z., Wang, X., Wang, F., Bai, Z., Chadwick, D., Misselbrook, T., & Ma, L. (2020). The progress of composting technologies from static heap to intelligent reactor: benefits and limitations. *Journal of Cleaner Production*, 270, 122328.
116. McGowin, A. E., Adom, K. K., & Obubuafo, A. K. (2001). Screening of compost for PAHs and pesticides using subcritical water extraction. *Chemosphere*, 45(6-7), 857–864.
117. Houot, S., Verge-Leviel, C., Le Villio, M., & Clargeot, D. (2001). Influence of the stability of the compost organic matter on the decay of organic pollutants during composting and in soil after compost application. In: *Applying compost: Benefits and Needs. Seminar Proceedings, Brussels, 22–23 November 2001*.
118. Chen, X., Zhao, Y., Zhang, D., Yao, C., Meng, Q., Zhao, R., & Wei, Z. (2020). Speciation, toxicity mechanism and remediation ways of heavy metals during composting: a novel theoretical microbial remediation method is proposed. *Journal of Environmental Management*, 272, 111109.
119. Ren, X., Wang, Q., Zhang, Y., Li, R., Pan, J., & Zhang, Z. (2020). Enhancing composition and heavy metals combined with humic substances by adding black tourmaline during composting. *Microchemical Journal*, 159, 105356.
120. Awasthi, M. K., Duan, Y., Awasthi, S. K., Liu, T., Chen, H., Pandey, A., Zhang, Z., Taherzadeh, M. J. (2020). Emerging applications of biochar: improving pig manure composting and attenuation of heavy metal mobility in mature compost. *Journal of Hazardous Materials*, 389, 122446.

121. Chen, Z., Fu, Q., Cao, Y., Wen, Q., Wu, Y. (2021). Effects of lime amendment on the organic substances changes, antibiotics removal, and heavy metals speciation transformation during swine manure composting. *Chemosphere*, 262, 128342.
122. Awasthi, M. K., Wang, Q., Huang, H., Li, R., Shen, F., Lahori, A. H., Wang, P., Guo, D., Guo, Z., Jiang, S., Zhang, Z. (2016). Effect of biochar amendment on greenhouse gas emission and bioavailability of heavy metals during sewage sludge co-composting. *Journal of Cleaner Production*, 135, 829–835.
123. Sadeq, Y., Poulsen, T. G., Habib, K., Iqbal, T., Nizami, A. S. (2016). Uncertainty in degradation rates for organic micropollutants during full-scale sewage sludge composting. *Waste Management*, 56, 396–402.
124. Metcalf, J. L., David, O., Carter, D. O., Knight, R. (2016). Quick guide of microbiology of death. *Current Biology*, 26(16), 543–576.
125. Steiner, B. M., Mc-Clements, D. J., Pardo, G. D. (2018). Encapsulation systems for lutein: a review. *Trends in Food Science & Technology*, 82, 71–81.
126. Sanchez-Garcia, M., Alburquerque, J. A., Sanchez-Monedero, M. A., Roig, A., Cayuela, M. L. (2015). Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralisation during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions. *Bioresource Technology*, 192, 272–279.
127. Vandecasteele, B., Sinicco, T., D'Hose, T., Nest, T. V. (2016). MondiniBiochar amendment before or after composting affects compost quality and N losses, but not P plant uptake. *Journal of Environmental Management*, 168, 200–209.
128. Awasthi, S. K., Awasthi, M. K., Liu, T., Zhao, J., Kumar, S., Zhang, Z. (2020). Changes in global trends in food waste composting: research challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, 299, 122555.
129. Blair, N., Faulkner, R. D., Till, A. R., Korschens, M., & Schulz, E. (2006). Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility-part II: Bad Lauchstadt static and extreme FYM experiments. *Soil Tillage Res.*, 91, 39–47.

130. IPCC. (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
131. Linqvist, B. A., Adviento-Borbe, M. A., Pittelkow, C. M., Kessel, C. V., & Groenigen, K. J. V. (2012). Fertilizer management practices and greenhouse gas emissions from rice systems: A quantitative review and analysis. *Field Crop Res.*, 135, 10–21.
132. Dar, M. H., Waza, S. A., Nayak, S., Chakravorty, R., & Zaidi, N. W. (2020). Gender focused training and knowledge enhances the adoption of climate resilient seeds. *Technol. Soc.*, 63, 101388.
133. Onwosi, C.O., Igbokwe, V.C., Odimba, J.N., Eke, I.E., Nwankwoala, M.O., Iroh, I.N., & Ezeogu, L.I. (2017). Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. *J. Environ. Manag.*, 190, 140–157.
134. Zhou, H.B., Chen, T.B., Gao, D., Zheng, G.D., Chen, J., Pan, T.H., Liu, H.T., & Gu, R.Y. (2014). Simulation of water removal process and optimization of aeration strategy in sewage sludge composting. *Bioresour. Technol.*, 171, 452–460.
135. Nakhshiniev, B., Biddinika, M.K., Gonzales, H.B., Sumida, H., & Yoshikawa, K. (2014). Evaluation of hydrothermal treatment in enhancing rice straw compost stability and maturity. *Bioresour. Technol.*, 151, 306–313.
136. Abdel-Rahman, M.A. (2016). Establishment of efficient cellulolytic bacterial consortium potential for designed composting of rice straw. *Int. J. Adv. Res. Biol. Sci.*, 3, 211–228.
137. Scarlat, N., Dallemand, J.-F., & Fahl, F. (2018). Biogas: Developments and perspectives in Europe. *Renewable Energy*, 129, 457-472.
doi:10.1016/j.renene.2018.03.006
138. Dhanya, B. S., Mishra, A., Chandel, A. K., & Verma, M. L. (2020). Development of sustainable approaches for converting the organic waste to

- bioenergy. *Science of the Total Environment*, 723, doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138109
139. Abraham, A., Mathew, A. K., Park, H., Choi, O., Sindhu, R., Parameswaran, B., . . . Sang, B. -. (2020). Pretreatment strategies for enhanced biogas production from lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, 301, doi:10.1016/j.biortech.2019.122725
140. Ivanchenko, A., Yelatontsev, D., & Savenkov, A. (2021). Anaerobic co-digestion of agro-industrial waste with cheese whey: Impact of centrifuge comminution on biogas release and digestate agrochemical properties. *Biomass and Bioenergy*, 147, doi:10.1016/j.biombioe.2021.106010
141. Bhat, A. P., & Gogate, P. R. (2021). Cavitation-based pre-treatment of wastewater and waste sludge for improvement in the performance of biological processes: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), doi:10.1016/j.jece.2020.104743
142. Nagarajan, S., & Ranade, V. V. (2021). Valorizing waste biomass via hydrodynamic cavitation and anaerobic digestion. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 60(46), 16577-16598. doi:10.1021/acs.iecr.1c03177
143. Zhang, L., Loh, K. C., & Zhang, J. (2019). Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: current status and prospects. *Bioresour. Technol. Rep.*, 5, 280–296.
144. Postawa, K., Szczygieł, J., & Kułaczyński, M. (2021). Innovations in anaerobic digestion: A model-based study. *Biotechnology for Biofuels*, 14(1). doi:10.1186/s13068-020-01864-z
145. Al Seadi, T., Drosig, B., Fuchs, W., Rutz, D., Janssen, R. (2013). Biogas digestate quality and utilization. In *The Biogas Handbook* (pp. 267-301). Woodhead Publishing. doi:10.1533/9780857097415.2.267.
146. Lamolinara, B., Pérez-Martínez, A., Guardado-Yordi, E., Fiallos, C. G., Diéguez-Santana, K., Ruiz-Mercado, G. J. (2022). Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges. *Waste Management*, 140, 14–30. doi:10.1016/j.wasman.2021.12.035.

147. Nag, R., Whyte, P., Markey, B. K., O'Flaherty, V., Bolton, D., Fenton, O., ...Cummins, E. (2020). Ranking hazards pertaining to human health concerns from land application of anaerobic digestate. *Science of the Total Environment*, 710, 136297. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.136297.
148. Pivato, A., Vanin, S., Raga, R., Lavagnolo, M. C., Barausse, A., Rieple, A., ... Cossu, R. (2016). Use of digestate from a decentralized on-farm biogas plant as fertilizer in soils: An ecotoxicological study for future indicators in risk and life cycle assessment. *Waste Management*, 49, 378–389. doi:10.1016/j.wasman.2015.12.009.
149. Rozylo, K., Swieca, M., Gawlik-Dziki, U., Andruszczak, S., Kwiecinska-Poppe, E., Kraska, P. (2017). Phytochemical properties and heavy metal accumulation in wheat grain after three years' fertilization with biogas digestate and mineral waste. *Agricultural and Food Science*, 26(3), 148–159. doi:10.23986/afsci.63156.
150. Zirkler, D., Peters, A., Kaupenjohann, M. (2014). Elemental composition of biogas residues: Variability and alteration during anaerobic digestion. *Biomass and Bioenergy*, 67, 89–98. doi:10.1016/j.biombioe.2014.04.021.
151. Fuchs, W., Drosig, B. (2013). Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. *Water Science and Technology*, 67(9), 1984–1993. doi:10.2166/wst.2013.075.
152. Sobhi, M., Guo, J., Gaballah, M.S., Li, B., Zheng, J., Cui, X., ... Dong, R. (2021). Selecting the optimal nutrients recovery application for a biogas slurry based on its characteristics and the local environmental conditions: A critical review. *Science of the Total Environment*, 152700. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.152700.
153. Xia, A., Murphy, J.D. (2016). Microalgal cultivation in treating liquid digestate from biogas systems. *Trends in Biotechnology*, 34(4), 264–275. doi:10.1016/j.tibtech.2015.12.010.
154. Czekala, W., Lewicki, A., Pochwatka, P., Czekala, A., Wojcieszak, D., Józwiakowski, K., Waliszewska, H. (2020). Digestate management in polish

- farms as an element of the nutrient cycle. *Journal of Cleaner Production*, 242, 118454. doi:10.1016/j.jclepro.2019.118454.
155. Makadi, M., Tomocsik, A., Eichler-Loebermann, B., Schiemenz, K. (2008). Nutrient cycling by using residues of bioenergy production-effects of biogas-digestate on plant and soil parameters. *Cereal Research Communications*, 36, 1807–1810. <https://www.jstor.org/stable/90003077>.
156. Tymchuk, I., Malovanyy, M., Shkvirko, O., Zhuk, V., Masikevych, A., Synelnikov, S. (2020). Innovative creation technologies for the growth substrate based on the man-made waste - perspective way for Ukraine to ensure biological reclamation of waste dumps and quarries. *Int. J. Fores. & Innov. Pol.*, 14(2/3/4), 248–263. doi:10.1504/IJFIP.2020.111239.
157. Ayre, J.M., Mickan, B.S., Jenkins, S.N., Moheimani, N.R. (2021). Batch cultivation of microalgae in anaerobic digestate exhibits functional changes in bacterial communities impacting nitrogen removal and wastewater treatment. *Algal Research*, 57, 102338. doi:10.1016/j.algal.2021.102338.
158. Uggetti, E., Sialve, B., Latrille, E., Steyer, J.P. (2014). Anaerobic digestate as substrate for microalgae culture: the role of ammonium concentration on the microalgae productivity. *Bioresource Technology*, 152, 437–443. doi:10.1016/j.biortech.2013.11.036.
159. Lukehurst, C.T., Frost, P., Al Seadi, T. (2010). Utilisation of digestate from biogas plants as biofertiliser. *IEA Bioenergy*, 2010, 1–36.
160. Jurgutis, L., Šlepetienė, A., Amalevičiūtė-Volungė, K., Volungevičius, J., Šlepetys, J. (2021). The effect of digestate fertilisation on grass biogas yield and soil properties in field-biomass-biogas-field renewable energy production approach in Lithuania. *Biomass and Bioenergy*, 153, 106211. doi:10.1016/j.biombioe.2021.106211.
161. Gissén, C., Prade, T., Kreuger, E., Nges, I.A., Rosenqvist, H., Svensson, S. E., ... Björnsson, L. (2014). Comparing energy crops for biogas production—Yields, energy input and costs in cultivation using digestate and mineral

- fertilisation. *Biomass and Bioenergy*, 64, 199–210.
doi:10.1016/j.biombioe.2014.03.061.
162. Głowacka, A., Szostak, B., Klebaniuk, R. (2020). Effect of biogas digestate and mineral fertilisation on the soil properties and yield and nutritional value of switchgrass forage. *Agronomy*, 10(4), 490. doi:10.3390/agronomy10040490.
163. Koszel, M., Lorencowicz, E. (2015). Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 7, 119–124. doi:10.1016/j.aaspro.2015.12.004.
164. Möller, K., Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences*, 12(3), 242–257. doi:10.1002/elsc.201100085.
165. Badagliacca, G., Romeo, M., Gelsomino, A., Monti, M. (2022). Short-term effects of repeated application of solid digestate on soil C and N dynamics and CO₂ emission in a clay soil olive (*Olea europaea* L.) orchard. *Cleaner and Circular Bioeconomy*, 1, 100004. doi:10.1016/j.clcb.2022.100004.
166. Coelho, J.J., Hennessy, A., Casey, I., Woodcock, T., Kennedy, N. (2019). Responses of ryegrass, white clover, soil plant primary macronutrients and microbial abundance to application of anaerobic digestates, cattle slurry and inorganic N-fertiliser. *Applied Soil Ecology*, 144, 112–122.
doi:10.1016/j.apsoil.2019.07.011.
167. Garcia-Sanchez, M., Siles, J.A., Cajthaml, T., Garcia-Romera, I., Tlustoš, P., Száková, J. (2015). Effect of digestate and fly ash applications on soil functional properties and microbial communities. *European Journal of Soil Biology*, 71, 1–12. doi:10.1016/j.ejsobi.2015.08.004.
168. Jimenez, J., Grigatti, M., Boanini, E., Patureau, D., Bernet, N. (2020). The impact of biogas digestate typology on nutrient recovery for plant growth: Accessibility indicators for first fertilization prediction. *Waste Management*, 117, 18–31. doi:10.1016/j.wasman.2020.07.052.
169. Koblenz, B., Tischer, S., Rücknagel, J., Christen, O. (2015). Influence of biogas digestate on density, biomass and community composition of

- earthworms. *Industrial Crops and Products*, 66, 206–209.
doi:10.1016/j.indcrop.2014.12.024.
170. Jozwiakowski, K., Bugajski, P., Kurek, K., Caceres, R., Siwiec, T., Jucherski, A., Czekala, W., Kozłowski, K. (2020). Technological reliability of pollutant removal in different seasons in one-stage constructed wetland system with horizontal flow operating in the moderate climate. *Separ. & Purif. Technol.*, 238, 116439. doi:10.1016/j.seppur.2019.116439.
171. Banaszuk, P., Kamocki, A. K., Wysocka-Czubaszek, A., Czubaszek, R., Roj-Rojewski, S. (2020). Closing the loop - Recovery of nutrients and energy from wetland biomass. *Ecol. Eng.* 143, 105643. doi:10.1016/j.ecoleng.2019.105643.
172. Malovanyu, M., Moroz, O., Popovich, V., Kopyi, M., Tymchuk, I., Sereda, A., Krusir, G., Soloviy, C. (2021). The perspective of using the "open biological conveyor" method for purifying landfill filtrates. *Environ. Nanotechnol. Monit. Manage.* 16, 100611. doi:10.1016/j.enmm.2021.100611.
173. Забалуєв, В.О., Балаєв, А.Д., Тараріко, О.Г., Тихоненко, Д.Г., Дегтярьов, В.В., Тонха, О.Л., Піковська, О.В., Гавва, Д.В., Жернова, О.С., & Козлова, О.І. (2017). *Охорона ґрунтів і відтворення їх родючості: навч. посібник*. Харків: Стиль.
174. Бровко, Ф.М. (2012). *Сучасні проблеми та здобутки лісової рекультивациі відвальних ландшафтів в Україні*. Лісове і садово-паркове господарство, (1), 24-46.
175. Іванов, Є.А., & Біланюк, В.І. (2015). *Проблеми рекультивациі і ревіталізаціі земель, порушених гірничими роботами. У Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування: матеріали Четвертої міжнародної науково-практичної конференції* (с. 257–265). Київ: Державна комісія України по запасах корисних копалин (ДКЗ).
176. Надточій, П.П., Мислива, Т.М., Морозов, В.В., & ін. (2007). *Охорона та раціональне використання природних ресурсів і рекультивациа земель: навч. Посібник*. Житомир: Видавництво "Державний агроекологічний університет".

177. Lima, A. T., Mitchell, K., O'Connell, D. W., Verhoeven, J., & Van Cappellen, P. (2016). The legacy of surface mining: Remediation, restoration, reclamation and rehabilitation. *Environmental Science & Policy*, 66, 227–233. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.07.011>
178. Brusseau, M. L., Glenn, E. P., & Pepper, I. L. (2019). Reclamation and Restoration of Disturbed Systems. *Environmental and Pollution Science*, 355–376. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814719-1.00020-3>
179. Župunski, M., Pajević, S., Arsenov, D., Nikolić, N., Pilipović, A., & Borišev, M. (2018). Insights and Lessons Learned From the Long-Term Rehabilitation of Abandoned Mine Lands – A Plant Based Approach. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*, 215–232. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00013-0>
180. Купчик, В.І., Іваніна, В.В., Нестеров, Г.І., та ін. (2010). Ґрунти України: властивості, генезис, менеджмент родючості. *Навчальний посібник*. К.: Кондор.
181. Кадол, Л., & Кравчук, Л. (2018). Актуальність проведення рекультивації вироблених просторів кар'єрів. Матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції «Формування механізму зміцнення конкурентних позицій національних економічних систем у глобальному, регіональному та локальному вимірах» та I Міжнародного студентського наукового форуму «Креативна економіка очима молоді». №1, с. 96-98.
182. Borišev, M., Pajević, S., Nikolić, N., Pilipović, A., Arsenov, D., & Župunski, M. (2018). Mine Site Restoration Using Silvicultural Approach. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*, 115–130. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00007-5>
183. Pietrzykowski, M., & Krzaklewski, W. (2018). Reclamation of Mine Lands in Poland. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*, 493-513. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812986-9.00027-0>

184. Fiorentino, N., Mori, M., Cenvinzo, V., Duri, L. G., Gioia, L., Visconti, D., & Fagnano, M. (2018). Assisted phytoremediation for restoring soil fertility in contaminated and degraded land. *Italian Journal of Agronomy*, 13(s1), 34-44.
185. Мазур, А. Ю., Кучеревський, В. В., Шоль, Г. Н., Баранець, М. О., Сіренко, Т. В., & Красноштан, О. В. (2015). Біотехнологія рекультивації залізорудних відвалів шляхом створення стійких трав'янистих рослинних угруповань. *Наука та інновації*, 11(4), 41-52.
<http://doi.org/10.15407/scin11.04.041>
186. Arshi, A. (2017). Reclamation of coalmine overburden dump through environmental friendly method. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 24(2), 371-378. <https://doi:10.1016/j.sjbs.2015.09.009>
187. Zheng, T., Zeng, H., Zhang, X., Luo, J., Chen, X., Zhao, X., & Zhang, Q. (2023). Differential responses of soil community to reclamation with legumes versus grasses after an application of blended amendments in mining-disturbed soils. *Journal of Cleaner Production*, 418, 138113.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138113>
188. Swab, R. M., Lorenz, N., Byrd, S., & Dick, R. (2017). Native vegetation in reclamation: Improving habitat and ecosystem function through using prairie species in mine land reclamation. *Ecological Engineering*, 108, 525–536.
<https://doi:10.1016/j.ecoleng.2017.05.012>
189. Федонюк, В. В., Волянський, В. О., & Федонюк, М. А. (2016). Порівняльний економічний аналіз проведення рекультивації різних видів на порушених землях. *Економіка природокористування та охорони навколишнього середовища. Актуальні проблеми економіки*, 9(183), 203-212.
190. Citizen's guide to coal mining and reclamation in Indiana. (2007). Indiana Department of Natural Resources: Division of reclamation, 38 p.
191. Burger, J. A. (2011). Sustainable mined land reclamation in the eastern US coalfields: A case for an ecosystem reclamation approach. In *Proceedings of*

- the National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation*, Bismark, ND, USA, 15, 113-141
192. Schladweiler, B. K. (2018). 40 years of the Surface Mining Control and Reclamation Act (SMCRA): What have we learned in the State of Wyoming. *Journal of Coal Science & Technology*, 5(1), 3-7.
193. Sloss, L. (2013). Coal mine site reclamation. *IEA Clean Coal Centre*, 70(1).
194. Davis, V., Burger, J. A., Rathfon, R., & Zipper, C. E. (2017). Selecting tree species for reforestation of Appalachian mined lands. In: Adams, M. B. (Ed.), *The Forestry Reclamation Approach: Guide to Successful Reforestation of Mined Lands* (pp. 7-1–7-10). Gen. Tech. Rep. NRS-169. Newtown Square, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station
195. Skousen, J., & Zipper, C. E. (2014). Post-mining policies and practices in the Eastern USA coal region. *International Journal of Coal Science & Technology*, 1(2), 135–151.
196. Kuter, N. (2013). Reclamation of Degraded Landscapes due to Opencast Mining. *Advances in Landscape Architecture*, 823-858.
197. Ender, M., Beyza, S. G., & Meric, K. (2011). Natural plant revegetation on reclaimed coal mine landscapes in Agacli-Istanbul. *African Journal of Biotechnology*, 10(16), 3248–3259.
198. Tsoлова, V., Hristova, M., Krasteva, V., & Kolchakov, V. (2012). Relative evaluation of technosols. III. Suitability for forage crops cultivation. *Soil Sci Agro Chem Ecol*, 46(1), 42-50.
199. Banov, M., Tsoлова, V., & Kirilov, I. (2020). Reclamation of heaps and industrial sites built in the region of Madjarovo mine (Bulgaria). *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 26(1), 192-197.
200. Kaar, E. (2010). Afforestation of flattened oil shale quarries. *Eesti Maaülikool, Tartu, Estonia*, 129-154.
201. Schlenstedt, J. (2017). Braunkohlenbergbau und Bergbausanierung. In: Arten und Lebensräume der Bergbaufolgelandschaften: Chancen der

- Braunkohlesanierung für den Naturschutz im Osten Deutschlands, Shaker Verlag, Aachen, 17-26.
202. Hildmann, C., & Schlenstedt, J. (2019). Biodiversität: Arten und Lebensräume in den Bergbaufolgelandschaften des ostdeutschen Braunkohlenbergbaus. In: Rekultivierung und Revitalisierung der Bergbaufolgelandschaften in Polen und Deutschland: Planungs, Natur und Kulturvoraussetzungen, 99-110.
203. Khelifa, R., Rivest, D., Grimond, L., & Bélanger, N. (2023). Stability of carbon pools and fluxes of a Technosol along a 7-year reclamation chronosequence at an asbestos mine in Canada. *Ecological Engineering*, 186, 106839. doi:10.1016/j.ecoleng.2022.106839.
204. Quinkenstein, A., Freese, D., Böhm, C., Tsonkova, P., & Hüttl, R. F. (2012). Agroforestry for Mine-Land Reclamation in Germany: Capitalizing on Carbon Sequestration and Bioenergy Production. *Advances in Agroforestry*, 313–339.
205. Krümmelbein, J., Bens, O., Raab, T., & Anne Naeth, M. (2012). A history of lignite coal mining and reclamation practices in Lusatia, eastern Germany. *Canadian Journal of Soil Science*, 92(1), 53-66.
206. Pietrzykowski, M., & Krzaklewski, W. (2018). Reclamation of Mine Lands in Poland. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*, 493-513.
207. Kasztelewicz, Z. (2014). Approaches to post-mining land reclamation in Polish open-cast lignite mining. *Civil and Environmental Engineering Reports*, 12(1), 55-67.
208. Dulias, R. (2010). Landscape planning in areas of sand extraction in the Silesian Upland, Poland. *Landscape and Urban Planning*, 95(3), 91–104.
209. Pietrzyk-Sokulska, E., Uberman, R., & Kulczycka, J. (2015). The impact of mining on the environment in Poland – myths and reality. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 31(1), 45-63.
210. Uberman, R., & Ostrega, A. (2012). Reclamation and revitalisation of lands after mining activities: Polish achievements and problems. *AGH Journal of Mining and Geoengineering*, 36(2), 285-297

211. Pandey, V. C., Bajpai, O., & Singh, N. (2016). Energy crops in sustainable phytoremediation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 58–73. <https://doi:10.1016/j.rser.2015.09.078>
212. Гелету́ха, Г. Г., Железна, Т. А., & Трибой, О. В. (2014). Перспективи вирощування та використання енергетичних культур в Україні. Аналітична записка БАУ №10. *Біоенергетична асоціація України*, 33 с.
213. Аналітичний звіт та рекомендації щодо вирощування енергетичних культур в Україні. (2016). Проект «Розвиток та комерціалізація біоенергетичних технологій в муніципальному секторі в Україні», 42 с.
214. Марчук, О.О., Бойко, І. І., & Гончарук, Г. С. (2017). Якісні характеристики біоенергетичних культур. *Цукрові буряки*, 2, 11-12.
215. Pidlisnyuk, V., Stefanovska, T., Lewis, E. E., Erickson, L. E., & Davis, L. C. (2014). Miscanthus as a Productive Biofuel Crop for Phytoremediation. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 33(1), 1–19. <https://doi:10.1080/07352689.2014.847616>
216. Lord, R. A. (2015). Reed canarygrass (*Phalaris arundinacea*) outperforms Miscanthus or willow on marginal soils, brownfield and non-agricultural sites for local, sustainable energy crop production. *Biomass and Bioenergy*, 78, 110–125. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.04.015>
217. Надточій, П. П., & Мислива, Т. М. (2012). Перспективи вирощування міскантусу як енергетичної культури в агроекологічних умовах Полісся України. *Вісник ЖНАЕУ*, 2(1), 10-22.
218. Харченко, О. В., & Петренко, Ю. М. (2016). Перспективи використання енергетичних культур як фітомеліорантів на малородючих, деградованих ґрунтах та за фіто рекультивації порушених земель. *Вісник Сумського національно аграрного університету. Серія «Агрономія і біологія»*, 2(31), 99-104.
219. Pandey, V. C., & Bajpai, O. (2019). Phytoremediation. *Phytomanagement of Polluted Sites*, 1–49. <https://doi:10.1016/b978-0-12-813912-7.00001-6>

220. Роїк, М. В., Гументик, М. Я., & Мамайсур, В. В. (2013). Перспективи вирощування енергетичної верби для виробництва твердого біопалива. *Біоенергетика*, 2, 18-19.
221. Kulyk, M. I., Galytska, M. A., Samoylik, M. S., & Zhornyk, I. I. (2018). Phytoremediation aspects of energy crops use in Ukraine. *Agrology*, 1(4), 373–381. <https://doi:10.32819/2617-6106.2018.14020>
222. Самохвалова, В. Л., Фатєєв, А. І., Зуза, С. Г., Погромська, Я. А., Зуза, В. О., Панасенко, Є. В., & Горпинченко, П. Ю. (2015). Фіторемедіація техногенно забруднених ґрунтів. *Агроекологічний журнал*, 1, 92-100.
223. Icka, P., Damo, R., & Icka, E. (2016). *Paulownia Tomentosa*, a Fast Growing Timber. *Annals "Valahia" University of Targoviste – Agriculture*, 10(1), 14–19. <https://doi:10.1515/agr-2016-0003>
224. Pleguezuelo, C. R. R., Zuazo, V. H. D., Biielders, C., Bocanegra, J. A. J., PereaTorres, F., & Martínez, J. R. F. (2014). Bioenergy farming using woody crops. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(1), 95–119. <https://doi:10.1007/s13593-014-0262-1>
225. Madejón, P., Domínguez, M. T., Díaz, M. J., & Madejón, E. (2016). Improving sustainability in the remediation of contaminated soils by the use of compost and energy valorization by *Paulownia fortunei*. *Science of The Total Environment*, 539, 401–409. <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.018>
226. Федорчук, Є. М. (2014). Оцінка енергетичного потенціалу біоенергетичних культур в Херсонській області. *Вісник аграрної науки Причорномор'я*, 3, 105-113.
227. Сакалова, Г. В. (2013). Дослідження сорбційного вилучення іонів купрум (II) з води глинами Черкаського родовища. *Вісник Хмельницького національного університету*, 1, 269-271.
228. Kuroki, V., Bosco, G. E., Fadini, P. S., Mozeto, A. A., Cestari, A. R., & Carvalho, W. A. (2014). Use of a La (III)-modified bentonite for effective phosphate removal from aqueous media. *Journal of hazardous materials*, 274, 124-131.

229. Петрова, М. А. (2014). Очищення рідких радіоактивних відходів від цезію-137 із застосуванням глинистих сорбентів, модифікованих фероціанідами заліза та міді. *Екологічна безпека*, 1, 83-87.
230. Ярошенко, К. К., Бортнік, Є. В., Колябіна, І. Л., Кононенко, Л. В., & Бондаренко, Г. М. (2014). Особливості динаміки сорбції стронцію-90 бентонітами. *Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища*, 23, 199-203.
231. Петрус, Р., Мальований, М., Сакалова, Г., & Бунько, В. (2012). Застосування природних сорбентів у природоохоронних цілях. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія: Лісівництво та декоративне садівництво*, 171(1), 139-144.
232. Гоцький, Я. Г., & Степанюк, А. Р. (2019). Переваги застосування гранульованих органо-мінеральних добрив пролонгованої дії. *Вісник НТУУ «КПІ імені Ігоря Сікорського». Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження*, 1, 61-67.
233. Тимчук, І., Мальований, М., & Шквірко, О. (2018). Вплив капсульованих мінеральних добрив на агроландшафти. *Міжнародний науковий симпозіум «Сталий розвиток – стан та перспективи»*, Львів – Славське 28 лютого – 3 березня 2018 року, с. 141-142.
234. Горова, А. & Кулина, С. (2008). Оцінка токсичності ґрунтів червоноградського гірничопромислового району за допомогою ростового тесту. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*, 48, 189-194.
235. 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.
236. Mason, I.G., Milke, M.W., 2005. Physical modelling of the composting environment: a review. Part 1: reactor systems. *Waste Management* 25, 481–500.

237. Гудзь С.П., Гнатуш С.О., Звір Г.І. (2016). *Санітарна мікробіологія: підручник* [для студентів вищих навчальних закладів]. Львів: ЛНУ імені Івана Франка.
238. Люта В.А., Кононов О.В. (2018). *Мікробіологія з технікою мікробіологічних робіт: підручник* [для студентів вищих навчальних закладів]. Київ: ВСВ "Медицина".
239. Патица В.П., Пасічник Л.А., Гвоздяк Р.І. та ін. (2017). *Фітопатогенні бактерії. Методи досліджень. Т. 2*. Вінниця: ТОВ Віндрук.
240. Shkvirko, O., Tymchuk, I., Holets, N., & Malovanyu, M. (2019). Overview: The prospect of the use of energy crops for biological reclamation of disturbed lands. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*, 4(2), 91–96.
241. Shkvirko, O., Tymchuk, I., & Malovanyu, M. (2018). The use of bioindication to determine the possibility of sludge recovery after biological treatment of wastewater. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*, 3(4), 258–264.
242. 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 = Екологічні проблеми*, 5(3), 167–173.
243. Tymchuk, I., Shkvirko, O., Sakalova, H., Malovanyu, M., Dabizhuk, T., Shevchuk, O., Matviichuk, O., & Vasylynych, T. (2020). Wastewater a source of nutrients for crops growth and development. *Journal of Ecological Engineering*, 21(5), 88–96.
244. Vankovych, D., Bota, O., Malovanyu, M., Odusha, M., Tymchuk, I., Sachnyk, I., Shkvirko, O., & Garasymchuk, V. (2021). Assessment of the prospects of application of sewage sludge from Lviv wastewater treatment plants for the purpose of conducting the biological reclamation. *Journal of Ecological Engineering*, 22(2), 134–143.
245. Tymchuk, I., Malovanyu, M., Bota, O., Shkvirko, O., & Popovych, O. (2022). Biological reclamation using a sewage sludge-based substrate – a way to ensure sustainable development of urban areas. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 23(1), 34–41.

246. Tymchuk, I., Malovanyy, M., Shkvirko, O., Vankovych, D., Odusha, M., & Bota, O. (2020). Monitoring of the condition of the accumulated sludge on the territory of Lviv wastewater treatment plants. In *International Conference of Young Professionals, GeoTerrace 2020*. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.20205714>
247. Tymchuk, I., Malovanyy, M., Shkvirko, O., Zhuk, V., Masikevych, A., & Synelnikov, S. (2020). Innovative creation technologies for the growth substrate based on the man-made waste - Perspective way for Ukraine to ensure biological reclamation of waste dumps and quarries. *International Journal of Foresight and Innovation Policy*, 14(2-4), 248–263.
248. Перепелиця, О. П. (2004). *Екохімія та ендоекологія елементів: довідник з екологічного захисту*. Київ: Екохім.
249. Рижук, С. М., Лісовий, М. В., & Бенцаровський, Д. М. (2003). *Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення*. Київ.
250. Shkvirko, O., Tymchuk, I., Malovanyy, M., & Bota, O. (2021). Content of heavy metals in sewage sludge at silt fields of Lviv wastewater treatment plants. In *International Conference of Young Professionals, GeoTerrace 2021*. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.20215K3018>
251. Council Directive of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture (86/278/EEC). *Official Journal of the European Communities*, No. L 181/6, 4 July 1986.
252. Державний стандарт України (ДСТУ) 7369:2013. Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрювання. Київ: Мінекономрозвитку України, 2014. 7 с.
253. Shkvirko, O., Tymchuk, I., & Malovanyy, M. (2018). Creation of a substrate for biological reclamation from used sewage sludge. In The materials of 8-th International Joint Youth Science Forum "Litteris et Artibus" & 13-th International Conference "Young Scientists Towards the Challenges of Modern

- Technology" (pp. 318-319). Lviv, Ukraine: Lviv Polytechnic National University.
254. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С., & Мальований, М. С. (2019). Осад стічних вод – компонент субстрату для проведення біологічної рекультивації земель. In Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції "Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг" (pp. 250-251). Львів
255. Tymchuk, I., Malovanyu, M., Shkvirko, O., & Yatsukh, K. (2021). Sewage sludge as a component to create a substrate for biological reclamation. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 22(4), 101–110
256. Tymchuk, I., Malovanyu, M., Shkvirko, O., Chornomaz, N., Popovych, O., Grechanik, R., & Symak, D. (2021). Review of the global experience in reclamation of disturbed lands. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 22(1), 24–30.
257. Шквірко, О., Тимчук, І. & Мальований, М. (2020). Субстрат на основі осадів стічних вод та його вплив на культурні рослини. Матеріали II Міжнародного наукового симпозіуму «Сталий розвиток – стан та перспективи», Львів-Славське, 12-15 лютого 2020 року, с. 87-88.
258. Шквірко, О. М. & Мальований, М. С. (2020). Вплив субстрату на основі осадів стічних вод на ріст та розвиток культурних рослин. Матеріали I Міжнародної науково-практичної науково практичної конференції «Авіація, промисловість, суспільство», присвяченої 60-річчю КЛК ХНУВС, Кременчук, 14 травня 2020 року, с. 343-345
259. ТУ У 24.1-14005076-065-2003 «Закордонні фосфорити».
260. Сторощук, У.З., Мальований, М.С., & Тимчук, І.С. (2020). Переробка органічної складової твердих побутових відходів методом компостування. У Колективна монографія "Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування", с. 470-483. Львів: ТЗОВ "ЗУКЦ".
261. 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). In *Climate services: science and education: conference proceedings of the International research-to-practice conference, 22–24 September 2021, Odesa, Ukraine* (pp. 57–58).
262. Malovanyu, M., Tymchuk, I., Balandiukh, I., Soloviy, K., Zhuk, V., Kopiy, M., Stokaliuk, O., & Petrushka, K. (2021). Optimum collection and concentration strategies of hydrobionts excess biomass in biological surface water purifying technologies. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*, 6(1), 40–47.
263. Афтаназів І. С., Баландюх Ю. А., Мальований М. С., Тимчук І. С., Жук В. М., Копій М. Л. (2021). Вплив віброкавітаційного оброблення суспензії ціанобактерій на інтенсивність синтезу біогазу. *Науковий вісник НЛТУ України*, 31(1), 99–104.
264. Баландюх, Ю. А., Мальований, М. С., Тимчук, І. С., Жук, В. М., & Копій, М. Л. (2021). Збір та концентрування гідробіонтів в технології очищення поверхневих та стічних вод методом розімкнутого біологічного конвеєра. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*, Вип. 1 (126), 33–39.
265. Merck Microbiology Manual 12th Edition.
266. Garrity, G., Brenner, D. J., Krieg, N. R., & Staley, J. R. (Eds.). (2005). *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. The Proteobacteria. Part C: The Alpha-, Beta-, Delta-, and Epsilonproteobacteria* (Vol. 2). 2816 p.
267. BacDive – The bacterial diversity metadatabase [Electronic resource]. Retrieved from <https://bacdive.dsmz.de/strain/13087>
268. PM 7/59 (2) *Clavibacter sepedonicus*
269. Chalmers, R. M. (2014). *Cryptosporidium*. In *Encyclopedia of Food Microbiology* (pp. 533–545). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-384730-0.00078-1>
270. Malovanyu, M., Voytovych, I., Mukha, O., Zhuk, V., Tymchuk, I., & Soloviy, C. (2022). Potential of the co-digestion of the sewage sludge and plant biomass

- on the example of Lviv WWTP. *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 23(2), 107–112.
271. Мальований, М. С., Афтаназів, І. С., Тимчук, І. С., Баландюх, Ю. А., Жук, В. М., & Копій, М. Л. (2020). Оцінка стадій життєвого циклу гідробіонтів у технологіях очищення поверхневих та стічних вод. *Екологічні науки*, 6(33), 23–28.
272. Мельник О. В. (2010) Способи обробки підстилки пташників [Electronic resource]. *Міжвідомчий науковий тематичний збірник "Птахівництво"*. Вип. 65, 3. Retrieved from <http://avianua.com/archiv/ptahivnictvo/ptah65.htm>
273. Jorgensen, T. (2000-2002). Removal of ammonia from wastewater by ion exchange in the presence of organic compounds: Presented for the degree of Master of Engineering in Chemical & Process Engineering. New Zealand: Department of Chemical & Process Engineering, University of Canterbury Christchurch
274. Tosun, İ. (2012). Ammonium removal from aqueous solutions by clinoptilolite: Determination of isotherm and thermodynamic parameters and comparison of kinetics by the double exponential model and conventional kinetic models. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9, 970-984.
275. Li, X., & Lin, C. (2010). Clinoptilolite Adsorption Capability of Ammonia in Pig Farm. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1598–1612
276. Rossman, F., Carel, J., & Van Oss. (2002). *Colloid and surface properties of clays and related minerals*. New York: School of Medicine, State University of New York at Buffalo, USA. 312 p.
277. Kanda M., Malovanyy M., Tymchuk I., & Odnorih Z. (2019). Evaluation of the degree of environmental hazard from environmental pollution in the area of poultry farms impact. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 4(3), 161–166.
278. Malovanyy M., Kanda M., Paraniak R., Odnorih Z., & Tymchuk I. (2021). The strategy of environmental danger minimization from poultry farms waste. *Journal of Ecological Engineering*.. 22(5). 229–237.

ДОДАТКИ

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ
Статті у наукових виданнях, що входять у наукометричну базу даних
SCOPUS

1. Tymchuk I., Shkvirko O., Sakalova G., Malovanyu M., Dabizhuk T., Shevchuk O., Matviichuk O., Vasylinych T. Wastewater a source of nutrients for crops growth and development. *Journal of Ecological Engineering*. 2020. Vol. 21, iss. 5. P. 88–96.
Здобувачем проаналізована можливість використання осадів стічних вод у якості субстрату для розвитку рослин, проведені біоіндикаційні дослідження ростових субстратів прямого перемішування з додаванням осадів стічних вод, ґрунту та природних сорбентів. За допомогою кореляційного аналізу отримано залежності впливу використання сорбентів на якісні параметри рослин біоіндикаторів.
2. Katkov M., Yurchenko A., Ponomarenko I., Malovanyu M., Tymchuk I. Innovative bioremediation technology of lands polluted with chlororganic pesticides. *Ecologia Balkanica*. 2020. Vol. 12, iss. 2. P. 21–30.
Здобувачем запропоновано комплекс технологій біоремедіації для земель, забруднених хлорорганічними пестицидами, який відрізняється від існуючих значно меншими матеріальними та часовими витратами і прискореним поверненням забруднених територій до господарського обігу.
3. Malovanyu M., Palamarchuk O., Trach I., Petruk H., Sakalova H., Soloviy K., Vasylinych T., Tymchuk I., Vronska N. Adsorption extraction of chromium ions (III) with the help of bentonite clays. *Journal of Ecological Engineering*. 2020. Vol. 21, iss. 7. P. 178–185.
Здобувачем проведено оцінку перспективності та ефективності застосування природних сорбентів для очищення стічних вод, визначено переваги та недоліки використання різних видів сорбентів у доступності, вартості, можливості регенерації та можливості багаторазового використання.
4. Malovanyu M.S., Synelnikov S.D., Nagurskiy O.A., Soloviy K.M., Tymchuk I.S. Utilization of sorted secondary PET waste - raw materials in the context of sustainable development of the modern city. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. 2020. Vol. 907: Innovative technology in architecture and design (ITAD 2020), 21–22 May 2020, Kharkiv, Ukraine, 012067.
Здобувачем проведені пілотні випробування нанесення модифікованого ПЕТ для покриття оболонкою гранульованих добрив.
5. Tymchuk I., Malovanyu M., Shkvirko O., Vankovych D., Odusha M., Bota O. Monitoring of the condition of the accumulated sludge on the territory of Lviv wastewater treatment plants. *GeoTerrace-2020: міжнародна науково-технічна конференція молодих професіоналів, 7–9 грудня 2020 р., Львів. 2020, Vol. 2020, P.1–5*
Здобувачем проведено моніторингові дослідження накопиченого осаду стічних вод на заскладованих мулових майданчиках львівських очисних споруд, складено карту мулового поля, визначено площу та об'єм накопичених осадів.

6. Tymchuk I., Malovanyu M., Shkvirko O., Zhuk V., Masikevych A., Synelnikov S. Innovative creation technologies for the growth substrate based on the man-made waste - Perspective way for Ukraine to ensure biological reclamation of waste dumps and quarries. *International Journal of Foresight and Innovation Policy*. 2020. Vol. 14, iss. 2-4. P. 248–263.

Здобувачем проведено аналіз екологічної загрози накопичення осади́в очисних споруд та можливих шляхів їх використання, та проведено дослідження щодо створення ростового субстрату із використанням осади́в очищення стічних вод.

7. Malovanyu M., Moroz O., Popovich V., Kopyu M., Tymchuk I., Sereda A., Krusir G., Soloviy C. The perspective of using the "open biological conveyor" method for purifying landfill filtrates. *Environmental, Nanotechnology, Monitoring and Management*. 2021. Vol. 16. 100611.

Здобувачем проведено аналіз можливості утилізації надлишку біомаси шляхом анаеробного збро́джування для одержання біогазу.

8. Shkvirko O., Tymchuk I., Malovanyu M., Bota O. Content of heavy metals in sewage sludge at silt fields of Lviv wastewater treatment plants. *GeoTerrace-2021: міжнародна науково-технічна конференція молодих професіоналів, 4–6 жовтня 2021 р., Львів, Україна*. 2021. Vol. 2021, p.1–5.

Здобувачем проведено дослідження з визначення валових та рухомих форм важких металів в осадах стічних вод, а саме міді (Cu) та кадмію (Cd), та на основі отриманих результатів побудовано карти.

9. Nykyforov V., Maznytska O., Novokhatko O., Pasenko A., Malovanyu M., Tymchuk I. Laser pretreating of cyanobacteria biomass to produce lipids as a renewable energy source. *Environmental Engineering and Management Journal*. 2021. Vol. 20, iss. 8. P. 1255–1262.

Здобувачем запропонована альтернативна технологія накопичених в процесі евтрофікації гідробіонтів.

10. Korbut M., Malovanyu M., Davydova I., Grechanik R., Tymchuk I., Popovych O. Assessment of the condition of pine plantations in the area of influence of municipal waste landfills on the example of the Zhytomyr landfill, Ukraine. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22, iss. 5. P. 40–46.

Здобувачем проведено аналіз біоіндикаційних досліджень хвойних рослин, в зоні впливу полігонів твердих побутових відходів.

11. Malovanyu M., Kanda M., Paraniak R., Odnorih Z., Tymchuk I. The strategy of environmental danger minimization from poultry farms waste. *Journal of Ecological Engineering*. 2021. Vol. 22, iss. 5. P. 229–237.

Здобувачем визначено оптимальні умови отримання гранульованого органо-мінерального добрива пролонгованої дії на основі композиції з відходів з птахоферм, запропоновано технологічну схему виробництва органо-мінерального добрива на основі курячого посліду та суміші природних адсорбентів

12. Tymchuk I., Malovanyu M., Shkvirko O., Yatsukh K. Sewage sludge as a component to create a substrate for biological reclamation. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22, iss. 4. P. 101–110.

Здобувачем розглянуто основні способи утилізації осадів стічних вод в Європейському Союзі та Україні, визначено основні проблеми утилізації осадів в Україні, проведено ряд лабораторних досліджень відносно перевірки якісних показників ростового субстрату.

13. Malovanyu M., Korbut M., Davydova I., Tymchuk I. Monitoring of the influence of landfills on the atmospheric air using bioindication methods on the example of the Zhytomyr landfill, Ukraine. *Journal of Ecological Engineering*. 2021. Vol. 22, iss. 6. P. 36–49.

Здобувачем проведено аналіз біоіндикаційних досліджень за допомогою лишайників, в зоні впливу полігонів твердих побутових відходів.

14. Tymchuk I., Malovanyu M., Shkvirko O., Chornomaz N., Popovych O., Grechanik R., Symak D. Review of the global experience in reclamation of disturbed lands. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2021. Vol. 22, iss. 1. P. 24–30.

Здобувачем проведено аналіз світового та українського досвіду рекультивації земель, порушених внаслідок видобутку корисних копалин та техногенних процесів. Визначено напрямки рекультивації земель у світі. Визначено, які види рослин найкраще використовувати для біологічної рекультивації порушених земель.

15. Vankovych D., Bota O., Malovanyu M., Odusha M., Tymchuk I., Sachnyk I., Shkvirko O., Garasymchuk V. Assessment of the prospects of application of sewage sludge from Lviv wastewater treatment plants for the purpose of conducting the biological reclamation. *Journal of Ecological Engineering*. 2021. Vol. 22, iss. 2. P. 134–143.

Здобувачем оцінено перспективи використання осадів стічних вод львівських очисних споруд для біологічної рекультивації, проведено агроекологічні лабораторні дослідження з оцінки можливості використання осадів стічних вод у суміші з природними сорбентами як субстрату для вирощування рослин.

16. Rusyn I., Malovanyu M., Tymchuk I., Synelnikov S. Effect of mineral fertilizer encapsulated with zeolite and polyethylene terephthalate on the soil microbiota, pH and plant germination. *Ecological Questions*. 2021. Vol. 32, iss. 1. P. 1-12.

Здобувачем проаналізовано можливість утилізації відходів при створенні оболонок для добрив пролонгованої дії з додаванням природних сорбентів.

17. Malovanyu M., Voytovych I., Mukha O., Zhuk V., Tymchuk I., Soloviy C. Potential of the co-digestion of the sewage sludge and plant biomass on the example of Lviv WWTP. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, iss. 2. P. 107–112.

Здобувачем проаналізовано енергетичні стратегії багатьох розвинених країн, сталий розвиток усіх видів відновлюваної енергетики, включаючи виробництво енергії з біомаси.

18. Havryshko M., Popovych O., Yaremko G., Tymchuk I., Malovanyu M. Analysis of prospective technologies of food production wastewater treatment. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, iss. 2. P. 33–40.

Здобувачем проаналізовано різні види технологій очищення промислових стоків, запропоновано використання блоку очищення природними сорбентами для

ефективної, екологічно безпечної та енергоефективної біотехнології очищення стічних вод.

19. Kovalenko Y., Katkov M., Ponomarenko I., Malovanyu M., Tymchuk I. Utilization of drainage water heat in flooded urban areas. *Ecological Questions*. 2022. Vol. 33, iss. 2. P. 31-41.

Здобувачем здійснено порівняльний аналіз різних технологічних схем для запровадження оптимальної екологічно чистої технології.

20. Tymchuk I., Malovanyu M., Bota O., Shkvirko O., Popovych O. Biological reclamation using a sewage sludge-based substrate – a way to ensure sustainable development of urban areas. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, iss. 1. P. 34–41.

Здобувачем проведено моніторингові дослідження на території Львівських очисних споруд, визначено обсяги накопичених запасів мулового майданчика, ідентифіковано його якісні та кількісні показники, встановлено наявність лімітуючих факторів для використання як сировини для ростових субстратів.

21. Malovanyu M., Zhuk V., Boichyshyn L., Tymchuk I., Vronska N., Grechanik R. Integrated aerobic-reagent technology for the pre-treatment of leachates from municipal solid waste landfills. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2022. Vol. 23, iss. 1. P. 135–141.

Здобувачем проведено аналіз відомих технологій обробки фільтрату з полігонів твердих побутових відходів.

22. Malovanyu M., Chornomaz N., Bordun I., Tymchuk I., Zaharko J. Integrated process of ammonium ion adsorption by natural dispersed sorbents. *Key Engineering Materials*. 2022. Vol. 925. P. 125–133.

Здобувачем розглянуто інтегрований двостадійний процес адсорбційного очищення стічних вод від іонів амонію, що складається зі стадії адсорбції забруднень на природних сорбентах в апараті з мішалкою та стадії розділення рідкої і твердої фаз.

23. Malovanyu M., Masikevych A., Masikevych Y., Blyzniuk M., Tymchuk I., Zhuk V., Hnatush S., Kharlamova O., Iurchenko V., Vlasyk L. Use of microbiocenosis immobilized on carrier in technologies of biological treatment of surface and wastewater. *Journal of Ecological Engineering*. 2022. Vol. 23, iss. 9. P. 34–43.

Здобувачем проведено аналіз видового складу мікробіоценозу, який формується на кар'єрі в режимі активної аерації фільтратів полігону ТПВ.

24. Malovanyu M., Zhuk V., Tymchuk I., Grechanik R., Sereda A., Sliusar V., Marakhovska A., Vronska N., Kharlamova O., Heletiy V. Efficiency of two-stage aerobic-reagent technology for the pre-treatment of different age leachates of municipal solid waste landfills. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 2022. Vol. 6. 100255.

Здобувачем проведено аналіз експериментальних лабораторних досліджень ефективності двостадійної аеробно-реагентної технології попереднього очищення фільтратів різного віку.

25. Malovanyu M., Zhuk V., Tymchuk I., Sliusar V., Vronska N., Marakhovska A., Sereda A. Optimal parameters for reagent treatment of Hrybovychi landfill leachates at the pilot-scale treatment plant. *Ecological Questions*. 2022. Vol. 33, iss. 3. P. 89–97.

Здобувачем проаналізовані результати отримані на пілотній установці очищення фільтрату на Грибовицькому полігоні ТПВ (Україна), а також результати реакгентної обробка фільтрату.

26. Malovanyu M. S., Odnorih Z. S., Tymchuk I. S., Dziurakh Y. M., Wojciech L. Investigation of clinoptylolite on exchange capacity relative to copper and zinc ions in conditions of ideal intermixing mode. *Key Engineering Materials*. 2022. Vol. 925. P. 151–158.

Здобувачем проаналізовані результати сорбційного методу очищення промивних вод від іонів кольорових металів.

27. Storoshchuk U., Malovanyu M., Tymchuk I. Substrates based on composted sewage sludge for land recultivation. *Ecological Questions*. 2022. Vol. 33, iss. 4. P. 1–16.

Здобувачем досліджено технологічний процес компостування осаду, який дає змогу використати його як ресурс для створення ростового субстрату, проведено біоіндикаційні випробування ростових субстратів на основі компостованого осаду стічних вод.

28. Burdenyuk I., Masykevich A., Dombrovskiy K., Rylskiy O., Masikevych Y., Deyneka S., Malovanyu M., Tymchuk I. Sanitary, microbiological condition, and ecological state of surface water quality in the upper Siret River basin (Ukraine). *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2023. Vol. 24, iss. 9. P. 55–63.

Здобувачем проаналізовані результати просторової оцінки екологічного стану басейну верхньої течії річки Сірет в Україні.

29. Malovanyu M., Paraniak R., Tymchuk I., Zhuk V., Ablieieva I., Korbut M., Dziurakh Y., Zhylishchych Y. Disposal of pine wood waste by pelleting with sulphate soap binder. *Pollack Periodica*. 2023. Vol. 19: №1, P. 47–52

Здобувачем проаналізовані результати досліджень перспективного методу утилізації відходів деревини сосни шляхом екструзійного гранулювання з використанням сульфатного мила як природного зв'язуючого.

30. Malovanyu M., Storoshchuk U., Tymchuk I., Popovych V., Yevtushenko S., Lutek W. Strategic planning for solving problems in the field of municipal solid waste management as a necessary condition for sustainable development of the city. *AIP Conference Proceedings*. 2023. Vol. 2490, iss. 1: 5th International scientific and practical conference "Innovative technology in architecture and design" (ITAD-2021), 20–21 May 2021, Kharkiv, Ukraine. 060020.

Здобувачем проаналізовані існуючі системи поводження з відходами у місті Львові, порівнюються найважливіші особливості кожного методу утилізації відходів та підкреслюється ефективність роздільного збору відходів

31. Malovanyu M., Tymchuk I., Zhuk V., Kochubei V., Balandiukh I., Grechanik R., Kopyu M. Mesophilic anaerobic digestion of broadleaf cattail suspensions using the fermented residues of yeast production as inoculum. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 2023. Vol. 8. 100360.

Здобувачем експериментально досліджено мезофільне анаеробне зброджування суспензій рогозу широколистого з використанням закваски, відібраної з метантенка.

32. Malovanyu M., Vronska N., Tymchuk I., Zhuk V., Moroz O., Chornomaz N. The use of binders of natural origin to improve the technology of creating fuel briquettes from wood waste. *Journal of Ecological Engineering*. 2023. Vol. 24, iss. 11. P. 314–320.

Здобувачем проаналізовані результати способу утилізації деревних відходів шляхом пресування їх у паливні брикети, в якості в'язучого запропоновано використовувати сульфатне мило.

33. Malovanyu M., Zhuk V., Tymchuk I., Grechanik R., Sliusar V., Vronska N., Marakhovska A., Sereda A. Pilot-scale modelling of aerated lagoon technology for the treatment of landfill leachate: Case study Hrybovychi Plant. *Environment and Natural Resources Journal*. 2023. Vol. 21, iss. 1. P. 1–8.

Здобувачем проаналізовані результати аеробного біологічного очищення фільтрату Грибовицького сміттєзвалища за розробленою методикою двохстадійного очищення.

34. Malovanyu M., Zhuk V., Tymchuk I., Zavoyko B., Grechanik R., Sliusar V., Vronska N., Marakhovska A., Sereda A. Optimal pre-treatment of moderately old landfill leachate at the pilot-scale treatment plant using the combined aerobic biochemical and reagent method. *Heliyon*. 2023. Vol. 9, iss. 6. e16695.

Здобувачем проаналізовані результати дослідження ефективності двоступеневого аеробного біохімічного та реагентного методу попереднього очищення помірно застарілих фільтратів полігонів ТПВ на пілотній очисній установці продуктивністю 400 л на добу.

35. Tymchuk I., Malovanyu M., Zhuk V., Kochubei V., Yatsukh K., Luchyt L. Towards increasing the utilization of anaerobic digestate from biogas production in agrotechnologies. *Ecological Questions*. 2023. Vol. 34, iss. 4. P. 1–18.

Здобувачем проведено комплексне дослідження складу та властивостей дигестату, отриманого шляхом мезофільної анаеробної коферментації, проведені біоіндикаційні дослідження для оцінки впливу дигестату на проростання райграсу та ячменю в лабораторних умовах, за допомогою термогравіметричного аналізу визначено ступінь розкладання органічних відходів під час анаеробного зброджування.

Статті у наукових фахових виданнях України

36. Карпенко І. В., Мідяна Г. Г., Карпенко О. Я., Тимчук І. С., Баранов В. І. Перспективи рамноліпідних поверхнево-активних речовин у технологіях вирощування соняшника. *Вісник Національного університету "Львівська політехніка"*. Серія: Хімія, технологія речовин та їх застосування. 2016. № 841. С. 163–167.

*Здобувачем проаналізовано використання рамноліпідних ПАР штаму *Pseudomonas* sp. PS-17 та їх вплив на ріст та розвиток рослин соняшника.*

37. Tymchuk I., Malovanyu M., Holets N. Decreasing anthropogenic pressure on soil microflora by using capsulated fertilizers. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2017. Vol. 2, № 2. P. 77–81.

Здобувачем визначено вплив на чисельність загальних та азотфіксуючих мікроорганізмів ґрунту при внесенні різних видів добрив на найпоширеніших типах ґрунтів Львівської області.

38. Тимчук І. С., Мальований М. С., Яцух К. І. Використання капсульованих мінеральних добрив для зниження антропогенного тиску на ґрунтову мікрофлору. Передгірне та гірське землеробство і тваринництво. 2017. Вип. 62. С. 128–140.

Здобувачем визначено вплив використання різних видів новостворених добрив порівняно із звичайним гранульованим на зміну чисельності загальної і азотфіксуючої мікрофлори ґрунту при внесенні значної кількості поживних речовин.

39. Одноріг З. С., Тимчук І. С., Жидун В. І. Використання SimaPro 8 для порівняльного аналізу впливу різних типів автомобілів на довкілля. Науковий вісник НЛТУ України. 2018. Т. 28, № 11. С. 64–67.

Здобувачем проведено аналіз оцінки життєвого циклу впливу на довкілля автомобілів із бензиновим двигуном (ЄВРО-3 та ЄВРО-5) та електромобілем (Tesla Semi) завдяки сертифікованій комп'ютерній програмі з екологічного моделювання SimaPro 8.

40. Тимчук І. С., Мальований М. С., Яцух К. І. Використання мінеральних капсульованих добрив для оптимізації живлення картоплі та збереження природних ресурсів. Передгірне та гірське землеробство і тваринництво. 2018. Вип. 64. С. 132–144.

Здобувачем представлено результати польових досліджень впливу різних видів мінеральних добрив на агроecosистему, встановлено вміст нітратів у досліджуваних рослин.

41. Shkvirko O., Tymchuk I., Malovanyu M. The use of bioindication to determine the possibility of sludge recovery after biological treatment of wastewater. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2018. Vol. 3, № 4. P. 258–264.

Здобувачем визначено якісний склад осади стічних вод міських каналізаційних очисних споруд м. Львова, у два етапи проведено біоіндикації дослідження суміші осаду з темно-сірим ґрунтом, яке показало суттєву різницю між свіжим та відстояним осадом.

42. Kanda M., Malovanyu M., Tymchuk I., Odnorih Z. Evaluation of the degree of environmental hazard from environmental pollution in the area of poultry farms impact. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2019. Vol. 4, № 3. P. 161–166.

Здобувачем досліджено перспективи використання природних сорбентів у складі підстилки з метою зменшення забруднення довкілля аміаком та амонійними сполуками, проаналізовано масштаби зниження екологічної небезпеки в результаті використання природних дисперсних сорбентів у птахівництві.

43. Synelnikov S., Soloviy K., Malovanyu M., Tymchuk I., Nahurskyu O. Improvement of environmental safety of agricultural systems as a result of encapsulated mineral fertilizers implementation. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2019. Vol. 4, № 4. P. 222–228.

Здобувачем проведено балансові розрахунки щодо оцінки рівня забруднення агросистем при застосуванні добрив пролонгованої дії.

44. Tymchuk I., Kanda M., Malovanyu M. Utilising organic-mineral fertilisers produced from man-made waste of poultry farms. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2019. Vol. 4, № 1. P. 57–62.

Здобувачем запропоновано практичний підхід до скорочення викидів амонію від птахофабрик, що дає можливість виробляти органо-мінеральне добриво, отримані таким чином органо-мінеральні добрива були випробувані в польових умовах.

45. Shkvirko O. M., Tymchuk I. S., Malovanyu M. S. Overview: The prospect of the use of energy crops for biological reclamation of disturbed lands. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2019. Vol. 4, № 2. P. 91–96.

Здобувачем проведено теоретичний аналіз засад біологічної рекультивації порушених земель, визначено оптимальні види рослин для біологічної рекультивації порушених земель, визначено можливість застосування таких енергетичних культур, як міскантус, стехіграєс, тополя, верба та павловнія для рекультивації порушених земель.

46. Шквірко О. М., Тимчук І. С., Мальований М. С. Адаптація світового досвіду утилізації осадів стічних вод до екологічних умов України. Науковий вісник НЛТУ України. 2019. Т. 29, № 2. С. 82–87.

Здобувачем проведено аналіз нових способів з утилізації осадів стічних вод, які використовують у світі, серед яких: рекультивація земель, кар'єрів та звалищ, виробництво біогазу та теплової енергії, виділення цінних елементів і металів, а також виробництво адсорбентів.

47. Тимчук І. С., Мальований М. С., Серєда А. С., Яцух К. І. Випробування добрив, покритих оболонкою з техногенних відходів, на посівах сої. Передгірне та гірське землеробство і тваринництво. 2019. Вип. 66. С. 38–53.

Здобувачем встановлено коефіцієнт ефективності використання добрив пролонгованої дії значно перевищує цей же показник для гранульованих добрив, оскільки за меншої кількості внесеної діючої речовини врожайність зростає.

48. Nahurskyu O., Malovanyu M., Synelnikov S., Tymchuk I., Krylova G. Study of the properties of ANP fertilizer encapsulated with the use of modified waste of PET. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2020. Vol. 5, № 1. P. 35–38.

Здобувачем проведено аналіз результатів експериментального дослідження розчинності добрив пролонгованої дії, отриманого з використанням модифікованих відходів поліетилентерефталату (ПЕТФ).

49. Нагурський О. А., Тимчук І. С., Мальований М. С., Синельников С. Д., Крилова Г. В. Технологічні особливості капсулювання гранульованих добрив плівкою на основі модифікованого ПЕТФ. Науковий вісник НЛТУ України. 2020. Т. 30, № 2. С. 77–82.

Здобувачем оцінено вплив гідродинаміки, тепло- та масообміну на процес капсулювання амонійної селітри та нітроамофоски в апараті псевдозрідженого стану плівками, які складаються з модифікованого поліетилентерефталату, гідролізного лігніну та цеоліту.

50. Synelnikov S., Malovanyu M., Nahurskyu O., Luchyt L., Petrushka K., Tymchuk I., Stokaliuk O. Theoretical and practical aspects of the efficiency of application of mineral fertilizers encapsulated with polyethylene terephthalate. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2020. Vol. 5, № 2. P. 95–101.

Здобувачем проведено аналіз перспективи застосування добрив пролонгованої дії, які забезпечують поступове вивільнення елементів живлення рослин.

51. Storoshchuk U., Malovanyu M., Tymchuk I. Composting as one of the prospective methods of recycling the organic component of municipal solid waste. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2020. Vol. 5, № 3. P. 167–173.

Здобувачем проведено аналіз поводження з твердими побутовими відходами, визначено частку органічних відходів, запропоновано ефективні стратегії поводження з надмірною кількістю органічних відходів.

52. Мальований М. С., Афтаназів І. С., Тимчук І. С., Баландюх Ю. А., Жук В. М., Копій М. Л. Оцінка стадій життєвого циклу гідробіонтів у технологіях очищення поверхневих та стічних вод. *Екологічні науки*. 2020. № 6 (33). С. 23–28.

Здобувачем проведено аналіз відомих методів попередньої обробки біомаси гідробіонтів: реагентної, тонкого подрібнення та помелу, ультразвукової кавітації, гідродинамічної кавітації, віброгідродинамічної кавітації.

53. Malovanyu M., Tymchuk I., Balandiukh I., Soloviy K., Zhuk V., Kopyu M., Stokaliuk O., Petrushka K. Optimum collection and concentration strategies of hydrobionts excess biomass in biological surface water purifying technologies. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2021. Vol. 6, № 1. P. 40–47.

Здобувачем запропоновано схему життєвого циклу водних організмів у технологіях очищення стічних і поверхневих вод, проведено аналіз технологічних підходів до збору біомаси трьох типів: водні рослини та макроводорості; водні рослини з розвиненою кореневою системою та мікроводорості водних організмів.

54. Афтаназів І. С., Баландюх Ю. А., Мальований М. С., Тимчук І. С., Жук В. М., Копій М. Л. Вплив віброкавітаційного оброблення суспензії ціанобактерій на інтенсивність синтезу біогазу. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2021. Т. 31, № 1. С. 99–104.

Здобувачем проведено аналіз експериментальної залежності динаміки синтезу біогазу із біомаси ціанобактерій від періоду їх оброблення у віброкавітаційному полі.

55. Баландюх Ю. А., Мальований М. С., Тимчук І. С., Жук В. М., Копій М. Л. Збір та концентрування гідробіонтів в технології очищення поверхневих та стічних вод методом розімкнутого біологічного конвеєра. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. 2021. Вип. 1 (126). С. 33–39.

Здобувачем проведено аналіз перспективних технологій біологічного очищення стічних та поверхневих вод із використанням гідробіонтів.

56. Яцух К. І., Ващишин О. А., Пристацька О. Н., Тимчук І. С. Ефективність протруйників проти корневих гнилей пшениці озимої. Передгірне та гірське землеробство і тваринництво. 2021. Вип. 70, ч. 1. С. 166–182.

Здобувачем проведено аналіз ефективності застосування протруйників проти корневих гнилей.

57. Storoshchuk U., Maliovanuu M., Tymchuk I., Luchyt L. Analysis of the main methods of solid waste management. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2021. Vol. 6, № 4. P. 238–243.

Здобувачем розглянуто існуючі методи поводження з твердими побутовими відходами з метою вибору найбільш оптимальної системи управління відходами в контексті сталого розвитку.

58. Ratushniak M., Tymchuk I., Berezyuk D., Malovanyu M. Improvement of the municipal solid waste disposal system in Ukraine, on the example of the town of Chortkiv, Ternopil region. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2021. Vol. 6, № 4. P. 275–280.

Здобувачем проведено аналіз світового досвіду поводження з твердими побутовими відходами та формулюванню на його основі рекомендацій щодо поводження з твердими побутовими відходами у малих містах на прикладі Чорткова.

59. Malovanyu M., Zhuk V., Tymchuk I., Vronska N., Zavoyko B., Senkovych O. Prospects of cleaning filtrates by aerobic-reagent method on the example of Lviv region. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2021. Vol. 6, № 4. P. 264–269.

Здобувачем проведено аналіз забруднення ґрунтів, а також забруднення поверхневих і підземних вод фільтраційними стоками нерегульованого захоронення твердих побутових відходів.

60. Жук В., Мальований М., Мисак І., Тимчук І., Мушалла Д., Піхлер М. Часова та просторова нерівномірність випадання дощів при моделюванні поверхневого стоку з урбанізованих територій. Науковий вісник НЛТУ України. 2021. Т. 31, № 5. С. 67–73.

Здобувачем проведено аналіз урахування часової та просторової нерівномірності випадання дощів.

61. Гречаник Р. М., Мальований М. С., Тимчук І. С., Сторощук У. З. Оцінювання впливу мінеральних добрив і капсульованих ПЕТ на агроєкосистеми біологічної рекультивациі порушених земель. Науковий вісник НЛТУ України. 2022. Т. 32, № 2. С. 40–44.

Здобувачем проведено аналіз оцінки впливу мінеральних добрив, капсульованих відходами поліетилентерафталату (ПЕТ), на агроєкосистеми для біологічної рекультивациі порушених земель.

62. Grechanik R., Lutek W., Malovanyu M., Nahurskyu O., Tymchuk I., Petrushka K., Luchyt L., Storoshchuk U. Obtaining environmentally friendly encapsulated mineral fertilizers using encapsulated modified PET. Environmental Problems = Екологічні проблеми. 2022. Vol. 7, № 2. P. 90–96.

Здобувачем проаналізовано дослідження перспектив використання мінеральних добрив, капсульованих у ПЕТ для біоремедіациі.

63. Kravets I., Malovanyu M., Tymchuk I., Shkvirko O. The influence of terrain, climatic conditions and factors on the atmospheric air monitoring system, based on the

implementation of EU legislation on the example of Lviv region. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2023. Vol. 8, № 2. P. 94–100.

Здобувачем проаналізовано основні фактори, що впливають на розподіл концентрації забруднюючих речовин в атмосферному повітрі під час проектування пунктів моніторингу атмосферного повітря.

64. Liuta O., Malovanyu M., Vnukova N., Tymchuk I., Zhelnovach G., Kordzadze T. Implementation of the European green strategy. synergy of educational, scientific, managerial and industrial components for climate management and climate change prevention. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2023. Vol. 8, № 1. P. 55–62.

Здобувачем проведено аналіз актуальних проблем, пов'язані з екологічними та кліматичними чинниками.

65. Tymchuk I. Technical and technological aspects of biological reclamation using anthropogenic organic waste in composition with sewage sludge. *Environmental Problems = Екологічні проблеми*. 2023. Vol. 8, № 2. P. 126–132.

Здобувачем проведено сучасний аналіз стану поводження з відходами в країні, розглянуто перспективні стратегії використання осадів стічних вод у поєднанні з іншими компонентами для рекультивації, проаналізовано умови застосування стратегій, їх переваги та недоліки.

66. Яцух К. І., Пристацька О. Н., Нікішичева К., Тимчук І. С. Вплив комплексного застосування протруйника, стимулятора росту та мікродобрив для передпосівної обробки насіння на ураженість кореневими гнилями та продуктивність пшениці озимої. *Передгірне та гірське землеробство і тваринництво*. 2023. Вип. 74 (1). С. 164–183.

Здобувачем проведено аналіз ефективності застосування протруйників на продуктивність озимої пшениці.

Колективні монографії

67. Лозинський В. А., Мальований М. С., Серета А. С., Сосса Р. І., Тимчук І. С. Наукові засади ведення моніторингу та рекультиваційних робіт на Грибовицькому сміттєзвалищі: колективна монографія. – Львів: Видавництво Львівської політехніки, 2020. – 392 с

Здобувачем розглянуто національну та регіональні стратегії поводження з твердими побутовими відходами в Україні, проведено оцінку екологічної небезпеки від забруднення довкілля у зоні впливу сміттєзвалищ і полігонів.

Розділи у колективних монографіях

68. Тимчук І.С., Мальований М.С., Бота О.А., Шквірко О.М. Моніторинг стану накопиченого мулу на території очисних споруд ЛМКП “Львівводоканал” / Колективна монографія “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування”, – Львів ТзОВ "ЗУКЦ" 2020. – С. 288-299.

Здобувачем здійснено моніторинг накопиченого мулу на території очисних споруд ЛМКП “Львівводоканал”.

69. Мальований М.С., Жук В.М., Тимчук І.С., Соловій Х.М., Вронська Н.Ю., Копій М.Л., Стокалюк О.В., Серeda А.С. Застосування концепції розімкнутого біологічного конвеєра для очищення забруднених водних середовищ на прикладі фільтратів сміттєзвалищ / Колективна монографія “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування”, – Львів ТзОВ "ЗУКЦ" 2020. – С. 451-469.

Здобувачем проведено аналіз раціональної схеми біологічного конвеєра відкритого типу для очищення фільтрату полігону ТПВ.

70. Сторощук У.З., Мальований М.С., Тимчук І.С. Переробка органічної складової твердих побутових відходів методом компостування / Колективна монографія “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування”, – Львів ТзОВ "ЗУКЦ" 2020. – С. 470-483.

Здобувачем проведено аналіз перспективних технологій утилізації органічних відходів.

71. Вронська Н.Ю., Бондар О.І., Мальований М.С., Попович О.Р., Тимчук І.С. Актуальні проблеми сталого розвитку. Екологічні та економічні наслідки зміни клімату / Колективна монографія “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” / за ред. проф. Мальованого М. С. – Київ : Яроченко Я. В., 2022 – С. 190-201

Здобувачем проведено аналіз актуальних проблем пов'язаних з змінами клімату.

72. Попович О.Р., Вронська Н.Ю., Мальований М.С., Тимчук І.С. Огляд розвитку вітроенергетики як альтернативного джерела енергії в Україні і світі/ Колективна монографія “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” / за ред. проф. Мальованого М. С. – Київ : Яроченко Я. В., 2022 – С. 229-242.

Здобувачем проведено аналіз альтернативних джерел енергії на основі біомаси з отриманням біогазу.

73. Мальований М.С., Жук В.М., Тимчук І.С., Вронська Н. Ю., Слюсар В. Т., Мараховська А. О., Серeda А. С. Технології пом'якшення зміни клімату: технології переробки фільтрату звалищ /Освіта, наука та промисловість на шляху до запобігання, адаптації та пом'якшення змін клімату: колективна монографія. – Харків: Смугаста типографія, 2023. – С. 136-148.

Здобувачем проведено аналіз систематичних пілотних досліджень ефективності очищення фільтрату Грибовичського полігону ТПВ (Україна) на етапі аеробного біологічного очищення.

74. Тимчук І. С., Мальований М. С., Шквірко О. М., Жук В. М. Аналіз відходів від біогазового виробництва та їх вплив на схожість культурних рослин / Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, / за ред. проф. Мальованого М. С. – Київ: Яроченко Я.В., 2023. – С. 283-305.

Здобувачем проведено лабораторні дослідження впливу дигестату після анаеробного зброджування на ріст і розвиток біоіндикаційних досліджень.

75. Мальований М. С., Вронська Н. Ю., Тимчук І. С., Жук В. М. Використання звязуючого натурального походження для удосконалення технології створення паливних брикетів із деревних відходів/ Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, / за ред. проф. Мальованого М. С. – Київ: Яроченко Я.В., 2023. – С. 91-105.

Здобувачем проведено аналіз утилізації деревних відходів шляхом пресування у паливні брикети.

76. Мальований М. С., Тимчук І. С., Слюсар В. Т., Жук В. М., Сторощук У. З., Бойко Р. Я. Дослідження умов аеробного біокомпостування осадів стічних вод різного віку із додаванням рослинної сировини / Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, / за ред. проф. Мальованого М. С. – Київ: Яроченко Я.В., 2023. – С. 255-268.

Здобувачем проведено дослідження умов аеробного біокомпостування осадів стічних вод різного віку із додаванням рослинної сировини.

77. Malovanyu M., Tymchuk I., Soloviy Ch., Nykyforova O., Cherepakha D., Wójcik W., Shedreyeva I., Karnakova G. Prospects for the Use of Cyanobacterial Waste as an Organo-Mineral Fertilizer / Biomass as Raw Material for the Production of Biofuels and Chemicals, – London, 2020. – p. 10.

Здобувачем проведено аналіз біомаси ціанобактерій до і після анаеробної ферментації, відмічено, що біомаса містить значну частину сполук азоту, причому їх концентрація після ферментації зростає.

78. Zagirnyak M., Nykyforov V., Malovanyu M., Tymchuk I., Soloviy Ch., Bogachuk V., Komada P., Kozbakova A., Amirgaliyeva Z. The Use of Cyanobacteria – Water Pollutants in Various Multiproduction / Biomass as Raw Material for the Production of Biofuels and Chemicals, – London, 2020. – p. 10.

Здобувачем проведено аналіз досліджень обробки концентрованих суспензій ціанобактерій для досягнення максимального вилучення енергоносіїв та біологічно цінних речовин.

79. Malovanyu M., Tymchuk I., Zhuk V., Storoshchuk U., Grechanik R., Sliusar V., Soloviy Ch., Onyshkevych L. 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 edited by Beata Kowalska and Dariusz Kowalski – Lublin: Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej, 2022, – P. 118-133.

Здобувачем проведено аналіз результатів біоіндикації та встановлено оптимальний склад сировинної суміші з використанням "свіжого" та "старого" осадів стічних вод.

80. Malovanyu M., Tymchuk I., Zhuk V., Mysak I., Pichler M., Muschalla D. Methods of hydrological and hydraulic modelling of the first flush of stormwater runoff from urban catchments: the analysis of Ukraine experience/ Water Supply and Wastewater Disposal. Designing, Construction, Operation and Monitoring IV edited by Beata Kowalska and Dariusz Kowalski – Lublin: Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej, 2022, – P. 134-152.

Здобувачем проведено детальний аналіз фактичних даних з проблеми підтоплення урбанізованих територій Європи та України.

81. Malovanyy M., Zhuk V., Tymchuk I., Vronska N., Sliusar V., Marakhovska A., Sereda A. Climate change mitigation technology: landfilled leachate processing technology/ Education, Science and Industry on the path to climate change prevention, adaptation and mitigation: collective monograph edited by N. Vnukova. G. Zhelnovach. Publ. House "Smugasta Typography" 2023, P. 128-140.

Здобувачем проведено аналіз систематичних пілотних досліджень ефективності очищення фільтрату на двохстадійному етапі.

Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:

82. Мальований М. С., Вольський В., Одуха М., Тимчук І. С., Шквірко О. М., Жук В. М. Налагодження виробництва органо-мінеральних сумішей з осадів стічних вод каналізаційних очисних споруд // Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг : матеріали II Міжнародної науково-технічної конференції (Львів, 18-20 жовтня 2017 р.). – 2017. – С. 69–70.

83. Мальований М. С., Шквірко О. М., Тимчук І. С. Використання техногенних відходів для рекультивації (ремедіації) порушених земель // Ідеї академіка Вернадського і науково-практичні проблеми сталого розвитку освіти і науки : XVII Міжнародна науково-практична конференція, Кременчук 1-3 червня 2017 р. – 2017. – С. 101.

84. Шквірко О. М., Тимчук І. С. Біологічна рекультивація порушених земель із використанням добрив утворених з техногенних відходів // Семінар "Сталий розвиток - погляд у майбутнє" : збірник матеріалів, Львів, 15 вересня 2017 р. : до 60-річчя доктора технічних наук, професора, завідувача кафедри екології та збалансованого природокористування, заслуженого діяча науки і техніки України Мирослава Мальованого / Національний університет "Львівська політехніка", Інститут сталого розвитку імені Вячеслава Чорновола. – 2017. – С. 22.

85. Іващишин Я. А., Тимчук І. С., Шквірко О. М., Мальований М. С., Попович В. В. Трансформація осадів відпрацьованого активного мулу в субстрат для біологічної рекультивації техногенно порушених земель // Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : 5-й Міжнародний конгрес, Львів, 26-29 вересня 2018 р. : збірник матеріалів. – 2018. – С. 75.

86. Мальований М. С., Тимчук І. С. Визначення можливості використання осадів з Львівських КОС у якості субстрату для біологічної рекультивації // Проблеми екологічної безпеки : збірник матеріалів XVI Міжнародної науково-технічної конференції (04–06 жовтня 2018 р., Кременчук). – 2018. – С. 85.

87. Тимчук І. С., Мальований М. С. Можливість утилізації відпрацьованого активного мулу після біологічного очищення стічних вод // Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи: матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (Львів, 14 вересня 2018 р.). – 2018. – С. 213.

88. Шквірко О. М., Тимчук І. С., Іващишин Я. А., Мальований М. С., Біннер Е. Біотестування експериментального субстрату на основі ґрунту та техногенних відходів // Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : 5-й Міжнародний конгрес, Львів, 26-29 вересня 2018 р. : збірник матеріалів. – 2018. – С. 155.
89. Popovych O., Vronska N., Tymchuk I. Disinfection of sewage from municipal wastewater treatment plants of Lviv // Chemical technology and engineering : proceedings of the 2nd International scientific conference, June 24–28th, 2019, Lviv, Ukraine. – 2019. – С. 342–344.
90. Rodzkin A., Malovanyu M., Zhuk V., Tymchuk I., Mukha O. The assessment of fast-growing trees potential, for biological reclamation of soils degraded as a result of mining and industrial activity // Fast-growing trees and plants grown for energy purposes (theory and good practices of growing and energy use of biomass) : international scientific conference, September 4-5, 2019, Nitra. – 2019. – С. 35.
91. Shkvirko O. M., Tymchuk I. S., Malovanyu M. S. Substrate creation from sewage sludge for biological reclamation of land // Ecobaltica: Abstracts Collection of the 16th International Youth Scientific and Environmental Forum of the Baltic Region, October 7-9, 2019, Gdansk. - 2019. - Pp. 92-94.
92. Shkvirko O., Tymchuk I., Malovanyu M. Creation of a substrate for biological reclamation from used sewage sludge // VIII Міжнародний молодіжний науковий форум "Litteris et Artibus" & 13-та Міжнародна конференція "Молоді вчені до викликів сучасної технології" : матеріали, 22–24 листопада, 2018, Львів, Україна. – 2018. – С. 316–317.
93. Shkvirko O., Tymchuk I., Malovanyu M. Substrate creation from sewage sludge for biological soil remediation // Actual environmental problems : proceedings of the IX International scientific conference of young scientists, graduates, master and PhD students, November 21–22, 2019 Minsk, Republic of Belarus. – 2019. – С. 216–217.
94. Shkvirko O., Tymchuk I., Malovanyu M., Popovych O. Man-made wastes – basis for biological reclamation // 9th International youth science forum "Litteris et Artibus" : proceedings, Lviv, Ukraine, November 21–23, 2019. – 2019. – С. 224–229.
95. Барз М., Мальований М. С., Войтович І., Кабенгеле Г., Жук В. М., Муха О. В., Тимчук І. С. Перспективи впровадження в Україні біогазових установок, що працюють на комбінованій органічній сировині // Нетрадиційні і поновлювані джерела енергії як альтернативні первинним джерелам енергії в регіоні : збірник наукових праць десятої міжнародної науково-практичної конференції (4–5 квітня 2019 р., Львів). – 2019. – С. 69–70.
96. Мальований М. С., Синельников С. Д., Тимчук І. С., Нагурський Н. О. Екологічно безпечні капсульовані мінеральні добрива пролонгованої дії // Проблеми екології та енергозбереження : матеріали XIII Міжнародної науково-технічної конференції, 20–22 вересня 2019 року, Миколаїв. – 2019. – С. 93–94.
97. Мороз О. І., Мальований М. С., Нагурський О. А., Петрушка І. М., Тимчук І. С., Синельников С. Д. Розкриття проблеми застосування інноваційних типів капсульованих добрив пролонгованої дії в навчальному курсі "Агроекологія" // Управління якістю підготовки фахівців : матеріали

- всеукраїнської науково-методичної конференції, 26–27 березня 2019 р., Україна, м. Одеса. – 2019. – С. 114–116.
98. Попович О. Р., Вронська Н. Ю., Тимчук І. С., Слюсар В. Т. Зниження рівня екологічної небезпеки шляхом очищення муніципальних стічних вод // Проблеми та перспективи розвитку залізничного транспорту : матеріали 79 Міжнародної науково-практичної конференції, 16–17.05.2019, Дніпро. – 2019. – С. 298–299.
99. Попович О. Р., Масловська О. Д., Гнатуш С. О., Вронська Н. Ю., Тимчук І. С., Квасниця Р. В. Біологічні методи очищення промислових вод спиртзаводів // Проблеми екології та енергозбереження : матеріали XIII Міжнародної науково-технічної конференції, 20–22 вересня 2019 року, Миколаїв. – 2019. – С. 32–33.
100. Шквірко О. М., Тимчук І. С., Мальований М. С. Осад стічних вод – компонент субстрату для проведення біологічної рекультивації земель // Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг : матеріали 3-ої Міжнародної науково-практичної конференції, 23–25 жовтня 2019 р., Львів. – 2019. – С. 250–251.
101. Tymchuk I., Soloviy S., Malovanyu M. Biological reclamation with the help of a substrate prepared on the basis of wastewater sediments // Inżynieria i kształtowanie środowiska : książka abstraktów IV Konferencji naukowo-technicznej, Zielona Góra, 30.10.2020. – 2020. – С. 78–79.
102. Мальований М. С., Нагурський О. А., Синельников С. Д., Тимчук І. С. Забезпечення утилізації відсортованих твердих побутових відходів – неодмінна умова сталого розвитку сучасного міста // Інноваційні технології в архітектурі і дизайні : тези доповідей IV Міжнародної науково-практичної конференції, 21–22 травня 2020 р., Харків. – 2020. – С. 257–259.
103. Сторощук У. З., Тимчук І. С., Мальований М. С. 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 року. – 2020. – С. 106.
104. Тимчук І., Голець Н., Середа А., Шквірко О. Біологічна рекультивація порушених земель та можливість використання в ній енергетичних культур // Сталий розвиток – стан та перспективи : матеріали II Міжнародного наукового симпозиуму SDEV'2020, 12–15 лютого 2020 року, Львів-Славське, Україна. – 2020. – С. 93–94.
105. Шквірко О. М., Тимчук І. С., Zhekovich O., Мальований М. С. Перспектива використання осаду стічних вод для біологічної рекультивації порушених земель // Регіональні проблеми охорони довкілля : матеріали міжнародної наукової конференції молодих вчених, 1–3 червня 2020 р., Україна, м. Одеса. – 2020. – С. 174–177.
106. Шквірко О. М., Тимчук І. С., Мальований М. С. Використання субстрату на основі осадів стічних вод для біологічної рекультивації порушених земель // Екологічна безпека об'єктів туристично-рекреаційного комплексу : матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції, м. Львів, 5–6 грудня 2019 р. – 2019. – С. 133–134.

107. Tymchuk I., Malovanyy M., Zhuk V., Sliusar V., Storoshchuk U., Lyuta O. 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 2021, Odesa, Ukraine.* – 2021. – С. 57–58.
108. Мальований М. С., Тимчук І. С., Жук В. М., Сторощук У. З., Онишкевич Л. І., Гречаник Р. Комплексна технологія використання субстратів на основі органовмісних відходів і природних сорбентів для потреб біологічної рекультивациі 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.* – 2021. – С. 231–233.
109. Тимчук І. С., Мальований М. С., Жук В. М., Сторощук У. З., Люта О. В. Львівський досвід збору та компостування органічних відходів // *VIII-ий Міжнародний з'їзд екологів (Екологія / Ecology – 2021) : збірник наукових праць, 22–24 вересня, 2021, Вінниця.* – 2021. – С. 162–164.
110. Тимчук І. С., Мальований М. С., Сторощук У. З., Люта О. В. 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.).* – 2021. – С. 33–35.
111. Шквірко О. М., Тимчук І. С., Мальований М. С., Сторощук У. З. 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.* – 2021. – С. 94–95.
112. Мальований М. С., Жук В. М., Тимчук І. С., Попович О. Р., Вронська Н. Ю., Сторощук У. З. Дослідження аеробного біокомпостування 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.).* – 2022. – С. 32–33.
113. Сторощук У. З., Мальований М. С., Тимчук І. С., Жук В. М., Жозвіаковська К., Котис О. М. Утилізація осадів стічних вод технологією компостування - альтернативний метод на шляху до сталого розвитку // *Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування : матеріали міжнародної наукової конференції за участю молодих науковців 21–22 вересня 2022 р., Україна, Оdesa.* – 2022. – С. 133–136.
114. Тимчук І. С., Мальований М. С., Вронська Н. Ю., Жук В. М., Серeda А. С. Сучасні підходи до утилізаціі органовмісних техногенних відходів // *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : збірник матеріалів VII Міжнародного конгресу, 12–14 жовтня 2022, Україна, Львів.* – 2022. – С. 65.

115. Мальований М., Білокур М., Тимчук І., Жук В., Бойко Р. Комплексна технологія отримання та використання субстратів на основі органовмісних відходів і природних сорбентів // Перші практичні дії та проблемні питання реалізації Закону України «Про управління відходами» : збірка матеріалів Національного форуму «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології», 21–23 листопада 2023 р., Івано-Франківськ. – 2023. – С. 233–237.
116. Тимчук І., Жук В., Сторощук У., Серета А., Бордун І., Зима О. Науково-методичні основи біологічної рекультивації із використанням техногенних органовмісних відходів // Environment recovery and reconstruction: war context 2022 : collection of materials of International scientific and practical conference, 17–18 грудня 2022, Полтава. – 2022. – С. 102–103.
117. Мальований М. С., Білокур М., Тимчук І. С., Жук В. М., Бордун І. М., Бойко Р. Я. Субстрати на основі компостованих органовмісних відходів і природних сорбентів – ефективний матеріал для реанімації порушених воєнними діями земель // Сталий розвиток – стан та перспективи : збірник матеріалів IV Міжнародного наукового симпозиуму в рамках Еразмус+ Модуль Жан Моне «Концепція екосистемних послуг: Європейський досвід» («EE4CES»), 13–16 лютого 2024, Україна, Львів – Славське. – 2024. – С. 26–30.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації:

118. Никифоров В.В., Мальований М. С., Тимчук І.С., Пасенко А.В., Новохатко О.В. Спосіб вилучення ліпідів з біомаси ціанобактерій із застосуванням лазера : пат. 137244 UA. № u 2019 03571 ; заявл. 08.04.2019 ; опубл. 10.10.2019, Бюл. № 19. 4 с.
119. Мальований М.С., Синельников С.Д., Тимчук І.С., Нагурський О.А., Канда М.І., Шквірко О.М. Полімерна дисперсія для капсулювання добрив : пат. 142218 UA. № u 2019 10785 ; заявл. 31.10.2019 ; опубл. 25.05.2020, Бюл. № 10. 4 с.
120. Мальований М.С., Тимчук І.С., Копій М.Л., Жук В.М., Канда М.І., Святко І.М., Баландюх Ю.А. Спосіб очищення стічних вод за методом відкритого біологічного конвеєра : пат. 148262 Україна. № u202101013 ; заявл. 01.03.2021 ; опубл. 21.07.2021, Бюл. № 29. 4 с.
121. Гречаник Р.М., Мальований М.С., Шквірко О.М., Синельников С.Д., Тимчук І.С. Спосіб отримання полімерної дисперсії для капсулювання добрив: пат. 154870 Україна. № u202302588; заявл. 29.05.2023; опубл. 27.12.2023, бюл. № 52. 4 с.

Графічні результати дослідження субстратів і рослин біоіндикаторів на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L

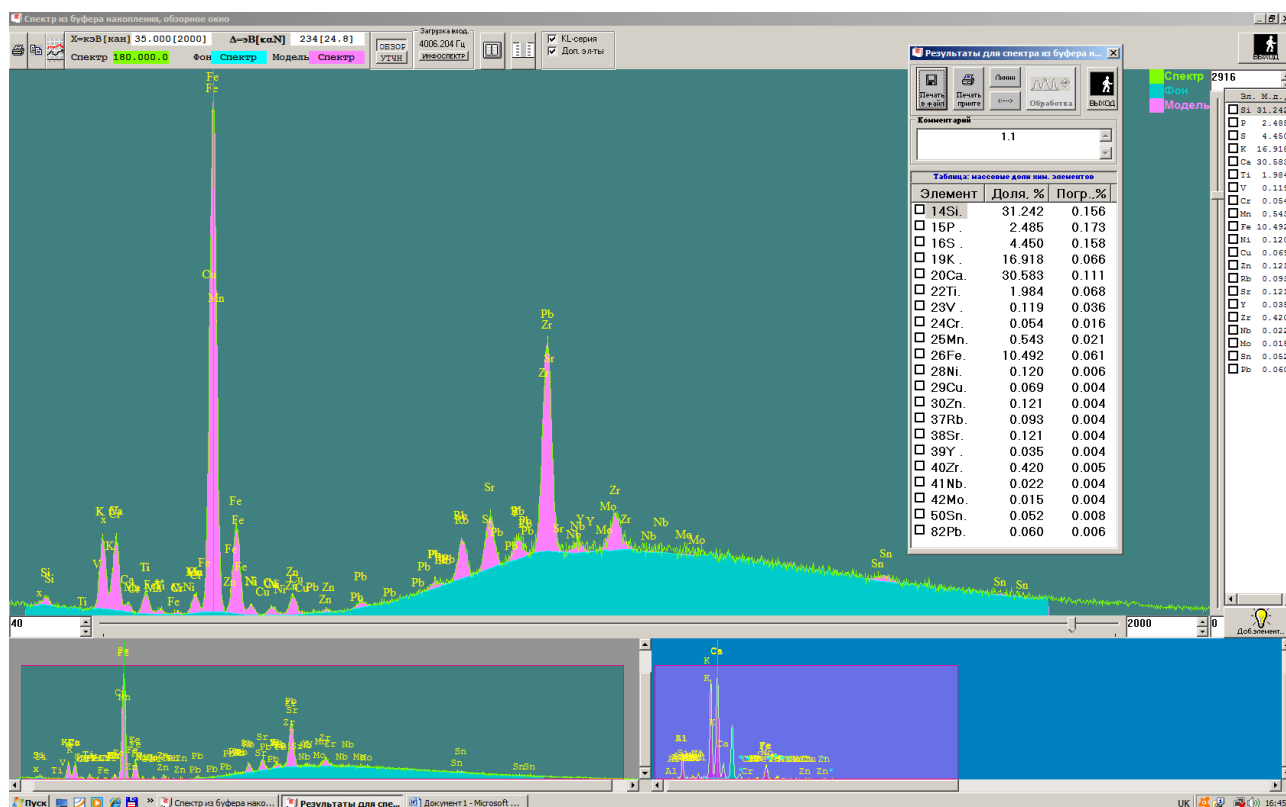


Рис. 1. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 1.1.

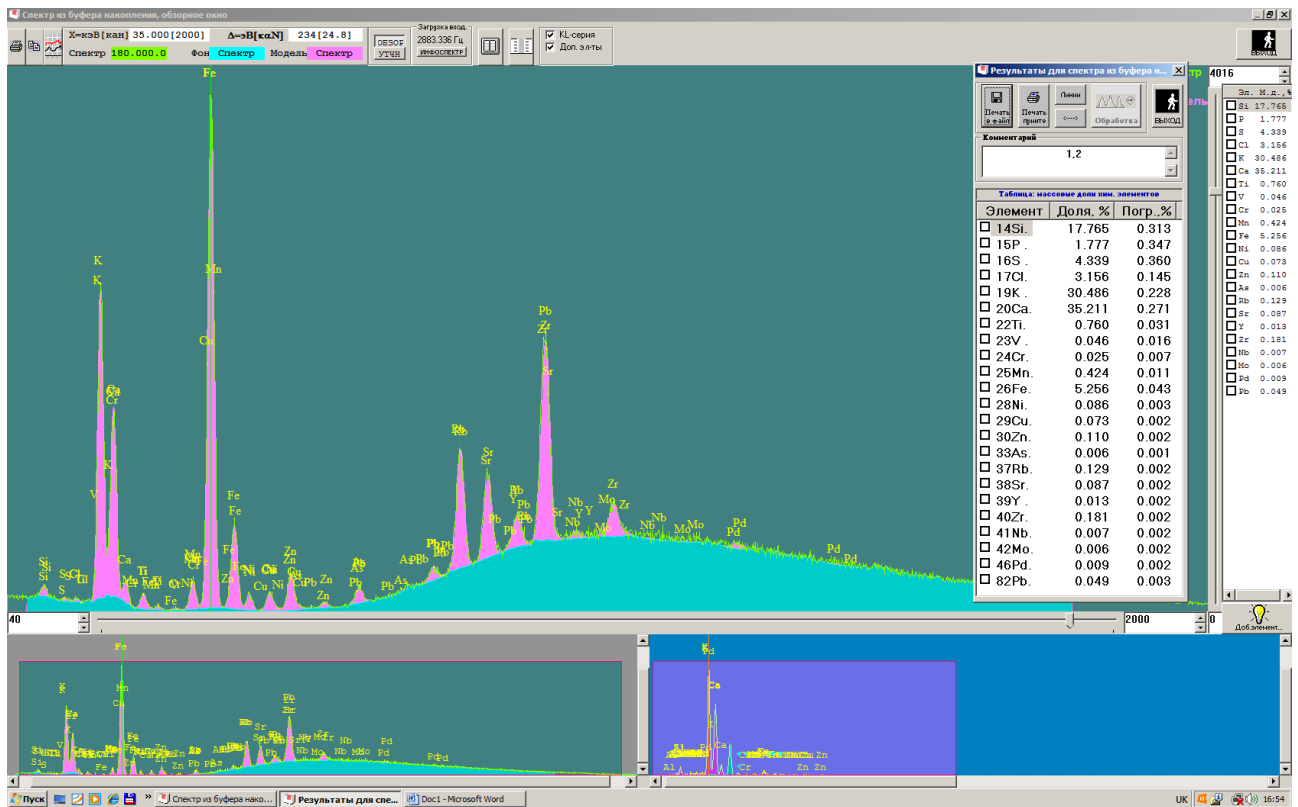


Рис. 2. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 1.2.

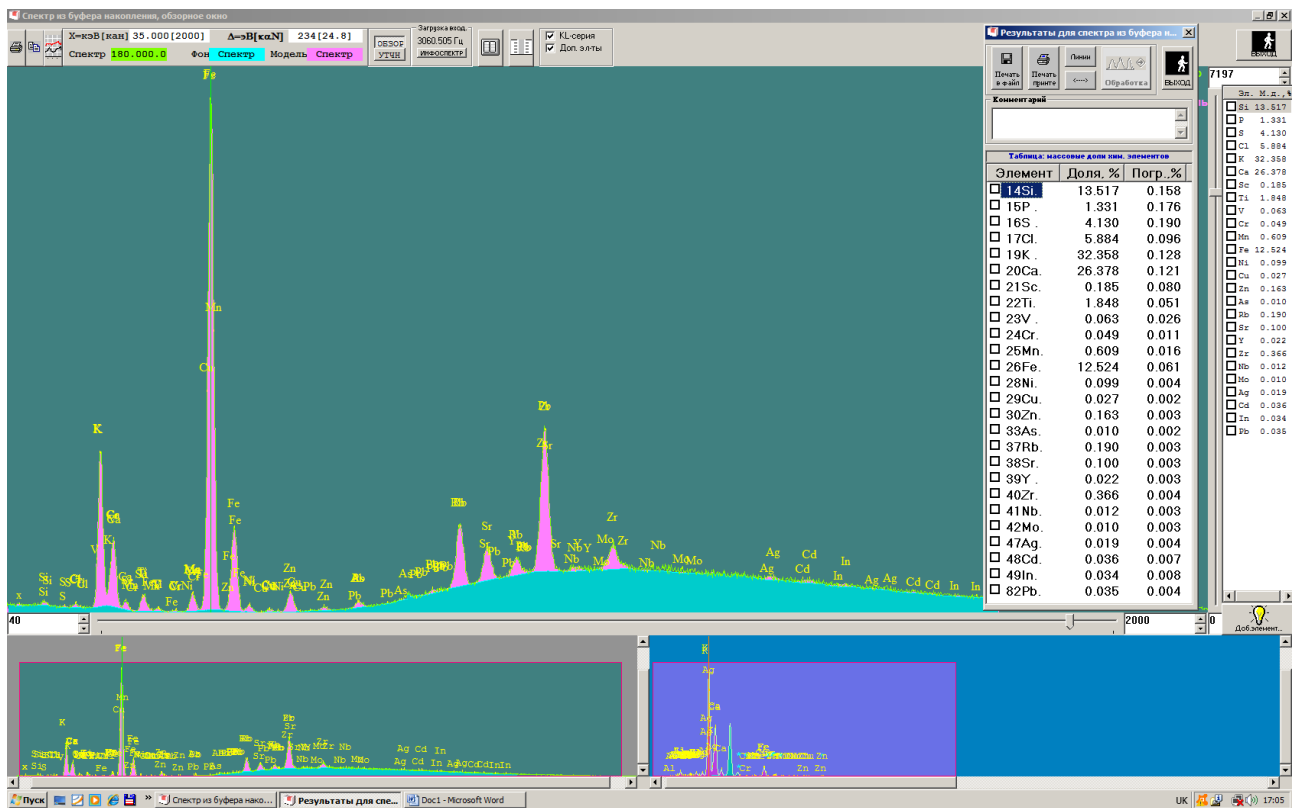


Рис. 3. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 1.3.

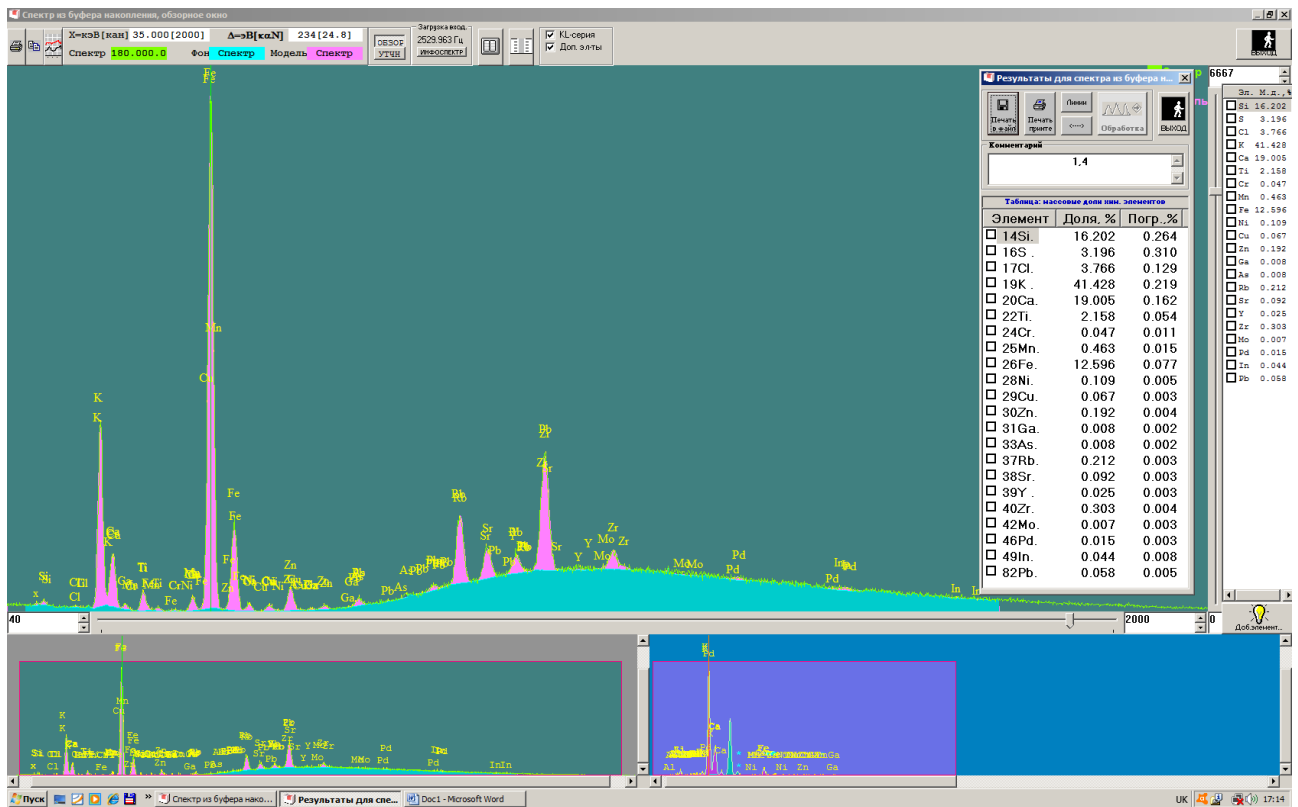


Рис. 4. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 1.4.

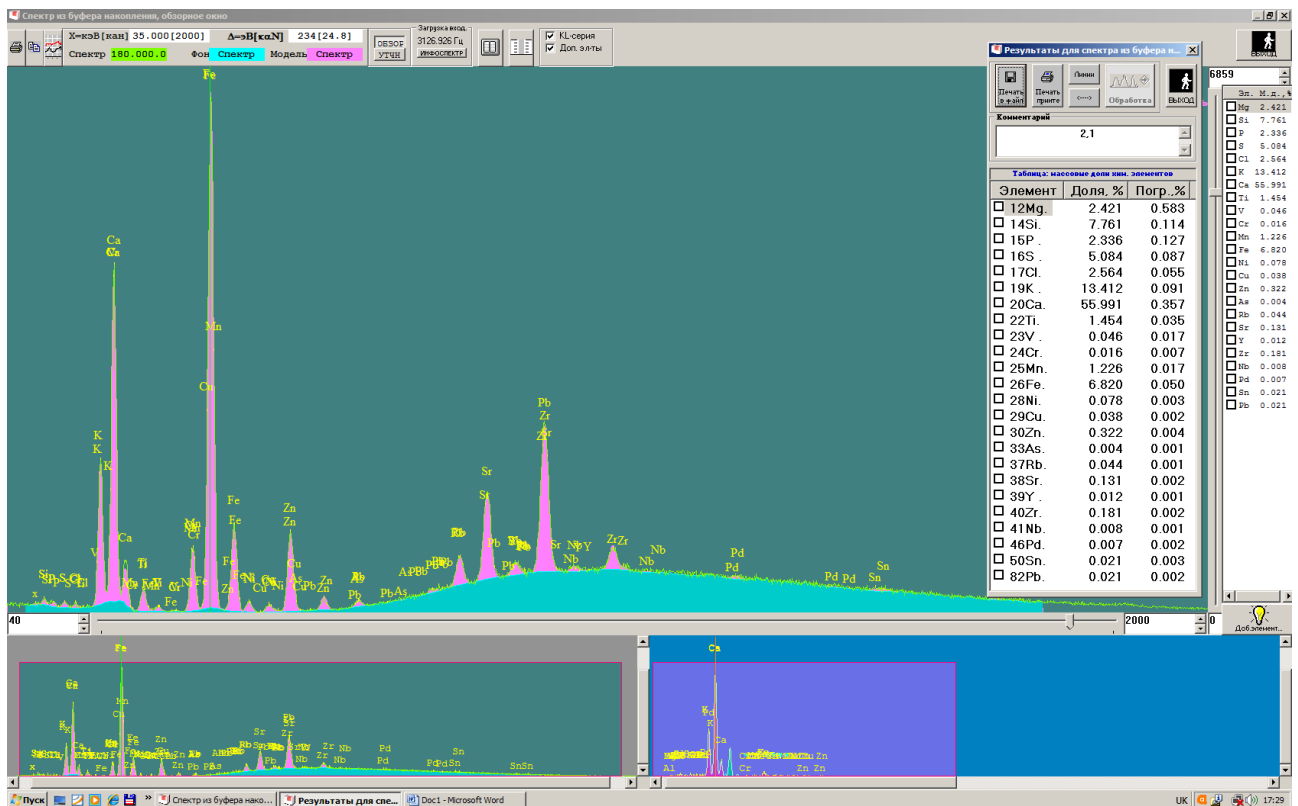


Рис. 5. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 2.1.

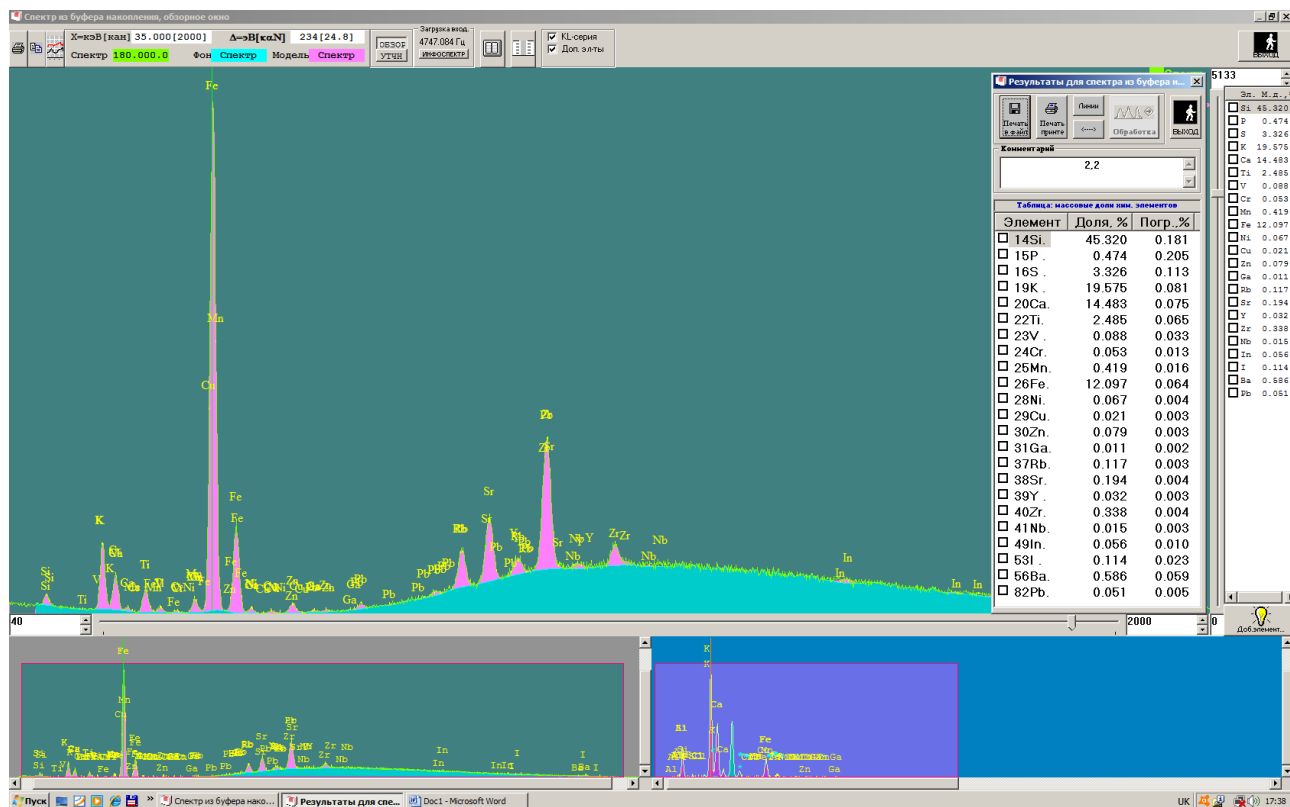


Рис. 6. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 2.2.

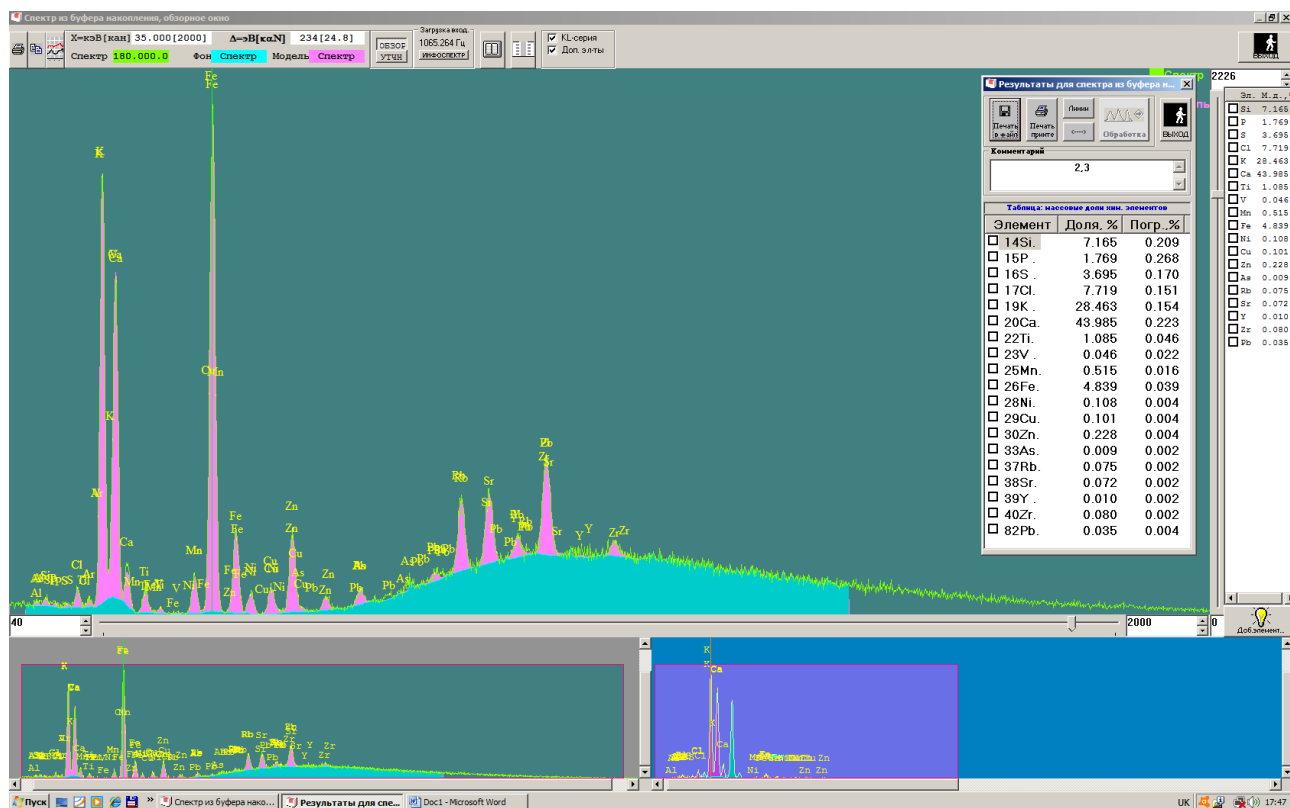


Рис. 7. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 2.3.

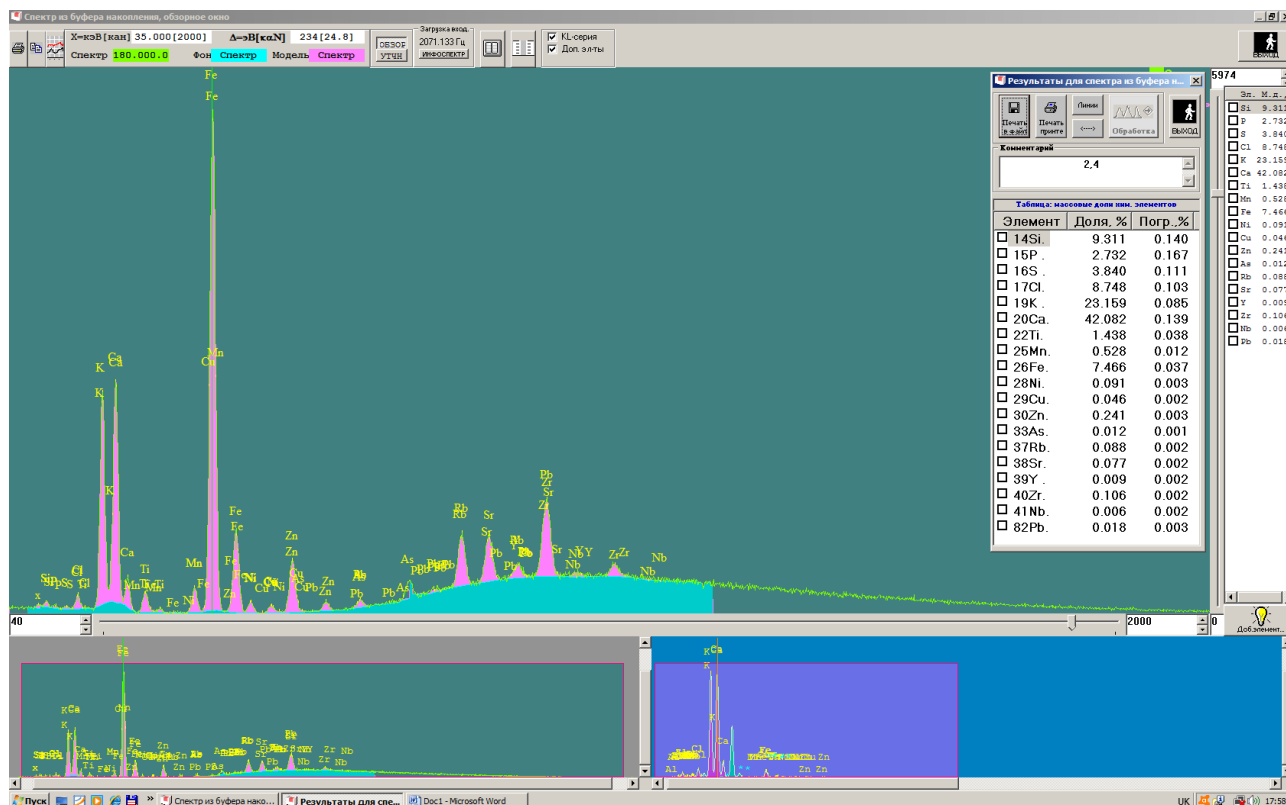


Рис. 8. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 2.4.

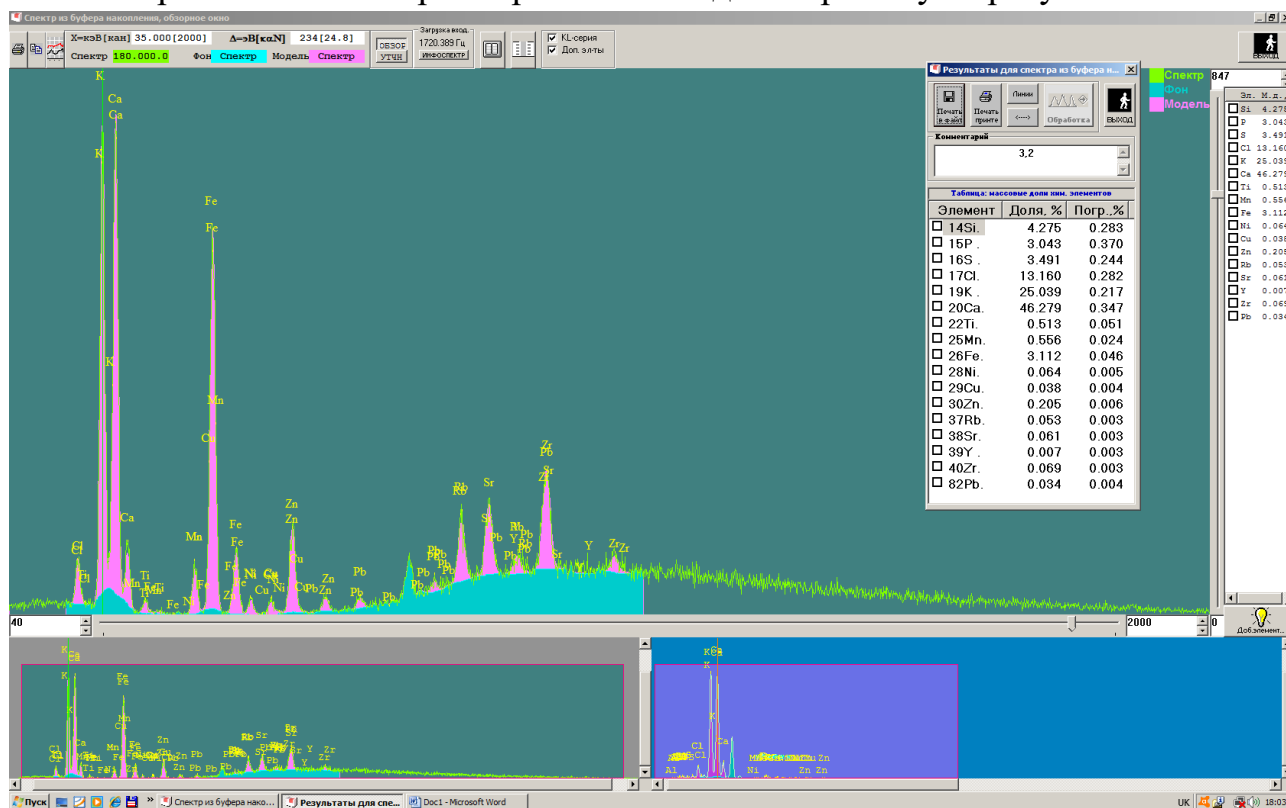


Рис. 9. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 3.2.

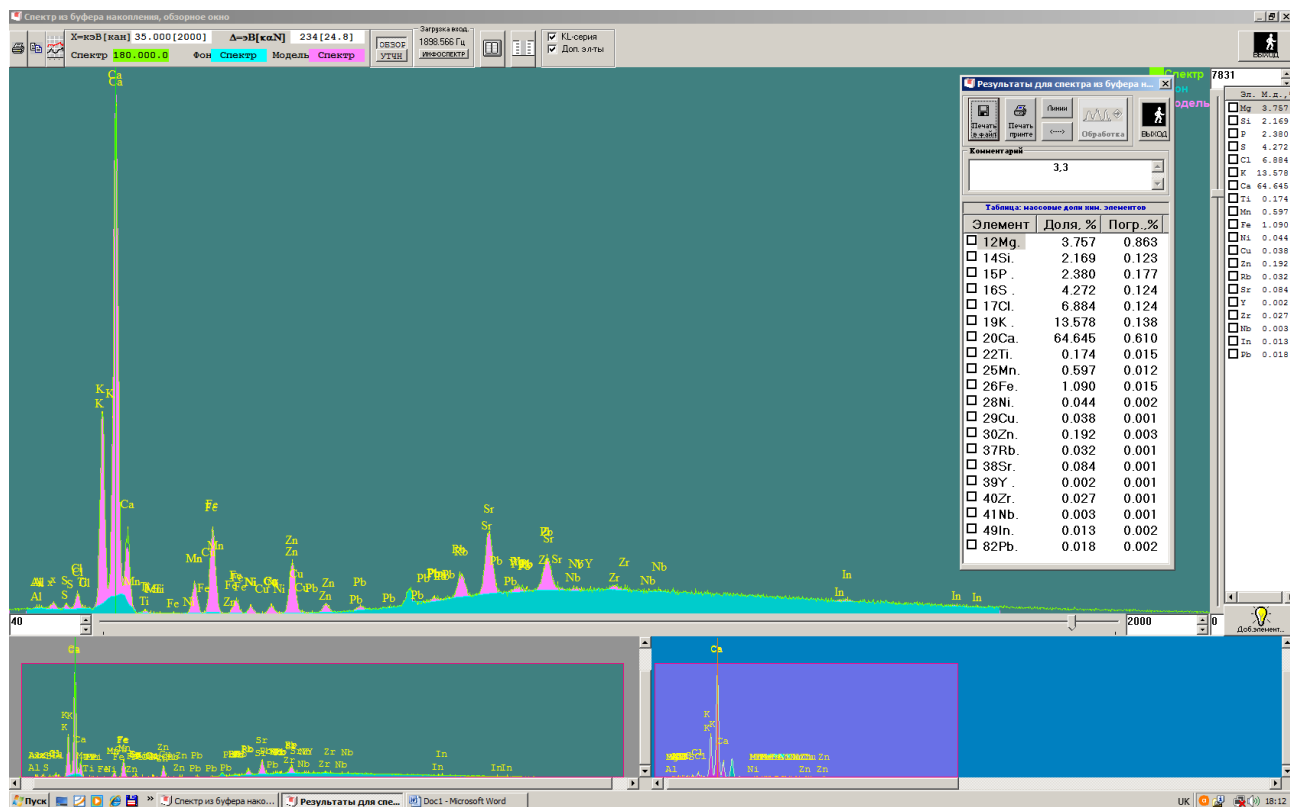


Рис. 10. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 3.3.

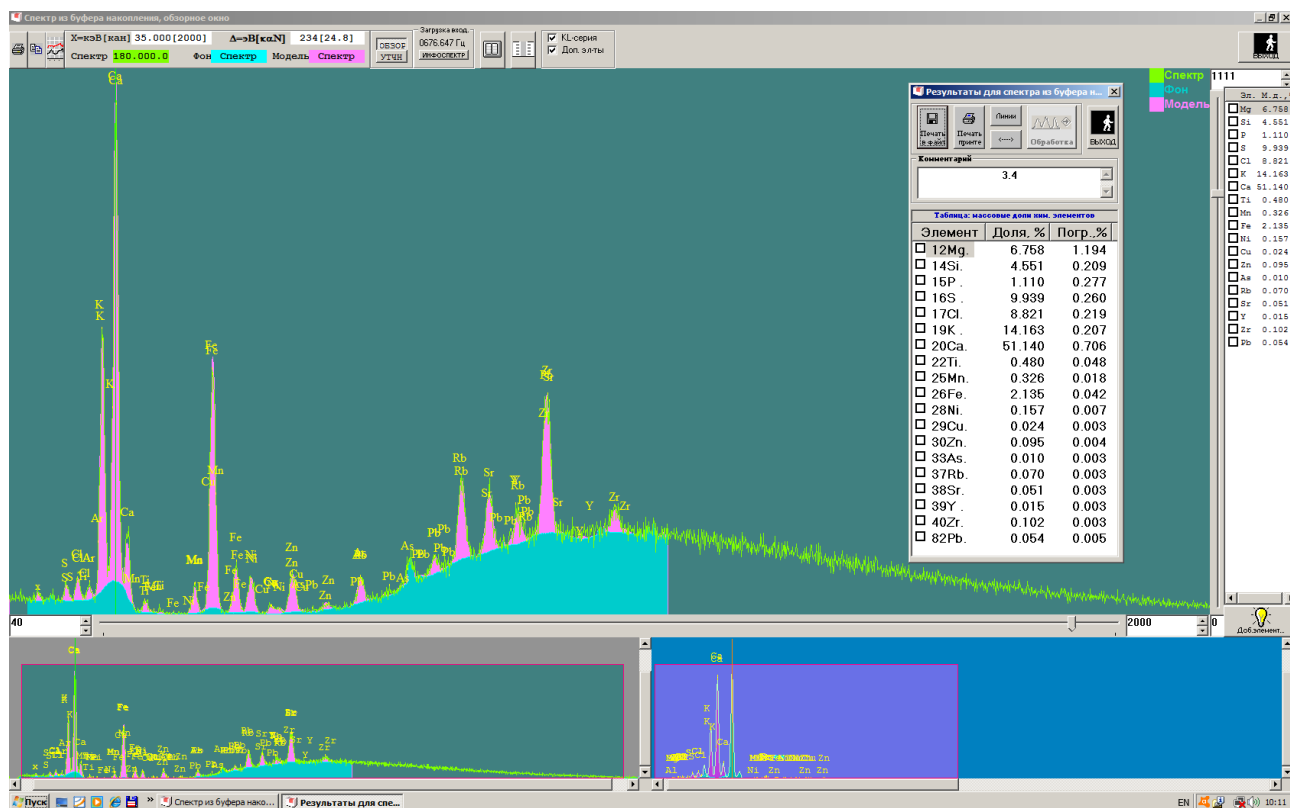


Рис. 11. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 3.4.

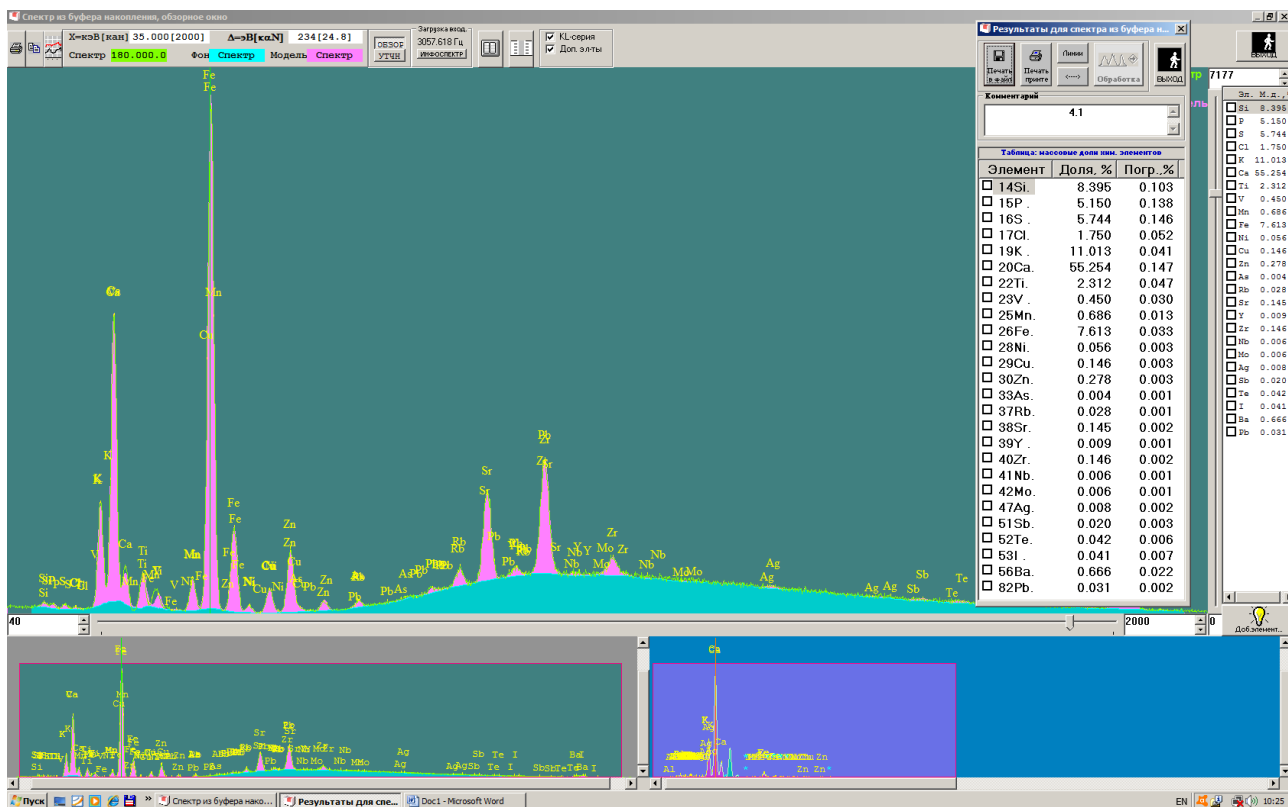


Рис. 12. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 4.1.

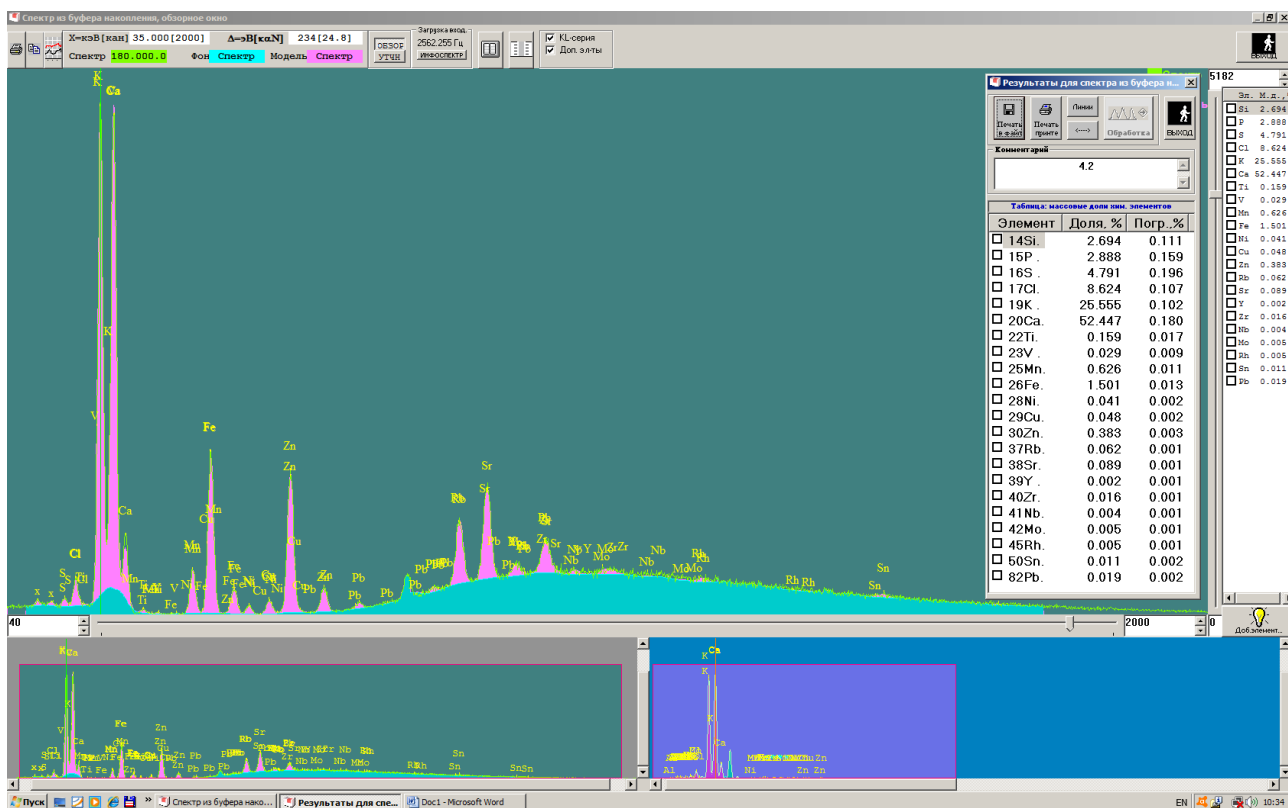


Рис. 13. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 4.2.

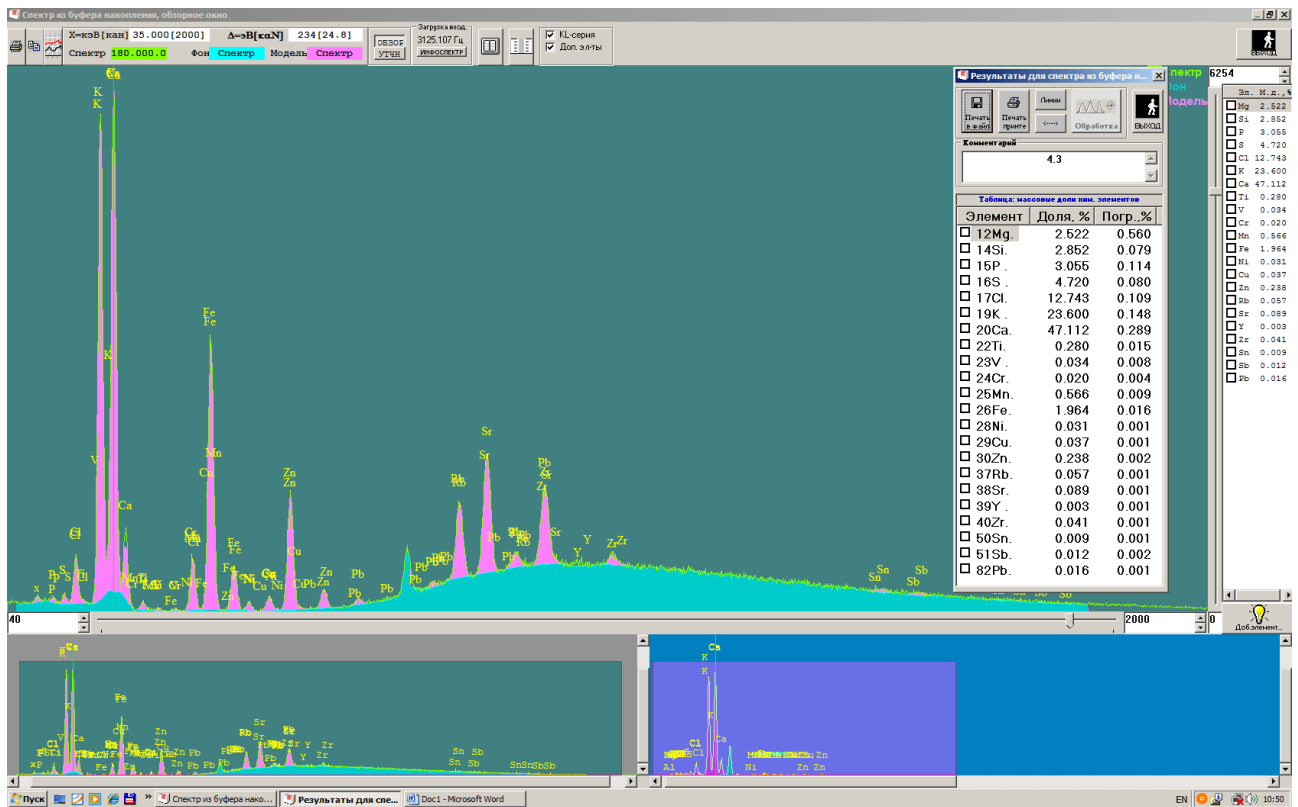


Рис. 14. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 4.3.

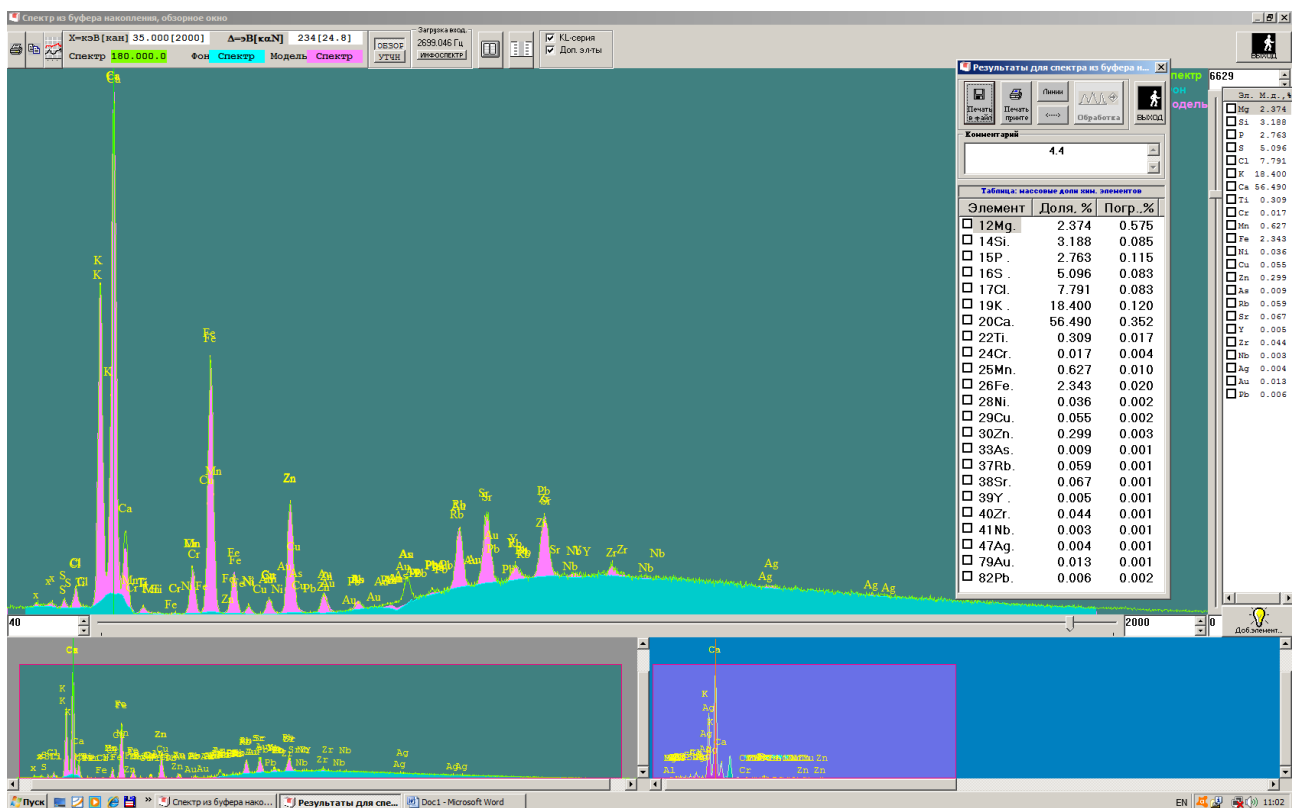


Рис. 15. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з субстрату № 4.4.

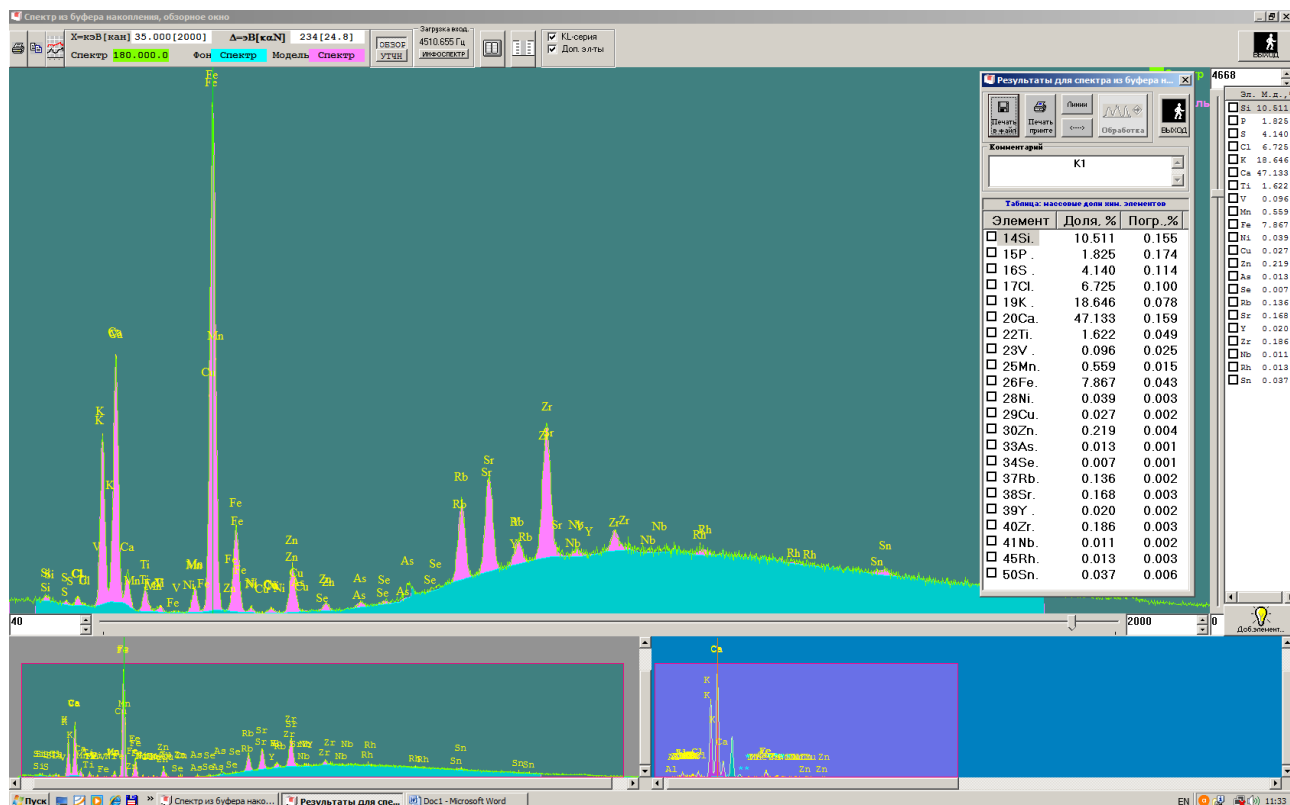


Рис. 15. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з контролю № 1.

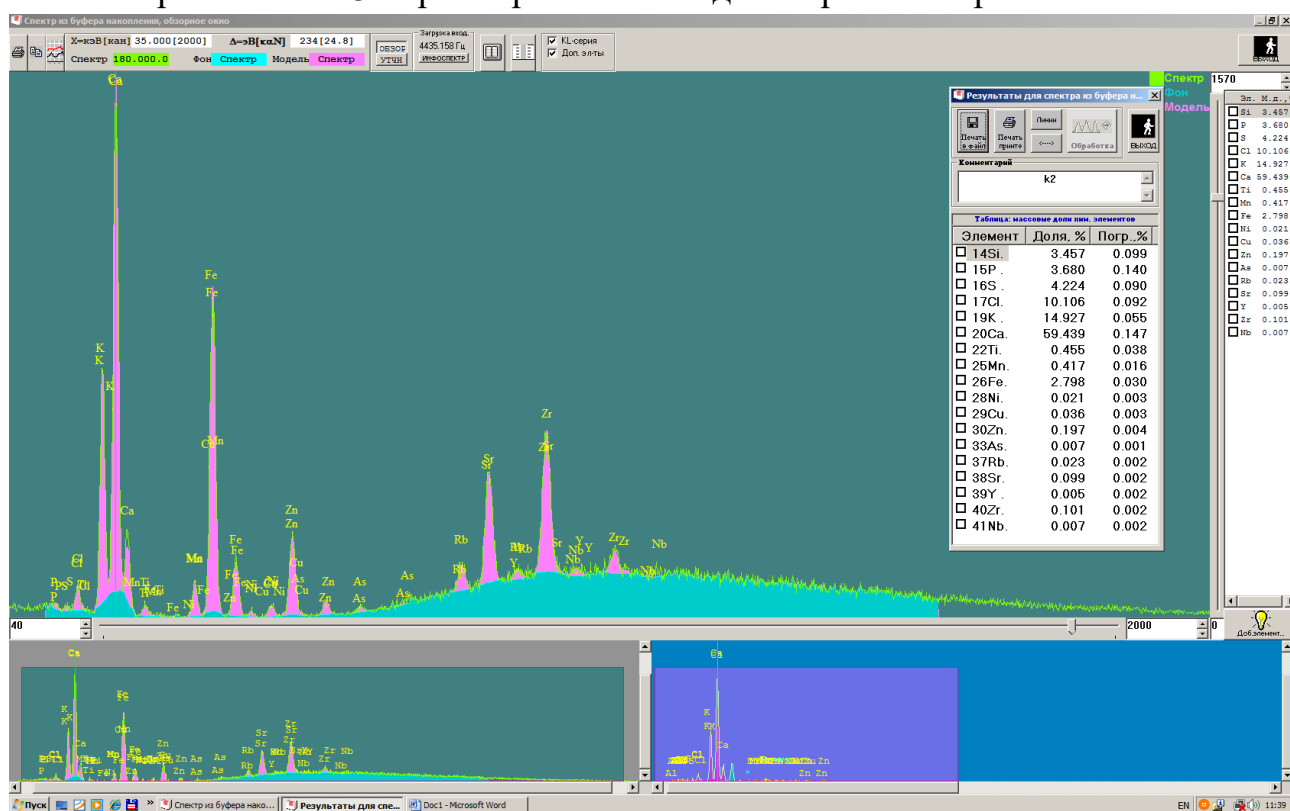


Рис. 16. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з контролю № 2.

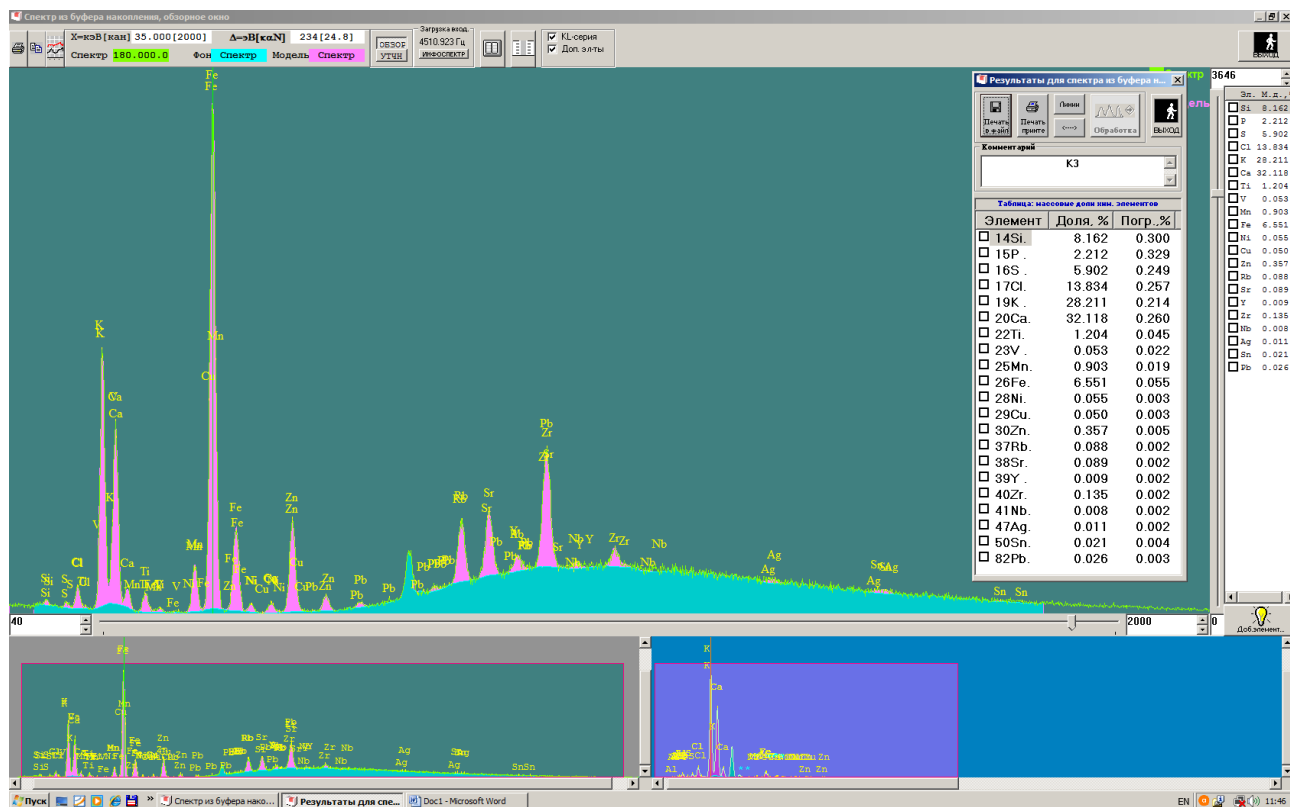


Рис. 17. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з контролю № 3.

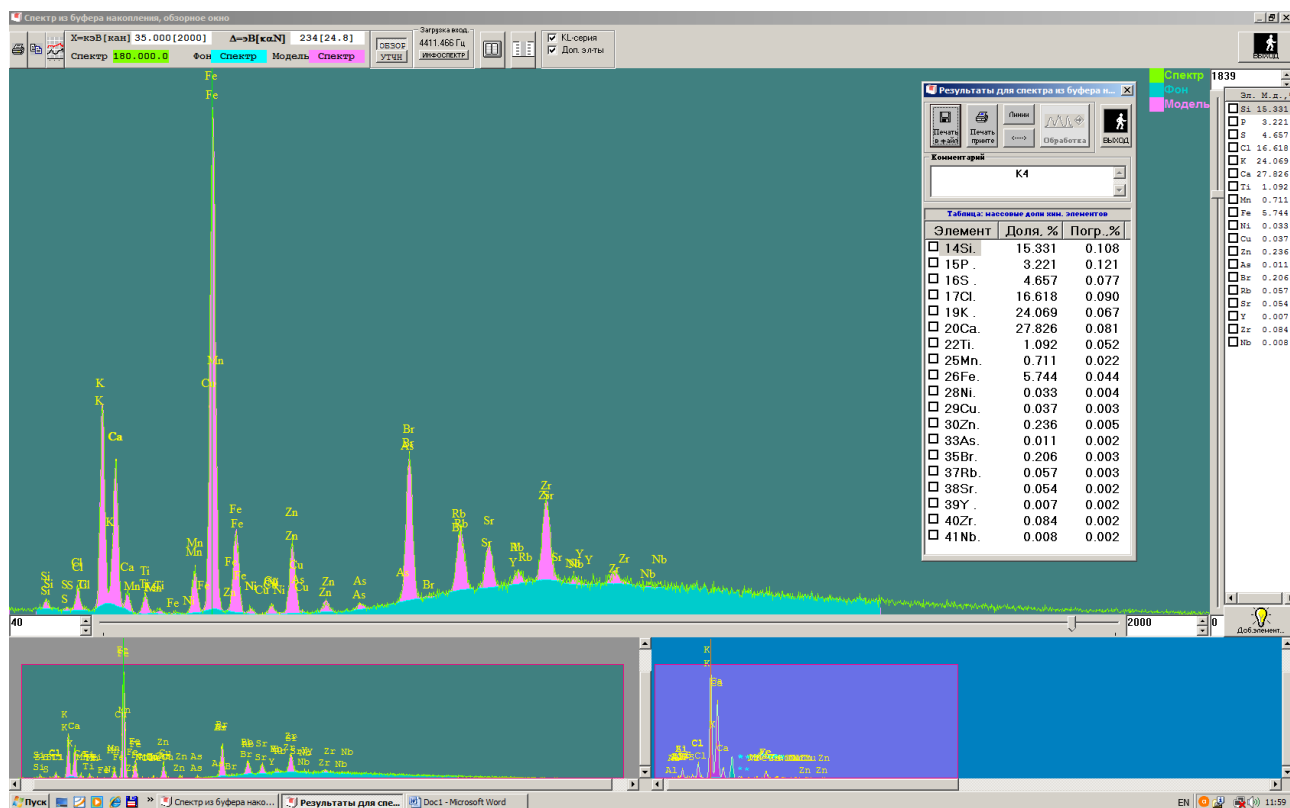


Рис. 17. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка рослин біоіндикаторів з контролю № 4.

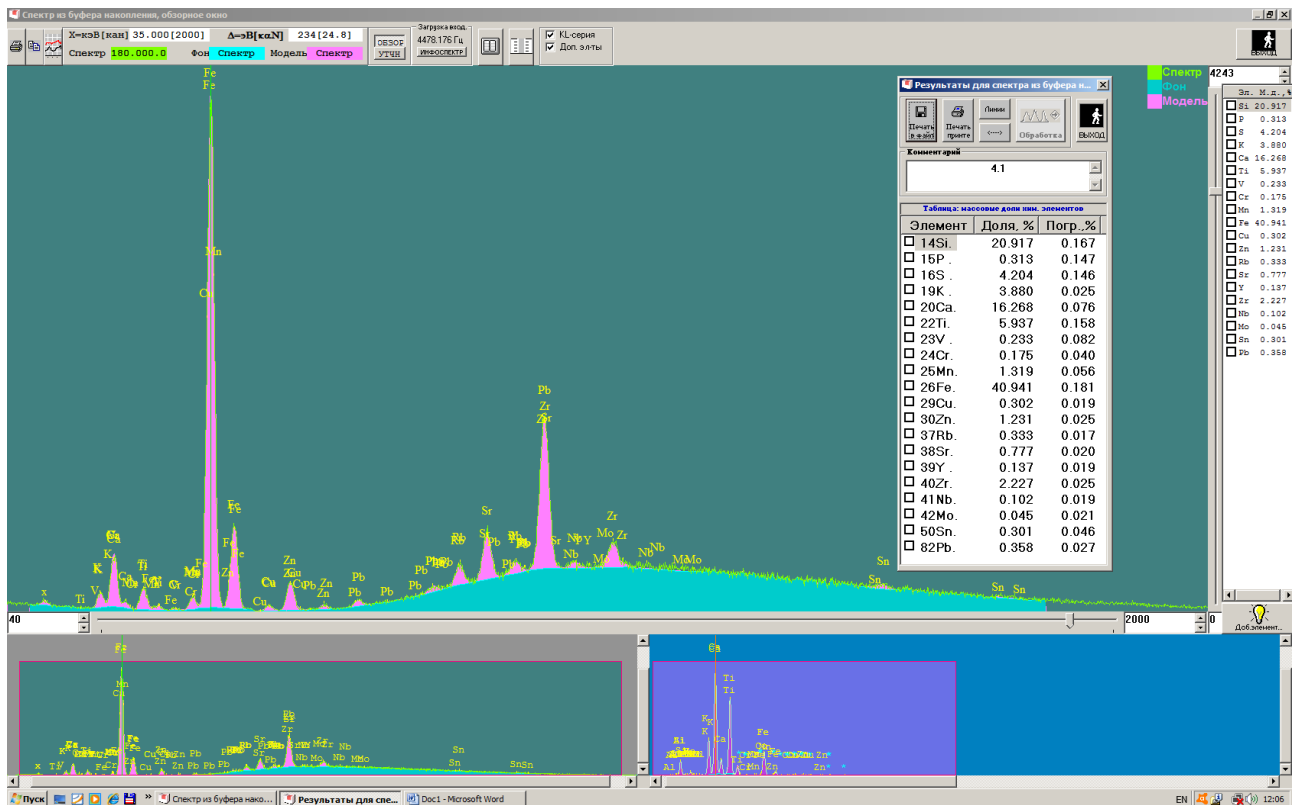


Рис. 18. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка субстрату № 4.1.

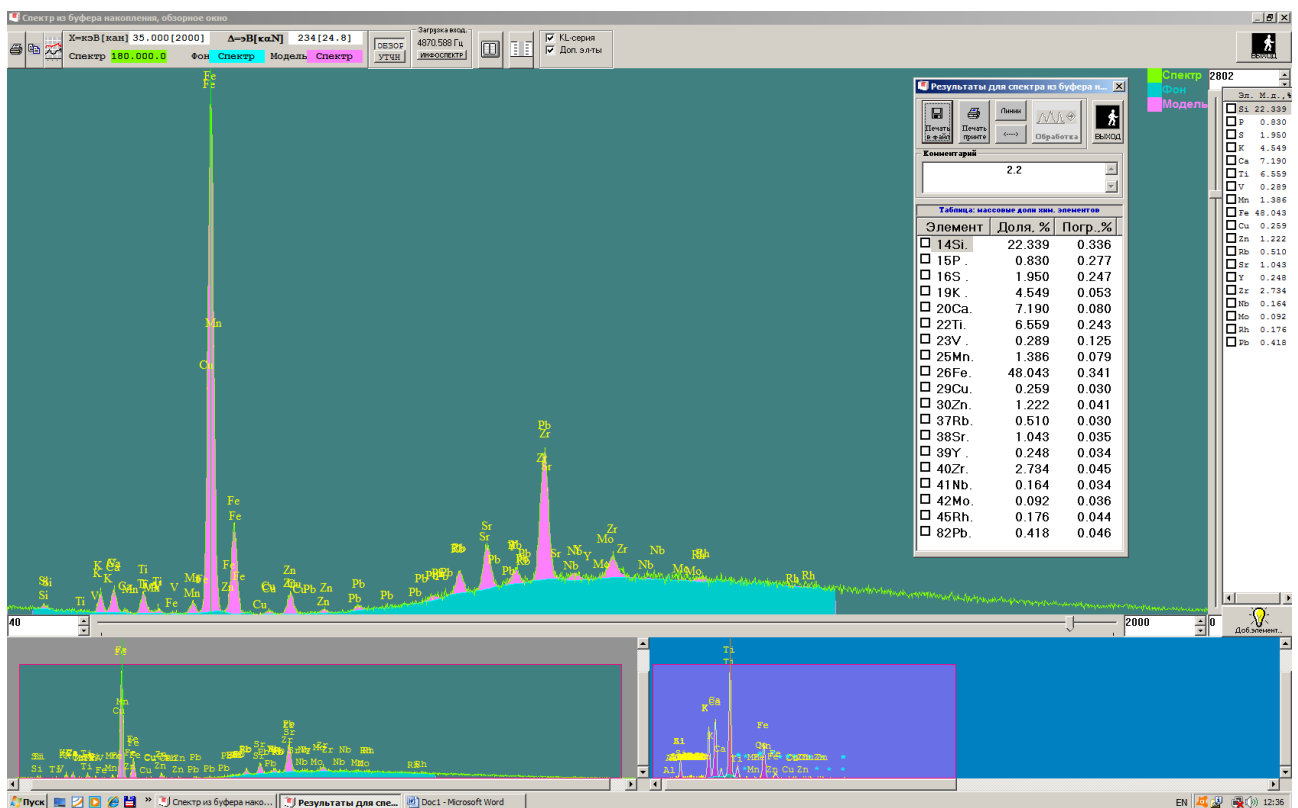


Рис. 19. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка субстрату № 2.2.

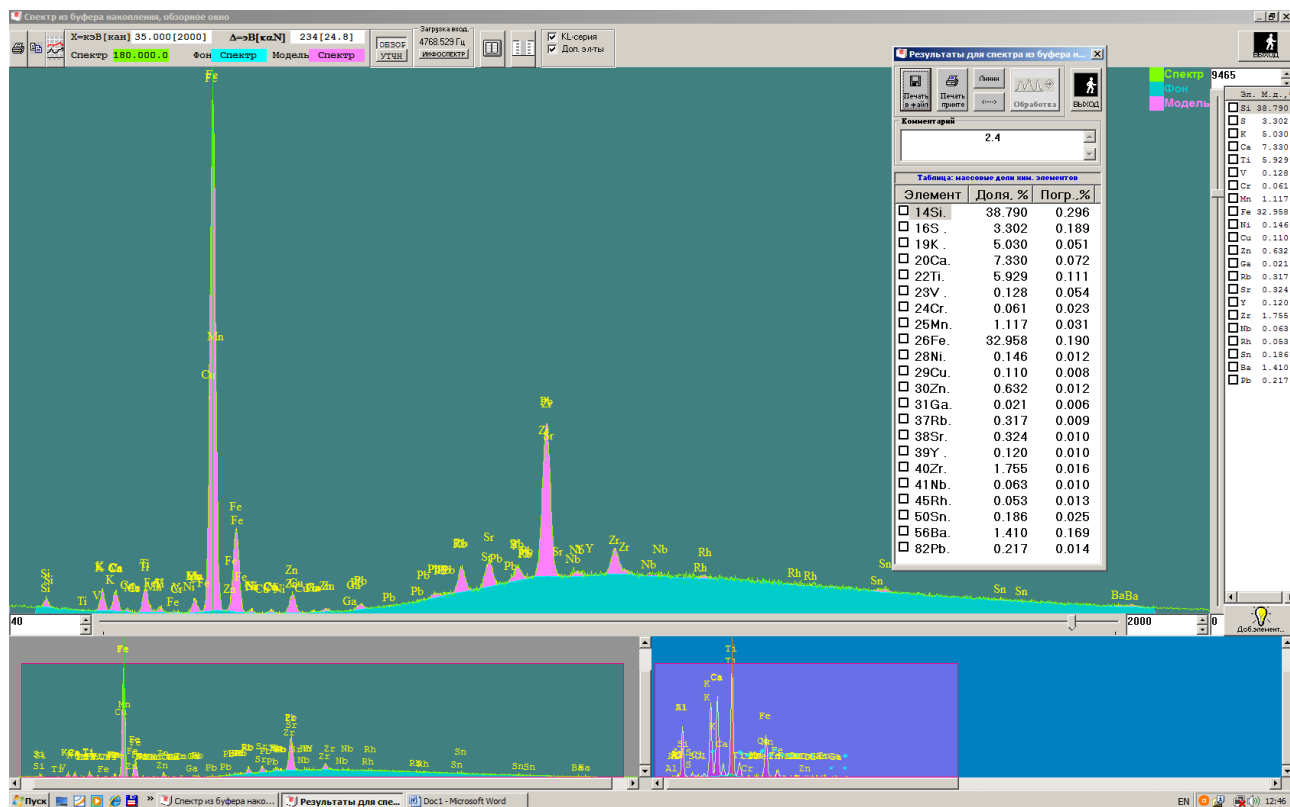


Рис. 20. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка субстрату № 2.4.

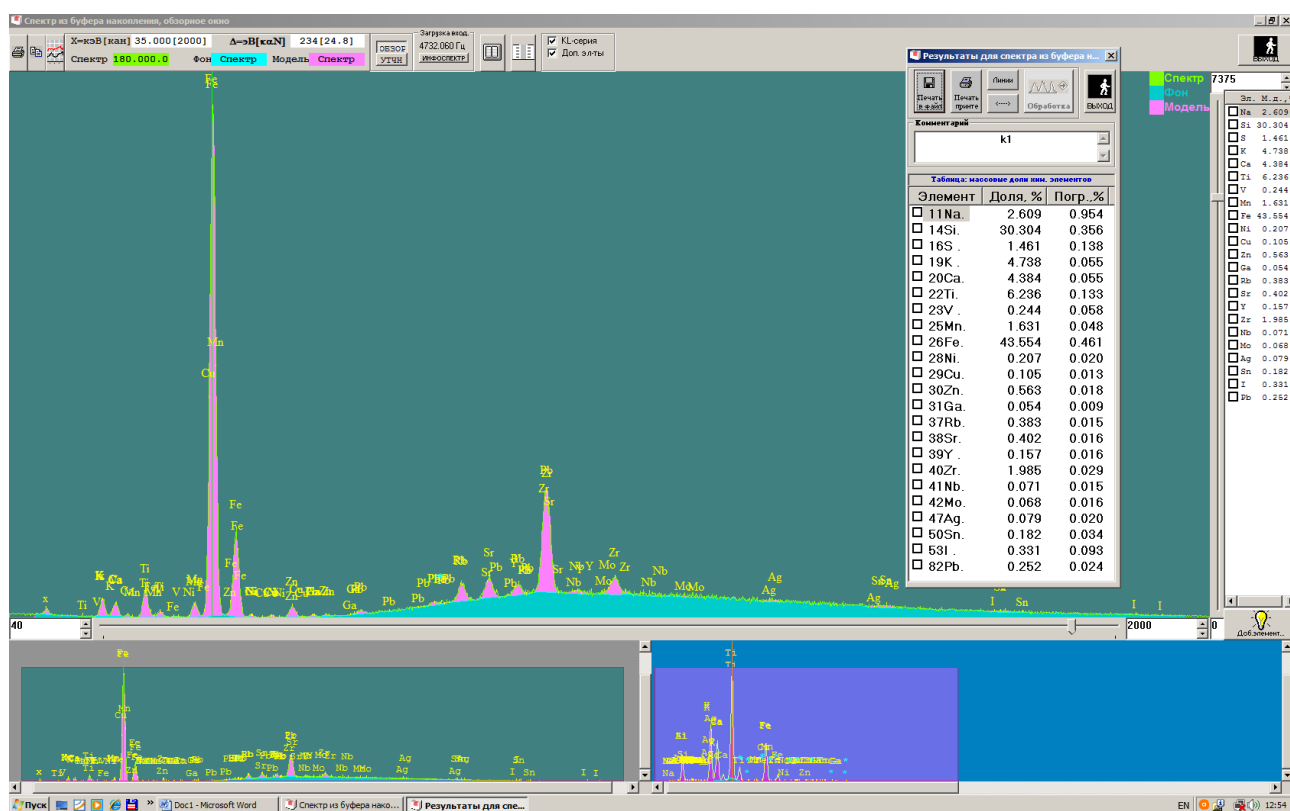


Рис. 21. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка контролю № 1.

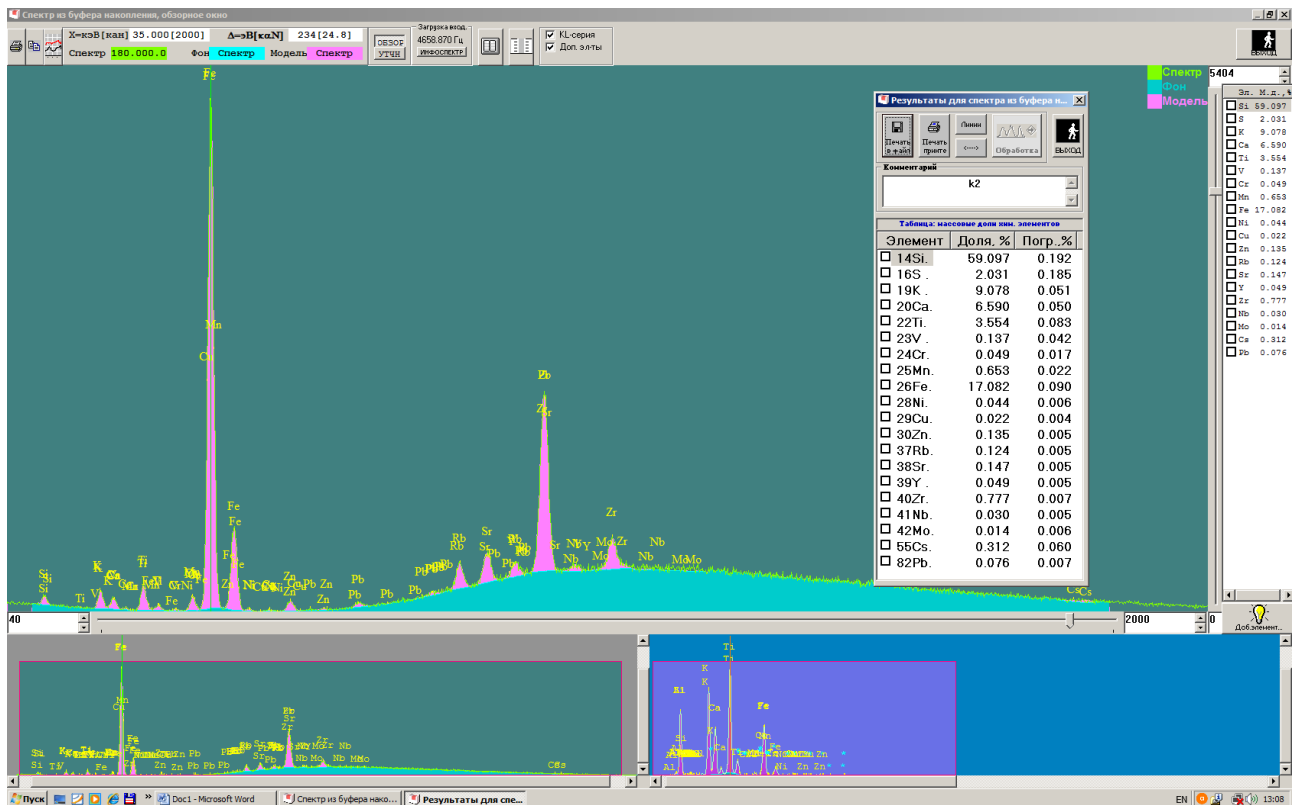


Рис. 22. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка контролю № 2.

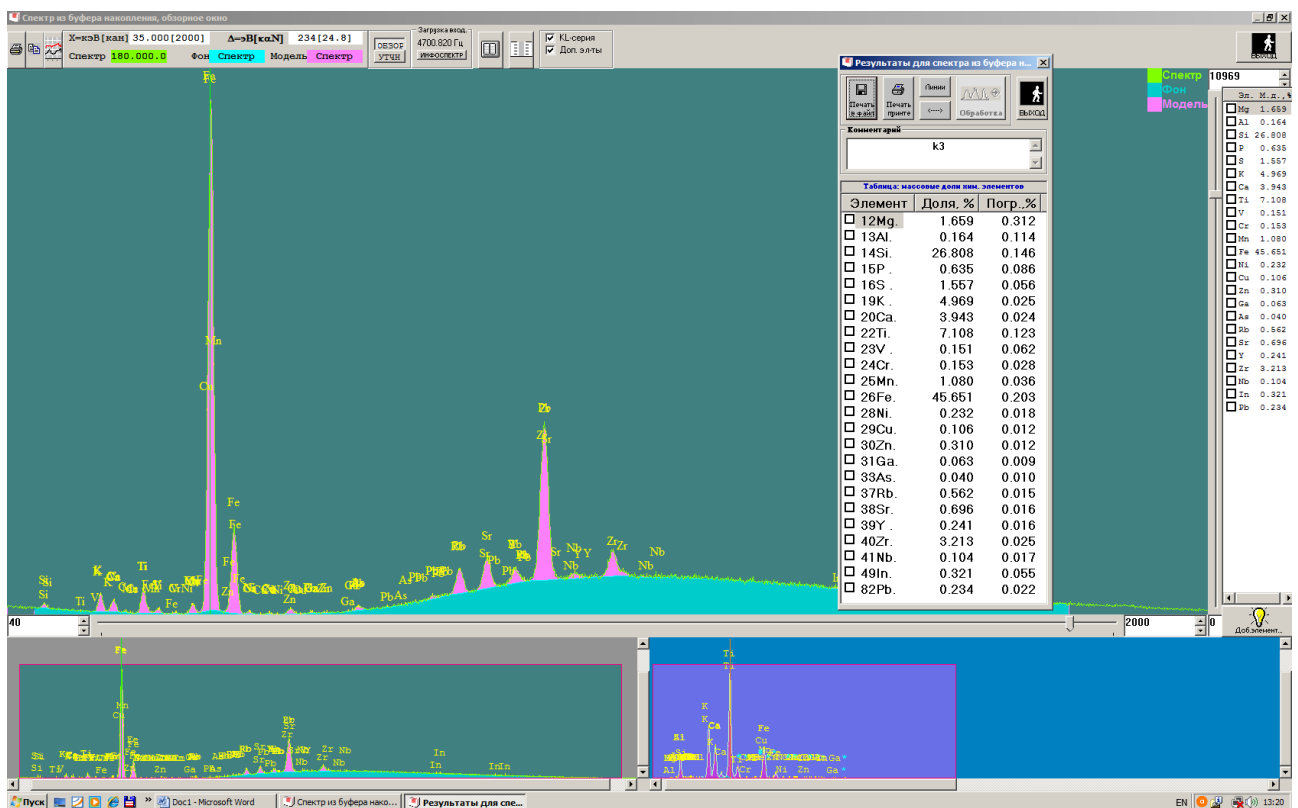


Рис. 23. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка контролю № 3.

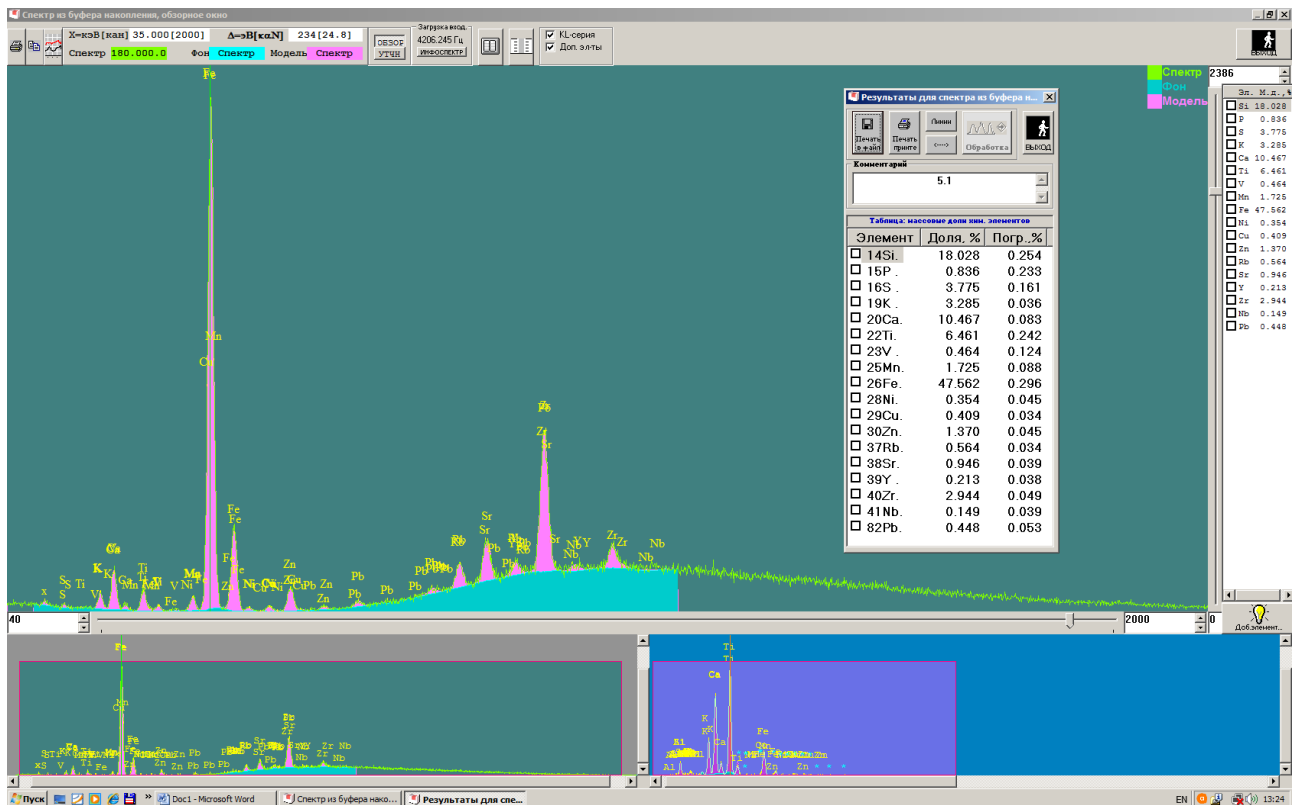


Рис. 24. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка субстрату № 5.1.

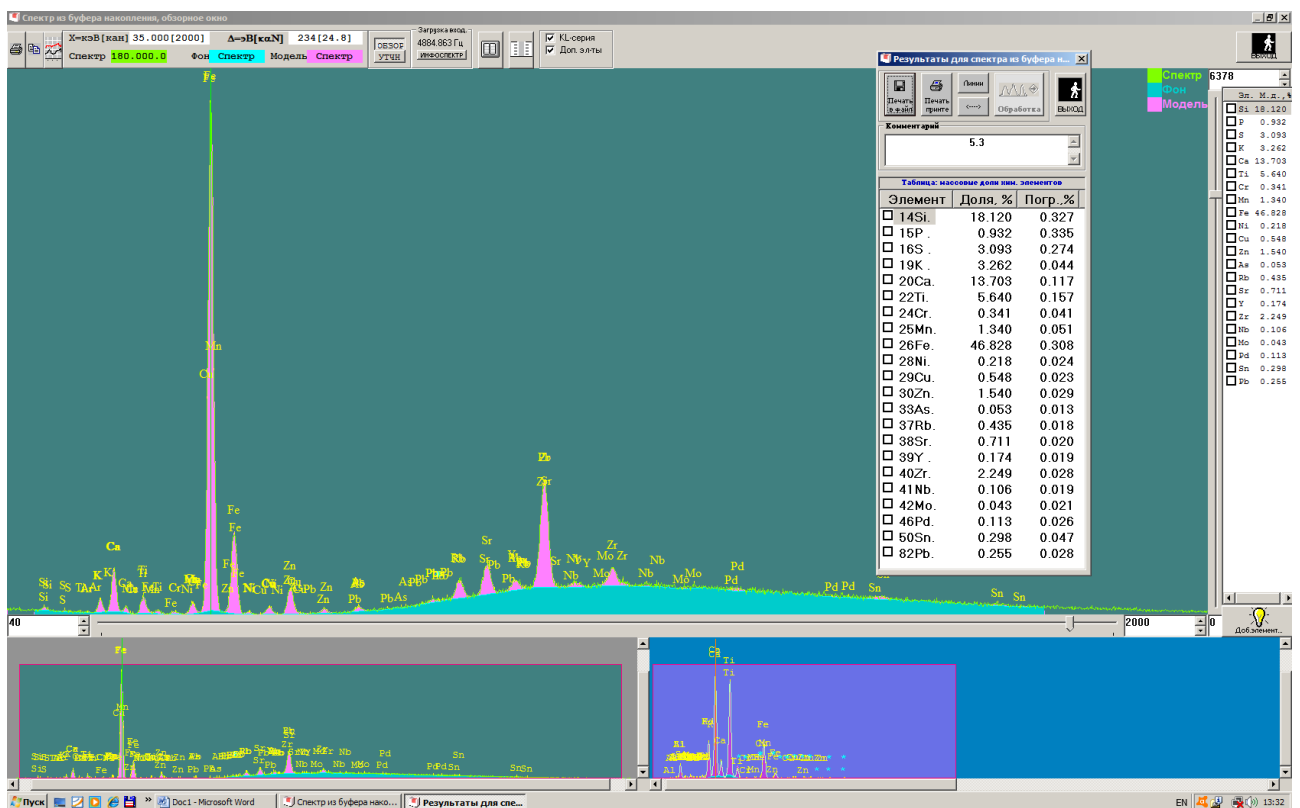


Рис. 25. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка субстрату № 5.3.

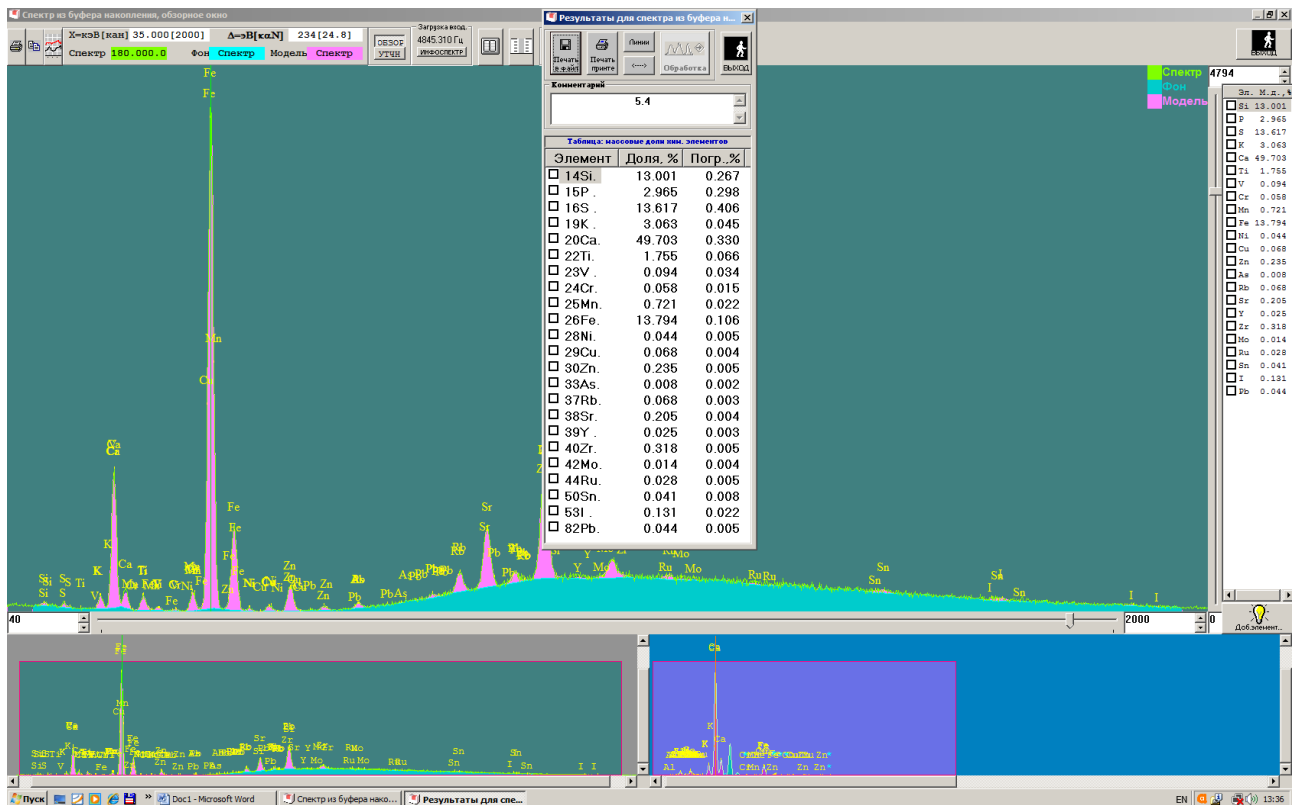


Рис. 26. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка субстрату № 5.4.

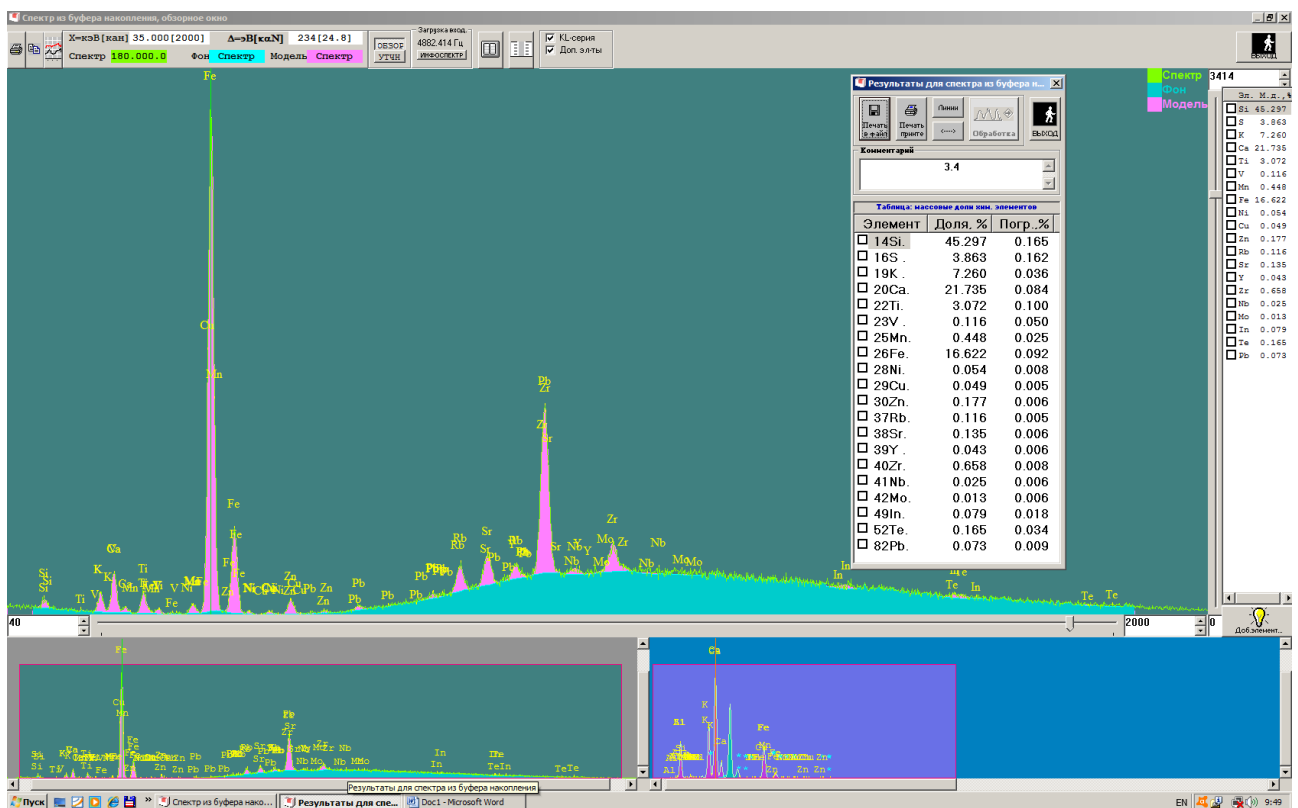


Рис. 27. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка субстрату № 3.4.

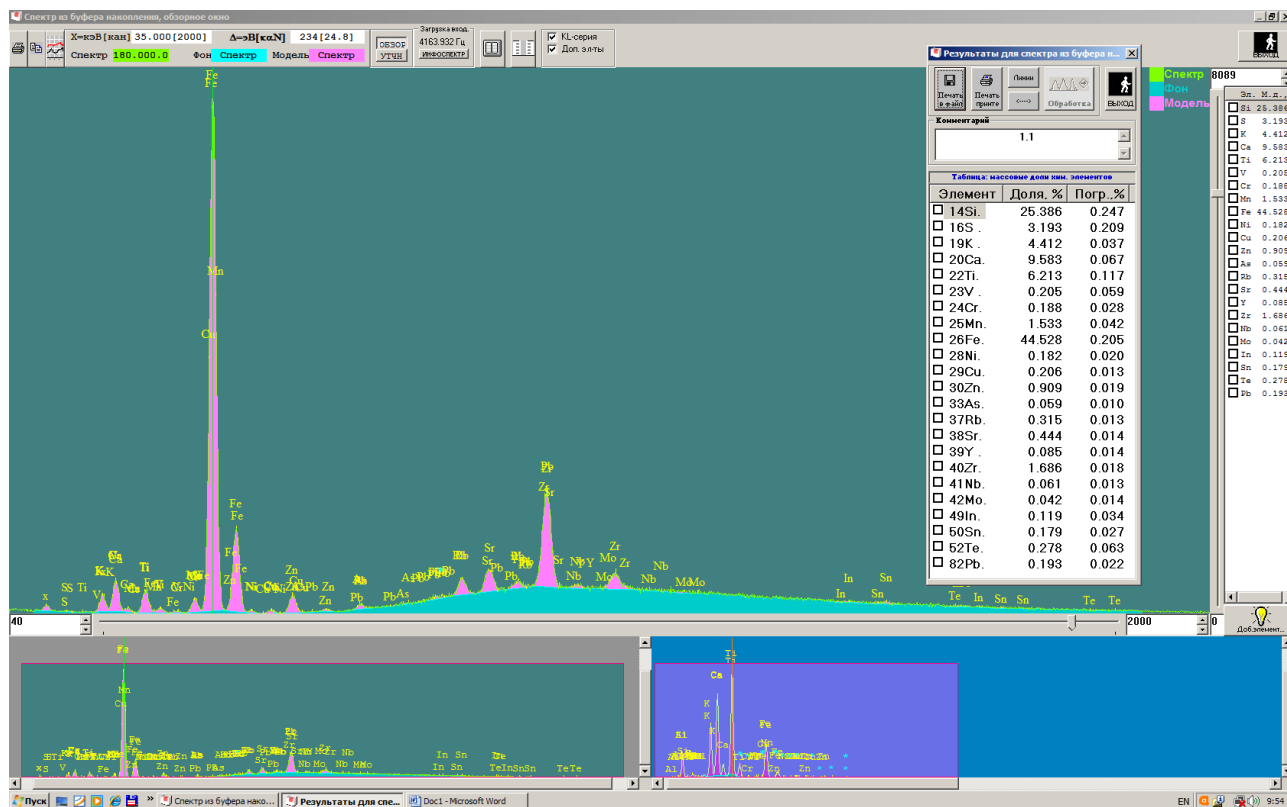


Рис. 28. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка субстрату № 1.1.

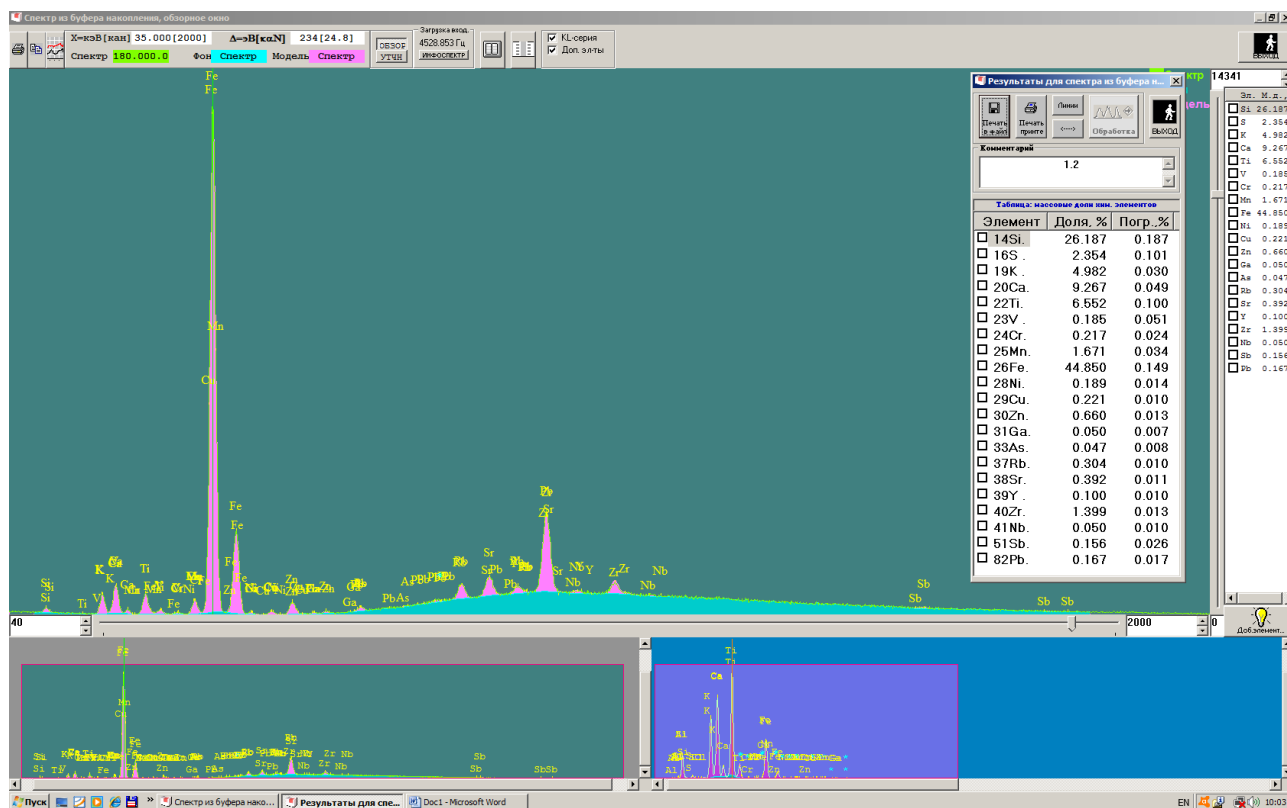


Рис. 29. Результаты дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка субстрату № 1.2.

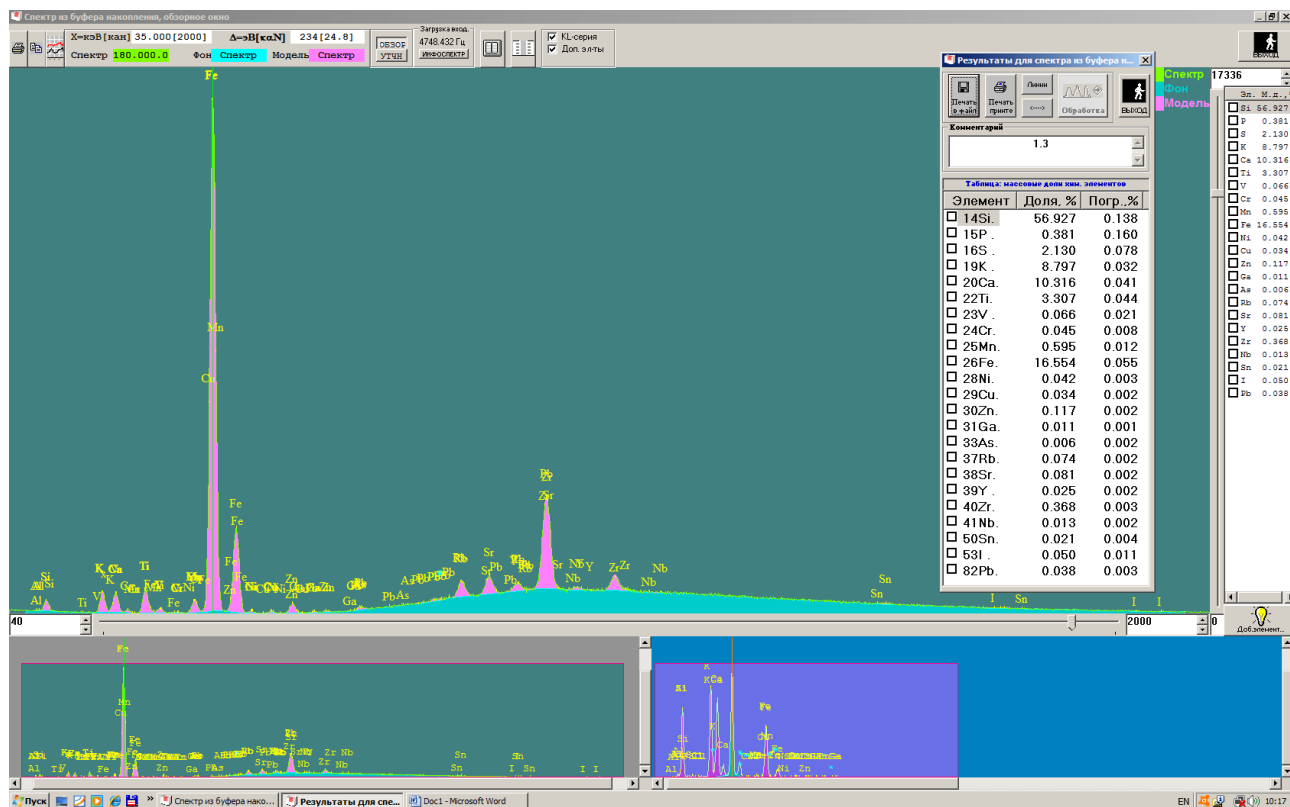


Рис. 30. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка субстрату № 1.3.

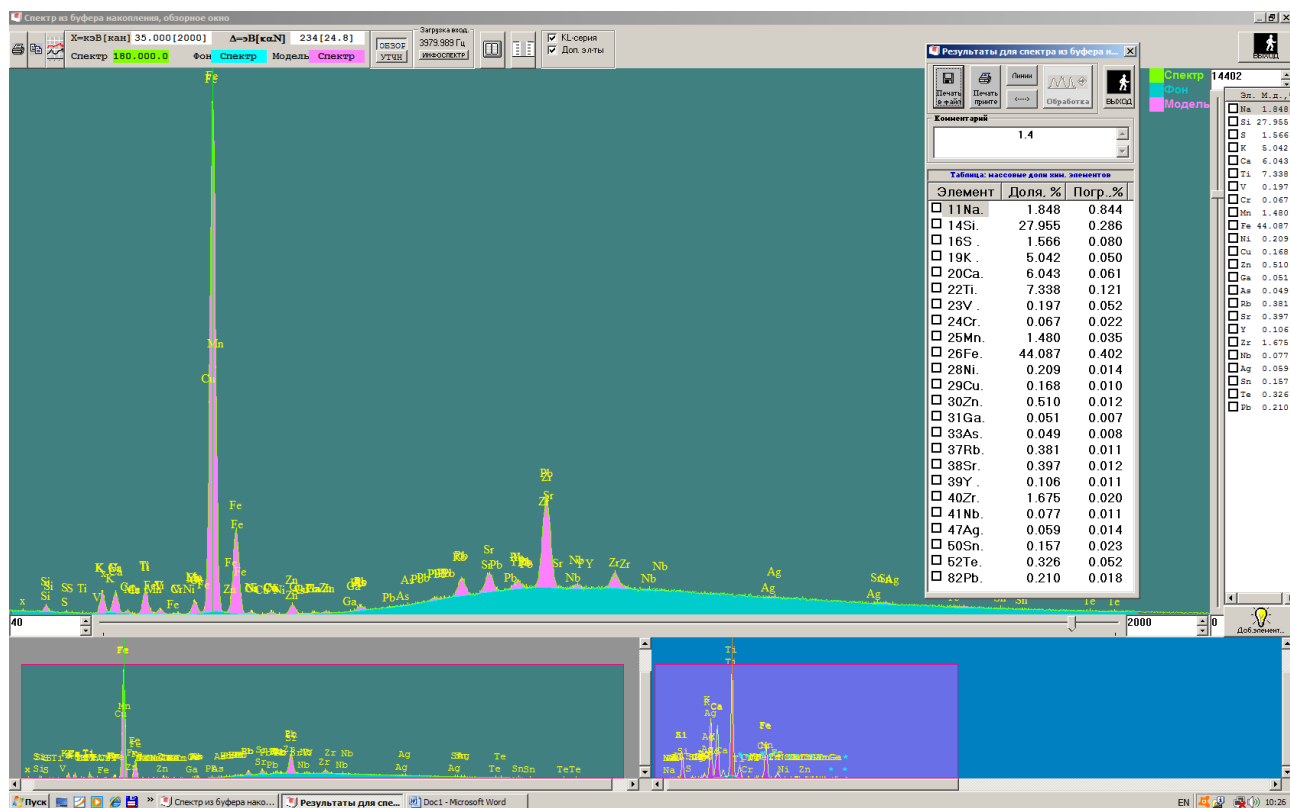


Рис. 31. Результати дослідження за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L зразка субстрату № 1.4.

Таблиця 1

Результати аналізу у всіх субстратах з вмістом сорбенту 0 % на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L

	1.1	2.1	3.1	4.1	5.1	к1
11Na	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,609±0,954
12Mg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
13Al	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14Si	25,386±0,247	38,737±0,308	54,652±0,283	20,917±0,167	18,028±0,254	30,304±0,356
15P	0,00	0,00	0,00	0,313±0,147	0,836±0,233	0,00
16S	3,193±0,209	2,806±0,185	3,169±0,230	4,204±0,146	3,775±0,161	1,461±0,138
17Cl	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
19K	4,412±0,037	6,630±0,061	8,958±0,080	3,880±0,025	3,285±0,036	4,738±0,055
20Ca	9,583±0,067	7,069±0,074	8,353±0,090	16,268±0,076	10,467±0,083	4,384±0,055
21Sc	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22Ti	6,213±0,117	6,322±0,194	3,781±0,067	5,937±0,158	6,461±0,242	6,236±0,133
23V	0,205±0,059	0,216±0,094	0,080±0,032	0,233±0,082	0,464±0,124	0,244±0,058
24Cr	0,188±0,028	0,00	0,074±0,013	0,175±0,040	0,00	0,00
25Mn	1,533±0,042	1,083±0,055	0,702±0,018	1,319±0,056	1,725±0,088	1,631±0,048
26Fe	44,528±0,205	33,201±0,221	18,101±0,117	40,941±0,181	47,562±0,296	43,554±0,461
28Ni	0,182±0,020	0,125±0,021	0,055±0,005	0,00	0,354±0,045	0,207±0,020
29Cu	0,206±0,013	0,109±0,014	0,027±0,003	0,302±0,019	0,409±0,034	0,105±0,013
30Zn	0,909±0,019	1,018±0,026	0,209±0,004	1,231±0,025	1,370±0,045	0,563±0,018
31Ga	0,00	0,00	0,014±0,002	0,00	0,00	0,054±0,009
33As	0,059±0,010	0,00	0,006±0,003	0,00	0,00	0,00
37Rb	0,315±0,013	0,291±0,016	0,135±0,004	0,333±0,017	0,564±0,034	0,383±0,015
38Sr	0,444±0,014	0,385±0,017	0,146±0,004	0,777±0,020	0,946±0,039	0,402±0,016
39Y	0,085±0,014	0,108±0,016	0,041±0,004	0,137±0,019	0,213±0,038	0,157±0,016
40Zr	1,686±0,018	1,583±0,023	0,749±0,007	2,227±0,025	2,944±0,049	1,985±0,029
41Nb	0,061±0,013	0,078±0,016	0,024±0,004	0,102±0,019	0,149±0,039	0,071±0,015
42Mo	0,042±0,014	0,00	0,00	0,045±0,021	0,00	0,068±0,016
44Ru	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
45Rh	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
46Pd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
47Ag	0,00	0,00	0,028±0,006	0,00	0,00	0,079±0,020
48Cd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
49In	0,119±0,034	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
50Sn	0,179±0,027	0,00	0,077±0,010	0,301±0,046	0,00	0,182±0,034
51Sb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
52Te	0,278±0,063	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
53I	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,331±0,093
55Cs	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
56Ba	0,00	0,00	0,562±0,066	0,00	0,00	0,00
82Pb	0,193±0,022	0,240±0,024	0,059±0,006	0,358±0,027	0,448±0,053	0,252±0,024

Таблиця 2

Результати аналізу у всіх субстратах з вмістом сорбенту 5 % на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L

	1.2	2.2	3.2	4.2	5.2	κ2
11Na	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12Mg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
13Al	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14Si	26,187±0,187	22,339±0,336	38,605±0,347	56,873±0,142	33,142±0,237	59,097±0,192
15P	0,00	0,830±0,277	0,00	0,00	1,480±0,216	0,00
16S	2,354±0,101	1,950±0,247	3,815±0,385	2,753±0,139	3,198±0,126	2,031±0,185
17Cl	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
19K	4,982±0,030	4,549±0,053	10,542±0,096	9,110±0,037	4,246±0,035	9,078±0,051
20Ca	9,267±0,049	7,190±0,080	10,268±0,111	8,783±0,042	14,854±0,091	6,590±0,050
21Sc	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22Ti	6,552±0,100	6,559±0,243	5,102±0,115	3,019±0,060	5,316±0,204	3,554±0,083
23V	0,185±0,051	0,289±0,125	0,176±0,058	0,095±0,030	0,00	0,137±0,042
24Cr	0,217±0,024	0,00	0,081±0,024	0,00	0,00	0,049±0,017
25Mn	1,671±0,034	1,386±0,079	0,788±0,030	0,518±0,016	1,462±0,070	0,653±0,022
26Fe	44,850±0,149	48,043±0,341	27,448±0,197	16,465±0,064	32,369±0,211	17,082±0,090
28Ni	0,189±0,014	0,00	0,092±0,011	0,048±0,005	0,00	0,044±0,006
29Cu	0,221±0,010	0,259±0,030	0,051±0,007	0,025±0,003	0,283±0,021	0,022±0,004
30Zn	0,660±0,013	1,222±0,041	0,253±0,009	0,532±0,006	1,107±0,031	0,135±0,005
31Ga	0,050±0,007	0,00	0,024±0,005	0,00	0,00	0,00
33As	0,047±0,008	0,00	0,023±0,006	0,00	0,00	0,00
37Rb	0,304±0,010	0,510±0,030	0,252±0,009	0,120±0,003	0,209±0,017	0,124±0,005
38Sr	0,392±0,011	1,043±0,035	0,256±0,010	0,130±0,004	0,392±0,019	0,147±0,005
39Y	0,100±0,010	0,248±0,034	0,085±0,010	0,052±0,004	0,112±0,018	0,049±0,005
40Zr	1,399±0,013	2,734±0,045	1,402±0,015	0,795±0,006	1,305±0,024	0,777±0,007
41Nb	0,050±0,010	0,164±0,034	0,055±0,009	0,022±0,004	0,00	0,030±0,005
42Mo	0,00	0,092±0,036	0,043±0,010	0,015±0,004	0,00	0,014±0,006
44Ru	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
45Rh	0,00	0,176±0,044	0,050±0,012	0,00	0,00	0,00
46Pd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
47Ag	0,00	0,00	0,00	0,027±0,006	0,00	0,00
48Cd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
49In	0,00	0,00	0,00	0,00	0,292±0,053	0,00
50Sn	0,00	0,00	0,147±0,024	0,00	0,00	0,00
51Sb	0,156±0,026	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
52Te	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
53I	0,00	0,00	0,330±0,068	0,00	0,00	0,00
55Cs	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,312±0,060
56Ba	0,00	0,00	0,00	0,542±0,065	0,00	0,00
82Pb	0,167±0,017	0,418±0,046	0,111±0,014	0,077±0,005	0,232±0,025	0,076±0,007

Таблиця 3

Результати аналізу у всіх субстратах з вмістом сорбенту 10 % на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L

	1.3	2.3	3.3	4.3	5.3	к3
11Na	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12Mg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,659±0,312
13Al	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,164±0,114
14Si	56,927±0,138	22,260±0,209	21,099±0,190	14,390±0,175	18,120±0,327	26,808±0,146
15P	0,381±0,160	0,373±0,170	0,00	0,989±0,177	0,932±0,335	0,635±0,086
16S	2,130±0,078	3,466±0,111	3,921±0,119	7,399±0,203	3,093±0,274	1,557±0,056
17Cl	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
19K	8,797±0,032	3,997±0,033	3,957±0,028	2,474±0,023	3,262±0,044	4,969±0,025
20Ca	10,316±0,041	11,064±0,078	7,790±0,048	20,739±0,096	13,703±0,117	3,943±0,024
21Sc	0,00	0,00	0,379±0,164	0,00	0,00	0,00
22Ti	3,307±0,044	6,794±0,308	8,446±0,155	4,674±0,102	5,640±0,157	7,108±0,123
23V	0,066±0,021	0,404±0,158	0,312±0,081	0,164±0,053	0,00	0,151±0,062
24Cr	0,045±0,008	0,00	0,105±0,036	0,161±0,026	0,341±0,041	0,153±0,028
25Mn	0,595±0,012	0,971±0,089	1,798±0,051	5,507±0,061	1,340±0,051	1,080±0,036
26Fe	16,554±0,055	44,481±0,294	47,555±0,197	37,976±0,162	46,828±0,308	45,651±0,203
28Ni	0,042±0,003	0,233±0,045	0,418±0,026	0,266±0,015	0,218±0,024	0,232±0,018
29Cu	0,034±0,002	0,355±0,037	0,168±0,015	0,333±0,012	0,548±0,023	0,106±0,012
30Zn	0,117±0,002	1,427±0,054	0,856±0,021	1,597±0,020	1,540±0,029	0,310±0,012
31Ga	0,011±0,001	0,00	0,00	0,00	0,00	0,063±0,009
33As	0,006±0,002	0,149±0,023	0,00	0,00	0,053±0,013	0,040±0,010
37Rb	0,074±0,002	0,473±0,034	0,365±0,017	0,320±0,011	0,435±0,018	0,562±0,015
38Sr	0,081±0,002	0,694±0,040	0,441±0,018	0,594±0,012	0,711±0,020	0,696±0,016
39Y	0,025±0,002	0,196±0,037	0,132±0,018	0,113±0,012	0,174±0,019	0,241±0,016
40Zr	0,368±0,003	2,526±0,049	1,813±0,022	1,733±0,016	2,249±0,028	3,213±0,025
41Nb	0,013±0,002	0,138±0,036	0,078±0,017	0,075±0,012	0,106±0,019	0,104±0,017
42Mo	0,00	0,00	0,00	0,036±0,013	0,043±0,021	0,00
44Ru	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
45Rh	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
46Pd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,113±0,026	0,00
47Ag	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
48Cd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
49In	0,00	0,00	0,00	0,192±0,037	0,00	0,321±0,055
50Sn	0,021±0,004	0,00	0,00	0,00	0,298±0,047	0,00
51Sb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
52Te	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
53I	0,050±0,011	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
55Cs	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
56Ba	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
82Pb	0,038±0,003	0,00	0,368±0,028	0,271±0,017	0,255±0,028	0,234±0,022

Таблиця 4

Результати аналізу у всіх субстратах з вмістом сорбенту 15 % на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L

	1.4	2.4	3.4	4.4	5.4	κ4
11Na	1,848±0,844	0,00	0,00	0,00	0,00	2,225±0,685
12Mg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,818±0,351
13Al	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14Si	27,955±0,286	38,790±0,296	45,297±0,165	23,999±0,279	13,001±0,267	10,849±0,137
15P	0,00	0,00	0,00	1,493±0,300	2,965±0,298	0,369±0,086
16S	1,566±0,080	3,302±0,189	3,863±0,162	8,865±0,217	13,617±0,406	1,823±0,068
17Cl	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
19K	5,042±0,050	5,030±0,051	7,260±0,036	5,549±0,055	3,063±0,045	1,590±0,018
20Ca	6,043±0,061	7,330±0,072	21,735±0,084	35,539±0,213	49,703±0,330	1,225±0,016
21Sc	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22Ti	7,338±0,121	5,929±0,111	3,072±0,100	2,465±0,119	1,755±0,066	9,281±0,297
23V	0,197±0,052	0,128±0,054	0,116±0,050	0,00	0,094±0,034	0,00
24Cr	0,067±0,022	0,061±0,023	0,00	0,00	0,058±0,015	0,00
25Mn	1,480±0,035	1,117±0,031	0,448±0,025	0,644±0,036	0,721±0,022	1,965±0,107
26Fe	44,087±0,402	32,958±0,190	16,622±0,092	19,495±0,145	13,794±0,106	60,249±0,549
28Ni	0,209±0,014	0,146±0,012	0,054±0,008	0,044±0,011	0,044±0,005	0,643±0,067
29Cu	0,168±0,010	0,110±0,008	0,049±0,005	0,114±0,009	0,068±0,004	0,00
30Zn	0,510±0,012	0,632±0,012	0,177±0,006	0,576±0,014	0,235±0,005	0,514±0,038
31Ga	0,051±0,007	0,021±0,006	0,00	0,00	0,00	0,00
33As	0,049±0,008	0,00	0,00	0,00	0,008±0,002	0,00
37Rb	0,381±0,011	0,317±0,009	0,116±0,005	0,114±0,007	0,068±0,003	0,759±0,042
38Sr	0,397±0,012	0,324±0,010	0,135±0,006	0,239±0,008	0,205±0,004	0,914±0,046
39Y	0,106±0,011	0,120±0,010	0,043±0,006	0,043±0,008	0,025±0,003	0,318±0,047
40Zr	1,675±0,020	1,755±0,016	0,658±0,008	0,615±0,010	0,318±0,005	4,648±0,075
41Nb	0,077±0,011	0,063±0,010	0,025±0,006	0,00	0,00	0,216±0,048
42Mo	0,00	0,00	0,013±0,006	0,00	0,014±0,004	0,00
44Ru	0,00	0,00	0,00	0,00	0,028±0,005	0,00
45Rh	0,00	0,053±0,013	0,00	0,00	0,00	0,00
46Pd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
47Ag	0,059±0,014	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
48Cd	0,00	0,00	0,00	0,095±0,019	0,00	0,00
49In	0,00	0,00	0,079±0,018	0,00	0,00	0,00
50Sn	0,157±0,023	0,186±0,025	0,00	0,00	0,041±0,008	0,00
51Sb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
52Te	0,326±0,052	0,00	0,165±0,034	0,00	0,00	0,00
53I	0,00	0,00	0,00	0,00	0,131±0,022	0,00
55Cs	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
56Ba	0,00	1,410±0,169	0,00	0,00	0,00	0,00
82Pb	0,00	0,217±0,014	0,073±0,009	0,111±0,011	0,044±0,005	0,594±0,066

Таблиця 5

Результати аналізу у рослинах вирощених на субстратах з вмістом сорбенту
0 % на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L

	1.1	2.1	3.1	4.1	5.1	κ1
11Na	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00
12Mg	0,00	2,421±0,583	-	0,00	-	0,00
13Al	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00
14Si	31,242±0,156	7,761±0,114	-	8,395±0,103	-	10,511±0,155
15P	2,485±0,173	2,336±0,127	-	5,150±0,138	-	1,825±0,174
16S	4,450±0,158	5,084±0,087	-	5,744±0,146	-	4,140±0,114
17Cl	0,00	2,564±0,055	-	1,750±0,052	-	6,725±0,100
19K	16,918±0,066	13,412±0,091	-	11,013±0,041	-	18,646±0,078
20Ca	30,583±0,111	55,991±0,357	-	55,254±0,147	-	47,133±0,159
21Sc	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00
22Ti	1,984±0,068	1,454±0,035	-	2,312±0,047	-	1,622±0,049
23V	0,119±0,036	0,046±0,017	-	0,450±0,030	-	0,096±0,025
24Cr	0,054±0,016	0,016±0,007	-	0,00	-	0,00
25Mn	0,543±0,021	1,226±0,017	-	0,686±0,013	-	0,559±0,015
26Fe	10,492±0,061	6,820±0,050	-	7,613±0,033	-	7,867±0,043
28Ni	0,120±0,006	0,078±0,003	-	0,056±0,003	-	0,039±0,003
29Cu	0,069±0,004	0,038±0,002	-	0,146±0,003	-	0,027±0,002
30Zn	0,121±0,004	0,322±0,004	-	0,278±0,003	-	0,219±0,004
31Ga	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00
33As	0,00	0,004±0,001	-	0,004±0,001	-	0,013±0,001
34Se	0,00	0,00	-	0,00	-	0,007±0,001
35Br	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00
37Rb	0,093±0,004	0,044±0,001	-	0,028±0,001	-	0,136±0,002
38Sr	0,121±0,004	0,131±0,002	-	0,145±0,002	-	0,168±0,003
39Y	0,035±0,004	0,012±0,001	-	0,009±0,001	-	0,020±0,002
40Zr	0,420±0,005	0,181±0,002	-	0,146±0,002	-	0,186±0,003
41Nb	0,022±0,004	0,008±0,001	-	0,006±0,001	-	0,011±0,002
42Mo	0,015±0,004	0,00	-	0,006±0,001	-	0,00
44Ru	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00
45Rh	0,00	0,00	-	0,00	-	0,013±0,003
46Pd	0,00	0,007±0,002	-	0,00	-	0,00
47Ag	0,00	0,00	-	0,008±0,002	-	0,00
48Cd	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00
49In	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00
50Sn	0,052±0,008	0,021±0,003	-	0,00	-	0,037±0,006
51Sb	0,00	0,00	-	0,020±0,003	-	0,00
52Te	0,00	0,00	-	0,042±0,006	-	0,00
53I	0,00	0,00	-	0,041±0,007	-	0,00
55Cs	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00
56Ba	0,00	0,00	-	0,666±0,022	-	0,00
79Au	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00
82Pb	0,060±0,006	0,021±0,002	-	0,031±0,002	-	0,00

Таблиця 6

Результати аналізу у рослинах вирощених на субстратах з вмістом сорбенту
5 % на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L

	1.2	2.2	3.2	4.2	5.2	κ2
11Na	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12Mg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
13Al	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14Si	17,765±0,313	45,320±0,181	4,275±0,283	2,694±0,111	6,164±0,205	3,457±0,099
15P	1,777±0,347	0,00	3,043±0,370	2,888±0,159	4,069±0,259	3,680±0,140
16S	4,339±0,360	0,474±0,205	3,491±0,244	4,791±0,196	4,755±0,169	4,224±0,090
17Cl	3,156±0,145	3,326±0,113	13,160±0,282	8,624±0,107	8,770±0,160	10,106±0,092
19K	30,486±0,228	19,575±0,081	25,039±0,217	25,555±0,102	14,704±0,098	14,927±0,055
20Ca	35,211±0,271	14,483±0,075	46,279±0,347	52,447±0,180	53,448±0,252	59,439±0,147
21Sc	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22Ti	0,760±0,031	2,485±0,065	0,513±0,051	0,159±0,017	0,811±0,057	0,455±0,038
23V	0,046±0,016	0,088±0,033	0,00	0,029±0,009	0,00	0,00
24Cr	0,025±0,007	0,053±0,013	0,00	0,00	0,00	0,00
25Mn	0,424±0,011	0,419±0,016	0,556±0,024	0,626±0,011	0,577±0,023	0,417±0,016
26Fe	5,256±0,043	12,097±0,064	3,112±0,046	1,501±0,013	5,905±0,055	2,798±0,030
28Ni	0,086±0,003	0,067±0,004	0,064±0,005	0,041±0,002	0,041±0,004	0,021±0,003
29Cu	0,073±0,002	0,021±0,003	0,038±0,004	0,048±0,002	0,068±0,004	0,036±0,003
30Zn	0,110±0,002	0,079±0,003	0,205±0,006	0,383±0,003	0,376±0,007	0,197±0,004
31Ga	0,00	0,011±0,002	0,00	0,00	0,00	0,00
33As	0,006±0,001	0,00	0,00	0,00	0,00	0,007±0,001
34Se	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
35Br	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
37Rb	0,129±0,002	0,117±0,003	0,053±0,003	0,062±0,001	0,038±0,003	0,023±0,002
38Sr	0,087±0,002	0,194±0,004	0,061±0,003	0,089±0,001	0,103±0,003	0,099±0,002
39Y	0,013±0,002	0,032±0,003	0,007±0,003	0,002±0,001	0,010±0,003	0,005±0,002
40Zr	0,181±0,002	0,338±0,004	0,069±0,003	0,016±0,001	0,129±0,003	0,101±0,002
41Nb	0,007±0,002	0,015±0,003	0,00	0,004±0,001	0,00	0,007±0,002
42Mo	0,006±0,002	0,00	0,00	0,005±0,001	0,00	0,00
44Ru	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
45Rh	0,00	0,00	0,00	0,005±0,001	0,00	0,00
46Pd	0,009±0,002	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
47Ag	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
48Cd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
49In	0,00	0,056±0,010	0,00	0,00	0,00	0,00
50Sn	0,00	0,00	0,00	0,011±0,002	0,00	0,00
51Sb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
52Te	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
53I	0,00	0,114±0,023	0,00	0,00	0,00	0,00
55Cs	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
56Ba	0,00	0,586±0,059	0,00	0,00	0,00	0,00
79Au	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
82Pb	0,049±0,003	0,051±0,005	0,034±0,004	0,019±0,002	0,032±0,004	0,00

Таблиця 7

Результати аналізу у рослинах вирощених на субстратах з вмістом сорбенту
10 % на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L

	1.3	2.3	3.3	4.3	5.3	к3
11Na	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12Mg	0,00	0,00	3,757±0,863	2,522±0,560	0,00	0,00
13Al	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14Si	13,517±0,158	7,165±0,209	2,169±0,123	2,852±0,079	4,609±0,372	8,162±0,300
15P	1,331±0,176	1,769±0,268	2,380±0,177	3,055±0,114	2,828±0,495	2,212±0,329
16S	4,130±0,190	3,695±0,170	4,272±0,124	4,720±0,080	4,517±0,316	5,902±0,249
17Cl	5,884±0,096	7,719±0,151	6,884±0,124	12,743±0,109	9,125±0,313	13,834±0,257
19K	32,358±0,128	28,463±0,154	13,578±0,138	23,600±0,148	18,296±0,217	28,211±0,214
20Ca	26,378±0,121	43,985±0,223	64,645±0,610	47,112±0,289	54,944±0,483	32,118±0,260
21Sc	0,185±0,080	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22Ti	1,848±0,051	1,085±0,046	0,174±0,015	0,280±0,015	0,544±0,029	1,204±0,045
23V	0,063±0,026	0,046±0,022	0,00	0,034±0,008	0,030±0,015	0,053±0,022
24Cr	0,049±0,011	0,00	0,00	0,020±0,004	0,00	0,00
25Mn	0,609±0,016	0,515±0,016	0,597±0,012	0,566±0,009	0,651±0,014	0,903±0,019
26Fe	12,524±0,061	4,839±0,039	1,090±0,015	1,964±0,016	3,756±0,040	6,551±0,055
28Ni	0,099±0,004	0,108±0,004	0,044±0,002	0,031±0,001	0,027±0,002	0,055±0,003
29Cu	0,027±0,002	0,101±0,004	0,038±0,001	0,037±0,001	0,047±0,002	0,050±0,003
30Zn	0,163±0,003	0,228±0,004	0,192±0,003	0,238±0,002	0,306±0,004	0,357±0,005
31Ga	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
33As	0,010±0,002	0,009±0,002	0,00	0,00	0,00	0,00
34Se	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
35Br	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
37Rb	0,190±0,003	0,075±0,002	0,032±0,001	0,057±0,001	0,066±0,002	0,088±0,002
38Sr	0,100±0,003	0,072±0,002	0,084±0,001	0,089±0,001	0,100±0,002	0,089±0,002
39Y	0,022±0,003	0,010±0,002	0,002±0,001	0,003±0,001	0,010±0,002	0,009±0,002
40Zr	0,366±0,004	0,080±0,002	0,027±0,001	0,041±0,001	0,119±0,002	0,135±0,002
41Nb	0,012±0,003	0,00	0,003±0,001	0,00	0,00	0,008±0,002
42Mo	0,010±0,003	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
44Ru	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
45Rh	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
46Pd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
47Ag	0,019±0,004	0,00	0,00	0,00	0,00	0,011±0,002
48Cd	0,036±0,007	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
49In	0,034±0,008	0,00	0,013±0,002	0,00	0,00	0,00
50Sn	0,00	0,00	0,00	0,009±0,001	0,00	0,021±0,004
51Sb	0,00	0,00	0,00	0,012±0,002	0,00	0,00
52Te	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
53I	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
55Cs	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
56Ba	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
79Au	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
82Pb	0,035±0,004	0,035±0,004	0,018±0,002	0,016±0,001	0,025±0,002	0,026±0,003

Таблиця 8

Результати аналізу у рослинах вирощених на субстратах з вмістом сорбенту
15 % на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L

	1.4	2.4	3.4	4.4	5.4	κ4
11Na	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12Mg	0,00	0,00	6,758±1,194	2,374±0,575	0,00	0,00
13Al	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14Si	16,202±0,264	9,311±0,140	4,551±0,209	3,188±0,085	6,332±0,106	15,331±0,108
15P	0,00	2,732±0,167	1,110±0,277	2,763±0,115	3,207±0,146	3,221±0,121
16S	3,196±0,310	3,840±0,111	9,939±0,260	5,096±0,083	5,258±0,098	4,657±0,077
17Cl	3,766±0,129	8,748±0,103	8,821±0,219	7,791±0,083	8,836±0,087	16,618±0,090
19K	41,428±0,219	23,159±0,085	14,163±0,207	18,400±0,120	19,667±0,064	24,069±0,067
20Ca	19,005±0,162	42,082±0,139	51,140±0,706	56,490±0,352	45,514±0,125	27,826±0,081
21Sc	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22Ti	2,158±0,054	1,438±0,038	0,480±0,048	0,309±0,017	1,170±0,053	1,092±0,052
23V	0,00	0,00	0,00	0,00	0,085±0,026	0,00
24Cr	0,047±0,011	0,00	0,00	0,017±0,004	0,00	0,00
25Mn	0,463±0,015	0,528±0,012	0,326±0,018	0,627±0,010	0,634±0,019	0,711±0,022
26Fe	12,596±0,077	7,466±0,037	2,135±0,042	2,343±0,020	8,605±0,049	5,744±0,044
28Ni	0,109±0,005	0,091±0,003	0,157±0,007	0,036±0,002	0,071±0,004	0,033±0,004
29Cu	0,067±0,003	0,046±0,002	0,024±0,003	0,055±0,002	0,041±0,003	0,037±0,003
30Zn	0,192±0,004	0,241±0,003	0,095±0,004	0,299±0,003	0,225±0,005	0,236±0,005
31Ga	0,008±0,002	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
33As	0,008±0,002	0,012±0,001	0,010±0,003	0,009±0,001	0,00	0,011±0,002
34Se	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
35Br	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,206±0,003
37Rb	0,212±0,003	0,088±0,002	0,070±0,003	0,059±0,001	0,069±0,003	0,057±0,003
38Sr	0,092±0,003	0,077±0,002	0,051±0,003	0,067±0,001	0,074±0,003	0,054±0,002
39Y	0,025±0,003	0,009±0,002	0,015±0,003	0,005±0,001	0,013±0,003	0,007±0,002
40Zr	0,303±0,004	0,106±0,002	0,102±0,003	0,044±0,001	0,159±0,003	0,084±0,002
41Nb	0,00	0,006±0,002	0,00	0,003±0,001	0,00	0,008±0,002
42Mo	0,007±0,003	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
44Ru	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
45Rh	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
46Pd	0,015±0,003	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
47Ag	0,00	0,00	0,00	0,004±0,001	0,00	0,00
48Cd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
49In	0,044±0,008	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
50Sn	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
51Sb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
52Te	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
53I	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
55Cs	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
56Ba	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
79Au	0,00	0,00	0,00	0,013±0,001	0,00	0,00
82Pb	0,058±0,005	0,018±0,003	0,054±0,005	0,006±0,002	0,042±0,004	0,00

Додаток Г

Виробничі впровадження, використання та апробації науково-методичних основ екологічно безпечних технологій утилізації органічних відходів

1

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

Бота О.

« 09 » _____ 2022р.

АКТ

передачі матеріалів дисертаційної роботи Тимчука І. «Науково-методологічні основи біологічної рекультивациі та ремедіациі із використанням техногенних органовмісних відходів» для використання при розробці проєктів рекультивациі та ремедіациі техногенних об'єктів.

Цим актом стверджується, що Тимчуком І. передано ТзОВ «Компанія «Центр ЛТД»» результати його дисертаційної роботи «Науково-методологічні основи біологічної рекультивациі та ремедіациі із використанням техногенних органовмісних відходів». В дисертації досліджено оптимальні умови комбінунання складу сировини із природними сорбентами для забезпечення необхідних характеристик відповідних композицій. Встановлено механізми та кінетику сорбції токсичних забруднень природними сорбентами для забезпечення ефективної ремедіациі, розроблено математичну модель процесу ремедіациі субстратом, в склад якого входять природні сорбенти. Здійснена лабораторна апробація технологічного процесу отримання субстратів та уточнені оптимальні умови реалізації процесу. Виконані лабораторні дослідження, що моделюють процеси біологічної рекультивациі та процеси ремедіациі. Визначена чисельність фітопатогенних мікроорганізмів за різних параметрів процесу біокомпостування та рецептур сировини. Представлена теоретична та експериментальна інформація може бути використана при розробці проєктів рекультивациі та ремедіациі техногенних об'єктів.

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.

Доцент, к.с.-г.н.

Тимчук І.

“Затверджую”
 Директор Інституту сільського
 господарства Карпатського регіону
 НААН України, д. с.-г. н.
 Олег СТАСІВ
 02 2022 р.

А К Т

передачі матеріалів дисертаційної роботи Тимчука І. С. «Науково-методологічні основи біологічної рекультивациі та ремедіациі із використанням техногенних органівмісних відходів» для використання в наукових дослідженнях

Цим актом стверджується, що Тимчуком І. С. передано до лабораторії екології Інституту сільського господарства Карпатського регіону Національної академії аграрних наук України результати його дисертаційної роботи «Науково-методологічні основи біологічної рекультивациі та ремедіациі із використанням техногенних органівмісних відходів».

В дисертації досліджено оптимальні параметри проведення процесу аеробного біокомпостування для різних рецептур сировини, що забезпечують зниження кількості мікроорганізмів, патогенних для людини, фітопатогенних мікроорганізмів та криптоспоридій. Проведено раціональне балансування складу та підбір відповідних компонентів для створення субстратів з метою вирішення завдань рекультивациі та ремедіациі об'єктів різних типів. Встановлено види природних сорбентів, які найбільш раціонально використовувати в складі субстратів для потреб ремедіациі. Досліджено оптимальні умови комбінування складу сировини з природними сорбентами для забезпечення необхідних характеристик відповідних композицій. Встановлено механізми та кінетику сорбції токсичних забруднень природними сорбентами. Проведено лабораторну апробацію технологічного процесу отримання субстратів та уточнено оптимальні умови реалізації процесу дослідження, що моделюють процеси біологічної рекультивациі та ремедіациі. Проведено дослідно-промислові випробування технології застосування та агрохімічні випробування якості отриманого органічно-мінерального добрива.

Від Інституту сільського господарства
 Карпатського регіону НААН України
 Директор

Олег СТАСІВ

Зав. лабораторії екології

Марія ВОРОБЕЛЬ

Від Національного університету
 “Львівська політехніка”

Зав. кафедри ЕЗП

Мирослав МАЛЬОВАНІЙ

Доцент

Іван ТИМЧУК

«Затверджую»

т.в.о. директора департаменту екології
та природних ресурсів Львівської обласної
державної адміністрації

Оксана ВІЙТИК

« 20 » 02 2024р.

АКТ

передачі матеріалів дисертаційної роботи Івана ТИМЧУКА «Науково-методологічні основи біологічної рекультивациі та ремедіації із використанням техногенних органовмісних відходів» для використання у діяльності департаменту екології та природних ресурсів Львівської обласної державної адміністрації

Цим актом стверджується, що Іваном ТИМЧУКОМ передано департаменту екології та природних ресурсів Львівської обласної державної адміністрації результати його дисертаційної роботи «Науково-методологічні основи біологічної рекультивациі та ремедіації із використанням техногенних органовмісних відходів» для використання цих результатів у діяльності департаменту.

В дисертаційній роботі узагальнено результати досліджень щодо утилізації техногенних органовмісних відходів. Проведено дослідження дигестату після анаеробного бродіння за допомогою термогравіметричного аналізу та рентгенофлуоресцентного аналізатора для вивчення елементного складу. У лабораторних умовах було змодельовано аеробне компостування органічних сумішей з вмістом органічних відходів. Отримано загальні рекомендації щодо складу ростових субстратів для рекультивациі об'єктів різних типів. Визначено найоптимальніші компоненти для створення ростових субстратів. Досліджено оптимальні умови поєднання складу сировини з природними сорбентами для отримання необхідних характеристик відповідних композицій. Розроблено фізичну та математичну модель процесу сорбції поллютантів природними сорбентами. Отримано результати елементного аналізу складу всіх субстратів та рослин, які ростуть на них, виявлено тенденцію до зниження вмісту важких металів у рослинах зі збільшенням у складі субстрату природних сорбентів. Мікробіологічні дослідження показали значне зниження чисельності бактерій у зразках свіжих і 2-3 річних осадів стічних вод за умови використання відповідно підібраних режимів біокомпостування та метаногенезу.

Інформація, приведена у дисертації, може бути використана для утилізації органічних відходів та при плануванні оптимальних технологій рекультивациі відпрацьованих полігонів ТПВ.

Від департаменту екології та природних
ресурсів Львівської ОДА

Т.в.о. директора Оксана ВІЙТИК

Нач.відділу економіки
природокористування

Володимир ДІЯК

Від Національного університету
«Львівська політехніка»

Зав.кафедри ЕЗП, д.т.н., проф.

Мирослав МАЛЬОВАНІЙ

Докторант

Іван ТИМЧУК

«Затверджую»
 Директор ЛКП «Зелене місто»
 Тарас КАЛУЖНИЙ
 « 02 _____ 2024р.

АКТ

передачі матеріалів дисертаційної роботи Івана ТИМЧУКА «Науково-методологічні основи біологічної рекультивациі та ремедіації із використанням техногенних органовмісних відходів» Львівському комунальному підприємству «Зелене місто»

Цим актом стверджується, що Іваном ТИМЧУКОМ передано ЛКП «Зелене місто» результати його дисертаційної роботи «Науково-методологічні основи біологічної рекультивациі та ремедіації із використанням техногенних органовмісних відходів» для використання цих результатів у діяльності ЛКП «Зелене місто». У дисертаційній роботі приведені результати наукових досліджень, направлених на обґрунтування науково-практичних основ екологічно безпечної утилізації органічних відходів. За результатами дисертаційної роботи було визначено оптимальні параметри для проведення процесу аеробного біокомпостування за різних рецептур сировини. Встановлено, що ці параметри дозволяють знизити кількість криптоспоридій, які є шкідливими для людини, а також фітопатогенних мікроорганізмів. Проведено раціональне балансування складу і відібрано відповідні компоненти для створення субстратів з метою вирішення завдань рекультивациі і ремедіації об'єктів різних типів. Встановлено, які природні сорбенти найбільш доцільно використовувати у складі субстратів для процесів ремедіації. Досліджено оптимальні умови поєднання складу сировини з природними сорбентами для отримання необхідних характеристик відповідних композицій. Також встановлено механізми та кінетику сорбції токсичних забруднень природними сорбентами. Проведено лабораторну апробацію технологічного процесу отримання субстратів та уточнено оптимальні умови реалізації процесу дослідження, що моделюють процеси біологічної рекультивациі та ремедіації. Інформація, представлена у дисертаційній роботі, може бути корисною для ЛКП "Зелене місто", яке є оператором першої в Україні компостувальної станції, а також Грибовицького полігону ТПВ, що перебуває на етапі рекультивациі.

Від ЛКП «Зелене місто»

Директор
 _____ Тарас КАЛУЖНИЙ

Начальниця відділу екології
 та вторинної сировини

_____ Світлана БУНДЗ

Від Національного університету
 «Львівська політехніка»

Зав.кафедри ЕЗП, д.т.н., проф.
 _____ Мирослав МАЛЬОВАНІЙ

Докторант

_____ Іван ТИМЧУК

Додаток Г

**Впровадження у навчальний процес науково-методичних основ екологічно
безпечних технологій утилізації органічних відходів**

Проректор

з науково-педагогічної роботи
Національного університету
«Львівська політехніка»

Давидчак О.Р.

27 01 2022 р.



А К Т

про використання у навчальному процесі
Національного університету «Львівська політехніка»
результатів досліджень та розробок, одержаних
при виконанні дисертаційної роботи
«Науково-методологічні основи біологічної рекультивациі та ремедіациі із
використанням техногенних органовмісних відходів»
Тимчука Івана Степановича

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 «Науково-методологічні основи біологічної рекультивациі та ремедіациі із використанням техногенних органовмісних відходів» Тимчука Івана Степановича на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека будуть використані:

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

2. У програмі практичного курсу «Раціональне природокористування та ресурсозбереження», оскільки отримані результати стосуються вторинного використання техногенних відходів.
3. У програмі лекційного курсу «Біомоніторинг навколишнього середовища», оскільки отримані результати стосуються методу визначення якості ґрунту.
4. У програмі лекційного курсу «Агроекологія» тема «Рекультивация ґрунтів» та в програмі практичних занять цього курсу.
5. У програмі лекційного курсу «Інженерні основи екологізації виробництва» тема «Управління відходами» та в програмі практичних занять цього курсу.
6. У програмі лекційного курсу «Інновації в стратегіях захисту довкілля» 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.