

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ «ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

ШКВІРКО ОКСАНА МИХАЙЛІВНА

УДК 504:628.31:544.723.22(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ
ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНІ ТЕХНОЛОГІЇ БІОЛОГІЧНОЇ
РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ ОСАДІВ СТІЧНИХ
ВОД

101 – Екологія

10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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

_____ / О. М. Шквірко /

(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

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

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

Львів – 2020

АНОТАЦІЯ

Шквірко О.М. Екологічно безпечні технології біологічної рекультивації із використанням осадів стічних вод.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія. Національний університет «Львівська політехніка», Міністерство освіти і науки України, Львів, 2020.

В дисертаційному дослідженні вирішено важливе науково-практичне завдання – встановлення оптимальних умов використання субстрату на основі осадів стічних вод для проведення біологічної рекультивації.

Проаналізовано досвід України та світу в утилізації осадів стічних вод. Визначено найпоширеніші способи утилізації осадів стічних вод в Україні та світі. Проаналізовано досвід України та світу у проведенні біологічної рекультивації. Визначено основні напрями біологічної рекультивації в Україні та світі.

Проведено моніторингові дослідження накопичених на муловому полі ЛМКП «Львівводоканал» осадів стічних вод. Визначено вміст мінеральної та органічної речовини, вологості та рН в накопичених осадах. Проведено мікробіологічні дослідження на вміст патогенних мікроорганізмів в накопичених осадах стічних вод. Визначено вміст рухомих та валових форм важких металів в накопичених осадах. Встановлено, що вміст досліджуваних компонентів в накопичених осадах відповідає нормам ДСТУ 7369:2013. За результатами проведених моніторингових досліджень встановлено залежність вмісту та розподілу досліджуваних компонентів. Встановлено, що від глибини залягання мулових осадів прямо залежить вміст мінеральної речовини, а також вміст рухомої форми кадмію та валовий вміст мангану. Від вмісту органічної речовини залежить вміст рухомої форми нікелю та цинку, а також валовий вміст міді, свинцю, нікелю, кадмію, цинку та хрому. Вологість мулових осадів прямо залежить від рН середовища. У багатьох відібраних пробах встановлено залежність вмісту рухомих форм важких металів від їх валової форми.

Визначено якісні показники «свіжих» осадів стічних вод. Проведено визначення якості субстрату на основі «свіжих» та «відстояних» осадів шляхом застосування методу біоіндикації. Досліджено вплив різних композицій субстрату на схожість, ріст та розвиток рослин.

Встановлено, що використання субстрату на основі «відстояних» осадів стічних вод та термічно оброблених «відстояних» осадів негативно впливає на ріст та розвиток ячменю звичайного, гірчиці білої та крес-салату.

При використанні субстрату на основі «свіжих» осадів встановлено, що ріст рослин не відбувається у зразках з часткою осадів більше 40%. За результатами дослідження встановлено, що при використанні субстрату з вмістом осадів стічних вод 20% середні показники росту коренів є більшими у порівнянні зі зразками з ґрунтом.

Досліджено, що при додаванні у композицію природних сорбентів схожість рослин спостерігалася у всіх досліджуваних субстратах. Встановлено, що середній показник проростання у зразках з цеолітом є більшим у порівнянні із зразками без вмісту цеоліту. При додаванні у композицію 7,5% та 10% цеоліту спостерігаються кращі показники схожості дослідних рослин у субстратах з вмістом осадів 35 та 40%. При додаванні у композицію цеоліту у всіх варіантах субстрату показники росту наземної частини ячменю звичайного були вищими у порівнянні із контрольним зразком. За результатами дослідження визначено залежність в зміні геометричних параметрів рослин від компонентів субстрату.

Проведено лабораторні випробування субстрату з додаванням двох видів природних сорбентів (цеоліту та глауконіту). Встановлено позитивний вплив субстрату з вмістом цеоліту на схожість ячменю звичайного. Відмічено позитивний вплив субстрату з вмістом глауконіту на схожість, ріст та розвиток райграсу. Запропоновано оптимальний склад субстрату для проведення біологічної рекультивації.

Ключові слова: утилізація, рекультивація, осад стічних вод, природні сорбенти, цеоліт, глауконіт, ґрунт, субстрат, біоіндикація.

ABSTRACT

Shkvirko O. M. Environmentally safe biological reclamation technologies using sewage sludge.

Dissertation for the degree Doctor of Philosophy (PhD) on specialty 101 – Ecology. Lviv Polytechnic National University, Ministry of Education and Science of Ukraine, Lviv, 2020.

The dissertation research resolved important scientific and practical task setting the optimal conditions of use of the substrate based on sewage sludge for biological reclamation.

The experience of Ukraine and the world in the utilization of sewage sludge is analyzed. The most common methods of wastewater disposal in Ukraine and the world are identified. The experience of Ukraine and the world in carrying out biological reclamation is analyzed. The main directions of biological reclamation in Ukraine and the world are determined.

Monitoring studies of sewage sludge accumulated on the sludge field of Lviv wastewater treatment plant have been carried out. The content of mineral and organic matter, humidity and pH in the accumulated sewage sludge were determined. Microbiological studies on the content of pathogenic microorganisms in the accumulated sewage sludge has been conducted. It is established that the content of the investigated components in the accumulated sewage sludge meets the requirements of DSTU 7369: 2013. According to the results of monitoring studies, the dependence of the content and distribution of the studied components was established. It is established that the mineral content, as well as the content of active form of cadmium and the gross content of manganese directly depend on the depth of silt deposits. The content of active matter of nickel and zinc, as well as the gross content of copper, lead, nickel, cadmium, zinc and chromium depends on the content of organic matter. Humidity of sludge directly depends on the pH. In many selected samples the dependence of the content of active forms of heavy metals on their gross form was established.

Qualitative indicators of "fresh" sewage sludge are defined. The quality of the substrate based on "fresh" and "settled" sewage sludge by applying the method of

bioindication was determined. The influence of different substrate compositions on plant germination, growth and development has been studied.

It was found that the use of substrate based on "settled" sewage sludge and heat-treated "settled" sludge has a negative effect on the growth and development of barley, white mustard, and watercress.

When using a substrate based on "fresh" sewage sludge, it was found that plant growth does not occur in samples with a share of sewage sludge greater than 40%. According to the results of the study, it was found that when using a substrate with a content of sewage sludge of 20%, the average root growth is higher compared to samples with soil.

It was investigated that when adding natural sorbents to the composition, plant germination was observed in all studied substrates. It was found that the average germination rate in samples with zeolite is higher compared to samples without zeolite. When adding 7,5% and 10% of zeolite to the composition, the best indicators of germination of experimental plants in substrates with a sewage sludge content of 35 and 40% are observed. When zeolite was added to the composition in all variants of the substrate, the growth rates of the aboveground part of barley were higher in comparison with the control sample. According to the results of the study, the dependence in the change of geometrical parameters of plants on the components of the substrate was determined.

Laboratory tests of the substrate with the addition of two types of natural sorbents (zeolite and glauconite) were performed. The positive effect of the substrate with zeolite content on the germination of common barley was established. The positive effect of the substrate with glauconite content on the germination, growth and development of oatgrass was noted. The optimal composition of the substrate for biological reclamation is proposed.

Key words: disposal, reclamation, sewage sludge, natural sorbents, zeolite, glauconite, soil, substrate, bioindication.

СПИСОК ПРАЦЬ ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

В яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Shkvirko, O., Tymchuk, I. & Malovanyu, M. (2018). The use of bioinication to determine the possibility of sludge recovery after biological treatment of wastewater. *Environmental problems*, 3(4), 258-265.
2. 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.
3. 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*, 4(2), 91-96.
4. Tymchuk, I., Shkvirko, O., Sakalova, H., Malovanyu, M., Dabizhuk, T., Shevchuk, O., ... & Vasylynych, T. (2020). Wastewater a Source of Nutrients for Crops Growth and Development. *Journal of Ecological Engineering*, 21(5), 88-96.

Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

5. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С. & Мальований, М. С. (2017). Використання техногенних відходів для рекультивації (ремедіації) порушених земель. *Матеріали XVII Міжнародної науково-практичної конференції «Ідеї академіка В. І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки»*, Кременчук, 1-3 червня 2017 року, с. 101.
6. Шквірко, О. М. & Тимчук, І. С. (2017). Біологічна рекультивація порушених земель із використанням добрив з техногенних відходів. *Збірник матеріалів «Сталий розвиток – погляд у майбутнє»*, Львів, 15 вересня 2017 року, с. 22.
7. Шквірко, О. М. & Тимчук, І. С. (2017). Відновлення порушених земель застосуванням техногенних відходів для їх біологічної рекультивації. *Збірник тез доповідей Міжнародного студентського наукового форуму*

- «Студентська молодь і науковий прогрес в АПК», Львів, 20-22 вересня 2017 року, 31-32.
8. Тимчук, І., Мальований, М. & Шквірко, О. (2018). Вплив капсульованих мінеральних добрив на агроландшафти. Матеріали Міжнародного наукового симпозиуму «Сталий розвиток – стан та перспективи», Львів-Славське, 28 лютого – 3 березня 2018 року, 141-142.
 9. Іващишин, Я. А., Тимчук, І. С., Шквірко, О. М., Мальований, М. С. & Попович, В. В. (2018). Трансформація осадів відпрацьованого активного мулу в субстрат для біологічної рекультивації техногенно порушених земель. Збірник матеріалів 5-го Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування», Львів 26-29 вересня 2018 року, с. 75.
 10. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С., Іващишин, Я. А., Мальований, М. С. & Біннер, Е. (2018). Біотестування експериментального субстрату на основі ґрунту та техногенних відходів. Збірник матеріалів 5-го Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування», Львів 26-29 вересня 2018 року, с. 155.
 11. Shkvirko, O., Tymchuk, I. & Malovanyu, M. (2018). Creation of a substrate for biological reclamation from used sewage sludge. 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», Lviv, Ukraine: Lviv Polytechnic National University, 22-24 November 2018, 318-319.
 12. Шквірко, О. & Тимчук, І. (2019). Можливість використання енергетичних культур для рекультивації порушених територій. Збірник тез доповідей міжнародного студентського наукового форуму «Студентська молодь і науковий прогрес в АПК», Львів, 17-19 вересня 2019 року, с. 28.
 13. Shkvirko, O. M., Tymchuk, I. S. & Malovanyu, M. S. (2019). Substrate creation from sewage sludge for biological reclamation of land. Сборник тезисов: 16-й

- международный молодежный научно-экологический форум стран балтийского региона «Экобалтика», Гданьск 7-9 октября 2019 года, 92-94.
14. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С. & Мальований, М. С. (2019). Осад стічних вод – компонент субстрату для проведення біологічної рекультивації земель. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг», Львів, 23-25 жовтня 2019 року, 250-251.
15. Shkvirko, O., Tymchuk, I. & Malovanyu, M. (2019). Substrate creation from sewage sludge for biological soil remediation. Proceedings of the IX International Scientific Conference of young scientists, graduates, master and PhD students “Actual Environmental Problems”, Minsk, Republic of Belarus 21-22 November 2019, 216-217.
16. Shkvirko, O., Tymchuk, I. & Malovanyu, M. (2019). Man-Made Wastes – Basis For Biological Reclamation. Proceedings of 9th International Youth Science Forum «Litteris et Artibus», Lviv, Ukraine: Lviv Polytechnic National University, 21-23 November 2019, 220-225.
17. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С. & Мальований, М. С. (2019). Використання субстрату на основі осадів стічних вод для біологічної рекультивації порушених земель. Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека об’єктів туристично-рекреаційного комплексу», Львів, 5-6 грудня 2019 року, 133-134.
18. 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, 87-88.
19. Тимчук, І., Голець, Н., Серета, А. & Шквірко, О. (2020). Біологічна рекультивація порушених земель та можливість використання в ній енергетичних культур. Матеріали II Міжнародного наукового симпозіуму «Сталий розвиток – стан та перспективи», Львів-Славське, 12-15 лютого 2020 року, 93-94.

20.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 конференції «Авіація, промисловість, суспільство», присвяченої 60-річчю КЛК ХНУВС, Кременчук, 14 травня 2020 року, 343-345.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	12
РОЗДІЛ I. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ.....	18
1.1.Світовий досвід утилізації осадів стічних вод	18
1.2. Світовий досвід рекультивації порушених земель.....	27
1.3. Застосування природних сорбентів в природоохоронних цілях.....	35
Висновки до розділу I	36
РОЗДІЛ II. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	38
2.1. Характеристика матеріалів.....	38
2.1.1. Характеристика осадів стічних вод.....	38
2.1.2. Характеристика природних дисперсних сорбентів	39
2.2. Методика топографо-геодезичних робіт	41
2.3. Методика відбору проб.....	43
2.3.1. Методика відбору проб осадів стічних вод.....	43
2.3.2. Методика відбору проб ґрунту.....	44
2.4. Методики аналітичних визначень складу осадів стічних вод.....	44
2.5. Метод визначення якості ростового субстрату (біоіндикація).....	45
Висновки до розділу II.....	46
РОЗДІЛ III. МОНІТОРИНГОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ НАКОПИЧЕНОГО ОСАДУ НА ТЕРИТОРІЇ ОЧИСНИХ СПОРУД ЛМКП «ЛЬВІВВОДОКАНАЛ»	47
3.1. Характеристика мулового поля ЛМКП «Львівводоканал»	47
3.2. Санітарно-мікробіологічні характеристики накопичених осадів	50
3.3. Визначення еколого-хімічних характеристик накопичених осадів.....	53
3.3.1. Визначення вмісту вологи, органічної та мінеральної речовини, рН в накопичених ОСВ.....	53

3.3.2. Визначення вмісту в накопичених ОСВ рухомих форм металів	57
3.3.3. Визначення вмісту валових форм важких металів в накопичених ОСВ...	61
3.4. Вміст поживних елементів (азот, фосфор) в накопичених ОСВ	72
3.5. Визначення взаємозв'язків між досліджуваними елементами	74
Висновки до розділу III	76
РОЗДІЛ IV. ОЦІНКА МОЖЛИВОСТЕЙ ВИКОРИСТАННЯ ОСАДІВ СТИЧНИХ ВОД ЯК СУБСТРАТУ ДЛЯ ВИРОЩУВАННЯ РОСЛИН.....	77
4.1. Визначення якості субстрату на основі відстояних осадів та ґрунту	77
4.2. Визначення якості субстрату на основі свіжих осадів та ґрунту	80
4.3. Визначення якості субстрату на основі ґрунту, свіжих осадів та цеоліту ...	85
4.4. Визначення якості субстрату на основі ґрунту, свіжих осадів, цеоліту та глауконіту.....	95
Висновки до розділу IV	108
ВИСНОВКИ.....	109
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	111
ДОДАТКИ.....	127

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. На сьогоднішній день однією із глобальних екологічних проблем суспільства, без вирішення якої неможливий подальший розвиток взагалі, є неконтрольоване багато масштабне утворення та накопичення відходів. Накопичуючись в місцях спеціального та несанкціонованого зберігання ці відходи негативно впливають не лише на стан навколишнього середовища (можливість виникнення пожеж, виділення парникових газів, забруднення ґрунтів та підземних вод важкими металами та іншими небезпечними речовинами), а й на здоров'я людей. Одним із видів таких небезпечних відходів є органічні відходи, тому, впродовж останніх десятиліть науковці багатьох країн світу приділяють увагу можливості їх вторинного використання. До таких відходів відносять відходи видобутку вугілля, осади стічних вод (ОСВ), органічний компонент твердих побутових відходів, відходи від виробництва біогазу (відпрацьована біомаса). Особливу увагу серед перелічених відходів надають можливості повторного використання осадів стічних вод, які утворюються після стадії біологічного очищення стічних вод.

У розвинених країнах світу осад стічних вод вже давно успішно використовують в різних галузях промисловості: як добриво у сільському господарстві, як компонент живильних сумішей для рекультивації кар'єрів та звалищ, для виробництва будівельних матеріалів, для отримання біопалива та електроенергії та для виділення цінних компонентів (азоту, фосфору і т.п.).

В Україні, на відміну від багатьох країн світу, ситуація із використанням осадів стічних вод є досить актуальною, оскільки на її території накопичено вже більше 5 млрд. т осадів, до яких щороку додається ще близько 3 млн. т. В зв'язку з цим виникає необхідність визначити найоптимальніший спосіб їх утилізації.

Одним із таких способів може стати використання осадів у складі субстрату для проведення біологічної рекультивації порушених земель. Використання такого способу дозволить вирішити одразу декілька екологічних

та економічних проблем: зменшення кількості осадів, відновлення порушених земель та зниження затрат необхідних при проведенні біологічної рекультивації.

Зв'язок роботи із науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота відповідає науковому напрямку кафедри «Екологія та збалансоване природокористування» Національного університету «Львівська політехніка» «Природоохоронні технології з використанням природних дисперсних сорбентів та мінеральних добрив пролонгованої дії» та виконувалась згідно із тематикою науково-дослідної роботи кафедри «Науково-теоретичні основи створення засобів біологічної рекультивації із використанням техногенних відходів» № державної реєстрації 0119U101394. Дослідження проводились в межах виконання госпдоговірної роботи «Розробка рекомендацій щодо перспективних шляхів використання заскладованого на Львівських КОС відпрацьованого активного мулу» (замовник ТЗОВ «Компанія «Центр ЛТД»).

Мета і завдання дослідження. Метою дослідження є встановлення оптимальних умов використання субстрату на основі осадів стічних вод для проведення біологічної рекультивації.

Для досягнення зазначеної мети необхідно виконати такі завдання:

- здійснити моніторинг якісного та кількісного складу накопичених на мулових полях ЛМКП «Львівводоканал» осадів стічних вод;
- визначити санітарно-мікробіологічні та еколого-хімічні характеристики накопичених осадів стічних вод;
- визначити якісні показники «свіжих» осадів стічних вод;
- провести лабораторні випробування субстратів на основі «відстояних» та «свіжих» осадів стічних вод;
- дослідити вплив компонентного складу субстрату на схожість, ріст та розвиток біоіндикаторних рослин;
- встановити залежність зміни росту та розвитку рослин від різних видів субстрату;
- визначити оптимальний склад субстрату для проведення біологічної рекультивації.

Об'єкт дослідження – біологічна рекультивація із використанням як компоненту субстрату осадів стічних вод.

Предмет дослідження – процеси досягнення завдань біологічної рекультивації із використанням субстратів оптимального складу.

Методи досліджень включають в себе відомі методики визначення вмісту компонентів: гравіметрію, титриметрію, спектрофотометрію, атомну абсорбцію, потенціометрію; метод визначення якості ростового субстрату. Математичне узагальнення результатів та обробка експериментальних даних здійснювалась за допомогою програмного пакету Microsoft Office Excel.

Наукова новизна одержаних результатів:

вперше:

- встановлено перспективність застосування в складі субстрату для біологічної рекультивації суміші цеоліту та глауконіту, що дало можливість мінімізувати екологічну небезпеку від забруднення довкілля токсичними сполуками;
- встановлено оптимальний склад композиції «ґрунт : осад стічних вод : сорбенти», яка забезпечує найбільш стабільний субстрат, що дозволяє реалізувати відповідні технологічні заходи для мінімізації екологічної небезпеки в процесі утилізації осадів;
- обґрунтовано параметри виготовлення субстрату для вирощування рослин на основі осадів стічних вод, що дало можливість запропонувати екологобезпечну технологію утилізації відходів.

отримало подальший розвиток:

- дослідження використання «свіжих» та «відстояних» осадів стічних вод для створення субстрату для біологічної рекультивації, за різних параметрів обробки субстрату;
- дослідження санітарно-мікробіологічних та еколого-хімічних характеристик накопичених осадів стічних вод на ЛМКП «Львівводоканал».

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 передані ТзОВ «Компанія «Центр ЛТД» для використання у заходах із утилізації ОСВ, що підтверджується відповідним актом.

Наукові та практичні результати дисертаційної роботи використані у програмі лекційного курсу «Основи створення екобезпечних виробництв» для студентів спеціальності 101-Екологія, «Застосування методів біоіндикації в дослідженнях довкілля» та в дисципліні «Агроекологія» тема «Рекультивація ґрунтів», а також в програмі практичних занять цього курсу.

Особистий внесок здобувача. Здобувачем особисто опрацьовані літературні джерела за темою дисертаційної роботи, проведено лабораторні експериментальні дослідження, систематизовано й узагальнено експериментальний матеріал, сформульовано науково обґрунтовані висновки. Постановка завдань, розроблення методики визначення якості субстрату на основі осадів стічних вод, обговорення поставлених завдань проводились під керівництвом д.т.н., проф., заслуженого діяча науки та техніки України Мальованого Мирослава Степановича та к.с.-г.н., асистента кафедри екології та збалансованого природокористування Національного університету «Львівська політехніка» Тимчука Івана Степановича.

Апробація результатів дисертації. Результати дисертаційного дослідження доповідалися та обговорювалися на науково-практичних конференціях, симпозіумах, семінарах: XVII міжнародній науково-практичній конференції «Ідеї академіка В. І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки» (1-3 червня 2017 року, Кременчук, Україна); семінарі «Сталий розвиток – погляд у майбутнє» (15 вересня 2017 року, Львів, Україна);

міжнародному студентському науковому форумі «Студентська молодь і науковий прогрес в АПК» (20-22 вересня 2017 року, Львів, Україна); міжнародному науковому симпозиумі *SDEV'2018* (28 лютого-3 березня 2018 року, Львів-Славське, Україна); 5-му міжнародному конгресі «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (26-29 вересня 2018 року, Львів, Україна); 8-му міжнародному молодіжному науковому форумі «Litteris et artibus» (22-24 листопада 2018 року, Львів, Україна); міжнародному студентському науковому форумі «Студентська молодь і науковий прогрес в АПК» (17-19 вересня 2019 року, Львів, Україна); 16-му міжнародному молодіжному науково-екологічному форумі країн балтійського регіону «Екобалтика» (7-9 жовтня 2019 року, Гданськ, Польща); III міжнародній науково-технічній конференції водопостачанні і водовідведення: Проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг» (23-25 жовтня 2019 року, Львів, Україна); IX міжнародній науковій конференції молодих вчених, студентів, магістрів та аспірантів «Actual environmental problems» (21-22 листопада 2019 року, Мінськ, Білорусь); 9-му міжнародному молодіжному науковому форумі «Litteris et artibus» (21-23 листопада 2019 року, Львів, Україна); I-й міжнародній науково-практичній конференції «Екологічна безпека об'єктів туристично-рекреаційного комплексу» (5-6 грудня 2019 року, Львів, Україна); II міжнародному науковому симпозиумі *SDEV'2020* (12-15 лютого 2020 року, Львів-Славське, Україна); I міжнародній науково-практичній конференції «Авіація, промисловість, суспільство» (14 травня 2020 року, Кременчук, Україна).

Публікації. За матеріалами дисертації опубліковано 20 друкованих наукових праць, з яких 2 статті у наукових фахових виданнях України, 1 стаття у науковому фаховому виданні України, що включене до міжнародної наукометричної бази даних (Index Copernicus), 1 стаття у науковому періодичному виданні іншої держави та 16 тез доповідей на міжнародних науково-технічних конференціях та конгресах.

Структура та обсяг дисертаційної роботи. Дисертаційна робота складається з вступу, 4 розділів, висновків, списку використаних літературних джерел та додатків. Матеріали дисертаційної роботи викладено на 142 сторінках машинописного тексту, ілюстровано 46 рисунками, текст містить 20 таблиць, у бібліографії наведено 146 літературних джерел, дисертація містить 7 додатків.

РОЗДІЛ І

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1.1.Світовий досвід утилізації осадів стічних вод

Безперервно зростаюча господарська діяльність людини набула такої сили, що на сучасному етапі вона складає ~ 10% продуктивності усїєї біосфери Землі та охоплює 61% поверхні земної суші, внаслідок якої в навколишнє середовище надходить велика кількість відходів [1]. Найчастіше такі відходи зберігаються на спеціально відведених майданчиках, проте за десятки років такі місця зберігання стали переповненими, а тому почали негативно впливати на людину та навколишнє середовище.

В останні десятиліття, особливу увагу науковців, не лише в Україні, а й у світі, привертає проблема швидкого зростання утворення та накопичення осадів стічних вод (ОСВ), які утворюються в результаті біологічного очищення стічних вод [2]. За даними [1,3-5] внаслідок біологічного очищення стічних вод, в навколишнє середовище щорічно надходять мільйони тон осадів стічних вод (табл. 1.1), а загалом, як свідчать дані [6], щорічно у всіх розвинених країнах світу, утворюється близько 45 млн. т осадів стічних вод.

До недавнього часу основними способами утилізації осадів стічних вод було скидання в океан та зберігання на мулових майданчиках, проте такі способи утилізації є дорого вартісними та екологічно недоцільними, тому в останні десятиліття активно почали використовуватися інші способи утилізації осадів стічних вод: спалювання, використання як добрива в сільському господарстві та з метою проведення біологічної рекультивації кар'єрів та звалищ, виробництва будівельних матеріалів, отримання біопалива та електроенергії, а також виділення цінних елементів (азоту та фосфору) [7].

Важливого значення в утилізації осадів стічних вод відіграють процеси попередньої обробки осадів, які включають стабілізацію шляхом додавання вапна, компостування, аеробне або анаеробне перетворення, а також процеси зневоднення та сушіння [8,9].

Таблиця 1.1.

Щорічне виробництво ОСВ в різних країнах світу

Країна	Кількість осаду, т/рік
Сполучені Штати Америки	6500
Китай	6250
Японія	2000
Німеччина	2170
Велика Британія	1400
Іспанія	1200
Швеція	203
Нідерланди	350
Польща	525
Україна	3000

У Європейському Союзі найбільш поширеними способами попередньої обробки ОСВ є аеробне та анаеробне перетворення [10]. Дослідженнями [11] встановлено, що при застосуванні процесу аеробного перетворення в осаді стічних вод у великій кількості утворюються гумінові кислоти, а при анаеробному основними компонентами є білки та ароматичні амінокислоти, що дає можливість використовувати ОСВ у сільському господарстві. В ЄС процес анаеробного перетворення найчастіше застосовують в Іспанії, Великій Британії, Італії, Фінляндії та Словаччині, тоді як аеробне перетворення є переважаючою технологією в Чехії та Польщі [10]. В деяких країнах, таких як Німеччина, застосовують комбінації технологій, наприклад, анаеробну стабілізацію з подальшою обробкою вапном. Крім того, тут також застосовують інноваційний метод стабілізації, який поєднує мезофільне та термофільне анаеробне перетворення на різних стадіях з декількома реакторами, який має назву температурно-фазове анаеробне перетворення [10].

Важливе місце в попередній обробці ОСВ у Європейському Союзі займає і термічне сушіння. Для здійснення даного процесу у Німеччині, Італії та Франції

використовують ротаційні барабанні сушарки [12]. В Ірландії даний процес здійснюють за інноваційним методом, який має назву пряме мікрохвильове висушування [10].

Осад стічних вод – це органогенний субстрат, який містить біогенні елементи в концентраціях, які співставні з традиційними органічними добривами. За даними [13] в середньому осад стічних вод містить: 1 – 3% азоту (N); 1 – 4% фосфору (P); 0,2 – 0,7% калію (K), проте в залежності від складу стічних вод, вміст цих елементів може бути більшим або меншим [14-18], а також мікроелементи (кобальт (Co), залізо (Fe), цинк (Zn), манган (Mn) та ін.), які в адекватних концентраціях необхідні для росту та розвитку рослин.

За даними Євростату у Європейському Союзі використовують різні способи утилізації ОСВ (рис. 1.1) [19].

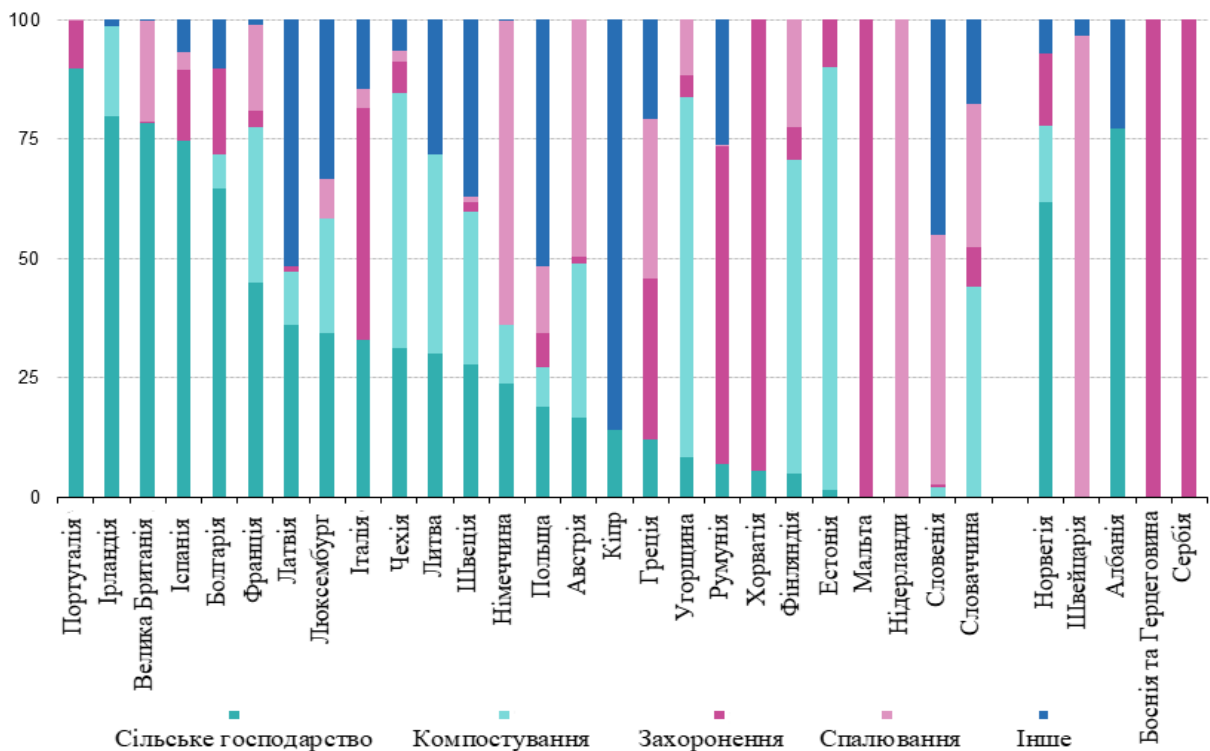


Рис. 1.1. Способи утилізації ОСВ в країнах Європейського Союзу

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 таблиці 1.2 представлено середню вартість різних способів утилізації ОСВ в ЄС [20].

Таблиця 1.2.

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

Як відомо, в ОСВ містяться важкі метали та патогенні мікроорганізми, які при їх використанні можуть негативно впливати на навколишнє середовище та здоров'я людей [21]. Тому, в Європейському Союзі використання осадів стічних вод у сільському господарстві регулюється Директивою 86/278/ЄЕС, якою встановлено гранично допустимі концентрації важких металів, які містяться в ОСВ. Крім того, ця Директива спрямована на заохочення безпечного використання осадів стічних вод у сільському господарстві в країнах ЄС таким чином, щоб запобігти шкідливому впливу на ґрунт, рослинність, тварин та людей, а також поверхневі та ґрунтові води [8,22-24]. Використання ОСВ у сільському господарстві є найбільш поширеним способом утилізації в Португалії, Ірландії, Великій Британії та Іспанії, де у порівнянні з іншими способами використовують більше 70% осадів [21,25].

В тих країнах, де законодавством заборонене або обмежене використання ОСВ у сільському господарстві їх найчастіше спалюють. Такий спосіб утилізації є найбільш розповсюдженим у Німеччині, Нідерландах та Швейцарії [20,26].

В таких країнах як Сербія та Мальта традиційним способом утилізації осадів стічних вод є зберігання на мулових майданчиках [10]. У Швеції,

Фінляндії та Великій Британії впродовж декількох років осад стічних вод використовують для меліорації та рекультивації порушених земель. За даними [27,28] при використанні суміші ОСВ та вапна, спостерігаються позитивні зміни у проведенні біологічної рекультивації сміттєзвалищ та відпрацьованих кар'єрів з видобутку вугілля. В Люксембурзі осад стічних вод гранулюють, а потім експортують до інших країн для їх подальшого спалювання або компостування [10]. У Польщі, ОСВ спалюють разом з бурим вугіллям, деревиною або побутовими відходами для отримання тепла та енергії [29].

Важливого значення в деяких країнах Європейського Союзу набула практика відновлення фосфору з осадів стічних вод. Так, наприклад, Нідерланди є однією з перших країн в світі, які впровадили відновлення фосфору в повному обсязі на комунальних очисних спорудах Geestmerambacht. Завданням країни є також заміна 20% споживання фосфоритових руд (з яких найчастіше отримують фосфор), на фосфор, відновлений з ОСВ. Окрім того, приблизно 32% осадів стічних вод, які утворюються в Нідерландах, зараз використовують в цементній промисловості та на електростанціях [30]. У роботах [31-34] описано процес виділення фосфору із золи, яка утворюється в процесі спалювання ОСВ, у роботах [35,36] описано процес виділення фосфору з осадів стічних вод шляхом електродіалітичного розділення.

У Сполучених Штатах Америки використання ОСВ у сільському господарстві регулюється «Стандартами щодо використання або утилізації осадів стічних вод» (“Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge” (40 CFR Part 503 rule)). Цим документом визначено ряд параметрів для хімічних забруднюючих речовин, які містяться в ОСВ, його обробці та використанні, а також знезараженні. Також, цей документ включає набір стандартів та контролю для утилізації ОСВ не лише у сільському господарстві, а й у випадку їх спалювання чи використання в процесі рекультивації земель [5,8].

З початку 80-х років у США широко застосовують компостування ОСВ спільно з твердими побутовими відходами, з метою отримання біогазу [37]. Шляхом застосування технології анаеробного перетворення осадів стічних вод

отримують електричну та механічну енергію, а також тепло, яке утворюється за рахунок утворення метану [30]. Американськими дослідниками проведені дослідження відповідно до яких, вологі ОСВ можна перетворити в біологічну нафту, а потім фракціонувати на різні рідкі види палива, наприклад, дизельне [38].

Ще одним поширеним способом утилізації ОСВ в США є спалювання. В штаті Джорджія золу від спалювання ОСВ використовують для виробництва цегли, в Мінесоті – як добавку до асфальтобетонних сумішей, у Меріленді – висушений ОСВ використовують як паливо у цементних печах тощо [7,30,37].

В Японії, на відміну від інших країн, найчастіше для утилізації ОСВ використовують спалювання. Крім того, тут також використовують інші термічні процеси знешкодження осадів, такі як газифікація, сушіння та карбонізація. Продукти, які утворюються в результаті застосування термічних процесів, використовують для виробництва будівельних матеріалів та відновлення фосфору, завдяки чому досягається висока швидкість переробки ОСВ, із мінімізацією його захоронення за сценарієм «нуль осадів» (“zero sludge”) [8].

За останні 30 років за даними [39] в Японії для виробництва будівельних матеріалів було використано 45% ОСВ, для виробництва цементу – 30% та для виробництва енергії – 13% ОСВ.

Великої уваги в Японії надають попередній обробці ОСВ. Так, у м. Осака більша частина утворюваних осадів спочатку піддається процесу анаеробного термофільного перетворення, потім осади спалюють або плавлять. Золу, яка при цьому утворюється, використовують для виробництва блоків, а шлак, який утворюється в процесі плавлення використовується у виробництві будівельних матеріалів. У м. Кобе ОСВ після анаеробного перетворення та зневоднення використовують для виробництва біогазу [40].

В Токіо розроблено проект, згідно з яким зневоднені ОСВ перетворюють на паливне вугілля, яке продається на теплові станції для подальшого виробництва енергії. Крім того, розроблена нова система виробництва

електроенергії з використанням синтез-газу, що утворюється в результаті піролізу ОСВ [30].

Широко поширеною практикою в Японії є виділення фосфору з ОСВ, шляхом застосування процесу кристалізації. В результаті здійснення такого процесу, за даними [41] кінцевими продуктами є фосфат кальцію та магній амоній фосфат ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ – струвіт), який через властивість повільного вивільнення є чудовим добривом для рослин.

За даними [5,42] щорічне утворення ОСВ в Китаї в середньому зростає на 13%. До недавнього часу близько 80% всіх утворених осадів скидалися безпосередньо в океан, але після прийняття «Закону про охорону навколишнього природного середовища КНР» (“Environmental Protection Law of the People’s Republic of China”), така практика утилізації осадів стічних вод була заборонена.

На сьогоднішній день близько 45% усіх утворених ОСВ в Китаї використовують у сільському господарстві оскільки цей спосіб є найдешевшим, 34,4% осадів зберігають на мулових майданчиках і лише 3,5% піддають спалюванню [43,44].

Для попередньої обробки осадів стічних вод в Китаї застосовують згущення, кондиціонування, зневоднення та анаеробне перетворення. Відповідно до [42] утилізацію ОСВ в Китаї в основному проводять за схемою «загущення – анаеробне перетворення – зневоднення – землекористування».

Впродовж останніх років на очисних спорудах Китаю, осад стічних вод використовують для виробництва біогазу та електроенергії. За даними [7,42] в результаті анаеробного перетворення та зневоднення ОСВ, впродовж року в Китаї може бути вироблено більш як 2,5 млрд. м³ біогазу, який може згенерувати близько 4 млрд. кВт електроенергії.

Золу, яка утворюється при спалюванні осадів стічних вод успішно використовують для виробництва цементу, цегли та інших будівельних матеріалів. Спалювання ОСВ та вугілля, використовують як паливо в цементних та цегельних печах, а також на електростанціях [18,30].

За даними [45] в середньому осад стічних вод містить: $174000 \text{ мг/кг}^{-1}$ органічного вуглецю (C), 17700 мг/кг^{-1} загального азоту (N) та 13350 мг/кг^{-1} загального фосфору (P), тому китайськими вченими застосовуються різні технології, які дозволяють виділити цінні елементи з ОСВ. Так, для виділення фосфору використовують новітні технології, відповідно до яких після розділення рідкої та твердої фази із супернатантів перетравлених осадів, виділяють фосфор. Використання таких технологій дозволяє відновити 80-90% розчиненого фосфору із ОСВ [46].

На пілотних установках випробувані нові технології виділення біогенних елементів з ОСВ. Такі технології включають: одночасну нітрифікацію та денітрифікацію (SND); скорочену нітрифікацію та денітрифікацію; анаеробне окислення аміаку (ANAMMOX) та безкиснєве денітрифікуюче виділення фосфору. Найбільшу перевагу серед цих технологій віддають процесу ANAMMOX, оскільки він є енергозберігаючим та ефективним і може бути реалізований за допомогою різних конфігурацій реакторів, включаючи біоплівкові [7,47,48].

Варто зазначити, що оскільки запаси природної сировини з якої отримують фосфор є вичерпними, то у багатьох країнах світу значної уваги приділяють саме можливості отримання фосфору з альтернативних джерел, в тому числі і з ОСВ. Так, у роботі [49] описані технології, в яких фосфор виділяють з рідких та твердих осадів. У роботі [50,51] представлені дослідження щодо відновлення фосфору з карбонізованого ОСВ шляхом застосування гідротермальних процесів. У роботах [52,53] наведено порівняльну характеристику процесів відновлення фосфору із стічних вод, активного мулу, осаду та золи.

У порівнянні з іншими країнами світу, ситуація з утилізацією осадів стічних вод в Україні є негативною. За даними [54] на сьогоднішній день на мулових майданчиках накопичено більше 5 млрд. т ОСВ, з яких утилізують лише від 3 до 5%. Низький рівень утилізації ОСВ в Україні, в основному пов'язаний із недосконалим законодавством та застарілим обладнанням на очисних спорудах.

Тому, на даний момент першочерговим завданням є реконструкція очисних споруд з можливістю отримання золи або виробництва біогазу.

Так, у м. Києві на Бортницькій станції аерації планується будівництво Блоку №1 та реконструкція Блоків № 2 та 3, на яких передбачається біологічне очищення стічних вод зі створенням зон нітрифікації та денітрифікації в аеротенках, а також будівництво гравітаційних та механічних мулоущільнювачів, які призначені для термоутилізації осадів. В результаті такої реконструкції очисних споруд, кінцевим продуктом очищення стічних вод буде зола, яку можна використовувати у промисловості [55].

На очисних спорудах м. Львова планується будівництво біогазової станції. Відповідно до [56,57] на такій станції буде здійснюватися процес зброджування у метантенках осадів з первинних відстійників та надлишкового активного мулу з аеротенків. В результаті такого процесу буде утворюватися біогаз, який можна використовувати для виробництва електричної та теплової енергії.

Використання ОСВ у сільському господарстві є переважним способом утилізації в Україні і регулюється ДСТУ 7359:2013 «Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрювання» [58].

За даними [2,59] при використанні добрив на основі ОСВ в кількості 500-600 кг/га, спостерігається збільшення урожаю вівса та картоплі в середньому на 20%, кукурудзи на 33,5%, ріпаку – 24% тощо. Також, при використанні таких добрив покращуються якісні показники ґрунту, а саме збільшується вміст гумусу.

За останні декілька років в Україні почали проводити дослідження з можливості використання ОСВ для виробництва будівельних матеріалів. На заводі інституту «Южгірпромцемент» встановлена можливість використання 3-10% зневодненого осаду у складі цементних сировинних сумішей. Як свідчать дані [60] при додаванні до суміші для виробництва цегли фіксуєної добавки з ОСВ в кількості 5% від її загальної маси, спостерігається збільшення міцності та пористості цегли.

Дослідженнями [61] встановлено, що у випадку додавання 6% органічно-мінерального порошку на основі ОСВ до суміші для виробництва асфальтобетону, спостерігається високий коефіцієнт водостійкості та збільшується міцність.

1.2. Світовий досвід рекультивації порушених земель

Швидкий розвиток гірничодобувної промисловості, який відбувся у другій половині ХХ століття, призвів до деградації та руйнації компонентів навколишнього середовища. З розвитком промисловості виникла необхідність відновлення природних комплексів та повернення в господарський обіг порушених земель. В зв'язку з цим, широкого розповсюдження набула рекультивація порушених земель.

В українській технічній літературі під *рекультивацією* розуміють комплекс інженерних, гірничотехнічних, біологічних та інших заходів, спрямованих на відновлення продуктивності та господарської цінності порушених промисловістю територій, а також покращення умов довкілля відповідно до інтересів суспільства [62-64].

В зарубіжній літературі під *рекультивацією* розуміють процес відновлення або надання корисних цінностей деградованим або спустошеним землям шляхом відповідного моделювання земель, а також покращення фізичних та хімічних властивостей ґрунтів [66,67].

В інтересах екологічної безпеки та переходу до сталого розвитку в ряді промислово-розвинених країн світу почали приймати закони та програми спрямовані на захист та відновлення навколишнього середовища від наслідків видобутку корисних копалин. Велика увага рекультивації почала приділятися в Сполучених Штатах, Німеччині, Польщі, Великій Британії, а згодом і в ряді інших країн [67-70].

Вибір напряму рекультивації у кожній країні проводиться для кожного випадку окремо на основі комплексу природних та економічних чинників. Так, наприклад, у Великій Британії, Німеччині та Угорщині перевагу віддають

сільськогосподарському напрямку рекультивації, а в Сполучених Штатах, Туреччині – лісогосподарському.

Перші роботи по рекультивації земель в США були проведені у 1926 році в штаті Індіана [70]. За даними [71] в період від 1930 до 1977 року внаслідок поверхневого видобутку вугілля було порушено близько 2,5 млн. га земель. В зв'язку з цим, у 1977 році був прийнятий Закон про контроль над видобутком та рекультивацією (The Surface Mining Control and Reclamation Act (SMCRA)), який призвів до значних змін в практиці рекультивації, а також встановив федеральний контроль за видобутком вугілля, рекультивацією та екологічними стандартами [72,73].

Гірничодобувна промисловість у США розташовується практично на усій території, тому напрям біологічної рекультивації земель обирають відповідно до властивостей ґрунтів та кліматичних умов. Так, наприклад, у Східних Штатах переважає лісова рекультивація, у Західних – порушені землі відводять під пасовища, а у Середньо-Західних – для вирощування сільськогосподарських культур [71].

Лісовий напрям рекультивації в США є переважаючим, а тому характеризується великим різноманіттям деревних культур (табл.1.3) [74,75].

Таблиця 1.3.

Види рослин, які використовують для лісової рекультивації

Загальна назва	Наукова назва	Застосування
Платан західний	<i>Platanus occidentalis</i>	Для мокрих ґрунтів
Чорний дуб	<i>Quercus velutina</i>	Для сухих ґрунтів
Білий дуб	<i>Quercus alba</i>	Для різних видів ділянок
Тюльпанове дерево	<i>Liriodendron tulipifera</i>	Для тонких фактурних ґрунтів в нижній частині схилу
Клен цукровий	<i>Acer saccharum</i>	Для вологих ґрунтів
Акація рожева	<i>Robinia hispida</i>	Закріплює азот на вологих ґрунтах

Великої уваги у США надають і сільськогосподарському напрямку рекультивації. На порушених землях вирощують люцерну, овес та кукурудзу. За даними [76] при вирощуванні кукурудзи на рекультивованих землях, приріст врожаю був у два рази більший ніж до початку видобутку корисних копалин.

На відвалах, які утворюються внаслідок видобутку корисних копалин створюють пасовища. В штаті Канзас близько 80% усіх пасовищ розміщені на рекультивованих вугільних відвалах, також тут на відновлених землях вирощують фруктові сади та створюють виноградники. В штатах Пенсильванія, Огайо та Індіана на рекультивованих відвалах створюють парки [76].

В Туреччині, землі порушені внаслідок видобутку корисних копалин зазвичай використовують під заліснення. Згідно із [77] між 1991 та 2011 роками на території покинутих кар'єрів площею 4455 га, було висаджено близько 7,3 млн. дерев.

На відпрацьованому буро-вугільному кар'єрі Ağaçlı добре прижилися: 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. 1.2) [77,78].



Рис. 1.2. Заліснення вугільного кар'єру Ağaçlı

Використання порушених земель для сільськогосподарського використання є переважаючим напрямом в Болгарії. На рекультивованих землях вирощують зернові, технічні та деякі садові культури – овес, кукурудзу, соняшник, виноград. Лісова рекультивація на порушених гірничодобувною промисловістю територіях в Болгарії проводиться з 70-х років минулого століття. Вид лісових насаджень тут обирають з врахуванням природного різноманіття району, крім того лісові насадження повинні бути стійкими до новостворених екологічних умов земної поверхні [79].

Значного досвіду у лісовій рекультивації в Болгарії набуто в районі кар'єрів Maritsa Iztok та Pernik. Для лісової рекультивації успішно використовують дуб звичайний, дуб червоний, дуб пухнастий, в'яз корковий. Як додаткові види використовують – ясен звичайний, липу срібну, березу повислу, дику яблуню та інші. На відвалах з підвищеним вмістом піску та більш пухким субстратом висаджують сосну австрійську, на слабо кислих або нейтральних ґрунтах – білу акацію [80,81].

На відвалах з видобутку свинцево-цинкових руд створюють пасовища. На рекультивованих землях вирощують конюшину червону (*Trifolium pratense*), конюшину білу (*Trifolium repens*), кострицю червону (*Festuca rubra*) та лядвенець рогатий (*Lotus corniculatus*). За даними [82,83] вони є стійкими до кліматичних умов регіону та не дуже вибагливі до ґрунтового середовища.

Для лісової рекультивації кар'єрів та відвалів з видобутку міді в Болгарії використовують: із деревних видів рослин – сосну звичайну, бук європейський, явір, граб східний, дуб червоний, дику яблуню тощо; з кущових видів – акацію жовту, дерен, церцис європейський, барбарис звичайний та інші [79].

В Естонії переважаючим напрямом рекультивації порушених земель є лісогосподарський. Великого досвіду набуто по озелененню відвалів після видобутку горючих сланців, золівідвалів теплових електростанцій та фосфоритних відвалів.

Рекультивація відвалів сланцевих кар'єрів в Естонії розпочалась у 1960 році, тоді на розрівняній ділянці було висаджено сосну звичайну та модрину

звичайну. За даними [84-86] окрім сосни звичайної на розрівняних сланцевих відвалах, із хвойних порід дерев добре ростуть модрина європейська (*Larix decidua* Mill.), ялина колюча (*Picea pungens* Engelm.) та ялина звичайна (*Picea abies* (L.) Karst.) тощо. Із листяних порід дерев – береза повисла (*Betula pendula* Roth.), вільха чорна (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), клен звичайний (*Acer platanoides* L.), ясен звичайний та зелений (*Fraxinus excelsior* L. та *F. viridis* Michx.), липа звичайна (*Tilia cordata* Mill.), в'яз шорсткий (*Ulmus glabra* Huds.) та інші. Як показують дослідження [87] розкладання листків берези та вільхи добре впливають на процес ґрунтоутворення на сланцевих відвалах.

При сільськогосподарському напрямі рекультивації сланцевих відвалів, на порушених землях вирощують ячмінь, жито та картоплю. Проте, з можливістю вирощування на таких землях даних культур, потужність гумусового шару має становити 50 см і більше [87].

На золівідвалах теплових електростанцій створюють сінокоси. На таких землях, як показують дослідження, добре ростуть костриця червона (*Festuca rubra* L.), грястиця збірна (*Dactylis glomerata* L.), стоколос безостий (*Bromopsis inermis* (Leyss.) Holub) та конюшина біла (*Trifolium repens* L.) [87].

Значного успіху в Естонії досягнуто по рекультивації фосфоритних відвалів. До екстремальних умов, які виникли на фосфоритних відвалах добре прижилися сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), вільха чорна (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), модрина сибірська (*Larix sibirica* Ledeb.), горобина проміжна (*Sorbus intermedia* (Ehrh.) Pers.) та інші, серед кущових – карагана дерев'яниста (*Caragana arborescens* Lam.), обліпіха (*Hippophae rhamnoides* L.), маслинка срібляста (*Elaeagnus commutata* Vemh, ex Rydb) тощо [87].

За даними [88] внаслідок видобутку бурого вугілля в Німеччині порушено близько 82 тис. га земель сільськогосподарського призначення. Видобуток бурого вугілля в Центральній та Східній Німеччині, який здійснювався впродовж 200 років призвів до значних змін у ландшафті (рис. 1.3) [89].

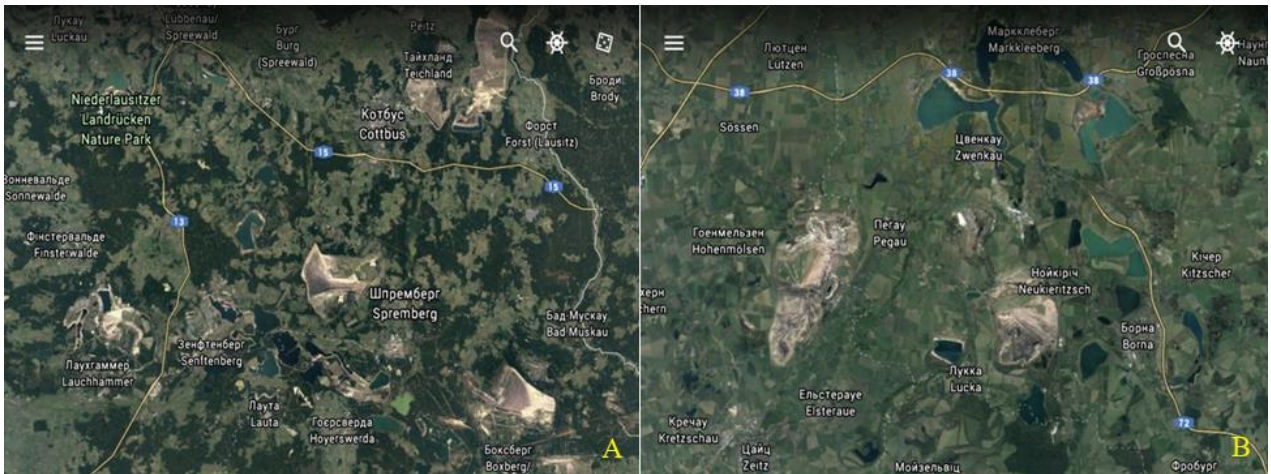


Рис. 1.3. Післягірничі ландшафти: А – Східної Німеччини, В – Центральної Німеччини (Geobasis-DE/BKG)

Роботи по рекультивациі кар'єрів та відвалів з видобутку бурого вугілля, розпочались в Німеччині на початку ХХ століття, проте темпи проведення таких заходів були дуже низькими, у порівнянні із постійно зростаючими темпами утворення нових порушених територій. В зв'язку з цим, у 1980 році був прийнятий Федеральний закон про видобуток (Federal Mining Law – Bundesberggesetz, BBergG), який почав регулювати відносини у сфері ведення гірничих робіт, починаючи від видобутку сировини та закінчуючи закриттям кар'єрів та їх рекультивацию [73,90].

Особливу увагу в Німеччині приділяють сільськогосподарському напрямку рекультивациі порушених земель, оскільки тут присутній великий дефіцит сільськогосподарських угідь. На відвалах від видобутку бурого вугілля вирощують жито (*Secale cereale* L.), пшеницю (*Triticum aestivum* L.), ячмінь (*Hordeum vulgare* L.), ріпак (*Brassica napus* L.), люпин (*Lupinus*) та інші. Важливого значення тут надають проведенню меліоративних заходів: внесення вапна та мінеральних добрив, побутових відходів, буро-вугільної золи тощо [88,91].

Для лісової рекультивациі в Німеччині використовують такі види дерев та чагарників, які можуть переносити специфічні властивості порушених ґрунтів. Так, внаслідок проведення меліоративних робіт на відвалах з видобутку бурого

вугілля, які містять значну кількість сірки, в регіоні Лужиця (Lusatia) добре прижилися сосна (*Pinus*), дуб (*Quercus*), береза (*Betula*), модрина (*Larix*) та інші види хвойних та листяних видів дерев [91].

Великого досвіду з рекультивації земель порушених внаслідок видобутку бурого вугілля набуто в Польщі. За даними [92,93] на шахтах Konin та Adamów для сільськогосподарських цілей рекультивувалося 3830 та 2270 га відповідно. Завдяки проведенню складних меліоративних робіт на відновлених землях вирощують пшеницю, люцерну, кукурудзу, соняшник, буряк та конюшину (рис.1.4).



Рис. 1.4. Урожай люцерни на розрівняних відвалах шахти Konin

Значних успіхів в Польщі набуто по рекультивації піщаних кар'єрів. Землі порушені внаслідок видобутку піску в більшості випадків використовують під заліснення. У місцях з бідними ґрунтами добре прижилися сосна звичайна (*Pinus sylvestris*), береза срібляста (*Betula pendula*), вільха чорна (*Alnus glutinosa*) та дуб звичайний (*Quercus petraea*); у місцях з більш родючими ґрунтами – модрина європейська (*Larix decidua*), дуб англійський (*Quercus robur*) та явір (*Acer pseudoplatanus*) [92,94].

Значної уваги в Польщі приділяють рекультивації земель для рекреаційних цілей: парк ім. Н. Vednarskiego в Кракові, створений на вапнякових кар'єрах; парк культури та відпочинку в м. Хожув площею 640 га, створений на відвалах з

видобутку кам'яного вугілля; парк Kadzielnia у м. Кельце створений на відкритих кар'єрах з видобутку вапняку тощо [68,95].

В Україні найбільшого досвіду щодо рекультивації порушених земель набуто у вугільній промисловості. У процесі рекультивації земель у Дніпровському буровугільному басейні, на порушені ділянки наносять шар родючого ґрунту, вносять вапно та буровугільну золу, з подальшим вирощуванням багаторічних трав [96].

Значного успіху також досягнуто по рекультивації земель, порушених внаслідок видобутку залізних та марганцевих руд. Найбільшим досвідом рекультивації залізорудних кар'єрів володіє Комиш-Бурунський металургійний комбінат. Так, за даними [96] в результаті проведення рекультивації в сільськогосподарський обіг повернуто понад 600 га земель, на яких вирощують пшеницю та кукурудзу. Також, на цьому комбінаті існує досвід по рекультивації відпрацьованих відвалів для насадження садів.

На Орджонікідзевському гірничо-збагачувальному комбінаті на порушених землях було проведено поетапну систему рекультивації, в результаті якої на першому етапі землі використовують для вирощування багаторічних трав, а на другому – порушені землі повторно вкривають шаром чорнозему на яких вирощують пшеницю та кукурудзу.

Успішною також є рекультивація відвалів в Кривбасі. На відвалах висаджено клен, акацію, тополю та інші дерева, які добре прижилися. Середній приріст дерев при цьому становив 0,36–0,60 м/рік. На відвалах Полісся та Лісостепу України, для підвищення продуктивності та стійкості лісостанів, рекомендовано висаджувати вільху чорну та багаторічний люпин [97].

Великого досвіду в Україні набуто і в лісовій рекультивації відвалів. За даними [98] для лісогосподарського використання у Житомирській області на Стрижівському родовищі ільменітових руд та буровугільному родовищі заліснено 825 та 196 га відповідно; у Черкаській області на родовищі з видобутку бурого вугілля та каолінових глин заліснено 640 та 50 га; у Кіровоградській області на буровугільному родовищі заліснено – 1407 га; на родовищах

нікелевих та залізних руд в Дніпропетровській області заліснено 834 та 409 га тощо.

Великої уваги у розвинених країнах приділяють можливості використання для біологічної рекультивації енергетичних культур рослин, таких як міскантус, тополя, верба, павловнія та інші, адже ці рослини є невибагливими до кліматичних умов та можуть рости на забруднених або збіднених ґрунтах, наприклад, на відвалах з видобутку корисних копалин [99-104].

На сьогоднішній день у багатьох країнах світу рекультивацію порушених земель здійснюють шляхом нанесення родючого або потенційно-родючого шару ґрунту та внесенням добрив, вапна, золи та відходів промисловості, з подальшим висаджуванням багаторічних трав. В останні десятиліття великого значення надають «нетрадиційним» видам добрив (наприклад, осад стічних вод, торф тощо), використання яких дозволяє знизити затрати необхідні для створення родючого шару ґрунту та підвищити продуктивність проведення рекультиваційних робіт [105].

1.3. Застосування природних сорбентів в природоохоронних цілях

Використання природних сорбентів в природоохоронних цілях зумовлено низкою як фізичних особливостей цеолітів так і їх економічними перевагами у порівнянні з іншими сорбентами, зокрема вони володіють високими сорбційними властивостями, піддаються регенерації, є екологічно-безпечними та дешевими тощо.

На сьогоднішній день, з метою збереження навколишнього середовища використовують десятки різних видів природних сорбентів – глинисті мінерали (бентоніт, монтморилоніт, палигорськіт), цеоліти (клиноптилоліт, морденіт, шабазит) та ін.

В природоохоронних цілях природні сорбенти використовують для:

- очищення природних і стічних вод від іонів важких металів та фосфатів;
- очищення із радіоактивних відходів ізотопів цезію та стронцію;
- осушення та очищення газів;

- очищення природних та стічних вод від іонів важких металів;
- збереження добрив від вимивання та підвищення родючості ґрунтів тощо.

Варто зазначити, що питання використання природних сорбентів у природоохоронних цілях висвітлені у багатьох роботах. Зокрема у роботі [106] описані експериментальні дослідження щодо застосування бентонітової глини для вилучення зі стічних вод іонів купруму (II). Встановлено, що із збільшенням товщини шару глини кількість поглинених іонів важких металів зростає. У роботі [107] досліджено використання бентоніту модифікованого лантаном (La (III)) для видалення фосфатів із водних середовищ. Встановлено, що за перші 20 хв. модифікованим бентонітом адсорбується більш як 90% фосфатів.

В роботі [108] описані результати досліджень щодо очищення рідких радіоактивних відходів від цезію-137 із застосуванням глинистих сорбентів, модифікованих фероціанідами заліза та міді. Встановлено, що модифіковані сорбенти мають високу сорбційну здатність та селективність по відношенню до Cs-137. В роботі [109] описано особливості динаміки сорбції стронцію-90 на різних видах бентоніту (природному – Black Hill та промислово-модифікованому – Rokla). Встановлено, що природний цеоліт має більший ступінь сорбції (80,7%), у порівнянні з модифікованим (60,7%).

У роботах [110-112] пропонується для створення добрив пролонгованої дії, капсульованих водорозчинною плівкою використовувати цеоліт, оскільки таким чином можна уникнути внесення із капсулою в ґрунти забруднюючих речовин, а також подовжити дію добрив та покращити якість ґрунту.

Висновки до розділу I

1. Здійснено аналіз світового досвіду утилізації осадів стічних вод в Україні та світі. Встановлено, що у розвинених країнах світу найбільша частка (більше 50%) осадів стічних вод використовується у сільському господарстві, решта піддається спалюванню або компостуванню. В Україні з усієї кількості осадів утилізують лише від 3-5%, а тому виникає необхідність у пошуку оптимального способу утилізації ОСВ.

2. Здійснено аналіз світового досвіду біологічної рекультивації порушених земель. Встановлено, що найчастіше порушені внаслідок гірничодобувної промисловості землі рекультивують для сільськогосподарських та лісогосподарських цілей.
3. Визначено, в яких природоохоронних цілях використовуються природні сорбенти.

РОЗДІЛ II

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Характеристика матеріалів

2.1.1. Характеристика осадів стічних вод. Для досліджень були використані осади стічних вод очисних споруд (КОС) м. Львова.

У відповідності до [58] осади стічних вод – це суміш твердих часток з органічних і мінеральних речовин, що випадають в осад у процесі первинного очищення міських стічних вод методом відстоювання (сирі осади), та мікроорганізмів, які брали участь у процесі біологічного очищення стічних вод і виведених із технологічного процесу (надлишковий активний мул).

За результатами лабораторних досліджень, які були проведені на сертифікованому обладнанні в лабораторії агрохімічних, токсиколого-радіологічних досліджень екологічної безпеки ґрунтів та якості продукції Львівської філії ДУ «Держґрунтохорона», було визначено якісний склад свіжих осадів стічних вод КОС м. Львова, який представлений у таблиці 2.1.

Таблиця 2.1.

Якісний склад свіжих осадів стічних вод

Показник	Одиниці виміру	Фактичне значення	
		суха реч.	натур.
Кислотність:			
pH сольове	<i>pH</i>	–	6,4
pH водне	<i>pH</i>	–	6,1
Волога	%	–	73,6
Зола	%	23,8	–
Фосфор загальний	%	1,6	0,42
Калій загальний	%	0,3	0,08
Азот загальний	%	3,56	0,93
Азот амонійний	%	0,28	0,073

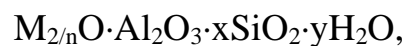
Продовження таблиці 2.1.

Азот нітратний (в торфі)	мг/100г	11,75	–
Кальцій (як ґрунт)	ммоль/100г	11,75	–
Магній (як ґрунт)	ммоль/100г	4,12	–
Сірка рухома (а ґрунті)	мг/кг	14,8	–
Мікроелементи:			
мідь (Cu)	мг/кг	–	4,0
цинк (Zn)	мг/кг	–	17,6
марганець (Mn)	мг/кг	–	45,1
кобальт (Co)	мг/кг	–	2,86
залізо (Fe)	мг/кг	–	65,0
свинець (Pb)	мг/кг	–	1,56
кадмій (Cd)	мг/кг	–	0,2
бор (B)	мг/кг	–	4,01

Як видно з таблиці, відібрані на КОС м. Львова свіжі осади стічних вод у відповідності до ДСТУ 7369:2013 у достатній кількості містять фосфор, калій та азот, а важкі метали не перевищують гранично-допустимих концентрації (ГДК).

2.1.2. Характеристика природних дисперсних сорбентів

Цеоліт. Природні цеоліти – це велика група мінералів класу силікатів, алюмосилікатів натрію, кальцію, магнію та мангану каркасної будови, із загальною формулою:



де М – лужний або лужноземельний метал;

n – ступінь його окиснення.

Основу структури цеолітів становлять кільця із тетраєдрів, утворених SiO_4^{4-} , AlO_4^{5-} , великі порожнини між якими з'єднані каналами (рис. 2.1) [113,114].

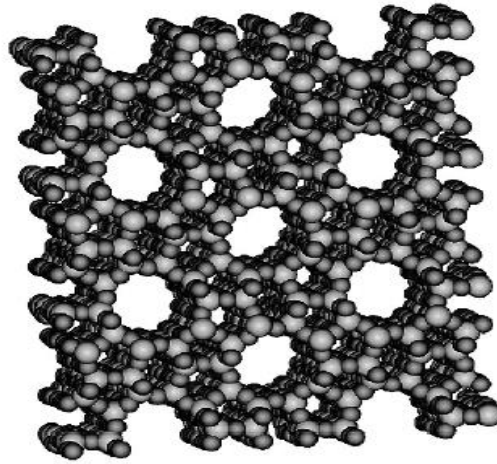


Рис. 2.1. Структура цеоліту

Для досліджень був використаний цеоліт Сокирницького родовища Закарпатської області. Це родовище є одним із найбільших родовищ у світі.

Мінеральний склад Сокирницького родовища представлений: клиноптилолітом (60-90%), кварцом та польовим шпатом (6-7%), глинистими мінералами (2-6%) та плагіоклазом (~2%). Цеоліт Сокирницького родовища є висококремнієвим із співвідношенням кремнезему до глинозему від 3,5 до 10,5, та в середньому містить 60% діоксиду кремнію.

У таблиці 2.2. наведено хімічний склад цеоліту.

Таблиця 2.2.

Хімічний склад цеоліту

Компонент	Вміст, %	Компонент	Вміст, %	Компонент	Вміст, %
SiO ₂	70,21	TiO ₂	0,14	Na ₂ O	1,77
Al ₂ O ₃	12,27	MnO	0,073	SO ₃	0,1
Fe ₂ O ₃	1,2	P ₂ O ₅	0,033	CaO+MgO	10,604
FeO	0,55	K ₂ O	3,05		

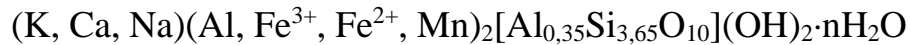
Хімічний склад цеоліту відповідає формулі:



За своїми фізико-хімічними властивостями клиноптилоліт є стійким до дії кислот та лугів (рН 0-7 та 7-13 відповідно), а також має високу термостійкість

(700°C), що дозволяє використовувати його у різних технологічних процесах [115].

Глауконіт. Глауконіт – це мінерал класу шаруватих силікатів групи гідрослюд, до складу якого входять кремній, алюміній, калій, залізо та ін., із хімічною формулою [116]:



Для досліджень був використаний глауконіт Адамівської групи родовищ Хмельницької області, розвідані запаси якого складають 12,6 млн. т.

Глауконіти Адамівської групи родовищ Хмельницької області – це природні піски, які містять 50-70% мінералу глауконіту. Поширений у вигляді тонкокристалічних, інколи ґрунтоподібних агрегатів із зеленуватим забарвленням. Володіє високими фізико-хімічними характеристиками [117]:

- твердість: 2 – 3;
- густина: 2200 – 2900 кг/м³;
- ефективна питома поверхня: 112 мг/г;
- ємність катіонного обміну: 15 мг-екв/дм³;
- ємність моношару: 1,73 ммоль/1г.

У таблиці 2.3 наведено хімічний склад глауконіту.

Таблиця 2.3.

Хімічний склад глауконіту

Компонент	Вміст, %	Компонент	Вміст, %	Компонент	Вміст, %
SiO ₂	59,97	TiO ₂	0,15	Na ₂ O	1,66
Al ₂ O ₃	7,15	MnO	>0,01	MgO	2,0
Fe ₂ O ₃	11,62	P ₂ O ₅	2,25	CaO	2,71
FeO	0,5	K ₂ O	4,63	H ₂ O	4,73

2.2. Методика топографо-геодезичних робіт

Топографо-геодезичні роботи для прив'язки та оконтурення мулового поля території очисних споруд ЛМКП «Львівводоканал» виконувалися в червні 2019 року ФОП Чемерисом А.О.

Тахеометричне знімання виконувались електронним тахеометром SOKKIA, який дає змогу реєструвати числову та текстову інформацію, і виконувати кодування предметів місцевості в польових умовах, а також різними графопобудовниками, які після відповідної обробки матеріалів за допомогою програмно-технологічних комплексів типу "Топоград" та "DIGITALS", дають змогу автоматизовано отримувати топографічні плани в цифровому та графічному вигляді.

У роботі з тахеометром застосовувались спеціальні віхи для віддалемірних відбивачів. Кути вимірювались одним повним прийомом.

Коливання значень, що одержані із напівприймів в процесі вимірювання кута, не перевищували 20".

В процесі вимірювання ліній відносна лінійна похибка не перевищувала 1/2000 за умови, що абсолютні лінійні похибки не перевищували 0,05 м. Віддалі від точок тахеометричних ходів (знімальних станцій) до пікетів і віддалей між пікетами не перевищували 500 м .

Виміряні на станції віддалі до пікетних точок реєструвались в терміналі даних електронного тахеометра. Паралельно із цим в процесі виконання знімання на кожній станції викреслювався абрис. Абриси оформлялись умовними знаками (із пояснювальними написами), приблизно дотримуючись масштабу знімання, на окремих для кожної станції аркушах, що орієнтовані по ходу і на яких показують напрям орієнтування. В абрисах показувалась ситуація місцевості та межі даної земельної ділянки .

Виконання польових робіт при тахеометричному зніманні поєднувалося із попередньою камеральною обробкою матеріалів знімання. При цьому здійснювались:

- перевірка польових журналів і складання детальної схеми знімальної основи;
- обчислення координат станцій знімання;
- обчислення висот усіх пікетів на станціях;
- накладання точок знімальної основи і ситуації.

Обробка результатів вимірювань включала:

- створення картографічного матеріалу для обстеження мулового поля за адресою: Лисиничівська сільська рада, Пустомитівський район, Львівська область.
- для обчислення векторів – баз між пунктами використовувалась програма Ashtech Solutitson.
- оцінка якості вимірів виконувалась за абсолютними середньоквадратичними похибками визначення місцеположення, точність яких знаходиться в межах 0,05-0,20м.
- камеральна обробка польових даних проводилась на персональному комп'ютері із застосуванням програмного забезпечення “DIGITALS”, “INVENTGRAD” та “MAPINFO”.

В результаті проведених робіт була створена цифрова модель та база даних у вигляді dmf-файлу.

2.3. Методика відбору проб

2.3.1. Методика відбору проб осадів стічних вод. На час відбору проб (червень 2019 року), осади мулового поля очисних споруд були тонкодисперсними слабоущільненими, а в деяких місцях водонасиченими осадами.

Відбір проб накопичених осадів проводився із застосуванням металічної циліндричної труби, типу желонки, із нижнім клапаном. Діаметр пробовідбірника становив 128 мм, довжина 1 м. До верхньої частини пробовідбірника прикручувалася труба, довжина якої нарощувалася за допомогою муфтових з'єднань.

Потужність мулових осадів становила 3 м і більше. Проби відбиралися в інтервалі глибин 0-0,2 м; 1,4-1,6 м; 2,8-3 м. Такі інтервали були вибрані із метою дослідити еколого-біогеохімічні та паразитологічні характеристики мулів у приповерхневих, середньоглибинних та придонних умовах їхнього перебування. Об'єм відібраної проби становив 2,5 дм³.

Відібрані проби осадів запаковувалися у подвійні поліетиленові пакети. Кожній пробі присвоювався порядковий номер. Номери проб записувалися у журнал відбору проб. Координати точок відбору замірялися та прив'язувалися до місцевості за допомогою геодезичних приладів.

Свіжі осади були відібрані безпосередньо після вивантаження із центрифуг. Відібрані проби осадів запаковувалися в поліетиленовий пакет.

2.3.2. Методика відбору проб ґрунту. Проби ґрунту відбиралися за загальноприйнятою методикою [118]. Згідно даної методики проби ґрунту відбиралися на глибині 20-30 см і запаковувалися в поліетиленові пакети. Далі ґрунт очищувався від коренів та рослинності і висушувався. Висушений ґрунт просіювався через сито з вічками 2 мм.

2.4. Методики аналітичних визначень складу осадів стічних вод

Оскільки ДСТУ щодо методики визначення показників складу осадів із очисних споруд на даний час ще не розроблені, дослідження проводилися згідно з чинними нормативними документами щодо аналізу ґрунту.

Вміст органічної речовини визначали гравіметрично після сухого спалювання проби згідно з ДСТУ 4289:2004.

Вміст вологи визначали гравіметрично після висушування 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) згідно з ДСТУ ISO 10390:2007.

Валовий вміст металів (Cu, Ni, Pb, Cd, Mn, Cr та Zn) визначали атомно-абсорбційним методом після кислотного розкладу проб в присутності пероксиду водню згідно з МВВ №№ 081/12-0002-01, 081/12-0003-01, 081/12-0009-01, 081/12-0010-01, 081/12-0011-01, 081/12-0012-01 та 081/12-0013-01, відповідно, а кобальту – згідно з [119].

Ртуть (Hg) з проб осадів вилучали кислотами згідно з [119] і визначали в отриманому розчині спектрофотометрично згідно з [120].

Вилучення рухомих форм металів (Cu, Ni, Pb, Cd, Mn, Cr, Zn, Co, Fe) проводили амонійно-ацетатним буферним розчином з рН 4,8 при відношенні ґрунту до розчину 1:5, з подальшим аналізом отриманих витяжок атомно-абсорбційним методом згідно з ДСТУ 4770-1:2007 – 4770-9:2007.

Визначення загального та амонійного Нітрогену виконували титриметрично у відповідності з ДСТУ 7911:2015.

Рухомі сполуки Фосфору вилучали з ґрунту розчином вуглекислого амонію концентрації 10 г/дм³ при відношенні ґрунту до розчину 1:20 і в подальшому визначали фосфор у вигляді синього фосфорно-молібденового комплексу на спектрофотометрі (згідно ДСТУ 4114:2002).

Бактеріологічні та паразитологічні дослідження мулу виконувалися у Львівському обласному лабораторному центрі міністерства охорони здоров'я України титраційним та мікроскопічним методами, відповідно.

2.5. Метод визначення якості ростового субстрату (біоіндикація)

Визначення якості ростового субстрату визначали за загальноприйнятим методом [121,122].

В цьому методі для встановлення можливості використання ростового субстрату перевагу віддають рослинам, оскільки вони характеризують стан середовища в якому вони ростуть, швидко розмножуються, по-різному реагують на дію шкідливих факторів і тим самим дають змогу вибирати найдоцільнішу відповідну реакцію для конкретного дослідження. Використання такого методу дає змогу визначити сумісну біологічну активність впливу фізико-хімічних факторів на природне середовище [123].

Метод є придатним для всіх типів ґрунтів, ґрунтотворних матеріалів, осаджених відходів або хімічних речовин, які можуть бути внесені у ґрунт. Згідно із методикою, ростовими субстратами є досліджувана суміш ґрунт та контрольний ґрунт, про який відомо, що він має добру якість.

Для досліду обирали два види рослин, які відносяться до однієї із категорій. Категорія 1 – однодольні рослини: жито, райграс, рис, овес, пшениця,

ячмінь, сорго звичайне, кукурудза. Категорія 2 – дводольні: гірчиця біла, ріпак, редька та ріпа дика, китайська капуста, крес-салат садовий, томат, біб. Перед використанням насіння кожної культури проводили аналіз та визначали енергію їх проростання. У кожному із посудин висаджували по 10 однакових насінин вибраного виду. Для кожної повторності у кожному варіанті обчислювали відсоток проростання насіння відносно середнього проростання в 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 дослідження, у відповідності до цього методу нами були використані різні види субстрату на основі ґрунту, ОСВ та природних сорбентів порівняння яких здійснювали відповідно до контрольного ґрунту.

Для визначення якості ростового субстрату із перелічених вище рослин використовували: ячмінь звичайний (*Hordeum vulgare*), гірчицю білу (*Sinapis alba*), крес-салат (*Lepidium sativum*) та райграс (*Lolium perenne*).

Висновки до розділу II

1. Відповідно до мети дисертаційної роботи, подано загальну характеристику об'єкту та предмету досліджень.
2. Приведено загальну характеристику матеріалів, що були використані у дослідженнях: осаду стічних вод та природних сорбентів, які використовувались для створення субстрату.
3. Детально описані методики експериментальних досліджень: методика топографо-геодезичних робіт, методика відбору проб осадів стічних вод та ґрунту, методики аналітичних визначень складу осадів стічних вод, методика визначення якості ростового субстрату, методика визначення елементного складу осадів стічних вод.

РОЗДІЛ III

МОНІТОРИНГОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ НАКОПИЧЕНОГО ОСАДУ НА ТЕРИТОРІЇ ОЧИСНИХ СПОРУД ЛМКП «ЛЬВІВВОДОКАНАЛ»

Через власну високу поживність для рослин (висока концентрація біологічно доступного азоту, фосфору калію) осади каналізаційних стічних вод можуть інтенсивно використовуватися як органічні добрива для вирощування сільськогосподарських рослин.

Проте роками накопичуючись на мулових полях ОСВ можуть містити у своєму складі високі концентрації небезпечних сполук (важких металів), які у випадку використання їх як добрив у сільському господарстві будуть негативно впливати не лише на рослин, але й на ґрунт. Тому, з метою унеможливлення негативного впливу ОСВ на рослини та ґрунти, необхідно проводити моніторингові дослідження накопичених на мулових полях осадів, які дадуть змогу встановити вміст в них як поживних, так і небезпечних речовин [124-126].

У цьому розділі представлені результати моніторингових досліджень накопичених осадів на муловому полі ЛМКП «Львівводоканал».

3.1. Характеристика мулового поля ЛМКП «Львівводоканал»

В результаті проведених топографо-геодезичних робіт, була створена карта мулового поля із чіткою прив'язкою до місцевих координат (рис. 3.1). Крім того, дані дослідження дозволили визначити площу мулового поля, яка складає 12,9006 га або 129006 м².

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

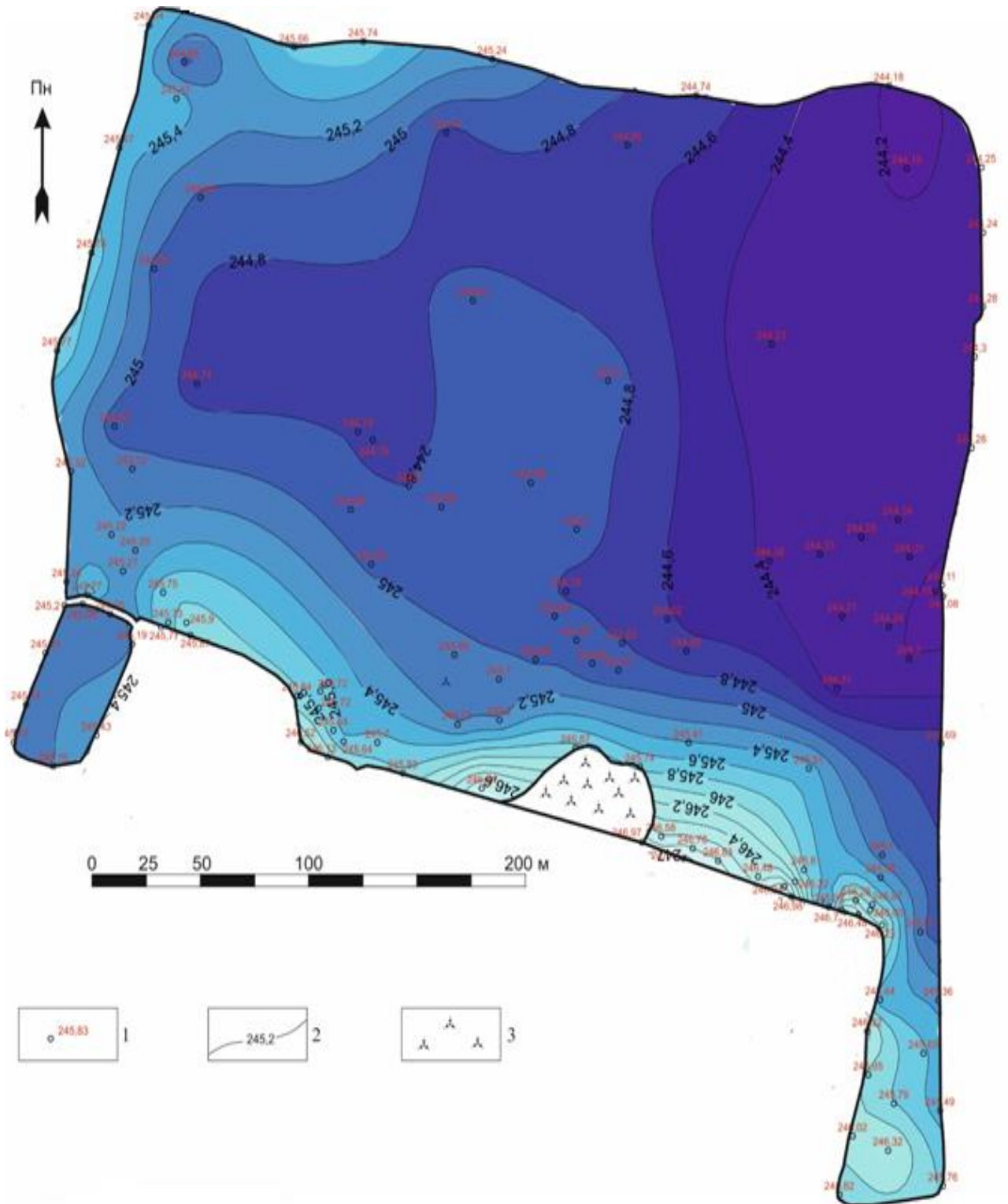


Рис. 3.2. Картосхема морфології поверхні мулового поля: 1 – геодезична точка заміру з даними абсолютної висоти, м; 2 – ізогіпси; 3 – чагарники

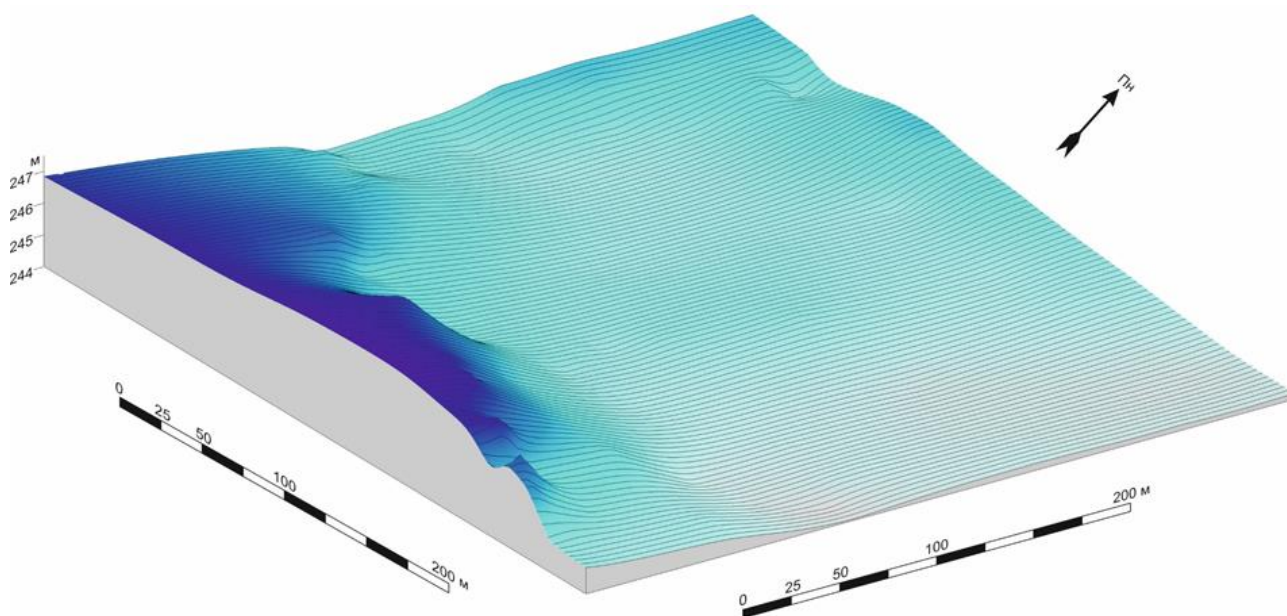


Рис. 3.3. Трьохмірна модель морфології поверхні мулового поля (без нижніх виступів мулового поля)

Як видно з рис. 3.3, поверхня мулового поля є нерівномірною. Це може бути пов'язано із тим, що в процесі складування осадів на муловому полі вони скидалися лише з одного боку, в результаті чого і виникла така нерівномірність розподілу.

Об'єм накопичених на муловому полі осадів був визначений шляхом перемноження площі мулового поля (129006 м^2) на потужність осадів (3,16 м). В результаті обчислень об'єм осадів на муловому полі становить 407659 м^3 .

3.2. Санітарно-мікробіологічні характеристики накопичених осадів

Як свідчать дослідження [126,127] одним із основних обмежень використання ОСВ як добрив для вирощування рослин може бути вміст в них патогенних мікроорганізмів.

Тому, за результатами санітарно-мікробіологічних досліджень, які проводилися для 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), встановлено доволі низьку їх присутність, титр яких не перевищує $0,00001 \text{ г}$ (табл. 3.1).

Таблиця 3.1.

Результати санітарно-мікробіологічних досліджень

№ проби	Титр БГКП (бактерії групи кишкових паличок), г	Патогенні мікроорганізми, в.т.ч. сальмонели (в 50 г осаду)
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 [58]	Індекс БГКП, од./дм ³ <50000	не дозволено

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

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.

Цист патогенних кишкових найпростіших в усіх пробах не виявлено.

Таблиця 3.2.

Результати санітарно-мікробіологічних досліджень

№ проби	Яйця та личинки гельмінтів	Цисти патогенних кишкових найпростіших
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
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 [58]	не дозволено	не лімітується

Отже, за результатами проведених санітарно-мікробіологічних досліджень, накопичені на муловому полі осади стічних вод не містять патогенних мікроорганізмів, а отже потенційно можуть використовуватися як добрива для вирощування рослин.

3.3. Визначення еколого-хімічних характеристик накопичених осадів

3.3.1. Визначення вмісту вологи, органічної та мінеральної речовини, рН в накопичених ОСВ

Визначення вмісту вологи, органічної речовини, а також рН осадів має важливе значення при використанні ОСВ як добрив у сільському господарстві та при проведенні біологічної рекультивації.

Результати визначення вмісту цих компонентів в накопичених на муловому полі ЛМКП «Львівводоканал» осадів наведено в таблиці 3.3. Досліджувані проби були відібрані в інтервалі глибин: 0 – 0,2 м; 1,4 – 1,6 м та 2,8 – 3,0 м.

Таблиця 3.3.

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

Показник	Одиниці вимірювання	Вміст у досліджуваних зразках	ДСТУ 7359:2013
Органічна речовин	мас. %	28 – 44	≥ 40
Вологість	мас. %	6,45 – 15,23	не лімітується
Мінеральна речовина	мас. %	46 – 60	не лімітується
рН	рН	7,12 – 7,98	6,5 – 7,5

На рис. 3.4 представлено розподіл органічної та мінеральної речовини, а також вологості та значення рН в залежності від глибини.

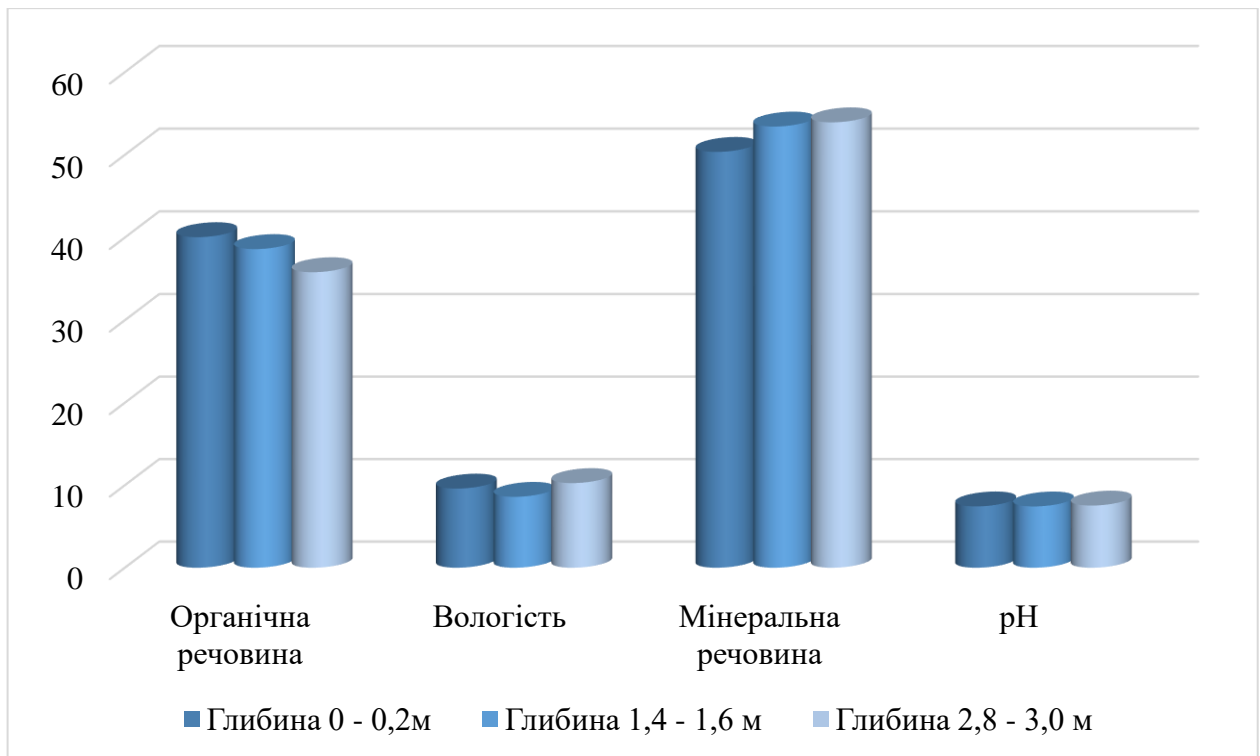


Рис. 3.4. Розподіл органічної та мінеральної речовини, вологості та рН накопичених осадів за глибиною

Як видно з табл. 3.3, кількість води у відібраних пробах осаду знаходиться в межах 6,45-15,23 мас. % (% від загальної маси). Вміст органічної речовини в ОСВ знаходиться в межах 28 – 44 мас. %. Загальний вміст мінеральної речовини осадах досліджуваного мулового поля становить 46 – 60 мас. %. рН досліджуваного середовища має слабо-лужний характер і знаходиться в межах 7,12-7,98.

З рис. 3.4 можна побачити, що у пробах відібраних на глибині 0 – 0,2 м та 2,8 – 3,0 м вміст води у накопичених осадах є більшим ніж у пробах, які були відібрані на глибині 1,4 – 1,6 м.

Що стосується органічної речовини, то у більшості свердловин спостерігається чітка закономірність щодо її зменшення із глибиною відбору проб. Оскільки кількість органічної речовини у приповерхневому шарі мулового поля (0 – 0,2 м) становить 35 – 44 мас. %, при чому максимальні її значення у латеральному плані простягаються широкою смугою від місць скидання осадів у північно-західному напрямку (рис. 3.5).

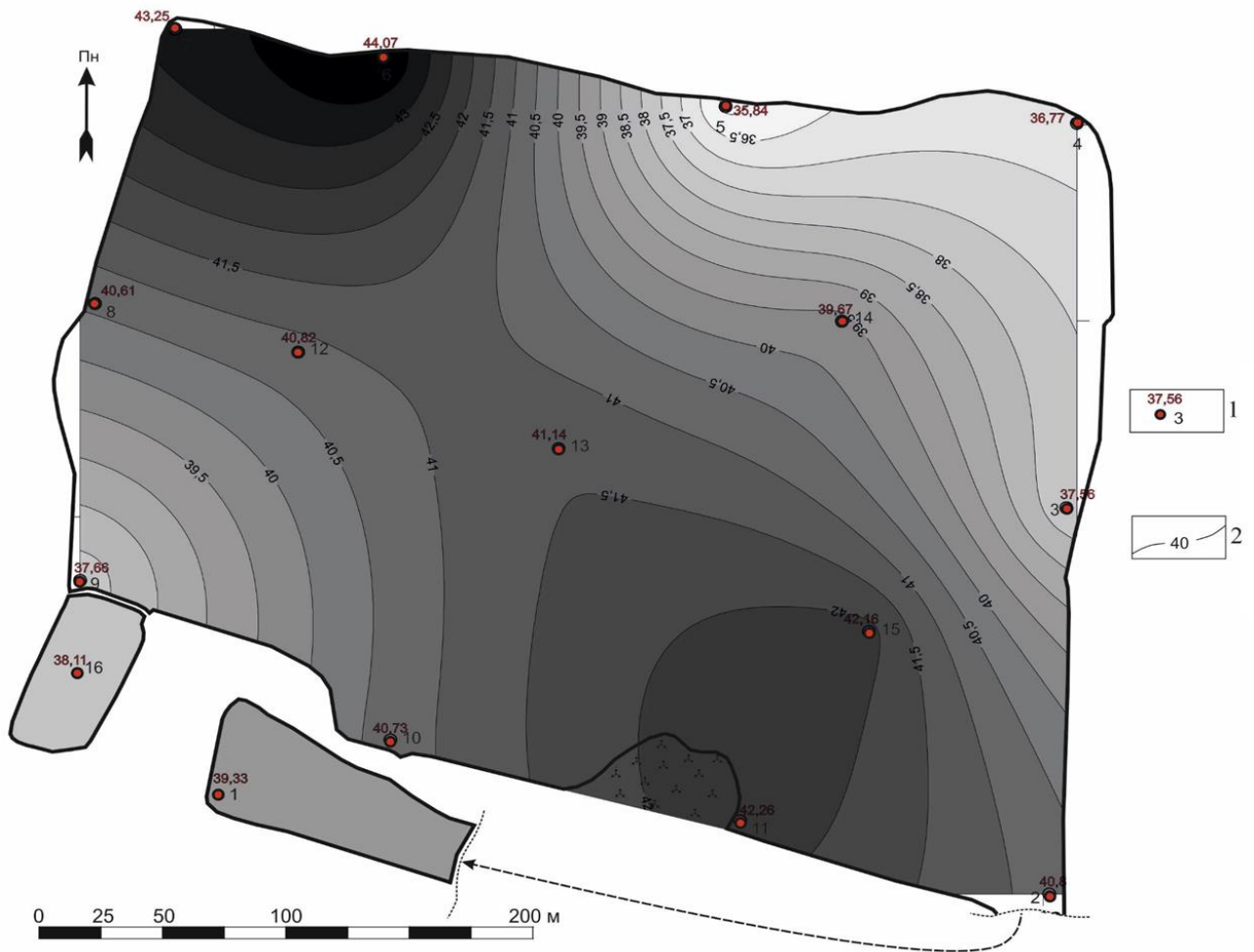


Рис. 3.5. Карто-схема вмісту органічної речовини в інтервалі глибини 0 – 0,2 м:

1 – номер свердловини та вміст органічної речовини, мас. %; 2 – ізолінії
однакового вмісту органічної речовини

У серединному інтервалі мулового поля (1,4 – 1,6 м) вміст органічної речовини знаходить в межах 32-42 мас. %. У латеральному плані збагачення осадів органікою збігається із верхнім інтервалом мулового поля.

У придонному інтервалі (2,8 – 3 м) вміст органіки є найменшим і становить 28 – 40 мас. %. У порівнянні із верхніми шарами тут в центральній частині спостерігається найнижчий вміст органічної речовини, а її максимальні значення спостерігаються у периферійних частинах мулового поля (рис. 3.6).

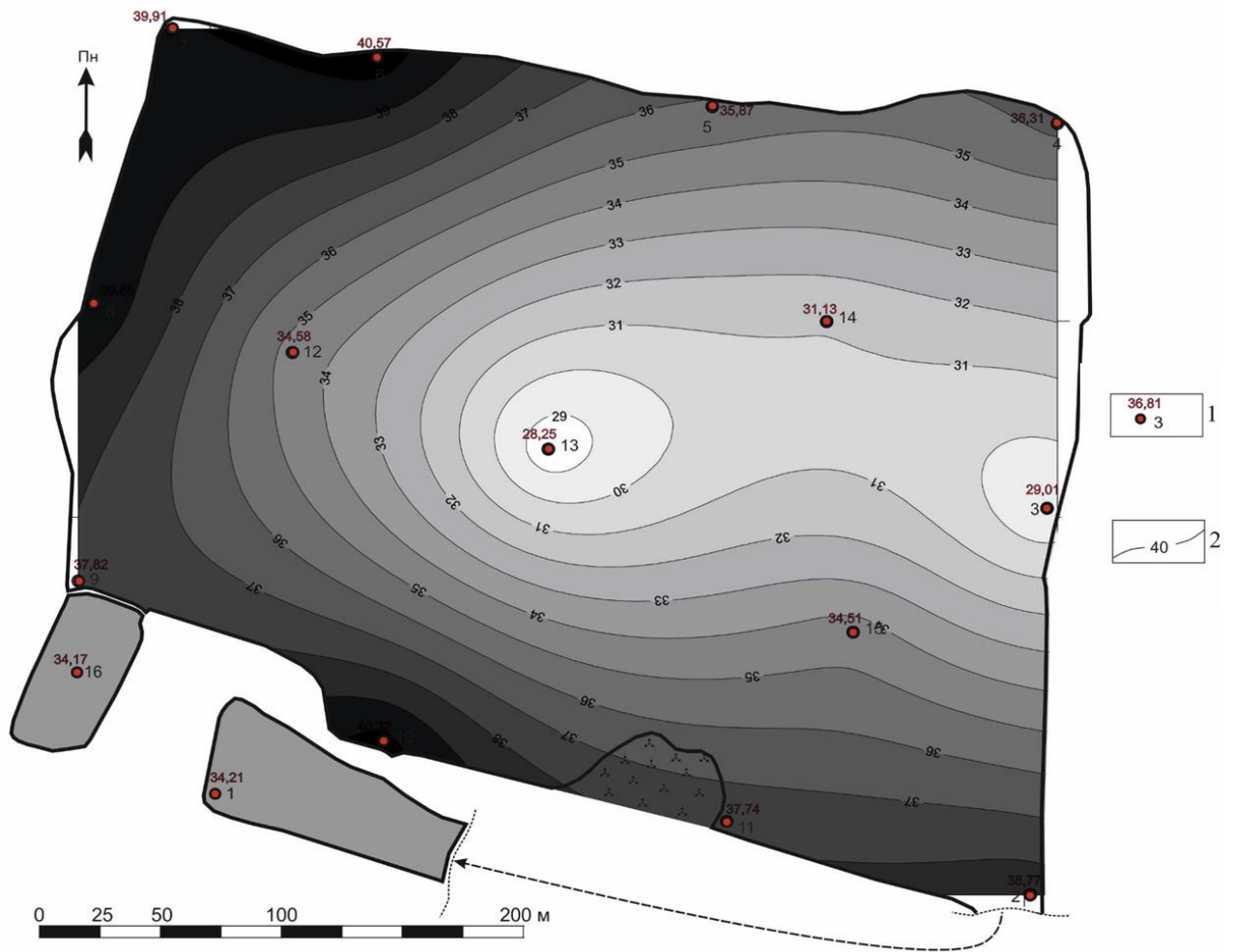


Рис. 3.6. Карто-схема вмісту органічної речовини в інтервалі глибини 2,8 – 3 м:
 1 – номер свердловини та вміст органічної речовини, мас. %; 2 – ізолінії
 однакового вмісту органічної речовини

Вміст мінеральної речовини, як свідчать дані наведені на рис. 3.4. у більшості відібраних проб з глибиною зростає. У приповерхневому шарі мулового поля (0 – 0,2 м) вміст мінеральної речовини становить 46-55 мас. %, при цьому мінімальні її значення характерні для центральної частини.

В інтервалі 1,4 – 1,6 м кількість мінеральної речовини знаходиться в межах 49 – 58 мас. %. Причому максимальні значення характерні для її центральної частини. У придонному інтервалі (2,8 – 3,0 м) вміст мінеральної речовини становить 47-60 мас. %. У латеральному плані морфологія поширення мінеральної речовини подібна до серединного інтервалу мулового поля.

Зростання кількості мінеральної речовини з глибиною пов'язане з гравітаційною диференціацією мулового субстрату, яка проявляється в осіданні важчих мінеральних компонентів. Також, додатковим чинником є їх вимивання із осадів метеогенними водами з наступним переміщенням вниз розрізу мулового поля.

Щодо значення рН, то чітких закономірностей із зміною глибини не встановлено, лише в окремих пробах спостерігається зменшення рН зі збільшенням глибини відбору осадів, що може бути пов'язано із зменшенням вмісту в ОСВ органічної речовини, яка переважно має кислий характер. У приповерхневому шарі (0 – 0,2 м) можна спостерігати зростання значень рН осадів від центральної до периферійної частини, із збільшенням глибини розподіл рН змінюється в зворотному напрямі (тобто від периферійної частини до центральної).

3.3.2. Визначення вмісту в накопичених ОСВ рухомих форм металів

В ґрунті, важкі метали можуть знаходитися в різних по розчинності та рухомості формах, а саме: нерозчинні – входять до складу ґрунтових мінералів; обмінні – перебувають у динамічній рівновазі із іонами 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 [128,129]. Сумарний вміст всіх форм металів називається валовим.

Виходячи із цих ознак, було проведено аналітичні визначення вмісту металів у накопичених на мулових полях ОСВ як в рухомій, так і валовій формах.

Оскільки, на сьогоднішній день в Україні не встановлені гранично-допустимі концентрації рухомих форм важких металів в осадах стічних вод, які можуть бути використані як добрива, то порівняльний аналіз вмісту металів у накопичених на мулових полях ОСВ ЛМКП «Львівводоканал» здійснювався відносно ГДК рухомих форм важких металів у ґрунтах сільськогосподарського

призначення [130]. Вміст рухомих форм важких металів в ОСВ наведено в таблиці 3.4.

Таблиця 3.4.

Вмісти рухомих форм важких металів у накопичених ОСВ (на повітряно-суху пробу)

Назва металу	Вміст металу	Одиниці вимірювання	ГДК для ґрунту сільськогосподарського призначення (рухома форма)
Мідь (Cu)	1,37 – 5,4	мг/кг	3,0
Свинець (Pb)	0,64 – 2,54	мг/кг	6,0
Нікель (Ni)	6,9 – 12,9	мг/кг	4,0
Кадмій (Cd)	1,83 – 3,85	мг/кг	не лімітується
Цинк (Zn)	104 – 222	мг/кг	23
Хром (Cr)	< 0,1	мг/кг	6,0
Кобальт (Co)	1,12 – 1,5	мг/кг	5,0
Манган (Mn)	170 – 296	мг/кг	не лімітується
Залізо (Fe)	11 – 49	мг/кг	не лімітується

На рис. 3.7 представлено зміни в розподілі рухомих форм важких металів (міді, свинцю, нікелю, кадмію, хрому, кобальту) в залежності від глибини.

З таблиці 3.4 та рис. 3.7 видно, що вміст рухомої форми міді (Cu) в осадах мулового поля коливається в межах 1,37 – 5,4 мг/кг повітряно-сухої проби. У деяких відібраних пробах спостерігається перевищення норм ГДК для ґрунту (3,0 мг/кг). Крім того, у вертикальному розподілі даного металу встановлено зменшення його вмісту з глибиною.

Концентрація свинцю (Pb) в мулових осадах змінюється в межах від 0,64 до 2,54 мг/кг. У порівнянні з ГДК для ґрунту (6,0 мг/кг) у відібраних пробах не спостерігається його перевищення. На відміну від міді, у вертикальному розподілі прослідковується зростання його концентрації на глибині 1,4 – 1,6 м та зменшення на глибині 2,8 – 3,0 м.

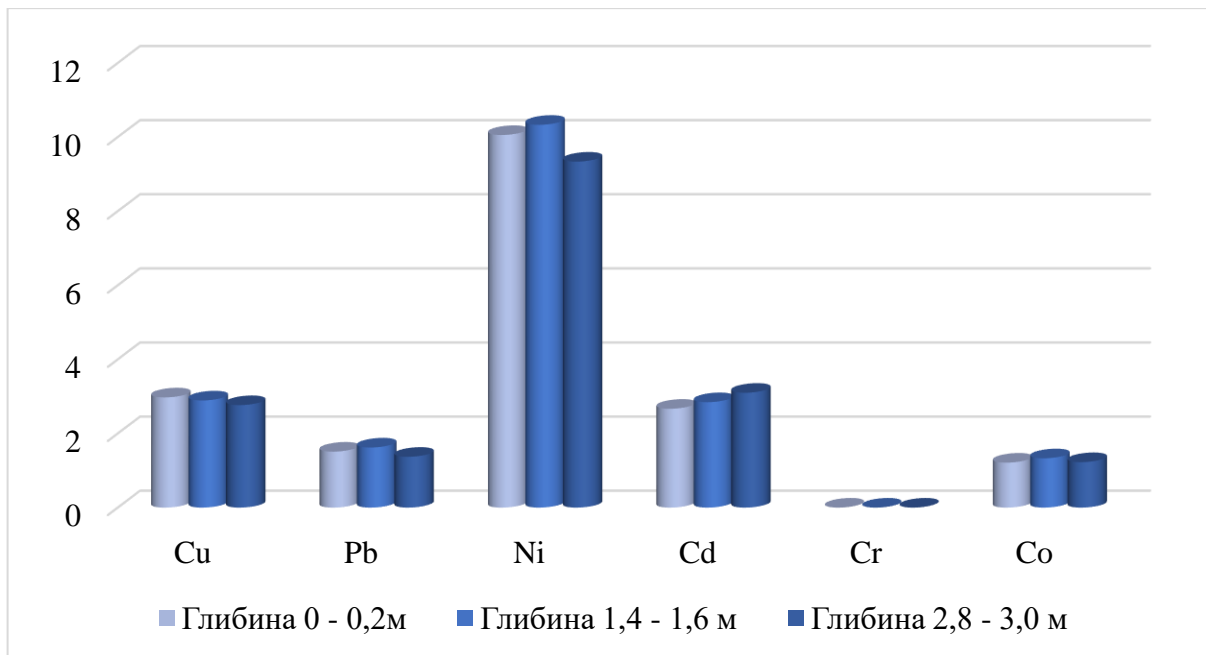


Рис. 3.7. Розподіл рухомих форм важких металів (Cu, Pb, Ni, Cd, Cr, Co) за глибиною

Кількість рухомої форми нікелю (Ni) у накопичених осадах, відповідно до значень наведених у таблиці знаходиться в межах 6,9 – 12,9 мг/кг. Якщо порівняти ці значення із ГДК для ґрунту (4,0 мг/кг), то у всіх досліджених пробах спостерігається перевищення ГДК. Щодо вертикального розподілу, то як і у випадку зі свинцем, тут також спостерігається збільшення його концентрації на глибині 1,4 – 1,6 м та зменшення на глибині 2,8 – 3,0 м.

Вміст рухомої форми кадмію (Cd) в осадах стічних вод коливається в межах 1,83 – 3,85 мг/кг. Для ґрунтів сільськогосподарського призначення даний метал не лімітується, тому можна припустити, що його вміст в ОСВ є прийнятним. Як видно з рис. 3.7 за вертикальним розподілом спостерігається збільшення його концентрації.

Вміст рухомої форми хрому (Cr) в мулових осадах становить менше межі чутливості аналітичного методу і складає < 0,1 мг/кг.

Концентрація кобальту (Co) у відібраних пробах осадів мулового поля коливається в межах 1,12 – 1,5 мг/кг повітряно-сухої проби. ГДК для ґрунтів сільськогосподарського призначення лімітується значенням 5,0 мг/кг. Щодо

вертикального розподілу цього елемента, то як і у випадку з нікелем та свинцем в серединному інтервалі його значення зростають, а в придонному зменшуються.

На рис. 3.8 представлено зміни в розподілі рухомих форм важких металів (цинку, марганцю та заліза) в залежності від глибини.

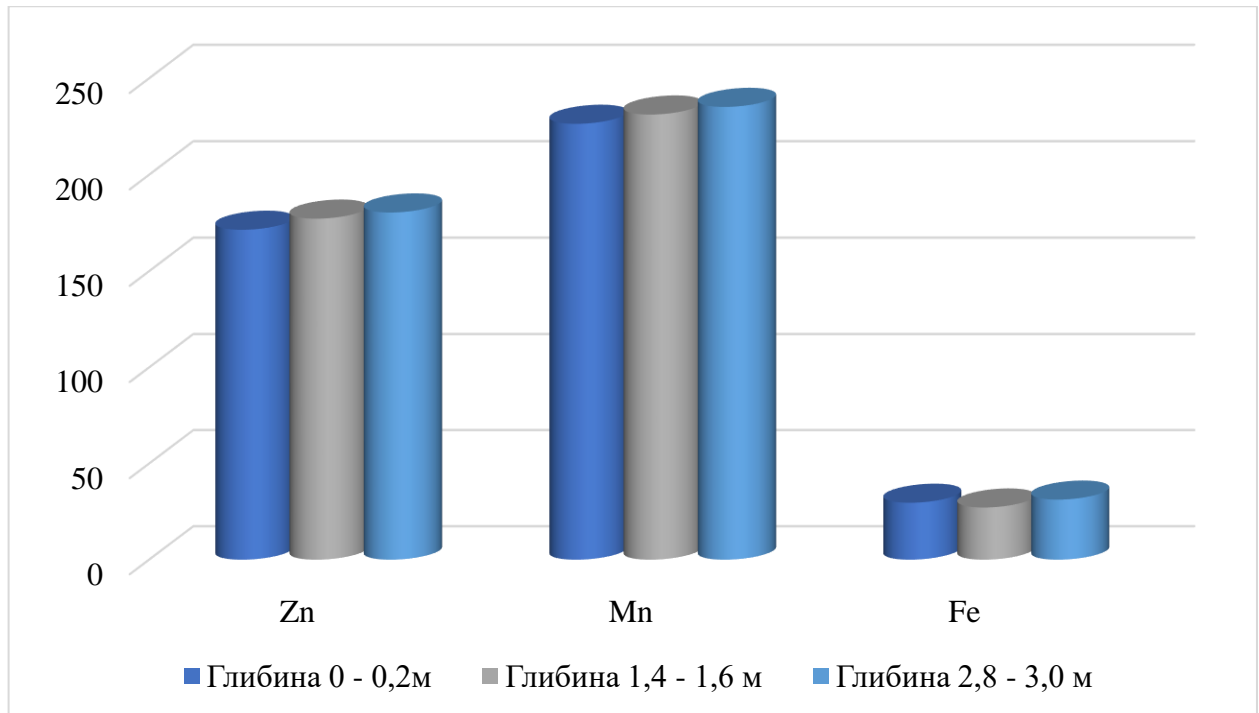


Рис. 3.8. Розподіл рухомих форм важких металів (Zn, Mn, Fe) за глибиною

З табл. 3.4 та рис. 3.8. видно, що концентрація цинку (Zn) в накопичених осадах становить 104 – 222 мг/кг. У порівнянні з ГДК для ґрунту сільськогосподарського призначення (23 мг/кг) у всіх пробах спостерігається перевищення цих норм у 5-10 разів. У вертикальному розподілі можна спостерігати зростання його значень з глибиною.

Кількість рухомої форми мангану (Mn) у мулах знаходиться в межах 170 – 296 мг/кг повітряно-сухої проби. Для ґрунтів сільськогосподарського призначення ГДК мангану не лімітується. У вертикальному розподілі також можна спостерігати збільшення його значень з глибиною.

Вміст рухомої форми заліза (Fe) у осадах мулового поля знаходиться в межах 11 – 49 мг/кг. ГДК заліза для ґрунтів не лімітується. У вертикальному

розподілі спостерігається збільшення його значень на глибині 0 – 0,2 м та 2,8 – 3,0 м і зменшенням в інтервалі 1,4 – 1,6 м.

3.3.3. Визначення вмісту валових форм важких металів в накопичених ОСВ

Загальною особливістю вмісту важких металів у мулових осадах КОС ЛМКП «Львівводоканал» є доволі низькі дисперсії їх значень, які у всіх металах не виходять за межі єдиного порядку.

Результати визначення вмісту валових форм важких металів в накопичених на мулових полях осадах наведено в таблиці 3.5.

Порівняння вмісту важких металів здійснювалося відносно лімітів, затверджених Директивою Євросоюзу для осадів стічних вод з метою їхнього використання у сільському господарстві [131] та допустимих величин вмісту важких металів у осадах стічних вод згідно групи I (Використання або виготовлення компосту в дозах, адекватних стандартним добривам) [58].

Таблиця 3.5.

Валовий вміст важких металів у накопичених осадах (на повітряно-суху пробу)

Назва металу	Вміст металу	Одиниці вимірювання	ГДК за Директивою 86/278/ЄЕС	ДСТУ 7369:2013
Мідь (Cu)	208 – 286	мг/кг	1000 – 1750	100 – 300
Свинець (Pb)	27 – 45	мг/кг	750 – 1200	100 – 200
Нікель (Ni)	29 – 46	мг/кг	300 – 400	50 – 75
Кадмій (Cd)	4,4 – 6,4	мг/кг	20 – 40	3 – 5
Цинк (Zn)	514 – 696	мг/кг	2500 – 4000	300 – 1000
Хром (Cr)	225 – 450	мг/кг	не лімітується	100 – 400
Кобальт (Co)	3,8 – 5,2	мг/кг	не лімітується	5 – 20
Ртуть (Hg)	< 5	мг/кг	16 – 25	2 – 5
Манган (Mn)	334 – 452	мг/кг	не лімітується	250 – 750

На рис. 3.9 представлено зміни в розподілі валових форм важких металів (свинцю, нікелю, кадмію, кобальту, ртуті) в залежності від глибини.

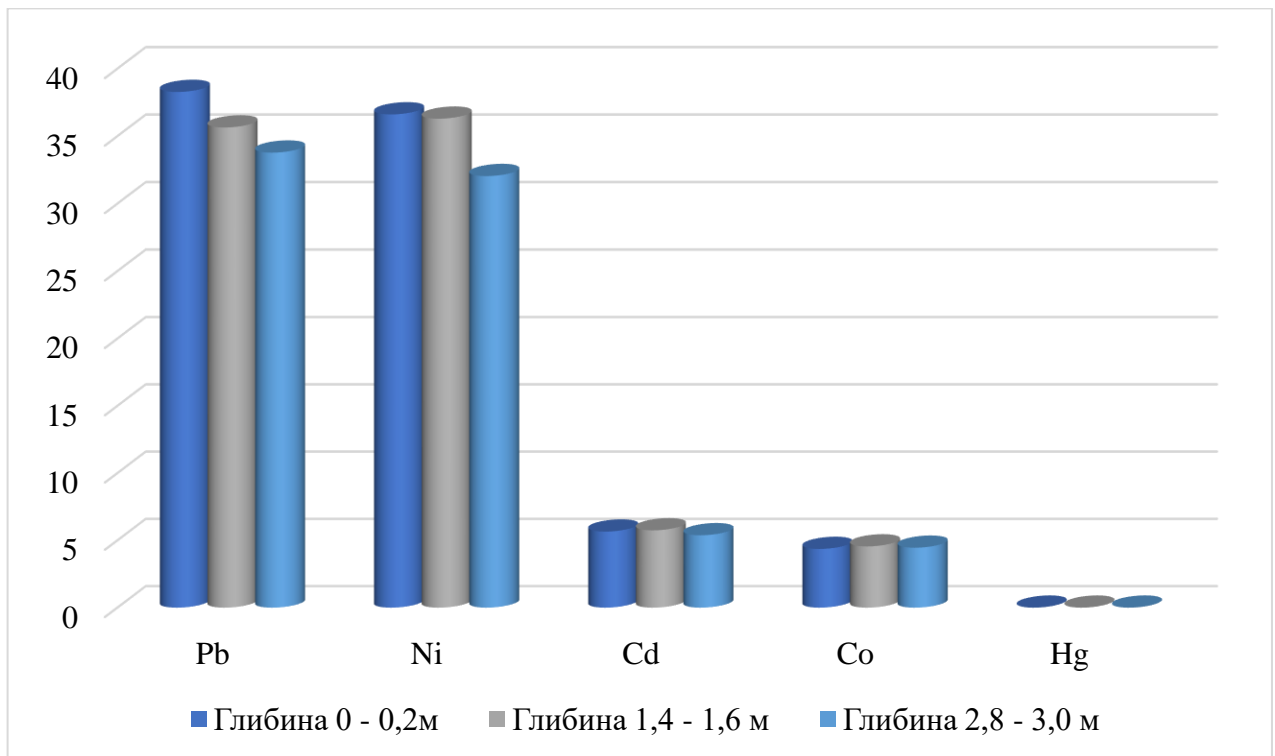


Рис. 3.9. Розподіл валової форми важких металів (Pb, Ni, Cd, Co, Hg) за глибиною

Як показують дані наведені в табл. 3.5 та на рис. 3.9 валовий вміст свинцю (Pb) згідно з даними коливається в межах 27 – 45 мг/кг повітряно-сухої проби мулового осаду. Лімітовані значення для цього елемента становить 750-1200 мг/кг та 100-200 мг/кг відповідно.

У вертикальному розподілі, для центральної частини мулового поля прослідковується зменшення значень свинцю з глибиною.

Концентрація нікелю (Ni) у накопичених осадах становить 29 – 46 мг/кг, при його лімітованих значеннях 300-400 мг/кг та 50-75 мг/кг відповідно. У вертикальному розподілі також прослідковується зменшення значень нікелю з глибиною.

Що стосується вміст валової форми кадмію (Cd), то його кількість у досліджуваних зразках коливається в межах від 4,4 до 6,4 мг/кг. Лімітовані

значення для кадмію становлять 20-40 мг/кг та 3-5 мг/кг. Тут варто зазначити, що практично у всіх відібраних зразках спостерігається перевищення лімітованого значення кадмію у відповідності до ДСТУ.

За вертикальним розподілом зменшення значень кадмію прослідковується в інтервалі глибини 0 – 0,2 м та 2,8 – 3,0 м, в інтервалі 1,4 – 1,6 м його значення зростають.

У латеральному плані найбільші вмісти металу просторово прямо залежать від кількості органічної речовини у накопичених осадах (рис. 3.10 – 3.11).

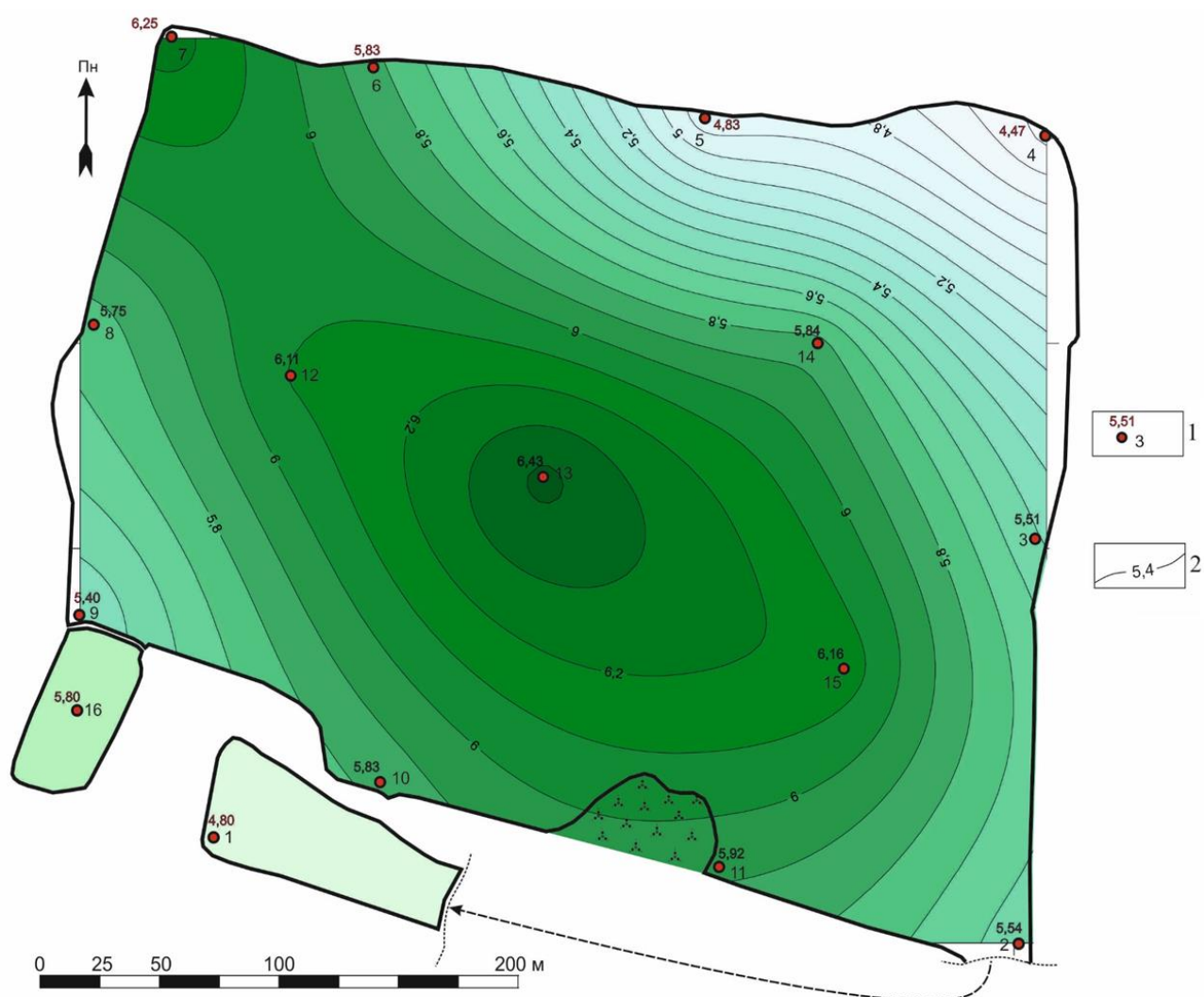


Рис. 3.10. Карто-схема вмісту Cd в інтервалі глибини 0 – 0,2 м: 1 – номер свердловини та вміст Cd, мг/кг; 2 – ізолінії однакового вмісту Cd

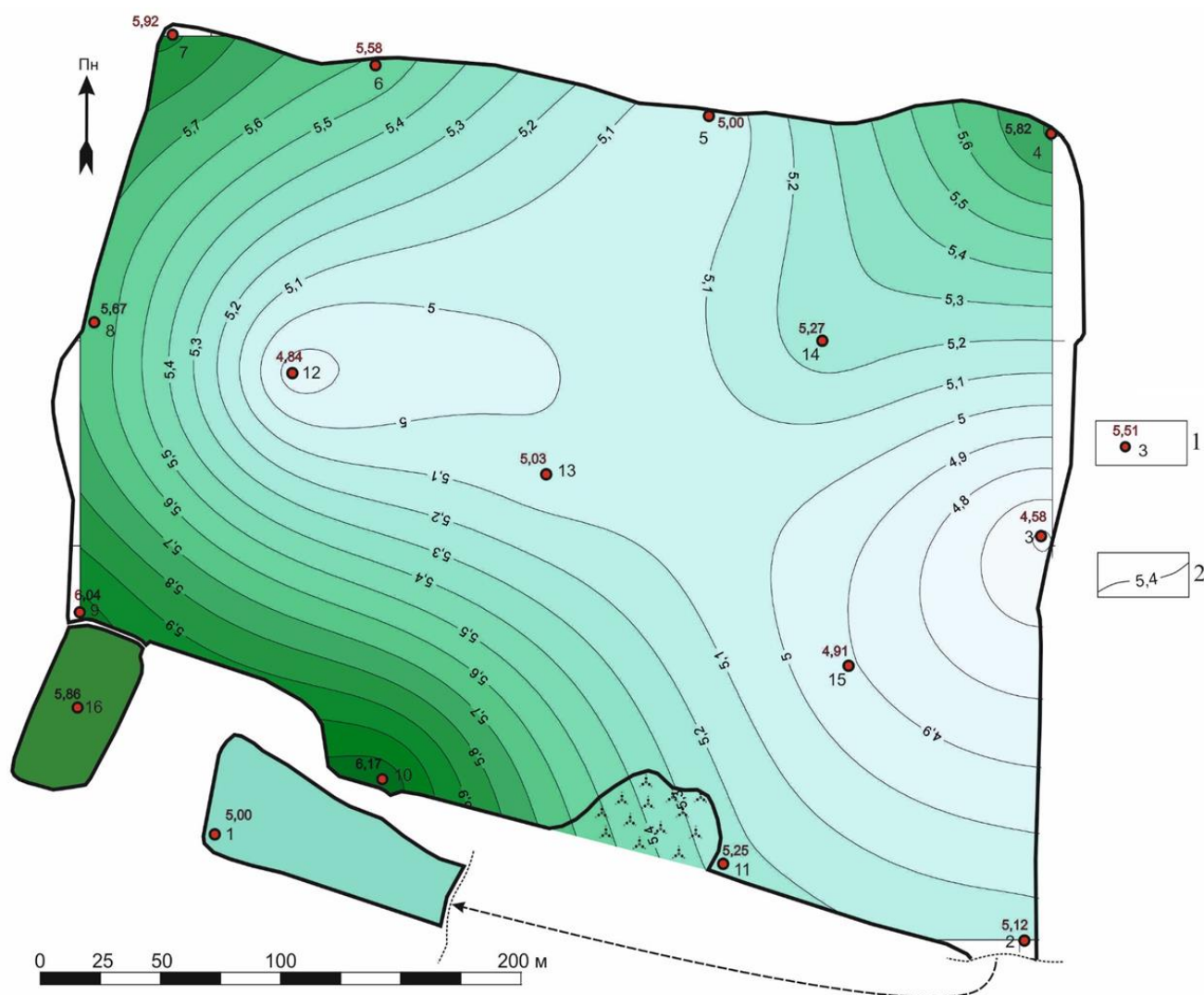


Рис. 3.11. Карто-схема вмісту Cd в інтервалі глибини 2,8 – 3,0 м: 1 – номер свердловини та вміст Cd, мг/кг; 2 – ізолінії однакового вмісту Cd

Кількість ртуті (Hg) у всіх відібраних зразках становить менше межі чутливості аналітичного методу $< 5,0$ мг/кг. Його лімітовані значення згідно із [131] 16-25 мг/кг, із [58] 2-5 мг/кг.

Валовий вміст кобальту (Co) у відібраних пробах осадів знаходиться в межах 3,8 – 5,2 мг/кг. Як і хром, цей метал лімітується лише за ДСТУ і становить 5-20 мг/кг.

Як показують дані, які представлені на рис. 3.9, то за глибиною залягання вміст кобальту є меншим у верхньому та нижньому шарі 0 – 0,2 м та 2,8 – 3,0 м, а в серединному інтервалі (1,4 – 1,6 м) його вміст зростає.

Щодо вертикального розподілу, то максимальні значення кобальту зустрічаються в середньому інтервалі (1,4 – 1,6 м) мулового поля (рис. 3.12).

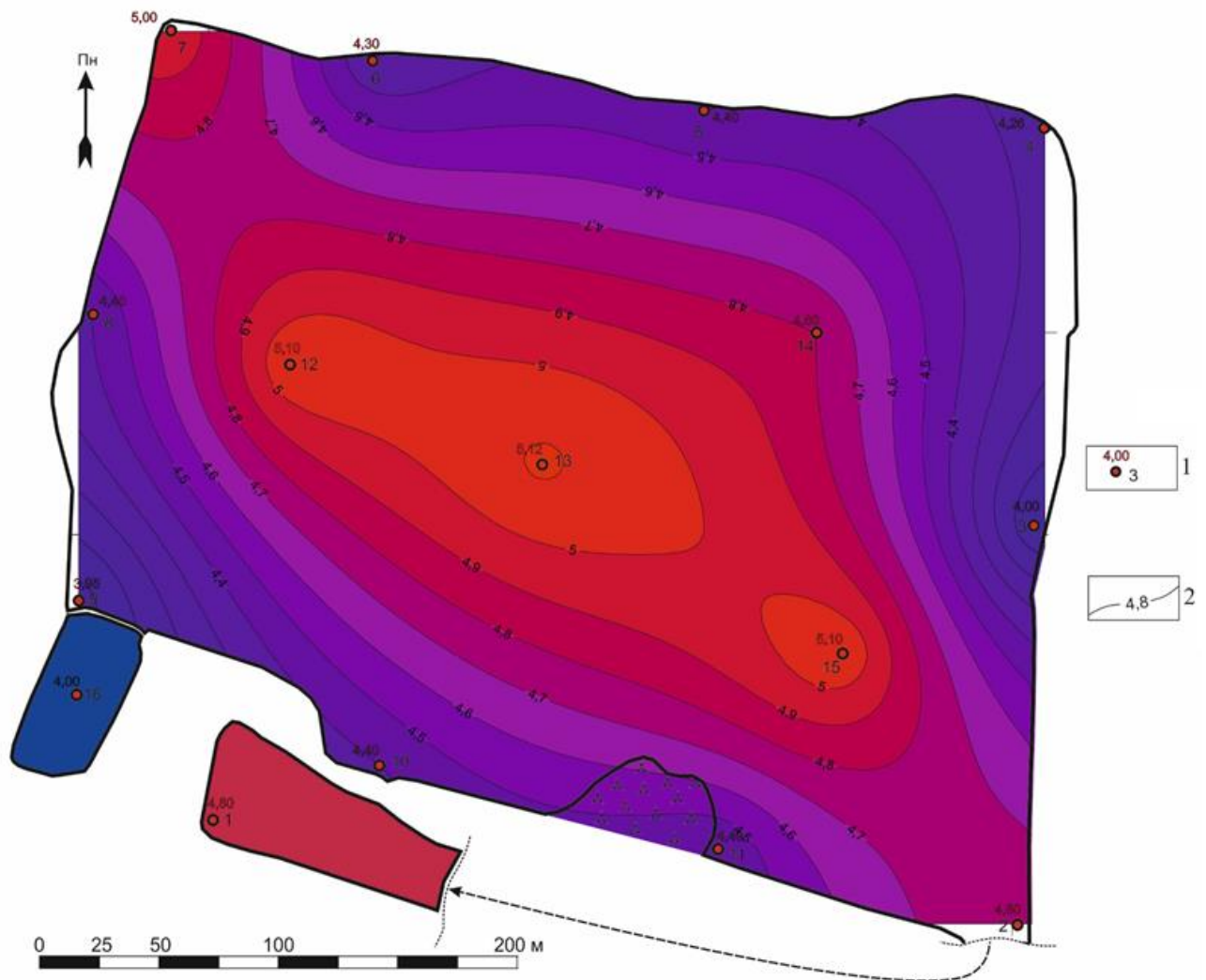


Рис. 3.12. Карто-схема вмісту Co в інтервалі глибини 1,4 – 1,6 м: 1 – номер свердловини та вміст Co, мг/кг; 2 – ізолінії однакового вмісту Co

У латеральному плані у приповерхневому шарі більші концентрації кобальту також зосереджені у центральній частині. У придонному (2,8 – 3,0 м) – максимальний вміст цього металу зустрічається у периферійній частині (рис. 3.13).

На рис. 3.14 представлено зміни в розподілі валових форм важких металів (міді, цинку, хрому, марганцю) в залежності від глибини.

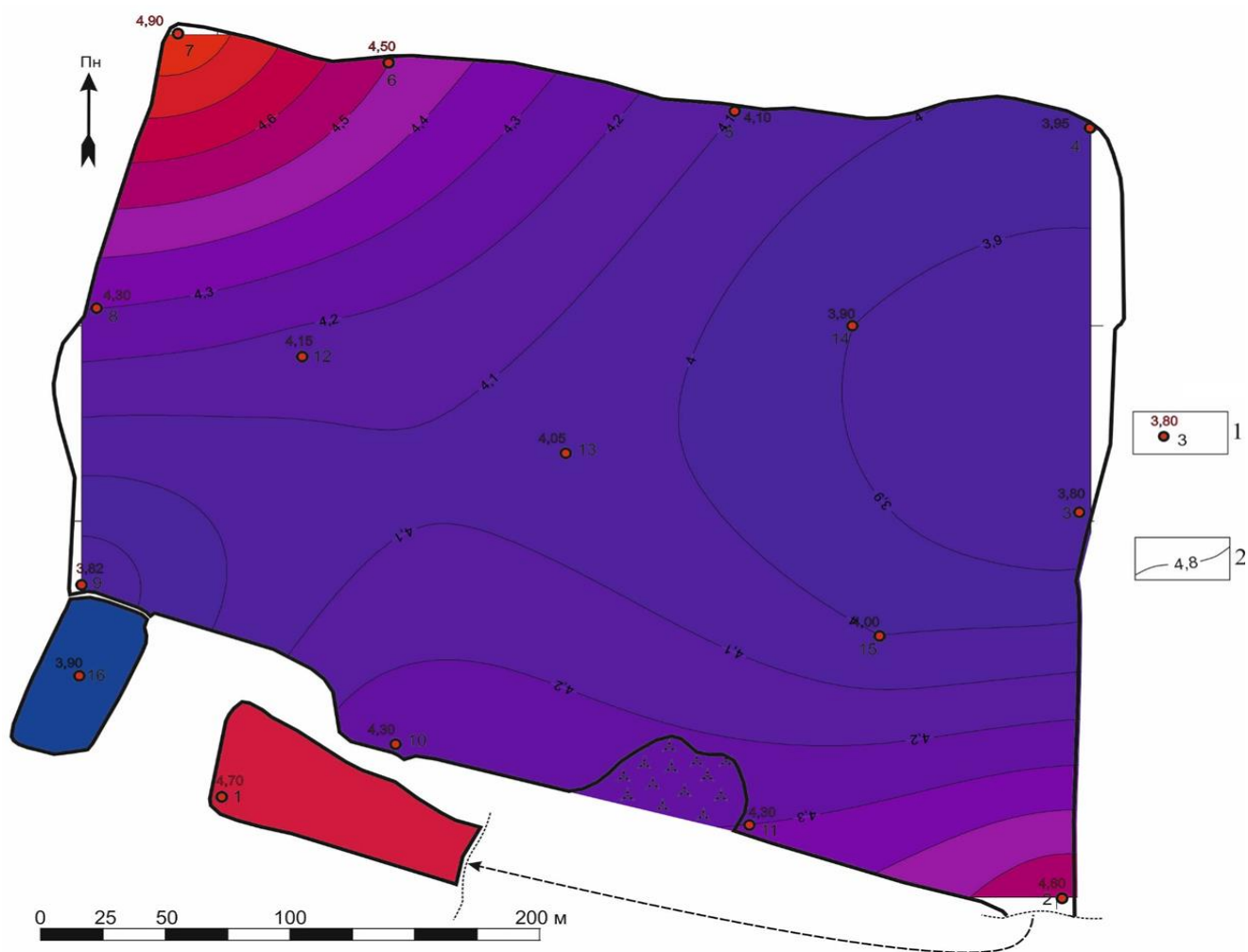


Рис. 3.13. Карто-схема вмісту Co в інтервалі глибини 2,8 – 3,0 м: 1 – номер свердловини та вміст Co, мг/кг; 2 – ізолінії однакового вмісту Co

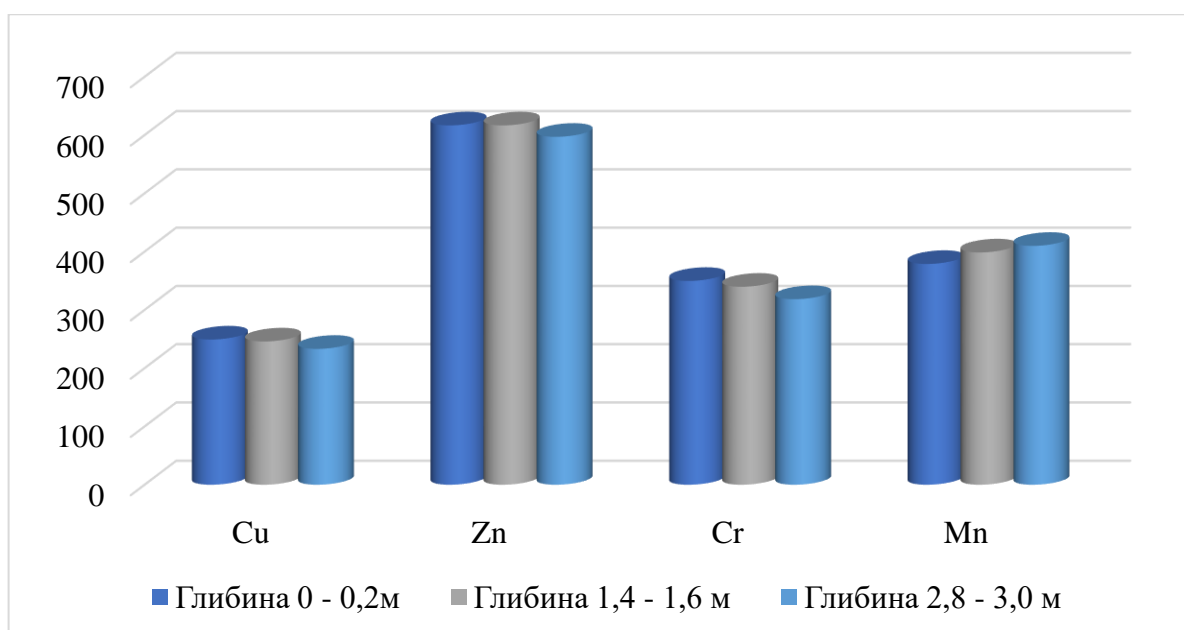


Рис. 3.14. Розподіл валових форм важких металів (Cu, Zn, Cr, Mn) за глибиною

Як свідчать дані наведені в табл. 3.5 вміст валової форми міді (Cu) згідно проведених аналітичних визначень становить 208 – 286 мг/кг повітряно-сухої проби мулового осаду. У відповідності до [131] лімітовані значення Cu становлять 1000-1750 мг/кг, згідно з ДСТУ [58] – 100-300 мг/кг. Тобто визначені нами значення валової форми міді не перевищують встановлених норм.

За вертикальним розподілом спостерігається зменшення його значень з глибиною. Також, варто зазначити, що у вертикальному розрізі мулового поля максимальні значення цього металу (Cu) характерні для середнього інтервалу (1,4 – 1,6 м) (рис. 3.15).

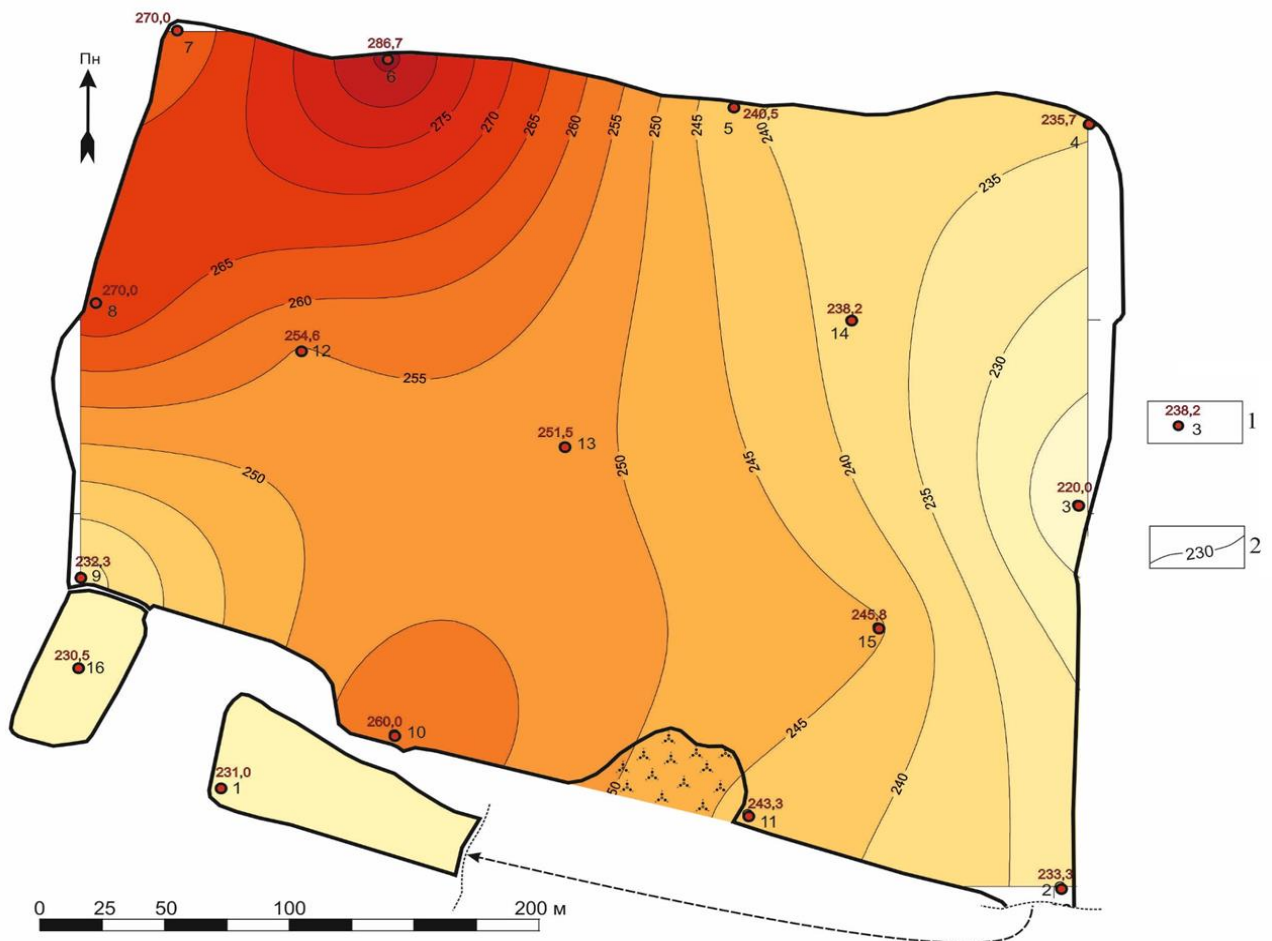


Рис. 3.15. Карто-схема вмісту Cu в інтервалі глибини 1,4 – 1,6 м: 1 – номер свердловини та вміст Cu, мг/кг; 2 – ізолінії однакового вмісту Cu

У латеральному плані простежується певна просторова залежність вмісту міді із вмістом у осадах органічної речовини: максимальні концентрації металу у приповерхневому (0 – 0,2 м) та середньому інтервалі зосереджені у центральній частині мулового поля, а у придонному на периферійних частинах (рис. 3.16).

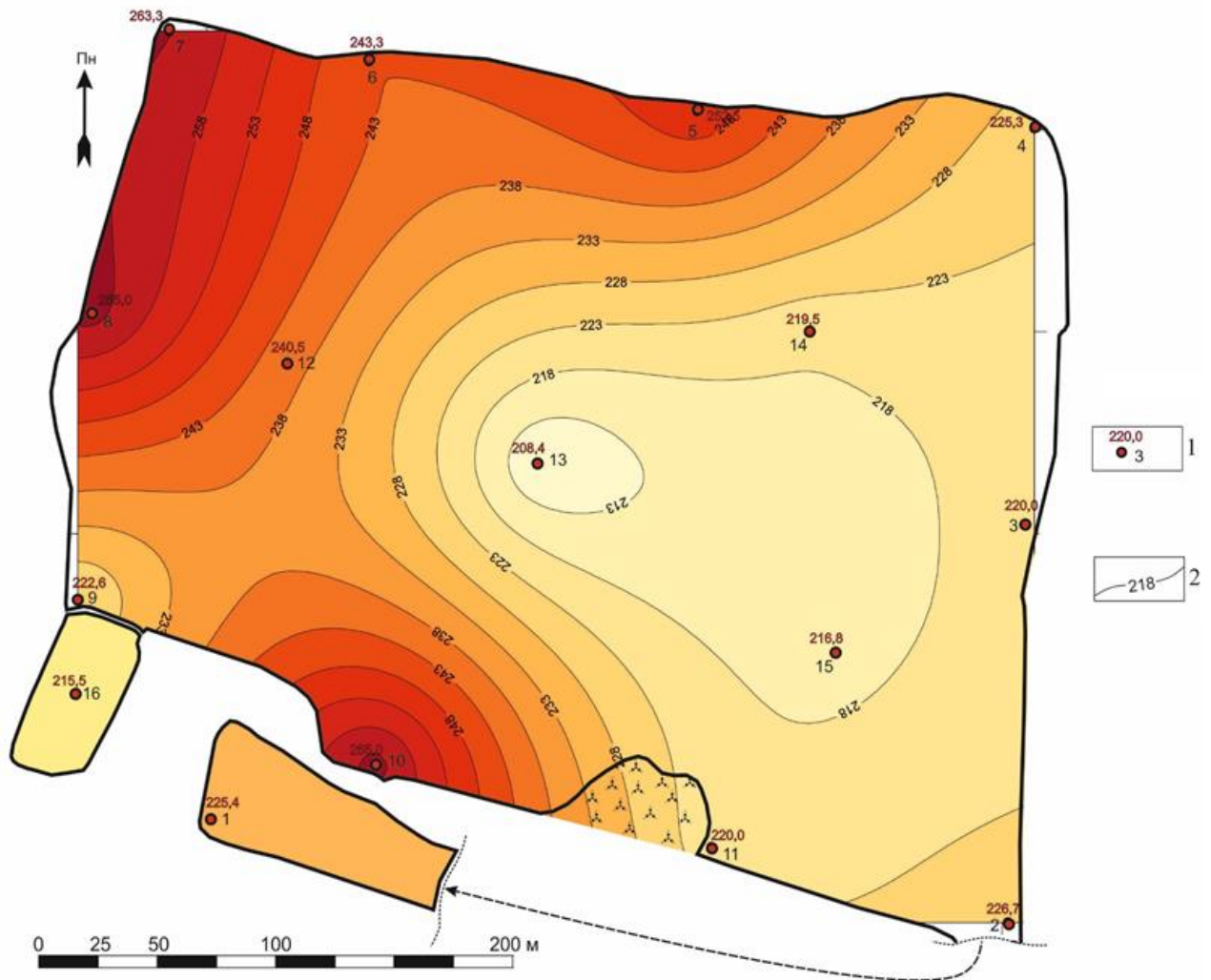


Рис. 3.16. Карто-схема вмісту Cu в інтервалі глибини 2,8 – 3,0 м: 1 – номер свердловини та вміст Cu, мг/кг; 2 – ізолінії однакового вмісту Cu

Валовий вміст цинку (Zn) у досліджуваних пробах, відібраних із масиву накопичених осадів становлять 514 – 696 мг/кг, що набагато менше лімітованих значень – 2500-4000 мг/кг та 300-1000 мг/кг відповідно.

У вертикальному плані встановлено часткову залежність до зменшення вмісту цинку з глибиною. У латеральних зрізах подібно іншим металам, найбільший вміст цинку просторово прямо залежить від кількості органічної речовини у осаді.

Вміст валової форми мангану (Mn) у відібраних осадах становить 334 – 452 мг/кг. За Директивою ЄС значення цього металу у ОСВ не лімітується, а за ДСТУ становить 250-750 мг/кг. За вертикальним розподілом мангану спостерігається збільшення його значень з глибиною. Проте, у порівнянні з описаними вище металами у латеральних зрізах він поводить себе по-іншому. У приповерхневому інтервалі максимальні його значення встановлені у крайній точці північно-східної частини мулового поля (рис. 3.17).

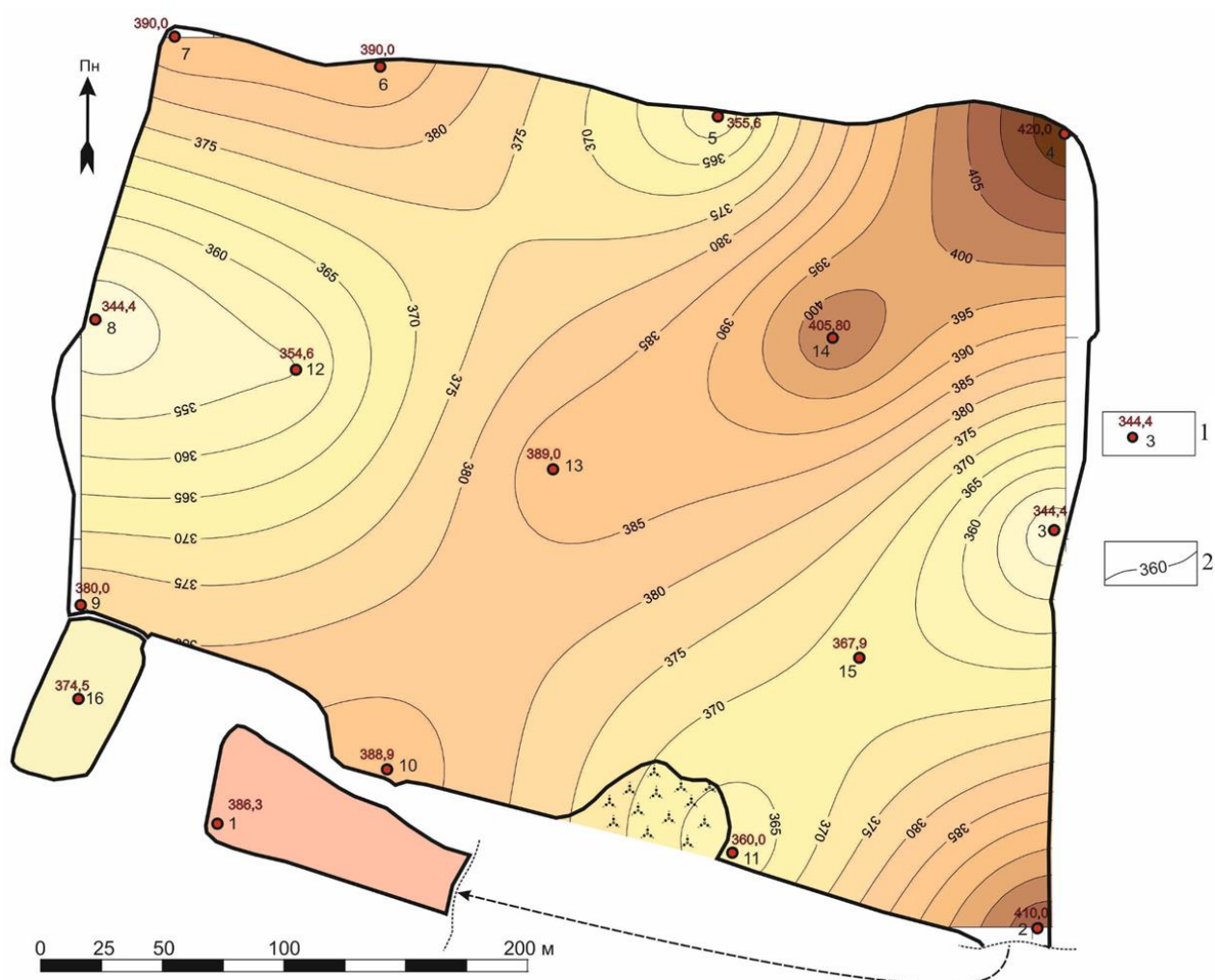


Рис. 3.17. Карто-схема вмісту Mn в інтервалі глибини 0 – 0,2 м: 1 – номер свердловини та вміст Mn, мг/кг; 2 – ізолінії однакового вмісту Mn

У серединному інтервалі смуга збагачення осадів стічних вод мулового поля манганом простягається з південного сходу на північний захід (рис. 3.18).

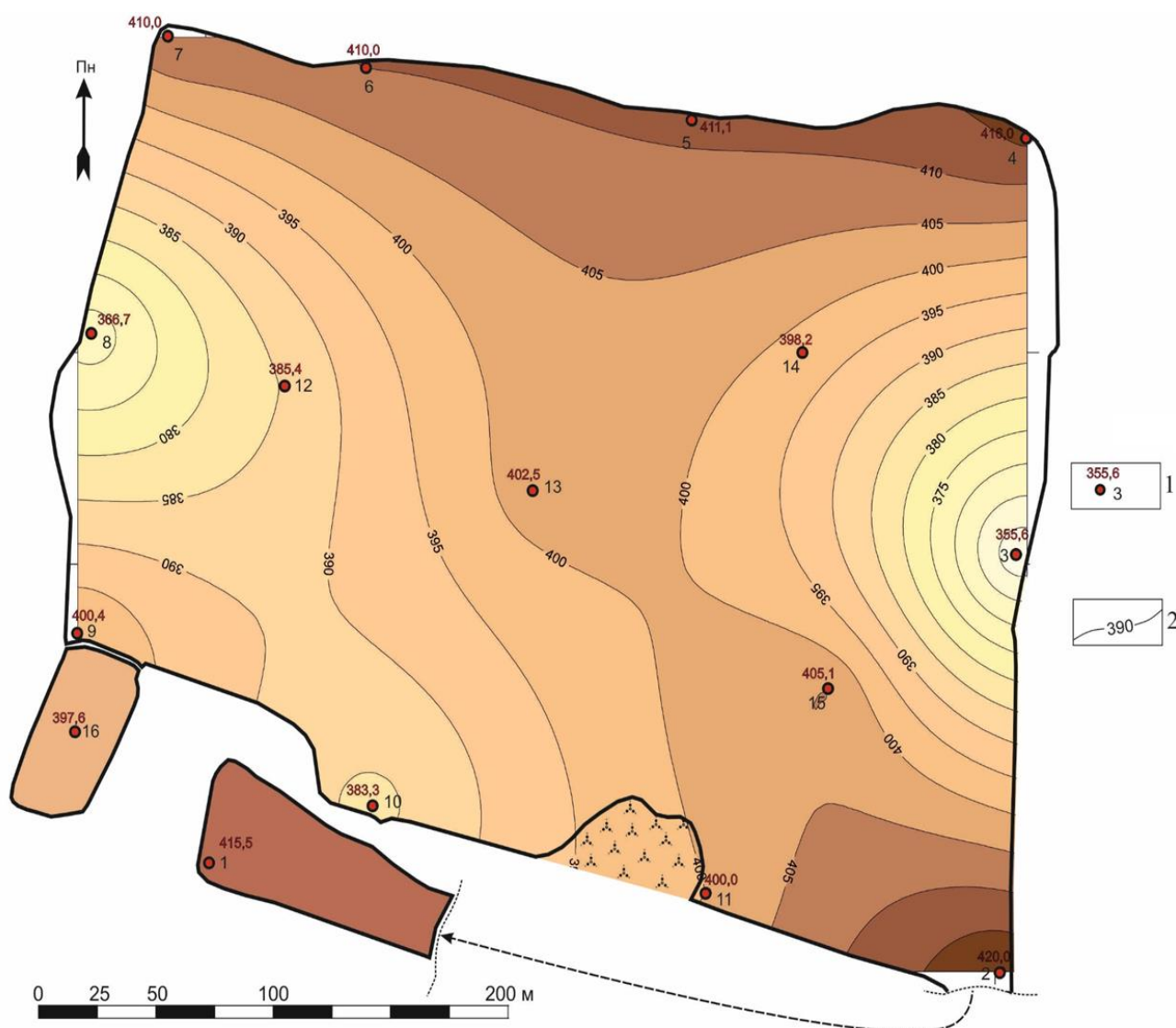


Рис. 3.18. Карто-схема вмісту Mn в інтервалі глибини 1,4 – 1,6 м: 1 – номер свердловини та вміст Mn, мг/кг; 2 – ізолінії однакового вмісту Mn

Що стосується придонного інтервалу, то у порівнянні з при поверхневим та серединним інтервалом відбору проб ОСВ, максимальний вміст мангану знаходиться в центральній частині мулового поля, з поступовим зменшенням в напрямку периферійної частини (рис. 3.19).

Варто зазначити, що вміст марганцю в осадах прямо залежить від вмісту в них мінеральної речовини, що очевидно обумовлено наявністю в мінеральній речовині манганвмісних мінералів (фосфатів, сульфатів, оксидів, силікатів).

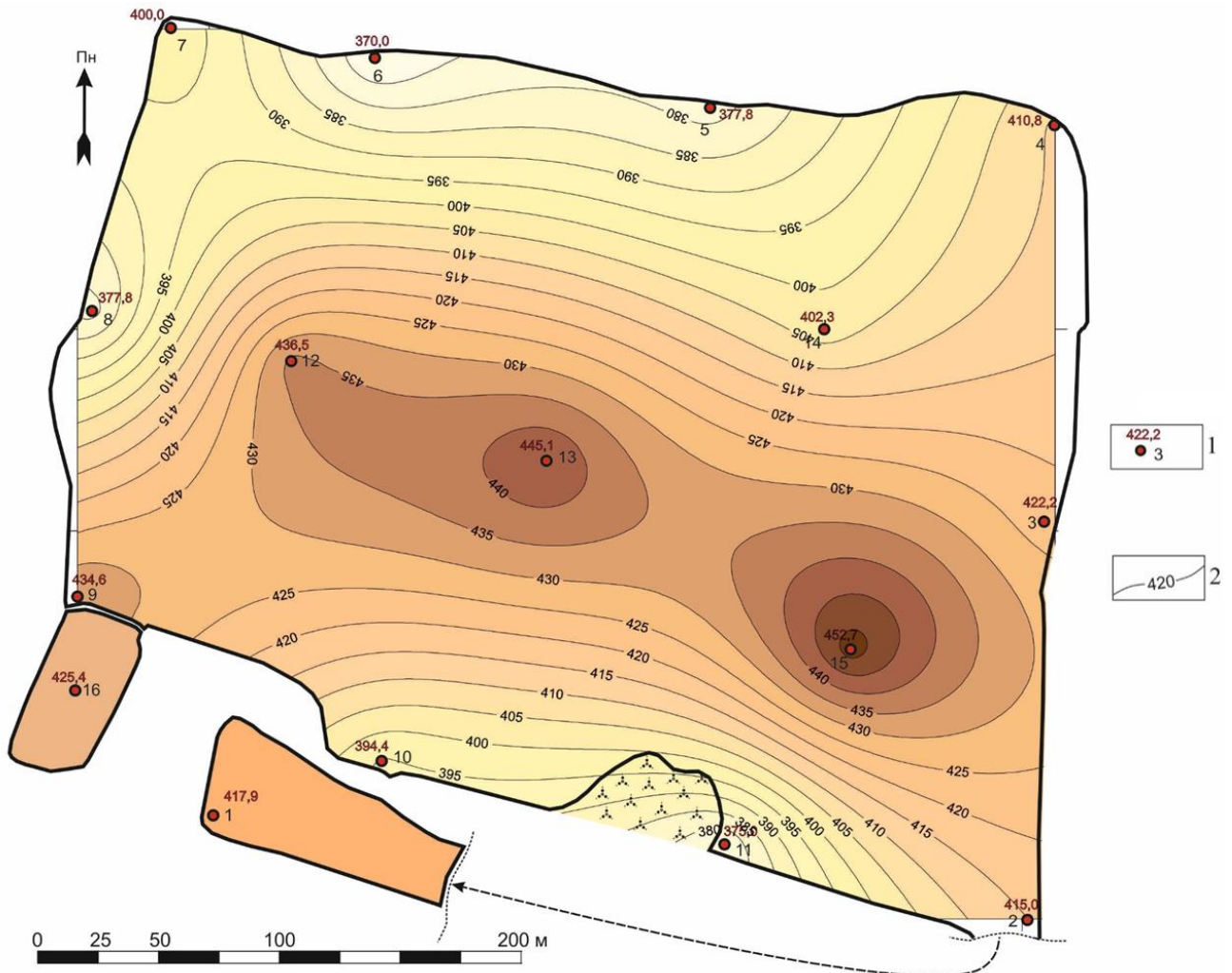


Рис. 3.19. Карто-схема вмісту Mn в інтервалі глибини 2,8 – 3,0 м: 1 – номер свердловини та вміст Mn, мг/кг; 2 – ізолінії однакового вмісту Mn

Концентрація хрому (Cr) у мулових осадах коливається в межах 225 – 450 мг/кг. Для цього металу лімітовані значення визначені лише за ДСТУ і складають 100-400 мг/кг. Як бачимо, що хоч і спостерігається деяке перевищення допустимих норм, проте вони є незначними.

У вертикальному розподілі хрому, як і у випадку з міддю та цинком спостерігається зменшення його значень з глибиною. На латеральних зрізах

вміст цього металу прямо залежить від вмісту у осадах органічної речовини [132-134].

Отже, за результатами проведених моніторингових досліджень встановлено, що концентрації як рухомих так і валових форм важких металів в осадах мулового поля не перевищують ГДК. Також, варто зазначити, що у багатьох випадках вміст важких металів у накопичених ОСВ залежить від вмісту в них органічної та мінеральної речовини. Крім того встановлено, що у більшості випадків спостерігається зменшення значень вмісту досліджуваних металів з глибиною.

3.4. Вміст поживних елементів (азот, фосфор) в накопичених ОСВ

З метою визначення потенційної здатності використання накопичених ОСВ як добрив у сільському господарстві та в процесі проведення біологічної рекультивації порушених земель, було проаналізовано вміст окремих поживних елементів: азоту загального (N_{заг.}), азоту амонійного (NH⁺) та фосфору (рухома форма в перерахунку на P₂O₅).

Результати визначення вмісту поживних елементів наведено у таблиці 3.6.

Таблиця 3.6.

Вміст азоту загального, азоту амонійного та рухомої форми фосфору (в перерахунку на P₂O₅) у мулових осадах (на повітряно-суху пробу)

№ проби	Глибина відбору, м	Вміст азоту загального, мас. %	Вміст азоту амонійного, мг/кг	Вміст рухомої фосфору (в перерахунку на P₂O₅), 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

Продовження таблиці 3.6.

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 [53]	–	≥1,5	не нормується	Не нормується Р заг. ≥ 0,7 % заг. маси

Як видно із табл. 3.6., вміст загального азоту у осадах стічних вод КОС ЛМКП «Львівводоканал» коливається в межах від 2,1 до 3,5% мас., що відповідає нормативам ДСТУ 7369:2014 щодо їх використання у сільському господарстві. У вертикальному розподілі загального азоту у більшості свердловин спостерігається збільшення його кількості із глибиною.

Вміст азоту амонійного у відібраних пробах накопичених ОСВ змінюється в межах 318-892 мг/кг осаду. У вертикальному розподілі будь-яких закономірностей не спостерігається.

Вміст рухомої форми фосфору (в перерахунку на P_2O_5) у мулових осадах становить 1431-2160 мг/кг повітряно-сухої речовини. Щодо вертикального розподілу, то будь яких закономірностей не прослідковується. Його найбільші значення зустрічаються в розрізі свердловини №13, яка знаходиться в центральній частині мулового поля.

3.5. Визначення взаємозв'язків між досліджуваними елементами

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).

Як видно із табл. 3.6, між деякими елементами прослідковується чіткий взаємозв'язок. Так, від глибини залягання мулових осадів прямо залежить вміст мінеральної речовини, а також вміст рухомої форми кадмію та валовий вміст мангану. Зворотний зв'язок із цим параметром мають кількість органічної речовини та валовий вміст міді, свинцю та нікелю.

Від вмісту органічної речовини прямо залежить вміст рухомої форми нікелю та цинку, а також валовий вміст міді, свинцю, нікелю, кадмію, цинку та хрому. Обернений зв'язок із органічною речовиною мають глибина, мінеральна речовина, рН, вологість та валовий вміст марганцю.

Вологість повітряно-сухої проби прямо залежить від рН середовища.

Вміст рухомої та валової форми мангану залежить від вмісту в осадах мінеральної речовини.

Також, у багатьох випадках прослідковується залежність вмісту рухомих форм важких металів від їх валової форми.

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; М. р. – мінеральна речовина; Вол. – вологість; Cu p. – рухома форма металу; Cu в. – валова форма металу

Висновки до розділу III

Проведено моніторинг вмісту важких металів та поживних елементів в накопичених на муловому полі ЛМКП «Львівводоканал» осадах стічних вод. Встановлено, що вміст досліджуваних речовин в ОСВ не перевищують гранично-допустимі концентрації.

За результатами моніторингових досліджень, встановлено зв'язок між різними компонентами системи:

1. З глибиною залягання в осадах стічних вод зростає кількість мінеральної речовини. Причиною цього є гравітаційна диференціація мулового субстрату, яка проявляється в осіданні важчих мінеральних компонентів. Додатковим чинником є їх вимивання із мулів метеогенними водами з наступним переміщенням униз розрізу мулового поля.
2. Пряма залежність між мінеральною речовиною мулових осадів та марганцем (Mn), очевидно обумовлені наявністю у них манганвмісних мінералів (фосфатів, сульфатів, оксидів, силікатів).
3. Низька кореляція Fe з мінеральною речовиною у системі мулових осадів може бути зумовлена її нівеляцією за рахунок утворення залізоорганічних комплексів при його взаємодії з кислотами органічної складової мулів.
4. Органічна речовина в осадах у певній мірі регулює значення рН середовища. Вміст органічних кислот понижує його значення.
5. Сорбційні властивості органічної речовини обумовлені здатністю органічних кислот створювати комплексні сполуки з металами, що і визначає прямі кореляційні зв'язки між органічною речовиною мулів і важкими металами.

РОЗДІЛ IV

ОЦІНКА МОЖЛИВОСТЕЙ ВИКОРИСТАННЯ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД ЯК СУБСТРАТУ ДЛЯ ВИРОЩУВАННЯ РОСЛИН

Оскільки, впродовж останніх років в Україні наростають потреби у проведенні біологічної рекультивації на відпрацьованих техногенних об'єктах (сміттєзвалища, терикони, кар'єри та ін.), а цей процес потребує значних ресурсних та енергетичних затрат, пошук засобів для його здешевлення та збереження природних ресурсів є надзвичайно важливим та перспективним. Тому великої уваги у вирішенні цієї проблеми варто надати можливості використання у проведенні біологічної рекультивації техногенних відходів, наприклад ОСВ. В результаті цього можна одночасно вплинути на дві надзвичайно поширені екологічні проблеми та запропонувати технологічне рішення для використання поживних речовин з ОСВ і забезпечення ними процесу біологічної рекультивації.

Дослідження, які описані в цьому розділі, проводилися в чотири етапи і дали змогу оцінити придатність використання як свіжих, так і накопичених на мулових полях ОСВ з Львівських КОС для створення субстрату, який можна використовувати для біологічної рекультивації техногенно порушених об'єктів, а саме для вирощування рослин.

4.1. Визначення якості субстрату на основі відстояних осадів та ґрунту

Перший етап досліджень проводили із темно-сірим опідзоленим ґрунтом, до якого додавали відстояні осади стічних вод (для цього свіжі відібрані осади зберігалися без доступу кисню впродовж 6 місяців для імітації умов накопичення осадів на мулових майданчиках) у співвідношеннях (%): 100:0; 80:20; 60:40; 40:60; 20:80; 0:100. Створений субстрат поміщали в чашки Петрі і висаджували у нього по 10 насінин ячменю звичайного (*Hordeum vulgare*), гірчиці білої (*Sinapis alba*) та крес-салату (*Lepidium sativum*). Для достовірності проведених досліджень, досліди проводили в чотирьохкратній повторності.

Впродовж ведення досліду велися спостереження за такими показниками як: час появи паростків, їх кількість на кожен добу, загальне проростання.

На рис. 4.1 зображено загальний вигляд біоіндикаторних рослин (гірчиці білої) у дослідних субстратах.

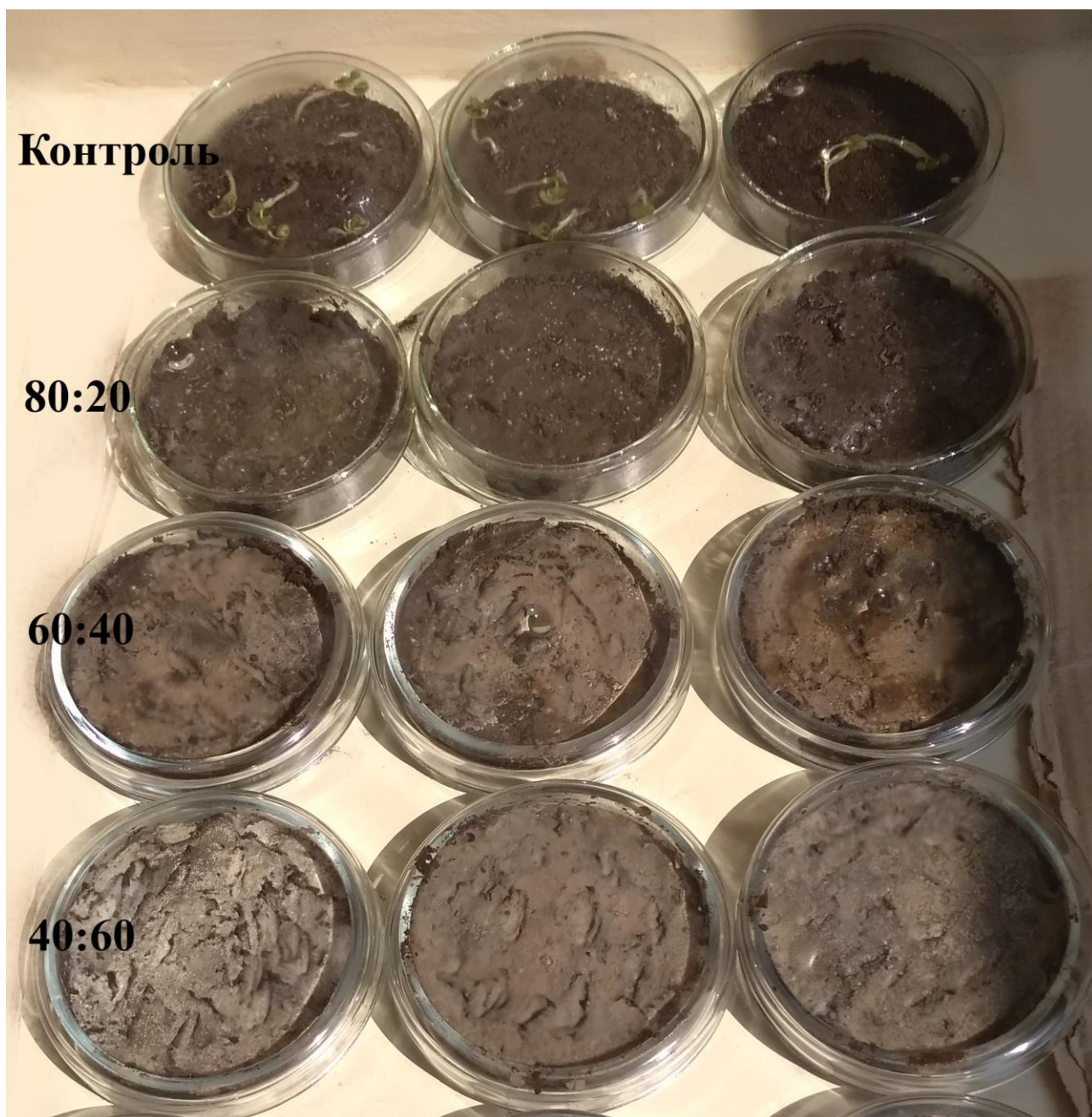


Рис. 4.1. Загальний вигляд гірчиці білої у дослідних зразках на 10-й день

Як видно з рис. 4.1 проростання гірчиці білої не спостерігається в жодній пробі, крім контрольного зразка.

За результатами проведення першого дослід, нами встановлено, що навіть незначна частка осадів стічних вод (20%) у складі субстрату, за такого типу зберігання дуже негативно впливає на проростання усіх видів рослин. А у зразках із вмістом осадів більше 40% спостерігається розвиток небезпечних грибів та плісені (рис. 4.2).

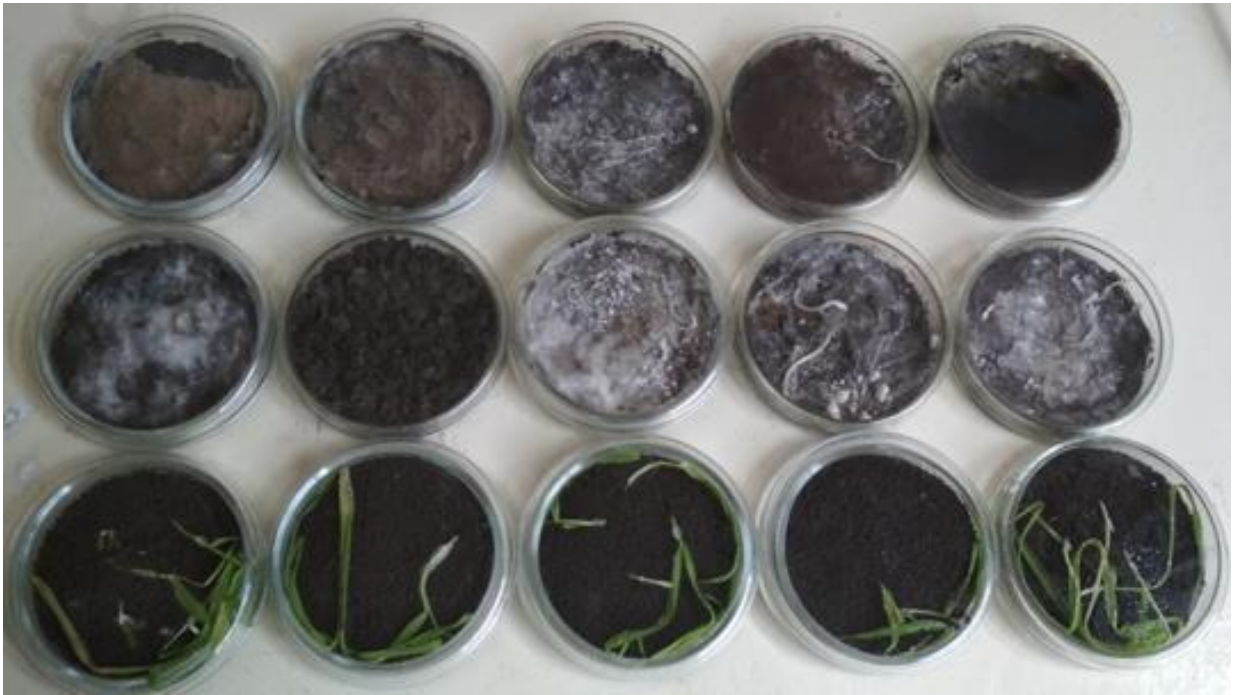


Рис. 4.2. Поява грибів та плісені у досліджуваних зразках

Паралельно на цьому ж етапі був закладений дослід, у якому використовували темно-сірий ґрунт, відстояний осад та термічно оброблений відстояний осад (висушений в сушильній камері впродовж 2 год. за температури 105 °С), які змішували у співвідношенні (%): 60:40; 20:80; 0:100. Для визначення якості ростового субстрату в чашки Петрі висаджували по 10 насінин ячменю звичайного в субстрат із термічно обробленими осадами та по 10 насінин ячменю звичайного, які були протравлені за допомогою протруйника Вітвакс 200 ФФ, в.с.к. (норма витрати 3 л/т насіння). Досліди проводили в трьохкратній повторності.

Результати другого дослід представлені на рис. 4.3.

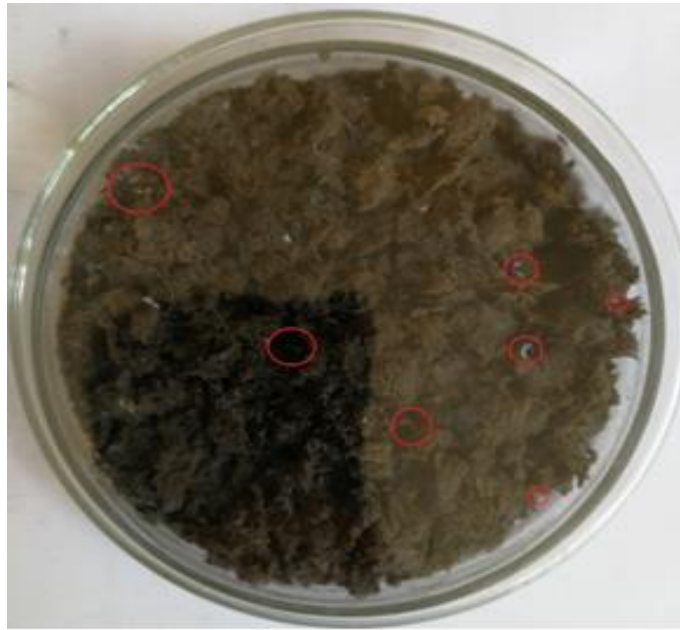


Рис. 4.3. Поява патогенної мікрофлори в зразку з термічно обробленим осадом

Як видно із рис. 4.2, у випадку використання термічно обробленого осаду можна спостерігати розвиток патогенних мікроорганізмів, які є небезпечними не лише для рослин, а й для ґрунту. Також, варто зазначити, що використання протравленого насіння не дало результатів, проростання рослин не спостерігалось у жодній пробі окрім контролю [135-137].

Отже за результатами проведення першого етапу досліджень можна зробити висновок, що основною проблемою для використання відстояних осадів є їх знезараження, оскільки за такого способу зберігання розвивається значна кількість грибів та патогенної мікрофлори.

4.2. Визначення якості субстрату на основі свіжих осадів та ґрунту

Другий етап досліджень проводили із темно-сірим опідзоленим ґрунтом, до якого додавали свіжі осади у співвідношеннях (%): 100:0; 80:20; 60:40; 40:60; 20:80; 0:100. Біоіндикацію проводили в чашках Петрі висаджуючи по 10 насінин протравленого (Вітавакс 200 ФФ) ячменю звичайного (схожість 95-97 %), ячменю звичайного (схожість 95-97 %) непротравленого та крес-салату (схожість 92-95 %). Для забезпечення достовірності досліджень, досліди проводили в чотирьохкратній повторності.

Впродовж проведення досліду вели спостереження за такими показниками: час появи паростків, їх кількість на кожен день, загальне проростання. Після завершення досліджень вимірювали довжину та масу надземної частини та коренів.

Результати проведення біоіндикації на дослідних субстратах представлено рис. 4.4.



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

Як видно з рис. 4.4 проростання протравленого ячменю спостерігалось лише у контрольних зразках та зразках із вмістом осадів 20%. Що стосується ячменю звичайного та крес-салату, то у деяких зразках сходження даних рослин спостерігалось і у зразках з вмістом цеоліту 40%.

В таблиці 4.1 представлено показники проростання використовуваних рослин у досліджуваних субстратах, але оскільки у пробах з вмістом осадів більше 40% проростання рослин не відбувалося, тому для кращого сприйняття ці дані в таблиці не наводилися.

Таблиця 4.1.

Дані схожості біоіндикаторів у досліджуваних субстратах

Дні	Варіант	Схожість 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	–

За результатами, які наведені у таблиці 4.1 побудовано графік, на якому представлено середній показник проростання рослин впродовж ведення досліду (рис. 4.5).

Як видно з табл. 4.1 та рис. 4.5, вже на 2-й день проведення досліду в субстраті з вмістом осадів 20% середній показник проростання непотравленого ячменю звичайного становив 90%, а ячменю протравленого 32,5%. Що стосується крес-салату, то перші сходи з'явилися лише на 4-й день досліду з середнім показником проростання 20%. Такий результат може бути пов'язаний із низькою енергією проростання у порівнянні з ячменем.

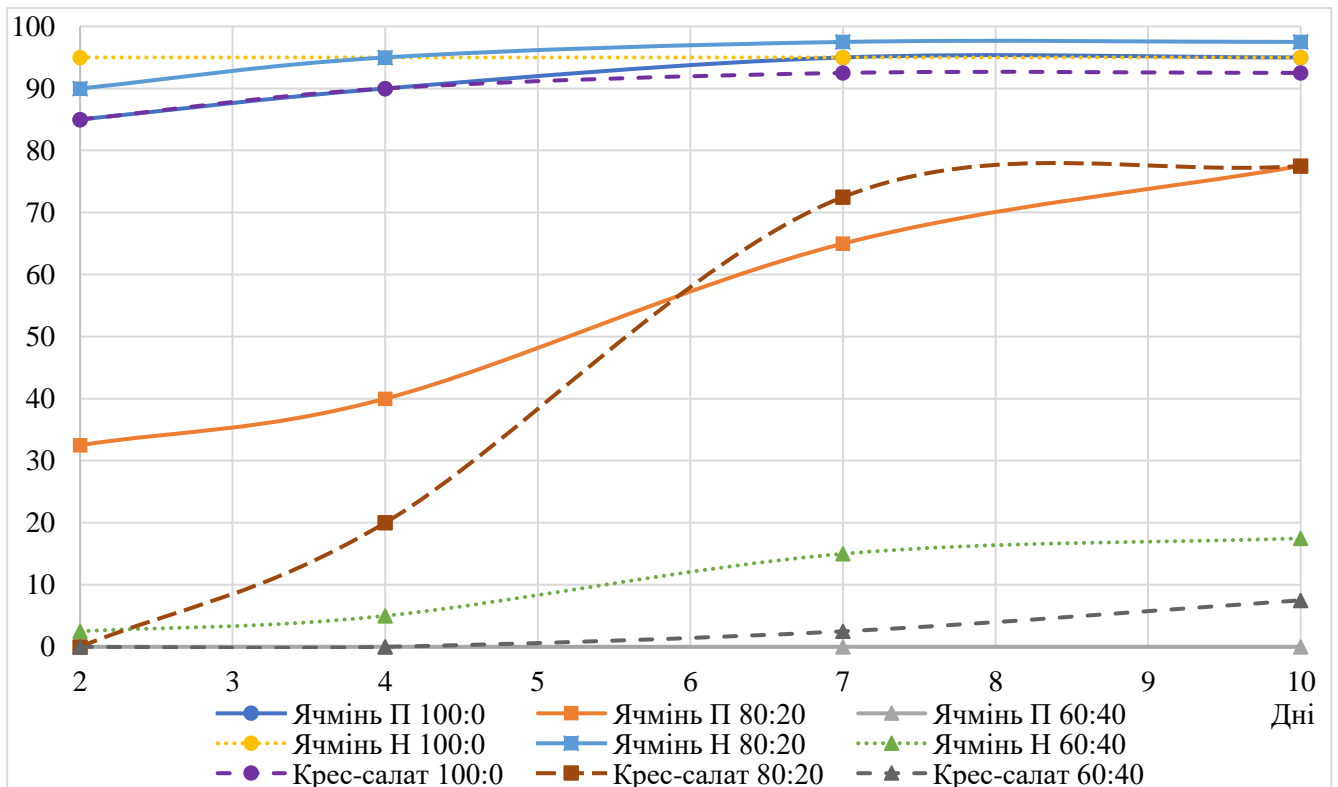


Рис. 4.5. Середній показник проростання біоіндикаторних рослин в різних субстратах в залежності від часу, %

На 10-й день досліджень середній показник проростання ячменю непротравленого у субстраті з вмістом осадів 20% був більшим на 2,5% у порівнянні з контрольним зразком і становив 97,5%. Що стосується протравленого ячменю, то середній показник проростання у субстраті з вмістом осадів 20% був меншим на 17,5% у порівнянні із контрольним зразком і становив 77,5%, а середній показник 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 непротравленого – 17,5%, а крес-салату – 7,5%. Проростання протравленого ячменю у цих же пробах не було взагалі.

Після завершенню досліджень нами було визначено вплив субстрату на ріст та розвиток рослин, дані аналізу представлено 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
<i>Ячмінь протравлений</i>					
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	–	–	–	–	–
<i>Ячмінь не протравлений</i>					
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
<i>Крес-салат</i>					
Контроль	0,0436	0,0531	0,0225	–	–
Субстрат 80:20	0,0303	0,0228	0,0205	–	–
Субстрат 60:40	0,0198	0,0065	–	–	–

Як видно з табл. 4.2, при додаванні у субстрат 20% осадів у зразках із протравленим ячменем середня маса рослин є більшою на 5,4% у порівнянні з контрольним зразком, але у зразках з непротравленим ячменем та крес-салатом

цей показник є меншим на 9,1 та 8,9% відповідно. Що стосується зміни в середній довжині рослин, то для ячменю протравленого та крес-салату цей показник є меншим на 21,4 та 30,5% відповідно у порівнянні з контрольним зразком, а у зразку з непротравленим ячменем є більшим на 9%. Для середньої довжини коренів цей показник як видно з таблиці є меншим від контрольного зразка і складає: для ячменю протравлено – 38,9%, непротравленого ячменю – 19,9%, крес-салату – 57,1%.

При вмісті у субстраті 40% осадів у зразках з ячменем непротравленим спостерігалися значно більші зміни в рості та розвитку рослин, а саме: середня маса 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%. Для крес-салату середня маса рослин у порівнянні з контрольним зразком є меншою на 54,6%, а середня довжина коренів – на 87,8% [138, 139].

Отже, проаналізувавши результати другого етапу досліджень було встановлено, що свіжі осади стічних вод за результатами проведених лабораторних досліджень містять у своєму складі значну частку поживних речовин, а тому можуть бути використані у суміші для створення субстрату. Окрім того у випадку додавання у субстрат 20% ОСВ спостерігається позитивний вплив на ріст наземної частини (стебла) ячменю звичайного.

4.3. Визначення якості субстрату на основі ґрунту, свіжих осадів та цеоліту

Після аналізу попередніх досліджень на третьому етапі було вирішено додати у склад субстрату сорбенти природного походження, для покращення його якісних показників та зв'язування рухомих форм небезпечних сполук.

На цьому етапі досліджень до темно-сірого опідзоленого ґрунту додавали свіжі осади у кількості (%): 0; 20; 25; 30; 35; 40. У цей же субстрат у кількості (%): 0; 5; 7,5; 10 додавали природний цеоліт. Для достовірності даних досліди проводили в трьохкратній повторності.

Біоіндикацію проводили в чашках Петрі висаджуючи на створений субстрат по 10 насінин ячменю звичайного (схожість 95-97 %).

Впродовж проведення досліду велися спостереження за такими показниками: час появи паростків, їх кількість на кожен добу, загальне проростання. Після завершення досліджень вимірювали довжину та масу надземної частини та коренів.

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

Таблиця 4.3.

Дані схожості біоіндикаторних рослин у досліджуваних субстратах

Дні	Варіант	Схожість ячменю звичайного, %											
		0% цеоліту			5% цеоліту			7,5% цеоліту			10% цеоліту		
4-й день	Ґрунт	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	Ґрунт	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	Ґрунт	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.

8-й день	Ґрунт	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	Ґрунт	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	Ґрунт	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

Як показують дані, які наведені в таблиці 4.3 вже на четвертий день проведення досліду найкращий показник проростання рослин спостерігався у зразках з вмістом цеоліту 5 та 7,5%.

Так, у зразках з вмістом цеоліту 5 та 7,5% середній показник проростання рослин становив 42,2%. Також варто зазначити, що у субстраті з вмістом цеоліту 7,5% та вмістом ОСВ 35% у порівнянні з іншими зразками спостерігався найвищий середній показник проростання ячменю звичайного і становив 27,7%. У зразках із вмістом цеоліту 0% то тут середній показник проростання ячменю звичайного у всіх пробах на четвертий день проведення дослідження становив 37,8%. Що стосується зразків із вмістом цеоліту 10%, то у порівнянні з іншими

зразками тут спостерігався найнижчий середній показник проростання ячменю звичайного і становив він лише 12,7%, проте по завершенню дослідження проростання рослин спостерігалось в кожному зразку.

На рис. 4.6 представлено середній показник проростання ячменю звичайного в досліджуваних субстратах на 10 день проведення досліду.

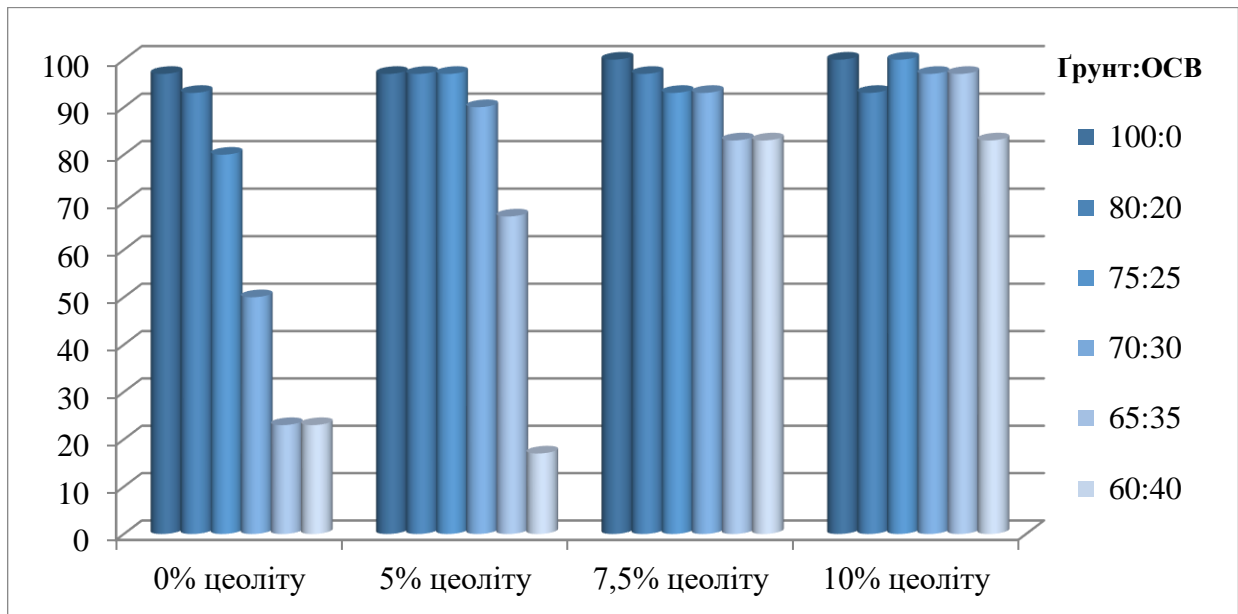


Рис. 4.6. Середня схожість ячменю звичайного у досліджуваних зразках на 10-й день

Як можна побачити з рис. 4.6 на десятий день проведення досліду найкращі показники проростання спостерігалися у зразках з вмістом цеоліту 7,5 та 10%, так середній показник проростання у даних зразках у порівнянні із зразками з вмістом цеоліту 0 та 5% (61,1 та 77,2%) на завершення досліду становив 91,7 та 95% відповідно. Також, варто зазначити, що у субстраті 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%.

На рис. 4.7 зображено загальний вигляд ячменю у досліджуваних субстратах на 10-й день проведення досліду.

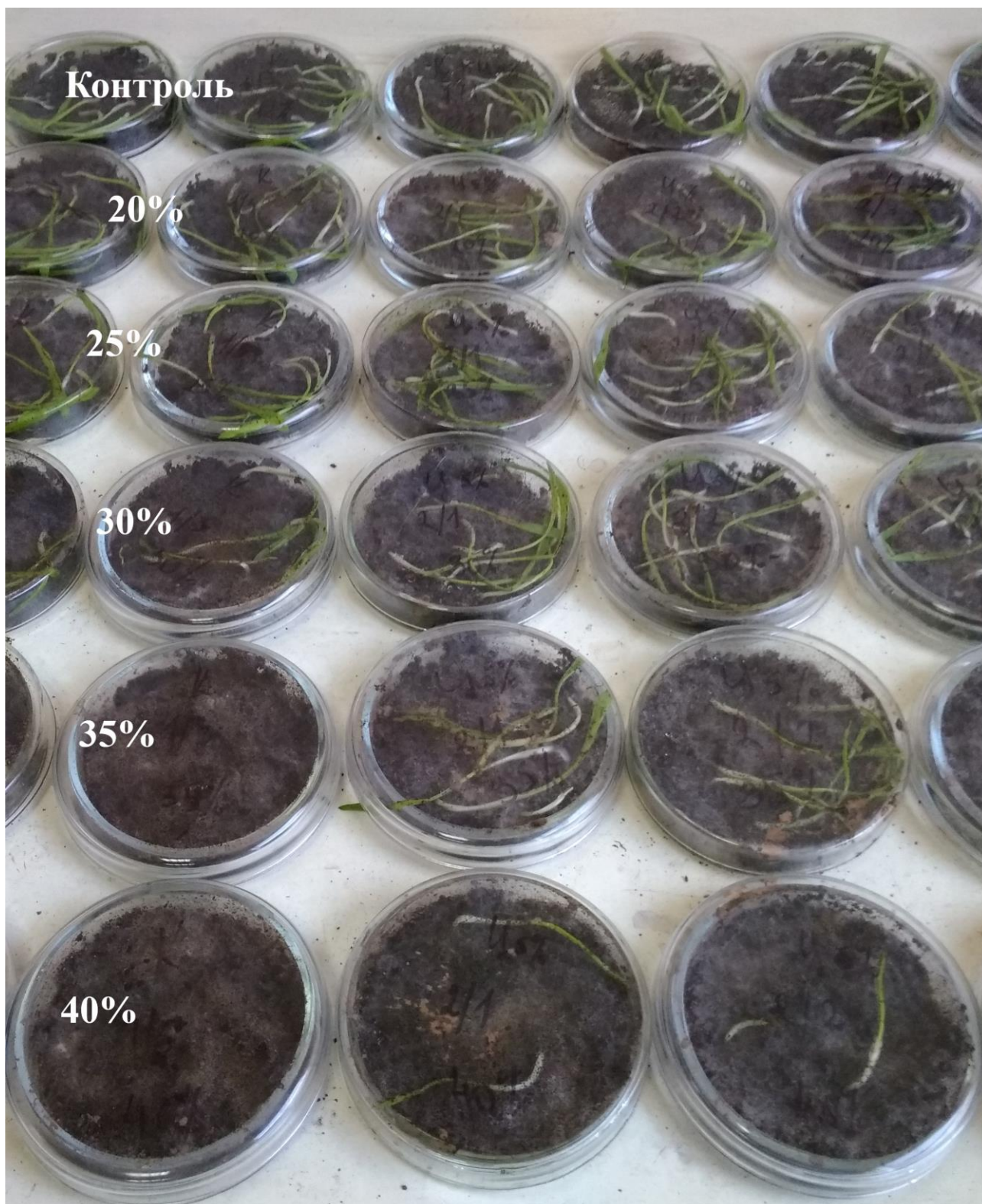


Рис. 4.7. Загальний вигляд ячменю звичайного у досліджуваних зразках на 10-й день проведення дослідю

Як видно з рис. 4.7 у зразках з вмістом осадів стічних вод в кількості 40% спостерігається наявність грибних спорів, які пригнічували ріст та розвиток ячменю звичайного.

Після завершення досліджень нами 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 маса, г	Середня маса наземної частини рослини, г	Середня маса 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

Наведені у таблиці 4.4 дані свідчать, що використання субстрату на основі осадів та цеоліту позитивно впливає на ріст та розвиток рослин. Так, у більшості

зразків середня висота наземної частини рослин є більшою у порівнянні з контрольним зразком (рис. 4.8).

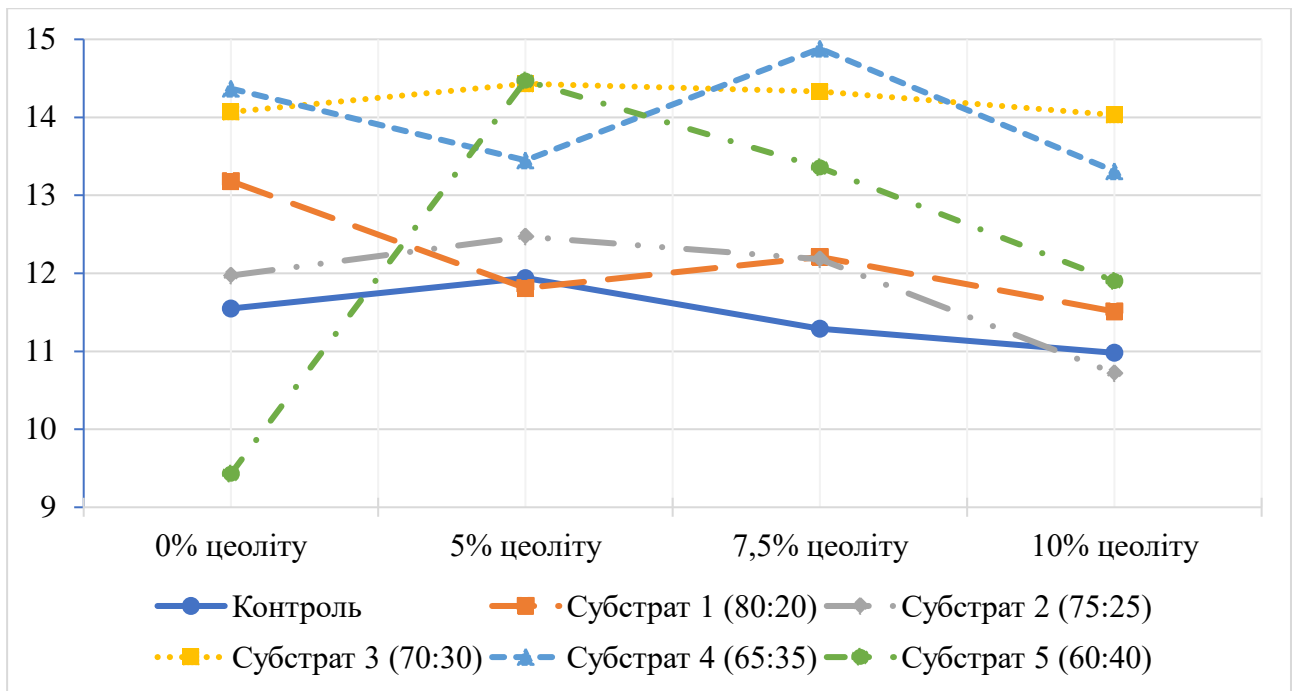


Рис. 4.8. Зміна росту наземної частини ячменю звичайного залежно від виду субстрату

З рис. 4.8 можна побачити, що середні показники росту наземної частини ячменю звичайного у більшості варіантів є більшими у порівнянні з контрольними зразками.

Так, середній показник росту наземної частини ячменю звичайного у субстраті 4 з вмістом цеоліту 7,5% є більшим від контрольного зразка на 31,8%.

У субстраті 3 з вмістом цеоліту 10% середній показник росту є більшим від контрольного зразка на 27,8%.

У субстраті 5 з вмістом цеоліту 0% спостерігається найнижчий середній показник росту наземної частини рослин і від контрольного зразка він є меншим на 18,3%.

У субстраті 1 з вмістом цеоліту 5% та субстраті 2 з вмістом цеоліту 10% середні показники росту наземної частини рослин також є меншими від

контрольних зразків на 1,09% та 2,37% відповідно, проте, на відміну від попереднього зразка ці значення є доволі незначними.

На рис. 4.9 представлено зміну росту коренів ячменю звичайного залежно від виду субстрату.

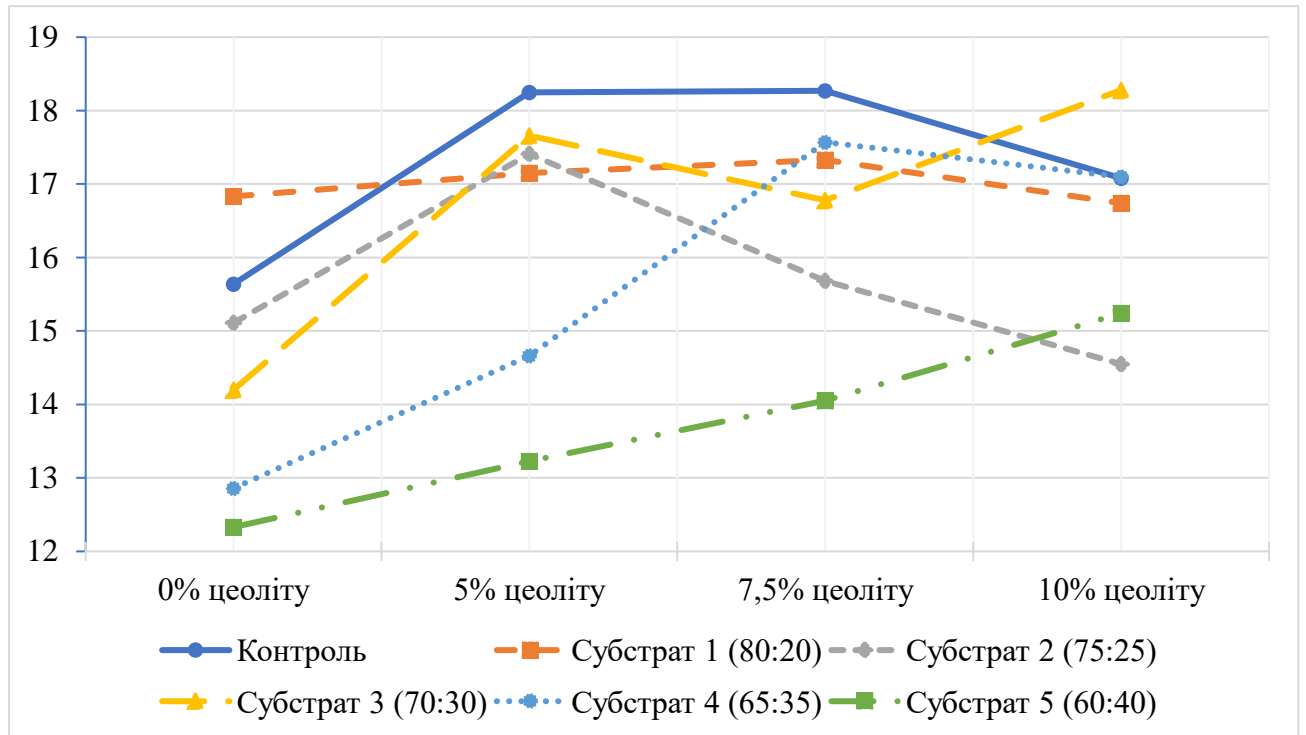


Рис. 4.9. Зміна росту коренів ячменю звичайного залежно від виду субстрату

Як видно з рис. 4.9, лише у двох варіантах середній показник довжини коренів є більшим у порівнянні з контрольними зразками.

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

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

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

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

На рис. 4.10 представлено зміну маси ячменю звичайного залежно від виду субстрату.

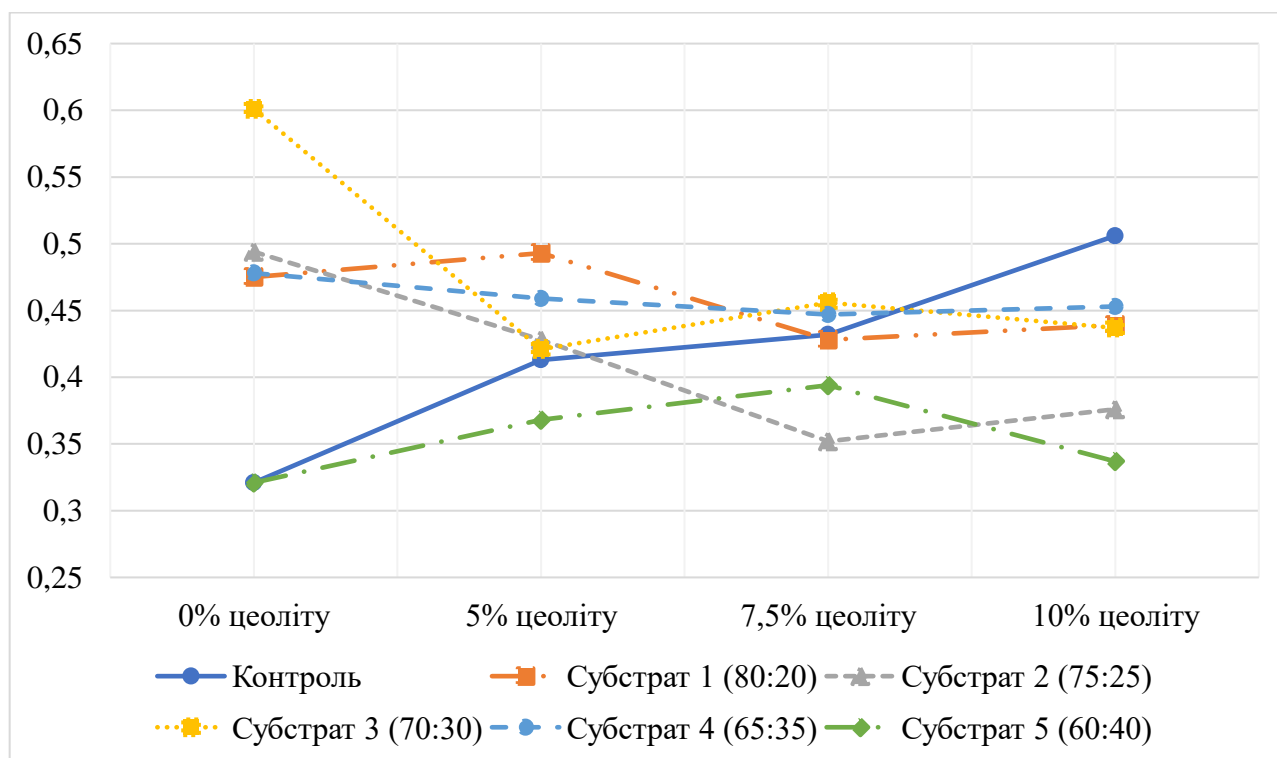


Рис. 4.10. Зміна маси ячменю звичайного залежно від виду субстрату

Як видно з рис. 4.10 у більшості субстратів з вмістом цеоліту 0% та 5% середній показник маси ячменю звичайного є більшим у порівнянні з контрольними зразками.

Так, найвищий середній показник маси є у субстраті 3 з вмістом цеоліту 0%, який перевищує контрольний зразок на 87,2%.

У субстраті 1 з вмістом цеоліту 5% також спостерігається найвищий середній показник у порівнянні з контрольним зразком і складає він 19,4%. У субстраті 3 з вмістом цеоліту 7,5% середній показник є більшим від контролю на 5,5%.

Що стосується субстрату з вмістом цеоліту 10% то у всіх варіантах середній показник маси ячменю звичайного є нижчим у порівнянні з контрольним зразком. У субстраті 4 цей показник є меншим від контролю на 10,5%, а у субстраті 5 – на 33,4% [139, 141-144, 145, 146].

За результатами проведених досліджень, було побудовано кореляційну матрицю (табл. 4.5).

Таблиця 4.5.

**Кореляційна матриця основних параметрів субстрату та рослин
біоіндикаторів**

	Цеоліт	ОСВ	ВНЧР	Довжина коренів	Маса рослини	МНЧР	Маса 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
Маса 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
Маса 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

За результатами кореляційного аналізу, були отримані такі результати:

- встановлено, що відсотковий (%) вміст цеолітів у субстраті прямо корелює із довжиною коренів та схожістю рослин;
- відсотковий вміст осадів стічних вод прямо корелює із висотою наземної частини рослини та обернено корелює із довжиною коренів та схожістю рослин;
- довжина коренів прямо корелює із показником схожості рослин.

Отже, проведені на третьому етапі дослідження дали змогу перевірити можливість додавання у субстрат природних сорбентів (цеолітів) та визначити їх вплив на проростання, ріст та розвиток рослин.

Так, нами встановлено, що при додаванні у субстрат 10% цеоліту у всі варіанти субстрату спостерігається найвищий показник проростання ячменю звичайного у порівнянні з іншими субстратами. Окрім того, додавання у субстрат цеоліту позитивно впливає на розвиток наземної частини рослин.

Також варто зазначити, що у випадку додавання у субстрат цеоліту можна збільшити частку ОСВ у ньому до 40% або й більше.

4.4. Визначення якості субстрату на основі ґрунту, свіжих осаdів, цеоліту та глауконіту

Проаналізувавши попередні дослідження на четвертому етапі було вирішено провести дослідження із двома видами природних сорбентів.

На цьому етапі, дослідження проводили на двох видах субстрату:

- у першій додавали темно-сірий опідзолений ґрунт, свіжі осади 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).

Для цього в ємності об'ємом 500 мл на створений субстрат висаджували по 10 насінин ячменю звичайного (схожість 95-97%) та по 30 насінин райграсу (схожість 90-93%). Для забезпечення достовірності даних, досліди проводили в трьохкратній повторності.

Впродовж ведення досліду велися спостереження за такими показниками як: час появи паростків, їх кількість на кожну добу та загальне проростання. Після завершення досліджень визначали масу рослин, а також довжину та масу наземної частини та коренів рослин.

В таблиці 4.6 представлено дані схожості ячменю звичайного та райграсу в дослідних субстратах впродовж ведення досліду та середній показник проростання рослин на кожну добу.

Таблиця 4.6.

Дані схожості біоіндикаторних рослин в залежності від субстрату

Дні	Варіант	Схожість дослідних рослин, %							
		<i>Ячмінь звичайний</i>			Середній показник проростання	<i>Райграс</i>			Середній показник проростання
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
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

Продовження таблиці 4.6.

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 видно з таблиці 4.6, перші сходи рослин з'явилися лише на шостий день проведення досліду і при цьому найкращий показник проростання спостерігався у зразках з цеолітом та ячменем звичайним, який складав 93% у порівнянні з контрольним зразком, де середній показник проростання становив лише 27%.

Що стосується райграсу, то тут можна спостерігати затримку в появі паростків у контрольних зразках (грунт) впродовж перших 7-и днів. Це може бути пов'язано із низькою енергією проростання райграсу у порівнянні з ячменем, а також дещо переущільненим ґрунтом.

Також, як можна побачити з таблиці перші сходи райграсу у контрольних зразках з'явилися лише на восьмий день проведення досліду і при цьому середній показник проростання становив лише 11% у порівнянні зі зразками з цеолітом та глауконітом (56% та 66% відповідно).

На рис. 4.11 представлено зміни в схожості ячменю звичайного та райграсу в різних субстратах впродовж 60 днів.

З рис. 4.11 можна побачити, що впродовж перших десяти днів схожість райграсу у субстратах з природними сорбентами (цеоліт, глауконіт) була вищою

у порівнянні з контрольними зразками, і станом на цей день становила: для контролю – 41%, для субстрату з вмістом цеоліту – 63% та для субстрату з вмістом глауконіту – 83%.

Що стосується ячменю звичайного, то за цей же період часу, також спостерігався нижчий показник проростання у контрольному зразку у порівнянні із субстратами.

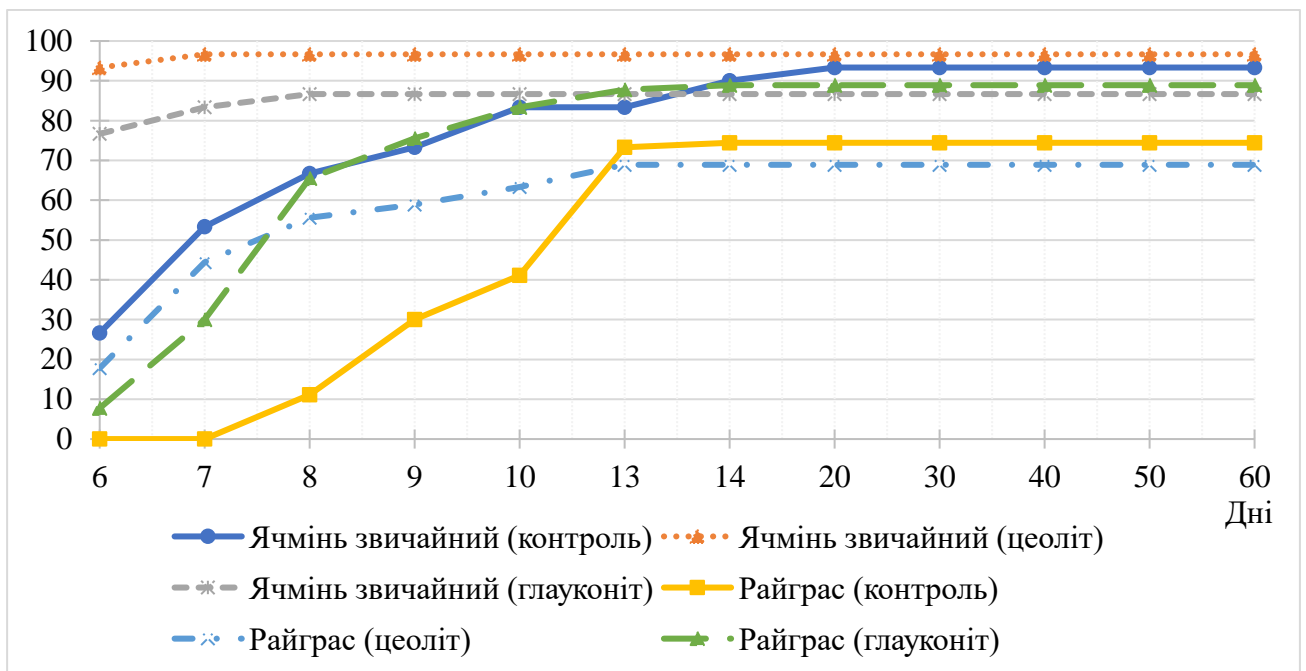


Рис. 4.11. Схожість ячменю звичайного та райграсу в різних субстратах залежно від часу, %

Варто зазначити, що починаючи з 14-го дня проведення дослідів і до його завершення (60-й день) середній показник схожості рослин залишився сталим і становив:

- для райграсу у контрольному зразку – 74%, у зразку з цеолітом – 69% та у зразку з глауконітом – 89%;
- для ячменю звичайного у контрольному зразку – 93%, у зразку з цеолітом – 97% та у зразку з глауконітом – 87%.

Зміни загального вигляду біоіндикаторних рослин у різних субстратах в залежності від часу наведено на рис. 4.12 – 4.18.

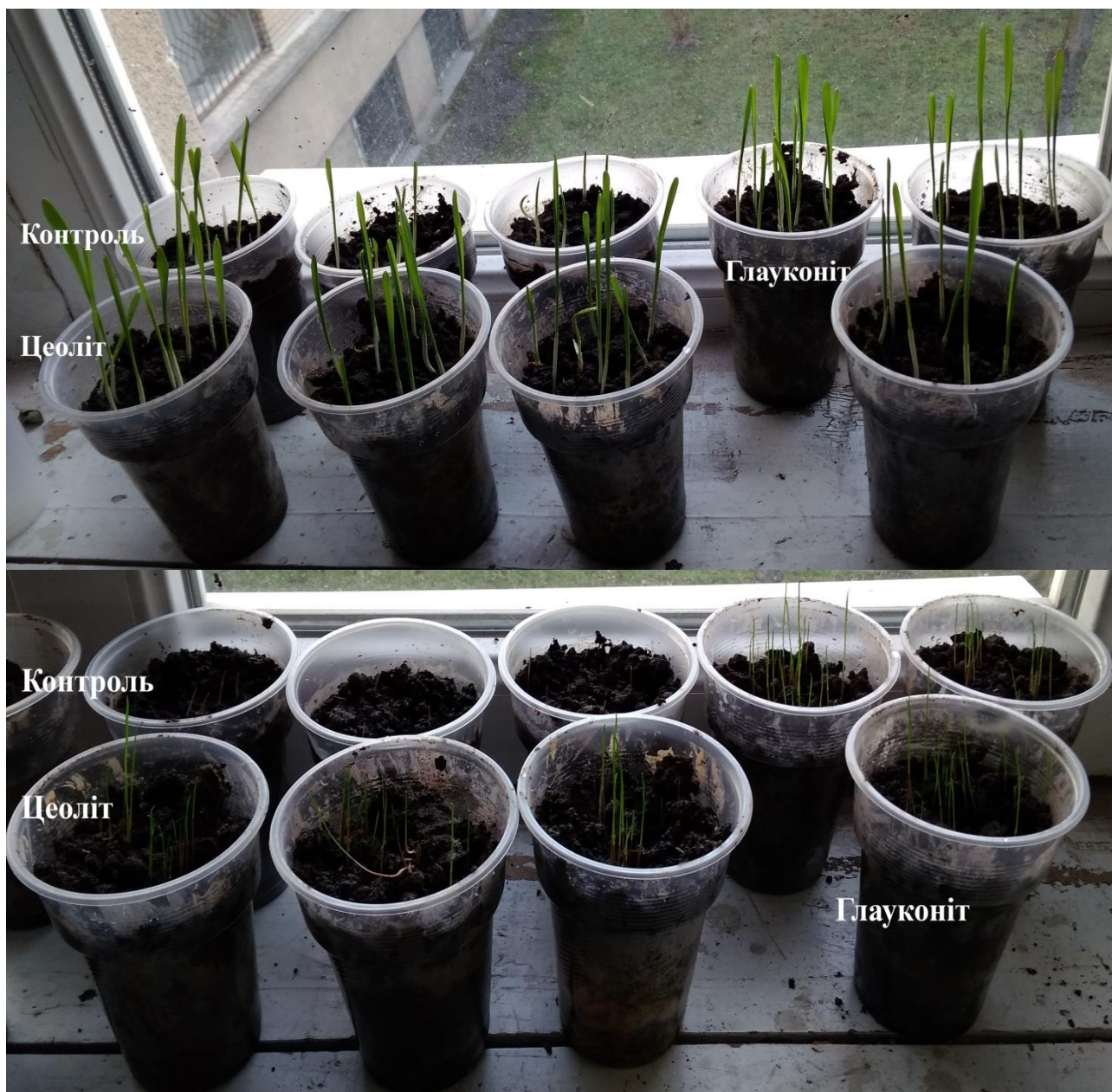


Рис. 4.12. Загальний вигляд рослин на 10-й день

Як видно із рис. 4.12 на десятий день проведення досліду стебла ячменю звичайного були більшими у субстратах з природними сорбентами ніж у контрольних зразках. У зразках з райграсом спостерігалася ідентична картина. Проте також варто зазначити, як зазначалося вище, перші сходи райграсу у контрольних зразках з'явилися на декілька днів пізніше ніж у зразках із сорбентами.



Рис. 4.13. Загальний вигляд рослин на 20-й день



Рис. 4.14. Загальний вигляд рослин на 30-й день

З рис. 4.13 – 4.14 видно, що у субстраті з глауконітом та контрольному зразку наземна частина ячменю звичайного (стебла) є довшою та розгалуженішою у порівнянні із субстратом з вмістом цеоліту. На 30-й день як видно з рисунка стебла ячменю почали жовтіти, а на 40-й засихати (рис. 4.15 – 4.16). Таке явище може бути пов'язане із захворюванням насіння ячменю.



Рис. 4.15. Вигляд ячменю звичайного у зразках з цеолітом на 30-й та 40-й день

Що стосується райграсу, то на 20 та 30-й день стебла рослин були більш розвиненими у субстратах із природними сорбентами, на відміну від контрольного зразка, що можна пояснити його пізнішими сходами 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

На 40-й день проведення досліду у контрольних зразках та у зразках із цеолітом стебла райграсу були більшими у порівнянні із зразками з глауконітом. Видимих пошкоджень стебел райграсу, на відміну від ячменю не спостерігалось.

На завершальному етапі проведення досліджень на 50-й день (рис. 4.17) та 60-й день (рис. 4.18) у контрольних зразках стебла ячменю звичайного були вищими у порівнянні з іншими зразками, проте варто зазначити, що у зразках з глауконітом стебла були більш розгалуженими. У зразках із цеолітом стебла також були досить розгалуженими, однак вони і надалі продовжували жовтіти та засихати.

У зразках із райграсом стебла були більшими у контрольних зразках (грунт) та подекуди ширшими у порівнянні зі зразками із сорбентами. Проте у зразках із цеолітам та глауконітом стебла райграсу були більш розгалуженими у порівнянні з контролем.

По завершенню досліду нами було виміряно масу рослин, а також довжину та масу 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 маса 1-ї рослини, г	Середня маса 1 стебла, г	Середня маса 1 кореня, г
<i>Ячмінь звичайний</i>					
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
<i>Райграс</i>					
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

За результатами визначення маси рослин, а також довжини та маси наземної частини та коренів побудовано графіки, на яких зображено зміну основних параметрів рослин залежно від виду субстрату (рис. 4.19 – 4.22).

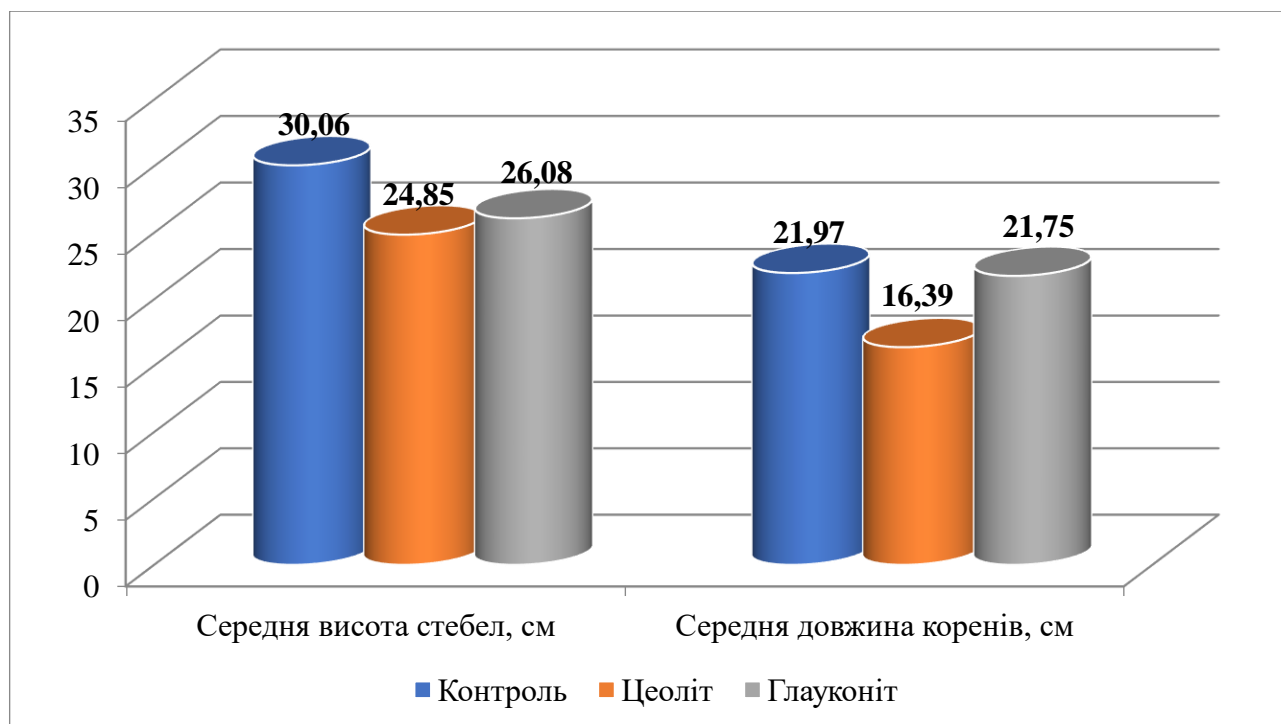


Рис. 4.19. Зміна висоти стебла та довжини коренів ячменю звичайного залежно від виду субстрату

Як видно з рис. 4.19 середній показник висоти наземної частини ячменю у субстраті з цеолітом та у субстраті з глауконітом є меншим від контрольного зразка на 17,3% та 13,2% відповідно.

Що стосується довжини коренів, то тут спостерігаються більш помітні зміни. Так, у зразку з цеолітом середній показник довжини є меншим на 25,3% від контрольного зразка, а у субстраті з глауконітом цей показник практично не відрізняється від контрольного і є меншим лише на 1%.

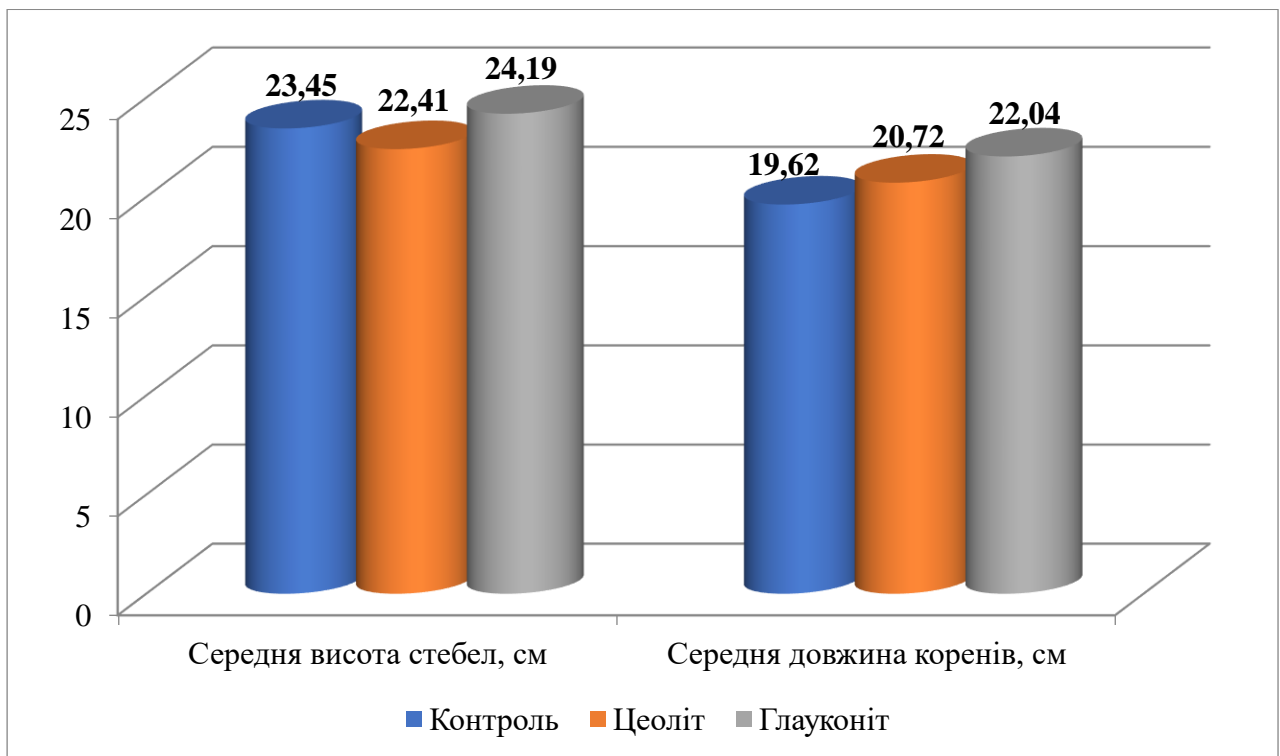


Рис. 4.20. Зміна висоти стебла та довжини коренів райграсу залежно від виду субстрату

З рис. 4.20 видно, що середня висота стебел райграсу у субстраті з вмістом глауконіту є більшою від контрольного зразка на 3,2%. У субстраті з цеолітом середня висота стебел є меншою від контрольного зразка на 4,4%.

Середня довжина коренів райграсу, як видно з рисунка, у субстратах з природними сорбентами є більшою на 5,6% (з вмістом цеоліту) та 12,3% (з вмістом глауконіту) від контрольного зразка.

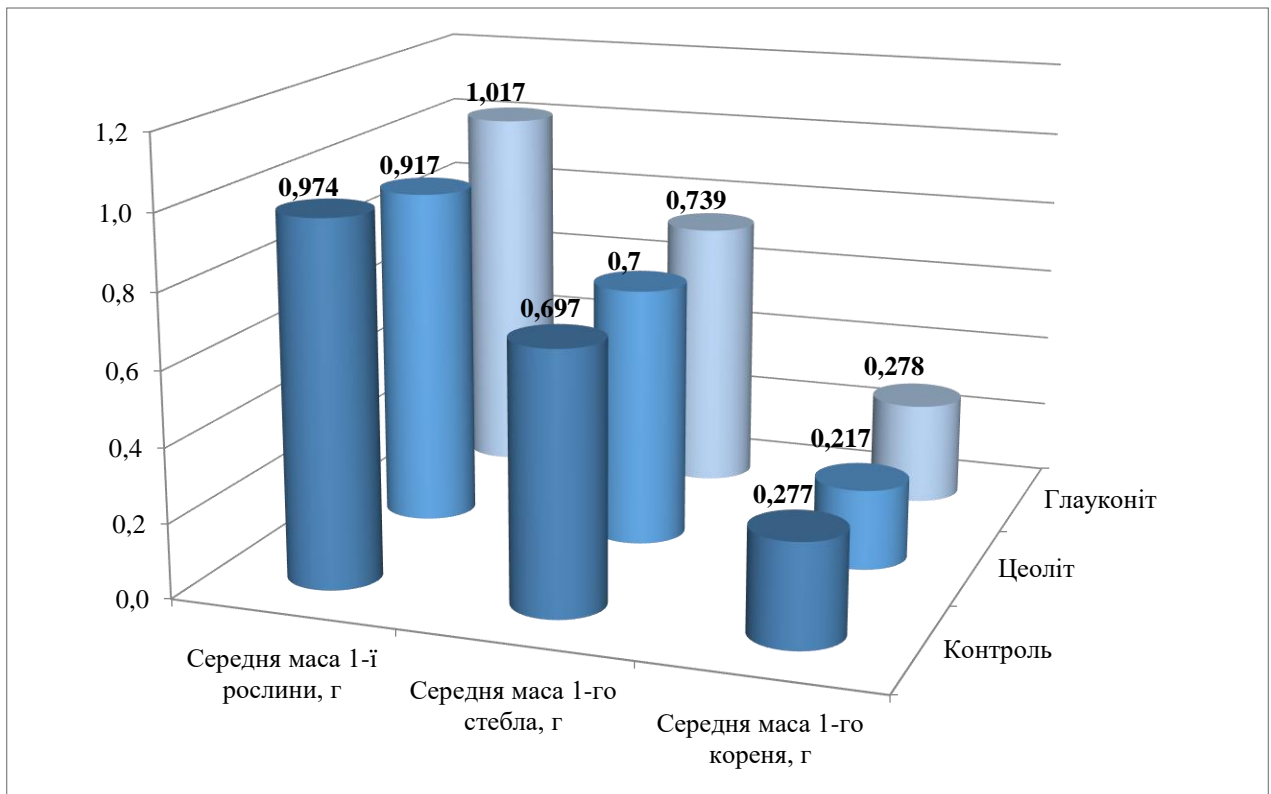


Рис. 4.21. Зміна маси основних параметрів ячменю звичайного залежно від виду субстрату

З рис. 4.21 можна побачити, що середня маса однієї рослин у субстраті з вмістом глауконіту є більшою на 4,4% від контрольного зразка, проте середня маса однієї рослини у субстраті з вмістом цеоліту є меншою від контролю на 5,9%.

Середня маса одного стебла ячменю звичайного у субстраті з глауконітом є більшою від контрольного зразка на 6,03%, а середня маса 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 маса одного кореня рослини, то з рисунка можна побачити, що у субстраті з вмістом глауконіту цей показник є більшим від контролю лише на 0,36%, а у субстраті з вмістом цеоліту цей показник вже є меншим від контрольного зразка на 21,7%.

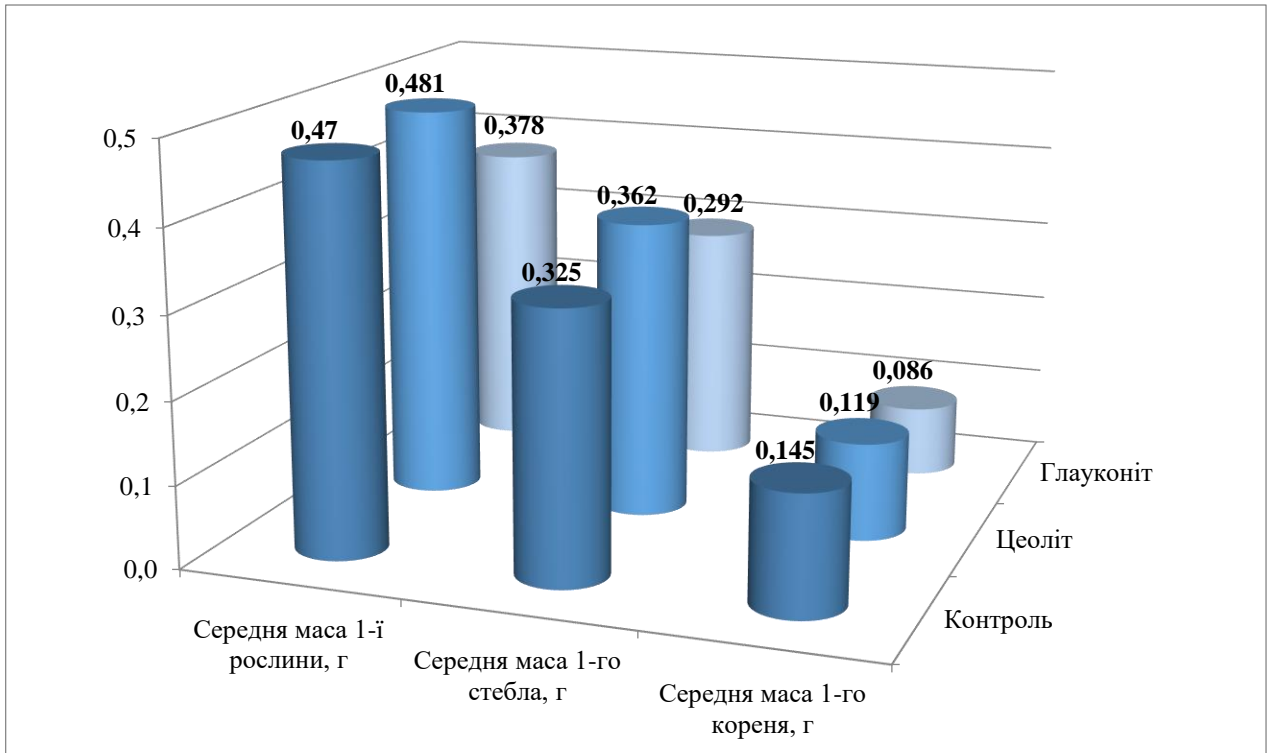


Рис. 4.22. Зміна маси основних параметрів райграсу залежно від виду субстрату

З рис. 4.22 видно, що середня маса однієї рослини райграсу у субстраті з цеолітом є більшою від контрольного зразка на 2,3%, а у субстраті з глауконітом середня маса рослини є меншою від контролю на 19,6%.

Середня маса стебла, як видно з рисунка є більшою від контрольного зразка на 11,4% у субстраті з цеолітом; у субстраті з глауконітом цей показник є меншим від контрольного зразка на 10,2%.

Що стосується показника середньої маси кореня райграсу, то тут найвищий показник проростання 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.

Таким чином, на основі отриманих даних можна припустити, що оптимальним для росту та розвитку рослин є субстрат на основі темно-сірого ґрунту, ОСВ та природного сорбенту у співвідношенні (%): 50:40:10.

Крім того, додавання у субстрат природних субстратів (цеоліту та глауконіту) позитивно впливає на проростання, ріст та розвиток рослин (ячменю звичайного та райграсу), а особливо на райграс, який є енергетичною рослиною.

Висновки до розділу IV

Дослідження описані в цьому розділі дали змогу оцінити вплив субстрату на основі ґрунту, осадів стічних вод та природних сорбентів на ріст та розвиток біоіндикаторних рослин. За одержаними результатами можна зробити висновок, що:

а) у випадку додавання у субстрат відстояних осадів, спостерігається пригнічення росту та розвитку біоіндикаторних рослин, у зв'язку із вмістом в них патогенної мікрофлори, грибів та плісені;

б) у випадку додавання у субстрат свіжих осадів, проростання рослин відбувається лише у пробах, де вміст осадів не перевищує 40%;

в) у випадку додавання у субстрат додаткового компоненту (природного цеоліту) спостерігається позитивний вплив на проростання біоіндикаторних рослин. Найкращі показники проростання при цьому спостерігаються у зразках із вмістом осадів 40% та вмістом цеоліту 7,5 та 10% відповідно;

г) у випадку використання субстрату на основі ОСВ та глауконіту для вирощування ячменю маса однієї рослини є більшою на 4,4% ніж у контрольному зразку;

д) у випадку використання субстрату на основі ОСВ та глауконіту середня висота стебла райграсу є більшою на 3,2% у порівнянні з контрольним зразком;

е) середня довжина коренів райграсу у субстраті з цеолітом та глауконітом є більшою у порівнянні з контрольним зразком на 5,6 та 12,3% відповідно.

Також, варто зазначити, що за результатами фенологічних спостережень стебла рослин ячменю звичайного та райграсу у субстратах з природними сорбентами були більш розвиненими та розгалуженими.

ВИСНОВКИ

В результаті виконання дисертаційної роботи розв'язано актуальне науково-практичне завдання: встановлення оптимальних умов використання субстрату на основі осадів стічних вод для проведення біологічної рекультивації. Основні наукові та практичні результати роботи полягають у:

1. На основі здійсненого комплексного моніторингу якісного та кількісного складу накопичених на муловому полі ЛМКП «Львівводоканал» ОСВ встановлено зв'язок між різними компонентами ОСВ:
 - з глибиною залягання в осадах стічних вод зростає кількість мінеральної речовини. Причиною цьому є гравітаційна диференціація мулового субстрату, яка проявляється в осіданні важчих мінеральних компонентів. Додатковим чинником є їх вимивання із мулів метеогенними водами з наступним переміщенням вниз розрізу мулового поля;
 - органічна речовина в осадах у певній мірі регулює значення рН середовища. Вміст органічних кислот понижує його значення;
 - сорбційні властивості органічної речовини обумовлені здатністю органічних кислот створювати комплексні сполуки з металами, що і визначає прямі кореляційні зв'язки між органічною речовиною мулів і важкими металами.
2. За результатами проведених санітарно-мікробіологічних та еколого-хімічних досліджень характеристик накопичених ОСВ встановлено:
 - накопичені на муловому полі осади стічних вод не містять патогенних мікроорганізмів, а отже потенційно можуть використовуватися як добрива для вирощування рослин;
 - концентрації рухомих так і валових форм важких металів в осадах мулового поля не перевищують ГДК;
 - пряма залежність між мінеральною речовиною мулових осадів та марганцем (Mn), очевидно обумовлені наявністю у них манганвмісних мінералів (фосфатів, сульфатів, оксидів, силікатів);

- низька кореляція Fe з мінеральною речовиною у системі мулових осадів може бути зумовлена її нівеляцією за рахунок утворення залізоорганічних комплексів при його взаємодії з кислотами органічної складової мулів.
3. Дослідження якісних показників свіжих осадів стічних вод показали, що вони відповідають нормам ДСТУ 7369:2013 та містять в достатній кількості фосфор, калій та азот, а вміст важких металів в них не перевищує гранично-допустимі концентрації.
 4. Лабораторні випробування визначення якості субстратів показали, що у випадку додавання у субстрат відстояних ОСВ спостерігається пригнічення росту та розвитку біоіндикаторних рослин у зв'язку з вмістом в них патогенної мікрофлори, грибів та плісені, а у випадку додавання у субстрат свіжих ОСВ, проростання рослин відбувається лише у пробах, де вміст осадів не перевищує 40%.
 5. Лабораторні випробування визначення якості субстратів на основі ґрунту, ОСВ та природних сорбентів показали, що у випадку додавання у субстрат природного цеоліту спостерігається позитивний вплив на проростання біоіндикаторних рослин. Найкращі показники при цьому спостерігаються у зразках із вмістом осадів 40% та вмістом цеоліту 7,5 та 10%.
 6. За результатами фенологічних спостережень та результатами вимірювань параметрів рослин, були встановлені залежності зміни їх росту та розвитку, які можуть використовуватись для проведення біологічної рекультивації, від різних видів субстрату. Встановлено, що у випадку використання субстрату на основі ОСВ та глауконіту для вирощування ячменю маса однієї рослини є більшою на 4,4% ніж у контрольному зразку, а у випадку використання субстрату на основі ОСВ та глауконіту для вирощування райграсу середня висота стебла райграсу є більшою на 3,2% у порівнянні із контрольним зразком.
 7. Встановлено, що оптимальним складом для проведення біологічної рекультивації є субстрат із співвідношенням компонентів: 50% ґрунту, 40% осадів та 10% природного сорбенту.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Астрелин, И.М. (2010). Современное состояние проблемы накопления и переработки отходов водоочистки в Украине. Вестник Нац. техн. ун-та "ХПИ": сб. науч. тр. Темат. вып.: Химия, химическая технология и экология. Харьков: НТУ "ХПИ", 10, 35-51.
2. Петрук, В.Г. (Ред.). (2013). Природоохоронні технології. Навчальний посібник. Частина 3: Методи переробки осадів стічних вод. Вінниця: ВНТУ, 324 с.
3. Stefanakis, A., Akrotos, C. S., Tsihrintzis, V. A. (2014). General Aspects of Sludge Management. Vertical Flow Constructed Wetlands, 181–189.
4. Feng, L. Luo, J., Chen, Y. (2015). Dilemma of sewage sludge treatment and disposal in China. Environmental Science & Technology, 49(8), 4781-4782.
5. Venkatesan, A. K., Done, H. Y., Halden, R. U. (2014). United States National Sewage Sludge Repository at Arizona State University – a new resource and research tool for environmental scientists, engineers, and epidemiologists. Environmental Science and Pollution Research, 22(3), 1577-1586.
6. Zhang, Q., Hu, J., Lee, D.-J., Chang, Y., & Lee, Y.-J. (2017). Sludge treatment: Current research trends. Bioresource Technology, 243, 1159–1172.
7. 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.
8. Christodoulou, A., Stamatelatos, K. (2015). Overview of legislation on sewage sludge management in developed countries worldwide. Water Science and Technology, 73(3), 453-462.
9. 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.
10. 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.

11. Du, H., Li, F. (2017). Characteristics of dissolved organic matter formed in aerobic and anaerobic digestion of excess activated sludge. *Chemosphere*, 168, 1022-1031.
12. Arlabosse, P., Ferrasse, J. H., Lecomte, D., ... Leonard, A. (2011). Efficient sludge thermal processing: from drying to thermal valorization. *Modern Drying Technology*, 4, 295-329.
13. Гришко, В. М. Коріновська, О. М. (2015). Вплив органо-мінеральних добрив на основі осадів стічних вод на ценоз мікроміцетів. *Gruntoznavstvo*, 16(1-2), 75-81.
14. 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.
15. Дубовий, В. І., Табакаєва, М. Г. (2014). Вплив осаду стічних вод на продуктивність і якість зерна пшениці. *Збалансоване природокористування*, 3, 127–131.
16. Hamood, A., Khatib, J. (2016). Sustainability of sewage sludge in construction. *Sustainability of Construction Materials*, 625-641.
17. 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.
18. Paya, J., Monzo, J., Borrachero, M. V., Soriano, L. (2018). Sewage sludge ash. *New trends in Eco-Efficient and Recycled Concrete*, 121-152.
19. Eurostat. Sewage sludge disposal from urban wastewater treatment [Електронний ресурс] / Режим доступу: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=File:Sewage_sludge_disposal_from_urban_wastewater_treatment,_by_type_of_treatment,_2015_\(%25_of_total_mass\).png](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=File:Sewage_sludge_disposal_from_urban_wastewater_treatment,_by_type_of_treatment,_2015_(%25_of_total_mass).png)

20. 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.
21. Городній, М.М. (2013). Проблеми використання осадів стічних вод для виробництва добрив. *Вісник аграрної науки*, 9, 45-50.
22. 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.
23. Inglezakis, V. J., Zorpas, A. A., Karagiannidis, A., ... Sklari, S. (2014). European Union legislation on sewage sludge management. *Fresenius Environmental Bulletin*, 23(2A), 635-639.
24. Fijałkowski, 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.
25. Pavšič, P., Mladenovič, A., Mauko, A., Kramar, S., Dolenc, M., Vončina, E., ... Bukovec, P. (2014). Sewage sludge/biomass ash based products for sustainable construction. *Journal of Cleaner Production*, 67, 117–124.
26. Krüger, O., Adam, C. (2015). Recovery potential of German sewage sludge ash. *Waste management*, 45, 400-406.
27. Di Bonito, M. (2008). Sewage sludge in Europe and in the UK: Environmental impact and improved standards for recycling and recovery to land. *Environmental Geochemistry*, 251-286.
28. Twardowska, I., Schramm, K.-W., Berg, K. (2004). Sewage sludge. *Waste Management Series*, 39-295.
29. Werle, S. (2015). Sewage Sludge-To-Energy Management In Eastern Europe: A Polish Perspective. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 22(3), 459-469.
30. Kalogo, Y., Monteith, H. (2012). *Energy and Resource Recovery from Sludge*. Publishing.

31. Kleemann, R., Chenoweth, J., Clift, R., Morse, S., Pearce, P., & Saroj, D. (2017). Comparison of phosphorus recovery from incinerated sewage sludge ash (ISSA) and pyrolysed sewage sludge char (PSSC). *Waste Management*, 60, 201–210.
32. Ottosen, L. M., Kirkelund, G. M., & Jensen, P. E. (2013). Extracting phosphorous from incinerated sewage sludge ash rich in iron or aluminum. *Chemosphere*, 91(7), 963–969.
33. Cieřlik, B., & Konieczka, P. (2017). A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid waste generation” and analytical methods. *Journal of Cleaner Production*, 142, 1728–1740.
34. Li, R., Teng, W., Li, Y., Wang, W., Cui, R., & Yang, T. (2017). Potential recovery of phosphorus during the fluidized bed incineration of sewage sludge. *Journal of Cleaner Production*, 140, 964–970.
35. Cieřlik, B. M., Namieřnik, J., & Konieczka, P. (2015). Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. *Journal of Cleaner Production*, 90, 1–15.
36. Guedes, P., Couto, N., Ottosen, L. M., & Ribeiro, A. B. (2014). Phosphorus recovery from sewage sludge ash through an electro-dialytic process. *Waste Management*, 34(5), 886–892.
37. Сорокіна, К. Б., Козловська, С. Б. (2012). Технологія переробки та утилізації осадів: навч. посібник. Харків: ХНАМГ, 226 с.
38. 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.
39. Matsumiya, Y. (2012). Green Energy Production from Municipal Sewage Sludge in Japan. Japan Sewage Works Association.
40. LeBlanc, R. J., Matthews, P., & Richard, R. P. (2009). Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource. United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT).

41. 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.
42. Yang, G., Zhang, G., & Wang, H. (2015). Current state of sludge production, management, treatment and disposal in China. *Water Research*, 78, 60–73.
43. Xu, C., Chen, W., & Hong, J. (2014). Life-cycle environmental and economic assessment of sewage sludge treatment in China. *Journal of Cleaner Production*, 67, 79–87.
44. 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.
45. Arulrajah, A., Disfani, M. M., Suthagaran, V., & Imteaz, M. (2011). Select chemical and engineering properties of wastewater biosolids. *Waste Management*, 31(12), 2522–2526.
46. 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.
47. Zhang, Q. H., Yang, W. N., Ngo, H. H., Guo, W. S., Jin, P. K., Dzakpasu, M., ... Ao, D. (2016). Current status of urban wastewater treatment plants in China. *Environment International*, 92-93, 11–22.
48. Jin, L., Zhang, G., & Tian, H. (2014). Current state of sewage treatment in China. *Water Research*, 66, 85–98.
49. Desmidt, E., Ghyselbrecht, K., Zhang, Y., Pinoy, L., Van der Bruggen, B., Verstraete, W., ... Meesschaert, B. (2014). Global Phosphorus Scarcity and Full-Scale P-Recovery Techniques: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(4), 336–384.
50. Takahashi, M., Takemoto, Y., & Onishi, K. (2015). Phosphorus recovery from carbonized sewage sludge by hydrothermal processes. *J Mater Sci Eng*, 5(1-2), 58-62.

51. Munir, M. T., Li, B., Boiarkina, I., Baroutian, S., Yu, W., & Young, B. R. (2017). Phosphate recovery from hydrothermally treated sewage sludge using struvite precipitation. *Bioresource Technology*, 239, 171–179.
52. Sartorius, C., von Horn, J., & Tettenborn, F. (2011). Phosphorus Recovery from Wastewater – State-of-the-Art and Future Potential. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2011(1), 299–316.
53. Egle, L., Rechberger, H., Krampe, J., & Zessner, M. (2016). Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of The Total Environment*, 571, 522–542.
54. Ковальов, М. М., Супрягіна, Н. П., Медведєва, О. В. (2013). Використання осадів стічних вод як органічного добрива та шляхи мінімізації негативного впливу на навколишнє середовище. *Наукові записки*, 13, 43-45.
55. Проект «Реконструкція Бортницької станції аерації» [Електронний ресурс] / Режим доступу: <https://www.vodokanal.kiev.ua/rek-bsa/>
56. Проект виробництва біогазу [Електронний ресурс] // Режим доступу: <http://lvivvodokanal.com.ua/aboutus/environment/sewagesludge/>
57. 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»*, 844, 103-112.
58. ДСТУ 7369:2013 Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрювання.
59. Рудницький Є.М. (2013). Дослідження доцільності використання осадів стічних вод в якості органо-мінеральних добрив в умовах України. *Вісник ХНТУСГ*, 135, 78–86.
60. Засідко, І. Б., Полтуренко, М. С. & Мандрик, О.М. (2017). Осади стічних вод як вторинна сировина для виробництва цегли. *Вісник Національного*

- університету водного господарства та природокористування, 3(79), 104-113.
61. Дрозд, Г.Я. & Бизирка, И.И. (2011). Осадок сточных вод как модификатор асфальтобетона. Сб. науч. тр. ДонГТУ, 34, 199-205.
62. Забалуєв, В. О. (Ред.). (2017). Охорона ґрунтів та відтворення їх родючості: навчальний посібник. Харків: Стиль-издат, 348 с.
63. Надточій, П. П. (Ред.). (2007). Охорона та раціональне використання природних ресурсів і рекультивация земель: навчальний посібник. Житомир: Видавництво «Державний агроєкологічний університет», 420 с.
64. Купчик, В. І. (Ред.). (2010). Ґрунти України: властивості, генезис, менеджмент родючості. Навчальний посібник. Київ: Кондор, 414 с.
65. 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.
66. Kaźmierczak, U., Ptak, M. & Podolski, R. (2017). Reclamation of post mining areas. REMIX Ienterreg Europe. European Regional Development Fund.
67. Legwaila, I. A., Lange, E., & Cripps, J. (2015). Quarry reclamation in England: a review of techniques. *Jasmr*, 4(2), 55-79.
68. 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.
69. Antwi, E. K., Boakye-Danquah, J., Asabere, S. B., Takeuchi, K., & Wiegleb, G. (2014). Land cover transformation in two post-mining landscapes subjected to different ages of reclamation since dumping of spoils. *SpringerPlus*, 3(1), 702.
70. Citizen's guide to coal mining and reclamation in Indiana (2007). Indiana Department of Natural Resources: Division of reclamation, 38.
71. 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.

72. 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.
73. Sloss, L. (2013). Coal mine site reclamation. IEA Clean Coal Centre, 1-70.
74. Davis, V., Burger, J. A., Rathfon, R., & Zipper, C. E. (2017). Selecting tree species for reforestation of Appalachian mined lands. In: Adams, Mary Beth, ed. *The Forestry Reclamation Approach: guide to successful reforestation of mined lands*. Gen. Tech. Rep. NRS-169. Newtown Square, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station: 7-1-7-10., 1-10.
75. 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.
76. Трофимова, Г.И. & Черемесина, В. Г. (2015). Рекультивация нарушенных земель: учебно-методическое пособие для самостоятельной работы студентов по курсу «Промышленная экология». Томск: ТГАСУ, 140 с.
77. Kuter, N. (2013). Reclamation of Degraded Landscapes due to Opencast Mining. *Advances in Landscape Architecture*, 823-858.
78. 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.
79. Лукина, Н.В., Чибрик, Т. С., Глазырина, М. А. & Филимонова, Е. И. (2015). Биологическая рекультивация и мониторинг нарушенных промышленностью земель: хрестоматия. Екатеринбург, 356 с.
80. Kirilov, I. & Banov, M. (2016). Reclamation of lands disturbed by mining activities in Bulgaria. *Agricultural Science and Technology*, 8(4), 339-345.
81. Kirilov, I. & Banov, M. (2017). Ecological characteristics of reclaimed areas in Pernik mines region, Bulgaria. *Agricultural Science and Technology*, 9(2), 151-159.

82. Tsołova, 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.
83. Banov, M., Tsołova, 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.
84. Lõhmus, K., Kull, A., Truu, J., Truu, M., Kaar, E., Ostonen, I., ... & Kurvits, V. (2007). The reclamation of the North Estonian oil shale mining area. In *Multifunctional Land Use*. Springer, Berlin, Heidelberg, 387-401.
85. Kuznetsova, T., Rosenvald, K., Ostonen, I., Helmisaari, H. S., Mandre, M., & Lõhmus, K. (2010). Survival of black alder (*Alnus glutinosa* L.), silver birch (*Betula pendula* Roth.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings in a reclaimed oil shale mining area. *Ecological Engineering*, 36(4), 495-502.
86. Korjus, H., Laarmann, D., Sims, A., Paluots, T., & Kangur, A. (2014). Assessment of novel forest ecosystems on post-mining restoration site in Aidu, Estonia. Local and regional challenges of climate change adaptation and green technologies. *Proceedings. University of West Hungary Press, Sopron*, 35-44.
87. Kaar, E. (2010). Afforestation of flattened oil shale quarries. *Eesti Maaülikool, Tartu, Estonia*, 129-154.
88. 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.
89. 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.
90. 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.
91. 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.
92. Pietrzykowski, M. & Krzaklewski, W. (2018). Reclamation of Mine Lands in Poland. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*, 493-513.
93. Kasztelewicz, Z. (2014). Approaches to post-mining land reclamation in Polish open-cast lignite mining. *Civil and Environmental Engineering Reports*, 12(1), 55-67.
94. Dulias, R. (2010). Landscape planning in areas of sand extraction in the Silesian Upland, Poland. *Landscape and Urban Planning*, 95(3), 91–104.
95. 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.
96. Панас, Р.М. (2008). Рациональне використання та охорона земель: Навчальний посібник, 352 с.
97. Іванов, Є. А. & Біланюк, В. І. (2017). Проблеми рекультивації і ревіталізації земель, порушених гірничими роботами. Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування: матеріали Четвертої міжнародної науково-практичної конференції: у 2-х т. (6–10 листопада 2017 р., м. Трускавець) Державна комісія України по запасах корисних копалин (ДКЗ). – К.: ДКЗ, 2, 257–265.
98. Бровко, Ф.М. (2019). Сучасні проблеми та здобутки лісової рекультивації відвальних ландшафтів в Україні. *Лісове і садово-паркове господарство*, 1, 24-46.
99. 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*, 4(2), 91-96.

100. Menéndez, J., & Loredó Pérez, J. L. (2018). Reclamation of degraded landscape due to open pit coal mining: Biomass for renewable power plants. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, 14, 251-255.
101. Pleguezuelo, C. R. R., Zuazo, V. H. D., Biielders, C., Bocanegra, J. A. J., PereaTorres, F., & Martínez, J. R. F. (2015). Bioenergy farming using woody crops. A review. *Agronomy for sustainable development*, 35(1), 95-119.
102. 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.
103. Шквірко, О. & Тимчук, І. (2019). Можливість використання енергетичних культур для рекультивації порушених територій. Збірник тез доповідей міжнародного студентського наукового форуму «Студентська молодь і науковий прогрес в АПК», Львів, 17-19 вересня 2019 року, с. 28.
104. Тимчук, І., Голець, Н., Серета, А. & Шквірко, О. (2020). Біологічна рекультивація порушених земель та можливість використання в ній енергетичних культур. Матеріали II Міжнародного наукового симпозиуму «Сталий розвиток – стан та перспективи», Львів-Славське, 12-15 лютого 2020 року, с. 93-94.
105. Koghevnikov, N.V. & Zaushintsena, A.V. (2017). Domestic and foreign experience in biological reclamation of disturbed lands. *Bulletin of Kemerovo State University. Series: Biological, Engineering and Earth Science*, 1, 43-47.
106. Сакалова, Г. В. (2013). Дослідження сорбційного вилучення іонів купруму (II) з води глинами Черкаського родовища. *Вісник Хмельницького національного університету*, 1, 269-271.
107. 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.

108. 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.
109. 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.
110. 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.
111. 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.
112. 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.
113. Білецький, В. С. (Ред.). (2013). *Мала гірнича енциклопедія. Донецьк: Східний видавничий дім*, 3, 644 с.
114. Засідко, І. Б., Полутренко, М. С., & Мандрик, О. М. (2017). Дослідження цеоліту для очищення природних і стічних вод комунальних підприємств. *Науковий вісник НЛТУ України*, 27(5), 63-66.
115. Басараба, Ю. Б., & Засадний, Т. М. (2015). Перспективи застосування цеолітів Сокирницького родовища для очищення природної води. *Ecological Safety and Balanced Use of Resources*, 1(11), 46-52.
116. Білецький, В. С. (Ред.). (2004). *Мала гірнича енциклопедія. Донецьк: Донбас*, 1, 640 с.

117. Мальований, М.С. & Петрушка, І. М. (2012). Очищення стічних вод природними дисперсними сорбентами: монографія. Львів: Вид-во Львівської політехніки, 180 с.
118. ДСТУ ISO 10381-6:2001 Якість ґрунту. Відбір проб. Частина 6. Настанови щодо відбору, обробки та зберігання ґрунту для оцінки аеробних мікробіологічних процесів в лабораторії, Київ: Держспоживстандарт України, 2002, 15 с.
119. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства (издание 2-е, переработанное и дополненное). М., 1992, 63 с.
120. Лурье, Ю. Ю. (1984). Аналитическая химия промышленных сточных вод. М.: Химия, 448 с.
121. ДСТУ ISO 11269-2:2002 Якість ґрунту. Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 2: Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин. Київ: Держстандарт України, 2004, 14 с.
122. ДСТУ ISO 11269-1:2004 Якість ґрунту. Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 1: Метод визначення інгібіторної дії на ріст коренів. Київ: Держстандарт України, 2005, 15 с.
123. Горова, А. & Кулина, С. (2008). Оцінка токсичності ґрунтів червоноградського гірничопромислового району за допомогою ростового тесту. Вісник Львівського університету. Серія біологічна, 48, 189-194.
124. Клос, В. Р., Жовинський, Е. Я., Акінфієв, Г. О. & Амашукелі, Ю. А. (2013). Еколого-геохімічні дослідження мулових полів стічних вод та їх вплив на довкілля прилеглих територій (на прикладі ділянки Гнідин). Пошукова та екологічна геохімія, 1, 34-43.
125. Клос, В. Р., Жовинський, Е. Я., Крюченко, Н. О. & Приходько, М. В. (2017). Еколого-геохімічна оцінка ґрунтів Київської області, забруднених мулами стічних вод. Геохімія та рудоутворення, 38, 95-100.

126. Бондар, О. І., Лозовіцький, П. С., Машков, О. А. & Лозовицький, А. П. (2015). Екологічний стан накопичених осадів стічних вод м. Києва. *Екологічні науки*, 7, 38-53.
127. Singh, R. P., Singh, P., Ibrahim, M. H., & Hashim, R. (2012). Land application of sewage sludge: physicochemical and microbial response. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 41-61.
128. Грицуляк, Г. М. (2019). Екологічний стан дерново-підзолистих ґрунтів Передкарпаття за внесення осаду стічних вод під вербу енергетичну. *Збалансоване природокористування*, 1, 66-74.
129. Перепилиця, О. П. (2004). Екохімія та ендоекологія елементів: довідник з екологічного захисту. К.: НУХТ, Екохім, 736 с.
130. Рижук, С. М. (Ред.). (2003). Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення. К., 64 с.
131. Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. *Official journal L 181*, 6-12.
132. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С. & Мальований, М. С. (2017). Використання техногенних відходів для рекультивації (ремедіації) порушених земель. *Матеріали XVII Міжнародної науково-практичної конференції «Ідеї академіка В. І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки»*, Кременчук, 1-3 червня 2017 року, с. 101.
133. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С. & Мальований, М. С. (2017). Біологічна рекультивація порушених земель із використанням добрив з техногенних відходів. *Збірник матеріалів «Сталий розвиток – погляд у майбутнє»*, Львів, 15 вересня 2017 року, с. 22.
134. Шквірко, О. М. & Тимчук, І. С. (2017). Відновлення порушених земель застосуванням техногенних відходів для їх біологічної рекультивації. *Збірник тез доповідей Міжнародного студентського наукового форуму «Студентська молодь і науковий прогрес в АПК»*, Львів, 20-22 вересня 2017 року, с. 31-32.

135. Іващишин, Я. А., Тимчук, І. С., Шквірко, О. М., Мальований, М. С. & Попович, В. В. (2018). Трансформація осадів відпрацьованого активного мулу в субстрат для біологічної рекультивації техногенно порушених земель. Збірник матеріалів 5-го Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування», Львів 26-29 вересня 2018 року, с. 75.
136. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С., Іващишин, Я. А., Мальований, М. С. & Біннер, Е. (2018). Біотестування експериментального субстрату на основі ґрунту та техногенних відходів. Збірник матеріалів 5-го Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування», Львів 26-29 вересня 2018 року, с. 155.
137. Shkvirko, O., Tymchuk, I. & Malovanyu, M. (2018). Creation of a substrate for biological reclamation from used sewage sludge. 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», Lviv, Ukraine: Lviv Polytechnic National University, 22-24 November 2018, 318-319.
138. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С. & Мальований, М. С. (2019). Осад стічних вод – компонент субстрату для проведення біологічної рекультивації земель. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг», Львів, 23-25 жовтня 2019 року, 250-251.
139. Shkvirko, O., Tymchuk, I. & Malovanyu, M. (2018). The use of bioinication to determine the possibility of sludge recovery after biological treatment of wastewater. *Environmental problems*, 3(4), 258-265.
140. Shkvirko, O. M., Tymchuk, I. S. & Malovanyu, M. S. (2019). Substrate creation from sewage sludge for biological reclamation of land. Сборник тезисов: 16-й международный молодежный научно-экологический форум

- стран балтийського регіона «Екобалтика», Гданьск 7-9 октября 2019 года, 92-94.
141. Shkvirko, O., Tymchuk, I. & Malovanyu, M. (2019). Substrate creation from sewage sludge for biological soil remediation. Proceedings of the IX International Scientific Conference of young scientists, graduates, master and PhD students “Actual Environmental Problems”, Minsk, Republic of Belarus 21-22 November 2019, 216-217.
142. Shkvirko, O., Tymchuk, I., Malovanyu, M. & Popovych, O. (2019). Man-Made Wastes – Basis For Biological Reclamation. Proceedings of 9th International Youth Science Forum «Litteris et Artibus», Lviv, Ukraine: Lviv Polytechnic National University, 21-23 November 2019, 220-225.
143. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С. & Мальований, М. С. (2019). Використання субстрату на основі осадів стічних вод для біологічної рекультивациі порушених земель. Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека об’єктів туристично-рекреаційного комплексу», Львів, 5-6 грудня 2019 року, 133-134.
144. Шквірко, О., Тимчук, І. & Мальований, М. (2020). Субстрат на основі осадів стічних вод та його вплив на культурні рослини. Матеріали II Міжнародного наукового симпозиуму «Сталий розвиток – стан та перспективи», Львів-Славське, 12-15 лютого 2020 року, 87-88.
145. 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, 343-345.
146. Tymchuk, I., Shkvirko, O., Sakalova, H., Malovanyu, M., Dabizhuk, T., Shevchuk, O., ... & Vasylynych, T. (2020). Wastewater a Source of Nutrients for Crops Growth and Development. *Journal of Ecological Engineering*, 21(5), 88-96.

ДОДАТКИ

Додаток 1

Вміст органічної і мінеральної речовини, вологість мулу (на повітряно-суху пробу) та значення рН водних витяжок із мулу у досліджуваних зразках

№ проби	Вміст органічної речовини, мас. %	Вологість, мас. %	Вміст мінеральної речовини, мас. %	рН
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
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 [53]	≥ 40	н.л.	н.л.	6,5-7,5*

Додаток 2

Вміст рухомих форм важких металів у накопичених ОСВ (на повітряно-суху пробу) у досліджуваних зразках

№ проби	Вміст металу, мг/кг								
	Cu	Pb	Ni	Cd	Zn	Cr	Co	Mn	Fe
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
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 (р.ф.)	3,0	6,0	4,0	н. л.	23,0	6,0	5,0	н. л.	н. л.

Додаток 3

Валовий вміст важких металів у накопичених ОСВ (на повітряно-суху пробу)

№ проби	Вміст металу, мг/кг								
	Cu	Pb	Ni	Cd	Zn	Cr	Co	Hg	Mn
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
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
Лімітуюче значення	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

Додаток 4



УКРАЇНА

Міністерство аграрної політики і продовольства України
Державна установа «Інститут охорони ґрунтів України»
ДУ «Держґрунтохорона»

Львівська філія ДУ «Держґрунтохорона» Лабораторія агрохімічних, токсиколого-радіологічних досліджень екологічної безпеки ґрунтів та якості продукції
Свідоцтво про атестацію № 168 видано 22 грудня 2015 року
Вінницьким обласним виробничо-технічним центром стандартизації метрології та якості продукції АПК «Облагостандартсертифікація»

ПРОТОКОЛ ДОСЛІДЖЕНЬ
органічного добрива

Замовник та його адреса... *Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, вул. Степана Бандери, 12*

Тип зразка *добриво органічне: мул*

Кількість..... *1 зразок*

Мета випробувань..... *визначення якісних показників*

Результати досліджень

Назва показника	Одиниця виміру	Фактичне значення		Нормативний документ на методи випробувань
		суха речовина	натур. вологість	
Кислотність: рН сольове	одиниць рН	-	6,4	ГОСТ 26712-85- ГОСТ 26718-85
рН водне	одиниць рН	-	6,1	
Вода	%	-	73,6	
Зола	%	23,8	-	
Фосфор загальний	%	1,6	0,42	
Калій загальний	%	0,3	0,08	
Азот загальний	%	3,56	0,93	
Азот амонійний	%	0,28	0,073	
Азот нітратний(в торфі)	мг/100г	11,75	-	ГОСТ 27894.4-88
Кальцій (в ґрунті)	ммоль/100г	11,75	-	ГОСТ 26487-85
Магній(в ґрунті)	ммоль/100г	4,12	-	
Сірка рухома (в ґрунті)	мг/кг	14,8	-	ГОСТ 26490-85
Мікроелементи: мідь (Cu)	мг/кг	-	4,00	МУ по атомно-абсорбційному визначенню
цинк (Zn)	мг/кг	-	17,6	
марганець(Mn)	мг/кг	-	45,1	
кобальт (Co)	мг/кг	-	2,86	
залізо (Fe)	мг/кг	-	65,0	
свинець (Pb)	мг/кг	-	1,56	
кадмій (Cd)	мг/кг	-	0,20	
бор (B)	мг/кг	4,01	-	ОСТ 10.154-88

Директор

Демчишин А.М.

Провідний агрохімік
27 березня 2018 року

Кушнір Н.І.





Проректор
науково-педагогічної роботи
Національного університету
«Львівська політехніка»
_____ Давидчак О.Р.
«__» _____ 2020 р.

А К Т

про використання у навчальному процесі
Національного університету «Львівська політехніка»
результатів досліджень та розробок, одержаних
при виконанні дисертаційної роботи
«Екологічно безпечні технології біологічної рекультивациі із використанням
осадів стічних вод»
Шквірко Оксани Михайлівни

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 «Екологічно безпечні технології біологічної рекультивациі із використанням осадів стічних вод» Шквірко Оксани Михайлівни на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія будуть використані:

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

2. У програмі лекційного курсу «Застосування методів біоіндикації в дослідженнях довкілля», оскільки отримані результати стосуються методу визначення якості ґрунту.
3. У програмі лекційного курсу «Агроекологія» тема «Рекультивация ґрунтів» та в програмі практичних занять цього курсу.

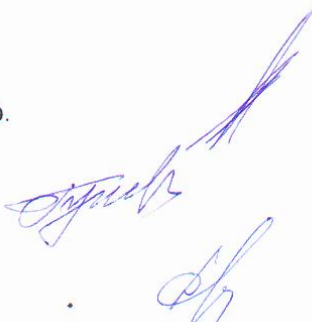
Голова НМР ІСТР
к.е.н., доц.



Данько Т.І.

Члени комісії:

зав. каф. ЕЗП, д.т.н., проф.



Мальований М.С.

д.т.н., проф.

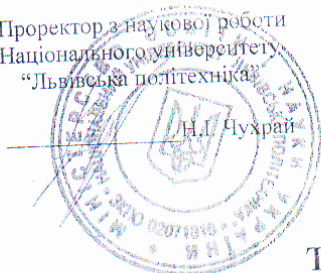
Гумницький Я.М.

д.т.н., проф.

Дячок В.В.

Додаток 6

Затверджую

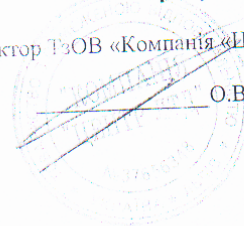
Проректор з наукової роботи
Національного університету
"Львівська політехніка"

Н.І. Чухрай

Затверджую

Директор ТзОВ «Компанія «Центр ЛТД»

О.В.Бота



ТЕХНІЧНИЙ АКТ

здавання-приймання науково-технічної продукції
з госпдоговору № 120 від 24.06.2019Ми, які нижче підписалися, представник Замовника Директор ТзОВ «Компанія «Центр ЛТД» Бота О.В.з однієї сторони, і представник Виконавця Мальований М.С.з іншої сторони, склали цей акт про те, що робота «Розробка рекомендацій щодо перспективних шляхів використання заскладованого на Львівських КОС відпрацьованого активного мулу»

виконана згідно з завданням у повному обсязі. Замовник не має претензій та зауважень до виконаної роботи.

У результаті виконання робіт за договором Розроблення рекомендацій щодо перспективних шляхів використання заскладованого на Львівських КОС відпрацьованого активного мулу

Наукове значення роботи: _____

Замовнику передано Рекомендації щодо перспективних шляхів використання окремих кластерів відпрацьованого активного мулу

Замовник прийняв предмет передавання на відповідальне зберігання.

ПРЕДСТАВНИК ВИКОНАВЦЯ

Мальований М.С.

ПРЕДСТАВНИК ЗАМОВНИКА

Бота О.В..

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

В яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Tymchuk, I., Shkvirko, O., Sakalova, H., Malovanyu, M., Dabizhuk, T., Shevchuk, O., ... & Vasylynych, T. (2020). Wastewater a Source of Nutrients for Crops Growth and Development. *Journal of Ecological Engineering*, 21(5), 88-96. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та їх математичне опрацювання.*
2. Shkvirko, O., Tymchuk, I. & Malovanyu, M. The use of bioinication to determine the possibility of sludge recovery after biological treatment of wastewater. *Environmental problems*, 3(4), 258-265. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень для визначення впливу субстрату на основі осадів на ріст рослин.*
3. 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. *Особистий внесок – аналіз способів утилізації осадів стічних у світі.*
4. 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*, 4(2), 91-96. *Особистий внесок – аналіз можливості використання енергетичних культур для проведення біологічної рекультивациі.*

Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

5. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С. & Мальований, М. С. (2017). Використання техногенних відходів для рекультивациі (ремедіациі) порушених земель. Матеріали XVII Міжнародної науково-практичної конференції «Ідеї академіка В. І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки», Кременчук, 1-3 червня 2017 року, с. 101. *Особистий внесок – встановлення*

можливості використання для біологічної рекультивації осадів стічних вод.

6. Шквірко, О. М. & Тимчук, І. С. (2017). Біологічна рекультивація порушених земель із використанням добрив з техногенних відходів. Збірник матеріалів «Сталий розвиток – погляд у майбутнє», Львів, 15 вересня 2017 року, с. 22. *Особистий внесок – аналіз проблем накопичених осадів в Україні.*
7. Шквірко, О. М. & Тимчук, І. С. (2017). Відновлення порушених земель застосуванням техногенних відходів для їх біологічної рекультивації. Збірник тез доповідей Міжнародного студентського наукового форуму «Студентська молодь і науковий прогрес в АПК», Львів, 20-22 вересня 2017 року, с. 31-32. *Особистий внесок – аналіз проблем рекультивації порушених земель.*
8. Тимчук, І., Мальований, М. & Шквірко, О. (2018). Вплив капсульованих мінеральних добрив на агроландшафти. Матеріали Міжнародного наукового симпозіуму «Сталий розвиток – стан та перспективи», Львів-Славське, 28 лютого – 3 березня 2018 року, с. 141-142. *Особистий внесок – аналіз впливу мінеральних добрив на рослини.*
9. Іващишин, Я. А., Тимчук, І. С., Шквірко, О. М., Мальований, М. С. & Попович, В. В. (2018). Трансформація осадів відпрацьованого активного мулу в субстрат для біологічної рекультивації техногенно порушених земель. Збірник матеріалів 5-го Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування», Львів 26-29 вересня 2018 року, с. 75. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень.*
10. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С., Іващишин, Я. А., Мальований, М. С. & Біннер, Е. (2018). Біотестування експериментального субстрату на основі ґрунту та техногенних відходів. Збірник матеріалів 5-го Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування», Львів 26-29 вересня 2018 року, с.

155. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень для визначення впливу відстояних осадів на ріст рослин.*
11. Shkvirko, O., Tymchuk, I. & Malovanyu, M. Creation of a substrate for biological reclamation from used sewage sludge. 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», Lviv, Ukraine: Lviv Polytechnic National University, 22-24 November 2018, p. 318-319. *Особистий внесок – проведення експериментальних досліджень для визначення якості субстрату на основі осадів стічних вод.*
12. Шквірко, О. & Тимчук, І. (2019). Можливість використання енергетичних культур для рекультивації порушених територій. Збірник тез доповідей міжнародного студентського наукового форуму «Студентська молодь і науковий прогрес в АПК», Львів, 17-19 вересня 2019 року, с. 28. *Особистий внесок – аналіз проблеми з можливості використання енергетичних культур для рекультивації порушених земель.*
13. Shkvirko, O. M., Tymchuk, I. S. & Malovanyu, M. S. (2019). Substrate creation from sewage sludge for biological reclamation of land. Сборник тезисов: 16-й международный молодежный научно-экологический форум стран балтийского региона «Экобалтика», Гданьск 7-9 октября 2019 года, с. 92-94. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та їх математичне опрацювання.*
14. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С. & Мальований, М. С. (2019). Осад стічних вод – компонент субстрату для проведення біологічної рекультивації земель. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг», Львів, 23-25 жовтня 2019 року, с. 250-251. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень для визначення можливості використання субстрату на основі осадів стічних вод для біологічної рекультивації.*

15. Shkvirko, O., Tymchuk, I. & Malovanyu, M. (2019). Substrate creation from sewage sludge for biological soil remediation. Proceedings of the IX International Scientific Conference of young scientists, graduates, master and PhD students “Actual Environmental Problems”, Minsk, Republic of Belarus 21-22 November 2019, p. 216-217. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень для створення субстрату для ремедіації земель.*
16. Shkvirko, O., Tymchuk, I. & Malovanyu, M. (2019). Man-Made Wastes – Basis For Biological Reclamation. Proceedings of 9th International Youth Science Forum «Litteris et Artibus», Lviv, Ukraine: Lviv Polytechnic National University, 21-23 November 2019, p. 220-225. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень та їх математичне опрацювання.*
17. Шквірко, О. М., Тимчук, І. С. & Мальований, М. С. (2019). Використання субстрату на основі осадів стічних вод для біологічної рекультивації порушених земель. Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічна безпека об’єктів туристично-рекреаційного комплексу», Львів, 5-6 грудня 2019 року, с. 133-134. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень для визначення придатності використання субстрату на основі осадів стічних вод для біологічної рекультивації.*
18. Шквірко, О., Тимчук, І. & Мальований, М. (2020). Субстрат на основі осадів стічних вод та його вплив на культурні рослини. Матеріали II Міжнародного наукового симпозиуму «Сталий розвиток – стан та перспективи», Львів-Славське, 12-15 лютого 2020 року, с. 87-88. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень для визначення впливу субстрату на основі осадів стічних вод на культурні рослини.*
19. Тимчук, І., Голець, Н., Середа, А. & Шквірко, О. (2020). Біологічна рекультивація порушених земель та можливість використання в ній енергетичних культур. Матеріали II Міжнародного наукового симпозиуму

«Сталий розвиток – стан та перспективи», Львів-Славське, 12-15 лютого 2020 року, с. 93-94. *Особистий внесок – аналіз використання енергетичних культур для біологічної рекультивації.*

20. 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 конференції «Авіація, промисловість, суспільство», присвяченої 60-річчю КЛК ХНУВС, Кременчук, 14 травня 2020 року, с. 343-345. *Особистий внесок – виконання експериментальних досліджень для визначення впливу субстрату на основі осадів стічних вод на ріст та розвиток культурних рослин.*