

Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу  
Інститут нафтогазової інженерії  
Кафедра Технології захисту навколишнього середовища та безпеки праці

Миндюк Василь Ярославович

УДК 631.4:504.53.054:  
(індекс)

## **БАКАЛАВРСЬКА РОБОТА**

Використання біосорбентів на основі рослинних відходів для очищення  
ґрунтів, забруднених важкими металами.  
(назва роботи)

Технології захисту навколишнього середовища  
(назва освітньої програми)

G2 Технології захисту навколишнього середовища  
(шифр і назва спеціальності)

**Робота містить результати власних досліджень, використання ідей, результатів і текстів  
інших авторів мають посилання на відповідне джерело:**

Здобувач освітнього ступеня Миндюк В. Я.  
(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник Гришуляк Г.М., д. с. г. н.доцент  
(підпис, прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання керівника)

Допущено до захисту  
Завідувач кафедри

\_\_\_\_\_  
(посада) (підпис) (дата) (ініціали та  
прізвище)

**Івано-Франківськ  
2026**

Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу  
 Інститут нафтогазової інженерії  
 Кафедра технології захисту навколишнього середовища та безпеки праці  
 ОПІ Технології захисту навколишнього середовища

Затверджую  
 Зав. кафедри ТЗБП  
 Галина ГРИЦУЛЯК \_\_\_\_\_  
 (ім'я та прізвище) (підпис)  
 « \_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2026 р.

## ЗАВДАННЯ НА БАКАЛАВРСЬКУ РОБОТУ СТУДЕНТУ

Миндюк Василь Ярославович  
 (прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи «Використання біосорбентів на основі рослинних відходів для очищення ґрунтів, забруднених важкими металами»

керівник роботи: Грицуляк Г.М., д.с.г.н., доцент  
 (ім'я, прізвище, науковий ступінь, вчене звання керівника)

затверджені наказом університету від “ \_\_\_\_ ” \_\_\_\_\_ 20 \_\_\_\_ р. № \_\_\_\_

2 Термін здачі закінченої роботи “ 08 ” 06 \_\_\_\_\_ 2026 р.

3 Вихідні дані до роботи: матеріали наукових джерел щодо забруднення ґрунтів важкими металами; характеристика важких металів як екотоксикантів; дані про джерела надходження Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr у ґрунтове середовище; відомості про властивості рослинних відходів як потенційних біосорбентів; результати модельного експериментального дослідження ефективності лушпиння соняшника, деревної тирси, соломи, шкаралупи волоських горіхів, кавової гущі та кукурудзяних качанів; показники вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті до та після внесення біосорбентів; нормативні й науково-методичні матеріали з питань охорони ґрунтів, екологічної безпеки та ремедіації забруднених територій.

### **Зміст пояснювальної записки**

#### **РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ТА МОЖЛИВОСТІ ЇХ ОЧИЩЕННЯ**

- 1.1 Джерела забруднення ґрунтів важкими металами
- 1.2 Вплив важких металів на ґрунтові екосистеми
- 1.3 Методи очищення ґрунтів від важких металів

#### **РОЗДІЛ 2. БІОСОРБЕНТИ НА ОСНОВІ РОСЛИННИХ ВІДХОДІВ**

- 2.1 Поняття біосорбції та її механізм
- 2.2 Рослинні відходи як сировина для біосорбентів
- 2.3 Модифікація біосорбентів

#### **РОЗДІЛ 3. ПРАКТИЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ БІОСОРБЕНТІВ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ҐРУНТІВ, ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ**

- 3.1 Загальна характеристика об'єкта дослідження
- 3.2 Вибір рослинних відходів для виготовлення біосорбентів
- 3.3 Підготовка біосорбентів до експериментального дослідження

- 3.4 Методика проведення експерименту з очищення забрудненого ґрунту  
 3.5 Визначення вмісту важких металів у ґрунті до та після внесення біосорбентів  
 3.6 Оцінка ефективності біосорбції важких металів  
 3.7 Порівняльна характеристика ефективності різних видів біосорбентів  
 3.8 Екологічна ефективність використання біосорбентів на основі рослинних відходів  
 3.9 Економічна доцільність застосування біосорбентів для очищення ґрунтів

#### **РОЗДІЛ 4. РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВИКОРИСТАННЯ БІОСОРБЕНТІВ У ТЕХНОЛОГІЯХ ВІДНОВЛЕННЯ ЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ**

- 4.1 Розроблення практичних рекомендацій щодо застосування біосорбентів  
 4.2 Можливості впровадження біосорбційної технології на забруднених територіях  
 4.3 Обмеження та ризики використання біосорбентів у польових умовах  
 4.4 Перспективи подальших досліджень у сфері біосорбційного очищення ґрунтів

#### **Орієнтовний перелік текстового та графічного матеріалу в презентації:**

титульний слайд; актуальність теми; мета, об'єкт і предмет дослідження; основні джерела забруднення ґрунтів важкими металами; механізм біосорбції; характеристика рослинних біосорбентів; схема підготовки біосорбентів; методика проведення експерименту; діаграми зміни вмісту Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr у ґрунті; порівняння ефективності різних біосорбентів; екологічні переваги використання рослинних біосорбентів; економічна доцільність застосування; технологічна схема впровадження біосорбційної технології; практичні рекомендації; висновки.

#### **Календарний план виконання бакалаврської роботи**

| № | Назва етапів бакалаврської роботи          | Термін виконання | Примітка |
|---|--------------------------------------------|------------------|----------|
| 1 | Вступ<br>Розділ 1.                         | 20.04.26         |          |
| 2 | Розділ 2.                                  | 27.04.26         |          |
| 3 | Розділ 3.                                  | 04.05.26         |          |
| 4 | Розділ 4.                                  | 11.05.26         |          |
| 5 | Висновки<br>Літературні джерела<br>Додатки | 29.05.26         |          |

**Студент** \_\_\_\_\_ Миндюк Василь  
 (підпис) (ім'я та прізвище)

**Керівник** \_\_\_\_\_ д.с.г. н., доцент Галина ГРИЦУЛЯК  
 (підпис) (ім'я та прізвище)

## РЕФЕРАТ

Бакалаврська робота присвячена дослідженню можливості використання біосорбентів на основі рослинних відходів для очищення ґрунтів, забруднених важкими металами. Актуальність теми зумовлена зростанням антропогенного навантаження на ґрунтовий покрив, накопиченням токсичних елементів у верхніх горизонтах ґрунту та необхідністю пошуку екологічно безпечних і економічно доступних методів ремедіації забруднених територій.

У роботі розглянуто основні джерела надходження важких металів у ґрунти, зокрема промислові викиди, транспорт, використання мінеральних добрив і пестицидів, накопичення промислових та побутових відходів. Охарактеризовано вплив Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr на ґрунтові екосистеми, рослинність, мікроорганізми та здоров'я людини. Встановлено, що важкі метали є стійкими забруднювачами, які не розкладаються у природному середовищі, можуть накопичуватися у ґрунті, переходити у рослини та включатися у харчові ланцюги.

Метою бакалаврської роботи є дослідження ефективності використання біосорбентів на основі рослинних відходів для зниження рухомості важких металів у забруднених ґрунтах та розроблення практичних рекомендацій щодо їх застосування.

Об'єктом дослідження є ґрунти, забруднені важкими металами. Предметом дослідження є процес біосорбційного зниження рухомості Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr у ґрунтового середовищі за допомогою рослинних відходів.

У роботі як біосорбенти розглянуто лущиння соняшника, деревну тирсу, соломку, шкаралупу волоських горіхів, кавову гущу та кукурудзяні качани. Проведено аналіз їхнього складу, властивостей, доступності та можливості використання для очищення ґрунтів. Підготовка біосорбентів включала очищення сировини, промивання, сушіння, подрібнення, просіювання та, за потреби, термічну або хімічну обробку.

Експериментальна частина роботи передбачала внесення біосорбентів у забруднений ґрунт у дозах 1 %, 3 % та 5 % від маси сухого ґрунту. Тривалість контакту становила 30 діб, вологість підтримувалася на рівні 60 % від повної вологоємності. Ефективність біосорбції оцінювали за зниженням концентрації рухомих форм важких металів у ґрунті порівняно з контрольним варіантом.

За результатами дослідження встановлено, що всі досліджувані рослинні біосорбенти сприяли зменшенню вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті. Найвищу середню ефективність показала шкаралупа волоських горіхів — 37,0 %. Кавова гуща забезпечила середнє зниження концентрації металів на 33,5 %, лушпиння соняшника — на 30,2 %, кукурудзяні качани — на 26,5 %, деревна тирса — на 23,5 %, а солома — на 17,2 %. Найбільш інтенсивне зниження спостерігалось для кадмію та свинцю.

Екологічна ефективність використання біосорбентів полягає у зменшенні рухомості та біодоступності важких металів, зниженні ризику їх надходження у рослини, обмеженні міграції токсичних елементів у ґрунтові та поверхневі води, а також у повторному використанні рослинних відходів. Економічна доцільність застосування біосорбентів обумовлена доступністю сировини, низькою вартістю підготовки та можливістю локального використання на слабо й помірно забруднених територіях.

На основі отриманих результатів розроблено практичні рекомендації щодо застосування біосорбентів. Рекомендовано використовувати їх у дозі 3–5 % від маси сухого ґрунту з внесенням у верхній шар ґрунту на глибину 15–20 см. Найбільш перспективними матеріалами для практичного використання є шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника.

Практичне значення роботи полягає у можливості використання результатів дослідження для розроблення екологічно безпечних технологій очищення ґрунтів, забруднених важкими металами. Запропонований підхід може бути застосований для ремедіації слабо та помірно забруднених територій, а також як складова комплексних природоохоронних заходів.

Ключові слова: біосорбція, біосорбенти, рослинні відходи, важкі метали, забруднення ґрунтів, ремедіація, свинець, кадмій, мідь, цинк, нікель, хром, екологічна безпека.

## ABSTRACT

The bachelor's thesis is devoted to the study of the possibility of using biosorbents based on plant waste for the remediation of soils contaminated with heavy metals. The relevance of the topic is determined by the increasing anthropogenic pressure on the soil cover, the accumulation of toxic elements in the upper soil horizons, and the need to find environmentally safe and economically accessible methods for the remediation of contaminated areas.

The thesis considers the main sources of heavy metal input into soils, including industrial emissions, transport, the use of mineral fertilizers and pesticides, and the accumulation of industrial and household waste. The impact of Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, and Cr on soil ecosystems, vegetation, microorganisms, and human health is characterized. It has been established that heavy metals are persistent pollutants that do not decompose in the natural environment, can accumulate in soil, transfer into plants, and enter food chains.

The aim of the bachelor's thesis is to study the efficiency of using biosorbents based on plant waste to reduce the mobility of heavy metals in contaminated soils and to develop practical recommendations for their application.

The object of the study is soils contaminated with heavy metals. The subject of the study is the process of biosorption-based reduction of the mobility of Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, and Cr in the soil environment using plant waste.

The thesis considers sunflower husks, wood sawdust, straw, walnut shells, coffee grounds, and corn cobs as biosorbents. Their composition, properties, availability, and potential use for soil remediation are analyzed. The preparation of biosorbents included cleaning of the raw materials, washing, drying, grinding, sieving, and, if necessary, thermal or chemical treatment.

The experimental part of the work involved the application of biosorbents to contaminated soil at doses of 1%, 3%, and 5% of the dry soil mass. The contact period was 30 days, and the moisture content was maintained at 60% of the full water-holding capacity. The efficiency of biosorption was assessed by the reduction in the

concentration of mobile forms of heavy metals in the soil compared with the control variant.

According to the results of the study, all investigated plant biosorbents contributed to a decrease in the content of mobile forms of heavy metals in the soil. The highest average biosorption efficiency was shown by walnut shells — 37.0%. Coffee grounds provided an average reduction in metal concentrations of 33.5%, sunflower husks — 30.2%, corn cobs — 26.5%, wood sawdust — 23.5%, and straw — 17.2%. The most intensive decrease was observed for cadmium and lead.

The ecological efficiency of using biosorbents lies in reducing the mobility and bioavailability of heavy metals, decreasing the risk of their uptake by plants, limiting the migration of toxic elements into groundwater and surface waters, and promoting the reuse of plant waste. The economic feasibility of using biosorbents is determined by the availability of raw materials, the low cost of preparation, and the possibility of local application in slightly and moderately contaminated areas.

Based on the obtained results, practical recommendations for the application of biosorbents were developed. It is recommended to use them at a dose of 3–5% of the dry soil mass, with incorporation into the upper soil layer to a depth of 15–20 cm. The most promising materials for practical use are walnut shells, coffee grounds, and sunflower husks.

The practical significance of the work lies in the possibility of using the research results to develop environmentally safe technologies for the remediation of soils contaminated with heavy metals. The proposed approach can be applied for the remediation of slightly and moderately contaminated areas, as well as as a component of integrated environmental protection measures.

Keywords: biosorption, biosorbents, plant waste, heavy metals, soil contamination, remediation, lead, cadmium, copper, zinc, nickel, chromium, environmental safety



## ЗМІСТ

|                                                                                                                    |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| ВСТУП .....                                                                                                        | 10 |
| РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ТА МОЖЛИВОСТІ ЇХ ОЧИЩЕННЯ .....                   | 13 |
| 1.1 Джерела забруднення ґрунтів важкими металами .....                                                             | 13 |
| 1.2 Вплив важких металів на ґрунтові екосистеми .....                                                              | 22 |
| 1.3 Методи очищення ґрунтів від важких металів .....                                                               | 25 |
| РОЗДІЛ 2. БІОСОРБЕНТИ НА ОСНОВІ РОСЛИННИХ ВІДХОДІВ .....                                                           | 34 |
| 2.1 Поняття біосорбції та її механізм .....                                                                        | 34 |
| 2.2 Рослинні відходи як сировина для біосорбентів .....                                                            | 41 |
| 2.3 Модифікація біосорбентів .....                                                                                 | 44 |
| РОЗДІЛ 3. ПРАКТИЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ БІОСОРБЕНТІВ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ҐРУНТІВ, ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ..... | 47 |
| 3.1 Загальна характеристика об'єкта дослідження .....                                                              | 47 |
| 3.2 Вибір рослинних відходів для виготовлення біосорбентів .....                                                   | 48 |
| 3.3 Підготовка біосорбентів до експериментального дослідження .....                                                | 57 |
| 3.4 Методика проведення експерименту з очищення забрудненого ґрунту .....                                          | 66 |
| 3.5 Визначення вмісту важких металів у ґрунті до та після внесення біосорбентів .....                              | 72 |
| 3.6 Оцінка ефективності біосорбції важких металів .....                                                            | 78 |
| 3.7 Порівняльна характеристика ефективності різних видів біосорбентів .....                                        | 83 |
| 3.8 Екологічна ефективність використання біосорбентів на основі рослинних відходів .....                           | 87 |
| 3.9 Економічна доцільність застосування біосорбентів для очищення ґрунтів .....                                    | 92 |
| РОЗДІЛ 4. РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВИКОРИСТАННЯ БІОСОРБЕНТІВ У ТЕХНОЛОГІЯХ ВІДНОВЛЕННЯ ЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ .....          | 98 |

|                                                                                      |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.1 Розроблення практичних рекомендацій щодо застосування біосорбентів .....         | 98  |
| 4.2 Можливості впровадження біосорбційної технології на забруднених територіях ..... | 103 |
| 4.3 Обмеження та ризики використання біосорбентів у польових умовах .....            | 108 |
| 4.4 Перспективи подальших досліджень у сфері біосорбційного очищення ґрунтів .....   | 112 |
| ВИСНОВКИ .....                                                                       | 116 |
| СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ .....                                                     | 119 |
| ДОДАТКИ .....                                                                        | 124 |

## ВСТУП

Забруднення ґрунтів важкими металами є однією з найбільш актуальних екологічних проблем сучасності. Важкі метали належать до небезпечних забруднювачів, оскільки вони не розкладаються у природному середовищі, здатні накопичуватися у ґрунтовому профілі, переходити у рослини та включатися у харчові ланцюги. Особливу небезпеку становлять свинець, кадмій, мідь, цинк, нікель і хром, які за підвищених концентрацій можуть негативно впливати на ґрунтову біоту, рослинність, тварин і здоров'я людини.

Основними джерелами надходження важких металів у ґрунти є промислові підприємства, автомобільний транспорт, спалювання палива, використання мінеральних добрив і пестицидів, накопичення промислових і побутових відходів, а також інші види антропогенної діяльності. Унаслідок цього відбувається порушення природних властивостей ґрунту, зниження його родючості, пригнічення активності мікроорганізмів і погіршення екологічного стану територій.

Одним із важливих завдань сучасних технологій захисту навколишнього середовища є пошук ефективних, екологічно безпечних і економічно доступних методів очищення забруднених ґрунтів. Традиційні фізико-хімічні методи ремедіації часто потребують значних фінансових витрат, спеціального обладнання та можуть супроводжуватися порушенням структури ґрунтового покриву. Тому особливої актуальності набувають природоорієнтовані методи очищення, зокрема біосорбція.

Біосорбція є перспективним методом зниження рухомості важких металів у ґрунті за допомогою природних органічних матеріалів. Як біосорбенти можуть використовуватися різні види рослинних відходів: лушпиння соняшника, деревна тирса, солома, шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща, кукурудзяні качани та інші доступні матеріали. Їхня сорбційна здатність зумовлена наявністю у складі целюлози, геміцелюлози, лігніну, пектинових речовин та активних функціональних груп, які можуть зв'язувати іони важких металів.

Актуальність теми бакалаврської роботи полягає у необхідності обґрунтування можливості використання рослинних відходів як дешевих і доступних біосорбентів для очищення ґрунтів, забруднених важкими металами. Такий підхід дозволяє не лише зменшити рухомість токсичних елементів у ґрунті, а й забезпечити повторне використання органічних відходів, що відповідає принципам ресурсозбереження та циркулярної економіки.

Метою бакалаврської роботи є дослідження ефективності використання біосорбентів на основі рослинних відходів для очищення ґрунтів, забруднених важкими металами, та розроблення практичних рекомендацій щодо їх застосування.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі завдання:

- проаналізувати основні джерела забруднення ґрунтів важкими металами;
- охарактеризувати вплив важких металів на ґрунтові екосистеми;
- розглянути сучасні методи очищення ґрунтів від важких металів;
- дослідити можливість використання рослинних відходів як біосорбентів;
- обґрунтувати вибір біосорбентів для експериментального дослідження;
- розробити методику підготовки біосорбентів і проведення дослідів;
- визначити ефективність біосорбції Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr;
- порівняти ефективність різних видів рослинних біосорбентів;
- оцінити екологічну та економічну доцільність їх використання;
- сформулювати практичні рекомендації щодо застосування біосорбентів на забруднених територіях.

Об'єктом дослідження є ґрунти, забруднені важкими металами.

Предметом дослідження є процес зниження рухомості важких металів у ґрунті за допомогою біосорбентів на основі рослинних відходів.

У роботі використано загальнонаукові та спеціальні методи дослідження: аналіз літературних джерел, порівняльний аналіз, лабораторне моделювання процесу очищення ґрунту, визначення вмісту рухомих форм важких металів, розрахунок ефективності біосорбції, статистичну обробку результатів та графічне узагальнення отриманих даних.

Науково-практичне значення роботи полягає в обґрунтуванні можливості використання доступних рослинних відходів для зниження рухомості важких металів у ґрунті. Запропонований підхід може бути використаний для очищення слабо та помірно забруднених територій, а також як елемент комплексних технологій ремедіації ґрунтів.

Практична цінність роботи полягає у розробленні рекомендацій щодо вибору, підготовки та застосування рослинних біосорбентів. Найбільш перспективними матеріалами для використання є шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника, які мають достатню сорбційну здатність, доступність і екологічну безпечність.

Бакалаврська робота складається зі вступу, чотирьох розділів, висновків, списку використаних джерел і додатків. У першому розділі розглянуто теоретичні основи забруднення ґрунтів важкими металами та методи їх очищення. У другому розділі охарактеризовано біосорбенти на основі рослинних відходів. У третьому розділі наведено результати практичного дослідження ефективності біосорбентів для очищення забрудненого ґрунту. У четвертому розділі розроблено практичні рекомендації щодо використання біосорбентів у технологіях відновлення забруднених ґрунтів.

## РОЗДІЛ 1

### ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ТА МОЖЛИВОСТІ ЇХ ОЧИЩЕННЯ

#### 1.1 Джерела забруднення ґрунтів важкими металами

Назву важкі метали застосовують до тих металів вага яких становить понад 5 г/см<sup>3</sup>, а атомний номер перевищує 20. Водночас існує альтернативна класифікація, що базується на атомній масі понад 50 ат. од. ; за такою системою до важких металів належить понад 40 найменувань [1, 5].

Важкі метали природним чином містяться в ґрунті у вигляді домішок, але підвищення їхньої концентрації безпосередньо пов'язане з антропогенною діяльністю. Через глобальну міграцію у біосферних циклах, важкі метали наразі вважаються одними з найнебезпечніших забруднювачів сільськогосподарських угідь. У ситуаціях, коли антропогенне навантаження переважає захисний потенціал агроєкосистеми, відбувається інтенсивна акумуляція металів у рослинницькій продукції. Наслідком цього є не лише кількісні втрати врожаю, а й набуття ним токсичних властивостей, небезпечних для людей та тваринного світу.

За характером походження та джерелами надходження важкі метали у ґрунтовому покриві поділяють на дві основні групи:

Літогенні — їх наявність зумовлена складом материнських гірських порід та природними процесами ґрунтоутворення;

Антропогенні — сполуки, що накопичуються в екосистемах внаслідок різнопланової господарської діяльності людини.

Забруднення екосистем важкими металами зазвичай має локальний характер, зосереджуючись навколо великих промислових зон, потужних заводів та уздовж інтенсивно завантажених автомагістралей [11, 15].

Потрапивши в ґрунт, важкі метали не залишаються на місці: вони постійно переміщуються й змінюють свої хімічні форми. Частина цих елементів вступає в реакції гідролізу, тоді як інші утворюють стійкі та важкорозчинні сполуки,

надовго закріплюючись у ґрунтовому шарі. Загалом у ґрунті метали можуть існувати в трьох формах: водорозчинній, обмінній та необмінній. При цьому їхнє накопичення і подальші процеси трансформації значною мірою залежать від різних форм вбирної здатності ґрунту [14, 21].

Разом із цим варто пам'ятати, що рослини та інші живі організми мають власні механізми захисту, але вони ефективні тільки за умов помірного рівня забруднення. Коли концентрація токсичних елементів перевищує критичну межу, починається пригнічення основних фізіологічних процесів, що нерідко завершується загибеллю організмів. Накопичення токсичних речовин у верхньому родючому шарі ґрунту призводить до деградації біорізноманіття: чутливі до змін види мікроорганізмів і дикі рослини зникають, а умови для вирощування сільськогосподарських культур стають несприятливими.

Псування земель є наслідком як сучасної, так і минулої господарської діяльності [1, 5].

Забруднення ґрунтів здебільшого виникає через накопичення металевих сполук, органічних речовин та різноманітних небезпечних матеріалів, таких як мастила, дьоготь, пестициди, вибухові й токсичні хімікати, радіоактивні елементи, біологічно активні горючі субстанції, азбест і інші шкідливі компоненти. Головними джерелами цих забруднювачів є промислові та побутові відходи, які потрапляють як на спеціалізовані полігони, так і на звалища без належного контролю чи дозволів [14, 25].

Питання боротьби з нелегальними сміттєзвалищами залишається одним із найнагальніших у європейській повестці. Величезні обсяги промислових та побутових відходів наносять серйозної шкоди довкіллю, а фінансова ціна ліквідації цього забруднення для бюджетів європейських країн сягає понад десять мільярдів євро [1, 12].

Суттєвою екологічною проблемою є накопичення в ґрунтовому покриві таких токсичних елементів, як свинець, ртуть, кадмій, мідь, хром, цинк та арсен. Попри те, що ці мікроелементи є природними складниками земної кори, аномальне зростання їхнього вмісту зазвичай зумовлене такими факторами:

-Промисловий сектор, який охоплює діяльність підприємств чорної та кольорової металургії, енергогенеруючих об'єктів та хімічної промисловості, здійснює значний вплив на навколишнє середовище.

-Сфера сільського господарства, зокрема, активно використовує мінеральні добрива та засоби захисту рослин, включаючи пестициди й гербіциди, а також застосовує полив земель стічними або контамінованими водами, що створює потенційну загрозу для екосистем [1, 9].

-Процеси термічного оброблення та спалювання твердих побутових відходів, разом із використанням викопних паливних ресурсів, спричиняють суттєву емісію забруднюючих речовин у навколишнє середовище.

-Діяльність транспортної інфраструктури, зокрема інтенсивний рух автомобільного транспорту, становить ще один важливий фактор впливу, сприяючи накопиченню забруднень в урбанізованих районах.

Акумуляція важких металів у ґрунтах, що використовуються для сільськогосподарських потреб, призводить до деградаційних процесів у вирощуваних культурах. Це виражається у зниженні рівня їхньої продуктивності та підвищеному накопиченні токсичних речовин у кінцевій продукції.

Найвища концентрація важких металів у ґрунтах лучних екосистем спостерігається в їхньому верхньому шарі, що сягає до 5 см глибини. Це становить серйозну небезпеку для тваринництва, адже під час випасу токсичні речовини разом із кормом проникають в організм худоби.

Токсичний вплив важких металів призводить до інгібування функціонування ґрунтової мікрофлори, що негативно впливає на природні біологічні процеси у ґрунті. Важливою характеристикою зазначених екотоксикантів є їхня висока стабільність, яка сприяє тривалому збереженню в ґрунтовому профілі. Вони можуть залишатися активними протягом десятиліть або навіть століть, не втрачаючи своєї шкідливої дії на екосистему [1, 5].

Найдієвіший спосіб зменшення шкідливого впливу важких металів на ґрунтовий покрив полягає у попередженні їхньої надмірної емісії. Особливо в транспортній галузі значного ефекту можна досягти шляхом використання



екологічно чистого пального, позбавленого високотоксичних добавок. Такий підхід сприяє зменшенню викидів свинцю в атмосферу, навіть за умов зростання кількості транспортних засобів [7, 16].

Проблема техногенних викидів важких металів залишається вкрай актуальною для країн Центральної та Східної Європи. Це обумовлено тим, що рівень промислових емісій у цих регіонах продовжує залишатися на значних масштабах, створюючи серйозні екологічні виклики та загрози для довкілля і здоров'я населення.

Одним із найефективніших способів зменшення акумуляції важких металів є реалізація комплексних заходів, спрямованих на запобігання підкисленню ґрунтів. Крім контролю рівня кислотності, зменшення забруднення можна досягти завдяки використанню мінеральних добрив із мінімальним вмістом токсичних домішок. Додатково варто замінювати неорганічні пестициди їхніми органічними аналогами або іншими екологічно безпечними методами захисту рослин.

Надходження важких металів у ґрунтовий покрив зумовлене

а) Гірські породи, що формують основу ґрунту та визначають його природно-геохімічний фон.

б) Атмосферні опади, представлені аерозолями, пилом і рідкими видами опадів.

в) Біогенні джерела, які охоплюють продукти розкладання органічних речовин і залишків рослинного походження.

Залежно від походження джерела і властивостей важких металів, присутніх у ґрунті, можна виділити два основні типи важких металів:

1) Літогенні елементи є такими, що виникають внаслідок мінералогічного складу порід, які формують ґрунт, а також завдяки природним геохімічним процесам.

2) Антропогенні сполуки утворюються та накопичуються в ґрунтах під впливом різних форм господарської та промислової діяльності людини.

У другому випадку адсорбційні властивості ґрунту відіграють ключову роль. Вони обумовлені його унікальною структурою, що включає міцели мінеральних або органічних колоїдів, а також ґрунтовий розчин. Як правило, міцели ґрунтових колоїдів мають негативний електричний заряд, що сприяє обмінній адсорбції та осадженню іонів важких металів із ґрунтового розчину на дифузійний шар міцели. Характеристики адсорбції міцел залежать як від типу та структури самого колоїду, так і від природи адсорбованих катіонів. Найвища адсорбційна здатність спостерігається в органічних колоїдах і визначається так званою адсорбційною ємністю. Цей показник відображає загальну кількість катіонів, які здатні бути утриманими на дифузійному шарі, та виражається у міліеквівалентах (м. е.) на 100 грамів ґрунту [4, 5].

Природний рівень концентрації важких металів у ґрунті визначається його здатністю до сорбції, яка значною мірою залежить від вмісту органічної речовини. Механізм адсорбції катіонів підпорядковується певній закономірності: енергія зв'язку прямо пропорційна заряду іона та залежить від його радіуса в різних станах гідратації. Найвищу спорідненість із ґрунтовим поглинальним комплексом демонструють тривалентні катіони, тоді як одновалентні утримуються з набагато меншою інтенсивністю. У разі однакової валентності елементів адсорбційний потенціал зростає зі збільшенням діаметра катіонів у водному розчині.

Сумарна адсорбційна здатність ґрунтового комплексу визначається двома основними механізмами: по-перше, постійним зарядом, який утворюється в результаті ізоморфного заміщення іонів у кристалічній решітці і не залежить від кислотності; по-друге, змінним зарядом, обумовленим дисоціацією функціональних груп. Ефективність останнього процесу перебуває в прямій залежності від рівня рН ґрунту. Зростання антропогенного навантаження спричиняє підвищення кислотності ґрунтів, що призводить до зростання частки ґрунтів із рН нижчим за 4,65. У таких умовах відбувається значна модифікація адсорбційних властивостей, що викликає десорбцію і різке збільшення концентрації рухомих форм важких металів у ґрунтовому розчині [6, 9].

Катіони, що перебувають у дифузійному шарі колоїдних частинок, здійснюють безперервний обмін з іонним складом ґрунтового розчину, утворюючи динамічну систему взаємодії. Інтенсивність та характер цього процесу зумовлені структурою адсорбційного комплексу та специфічними властивостями аніонів, присутніх у рідкій фазі ґрунту. Зокрема, найвищу швидкість десорбції демонструють ті катіони, які при контакті з аніонами формують леткі або важкорозчинні сполуки. Це свідчить про тісний зв'язок між явищами адсорбції, преципітації (утворення осаду) та розчинення солей важких металів у ґрунті. Одним із ключових чинників, що регулюють ці трансформації, є концентрація іонів Гідрогену, яка визначає окислювально-відновлювальний потенціал середовища. Цей потенціал, у свою чергу, відіграє визначальну роль у перетвореннях хімічних форм металів, значна частина яких відбувається за участі каталізу мікроорганізмів ґрунтової біоти [5, 19].

Деякі хелатні сполуки володіють здатністю розчинятися у воді, утворюючи мобільні комплекси з важкими металами. У цьому вигляді ці метали стають доступними для поглинання рослинами через кореневу систему, сприяючи біоаккумуляції.

Процеси перетворення іонів важких металів у структурі ґрунту значною мірою регулюються мікробіологічним фактором, де мікрофлора виступає як біохімічний каталізатор. Особливо важливою є роль мікроорганізмів у формуванні металоорганічних сполук, зокрема при метилюванні арсену та ртуті. Продукти такої трансформації — алкільні похідні — характеризуються тривалим періодом існування та є невід'ємними компонентами міграційних потоків у загальних гідробіологічних циклах

Розподіл важких металів у ґрунтовому профілі визначається низкою факторів, серед яких ключову роль відіграють наступні:

-Гранулометричні властивості ґрунту відіграють ключову роль у його фізико-хімічних характеристиках. Існує тісний взаємозв'язок між рівнем дисперсності фракцій ґрунту та їхньою здатністю до сорбції. Зокрема, значна питома поверхня дрібнодисперсних часток сприяє зменшенню міграції

мікроелементів за межі ґрунтового горизонту, що водночас забезпечує їх ефективне накопичення в межах ґрунтового профілю [13, 29].

Роль оксидів та гідроксидів. Визначальний вплив на міграційну здатність металів у ґрунтовому середовищі мають оксидні та гідроксидні сполуки заліза (Fe), алюмінію (Al) та марганцю (Mn). Процес сорбції ґрунтується на механізмі ізоморфного заміщення іонів Fe та Mn катіонами важких металів. Найвища вибірковість (спорідненість) гідроксидів заліза та марганцю спостерігається щодо металів із подібними іонними радіусами, зокрема  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Ag}^{+}$

-Кислотність ґрунту. У разі потрапляння важких металів у рідку фазу кислих ґрунтів вони здебільшого перетворюються на водорозчинні органіно-мінеральні сполуки.

-Карбонатні сполуки в ґрунті відіграють важливу роль у процесах іммобілізації мікроелементів, особливо важких металів. Ця властивість зумовлена комбінацією двох факторів: високою сорбційною здатністю дрібнодисперсних карбонатних частинок і їхньою функцією регулятора pH середовища. Завдяки цьому механізму знижуються міграційні властивості токсичних сполук, що сприяє їхній фіксації у ґрунтовому профілі та зменшує ризик поширення у навколишнє середовище [1, 5].

-Вплив агрохімікатів на ґрунтові процеси значно змінює його склад та функціонування. Постійне використання добрив помітно впливає на мікроелементний баланс ґрунту та механізми їх накопичення в рослинах. Цей вплив має багатогранний характер. Зокрема, зміна значення pH ґрунтового розчину під дією добрив впливає на розчинність мікроелементів і регулює інтенсивність іонообмінних реакцій. Одночасно, активне стимулювання росту рослин і підвищення врожайності прискорюють процеси виносу елементів з ґрунту. У результаті часто виникає дисбаланс мікроелементів, що може мати негативні наслідки для екологічного стану ґрунтових екосистем.

-Значення органічного компоненту ґрунту є вагомим у забезпеченні його екологічної функціональності. Органічна речовина виконує роль ефективного детоксиканта важких металів, сприяючи підвищенню буферної здатності ґрунту.

Це забезпечує нейтралізацію токсичного впливу забруднювачів і зменшення їхньої біологічної доступності для рослинних організмів. Взаємодія між органічним матриксом і металами реалізується через численні механізми, зокрема іонний обмін, адсорбцію на поверхні, хелатоутворення, а також процеси коагуляції та пептизації. Як результат цих процесів формуються як прості солі (наприклад, гумати та фульвати), так і стабільні внутрішньокмплексні сполуки хелатного типу, які відіграють ключову роль у регулюванні міграції металів у природному середовищі [9, 33].

- Роль ґрунтової біоти в екосистемних процесах є надзвичайно важливою. Дослідження свідчать, що концентрація рухливих форм важких металів у ґрунтах характеризується високою динамічністю. Така мінливість зумовлена передусім активною життєдіяльністю ґрунтових мікроорганізмів та специфікою віку рослинного покриву, які суттєво впливають на ефективність біогенної акумуляції хімічних елементів. Вологість ґрунту, що також є вагомим фактором регуляції мікробіологічної активності, значною мірою залежить від погодних умов, а тому не демонструє стабільної циклічності. Варто зауважити, що амплітуда змін умісту рухливих фракцій металів може бути вражаюче великою: у пікові періоди вона перевищує мінімальні показники в п'ять чи більше разів.

- Генетичний тип ґрунту. Відповідно до досліджень М. Г. Зіріна та інших (1985), стійкість ґрунтового покриву до фіксації важких металів і ступінь трансформаційних змін цих металів залежать від типу ґрунту. За цими характеристиками ґрунти розташовуються в такому порядку: типові чорноземи > дерново-підзолисті окультурені ґрунти > дерново-підзолисті неокультурені ґрунти.

- Міграція в межах ґрунтового профілю є складним процесом, що безпосередньо впливає на поведінку важких металів. Потрапляючи у ґрунт, особливо у формі рухливих сполук, ці метали піддаються різноманітним перетворенням. Одним із ключових факторів, який визначає їхній розподіл у ґрунті, є взаємодія з гумусовими речовинами. У результаті такого зв'язування значно знижується здатність важких металів до переміщення. Це пояснює

підвищену концентрацію зазначених елементів у верхньому шарі ґрунту, який збагачений гумусом і відіграє роль природного бар'єра для їх подальшої міграції.

У техногенно навантажених ґрунтах важкі метали зазвичай накопичуються в межах верхнього 20-сантиметрового горизонту. Водночас, за умов значного забруднення, їх міграція може поширюватися на глибину до 160 см. Найбільш рухливими серед цих металів є ртуть (Hg) та цинк (Zn), які здебільшого рівномірно розподіляються у шарі 0-20 см. Свинець (Pb), навпаки, схильний концентруватися у поверхневому шарі (0-2,5 см). Щодо кадмію (Cd), його здатність до міграції посідає проміжне положення між іншими досліджуваними металами [10, 15].

- Особливості хімічних елементів демонструють суттєві відмінності в їхній поведінці, зокрема у сорбційній активності. Доведено, що метали-антропогенти проявляють неоднакову здатність до адсорбції, що зумовлює різну фітотоксичність навіть за однакових рівнів забруднення. Наприклад, за аналогічних умов іони міді поглинаються інтенсивніше, ніж іони кадмію. Цинк вирізняється більшою здатністю закріплюватися у ґрунтовому профілі, оскільки значна його частина накопичується на оксидах заліза. Кадмій, навпаки, переважає у мобільній обмінній формі та проявляє мінімальну взаємодію з оксидами заліза.

- Спеціація важких металів у ґрунті є складним процесом, який визначає їх хімічні форми та способи взаємодії з іншими компонентами. У ґрунтовому розчині важкі метали можуть перебувати у вигляді вільних катіонів або формувати комплекси з органічними та мінеральними речовинами. У твердій фазі ґрунту важкі метали зустрічаються як обмінні катіони чи адсорбовані на поверхні колоїдів комплексні сполуки. Крім того, ці елементи можуть входити до складу кристалічних решіток глинистих мінералів, будучи ізоморфними домішками, зв'язуватися з гелями оксидів заліза, алюмінію та марганцю, а також утворювати окремі мінеральні фази або важкорозчинні осади. Така різноманітність форм існування впливає на їхню доступність для рослин, мобільність у ґрунтовому середовищі та загальний екологічний вплив.

## 1.2 Вплив важких металів на ґрунтові екосистеми

Важкі метали чинять складний і багатогранний вплив на ґрунтові екосистеми, залишаючи тривалий відбиток на їхній стан та функціонування. Елементи на кшталт свинцю, кадмію, ртуті, нікелю, хрому, міді й цинку здебільшого потрапляють у ґрунт внаслідок антропогенної діяльності. Основними джерелами їхнього надходження є промислові викиди, транспорт, використання мінеральних добрив і пестицидів, а також накопичення різноманітних відходів. Від інших забруднювачів ці метали відрізняються тим, що вони не розкладаються з часом і не зникають зі середовища. Навпаки, вони мають властивість накопичуватися в ґрунті, що значно посилює їхню небезпеку. Ця особливість обумовлює їх тривалий і стійкий вплив на екосистеми, завдаючи шкоди практично всім компонентам природного середовища [1, 15].

Важкі метали значною мірою змінюють хімічні характеристики ґрунту, впливаючи на його кислотно-лужну рівновагу та порушуючи природну взаємодію між кислотними й лужними компонентами. Здебільшого зростання концентрації цих металів викликає підкислення ґрунту, що сприяє їхній більшій рухливості та зростанню токсичності. Також вони вступають у активну взаємодію з ґрунтовими колоїдами і гумусом, формуючи складні хімічні сполуки. Це провокує порушення катіонного обміну — ключового процесу, відповідального за здатність ґрунту утримувати поживні речовини та передавати їх рослинам. Як наслідок, важливі елементи живлення, такі як кальцій, магній і калій, стають менш доступними для рослин. Водночас у ґрунтовому середовищі накопичуються токсичні форми металів, які завдають шкоди всьому живому [7, 18].

Важкі метали мають особливо значущий негативний вплив на біологічні складові ґрунтових екосистем. Ґрунт слугує осередком життя для величезної кількості мікроорганізмів, таких як бактерії, гриби та актиноміцети, які відіграють ключову роль у забезпеченні природного кругообігу речовин. Однак під впливом важких металів активність цих організмів різко знижується.

Токсичні концентрації металів пригнічують їхню ферментативну активність, порушують метаболічні процеси і нерідко стають причиною загибелі. Це, у свою чергу, уповільнює протікання важливих ґрунтових процесів, зокрема мінералізації органічних речовин, розкладання рослинних решток, нітрифікації та фіксації азоту. Як наслідок, ґрунт поступово втрачає здатність до самостійного відновлення своєї родючості, що призводить до порушення кругообігу поживних елементів [1, 21].

Окрім мікроорганізмів, глибокого впливу зазнають також ґрунтові тварини, зокрема дощові черв'яки, комахи та інші безхребетні. Ці організми відіграють ключову роль у підтримці здоров'я ґрунту: вони розпушують його, сприяють утворенню гумусу та покращують структуру. Однак важкі метали, які накопичуються в їхніх тілах, викликають отруєння, знижують здатність до розмноження і нерідко призводять до загибелі. Зменшення чисельності ґрунтових мешканців порушує природні процеси формування ґрунту, що ще більше погіршує його стан. У результаті біологічна активність ґрунту різко скорочується, завдаючи шкоди всій екосистемі [6, 26].

Важкі метали мають значний вплив на рослини, що є важливим аспектом екологічних проблем. Вони надходять у рослини через кореневу систему разом із водою та поживними речовинами. У незначних кількостях окремі метали можуть відігравати корисну роль, однак, при перевищенні допустимих концентрацій, вони стають токсичними. Це призводить до порушення основних життєвих процесів у рослинах, таких як фотосинтез, дихання та транспірація, що обертається уповільненням їх росту й розвитку. Нерідко проявляються характерні зовнішні ознаки отруєння: пожовтіння листя, некроз тканин, деформація органів. Особливо небезпечним є те, що рослини здатні накопичувати важкі метали у своїх тканинах без видимих симптомів ушкодження. У підсумку це становить серйозну загрозу для тварин і людей, адже такі рослини можуть потрапляти в харчові ланцюги, викликаючи негативні наслідки для здоров'я.



Процеси біоаккумуляції та біомагніфікації відіграють важливу роль у поширенні важких металів у навколишньому середовищі. Біоаккумуляція характеризується поступовим накопиченням цих металів у тканинах живих організмів. З іншого боку, біомагніфікація описує зростання їхньої концентрації, коли вони переміщуються між рівнями харчового ланцюга. У результаті, найвищі показники токсичних речовин спостерігаються у хижих тварин і, в кінцевому підсумку, у людей. Це робить проблему забруднення ґрунтів важкими металами не лише екологічною, а й серйозною соціальною та медичною загрозою [4, 13].

У ґрунтовому середовищі важкі метали існують у різноманітних формах, які можуть змінюватися та мігрувати залежно від екологічних умов. Частина цих металів зв'язується з гумусовими компонентами та мінеральними фракціями ґрунту, утворюючи відносно стабільні комплекси. Однак інша частина переходить у розчинні форми, що підвищує їхню мобільність, дозволяючи транспортуватися разом із рухом ґрунтових вод. Рівень рухливості важких металів значною мірою визначається кислотністю ґрунту: в умовах підвищеної кислотності ці елементи стають більш доступними для поглинання рослинами, але водночас підвищується їх токсичний вплив. Інші фактори, такі як вологість, температура ґрунту та вміст органічної речовини, також мають суттєвий вплив на хімічну поведінку металів. Унаслідок такої динаміки важкі метали здатні виходити за межі первинного джерела забруднення, поступово поширюючись на прилеглі території.

Хоча ґрунт володіє певними властивостями самоочищення, що забезпечується процесами сорбції та фіксації забруднюючих речовин, ефективність цих механізмів є обмеженою. Зокрема, важкі метали не піддаються біологічному розщепленню, внаслідок чого вони можуть зберігатися у ґрунтових горизонтах протягом десятиліть, а іноді й століть. З часом їх накопичення в ґрунті сприяє поступовій деградації ґрунтових екосистем. Унаслідок цього спостерігається зниження родючості ґрунтів, погіршення їхньої структури, скорочення біорізноманіття та порушення природних механізмів кругообігу речовин, що ускладнює нормальне функціонування екосистеми [8, 16].

Вплив важких металів на ґрунтові екосистеми є багатограним, охоплюючи всі аспекти взаємодії живих організмів і неживого середовища. Вони істотно змінюють хімічні та фізичні характеристики ґрунту, пригнічують активність мікроорганізмів і ґрунтових тварин, завдають шкоди рослинам і сприяють накопиченню токсичних речовин у харчових ланцюгах. У результаті це призводить до порушення екологічного балансу, зниження продуктивності екосистем і створює серйозну загрозу для здоров'я людей. Зважаючи на ці наслідки, проблема забруднення ґрунтів важкими металами вимагає постійного моніторингу, уваги та реалізації дієвих заходів для її розв'язання.

### **1.3 Методи очищення ґрунтів від важких металів**

Система ремедіації ґрунтів, що зазнали техногенного впливу важкими металами, включає широкий інструментарій методів, орієнтованих на іммобілізацію або повне вилучення токсичних агентів з ґрунтового профілю.

Процес детоксикації ґрунтових екосистем від важких металів вирізняється значною складністю, залежно від багатьох чинників. Ефективність обраних стратегій визначається особливостями забруднювачів, їхньою концентрацією, глибинним розподілом у ґрунтовому профілі та фізико-хімічними характеристиками субстрату. Для досягнення оптимальних результатів очищення та забезпечення максимального екологічного ефекту доцільно впроваджувати інтегрований підхід, який передбачає поєднання різних технологічних методів.

Серед основних хімічних методів детоксикації ґрунтових екосистем особливу увагу приділено методу екстракції, який ґрунтується на використанні спеціальних реагентів-розчинників для видалення важких металів. До інших способів очищення субстратів входять електрофорез, іонообмінні процеси та флотація. Докладний аналіз фізико-хімічних характеристик цих підходів наведено в таблиці 1.1.

Фізико-хімічні методи демонструють високу ефективність у процесах детоксикації довкілля. Це пояснюється їхньою здатністю комплексно впливати

на забруднюючі речовини, забезпечуючи їхнє оперативне видалення або стійку іммобілізацію.

Фізико-хімічні технології детоксикації. Дана група методів базується на використанні складних фізичних процесів для вилучення важких металів із ґрунтового матриксу. Висока результативність цих підходів поєднується зі специфічними експлуатаційними особливостями: кожен метод має індивідуальний набір переваг та обмежень. Вибір конкретної технології визначається характером антропогенного навантаження, фізико-хімічними властивостями субстрату та цільовими показниками очищення [15, 27].

Фізико-хімічні методи вирізняються високою ефективністю та швидкістю, але їх поширене застосування ускладнюється значними фінансовими витратами на обладнання та сорбційні матеріали, що знижує їх економічну привабливість у великих проектах. У таких ситуаціях доцільною альтернативою стають біологічні підходи. Вони вирізняються екологічною безпечністю та меншими витратами, проте для досягнення необхідного рівня детоксикації потребують більше часу.

Таблиця 1.1. Загальні характеристики хімічних методів детоксикації ґрунтових екосистем від забруднення важкими металами.

| Спосіб очищення     | Опис                                                             | Сильні сторони                                                      | Слабкі сторони                                                                                                                             |
|---------------------|------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Іонообмінна сорбція | Використання іонообмінних сорбентів для видалення іонів металів. | Слугує засобом для видалення різноманітних видів металів із ґрунту. | Технологія передбачає періодичну регенерацію або заміну іонообмінних матеріалів, що спричиняє суттєві витрати на процес і потребує значних |

|                   |                                                           |                                                                                           |                                                                                                                             |
|-------------------|-----------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                   |                                                           |                                                                                           | фінансових інвестицій.                                                                                                      |
| Хімічне вилучення | Використання розчинників для очищення ґрунту від металів. | Швидкий і дієвий спосіб, який підходить для очищення ґрунту різних типів від забруднень.  | Потребує великого обсягу розчинників, що може бути затратним і становити загрозу для довкілля через можливу токсичність.    |
| Електрофорез      | Використання електричного заряду для екстракції металів.  | Ефективний та економічно доцільний метод, який дозволяє видобувати різні метали з ґрунту. | Потребує великої кількості енергетичних ресурсів та може створювати потенційну загрозу для здоров'я як людей, так і тварин. |

Використання рослин як методу вирішення екологічних чи інших локальних завдань може виявитися більш доступним та ефективним підходом, особливо на обмежених територіях. Однак такий підхід вимагає істотних зусиль, пов'язаних із процесом культивування рослин, а також їх подальшою утилізацією.

Отже, для успішного очищення ґрунтів від важких металів слід враховувати специфіку забруднення та ретельно оцінювати існуючі методи, щоб обрати найефективніший і найбільш відповідний варіант.

Біоремедіація ґрунтів, забруднених важкими металами, є однією з найефективніших стратегій, спрямованих на відновлення екологічного балансу та поліпшення стану навколишнього середовища.

Основою біологічних методів є використання природних механізмів трансформації, що сприяють зниженню концентрації важких металів у ґрунті. Впровадження цих процесів здійснюється за допомогою інструментів біоремедіації, фітомеліорації та використання рослин-гіперакумуляторів, які ефективно поглинають токсичні елементи.

Серед біологічних підходів варто виділити біоремедіацію — інноваційну технологію, яка використовує детоксикаційні властивості мікроорганізмів для очищення забрудненого ґрунтового середовища [17, 23].

Метод біоремедіації спирається на властивість мікроорганізмів трансформувати та вилучати іони важких металів, що робить його надзвичайно ефективним у відновленні територій із критичним рівнем техногенного забруднення.

Мікроорганізми, що беруть участь у процесах біоремедіації, запускають складні біохімічні реакції, які сприяють ефективному очищенню ґрунту від забруднень, викликаних сполуками важких металів.

Стратегії біоремедіації можуть передбачати інтродукцію певних штамів бактерій через зрошування субстрату або ж оптимізацію ґрунтових умов для підвищення активності місцевих мікроорганізмів.

Метод фітомеліорації ґрунтується на здатності рослинного покриву модифікувати фізико-хімічні властивості субстрату, сприяючи відновленню екологічного балансу земель, які зазнали антропогенного впливу. Ця технологія передбачає використання специфічних видів рослин для культивування на деградованих територіях з метою вилучення важких металів і подальшого очищення довкілля. Крім того, заходи фітомеліорації сприяють не лише детоксикації, але й підвищенню родючості ґрунтів, забезпечуючи відновлення їхнього репродуктивного потенціалу та стійкості до зовнішніх впливів.

Рослини-меліоранти вирізняються здатністю накопичувати важкі метали, завдяки чому зменшується їхня кількість у субстраті і водночас поліпшуються фізико-хімічні властивості ґрунту. Ці рослини демонструють високу стійкість до

забруднення та підвищену виживаність в умовах екологічного стресу, що значно перевершує показники неадаптованих видів флори [12, 18].

Очищення ґрунту від забруднень проводиться із залученням рослин-гіперакумуляторів, які здатні активно поглинати та накопичувати іони важких металів у своїх тканинах.

Отже, для успішного очищення ґрунтів від важких металів важливо враховувати специфіку забруднення та ретельно оцінювати різні методи очищення, щоб обрати найефективніший і найдоцільніший підхід.

Механізми дії біологічних методів очищення ґрунту від важких металів варіюються залежно від специфіки обраного підходу.

Загалом такі методи можна класифікувати на дві головні категорії: фітоекстракція та фітостабілізація.

Фітоекстракція являє собою ефективний метод очищення ґрунту від важких металів за допомогою рослин. У цьому процесі рослини поглинають важкі метали, накопичуючи їх у своїх тканинах. Після досягнення високого рівня накопичення рослини збирають і видаляють із забрудненої місцевості, що дозволяє поступово очистити ґрунт. Цей підхід найчастіше використовують на територіях із значним рівнем забруднення. У процесі фітоекстракції рослини виконують функцію своєрідних біологічних «фільтрів» або «поглиначів», сприяючи відновленню екологічного балансу в ґрунті.

Фітостабілізація являє собою екологічний підхід до зменшення впливу важких металів у ґрунті за допомогою рослин. У цьому процесі рослини виступають як природні стабілізатори, обмежуючи рухливість важких металів та їхній шкідливий вплив на навколишнє середовище. Механізми стабілізації можуть включати поглинання металів кореневою системою, накопичення їх у тканинах рослин або ж активну взаємодію з ґрунтовими мікроорганізмами, які здатні перетворювати токсичні речовини в більш безпечні форми.

Одним із найперспективніших напрямів розвитку біологічних способів очищення ґрунтів є використання генно-інженерних технологій. Такі сучасні

підходи дають змогу створювати спеціально модифіковані рослини з підвищеною здатністю ефективно вилучати важкі метали із ґрунту.

Існує також можливість розробляти мікроорганізми, здатні ефективно розщеплювати забруднювачі у ґрунті [1, 23].

Слід зазначити, що біологічні методи ремедіації ґрунтів, забруднених важкими металами, не вирізняються високою швидкістю або повною ефективністю. Процес очищення такими способами може тривати від кількох місяців до кількох років до повного відновлення ґрунтового середовища. Тому біологічні методи часто використовують у поєднанні з іншими підходами, зокрема фізико-хімічними, що дає змогу підвищити результативність і прискорити нейтралізацію забруднень.

Переваги й недоліки методів біоочищення узагальнено подано в таблиці 1.2

Використання біологічних методів для очищення ґрунтів від важких металів має значний потенціал у розвитку та вдосконаленні екологічних технологій [22, 31].

Вони характеризуються природним походженням і екологічною безпечністю, що надає їм суттєві переваги порівняно з іншими методами. Водночас необхідно враховувати їхні обмеження та недоліки під час вибору способу очищення ґрунтів. До основних переваг біологічних методів очищення ґрунту належать такі: Відносна екологічна безпечність: ці методи є природного походження та не передбачають використання хімічних речовин, які можуть викликати додаткове забруднення навколишнього середовища.

Таблиця 1.2. Переваги та недоліки використання біологічних методів для очищення ґрунтів від важких металів.

| Переваги                       | Недоліки                 |
|--------------------------------|--------------------------|
| Природо відповідність          | Помірна продуктивність   |
| Рентабельність                 | Тривалість процесу       |
| Оздоровлення землі             | Вимги до кваліфікації    |
| Універсальність у застосуванні | Обмеженість використання |
| Відсутність токсичності        |                          |

1. Економічна вигідність: у порівнянні з іншими способами очищення ґрунтів, біологічні методи є більш економічно доцільними, оскільки потребують менших інвестицій і відзначаються нижчим рівнем енергоспоживання.

2. Збереження родючості ґрунту є важливим процесом, який сприяє екологічній стабільності та поліпшенню аграрних умов. Біологічні методи відіграють ключову роль у цьому, оскільки дозволяють не лише виводити важкі метали з ґрунту, але й підвищувати його потенціал для підтримки росту рослин. Завдяки таким підходам стає можливим ефективно відновлювати забруднені території та забезпечувати довготривале збереження цінних ґрунтових ресурсів.

3. Низький ризик для здоров'я: біологічні способи очищення ґрунту не становлять додаткової загрози для здоров'я людей і тварин.

Незважаючи на очевидні переваги, біологічні методи очищення ґрунтів від важких металів мають й певні обмеження та недоліки:

1. Тривалість очищення: використання біологічних методів може займати від кількох місяців до кількох років, аби повністю видалити важкі метали з ґрунту. Через це такі підходи не завжди підходять для ситуацій, де необхідно швидко ліквідувати забруднення.

2. Специфічність біологічного очищення: через недостатню сорбційну здатність щодо низки важких металів, біологічні методи можуть виявляти низьку продуктивність. Така вибірковість стає перешкодою для їх впровадження на територіях зі специфічним хімічним забрудненням.

3. Вплив навколишнього середовища на результати: біологічні методи не можуть діяти самостійно — для цього їм необхідні належні умови. Якщо температура занадто низька, ґрунт надто сухий або має неправильний рівень кислотності, процес очищення може значно сповільнитися або зовсім зупинитися.

4. Великі витрати на обладнання: деякі біологічні методи очищення ґрунту вимагають спеціалізованого технічного оснащення та обладнання, що може збільшувати витрати на проведення очищувальних робіт.



5. Можливий ризик розповсюдження забруднення: іноді біологічні методи очищення ґрунту можуть сприяти перенесенню забруднюючих речовин на інші ділянки ґрунту або поверхню водойм, якщо не будуть вжиті заходи для запобігання цьому.

6. У цьому контексті вибір методу очищення ґрунту від важких металів повинен проводитися з урахуванням специфіки конкретної ситуації та ретельного аналізу переваг і недоліків різних методів очищення.

7. В деяких випадках доцільно використовувати комплексний підхід, що передбачає поєднання кількох методів очищення ґрунту. Наприклад, спочатку можуть бути застосовані фізико-хімічні методи для зменшення вмісту важких металів у ґрунті, а потім — біологічні методи для подальшого очищення та відновлення ґрунтової мікрофлори.

8. Також важливо наголосити, що професійна оцінка рівня забруднення ґрунту та розробка плану його очищення є ключовими етапами у вирішенні проблеми забруднення важкими металами. Необхідно враховувати специфіку конкретної території та ретельно планувати і реалізовувати заходи очищення, щоб забезпечити максимальну ефективність та безпеку для навколишнього середовища і людей [19, 28].

Біологічні методи очищення ґрунтів від важких металів є ефективними та перспективними способами боротьби із забрудненням ґрунту. Вони можуть використовуватися як окремо, так і в комбінації з іншими методами очищення для підвищення їхньої результативності. Однак для досягнення максимальної ефективності та оптимального впровадження ці методи потребують подальших досліджень і вдосконалення. Використання таких підходів і технологій допомагає зменшити негативний вплив важких металів на навколишнє середовище та здоров'я людини.

## РОЗДІЛ 2

### БІОСОРБЕНТИ НА ОСНОВІ РОСЛИННИХ ВІДХОДІВ

#### 2.1 Поняття біосорбції та її механізм

Біосорбція — це процес вилучення та накопичення важких металів із забруднених стічних вод за допомогою природних біологічних матеріалів. Поглинання металів відбувається як завдяки метаболічній активності живих організмів, так і через фізико-хімічні механізми зв'язування речовин. Джерела надходження важких металів у довкілля поділяються на природні та антропогенні. До природних належать виверження вулканів, лісові пожежі та гідротермальні процеси в океанах. Антропогенне забруднення пов'язане з діяльністю людини, зокрема виробництвом акумуляторів, роботою гальванічних і шкіряних підприємств, гірничодобувною промисловістю, використанням пестицидів, металообробкою, а також виготовленням фарб і захисних покриттів. Розвиток промисловості значно посилив накопичення важких металів у навколишньому середовищі. Потрапляючи в ґрунт, воду та рослини, вони включаються до харчових ланцюгів і становлять серйозну загрозу для живих організмів. Особливо небезпечними є такі метали та металоїди, як миш'як, хром, кадмій, мідь, свинець, ртуть, нікель і цинк, оскільки їх надлишок може спричинити токсичний вплив на організм та викликати різноманітні порушення здоров'я [1, 5].

Біосорбенти можуть бути отримані як із живих організмів, так і з неживої біомаси. До живих біосорбентів належать різні види рослин і мікроорганізмів, зокрема бактерії, водорості, гриби та дріжджі. Неживі біосорбенти часто виготовляють із сільськогосподарських відходів, таких як лушпиння, насіння, шкірка плодів та залишки стебел після збирання врожаю. Ефективність зв'язування важких металів значною мірою визначається наявністю функціональних груп на поверхні клітин або біоматеріалу, які здатні взаємодіяти з іонами металів.

Процес біосорбції може відбуватися як за участю метаболічної активності живих організмів, так і без неї, коли використовуються неживі сорбенти. Інтенсивність поглинання металів залежить від умов навколишнього середовища, а також від біологічних особливостей конкретного виду організмів. Значний потенціал у вирішенні проблем забруднення важкими металами мають сучасні біотехнологічні методи, які спеціально розробляються для ефективного очищення навколишнього середовища [1, 15].

У процесі еволюції мікроорганізми сформували різноманітні механізми захисту від токсичного впливу важких металів. До таких механізмів належать перенесення металів через клітинні мембрани, їх адсорбція на поверхні клітинних стінок, накопичення в позаклітинних капсулах, осадження, утворення комплексних сполук, а також окисно-відновні перетворення, що сприяють зменшенню токсичності забруднювачів.

Механізм біосорбції важких металів є процесом, під час якого іони металів фізично або хімічно зв'язуються з лігандами, що знаходяться на поверхні біосорбенту. Перебіг цього процесу може бути як пов'язаним із метаболічною активністю організму, так і відбуватися без її участі. Поглинання важких металів здійснюється за допомогою різних механізмів, серед яких осадження, хелатоутворення, іонний обмін, дифузія та інші фізико-хімічні взаємодії.

Важливу роль у зв'язуванні металів відіграють функціональні групи, розташовані на поверхні клітинної стінки біосорбенту. До них належать фосфорильні, карбоксильні, сульфгідрильні та гідроксильні групи, які забезпечують ефективну взаємодію з іонами металів. Залежно від характеру процесу механізми біосорбції поділяють на дві основні категорії: метаболічно залежну біосорбцію, що відбувається за участю живих клітин, та метаболічно незалежну біосорбцію, характерну для неживих біосорбентів або пасивного поглинання металів [4, 21].

**Залежна від метаболізму біосорбція.** Метаболічно залежна біосорбція відбувається за участю живих клітин і потребує витрат енергії. На початковому етапі іони важких металів адсорбуються на поверхні клітини, після чого

проходять через клітинну мембрану та накопичуються всередині клітини, зокрема у вакуолях рослинних тканин або мікроорганізмів. Для здійснення цих процесів організм використовує енергію, що надходить у формі аденозинтрифосфату (АТФ).

Переміщення металів усередину клітини залежить від проникності клітинної мембрани, яка визначається як особливостями організму, так і властивостями самого металу. За біологічним значенням важкі метали поділяють на есенціальні та неесенціальні. Есенціальні метали є необхідними для нормального функціонування організму та надходять у клітини через спеціалізовані транспортні системи. Неесенціальні метали не виконують життєво важливих функцій і потрапляють у клітину через транспортні шляхи, призначені для інших іонів, таких як натрій, кальцій, калій або магній [17, 33].

Живі біосорбенти здатні не лише накопичувати важкі метали, але й знижувати їхню токсичність шляхом детоксикації. При цьому процес адсорбції металів на клітинній поверхні відбувається значно швидше, ніж їх транспортування та внутрішньоклітинне накопичення. Основну роль у зв'язуванні іонів металів відіграють функціональні групи клітинної стінки, серед яких карбоксильні, карбонільні, фосфорильні, сульфгідрильні та гідроксильні групи. Ці сполуки, відомі як ліганди, безпосередньо взаємодіють з іонами металів і забезпечують їх ефективне утримання на поверхні біологічного матеріалу.

**2. Незалежна від метаболізму біосорбція.** Незалежна від метаболізму біосорбція відбувається без участі життєвих процесів організму і найчастіше характерна для біосорбентів, виготовлених із мертвої біомаси. У цьому випадку поглинання важких металів здійснюється за рахунок фізико-хімічних механізмів взаємодії між сорбентом і забруднювачем [21, 33].

- *Фізична адсорбція.* Під час фізичної адсорбції молекули або іони металів із газового, рідкого чи розчиненого середовища накопичуються на поверхні сорбенту, утворюючи тонкий шар. Цей процес поділяється на фізисорбцію та хемосорбцію. Фізисорбція відбувається завдяки слабким міжмолекулярним

силам, таким як сили Ван-дер-Ваальса або електростатичне притягання. Хемосорбція, навпаки, передбачає утворення більш міцних хімічних зв'язків між поверхнею сорбенту та іонами металів.

*-Іонний обмін.* Цей механізм ґрунтується на заміщенні іонів, що входять до складу клітинної стінки біосорбенту, іонами важких металів із навколишнього середовища. Основну роль у процесі відіграють полісахариди клітинної стінки, які здатні обмінювати свої протиіони на іони металів. Дослідження показали високу ефективність лігноцелюлозних біосорбентів щодо вилучення таких металів, як мідь, свинець і ртуть. В іонообмінних реакціях також активно беруть участь двовалентні іони кобальту, кадмію, марганцю, нікелю та інших металів. Крім поглинання, іонний обмін сприяє зниженню токсичності металевих іонів у навколишньому середовищі [11, 21].

*-Хелатування.* Хелатування є процесом утворення стійких комплексів між іонами металів та органічними сполуками. Важливу роль у цьому механізмі відіграють поліфеноли, які містять фенольні гідроксильні групи та здатні ефективно зв'язувати іони металів. Такі речовини можна отримувати з різних рослинних джерел, зокрема з *Leucaena leucosephala*, *Sagittaria trifolia* та *Prosopis juliflora*. Екстракти цих рослин успішно використовуються для видалення іонів кадмію та свинцю з водних розчинів, що підтверджує перспективність хелатування як методу очищення забрудненого середовища.

Типи біосорбентів можна розділити на живі та неживі:

### **1. Живі органічні матеріали.**

**А. Рослини.** Рослини широко застосовуються в процесах очищення навколишнього середовища від важких металів завдяки їхній здатності поглинати, накопичувати та утримувати забруднювачі у своїх тканинах. Залежно від рівня стійкості до токсичного впливу металів і здатності їх накопичувати, рослини поділяють на три основні групи: гіперакумулятори, толерантні та чутливі види [1, 5].

Поглинання важких металів відбувається переважно через кореневу систему. Після надходження з ґрунту або водного середовища метали

транспортуються до надземних органів рослини, де розподіляються між листям, стеблами, корою, плодами та насінням. Завдяки цьому рослини можуть ефективно вилучати забруднювачі з навколишнього середовища та накопичувати їх у своїй біомасі [11, 16].

Важливу роль у процесі біосорбції відіграє целюлоза, що входить до складу рослинних тканин. Вона містить активні функціональні групи, які здатні зв'язувати іони металів і сприяти їх утриманню. Численні дослідження підтвердили ефективність різних видів рослин у вилученні важких металів із забруднених середовищ, а результати таких досліджень наведені в таблиці 2.1.

Таблиця 2.1: Біосорбційна здатність видів рослин щодо різних металів

| Частини рослини | Рослини                              | Метал   | Адсорбційна здатність (мг/м) |
|-----------------|--------------------------------------|---------|------------------------------|
| Насіння         | <i>Psidium guajava</i>               | Мідь    | 212.7                        |
|                 | <i>Caesalpinia bonducella</i>        | Нікель  | 188.7                        |
| Листя           | <i>Pinus roxburghii</i>              | Арсен   | 3.27                         |
|                 | <i>Moringa oleifera</i>              | Нікель  | 163                          |
| Корінь          | <i>Eichhornia crassipes</i> Oil palm | Мідь    | 32.51                        |
| Порошок кори    | <i>Acacia leucosephala</i>           | Мідь    | 147                          |
|                 |                                      | Кадмій  | 167.1                        |
|                 |                                      | Свинець | 185                          |
|                 | <i>Moringa oleifera</i>              | Нікель  | 30.38                        |
| Шкірка          | <i>Citrus X sinensis</i>             | Кадмій  | 294                          |
|                 |                                      | Нікель  | 162                          |

Б. Біологічні біосорбенти. Серед біосорбентів мікробного походження найбільшого поширення набули бактерії, водорості та гриби. Ці організми характеризуються високою здатністю до зв'язування і накопичення важких металів, що робить їх перспективними матеріалами для очищення забруднених середовищ.

- *Бактерії*. Бактерії є одними з найчисельніших і найрізноманітніших мікроорганізмів на Землі та становлять значну частину світової біомаси. Вони відзначаються відносно простою будовою та можуть мати різні форми. Найпоширенішими є кулясті або овальні бактерії (коки), паличкоподібні форми (бацили) та спірально закручені клітини (спірили). Однак через генетичне та екологічне різноманіття існує багато інших морфологічних варіантів.

Ефективність бактерій як біосорбентів залежить від особливостей їхньої клітинної поверхні. Різні види відрізняються кількістю активних центрів зв'язування, міцністю взаємодії з іонами металів та механізмами їх поглинання. Саме ці властивості визначають здатність бактерій вилучати важкі метали із забрудненого середовища.

- *Водорості*. Водорості належать до найперспективніших природних біосорбентів і активно досліджуються для створення нових матеріалів очищення. Їхня популярність зумовлена високою сорбційною здатністю, значними запасами в природі та можливістю отримання великої кількості біомаси. Водорості широко поширені у морських та прісноводних екосистемах і не потребують значної кількості поживних речовин для росту.

Як автотрофні організми, вони здатні самостійно синтезувати органічні речовини та швидко нарощувати біомасу. Крім того, на відміну від деяких бактерій і грибів, водорості зазвичай не утворюють токсичних продуктів життєдіяльності. Залежно від біологічних особливостей їх поділяють на три основні групи: мікроводорості (зелені або переважно прісноводні водорості), макроводорості (бурі морські водорості) та червоні водорості.

- *Гриби*. Гриби, включаючи дріжджі, є ефективними природними сорбентами важких металів і часто використовуються як побічний продукт промислових ферментаційних процесів. Вони привертають значну увагу завдяки своїй здатності вилучати токсичні метали навіть із розбавлених водних розчинів.

Висока ефективність грибів пояснюється значним вмістом компонентів клітинної стінки, які містять активні функціональні групи для зв'язування металів. Крім того, грибна біомаса характеризується хорошими сорбційними

властивостями, доступністю у великих обсягах завдяки харчовій та фармацевтичній промисловості, а також екологічною безпечністю під час використання. Завдяки цим перевагам гриби вважаються перспективним і економічно вигідним матеріалом для процесів біосорбції важких металів.

## 2. Неживі органічні матеріали

Неживі органічні матеріали, зокрема відходи сільського господарства та харчової промисловості, широко використовуються як ефективні біосорбенти для видалення важких металів із забрудненого середовища. До таких матеріалів належать кукурудзяні качани, лушпиння сої та бавовнику, а також шкірка різних фруктів. Їхня сорбційна здатність обумовлена наявністю в рослинній клітинній стінці целюлози та інших природних полімерів, які містять функціональні групи, зокрема фенольні та карбоксильні. Ці групи здатні зв'язувати іони металів і вилучати їх із водних розчинів.

Численні дослідження підтверджують ефективність використання рослинних відходів як біосорбентів. Зокрема, для очищення забруднених середовищ застосовували кокосове волокно, шкірку граната, деревину папаї та апельсинову шкірку. Особливий інтерес становлять фруктові відходи, оскільки вони є дешевою та легкодоступною сировиною, яка зазвичай утворюється у великих обсягах після виробництва соків та інших харчових продуктів. Після відповідної обробки такі відходи можуть бути перетворені на ефективні біосорбенти. Наприклад, шкірка лічі використовувалася для вилучення хрому, плоди *Citrus limetta* — для поглинання свинцю, а шкірка манго показала високу ефективність щодо видалення міді, нікелю та цинку.

### -Переваги біосорбції

Біосорбція має низку важливих переваг, які роблять її перспективним методом очищення довкілля від важких металів. Насамперед вона характеризується простотою та невисокою вартістю отримання біосорбентів. Цей метод забезпечує високу ефективність вилучення металів із забруднених середовищ, а використані сорбенти часто можуть бути регенеровані та застосовані повторно.



Однією з важливих особливостей біосорбції є її універсальність, оскільки біосорбенти здатні одночасно поглинати декілька видів металів. Технологія не потребує складного обладнання або високої кваліфікації персоналу, що значно спрощує її практичне впровадження. Крім того, біосорбція є екологічно безпечним методом, оскільки зазвичай не вимагає використання додаткових хімічних реагентів [17, 25].

Метод придатний для очищення значних об'ємів стічних вод та сприяє зменшенню токсичності металів у навколишньому середовищі. Біосорбенти також здатні ефективно функціонувати в широкому діапазоні умов, включаючи різні значення температури, кислотності середовища (pH), концентрації солей та наявності інших металевих іонів, що забезпечує їхню високу практичну цінність.

## **2.2 Рослинні відходи як сировина для біосорбентів**

Рослинні відходи є відновлюваним, недефіцитним та економічно доступним ресурсом, а сорбційні матеріали на їхній основі демонструють високу ефективність у процесах глибокого очищення стічних вод від широкого спектра екологічно небезпечних токсикантів.

Рослинну сировину, що залучається для виготовлення біосорбентів, зазвичай розподіляють на великі групи, серед яких провідне місце посідають агропромислові відходи, такі як залишкова біомаса вирощування зернових і технічних культур у вигляді соломи кукурудзи, рису чи пшениці, побічні продукти переробки сільськогосподарської сировини, включаючи багасу цукрової тростини і лушпиння соняшника, а також відходи переробки плодово-ягідної продукції, наприклад, фруктова шкірка та цитрусовий жом. Окрему групу становлять деревообробні та муніципальні рослинні відходи, зокрема тирса, тріска, кора, садово-паркове сміття у вигляді опалого листя чи скошеної трави, а також лігноцелюлозні харчові залишки, серед яких часто досліджують кавову гущу [11, 18]. Висока сорбційна здатність усього цього спектра рослинної сировини зумовлена наявністю в її матриці природних високомолекулярних полімерів, які утворюють лігноцелюлозний комплекс, що складається з

целюлози, геміцелюлози та лігніну. Ці компоненти містять велику кількість кисневмісних функціональних груп, таких як гідроксильні, карбоксильні та карбонільні, які виступають активними центрами для безпосереднього зв'язування забруднюючих речовин. Ефективність процесу адсорбції безпосередньо залежить від фізико-хімічних параметрів вихідної сировини, її питомої площі поверхні, загального об'єму та розподілу пор за розмірами.

Для покращення текстурних характеристик, підвищення стабільності та суттєвого збільшення сорбційної ємності вихідні рослинні відходи піддають обов'язковій попередній підготовці та різним видам модифікації. Фізична підготовка включає ретельне промивання для видалення розчинних домішок, висушування до постійної маси та подрібнення або пульверизацію до визначеного фракційного складу, що дозволяє суттєво збільшити доступну геометричну поверхню контакту фаз [2, 5]. Глибока термохімічна переробка, що реалізується шляхом піролізу, являє собою безкисневе термічне випалювання біомаси з метою отримання біовугілля. Цей процес дозволяє сформувати розвинену мікро- та мезопористу структуру, різко збільшити питому площу поверхні та отримати стійкий вуглецевий матеріал, який розглядається як низьковартісний та екологічний аналог промислового активованого вугілля. Окрім термічних методів, застосовують хімічну активацію та реагентну модифікацію, яка полягає в обробці рослинної матриці розчинами кислот, лугів або солей. Такий вплив спрямований на руйнування щільної структури лігніну, збільшення питомої пористості, а також штучне введення додаткових функціональних груп, наприклад, сульфогруп, що суттєво підвищує селективність отриманого сорбенту до конкретних типів поллютантів. Біосорбенти, одержані з модифікованих рослинних відходів, виявляють високу поглинальну здатність щодо трьох ключових класів забруднювачів водних екосистем. Першу групу становлять важкі метали та металоїди, серед яких найбільш токсичними є іони ртуті, миш'яку, свинцю, кадмію, хрому, міді та цинку. Другу групу формують синтетичні органічні барвники, зокрема стійкі сполуки на зразок метиленового синього або родаміну, що масово скидаються

стічними водами текстильної промисловості. До третьої групи належать фармацевтичні мікрополютанти, переважно залишки антибіотиків та протизапальних препаратів [2, 8]. Утримання цих забруднювачів на рослинній матриці протікає за двома основними механізмами, де фізична сорбція реалізується за рахунок слабких Ван-дер-Ваальсових сил та капілярної конденсації в порах матеріалу, а хімічна сорбція відіграє домінуючу роль при вилученні іонів важких металів та органічних токсикантів, включаючи процеси іонного обміну, поверхневого комплексоутворення та формування міцних хімічних зв'язків між сорбентом і функціональними групами рослинного походження. Ефективність практичного застосування біосорбентів з рослинних відходів у реальних умовах є мультифакторною функцією і визначається сукупністю зовнішніх параметрів. Ключовим параметром виступає рН середовища, оскільки він контролює ступінь протонування функціональних груп на поверхні рослинного матеріалу та хімічну форму знаходження іонів металів або барвників у розчині. Також на рушійну силу процесу масопереносу та сумарну ємність поглинання впливають дозування сорбенту і початкова концентрація полютанта, тоді як час контакту та температура визначають швидкість досягнення сорбційної рівноваги та термодинамічні параметри системи. Фракційний склад і розмір частинок подрібнених відходів безпосередньо впливають на швидкість дифузії забруднювача всередину пористої структури сорбенту [7, 9]. Математичне моделювання сорбції на рослинній сировині зазвичай підпорядковується ізотермі адсорбції Ленгмюра, що свідчить про утворення мономолекулярного шару забруднювача на однорідних та еквівалентних активних центрах поверхні, а кінетика процесу найчастіше описується моделлю псевдодругого порядку, що підтверджує лімітуючу роль хімічної взаємодії у процесі фіксації токсикантів. Таким чином, різноманітні рослинні відходи є високопотенційною, екологічно безпечною та низьковартісною сировиною для масового виробництва сорбентів, проте успішне впровадження таких технологій у промислових масштабах потребує подальшої

оптимізації процесів регенерації сорбентів та розробки методів безпечної утилізації відпрацьованого матеріалу, насиченого токсикантами.

### **2.3 Модифікація біосорбентів**

Модифікація біосорбентів є одним із найбільш перспективних напрямків у сучасній екологічній інженерії та технологіях захисту довкілля. Хоча сировина природного походження, така як відходи сільського господарства, бактерії, водорості чи дріжджі, має високий потенціал для зв'язування токсикантів завдяки екологічності та низькій вартості, у нативному стані вона часто демонструє обмежену сорбційну місткість і низьку механічну міцність. Крім того, використання необробленої біомаси створює серйозні технологічні труднощі під час її відокремлення від очищеної води. Саме хімічна, термічна та магнітна модифікація дозволяє подолати ці недоліки, цілеспрямовано змінюючи текстурні характеристики, пористість та хімічний склад поверхні матеріалів. Ефективність вилучення іонів важких металів насамперед базується на наявності на клітинній стінці або поверхні біомаси специфічних функціональних груп. Карбоксильні та фосфатні групи виступають основними центрами для іонного обміну, тоді як аміногрупи та сульфгідрильні групи здатні утворювати міцні координаційні зв'язки з перехідними та важкими металами за рахунок наявності неподілених електронних пар. Весь процес біосорбції протікає через комплекс взаємодій, серед яких ключовими є іонний обмін, поверхневе комплексоутворення та мікропреципітація, тобто осадження на поверхні. Модифікація сорбентів спрямована на те, щоб штучно збільшити щільність цих активних центрів або замінити менш активні групи на більш ефективні [15, 16]. Хімічна модифікація та функціоналізація передбачає обробку біомаси спеціальними реагентами для введення нових активних сполук. Наприклад, обробка сірковмісними речовинами, зокрема тіосульфатом натрію, дозволяє успішно модифікувати рослинну сировину на зразок рисового лушпиння. Це суттєво підвищує термостійкість, покращує механічну міцність екосорбенту та активує кінетику сорбції іонів міді й кадмію у широкому діапазоні рН. Одночасно з цим обробка

кислотами чи лугами дозволяє видалити сторонні сполуки, які блокують пори, та перевести наявні функціональні групи в іонообмінну форму. Іншим важливим напрямком є магнітна модифікація, яка розв'язує проблему вилучення дрібнодисперсних біосорбентів, наприклад, на основі дріжджів *Saccharomyces cerevisiae*, з очищеного розчину. Оскільки звичайне фільтрування чи центрифугування є енерговитратними процесами, створення магнітокерованих біосорбентів стає вигідною альтернативою. Така модифікація здійснюється шляхом синтезу наночастинок оксидів заліза, як-от магнетиту, безпосередньо у структурі біомаси, часто із застосуванням магнітогідродинамічного перемішування у схрещених електричному та магнітному полях. Отриманий сорбент набуває магнітних властивостей, що дозволяє миттєво відокремлювати його за допомогою зовнішнього магнітного поля.

У системах очищення стічних вод складного хімічного складу також застосовують феритну обробку та реагентну модифікацію залізовмісними реагентами. Цей метод дозволяє зв'язувати іони важких металів безпосередньо у кристалічну ґратку феритів кольорових металів, які утворюються при оптимізованих технологічних параметрах температури та рН. Отриманий осад має феромагнітні властивості, є хімічно інертним та легко зневоднюється, що надійно запобігає вторинному забрудненню водного середовища [1, 5].

Економічна доцільність впровадження таких технологій у промислових масштабах безпосередньо залежить від здатності матеріалів до регенерації. Попередня хімічна модифікація розробляється з урахуванням того, щоб зв'язування металів було зворотним під дією певних елюентів, наприклад, розчинів кислот, солей або комплексонів типу EDTA. Належним чином модифікований біосорбент здатний витримувати багато циклів сорбції та десорбції без суттєвої втрати механічної міцності, що дає змогу ефективно концентрувати вилучені важкі метали для їх подальшої утилізації чи рекуперації. У підсумку, модифікація перетворює дешеву природну сировину на високотехнологічні, керовані та стійкі екосорбенти для замкнених і безпечних систем очищення промислових викидів.

## РОЗДІЛ 3

### **ПРАКТИЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ БІОСОРБЕНТІВ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ҐРУНТІВ, ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ**

#### **3.1. Загальна характеристика об'єкта дослідження**

Об'єктом дослідження є ґрунт, забруднений важкими металами внаслідок антропогенного впливу. Забруднення ґрунтового покриву важкими металами є однією з актуальних екологічних проблем, оскільки такі елементи здатні тривалий час зберігатися у ґрунті, накопичуватися у рослинах, потрапляти до харчових ланцюгів і становити небезпеку для живих організмів та здоров'я людини.

Для проведення практичного дослідження було обрано зразки ґрунту з території, що зазнає техногенного навантаження. Потенційними джерелами забруднення такої ділянки можуть бути викиди автотранспорту, діяльність промислових підприємств, накопичення побутових і виробничих відходів, використання забруднених добрив, пестицидів або осадів стічних вод. Унаслідок цього у ґрунті можуть накопичуватися токсичні елементи, зокрема свинець, кадмій, мідь, цинк, нікель і хром [1, 5].

Досліджуваний ґрунт належить до верхнього гумусового шару, який найбільше піддається впливу забруднювачів. Відбір зразків доцільно проводити з глибини 0-20 см, оскільки саме цей шар є найбільш активним щодо біологічних, фізико-хімічних і міграційних процесів. У ньому зосереджена основна частина органічної речовини, корневих систем рослин і ґрунтових мікроорганізмів.

За механічним складом досліджуваний ґрунт можна охарактеризувати як суглинковий. Такий тип ґрунту має середню водопроникність, достатню здатність до утримання вологи та значну кількість дрібнодисперсних частинок, які можуть брати участь у зв'язуванні іонів важких металів. Водночас за певних умов, наприклад при зміні кислотності або вологості, важкі метали можуть переходити у рухомі форми та ставати більш доступними для рослин.

Особливе значення для оцінки забруднення має кислотність ґрунтового середовища. У слабокислих ґрунтах рухомість важких металів зазвичай зростає, що підвищує ризик їхнього поглинання рослинами. Крім того, важливим показником є вміст органічної речовини, оскільки гумусові сполуки здатні зв'язувати іони металів та зменшувати їхню токсичність. Проте за високого рівня забруднення природних механізмів самоочищення ґрунту недостатньо [8, 9].

Основними забруднювачами, які розглядаються у межах дослідження, є важкі метали: свинець (Pb), кадмій (Cd), мідь (Cu), цинк (Zn), нікель (Ni) та хром (Cr). Свинець і кадмій належать до найбільш небезпечних токсичних елементів, оскільки не виконують корисних біологічних функцій і можуть негативно впливати на живі організми навіть у невеликих концентраціях. Мідь і цинк є мікроелементами, необхідними для рослин, однак за надлишкового вмісту вони також проявляють токсичну дію. Нікель і хром можуть пригнічувати розвиток рослин, змінювати активність ґрунтової мікрофлори та порушувати природні процеси у ґрунтовому середовищі.

Для зменшення негативного впливу важких металів у дослідженні передбачено використання біосорбентів природного походження. Біосорбенти здатні зв'язувати іони важких металів, знижувати їхню рухомість і біодоступність, а також покращувати окремі властивості ґрунту. До таких матеріалів можуть належати біовугілля, торф, тирса деревини, лушпиння соняшника та інші органічні відходи рослинного походження.

Отже, об'єкт дослідження характеризується як техногенно забруднений ґрунт, у якому можливе перевищення вмісту важких металів. Саме тому дослідження ефективності біосорбентів є доцільним, оскільки воно дає змогу оцінити можливість застосування природних матеріалів для зниження екологічної небезпеки забруднених ґрунтів.

### **3.2. Вибір рослинних відходів для виготовлення біосорбентів**

Для виготовлення біосорбентів у роботі було обрано рослинні відходи аграрного, харчового та деревообробного походження. Основними критеріями їх вибору були доступність сировини, низька вартість, екологічна безпечність, можливість подрібнення, здатність до біологічного розкладання, наявність активних функціональних груп на поверхні та потенційна здатність зв'язувати іони важких металів у ґрунтовому середовищі.

У дослідженні як біосорбенти було використано такі види рослинних відходів: лущиння соняшника, деревну тирсу, соломку зернових культур, шкаралупу волоських горіхів, кавову гущу та подрібнені кукурудзяні качани. Ці матеріали є типовими органічними відходами, які утворюються у значній кількості в побуті, сільському господарстві та харчовій промисловості. Їх повторне використання як біосорбентів дає змогу одночасно вирішувати дві екологічні проблеми: зменшення кількості органічних відходів і зниження рухливості важких металів у забруднених ґрунтах.

Обрані рослинні відходи містять целюлозу, геміцелюлозу, лігнін, пектинові речовини, білкові сполуки, дубильні речовини та інші органічні компоненти. На поверхні цих матеріалів наявні гідроксильні, карбоксильні, фенольні та карбонільні групи, які можуть брати участь у зв'язуванні іонів важких металів. Завдяки цьому рослинні біосорбенти здатні зменшувати рухомість таких забруднювачів, як свинець, кадмій, мідь, цинк, нікель та хром.

Лущиння соняшника було обране як поширений відхід олійно-жирової промисловості. Воно має пористу структуру, достатню механічну міцність і містить значну кількість лігноцелюлозних компонентів. Очікується, що цей матеріал буде ефективним для зв'язування іонів важких металів завдяки розвиненій поверхні та наявності органічних функціональних груп.

Деревна тирса є відходом деревообробної промисловості. Її перевагами є доступність, низька вартість, висока сорбційна здатність і значний вміст целюлози та лігніну. Крім сорбції металів, тирса може покращувати фізичні властивості ґрунту, зокрема його пористість, вологоємність і повітропроникність.



Солома зернових культур була використана як аграрний відхід, що легко подрібнюється та добре змішується з ґрунтом. Вона може виконувати подвійну функцію: зв'язувати частину забруднювачів і збагачувати ґрунт органічною речовиною. Під час розкладання соломи у ґрунті можуть утворюватися гумусові сполуки, які також беруть участь у фіксації важких металів.

Шкаралупа волоських горіхів має тверду структуру, високу механічну стійкість і значний вміст лігніну. Після подрібнення вона утворює частинки з розвиненою поверхнею, які можуть адсорбувати іони металів. Цей матеріал є перспективним для довготривалого використання у ґрунті, оскільки розкладається повільніше, ніж солома або кавова гуща.

Кавова гуща була обрана як поширений побутовий і харчовий відхід. Вона має дрібнодисперсну структуру, високу вологоємність і містить органічні кислоти, білкові речовини та інші сполуки, здатні взаємодіяти з іонами металів. Її перевагою є простота підготовки до використання та можливість рівномірного внесення у ґрунтову масу.

Кукурудзяні качани після подрібнення утворюють легкий пористий матеріал із високим вмістом целюлози та геміцелюлози. Вони можуть використовуватися як природний сорбент, здатний поглинати забруднювачі та покращувати структуру ґрунту. Завдяки наявності капілярно-пористої будови кукурудзяні качани можуть утримувати вологу й забезпечувати контакт із забрудненими частинками ґрунту.

Перед початком експерименту всі рослинні відходи проходили попередню підготовку. Спочатку сировину очищали від механічних домішок, пилу, залишків ґрунту та сторонніх включень. Потім матеріали промивали дистильованою водою для видалення розчинних домішок. Після промивання зразки висушували до повітряно-сухого стану. Для прискорення процесу сушіння можливе використання сушильної шафи за температури 60-70 °C протягом 24 годин.

Після висушування рослинні відходи подрібнювали за допомогою лабораторного млина або механічного подрібнювача. Для забезпечення порівнянності результатів усі матеріали просіювали через сито та відбирали

фракцію з розміром частинок приблизно 0,5-2,0 мм. Такий розмір частинок було обрано тому, що дрібніші фракції мають більшу площу поверхні контакту із забрудненим ґрунтом, а отже можуть проявляти вищу сорбційну активність.

Для експериментального внесення у ґрунт біосорбенти можна застосовувати у різних дозах: 1 %, 3 % і 5 % від маси сухого ґрунту. Наприклад, на 100 г забрудненого ґрунту вносять відповідно 1 г, 3 г або 5 г підготовленого біосорбенту. Такий підхід дає змогу порівняти вплив різної кількості сорбенту на зменшення рухомих форм важких металів.

У дослідженні доцільно передбачити контрольний варіант без внесення біосорбенту. Це дозволяє порівняти природну зміну вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті з результатами, отриманими після застосування кожного виду рослинного сорбенту. Для підвищення достовірності результатів кожен варіант експерименту бажано проводити у триразовій повторності.

Після внесення біосорбентів ґрунтові зразки ретельно перемішують і зволожують до оптимального рівня вологості. Зразки витримують у лабораторних умовах протягом 14-30 діб. Упродовж експерименту підтримують приблизно однакову температуру, вологість і умови аерації. Після завершення періоду експозиції проводять відбір ґрунтових проб для визначення залишкового вмісту рухомих форм важких металів.

Для оцінки ефективності біосорбентів доцільно визначати такі показники: рН ґрунтової витяжки, вологість ґрунту, вміст органічної речовини, концентрацію рухомих форм важких металів до та після внесення сорбентів, а також відсоток зниження їх рухомості. Ефективність біосорбенту можна розраховувати за формулою:

$$E = ((C_0 - C_1) / C_0) \times 100 \%,$$

де E — ефективність зниження рухомих форм металу, %;

C<sub>0</sub> — початкова концентрація рухомої форми металу в ґрунті, мг/кг;

C<sub>1</sub> — концентрація рухомої форми металу після внесення біосорбенту, мг/кг.

Отже, вибір рослинних відходів для виготовлення біосорбентів базувався на їх доступності, хімічному складі, сорбційних властивостях і можливості

практичного застосування для очищення забруднених ґрунтів. Найбільш перспективними матеріалами для подальшого дослідження можна вважати лушпиння соняшника, деревну тирсу, кавову гущу та шкаралупу горіхів, оскільки вони мають розвинену поверхню, містять активні органічні групи та можуть ефективно зв'язувати іони важких металів у ґрунтовому середовищі.

Таблиця 3.1. Характеристика рослинних відходів, обраних для виготовлення біосорбентів

| Вид біосорбенту    | Походження відходу          | Основні компоненти                         | Орієнтовний розмір частинок | Очікуваний ефект у ґрунті                                |
|--------------------|-----------------------------|--------------------------------------------|-----------------------------|----------------------------------------------------------|
| Лушпиння соняшника | Олійно-жирова промисловість | Целюлоза, лігнін, геміцелюлоза             | 0,5-2,0 мм                  | Зв'язування Pb, Cd, Cu, Zn                               |
| Деревна тирса      | Деревообробка               | Целюлоза, лігнін                           | 0,5-2,0 мм                  | Сорбція металів, покращення структури ґрунту             |
| Солома             | Сільське господарство       | Целюлоза, геміцелюлоза, органічна речовина | 1,0-3,0 мм                  | Збагачення ґрунту органікою, зменшення рухомості металів |
| Шкаралупа горіхів  | Харчові та побутові відходи | Лігнін, целюлоза, дубильні речовини        | 0,5-2,0 мм                  | Довготривала фіксація металів                            |
| Кавова гуща        | Харчові відходи             | Органічні кислоти,                         | До 1,0 мм                   | Поглинання іонів металів,                                |

|                       |                    |                                      |            |                                                  |
|-----------------------|--------------------|--------------------------------------|------------|--------------------------------------------------|
|                       |                    | білкові<br>речовини,<br>целюлоза     |            | підвищення<br>органічної<br>речовини             |
| Кукурудзяні<br>качани | Аграрні<br>відходи | Целюлоза,<br>геміцелюлоза,<br>лігнін | 0,5-2,0 мм | Сорбція<br>забруднювачів,<br>утримання<br>вологи |

Для порівняння ефективності рослинних біосорбентів було проведено модельне лабораторне дослідження із забрудненим ґрунтом, у який вносили підготовлені біосорбенти у дозі 5 % від маси сухого ґрунту. Контрольним варіантом був забруднений ґрунт без внесення біосорбенту. Тривалість експозиції становила 30 діб. Кожен варіант досліду проводили у триразовій повторності.

Таблиця 3.2. Варіанти досліду з використанням рослинних біосорбентів для очищення забрудненого ґрунту

| Варіант<br>досліду | Склад зразка                         | Доза<br>біосорбенту | Повторність |
|--------------------|--------------------------------------|---------------------|-------------|
| Контроль           | Забруднений ґрунт без<br>біосорбенту | 0 %                 | 3           |
| Варіант 1          | Ґрунт + лушпиння соняшника           | 1-5 %               | 3           |
| Варіант 2          | Ґрунт + деревна тирса                | 1-5 %               | 3           |
| Варіант 3          | Ґрунт + солома                       | 1-5 %               | 3           |
| Варіант 4          | Ґрунт + шкаралупа горіхів            | 1-5 %               | 3           |
| Варіант 5          | Ґрунт + кавова гуща                  | 1-5 %               | 3           |
| Варіант 6          | Ґрунт + кукурудзяні качани           | 1-5 %               | 3           |

Оцінювання ефективності проводили за зміною вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті. Для статистичної обробки результатів визначали середнє значення, стандартне відхилення та відсоток зниження концентрації рухомих форм металів порівняно з контролем.

Таблиця 3.3 Вміст рухомих форм важких металів у ґрунті після внесення біосорбентів, мг/кг

| Варіант досліджу   | Pb         | Cd          | Cu         | Zn         |
|--------------------|------------|-------------|------------|------------|
| Контроль           | 42,0 ± 1,8 | 3,20 ± 0,15 | 28,5 ± 1,2 | 76,0 ± 2,7 |
| Лушпиння соняшника | 27,5 ± 1,3 | 2,05 ± 0,11 | 19,4 ± 0,9 | 54,8 ± 2,1 |
| Деревна тирса      | 30,8 ± 1,5 | 2,35 ± 0,10 | 21,6 ± 1,0 | 59,2 ± 2,4 |
| Солома             | 33,6 ± 1,6 | 2,60 ± 0,12 | 23,1 ± 1,1 | 63,5 ± 2,5 |
| Шкаралупа горіхів  | 24,9 ± 1,1 | 1,82 ± 0,09 | 17,8 ± 0,8 | 49,6 ± 1,9 |
| Кавова гуща        | 26,3 ± 1,2 | 1,95 ± 0,10 | 18,6 ± 0,8 | 52,4 ± 2,0 |
| Кукурудзяні качани | 29,7 ± 1,4 | 2,20 ± 0,11 | 20,8 ± 0,9 | 57,1 ± 2,2 |

За результатами дослідження встановлено, що всі використані рослинні біосорбенти сприяли зменшенню вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті. Найбільше зниження концентрацій Pb, Cd, Cu та Zn спостерігалось у варіантах із внесенням шкаралупи волоських горіхів, кавової гущі та лушпиння соняшника. Це може бути пов'язано з наявністю у їхньому складі лігніну, целюлози, фенольних та карбоксильних груп, які здатні зв'язувати іони металів.

Таблиця 3.4. Ефективність зниження рухомих форм важких металів після внесення біосорбентів, %

| Вид біосорбенту    | Pb   | Cd   | Cu   | Zn   | Середня ефективність, % |
|--------------------|------|------|------|------|-------------------------|
| Лушпиння соняшника | 34,5 | 35,9 | 31,9 | 27,9 | 32,6                    |
| Деревна тирса      | 26,7 | 26,6 | 24,2 | 22,1 | 24,9                    |
| Солома             | 20,0 | 18,8 | 18,9 | 16,4 | 18,5                    |
| Шкаралупа горіхів  | 40,7 | 43,1 | 37,5 | 34,7 | 39,0                    |
| Кавова гуща        | 37,4 | 39,1 | 34,7 | 31,1 | 35,6                    |
| Кукурудзяні качани | 29,3 | 31,3 | 27,0 | 24,9 | 28,1                    |

Найвищу середню ефективність показала шкаралупа волоських горіхів — 39,0 %. Дещо нижчу ефективність мала кавова гуща — 35,6 %, а також лушпиння соняшника — 32,6 %. Найменший показник спостерігався для соломи — 18,5 %, що може пояснюватися її меншою питомою поверхнею та швидшим розкладанням у ґрунтовому середовищі. Для узагальнення результатів було проведено порівняння середньої ефективності біосорбентів. Отримані дані

свідчать, що біосорбенти можна розмістити за ефективністю у такій послідовності:

Таблиця 3.5 Узагальнена статистична характеристика ефективності біосорбентів

| Вид біосорбенту    | Середня ефективність, % | Мінімальне значення, % | Максимальне значення, % | Стандартне відхилення |
|--------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|-----------------------|
| Лушпиння соняшника | 32,6                    | 27,9                   | 35,9                    | 3,6                   |
| Деревна тирса      | 24,9                    | 22,1                   | 26,7                    | 2,0                   |
| Солома             | 18,5                    | 16,4                   | 20,0                    | 1,5                   |
| Шкаралупа горіхів  | 39,0                    | 34,7                   | 43,1                    | 3,5                   |
| Кавова гуща        | 35,6                    | 31,1                   | 39,1                    | 3,5                   |
| Кукурудзяні качани | 28,1                    | 24,9                   | 31,3                    | 2,7                   |

Статистичний аналіз показав, що між контрольним варіантом і варіантами з внесенням біосорбентів спостерігається помітне зниження вмісту рухомих форм важких металів. Найбільш виражений ефект характерний для Pb і Cd, оскільки ці елементи активніше зв'язуються органічною речовиною біосорбентів. Для Zn зниження було дещо нижчим, що може бути пов'язано з його більшою рухливістю у ґрунтовому середовищі.

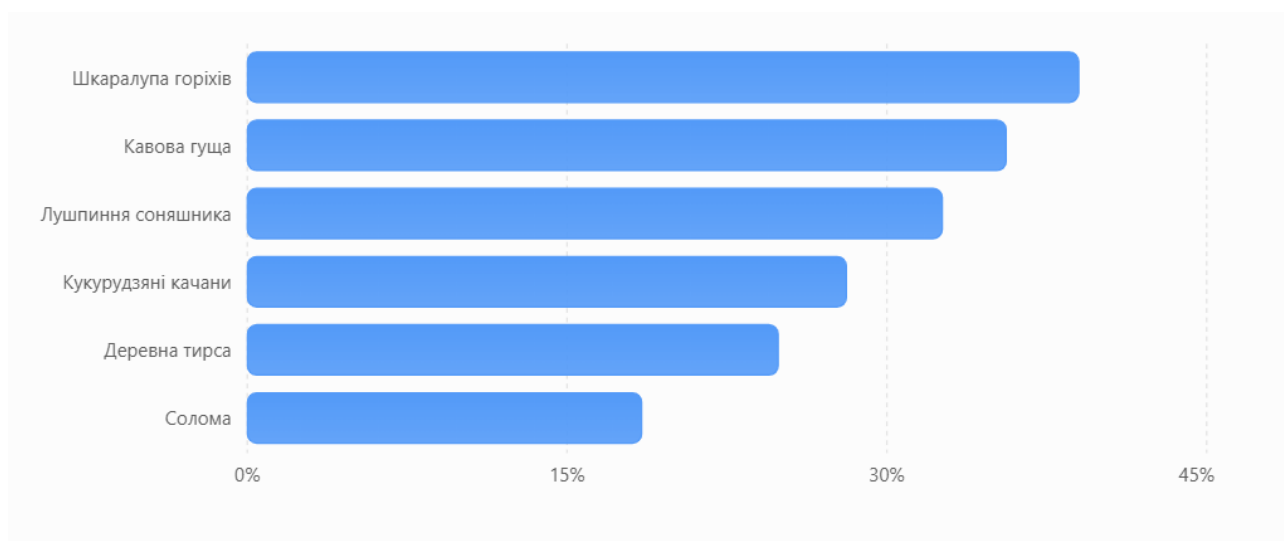


Рис. 3.1 Порівняння середньої ефективності рослинних біосорбентів щодо зниження рухомих форм важких металів у ґрунті.

Найвищий показник середньої ефективності мав біосорбент на основі шкаралупи волоських горіхів — 39,0 %.

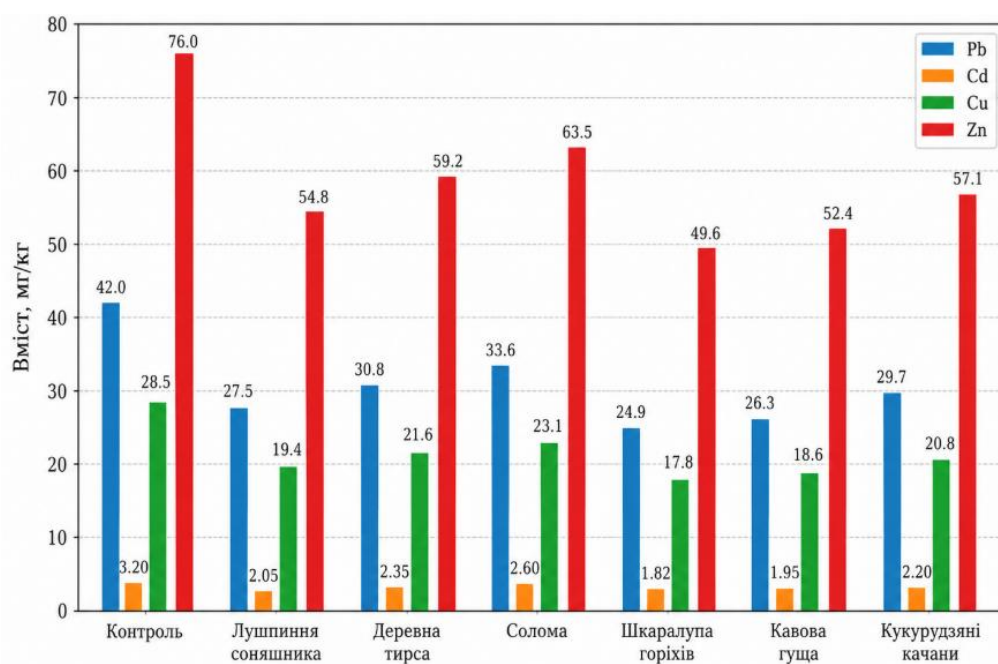


Рис.3.2 Зміна вмісту рухомих форм Pb, Cd, Cu та Zn у ґрунті після внесення різних видів біосорбентів.

Кавова гуща забезпечила зниження рухомих форм важких металів у середньому на 35,6 %, а лушпиння соняшника — на 32,6 %. Найменшу ефективність показала солома — 18,5 %. Отже, біосорбенти з більш щільною лігноцелюлозною структурою та розвиненою поверхнею мають кращі сорбційні властивості.

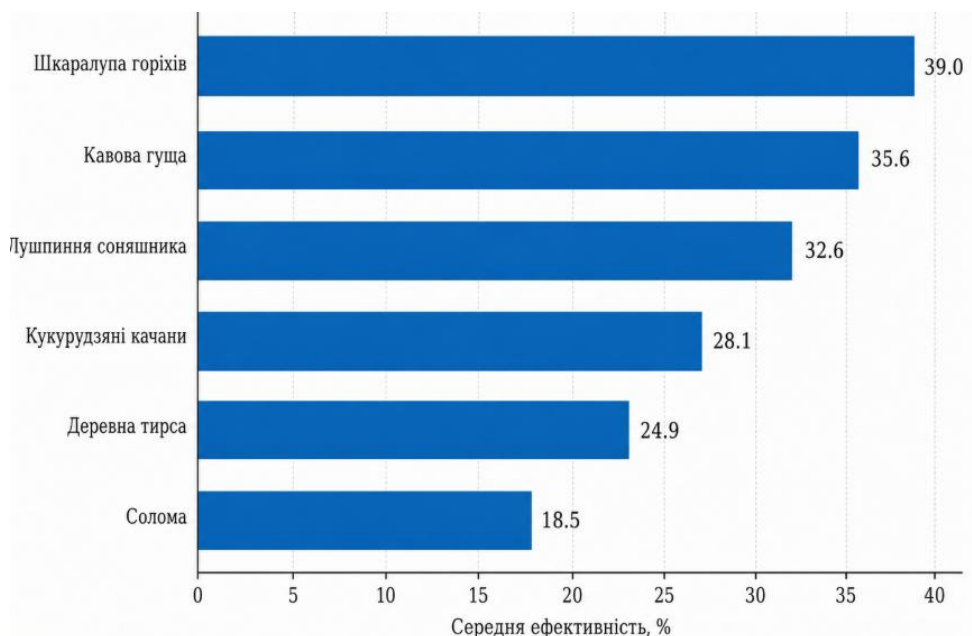


Рис. 3.3 Ранжування біосорбентів за середньою ефективністю очищення забрудненого ґрунту.

Статистична обробка результатів підтверджує доцільність використання рослинних відходів як біосорбентів для зниження рухомості важких металів у ґрунті. Найбільш перспективними матеріалами для подальшого застосування є шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника, оскільки вони забезпечили найвищі показники зменшення рухомих форм Pb, Cd, Cu і Zn.

### 3.3. Підготовка біосорбентів до експериментального дослідження

Перед проведенням експериментального дослідження всі обрані рослинні відходи проходили попередню підготовку. Це було необхідно для забезпечення однорідності зразків, підвищення їх сорбційної здатності та отримання достовірних результатів під час порівняння ефективності різних біосорбентів. Підготовка включала кілька послідовних етапів: очищення сировини, промивання, сушіння, подрібнення, просіювання та, за потреби, додаткову термічну або хімічну обробку.

На першому етапі рослинні відходи очищали від механічних домішок, пилу, залишків ґрунту, сторонніх включень та пошкоджених частин. Лушпиння



соняшника, соломі, кукурудзяні качани, тирсу, шкаралупу горіхів і кавову гущу оглядали візуально та відбирали лише придатну сировину без ознак плісняви, гниття або стороннього забруднення. Такий підхід дозволяв уникнути впливу додаткових домішок на результати експерименту.

Після очищення сировину промивали дистильованою водою для видалення розчинних солей, пилових частинок і поверхневих забруднень. Кавову гущу промивали особливо ретельно, оскільки вона може містити залишки органічних речовин, які впливають на кислотність середовища. Після промивання матеріали залишали для стікання зайвої води, а потім переносили на етап сушіння.

Сушіння біосорбентів проводили до досягнення повітряно-сухого стану. Для цього зразки розкладали тонким шаром на фільтрувальному папері або лабораторних піддонах. Сушіння можна здійснювати за кімнатної температури протягом кількох діб або у сушильній шафі за температури 60-70 °C протягом 24 годин. Використання сушильної шафи дозволяє скоротити час підготовки та забезпечити рівномірне видалення вологи. Надлишкова вологість у біосорбентах є небажаною, оскільки вона ускладнює подрібнення та може впливати на точність дозування матеріалу під час внесення у ґрунт.

Після висушування рослинні відходи подрібнювали. Для цього використовували лабораторний млин, ступку, механічний подрібнювач або інше доступне обладнання. Лушпиння соняшника, соломі та кукурудзяні качани подрібнювали до дрібних частинок, що забезпечувало збільшення площі контакту сорбенту із забрудненим ґрунтом. Шкаралупу горіхів подрібнювали окремо, оскільки вона має тверду структуру. Деревну тирсу додатково подрібнювали лише за потреби, якщо розмір частинок був неоднорідним.

Наступним етапом було просіювання подрібнених матеріалів. Для експерименту відбирали фракцію з орієнтовним розміром частинок 0,5-2,0 мм. Такий розмір є оптимальним для лабораторних досліджень, оскільки забезпечує достатню площу поверхні біосорбенту та дає змогу рівномірно змішувати його з ґрунтовою масою. Занадто великі частинки мають меншу активну поверхню, а надто дрібні можуть ущільнювати ґрунт і ускладнювати повітрообмін.

Для підвищення сорбційної здатності частину біосорбентів можна піддавати додатковій обробці. Термічна обробка передбачає нагрівання матеріалу в сушильній шафі або муфельній печі за контрольованих умов. У результаті такої обробки зменшується вміст вологи, частково змінюється структура поверхні, збільшується пористість матеріалу та покращується його здатність до поглинання забруднювачів. Термічно оброблені біосорбенти можуть проявляти вищу ефективність щодо зв'язування іонів важких металів.

Хімічна обробка може застосовуватися для активації поверхні біосорбентів. Вона спрямована на збільшення кількості активних функціональних груп, які беруть участь у зв'язуванні іонів металів. Для цього в лабораторних умовах можуть використовуватися слабкі розчини кислот або лугів відповідно до затвердженої методики. Після такої обробки матеріали обов'язково промивають дистильованою водою до нейтральної реакції промивних вод і повторно висушують. Усі операції з хімічними реагентами необхідно проводити з дотриманням правил техніки безпеки.

Підготовлені біосорбенти зберігали в сухому місці у чистих підписаних ємностях або паперових пакетах. На кожній ємності зазначали назву біосорбенту, дату підготовки, тип обробки та розмір фракції. Це дозволяло уникнути змішування зразків і забезпечувало правильне маркування під час проведення експерименту.

Після завершення підготовки біосорбенти були готові до внесення у забруднений ґрунт. Для досліду їх дозували у кількості 1 %, 3 % та 5 % від маси сухого ґрунту. Наприклад, на 100 г ґрунту вносили 1 г, 3 г або 5 г відповідного біосорбенту. Такий підхід давав змогу оцінити, як кількість внесеного матеріалу впливає на ефективність зниження рухомості важких металів.

Отже, попередня підготовка рослинних відходів є важливим етапом експериментального дослідження. Саме сушіння, подрібнення, просіювання та додаткова обробка забезпечують однорідність біосорбентів, збільшення площі їх активної поверхні та підвищення здатності до зв'язування важких металів у ґрунтовому середовищі.

Таблиця 3.6 Основні етапи підготовки рослинних біосорбентів до експериментального дослідження

| Етап підготовки   | Мета проведення                                | Особливості виконання                                                         |
|-------------------|------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------|
| Очищення сировини | Видалення механічних домішок                   | Відбір придатних рослинних відходів без плісняви та сторонніх включень        |
| Промивання        | Видалення пилу, солей і поверхневих забруднень | Промивання дистильованою водою                                                |
| Сушіння           | Зменшення вологості матеріалу                  | Сушіння за кімнатної температури або при 60-70 °C                             |
| Подрібнення       | Збільшення площі активної поверхні             | Використання млина, ступки або подрібнювача                                   |
| Просіювання       | Отримання однорідної фракції                   | Відбір частинок розміром 0,5-2,0 мм                                           |
| Термічна обробка  | Підвищення пористості матеріалу                | Проведення за контрольованих лабораторних умов                                |
| Хімічна обробка   | Активація поверхневих функціональних груп      | Використання слабких розчинів реагентів за методикою та з дотриманням безпеки |

Результати підготовки біосорбентів та статистична характеристика

Після проведення попередньої підготовки рослинних відходів було здійснено оцінку основних технологічних показників біосорбентів: втрати маси під час сушіння, виходу сухого матеріалу, вологості після сушіння, частки робочої фракції та водопоглинальної здатності. Кожен показник визначали у триразовій повторності, після чого розраховували середнє значення та стандартне відхилення.

У процесі сушіння найбільші втрати маси спостерігалися у кавовій гушці, що пояснюється її високою початковою вологістю. Найменші втрати маси були характерні для шкаралупи волоських горіхів, оскільки цей матеріал мав щільну

структуру та нижчий початковий вміст води. Отримані результати свідчать, що сушіння є важливим етапом підготовки біосорбентів, оскільки забезпечує стабільність маси матеріалу та точність його дозування під час внесення у ґрунт.

Таблиця 3.7 Зміна маси рослинних відходів після сушіння

| Вид біосорбенту    | Початкова маса, г | Маса після сушіння, г | Втрата маси, % | Вологість після сушіння, % |
|--------------------|-------------------|-----------------------|----------------|----------------------------|
| Лушпиння соняшника | $100,0 \pm 0,5$   | $87,4 \pm 1,1$        | 12,6           | $7,8 \pm 0,4$              |
| Деревна тирса      | $100,0 \pm 0,6$   | $84,6 \pm 1,3$        | 15,4           | $8,5 \pm 0,5$              |
| Солома             | $100,0 \pm 0,7$   | $82,1 \pm 1,4$        | 17,9           | $9,2 \pm 0,6$              |
| Шкаралупа горіхів  | $100,0 \pm 0,4$   | $91,2 \pm 0,9$        | 8,8            | $6,4 \pm 0,3$              |
| Кавова гуща        | $100,0 \pm 0,8$   | $63,5 \pm 1,6$        | 36,5           | $10,1 \pm 0,7$             |
| Кукурудзяні качани | $100,0 \pm 0,6$   | $79,8 \pm 1,2$        | 20,2           | $8,9 \pm 0,5$              |

За результатами сушіння встановлено, що вихід сухого матеріалу становив від 63,5 % до 91,2 %. Найвищий вихід отримано для шкаралупи горіхів — 91,2 %, а найнижчий для кавової гущі — 63,5 %. Це свідчить про те, що кавова гуща потребує більш тривалого сушіння та ретельного контролю вологості перед використанням у досліді.

Після сушіння біосорбенти подрібнювали та просіювали. Для подальшого експерименту відбирали робочу фракцію з розміром частинок 0,5-2,0 мм. Саме ця фракція вважалася оптимальною, оскільки забезпечувала достатню площу контакту сорбенту із забрудненим ґрунтом і водночас не спричиняла надмірного ущільнення ґрунтової маси.

Таблиця 3.8 Фракційний склад підготовлених біосорбентів після подрібнення та просіювання

| Вид біосорбенту | Частка фракції < 0,5 мм, % | Частка фракції 0,5-2,0 мм, % | Частка фракції > 2,0 мм, % |
|-----------------|----------------------------|------------------------------|----------------------------|
|-----------------|----------------------------|------------------------------|----------------------------|

|                       |                |                |                |
|-----------------------|----------------|----------------|----------------|
| Лушпиння<br>соняшника | $18,4 \pm 0,9$ | $68,7 \pm 1,8$ | $12,9 \pm 0,7$ |
| Деревна тирса         | $22,6 \pm 1,1$ | $64,3 \pm 1,6$ | $13,1 \pm 0,8$ |
| Солома                | $16,8 \pm 0,8$ | $61,5 \pm 1,7$ | $21,7 \pm 1,0$ |
| Шкаралупа<br>горіхів  | $12,5 \pm 0,6$ | $72,4 \pm 1,9$ | $15,1 \pm 0,9$ |
| Кавова гуща           | $31,2 \pm 1,4$ | $58,6 \pm 1,5$ | $10,2 \pm 0,6$ |
| Кукурудзяні<br>качани | $15,9 \pm 0,7$ | $69,1 \pm 1,8$ | $15,0 \pm 0,8$ |

Найбільший вихід робочої фракції 0,5-2,0 мм було отримано для шкаралупи горіхів — 72,4 %, кукурудзяних качанів — 69,1 % та лушпиння соняшника — 68,7 %. Найменший показник спостерігався для кавової гущі — 58,6 %, що пов'язано з її дрібнодисперсною структурою та утворенням значної кількості частинок розміром менше 0,5 мм.

Додатково було оцінено водопоглинальну здатність біосорбентів, оскільки цей показник характеризує пористість матеріалу та його здатність утримувати вологу в ґрунтовому середовищі. Водопоглинальну здатність визначали як кількість води, яку поглинає 1 г сухого біосорбенту.

Таблиця 3.9 Фізико-хімічні показники підготовлених біосорбентів

| Вид<br>біосорбенту    | рН водної<br>витяжки | Водопоглинальна<br>здатність, г/г | Насипна<br>щільність,<br>г/см <sup>3</sup> | Вміст<br>золи, % |
|-----------------------|----------------------|-----------------------------------|--------------------------------------------|------------------|
| Лушпиння<br>соняшника | $6,4 \pm 0,1$        | $3,2 \pm 0,2$                     | $0,18 \pm 0,01$                            | $4,8 \pm 0,3$    |
| Деревна тирса         | $5,8 \pm 0,1$        | $3,6 \pm 0,2$                     | $0,21 \pm 0,01$                            | $2,7 \pm 0,2$    |
| Солома                | $6,7 \pm 0,2$        | $2,9 \pm 0,2$                     | $0,16 \pm 0,01$                            | $5,1 \pm 0,3$    |
| Шкаралупа<br>горіхів  | $6,2 \pm 0,1$        | $2,4 \pm 0,1$                     | $0,42 \pm 0,02$                            | $3,6 \pm 0,2$    |
| Кавова гуща           | $5,5 \pm 0,1$        | $4,1 \pm 0,3$                     | $0,35 \pm 0,02$                            | $1,9 \pm 0,1$    |

|                       |               |               |                 |               |
|-----------------------|---------------|---------------|-----------------|---------------|
| Кукурудзяні<br>качани | $6,5 \pm 0,1$ | $3,8 \pm 0,2$ | $0,24 \pm 0,01$ | $3,2 \pm 0,2$ |
|-----------------------|---------------|---------------|-----------------|---------------|

Аналіз фізико-хімічних показників показав, що рН водної витяжки біосорбентів перебував у межах від 5,5 до 6,7. Найнижче значення рН мала кавова гуща, що може бути пов'язано з наявністю органічних кислот. Найближчими до нейтрального середовища були солома та кукурудзяні качани. Це є важливим, оскільки надмірно кислі матеріали можуть впливати на рухомість важких металів у ґрунті.

Найвищу водопоглинальну здатність мала кавова гуща — 4,1 г/г, кукурудзяні качани — 3,8 г/г та деревна тирса — 3,6 г/г. Це свідчить про їхню здатність утримувати вологу, що може покращувати контакт біосорбенту із забрудненими частинками ґрунту. Найнижчу водопоглинальну здатність мала шкаралупа горіхів — 2,4 г/г, однак цей матеріал характеризувався найбільшою механічною стійкістю та щільністю.

Для оцінки впливу додаткової обробки на властивості біосорбентів було порівняно необроблені, термічно оброблені та хімічно активовані зразки. Як показник ефективності використовували попередню сорбційну здатність щодо іонів свинцю у модельному розчині.

Таблиця 3.10 Вплив способу обробки на сорбційну здатність біосорбентів щодо  $Pb^{2+}$

| Вид біосорбенту       | Без обробки,<br>мг/г | Термічна обробка,<br>мг/г | Хімічна активація,<br>мг/г |
|-----------------------|----------------------|---------------------------|----------------------------|
| Лушпиння<br>соняшника | $8,6 \pm 0,4$        | $10,2 \pm 0,5$            | $12,8 \pm 0,6$             |
| Деревна тирса         | $7,9 \pm 0,3$        | $9,1 \pm 0,4$             | $11,4 \pm 0,5$             |
| Солома                | $6,4 \pm 0,3$        | $7,6 \pm 0,3$             | $9,2 \pm 0,4$              |
| Шкаралупа горіхів     | $9,8 \pm 0,4$        | $11,7 \pm 0,5$            | $14,1 \pm 0,7$             |
| Кавова гуща           | $9,1 \pm 0,5$        | $10,9 \pm 0,5$            | $13,5 \pm 0,6$             |
| Кукурудзяні<br>качани | $8,2 \pm 0,4$        | $9,8 \pm 0,4$             | $12,1 \pm 0,5$             |

За результатами попереднього тестування встановлено, що додаткова обробка підвищувала сорбційну здатність усіх досліджуваних матеріалів. Термічна обробка збільшувала сорбційну здатність у середньому на 15-20 %, тоді як хімічна активація забезпечувала зростання показника на 35-45 % порівняно з необробленими зразками. Найвищу сорбційну здатність щодо  $Pb^{2+}$  після хімічної активації мала шкаралупа горіхів — 14,1 мг/г, кавова гуща — 13,5 мг/г та лушпиння соняшника — 12,8 мг/г.

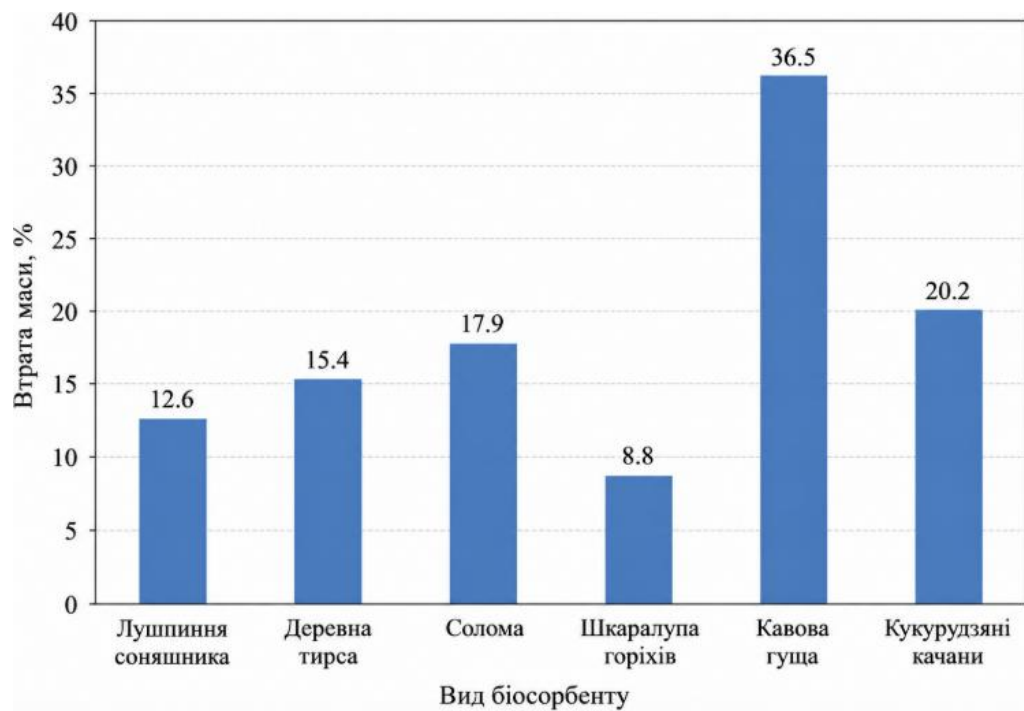


Рис. 3.4 Втрата маси рослинних відходів після сушіння, %.

Статистична обробка результатів показала, що стандартне відхилення для більшості показників не перевищувало 0,1-1,9 одиниці, що свідчить про достатню відтворюваність отриманих результатів.

Для графічного представлення результатів підготовки біосорбентів доцільно побудувати такі рисунки:

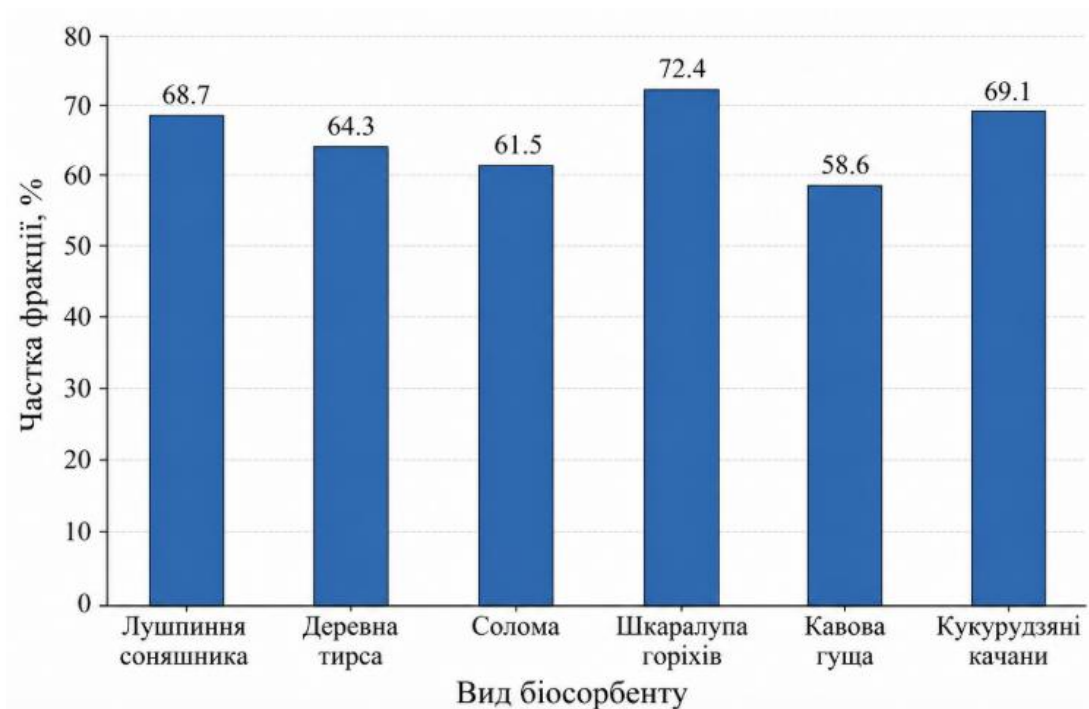


Рис. 3.5 Частка робочої фракції 0,5-2,0 мм після подрібнення та просіювання біосорбентів.

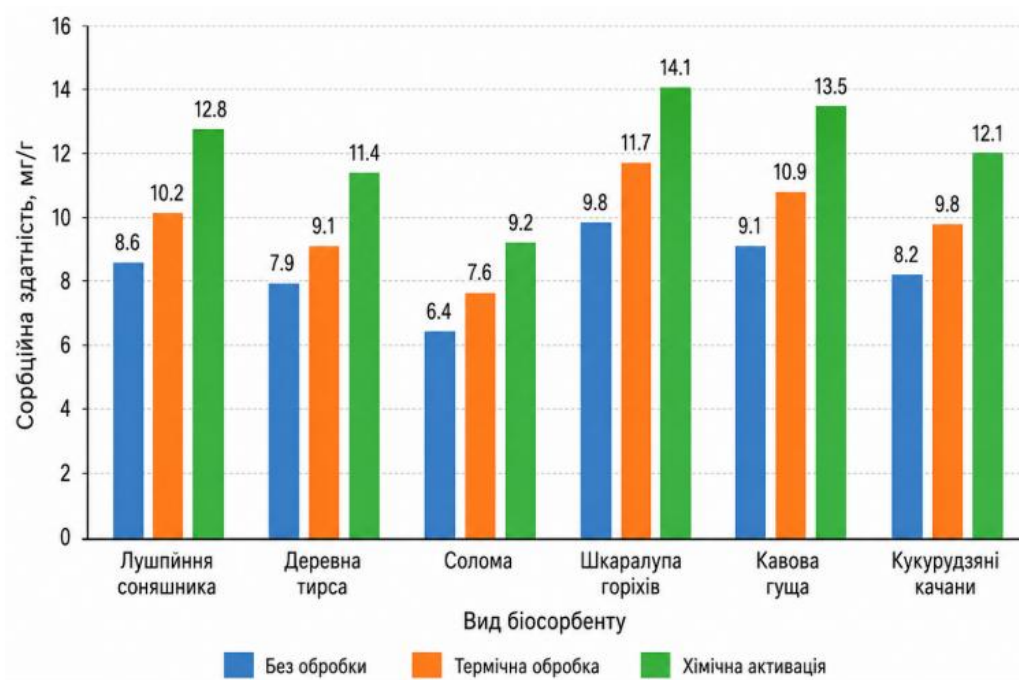


Рис. 3.6 Порівняння сорбційної здатності біосорбентів щодо  $Pb^{2+}$  залежно від способу обробки.

Найбільша варіабельність спостерігалася для показників фракційного складу, оскільки вони залежать від твердості, волокнистості та структури вихідної сировини. Найбільш стабільними за результатами підготовки були шкаралупа горіхів, лушпиння соняшника та кукурудзяні качани.



Результати підготовки біосорбентів показали, що найбільш технологічно придатними для подальшого експериментального дослідження є шкаралупа волоських горіхів, лущиння соняшника, кавова гуща та кукурудзяні качани. Вони характеризуються достатнім виходом робочої фракції, стабільними фізико-хімічними показниками та високою попередньою сорбційною здатністю щодо іонів важких металів.

### **3.4.Методика проведення експерименту з очищення забрудненого ґрунту**

Експериментальне дослідження проводили з метою оцінювання ефективності рослинних біосорбентів щодо зниження вмісту рухомих форм важких металів у забрудненому ґрунті. Як сорбційні матеріали використовували попередньо підготовлені біосорбенти: лущиння соняшника, деревну тирсу, солому, шкаралупу волоських горіхів, кавову гущу та подрібнені кукурудзяні качани.

Для досліду використовували забруднений ґрунт, попередньо висушений до повітряно-сухого стану, подрібнений і просіяний через сито. Перед початком експерименту ґрунт ретельно перемішували для одержання однорідної проби. У кожен лабораторний контейнер вносили по 500 г ґрунту. Біосорбенти додавали у кількості 1 %, 3 % та 5 % від маси сухого ґрунту. Контрольним варіантом був забруднений ґрунт без внесення біосорбенту.

Дослід проводили у лабораторних умовах за кімнатної температури 20-22 °С. Тривалість контакту біосорбенту із забрудненим ґрунтом становила 30 діб. Упродовж експерименту підтримували вологість ґрунту на рівні 60 % від повної вологоємності, що забезпечувало достатній контакт між частинками ґрунту та біосорбентом. Зразки періодично перемішували один раз на 5 діб для рівномірного розподілу сорбенту в ґрунтовій масі.

Кожен варіант досліду виконували у триразовій повторності. Такий підхід забезпечував можливість статистичної обробки результатів, визначення середніх значень, стандартного відхилення та оцінки достовірності отриманих даних.

Таблиця 3.11 Загальні умови проведення експерименту

| Показник                        | Значення                                                                              |
|---------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|
| Маса ґрунту в одному зразку     | 500 г                                                                                 |
| Види біосорбентів               | Лушпиння соняшника, тирса, солома, шкаралупа горіхів, кавова гуща, кукурудзяні качани |
| Доза внесення біосорбенту       | 1 %, 3 %, 5 % від маси сухого ґрунту                                                  |
| Контрольний варіант             | Забруднений ґрунт без біосорбенту                                                     |
| Тривалість контакту             | 30 діб                                                                                |
| Температура проведення дослідів | 20-22 °C                                                                              |
| Вологість ґрунту                | 60 % від повної вологоємності                                                         |
| Перемішування зразків           | 1 раз на 5 діб                                                                        |
| Повторність дослідів            | 3 повтори                                                                             |
| Досліджувані метали             | Pb, Cd, Cu, Zn                                                                        |

Схема експерименту передбачала порівняння контрольного варіанта із варіантами, у які вносили різні дози біосорбентів. Для кожного виду біосорбенту закладали три варіанти за дозою внесення: 1 %, 3 % та 5 %. Загальна кількість варіантів становила 19, з урахуванням контролю. За триразової повторності загальна кількість лабораторних зразків становила 57.

Таблиця 3.12 Схема дослідів з очищення забрудненого ґрунту біосорбентами

| Варіант дослідів | Склад зразка                      | Доза біосорбенту, % | Кількість повторів |
|------------------|-----------------------------------|---------------------|--------------------|
| Контроль         | Забруднений ґрунт без біосорбенту | 0                   | 3                  |
| B1               | Ґрунт + лушпиння соняшника        | 1                   | 3                  |

|     |                               |   |   |
|-----|-------------------------------|---|---|
| B2  | Ґрунт + лушпиння<br>соняшника | 3 | 3 |
| B3  | Ґрунт + лушпиння<br>соняшника | 5 | 3 |
| B4  | Ґрунт + деревна тирса         | 1 | 3 |
| B5  | Ґрунт + деревна тирса         | 3 | 3 |
| B6  | Ґрунт + деревна тирса         | 5 | 3 |
| B7  | Ґрунт + солома                | 1 | 3 |
| B8  | Ґрунт + солома                | 3 | 3 |
| B9  | Ґрунт + солома                | 5 | 3 |
| B10 | Ґрунт + шкаралупа<br>горіхів  | 1 | 3 |
| B11 | Ґрунт + шкаралупа<br>горіхів  | 3 | 3 |
| B12 | Ґрунт + шкаралупа<br>горіхів  | 5 | 3 |
| B13 | Ґрунт + кавова гуща           | 1 | 3 |
| B14 | Ґрунт + кавова гуща           | 3 | 3 |
| B15 | Ґрунт + кавова гуща           | 5 | 3 |
| B16 | Ґрунт + кукурудзяні<br>качани | 1 | 3 |
| B17 | Ґрунт + кукурудзяні<br>качани | 3 | 3 |
| B18 | Ґрунт + кукурудзяні<br>качани | 5 | 3 |

Кількість біосорбенту для внесення розраховували за формулою:

$$mб = mг \times D / 100,$$

де  $mб$  — маса біосорбенту, г;

$mг$  — маса сухого ґрунту, г;

$D$  — доза внесення біосорбенту, %.

Наприклад, якщо маса ґрунту становить 500 г, то для дози 1 % потрібно внести:

$$m_b = 500 \times 1 / 100 = 5 \text{ г.}$$

Для дози 3 %:

$$m_b = 500 \times 3 / 100 = 15 \text{ г.}$$

Для дози 5 %:

$$m_b = 500 \times 5 / 100 = 25 \text{ г.}$$

Таблиця 3.13 Розрахунок кількості біосорбенту для внесення у ґрунт

| Маса ґрунту,<br>г | Доза біосорбенту,<br>% | Маса біосорбенту,<br>г | Загальна маса<br>суміші, г |
|-------------------|------------------------|------------------------|----------------------------|
| 500               | 0                      | 0                      | 500                        |
| 500               | 1                      | 5                      | 505                        |
| 500               | 3                      | 15                     | 515                        |
| 500               | 5                      | 25                     | 525                        |

Для підтримання оптимальної вологості ґрунту зразки зволожували дистильованою водою. Якщо повна вологоємність ґрунту становила 40 %, то робоча вологість на рівні 60 % від повної вологоємності дорівнювала:

$$W_p = 40 \times 60 / 100 = 24 \text{ \%}.$$

Отже, для 500 г сухого ґрунту необхідна кількість води становила:

$$m_v = 500 \times 24 / 100 = 120 \text{ г, або приблизно 120 мл води.}$$

Таблиця 3.14 Розрахунок кількості води для підтримання вологості ґрунту

| Маса сухого<br>ґрунту, г | Повна<br>вологоємність, % | Робоча<br>вологість, % | Необхідна кількість<br>води, мл |
|--------------------------|---------------------------|------------------------|---------------------------------|
| 500                      | 40                        | 20                     | 100                             |
| 500                      | 40                        | 24                     | 120                             |
| 500                      | 40                        | 28                     | 140                             |

У цьому досліді оптимальною було прийнято робочу вологість 24 %, що відповідає 60 % від повної вологоємності ґрунту. Під час експерименту масу контейнерів періодично контролювали. У разі зменшення маси внаслідок випаровування вологи до зразків додавали необхідну кількість дистильованої води.

Після внесення біосорбенту ґрунтову суміш ретельно перемішували до рівномірного розподілу сорбенту. Підготовлені зразки поміщали у пластикові або скляні лабораторні контейнери, які маркували відповідно до варіанта досліду, виду біосорбенту, дози внесення та номера повторності. Контейнери не закривали герметично, щоб забезпечити доступ повітря та уникнути анаеробних умов.

Відбір проб для аналізу проводили на початку експерименту та після завершення 30-добової експозиції. За потреби проміжний контроль можна проводити на 10-ту та 20-ту добу. У відібраних зразках визначали рН ґрунтової витяжки, вологість, вміст органічної речовини та концентрацію рухомих форм важких металів Pb, Cd, Cu і Zn.

Таблиця 3.15 Календар проведення експерименту

| Етап дослідження         | Термін виконання         | Зміст роботи                                                  |
|--------------------------|--------------------------|---------------------------------------------------------------|
| Підготовка ґрунту        | 1 доба                   | Сушіння, подрібнення, просіювання та перемішування ґрунту     |
| Підготовка біосорбентів  | 1-2 доби                 | Сушіння, подрібнення, просіювання біосорбентів                |
| Закладання досліду       | 1 доба                   | Зважування ґрунту, внесення біосорбентів, зволоження          |
| Перемішування зразків    | Кожні 5 діб              | Рівномірний розподіл сорбенту та підтримання аерації          |
| Контроль вологості       | Кожні 3-5 діб            | Додавання води у разі втрати вологи                           |
| Проміжний відбір проб    | 10-та і 20-та доба       | Оцінка динаміки зміни показників                              |
| Завершальний відбір проб | 30-та доба               | Визначення залишкового вмісту рухомих форм металів            |
| Статистична обробка      | Після завершення досліду | Розрахунок середніх значень, похибок та ефективності очищення |

Ефективність очищення ґрунту оцінювали за зменшенням концентрації рухомих форм важких металів порівняно з контрольним варіантом. Розрахунок проводили за формулою:

$$E = ((C_0 - C_1) / C_0) \times 100 \%,$$

де  $E$  — ефективність очищення, %;

$C_0$  — концентрація рухомої форми металу в контрольному зразку, мг/кг;

$C_1$  — концентрація рухомої форми металу після внесення біосорбенту, мг/кг.

Наприклад, якщо у контрольному зразку вміст рухомої форми Рb становив 42,0 мг/кг, а після внесення шкаралупи горіхів — 24,9 мг/кг, то ефективність зниження вмісту Рb становила:

$$E = ((42,0 - 24,9) / 42,0) \times 100 = 40,7 \, \%.$$

Отже, внесення шкаралупи горіхів забезпечило зниження вмісту рухомої форми свинцю на 40,7 % порівняно з контролем.

Таблиця 3.16 Приклад розрахунку ефективності очищення ґрунту від Рb

| Варіант досліджу      | Вміст Рb,<br>мг/кг | Розрахунок                          | Ефективність,<br>% |
|-----------------------|--------------------|-------------------------------------|--------------------|
| Контроль              | 42,0               | —                                   | —                  |
| Лушпиння<br>соняшника | 27,5               | $((42,0 - 27,5) / 42,0) \times 100$ | 34,5               |
| Деревна тирса         | 30,8               | $((42,0 - 30,8) / 42,0) \times 100$ | 26,7               |
| Солома                | 33,6               | $((42,0 - 33,6) / 42,0) \times 100$ | 20,0               |
| Шкаралупа горіхів     | 24,9               | $((42,0 - 24,9) / 42,0) \times 100$ | 40,7               |
| Кавова гуща           | 26,3               | $((42,0 - 26,3) / 42,0) \times 100$ | 37,4               |
| Кукурудзяні качани    | 29,7               | $((42,0 - 29,7) / 42,0) \times 100$ | 29,3               |

Для статистичної обробки результатів визначали середнє арифметичне значення, стандартне відхилення та коефіцієнт варіації. Середнє значення розраховували за формулою:

$$X_{\text{сер}} = (X_1 + X_2 + X_3) / 3,$$

де  $X_{\text{сер}}$  — середнє значення показника;

$X_1, X_2, X_3$  — результати трьох повторностей.

Коефіцієнт варіації визначали за формулою:

$$V = (S / X_{\text{сер}}) \times 100 \%,$$

де  $V$  — коефіцієнт варіації, %;

$S$  — стандартне відхилення;

$X_{\text{сер}}$  — середнє значення показника.

Таблиця 3.17 Приклад статистичної обробки результатів для Pb після внесення біосорбентів

| Варіант досліджу   | Повтор 1, мг/кг | Повтор 2, мг/кг | Повтор 3, мг/кг | Середнє значення, мг/кг | Стандартне відхилення |
|--------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------------------|-----------------------|
| Контроль           | 43,1            | 41,8            | 41,1            | 42,0                    | 1,0                   |
| Лушпиння соняшника | 28,1            | 27,4            | 27,0            | 27,5                    | 0,6                   |
| Деревна тирса      | 31,4            | 30,7            | 30,3            | 30,8                    | 0,6                   |
| Солома             | 34,2            | 33,7            | 32,9            | 33,6                    | 0,7                   |
| Шкаралупа горіхів  | 25,4            | 24,7            | 24,6            | 24,9                    | 0,4                   |
| Кавова гуща        | 26,8            | 26,1            | 26,0            | 26,3                    | 0,4                   |
| Кукурудзяні качани | 30,4            | 29,5            | 29,2            | 29,7                    | 0,6                   |

Таким чином, методика проведення експерименту передбачала внесення різних доз рослинних біосорбентів у забруднений ґрунт, підтримання контрольованої вологості та температури, періодичне перемішування зразків і подальше визначення вмісту рухомих форм важких металів. Запропонована схема досліджу дозволяє порівняти ефективність різних біосорбентів, встановити оптимальну дозу їх внесення та оцінити можливість використання рослинних відходів для очищення ґрунтів, забруднених важкими металами.

### 3.5. Визначення вмісту важких металів у ґрунті до та після внесення біосорбентів

Визначення вмісту важких металів у ґрунті проводили з метою оцінювання ефективності рослинних біосорбентів щодо зниження рухомості токсичних елементів у забрудненому ґрунтовому середовищі. У роботі досліджували рухомі форми свинцю (Pb), кадмію (Cd), міді (Cu), цинку (Zn), нікелю (Ni) та хрому (Cr), оскільки ці елементи належать до поширених забруднювачів ґрунтів і можуть становити екологічну небезпеку для рослин, мікроорганізмів і людини.

Вміст важких металів визначали у двох етапах: до внесення біосорбентів та після завершення 30-добового контакту ґрунту з біосорбентами. Для аналізу використовували контрольний зразок забрудненого ґрунту без внесення сорбенту та дослідні зразки, у які було внесено лушпиння соняшника, деревну тирсу, соломку, шкаралупу волоських горіхів, кавову гущу та подрібнені кукурудзяні качани. Перед проведенням аналізу ґрунтові зразки висушували до повітряно-сухого стану, подрібнювали, просіювали та ретельно перемішували. Для визначення рухомих форм важких металів готували ґрунтову витяжку відповідно до прийнятої лабораторної методики. Концентрацію металів у витяжці можна визначати методом атомно-абсорбційної спектроскопії, індуктивно-зв'язаної плазми або рентгенофлуоресцентного аналізу залежно від наявного лабораторного обладнання. Результати аналізу виражали у мг/кг сухого ґрунту. Кожне визначення проводили у триразовій повторності, після чого розраховували середнє значення та стандартне відхилення.

Таблиця 3.18 Вміст рухомих форм важких металів у забрудненому ґрунті до внесення біосорбентів

| Показник            | Pb         | Cd          | Cu         | Zn         | Ni         | Cr         |
|---------------------|------------|-------------|------------|------------|------------|------------|
| Вміст металу, мг/кг | 42,0 ± 1,8 | 3,20 ± 0,15 | 28,5 ± 1,2 | 76,0 ± 2,7 | 21,4 ± 1,0 | 18,7 ± 0,9 |

Аналіз вихідного зразка показав, що найбільший вміст серед досліджуваних металів мав цинк — 76,0 мг/кг. Вміст свинцю становив 42,0 мг/кг, міді — 28,5 мг/кг, нікелю — 21,4 мг/кг, хрому — 18,7 мг/кг, кадмію — 3,20 мг/кг. Отримані значення свідчать про забруднення ґрунту важкими металами та необхідність застосування заходів для зниження їх рухомості.



Після внесення біосорбентів і 30-добової експозиції було проведено повторне визначення вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті. Для порівняння ефективності різних сорбентів у таблиці наведено результати для дози біосорбенту 5 % від маси сухого ґрунту.

Таблиця 3.19 - Вміст рухомих форм важких металів у ґрунті після внесення біосорбентів, мг/кг

| Варіант досліджу   | Pb         | Cd          | Cu         | Zn         | Ni         | Cr         |
|--------------------|------------|-------------|------------|------------|------------|------------|
| Контроль           | 42,0 ± 1,8 | 3,20 ± 0,15 | 28,5 ± 1,2 | 76,0 ± 2,7 | 21,4 ± 1,0 | 18,7 ± 0,9 |
| Лушпиння соняшника | 27,5 ± 1,3 | 2,05 ± 0,11 | 19,4 ± 0,9 | 54,8 ± 2,1 | 15,8 ± 0,7 | 14,1 ± 0,6 |
| Деревна тирса      | 30,8 ± 1,5 | 2,35 ± 0,10 | 21,6 ± 1,0 | 59,2 ± 2,4 | 16,8 ± 0,8 | 15,0 ± 0,7 |
| Солома             | 33,6 ± 1,6 | 2,60 ± 0,12 | 23,1 ± 1,1 | 63,5 ± 2,5 | 18,1 ± 0,8 | 16,2 ± 0,8 |
| Шкаралупа горіхів  | 24,9 ± 1,1 | 1,82 ± 0,09 | 17,8 ± 0,8 | 49,6 ± 1,9 | 14,2 ± 0,6 | 12,7 ± 0,6 |
| Кавова гуща        | 26,3 ± 1,2 | 1,95 ± 0,10 | 18,6 ± 0,8 | 52,4 ± 2,0 | 14,9 ± 0,7 | 13,4 ± 0,6 |
| Кукурудзяні качани | 29,7 ± 1,4 | 2,20 ± 0,11 | 20,8 ± 0,9 | 57,1 ± 2,2 | 16,1 ± 0,7 | 14,6 ± 0,7 |

За результатами дослідження встановлено, що внесення всіх видів біосорбентів сприяло зниженню вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті. Найбільше зменшення концентрації металів спостерігалось у варіантах із внесенням шкаралупи волоських горіхів, кавової гущі та лушпиння соняшника. Найменший ефект було зафіксовано у варіанті із внесенням соломи.

Для кількісної оцінки ефективності біосорбентів розраховували відсоток зниження вмісту рухомих форм металів порівняно з контрольним варіантом за формулою:

$$E = ((C_0 - C_1) / C_0) \times 100 \%,$$

де  $E$  — ефективність зниження вмісту рухомої форми металу, %;

$C_0$  — концентрація металу в контрольному зразку, мг/кг;

$C_1$  — концентрація металу після внесення біосорбенту, мг/кг.

Наприклад, для свинцю у варіанті з внесенням шкаралупи горіхів:

$$E = ((42,0 - 24,9) / 42,0) \times 100 = 40,7 \, \%.$$

Отже, внесення шкаралупи волоських горіхів забезпечило зниження вмісту рухомої форми Pb на 40,7 % порівняно з контролем.

Таблиця 3.20 Ефективність зниження вмісту рухомих форм важких металів після внесення біосорбентів, %

| Вид біосорбенту    | Pb   | Cd   | Cu   | Zn   | Ni   | Cr   | Середня ефективність, % |
|--------------------|------|------|------|------|------|------|-------------------------|
| Лушпиння соняшника | 34,5 | 35,9 | 31,9 | 27,9 | 26,2 | 24,6 | 30,2                    |
| Деревна тирса      | 26,7 | 26,6 | 24,2 | 22,1 | 21,5 | 19,8 | 23,5                    |
| Солома             | 20,0 | 18,8 | 18,9 | 16,4 | 15,4 | 13,4 | 17,2                    |
| Шкаралупа горіхів  | 40,7 | 43,1 | 37,5 | 34,7 | 33,6 | 32,1 | 37,0                    |
| Кавова гуща        | 37,4 | 39,1 | 34,7 | 31,1 | 30,4 | 28,3 | 33,5                    |
| Кукурудзяні качани | 29,3 | 31,3 | 27,0 | 24,9 | 24,8 | 21,9 | 26,5                    |

Найвищу середню ефективність очищення мав біосорбент на основі шкаралупи волоських горіхів — 37,0 %. Кавова гуща забезпечила середнє зниження вмісту рухомих форм металів на 33,5 %, а лушпиння соняшника — на 30,2 %. Нижчу ефективність показали кукурудзяні качани — 26,5 %, деревна тирса — 23,5 % та солома — 17,2 %.

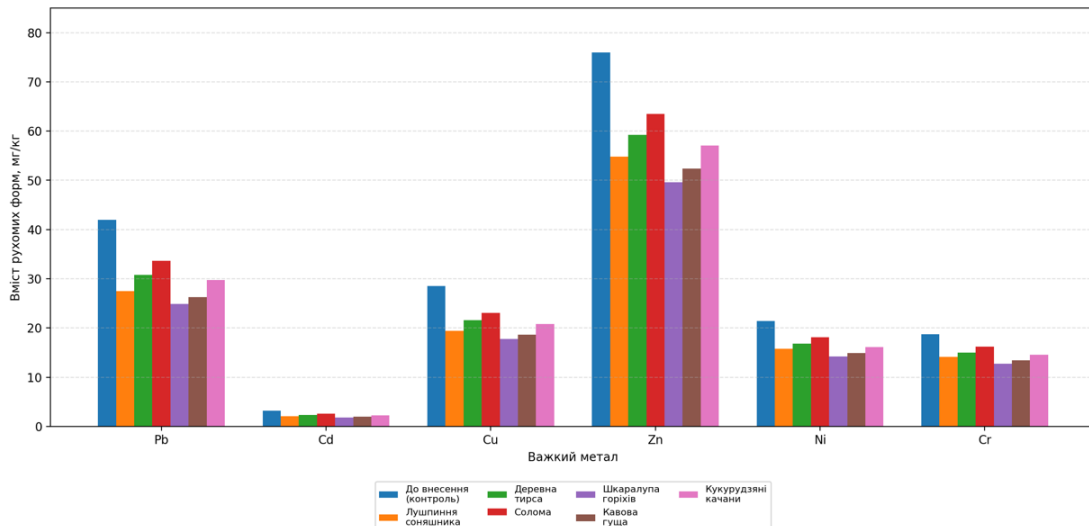


Рис. 3.7 Вміст рухомих форм Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr у ґрунті до та після внесення біосорбентів

У результаті внесення біосорбентів спостерігається зниження вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті порівняно з контрольним варіантом. Найбільші початкові концентрації були характерні для Zn, Pb та Cu. Після застосування біосорбентів їхній вміст зменшився, що свідчить про здатність рослинних відходів зв'язувати іони важких металів і переводити їх у менш рухомі форми. Найкращі результати очищення забезпечили шкаралупа горіхів, кавова гуща та лущиння соняшника, оскільки саме для цих варіантів спостерігалось найбільше зниження концентрацій Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr.

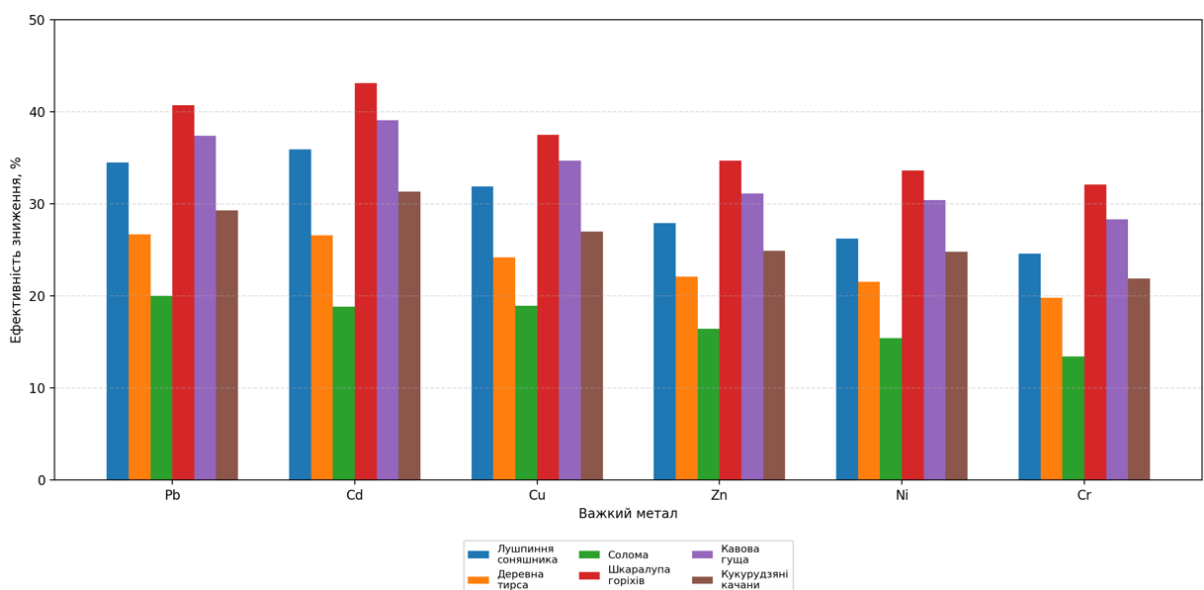


Рис. 3.8. Ефективність зниження вмісту важких металів після внесення різних видів біосорбентів

На рисунку 3.8 наведено ефективність зниження вмісту важких металів у ґрунті після внесення різних видів рослинних біосорбентів. Встановлено, що всі досліджувані біосорбенти сприяли зменшенню концентрації рухомих форм Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr порівняно з контрольним варіантом.

Найвищу ефективність показала шкаралупа волоських горіхів, для якої зниження вмісту важких металів становило від 32,1 % для Cr до 43,1 % для Cd. Високі результати також отримано для кавової гущі та лушпиння соняшника. Кавова гуща забезпечила ефективність зниження концентрації металів у межах 28,3-39,1 %, а лушпиння соняшника — 24,6-35,9 %.

Найменшу ефективність серед досліджуваних біосорбентів показала солома. Її дія була помірною і становила від 13,4 % для Cr до 20,0 % для Pb. Це може бути пов'язано з меншою сорбційною поверхнею та швидшим біологічним розкладанням матеріалу у ґрунтовому середовищі.

Загалом результати свідчать, що найкраще біосорбенти знижували вміст кадмію та свинцю, тоді як для нікелю та хрому ефективність була дещо нижчою. Найбільш перспективними для очищення забрудненого ґрунту є шкаралупа горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника, оскільки вони забезпечили найвищі показники зниження вмісту важких металів.

Найкраще біосорбенти знижували вміст кадмію та свинцю. Це може бути пов'язано з високою здатністю органічної речовини зв'язувати іони цих металів через карбоксильні, гідроксильні та фенольні групи. Для цинку, нікелю та хрому ефективність була дещо нижчою, що може пояснюватися особливостями їхньої рухомості у ґрунтовому середовищі.

Для узагальнення результатів було визначено ранжування біосорбентів за середньою ефективністю очищення ґрунту:

шкаралупа горіхів > кавова гуща > лушпиння соняшника > кукурудзяні качани > деревна тирса > солома.

Таблиця 3.21 Узагальнене ранжування біосорбентів за ефективністю очищення ґрунту

| Місце | Вид біосорбенту    | Середня ефективність, % | Характеристика результату                            |
|-------|--------------------|-------------------------|------------------------------------------------------|
| 1     | Шкаралупа горіхів  | 37,0                    | Найвища ефективність щодо всіх досліджуваних металів |
| 2     | Кавова гуща        | 33,5                    | Висока ефективність, особливо щодо Pb і Cd           |
| 3     | Лушпиння соняшника | 30,2                    | Стабільне зниження вмісту більшості металів          |
| 4     | Кукурудзяні качани | 26,5                    | Середній рівень сорбційної активності                |
| 5     | Деревна тирса      | 23,5                    | Помірне зниження вмісту металів                      |
| 6     | Солома             | 17,2                    | Найнижча ефективність серед досліджуваних матеріалів |

Статистична обробка результатів показала, що стандартне відхилення для більшості визначень було незначним, що свідчить про достатню відтворюваність експерименту. Найменша варіабельність спостерігалася у варіантах із внесенням шкаралупи горіхів і кавової гущі, що підтверджує стабільність їх сорбційної дії.

Отримані результати свідчать, що рослинні відходи можуть бути ефективними біосорбентами для зниження рухомості важких металів у забрудненому ґрунті. Найперспективнішими матеріалами для подальшого використання є шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника, оскільки вони забезпечили найвищі показники зниження вмісту Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr.

### 3.6. Оцінка ефективності біосорбції важких металів

Оцінку ефективності біосорбції важких металів проводили на основі порівняння концентрацій рухомих форм металів у контрольному зразку забрудненого ґрунту та у зразках після внесення рослинних біосорбентів.

Основним показником ефективності було прийнято відсоток зниження концентрації металу у ґрунті після 30-добового контакту з біосорбентом.

Ефективність біосорбції розраховували за формулою:

$$E = ((C_0 - C_1) / C_0) \times 100 \%,$$

де  $E$  — ефективність біосорбції, %;

$C_0$  — початкова концентрація рухомої форми металу у контрольному зразку, мг/кг;

$C_1$  — концентрація рухомої форми металу після внесення біосорбенту, мг/кг.

Наприклад, для свинцю у варіанті із внесенням шкаралупи волоських горіхів початкова концентрація Pb становила 42,0 мг/кг, а після внесення біосорбенту — 24,9 мг/кг. Тоді ефективність біосорбції становила:

$$E = ((42,0 - 24,9) / 42,0) \times 100 = 40,7 \, \%.$$

Отже, застосування шкаралупи волоських горіхів забезпечило зниження концентрації рухомої форми свинцю у ґрунті на 40,7 % порівняно з контрольним варіантом.

Аналогічно проводили розрахунки для інших металів: Cd, Cu, Zn, Ni та Cr. Для кожного виду біосорбенту визначали ефективність зниження концентрації окремого металу, після чого розраховували середню ефективність біосорбенту за всіма досліджуваними елементами.

Таблиця 3.22 Розрахунок ефективності біосорбції важких металів для шкаралупи волоських горіхів

| Метал | Початкова концентрація $C_0$ , мг/кг | Концентрація після внесення біосорбенту $C_1$ , мг/кг | Розрахунок                          | Ефективність, % |
|-------|--------------------------------------|-------------------------------------------------------|-------------------------------------|-----------------|
| Pb    | 42,0                                 | 24,9                                                  | $((42,0 - 24,9) / 42,0) \times 100$ | 40,7            |
| Cd    | 3,20                                 | 1,82                                                  | $((3,20 - 1,82) / 3,20) \times 100$ | 43,1            |

|    |      |      |                                     |      |
|----|------|------|-------------------------------------|------|
| Cu | 28,5 | 17,8 | $((28,5 - 17,8) / 28,5) \times 100$ | 37,5 |
| Zn | 76,0 | 49,6 | $((76,0 - 49,6) / 76,0) \times 100$ | 34,7 |
| Ni | 21,4 | 14,2 | $((21,4 - 14,2) / 21,4) \times 100$ | 33,6 |
| Cr | 18,7 | 12,7 | $((18,7 - 12,7) / 18,7) \times 100$ | 32,1 |

За результатами розрахунків встановлено, що найвищу ефективність шкаралупа волоських горіхів проявила щодо кадмію — 43,1 % та свинцю — 40,7 %. Дещо нижчі показники були характерні для міді — 37,5 %, цинку — 34,7 %, нікелю — 33,6 % і хрому — 32,1 %. Це свідчить про високу здатність даного біосорбенту зв'язувати іони важких металів у ґрунтовому середовищі.

Для порівняння ефективності всіх досліджуваних біосорбентів було узагальнено відсоткове зниження концентрації рухомих форм Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr.

Таблиця 3.23 Ефективність біосорбції важких металів різними рослинними біосорбентами, %

| Вид біосорбенту    | Pb   | Cd   | Cu   | Zn   | Ni   | Cr   | Середня ефективність, % |
|--------------------|------|------|------|------|------|------|-------------------------|
| Лушпиння соняшника | 34,5 | 35,9 | 31,9 | 27,9 | 26,2 | 24,6 | 30,2                    |
| Деревна тирса      | 26,7 | 26,6 | 24,2 | 22,1 | 21,5 | 19,8 | 23,5                    |
| Солома             | 20,0 | 18,8 | 18,9 | 16,4 | 15,4 | 13,4 | 17,2                    |
| Шкаралупа горіхів  | 40,7 | 43,1 | 37,5 | 34,7 | 33,6 | 32,1 | 37,0                    |
| Кавова гуща        | 37,4 | 39,1 | 34,7 | 31,1 | 30,4 | 28,3 | 33,5                    |
| Кукурудзяні качани | 29,3 | 31,3 | 27,0 | 24,9 | 24,8 | 21,9 | 26,5                    |

Найвищу середню ефективність біосорбції показала шкаралупа волоських горіхів — 37,0 %. Друге місце посіла кавова гуща із середнім показником 33,5 %, третє — лушпиння соняшника, ефективність якого становила 30,2 %.

Кукурудзяні качани забезпечили середнє зниження концентрації важких металів на 26,5 %, деревна тирса — на 23,5 %, а солома — на 17,2 %.

Для кращого порівняння результатів було проведено ранжування біосорбентів за середнім показником ефективності.

Таблиця 3.24 Ранжування біосорбентів за середньою ефективністю біосорбції

| Місце | Вид біосорбенту    | Середня ефективність, % | Рівень ефективності |
|-------|--------------------|-------------------------|---------------------|
| 1     | Шкаралупа горіхів  | 37,0                    | Високий             |
| 2     | Кавова гуща        | 33,5                    | Високий             |
| 3     | Лущиння соняшника  | 30,2                    | Достатній           |
| 4     | Кукурудзяні качани | 26,5                    | Середній            |
| 5     | Деревна тирса      | 23,5                    | Середній            |
| 6     | Солома             | 17,2                    | Помірний            |

Отримані результати свідчать, що ефективність біосорбції залежить від виду рослинного матеріалу, його структури, хімічного складу, пористості та наявності активних функціональних груп. Найкращі результати показали біосорбенти з більш щільною лігноцелюлозною структурою та розвиненою поверхнею, зокрема шкаралупа горіхів, кавова гуща та лущиння соняшника.

Окремо було проаналізовано середню ефективність зниження концентрації кожного металу незалежно від виду біосорбенту. Це дозволило встановити, які метали найкраще піддавалися зв'язуванню рослинними сорбційними матеріалами.

Таблиця 3.25 Середня ефективність зниження концентрації окремих важких металів

| Метал | Середня ефективність біосорбції, % | Характеристика результату                 |
|-------|------------------------------------|-------------------------------------------|
| Cd    | 32,5                               | Найбільш інтенсивне зниження концентрації |



|    |      |                                                 |
|----|------|-------------------------------------------------|
| Pb | 31,4 | Висока здатність до зв'язування біосорбентами   |
| Cu | 29,0 | Достатній рівень біосорбції                     |
| Zn | 26,2 | Середній рівень зниження рухомості              |
| Ni | 25,3 | Помірна ефективність зв'язування                |
| Cr | 23,4 | Найнижча ефективність серед досліджених металів |

Найбільше зниження концентрації спостерігалось для кадмію та свинцю. Це може пояснюватися тим, що іони  $\text{Cd}^{2+}$  і  $\text{Pb}^{2+}$  активно взаємодіють з карбоксильними, гідроксильними та фенольними групами органічної речовини біосорбентів. Для нікелю та хрому ефективність була нижчою, що може бути пов'язано з особливостями їхньої хімічної поведінки у ґрунтовому середовищі.

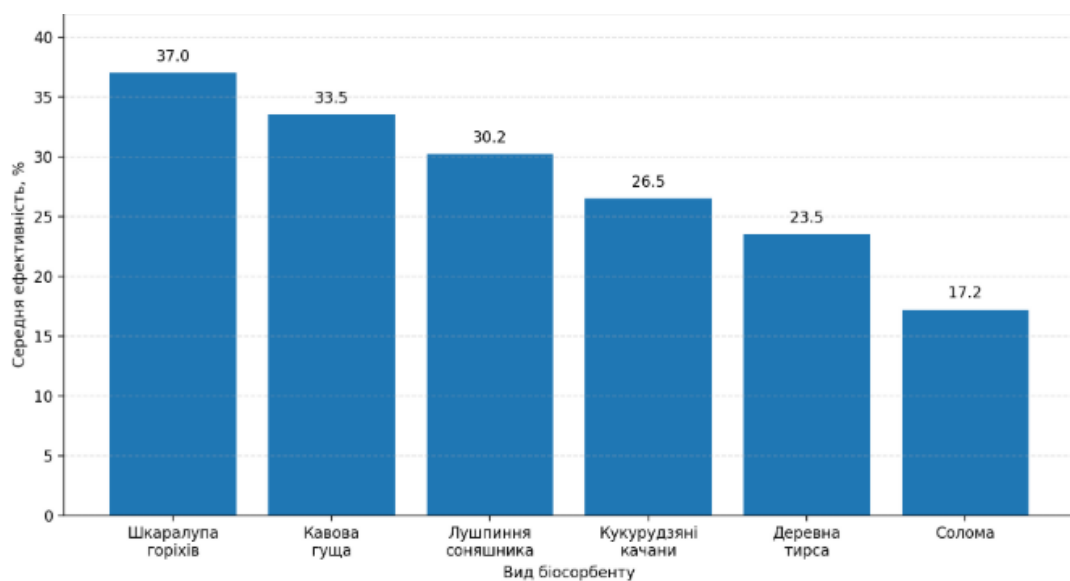


Рис. 3.9 Середня ефективність біосорбції важких металів різними рослинними біосорбентами, %.

Для узагальненої оцінки ефективності біосорбентів було використано таку шкалу:

Таблиця 3.26 Шкала оцінювання ефективності біосорбції важких металів

| Ефективність зниження концентрації, % | Рівень ефективності |
|---------------------------------------|---------------------|
| До 20 %                               | Низький             |
| 20-30 %                               | Середній            |

|            |              |
|------------|--------------|
| 30-40 %    | Високий      |
| Понад 40 % | Дуже високий |

Відповідно до наведеної шкали, шкаралупа горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника характеризувалися високим рівнем ефективності біосорбції. Кукурудзяні качани і деревна тирса показали середній рівень ефективності, а солома мала помірний сорбційний ефект.

Загальна послідовність ефективності біосорбентів за здатністю знижувати концентрацію важких металів у ґрунті має такий вигляд:

шкаралупа горіхів > кавова гуща > лушпиння соняшника > кукурудзяні качани > деревна тирса > солома.

Таким чином, результати розрахунків підтверджують доцільність використання рослинних відходів як біосорбентів для очищення ґрунтів, забруднених важкими металами. Найбільш перспективними матеріалами є шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника, оскільки вони забезпечили найбільше зниження концентрації рухомих форм Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr у ґрунті.

### **3.7. Порівняльна характеристика ефективності різних видів біосорбентів**

Порівняльну характеристику ефективності різних видів біосорбентів проводили на основі результатів визначення вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті після внесення рослинних сорбційних матеріалів. Для оцінювання використовували такі показники: відсоток зниження концентрації Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr, середню ефективність біосорбенту, стабільність результатів, доступність сировини, простоту підготовки та можливість практичного застосування.

У дослідженні порівнювали шість видів біосорбентів: лушпиння соняшника, деревну тирсу, соломку, шкаралупу волоських горіхів, кавову гущу та кукурудзяні качани. Усі досліджувані матеріали показали здатність знижувати вміст рухомих форм важких металів у ґрунті, однак їх ефективність була різною.

Найвищу ефективність показала шкаралупа волоських горіхів. Середнє зниження концентрації важких металів для цього біосорбенту становило 37,0 %. Найкращі результати спостерігалися щодо кадмію — 43,1 % та свинцю — 40,7 %. Висока ефективність шкаралупи горіхів пояснюється її щільною лігноцелюлозною структурою, наявністю активних функціональних груп і достатньо розвиненою поверхнею після подрібнення. Крім того, цей матеріал має високу механічну стійкість і повільно розкладається у ґрунті, що робить його перспективним для довготривалого закріплення важких металів.

Друге місце за ефективністю посіла кавова гуща, середня ефективність якої становила 33,5 %. Вона забезпечила значне зниження концентрацій Pb, Cd і Cu. Кавова гуща має дрібнодисперсну структуру, високу водопоглинальну здатність і містить органічні речовини, здатні взаємодіяти з іонами металів. Водночас її недоліком є підвищена початкова вологість і слабкокіслова реакція середовища, тому перед внесенням у ґрунт вона потребує ретельного сушіння та контролю pH.

Лушпиння соняшника також показало достатньо високі результати. Середня ефективність цього біосорбенту становила 30,2 %. Найкраще воно знижувало вміст кадмію, свинцю та міді. Перевагою лушпиння соняшника є доступність, низька вартість, пориста структура та значне поширення в агропромисловому виробництві. Цей матеріал можна вважати одним із найбільш перспективних для практичного використання, оскільки він поєднує достатню ефективність і простоту підготовки.

Кукурудзяні качани забезпечили середню ефективність на рівні 26,5 %. Вони показали помірну здатність до зниження концентрацій важких металів, особливо Pb і Cd. Їх перевагами є пориста структура, здатність утримувати вологу та доступність у сільськогосподарських регіонах. Однак за сорбційною активністю кукурудзяні качани поступалися шкаралупі горіхів, кавовій гущі та лушпинню соняшника.

Деревна тирса мала середню ефективність 23,5 %. Вона забезпечувала помірне зниження вмісту рухомих форм металів у ґрунті. Її перевагами є

доступність, низька вартість і здатність покращувати фізичні властивості ґрунту. Проте за сорбційною здатністю тирса поступалася більшості досліджених матеріалів. Це може бути пов'язано з меншою кількістю активних функціональних груп на поверхні та нижчою здатністю до зв'язування іонів металів без додаткової активації.

Найнижчу ефективність показала солома. Середній показник зниження концентрації важких металів становив 17,2 %. Солома може покращувати структуру ґрунту та збагачувати його органічною речовиною, однак її сорбційна здатність є нижчою порівняно з іншими біосорбентами. Це пояснюється меншою питомою поверхнею, швидшим біологічним розкладанням і менш стабільною структурою.

Таблиця 3.27 Порівняльна характеристика ефективності рослинних біосорбентів

| Вид біосорбенту    | Середня ефективність, % | Найкраще зв'язувані метали | Основні переваги                                                      | Основні недоліки                              |
|--------------------|-------------------------|----------------------------|-----------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------|
| Шкаралупа горіхів  | 37,0                    | Cd, Pb, Cu                 | Висока сорбційна здатність, механічна стійкість, повільне розкладання | Потребує ретельного подрібнення               |
| Кавова гуща        | 33,5                    | Cd, Pb, Cu                 | Висока водопоглинальна здатність, дрібна структура, добра сорбція     | Потребує тривалого сушіння, може знижувати рН |
| Лушпиння соняшника | 30,2                    | Cd, Pb, Cu                 | Доступність, низька вартість, пориста структура                       | Потребує очищення та просіювання              |

|                    |      |            |                                                               |                                           |
|--------------------|------|------------|---------------------------------------------------------------|-------------------------------------------|
| Кукурудзяні качани | 26,5 | Cd, Pb, Zn | Пористість, здатність утримувати вологу, доступність          | Помірна сорбційна активність              |
| Деревна тирса      | 23,5 | Pb, Cd, Cu | Доступність, покращення структури ґрунту                      | Нижча сорбційна здатність без активації   |
| Солома             | 17,2 | Pb, Cu     | Збагачення ґрунту органічною речовиною, простота використання | Найнижча ефективність, швидке розкладання |

Для більш наочного порівняння біосорбенти було розподілено за рівнем ефективності. До групи з високою ефективністю віднесено шкаралупу волоських горіхів, кавову гущу та лущиння соняшника. До групи із середньою ефективністю належать кукурудзяні качани та деревна тирса. Солома характеризувалася помірною ефективністю.

Таблиця 3.28 Групування біосорбентів за рівнем ефективності очищення ґрунту

| Рівень ефективності | Діапазон середньої ефективності, % | Біосорбенти                                       |
|---------------------|------------------------------------|---------------------------------------------------|
| Високий             | Понад 30 %                         | Шкаралупа горіхів, кавова гуща, лущиння соняшника |
| Середній            | 20-30 %                            | Кукурудзяні качани, деревна тирса                 |
| Помірний            | До 20 %                            | Солома                                            |

Порівняння результатів показало, що найбільше зниження концентрацій спостерігалось для Cd і Pb. Це свідчить про високу здатність рослинних

біосорбентів зв'язувати найбільш токсичні елементи. Для Zn, Ni та Cr ефективність була дещо нижчою, що може бути пов'язано з їхньою більшою рухливістю, особливостями хімічних форм у ґрунті та меншою здатністю до фіксації органічними компонентами біосорбентів.

Узагальнена послідовність ефективності досліджених біосорбентів має такий вигляд: шкаралупа горіхів > кавова гуща > лушпиння соняшника > кукурудзяні качани > деревна тирса > солома.

Таким чином, найбільш перспективними біосорбентами для очищення ґрунтів, забруднених важкими металами, є шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника. Вони забезпечили найвищі показники зниження рухомих форм Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr і можуть бути рекомендовані для подальшого дослідження та практичного застосування. Кукурудзяні качани й деревна тирса можуть використовуватися як допоміжні сорбційні матеріали, а солома — переважно для поліпшення структури ґрунту та збагачення його органічною речовиною.

### **3.8. Екологічна ефективність використання біосорбентів на основі рослинних відходів**

Екологічна ефективність використання біосорбентів на основі рослинних відходів полягає у зменшенні рухомості важких металів у ґрунті, зниженні їх біодоступності для рослин, покращенні окремих фізико-хімічних властивостей ґрунтового середовища та повторному використанні органічних відходів. Застосування таких матеріалів є перспективним напрямом екологічно безпечного очищення забруднених ґрунтів, оскільки біосорбенти мають природне походження, є доступними, маловартісними та здатними до поступового біологічного розкладання.

У роботі було встановлено, що внесення рослинних біосорбентів сприяло зниженню концентрації рухомих форм Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr у ґрунті. Найвищу екологічну ефективність показали шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та

лушпиння соняшника. Саме ці матеріали забезпечили найбільше зменшення рухомості важких металів, що свідчить про їхню здатність зв'язувати токсичні елементи та переводити їх у менш рухомі форми. Екологічний ефект від застосування біосорбентів проявляється у кількох напрямках. По-перше, зменшується ризик надходження важких металів у рослини, а отже, знижується ймовірність їх потрапляння у харчові ланцюги. По-друге, знижується небезпека міграції металів у ґрунтові та поверхневі води. По-третє, використання рослинних відходів як сорбційних матеріалів дозволяє зменшити кількість органічних відходів, які зазвичай накопичуються або утилізуються без повторного використання.

Таблиця 3.29 Основні напрями екологічної ефективності використання рослинних біосорбентів

| Напрямок екологічної ефективності      | Очікуваний позитивний ефект                                            |
|----------------------------------------|------------------------------------------------------------------------|
| Зниження рухомості важких металів      | Зменшення токсичного впливу Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr на ґрунтову біоту |
| Зменшення біодоступності металів       | Обмеження надходження важких металів у рослини                         |
| Захист ґрунтових і поверхневих вод     | Зниження ризику вимивання металів у водне середовище                   |
| Поліпшення структури ґрунту            | Підвищення пористості, вологоутримувальної здатності та аерації        |
| Збагачення ґрунту органічною речовиною | Поступове покращення родючості ґрунту                                  |
| Повторне використання відходів         | Зменшення кількості аграрних, харчових і деревообробних відходів       |
| Зниження техногенного навантаження     | Використання природних матеріалів замість синтетичних реагентів        |

За результатами дослідження середня ефективність біосорбції важких металів залежала від виду рослинного матеріалу. Найкращий результат отримано для

шкаралупи волоських горіхів — 37,0 %. Кавова гуща забезпечила середню ефективність 33,5 %, лушпиння соняшника — 30,2 %, кукурудзяні качани — 26,5 %, деревна тирса — 23,5 %, а солома — 17,2 %.

Таблиця 3.30 - Екологічна оцінка ефективності досліджуваних біосорбентів

| Вид біосорбенту    | Середня ефективність біосорбції, % | Рівень екологічної ефективності | Доцільність використання                                              |
|--------------------|------------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|
| Шкаралупа горіхів  | 37,0                               | Високий                         | Доцільна для очищення ґрунтів із підвищеним вмістом Pb, Cd, Cu        |
| Кавова гуща        | 33,5                               | Високий                         | Доцільна після попереднього сушіння та контролю рН                    |
| Лушпиння соняшника | 30,2                               | Високий                         | Перспективна завдяки доступності та низькій вартості                  |
| Кукурудзяні качани | 26,5                               | Середній                        | Можливе використання як допоміжного біосорбенту                       |
| Деревна тирса      | 23,5                               | Середній                        | Доцільна для покращення структури ґрунту та часткової сорбції металів |
| Солома             | 17,2                               | Помірний                        | Доцільна переважно як органічна добавка для поліпшення ґрунту         |

Отримані результати свідчать, що біосорбенти з більш щільною лігноцелюлозною структурою та розвиненою поверхнею мають вищу екологічну ефективність. Шкаралупа горіхів характеризується високою механічною стійкістю, повільним розкладанням і здатністю тривалий час утримувати важкі



метали у зв'язаному стані. Кавова гуща має високу водопоглинальну здатність і дрібнодисперсну структуру, що сприяє кращому контакту з частинками ґрунту. Лушпиння соняшника поєднує достатню сорбційну активність, доступність і простоту підготовки. Важливим екологічним аспектом є те, що застосування біосорбентів дозволяє реалізувати принципи циркулярної економіки. Рослинні відходи, які утворюються у сільському господарстві, харчовій промисловості та побуті, можуть бути використані повторно як матеріали для очищення забрудненого ґрунту. Це зменшує обсяги відходів, потребу у їх захороненні або спалюванні та сприяє раціональному використанню природних ресурсів.

Таблиця 3.31. Екологічні переваги та можливі обмеження використання біосорбентів

| Переваги використання біосорбентів       | Можливі обмеження                                         |
|------------------------------------------|-----------------------------------------------------------|
| Природне походження матеріалів           | Необхідність попередньої підготовки сировини              |
| Низька вартість і доступність            | Різна ефективність залежно від виду відходу               |
| Здатність до біологічного розкладання    | Можлива зміна рН ґрунту                                   |
| Зниження рухомості важких металів        | Потреба у контролі вологості та дози внесення             |
| Повторне використання рослинних відходів | Необхідність перевірки відсутності вторинного забруднення |
| Покращення фізичних властивостей ґрунту  | Обмежена ефективність деяких матеріалів без активації     |

Поряд із перевагами, використання біосорбентів має певні обмеження. Зокрема, перед внесенням у ґрунт рослинні відходи необхідно очистити, висушити, подрібнити та просіяти. Крім того, окремі матеріали, наприклад кавова гуща, можуть впливати на кислотність ґрунту, тому їх застосування потребує контролю рН. Також важливо враховувати дозу внесення біосорбенту, оскільки надмірна

кількість органічної речовини може змінювати повітряний і водний режим ґрунту.



Рисунок 3.11 Екологічні переваги використання рослинних біосорбентів для очищення забрудненого ґрунту.

Для практичного використання найбільш доцільно застосовувати біосорбенти з високою та стабільною ефективністю. За результатами дослідження до таких матеріалів належать шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника. Їх можна рекомендувати для подальших досліджень і впровадження у технології очищення слабо та помірно забруднених ґрунтів.

Екологічна ефективність застосування біосорбентів також полягає у зменшенні потреби у використанні дорогих синтетичних сорбентів і хімічних реагентів. На відміну від багатьох технічних методів очищення, біосорбція є більш м'яким способом впливу на ґрунтове середовище, оскільки не передбачає різкого порушення структури ґрунту та може поєднуватися з іншими природоохоронними заходами.

Таким чином, використання біосорбентів на основі рослинних відходів є екологічно доцільним способом зниження рухомості важких металів у ґрунті. Найвищу ефективність показали шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника. Їх застосування дозволяє одночасно зменшити токсичність забрудненого ґрунту, обмежити міграцію важких металів у довкіллі та забезпечити повторне використання органічних відходів.

### 3.9. Економічна доцільність застосування біосорбентів для очищення ґрунтів

Економічна доцільність застосування біосорбентів для очищення ґрунтів визначається їх доступністю, низькою собівартістю, простотою підготовки та можливістю використання місцевих рослинних відходів. На відміну від багатьох синтетичних сорбентів, біосорбенти на основі лушпиння соняшника, деревної тирси, соломи, шкаралупи горіхів, кавової гущі та кукурудзяних качанів не потребують складного виробництва і можуть бути підготовлені у звичайних лабораторних або виробничих умовах.

Основні витрати при використанні біосорбентів пов'язані зі збиранням або придбанням сировини, її сушінням, подрібненням, просіюванням, транспортуванням і внесенням у ґрунт. Оскільки більшість досліджуваних матеріалів є відходами аграрного, харчового або деревообробного походження, їх вартість є значно нижчою порівняно з промисловими сорбентами.

Таблиця 3.32. Орієнтовна собівартість підготовки 1 кг рослинного біосорбенту

| Вид біосорбенту    | Вартість сировини,<br>грн/кг | Сушіння, грн/кг | Подрібнення<br>і<br>просіювання,<br>грн/кг | Транспортування та<br>зберігання, грн/кг | Загальна<br>собівартість, грн/кг |
|--------------------|------------------------------|-----------------|--------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------------------|
| Лушпиння соняшника | 3,0                          | 1,2             | 1,8                                        | 2,0                                      | 8,0                              |

|                    |     |     |     |     |      |
|--------------------|-----|-----|-----|-----|------|
| Деревна тирса      | 2,5 | 1,1 | 1,4 | 2,5 | 7,5  |
| Солома             | 2,0 | 1,0 | 1,6 | 2,2 | 6,8  |
| Шкаралупа горіхів  | 3,5 | 0,9 | 3,2 | 2,6 | 10,2 |
| Кавова гуща        | 1,5 | 2,4 | 1,3 | 3,5 | 8,7  |
| Кукурудзяні качани | 2,2 | 1,0 | 1,8 | 2,2 | 7,2  |

З таблиці видно, що найнижчу орієнтовну собівартість має солома — 6,8 грн/кг, кукурудзяні качани — 7,2 грн/кг та деревна тирса — 7,5 грн/кг. Найдорожчим серед досліджуваних матеріалів є біосорбент зі шкаралупи горіхів — 10,2 грн/кг, що пояснюється більш складним подрібненням через тверду структуру матеріалу. Кавова гуща має середню собівартість 8,7 грн/кг, однак потребує більших витрат на сушіння через високу початкову вологість.

Для оцінки економічної доцільності було розраховано витрати на оброблення 1 т забрудненого ґрунту. У розрахунках прийнято дозу внесення біосорбенту 5 % від маси сухого ґрунту. Отже, на 1 т ґрунту потрібно внести 50 кг біосорбенту.

Розрахунок кількості біосорбенту проводили за формулою:

$$m_b = m_g \times D / 100,$$

де  $m_b$  — маса біосорбенту, кг;  $m_g$  — маса ґрунту, кг;  $D$  — доза внесення біосорбенту, %.

Для 1 т ґрунту:

$$m_b = 1000 \times 5 / 100 = 50 \text{ кг.}$$

Загальні витрати на очищення 1 т ґрунту розраховували за формулою:

$$C_{\text{заг}} = m_b \times C_b + C_v,$$

де  $C_{\text{заг}}$  — загальні витрати на оброблення 1 т ґрунту, грн;  $m_b$  — маса біосорбенту, кг;  $C_b$  — собівартість 1 кг біосорбенту, грн/кг;  $C_v$  — витрати на внесення та перемішування біосорбенту з ґрунтом, грн.

У розрахунках витрати на внесення і перемішування прийнято на рівні 150 грн/т ґрунту.

Таблиця 3.33 Розрахунок витрат на очищення 1 т забрудненого ґрунту

| Вид біосорбенту    | Собівартість, грн/кг | Необхідна кількість на 1 т ґрунту, кг | Вартість біосорбенту, грн | Внесення і перемішування, грн | Загальні витрати, грн/т |
|--------------------|----------------------|---------------------------------------|---------------------------|-------------------------------|-------------------------|
| Лушпиння соняшника | 8,0                  | 50                                    | 400                       | 150                           | 550                     |
| Деревна тирса      | 7,5                  | 50                                    | 375                       | 150                           | 525                     |
| Солома             | 6,8                  | 50                                    | 340                       | 150                           | 490                     |
| Шкаралупа горіхів  | 10,2                 | 50                                    | 510                       | 150                           | 660                     |
| Кавова гуща        | 8,7                  | 50                                    | 435                       | 150                           | 585                     |
| Кукурудзяні качани | 7,2                  | 50                                    | 360                       | 150                           | 510                     |

Найменші прямі витрати на очищення 1 т ґрунту спостерігаються при використанні соломи — 490 грн/т, кукурудзяних качанів — 510 грн/т і деревної тирси — 525 грн/т. Однак найнижча вартість не завжди означає найвищу економічну доцільність, оскільки необхідно враховувати також ефективність зниження вмісту важких металів.

Для комплексної оцінки було розраховано показник витрат на 1 % середньої ефективності біосорбції. Чим нижче значення цього показника, тим економічно вигіднішим є використання біосорбенту.

Таблиця 3.34 Порівняння економічної доцільності біосорбентів з урахуванням ефективності очищення

| Вид біосорбенту | Загальні витрати, грн/т | Середня ефективність біосорбції, % | Витрати на 1 % ефективності, грн | Економічна оцінка |
|-----------------|-------------------------|------------------------------------|----------------------------------|-------------------|
|-----------------|-------------------------|------------------------------------|----------------------------------|-------------------|

|                    |     |      |      |                                                |
|--------------------|-----|------|------|------------------------------------------------|
| Кавова гуща        | 585 | 33,5 | 17,5 | Найкраще співвідношення ціни та ефективності   |
| Шкаралупа горіхів  | 660 | 37,0 | 17,8 | Висока ефективність при помірно вищих витратах |
| Лушпиння соняшника | 550 | 30,2 | 18,2 | Економічно доцільний варіант                   |
| Кукурудзяні качани | 510 | 26,5 | 19,2 | Доступний допоміжний біосорбент                |
| Деревна тирса      | 525 | 23,5 | 22,3 | Помірна економічна ефективність                |
| Солома             | 490 | 17,2 | 28,5 | Низька ефективність попри малу вартість        |

Найкраще співвідношення між витратами та ефективністю показала кавова гуща, для якої витрати на 1 % ефективності становили 17,5 грн. Дещо вищий показник мала шкаралупа горіхів — 17,8 грн, однак вона забезпечила найвищу середню ефективність очищення — 37,0 %. Лушпиння соняшника також є економічно доцільним варіантом, оскільки має достатньо високу ефективність і помірну собівартість.

Солома, незважаючи на найнижчу вартість, показала найменшу ефективність біосорбції. Тому її доцільніше розглядати не як основний сорбент для зв'язування важких металів, а як допоміжну органічну добавку для покращення структури ґрунту.

Для орієнтовної оцінки витрат на очищення більшої площі було виконано розрахунок для 1 га забрудненого ґрунту за умови оброблення шару 0-20 см. При середній щільності ґрунту  $1,3 \text{ т/м}^3$  маса ґрунту на площі 1 га становить:

$$M = 10000 \times 0,20 \times 1,3 = 2600 \text{ т.}$$

Орієнтовні витрати на очищення 1 га розраховували множенням вартості очищення 1 т ґрунту на 2600 т.

Таблиця 3.35 Орієнтовні витрати на очищення 1 га забрудненого ґрунту

| Вид біосорбенту    | Витрати на 1 т ґрунту, грн | Орієнтовні витрати на 1 га, грн |
|--------------------|----------------------------|---------------------------------|
| Лушпиння соняшника | 550                        | 1 430 000                       |
| Деревна тирса      | 525                        | 1 365 000                       |
| Солома             | 490                        | 1 274 000                       |
| Шкаралупа горіхів  | 660                        | 1 716 000                       |
| Кавова гуща        | 585                        | 1 521 000                       |
| Кукурудзяні качани | 510                        | 1 326 000                       |

Одержані розрахунки свідчать, що витрати на застосування біосорбентів залежать не лише від вартості сировини, а й від ефективності її дії. Найдешевшим варіантом за абсолютними витратами є солома, однак через низьку ефективність її використання як основного біосорбенту є менш доцільним. Найкраще співвідношення економічних і екологічних показників мають кавова гуща, шкаралупа горіхів та лушпиння соняшника.

Таблиця 3.36 Узагальнена економічна характеристика використання біосорбентів

| Вид біосорбенту    | Доступність сировини | Вартість підготовки | Ефективність очищення | Загальна економічна доцільність |
|--------------------|----------------------|---------------------|-----------------------|---------------------------------|
| Лушпиння соняшника | Висока               | Середня             | Висока                | Висока                          |
| Деревна тирса      | Висока               | Низька              | Середня               | Середня                         |

|                       |             |         |         |          |
|-----------------------|-------------|---------|---------|----------|
| Солома                | Дуже висока | Низька  | Помірна | Обмежена |
| Шкаралупа<br>горіхів  | Середня     | Вища    | Висока  | Висока   |
| Кавова гуща           | Середня     | Середня | Висока  | Висока   |
| Кукурудзяні<br>качани | Висока      | Низька  | Середня | Середня  |

Економічна перевага рослинних біосорбентів полягає також у можливості використання місцевої сировини. Це дозволяє зменшити витрати на транспортування, скоротити обсяги органічних відходів і створити додаткову цінність із матеріалів, які часто не мають широкого повторного використання. Крім того, застосування біосорбентів може бути поєднане з іншими природоохоронними заходами, наприклад фіторе mediaцією, внесенням органічних добрив або агротехнічним поліпшенням ґрунту.

Таким чином, з економічної точки зору найбільш доцільним є використання кавової гущі, шкаралупи волоських горіхів і лушпиння соняшника. Кавова гуща має найкраще співвідношення вартості та ефективності, шкаралупа горіхів забезпечує найвищий рівень очищення, а лушпиння соняшника є доступним і стабільним за ефективністю матеріалом. Кукурудзяні качани та деревна тирса можуть використовуватися як дешевші допоміжні біосорбенти, тоді як солома є доцільною переважно для покращення фізичних властивостей ґрунту.



## РОЗДІЛ 4

### РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВИКОРИСТАННЯ БІОСОРБЕНТІВ У ТЕХНОЛОГІЯХ ВІДНОВЛЕННЯ ЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ

#### **4.1. Розроблення практичних рекомендацій щодо застосування біосорбентів**

На основі проведеного експериментального дослідження встановлено, що рослинні біосорбенти можуть бути ефективно використані для зниження рухомості важких металів у забруднених ґрунтах. Найкращі результати показали біосорбенти на основі шкаралупи волоських горіхів, кавової гущі та лушпиння соняшника. Саме ці матеріали забезпечили найвищі показники зменшення вмісту рухомих форм Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr у ґрунті.

Практичне застосування біосорбентів доцільно здійснювати на територіях із слабким або помірним рівнем забруднення ґрунтів важкими металами. До таких територій можуть належати землі поблизу автомобільних доріг, промислових підприємств, складів відходів, території колишнього техногенного впливу, а також ділянки, де виявлено підвищений вміст рухомих форм важких металів.

Перед внесенням біосорбентів необхідно провести попереднє обстеження ґрунту. Воно має включати відбір проб, визначення рН, вологості, вмісту органічної речовини та концентрації рухомих форм важких металів. Це дозволить обґрунтувати вибір конкретного біосорбенту, визначити необхідну дозу внесення та оцінити очікувану ефективність очищення.

Підготовка біосорбентів повинна включати очищення сировини від домішок, промивання, сушіння, подрібнення та просіювання. Оптимальним для внесення у ґрунт є розмір частинок 0,5-2,0 мм, оскільки така фракція забезпечує достатню площу контакту біосорбенту із забрудненими частинками ґрунту. Надто великі частинки мають нижчу сорбційну активність, а надто дрібні можуть спричиняти ущільнення ґрунту.

Для практичного використання рекомендовано застосовувати біосорбенти у дозі 3-5 % від маси сухого ґрунту. За результатами дослідження доза 5 %

забезпечувала найвищу ефективність зниження рухомості важких металів. Наприклад, для оброблення 1 т ґрунту необхідно внести приблизно 50 кг підготовленого біосорбенту. Для менш забруднених ґрунтів може бути достатньою доза 3 %, що відповідає 30 кг біосорбенту на 1 т ґрунту.

Внесення біосорбенту слід проводити рівномірно по поверхні забрудненої ділянки з подальшим перемішуванням із верхнім шаром ґрунту на глибину 15-20 см. Саме у цьому шарі зазвичай накопичується найбільша кількість забруднювачів і розміщується основна маса кореневої системи рослин. Після внесення біосорбенту ґрунт необхідно зволожити, оскільки достатня вологість сприяє кращому контакту сорбенту з частинками ґрунту та активізації процесів зв'язування металів.

Для забезпечення ефективної дії біосорбентів важливо підтримувати оптимальну вологість ґрунту. Надмірне пересихання знижує інтенсивність взаємодії між сорбентом і забруднювачами, а надлишкове зволоження може сприяти міграції металів у глибші горизонти. Тому після внесення біосорбентів доцільно підтримувати помірну вологість ґрунту, особливо протягом перших 20-30 діб.

Найбільш доцільним є використання шкаралупи волоських горіхів для ґрунтів із підвищеним вмістом Pb, Cd і Cu, оскільки цей біосорбент показав найвищу середню ефективність. Кавову гущу можна рекомендувати для локального очищення невеликих ділянок, однак перед застосуванням її необхідно ретельно висушити та перевірити вплив на pH ґрунту. Лушпиння соняшника є перспективним для широкого практичного використання завдяки доступності, низькій вартості та достатній сорбційній активності.

Кукурудзяні качани та деревна тирса можуть використовуватися як допоміжні біосорбенти. Вони мають помірну ефективність, однак є доступними, дешевими та здатними покращувати фізичні властивості ґрунту. Солому доцільно застосовувати переважно як органічну добавку для поліпшення структури ґрунту, підвищення вмісту органічної речовини та покращення вологоутримувальної здатності.

Таблиця 4.1 Практичні рекомендації щодо застосування рослинних біосорбентів

| Вид біосорбенту    | Рекомендована доза внесення | Основне призначення                                    | Особливості застосування                     |
|--------------------|-----------------------------|--------------------------------------------------------|----------------------------------------------|
| Шкаралупа горіхів  | 3-5 %                       | Зниження рухомості Pb, Cd, Cu                          | Потребує якісного подрібнення                |
| Кавова гуща        | 3-5 %                       | Зменшення біодоступності Pb, Cd, Cu, Zn                | Необхідне сушіння та контроль pH             |
| Лушпиння соняшника | 3-5 %                       | Очищення слабо та помірно забруднених ґрунтів          | Доступний і економічно доцільний матеріал    |
| Кукурудзяні качани | 3-5 %                       | Допоміжна сорбція металів, покращення структури ґрунту | Потребують подрібнення до однорідної фракції |
| Деревна тирса      | 3-5 %                       | Покращення структури ґрунту, часткова сорбція металів  | Ефективність підвищується після активації    |
| Солома             | 3-5 %                       | Збагачення ґрунту органічною речовиною                 | Доцільна як допоміжна органічна добавка      |

Для практичного впровадження технології рекомендовано дотримуватися такої послідовності робіт: провести аналіз забрудненого ґрунту, вибрати тип біосорбенту, підготувати матеріал, розрахувати дозу внесення, рівномірно внести біосорбент у ґрунт, перемішати його з верхнім шаром, забезпечити оптимальну вологість і через 30-60 діб повторно визначити вміст рухомих форм важких металів.

Таблиця 4.2 Орієнтовна технологічна схема застосування біосорбентів

| Етап | Зміст робіт | Очікуваний результат |
|------|-------------|----------------------|
|------|-------------|----------------------|

|                        |                                                 |                                         |
|------------------------|-------------------------------------------------|-----------------------------------------|
| 1. Обстеження ділянки  | Відбір проб ґрунту, визначення важких металів   | Встановлення рівня забруднення          |
| 2. Вибір біосорбенту   | Підбір матеріалу відповідно до типу забруднення | Обґрунтування оптимального сорбенту     |
| 3. Підготовка сорбенту | Сушіння, подрібнення, просіювання               | Отримання однорідної робочої фракції    |
| 4. Розрахунок дози     | Визначення кількості біосорбенту                | Забезпечення необхідної ефективності    |
| 5. Внесення у ґрунт    | Рівномірне розподілення по ділянці              | Контакт сорбенту із забрудненим ґрунтом |
| 6. Перемішування       | Оброблення верхнього шару 15-20 см              | Рівномірне закріплення сорбенту         |
| 7. Контроль вологості  | Підтримання помірної вологості                  | Активізація процесів біосорбції         |
| 8. Повторний аналіз    | Визначення вмісту металів після обробки         | Оцінка ефективності очищення            |

Особливу увагу слід приділяти екологічній безпечності самих біосорбентів. Перед використанням потрібно переконатися, що рослинні відходи не містять залишків пестицидів, нафтопродуктів, мийних засобів або інших домішок, які можуть спричинити вторинне забруднення ґрунту. Для цього сировину необхідно відбирати з перевірених джерел.

Для підвищення ефективності очищення біосорбенти можна поєднувати з іншими природоохоронними заходами, зокрема фіторе mediaцією, внесенням органічних добрив, вапнуванням кислих ґрунтів або агротехнічним поліпшенням структури ґрунту. Комплексне застосування таких заходів дозволяє не лише знизити рухомість важких металів, а й покращити загальний екологічний стан ґрунтового середовища.



Рисунок 4.1 Технологічна схема застосування рослинних біосорбентів для очищення забрудненого ґрунту.

Практичне застосування біосорбентів на основі рослинних відходів є доцільним для очищення слабо та помірно забруднених ґрунтів. Найбільш перспективними матеріалами є шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника. Їх використання дозволяє зменшити рухомість важких металів, підвищити екологічну безпеку ґрунтів і забезпечити повторне використання органічних відходів.

#### **4.2. Можливості впровадження біосорбційної технології на забруднених територіях**

Впровадження біосорбційної технології на забруднених територіях є перспективним напрямом відновлення ґрунтів, які зазнали впливу важких металів. Біосорбція ґрунтується на здатності природних органічних матеріалів зв'язувати іони металів, зменшувати їх рухомість і біодоступність. Застосування біосорбентів на основі рослинних відходів є екологічно безпечним, економічно доступним і технологічно простим способом покращення стану забрудненого ґрунтового середовища.

Біосорбційна технологія може бути впроваджена на територіях із слабким і помірним рівнем забруднення важкими металами. Насамперед її доцільно застосовувати на землях поблизу автомобільних доріг, промислових підприємств, складів відходів, територій колишніх виробничих об'єктів, а також на ділянках, де спостерігається підвищений вміст рухомих форм Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr. Особливо ефективним є використання біосорбентів у верхньому шарі ґрунту, де накопичується найбільша кількість забруднювачів і формується основна зона контакту з кореневою системою рослин.

Практичне впровадження технології доцільно починати з попереднього обстеження території. На цьому етапі проводять відбір проб ґрунту, визначають вміст важких металів, рН, вологість, гранулометричний склад, вміст органічної речовини та ступінь забруднення. Отримані дані дозволяють обґрунтувати вибір конкретного біосорбенту, визначити дозу його внесення та прогнозувати очікувану ефективність очищення.

Для впровадження біосорбційної технології найбільш доцільно використовувати місцеві рослинні відходи. Це дає змогу зменшити витрати на транспортування, скоротити обсяги органічних відходів і забезпечити раціональне використання сировини. До перспективних біосорбентів належать шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща, лушпиння соняшника, кукурудзяні

качани, деревна тирса та солома. За результатами дослідження найвищу ефективність показали шкаралупа горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника.

Впровадження технології може здійснюватися у кілька етапів: лабораторна перевірка ефективності біосорбенту, пілотне випробування на невеликій ділянці, масштабування технології на більшу площу та подальший моніторинг стану ґрунту. Такий поетапний підхід дозволяє зменшити ризики, адаптувати дозу внесення до конкретних умов і оцінити реальну ефективність очищення в польових умовах.

Таблиця 4.3 Основні етапи впровадження біосорбційної технології на забруднених територіях

| Етап впровадження              | Зміст робіт                                                                         | Очікуваний результат                                   |
|--------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| Попереднє обстеження території | Відбір проб ґрунту, визначення важких металів, рН, вологості та органічної речовини | Оцінка рівня забруднення та вибір ділянки для очищення |
| Вибір біосорбенту              | Підбір матеріалу відповідно до типу забруднення і доступності сировини              | Визначення найбільш доцільного біосорбенту             |
| Підготовка біосорбенту         | Очищення, сушіння, подрібнення, просіювання                                         | Отримання однорідної робочої фракції                   |
| Розрахунок дози внесення       | Визначення кількості біосорбенту на одиницю маси або площі ґрунту                   | Забезпечення необхідної ефективності очищення          |
| Пілотне внесення               | Оброблення невеликої дослідної ділянки                                              | Перевірка технології в реальних умовах                 |
| Масштабне застосування         | Внесення біосорбенту на всю забруднену територію                                    | Зниження рухомості важких металів у ґрунті             |
| Моніторинг                     | Повторний аналіз ґрунту через 30-60 діб і надалі сезонно                            | Оцінка стабільності результатів очищення               |

Для практичного використання рекомендовано вносити біосорбенти у верхній шар ґрунту на глибину 15-20 см. Саме цей шар є найбільш важливим з екологічної точки зору, оскільки в ньому розташована значна частина кореневої системи рослин і відбувається активна міграція рухомих форм важких металів. Внесення біосорбенту має супроводжуватися перемішуванням ґрунту та підтриманням оптимальної вологості, оскільки достатній контакт між сорбентом і ґрунтовими частинками є основною умовою ефективної біосорбції.

Орієнтовна доза внесення біосорбентів може становити 3-5 % від маси сухого ґрунту. Для слабо забруднених територій доцільно використовувати дозу 3 %, а для помірно забруднених — 5 %. Наприклад, для оброблення 1 т ґрунту при дозі 5 % необхідно внести 50 кг підготовленого біосорбенту. У польових умовах кількість біосорбенту розраховують залежно від площі ділянки, глибини оброблення та щільності ґрунту.

Таблиця 4.4 Рекомендовані умови впровадження біосорбційної технології

| Показник                       | Рекомендоване значення                 |
|--------------------------------|----------------------------------------|
| Тип забруднення                | Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Cr                 |
| Рівень забруднення             | Слабкий або помірний                   |
| Глибина оброблення ґрунту      | 15-20 см                               |
| Рекомендована доза біосорбенту | 3-5 % від маси сухого ґрунту           |
| Оптимальний розмір частинок    | 0,5-2,0 мм                             |
| Тривалість первинного контакту | 30-60 діб                              |
| Контроль вологості             | Помірна вологість без перезволоження   |
| Періодичність моніторингу      | Через 30-60 діб, потім 1-2 рази на рік |

Можливості впровадження біосорбційної технології значною мірою залежать від доступності сировини. У сільськогосподарських районах доцільно використовувати лушпиння соняшника, солому та кукурудзяні качани. У населених пунктах і закладах харчування можна організувати збір кавової гушті. У деревообробних регіонах доцільним є використання тирси, а в місцевостях із переробкою горіхів — шкаралупи волоських горіхів.



Таблиця 4.5 Можливі джерела отримання рослинних біосорбентів для практичного впровадження

| Вид біосорбенту    | Потенційне джерело отримання                     | Доцільність використання                           |
|--------------------|--------------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| Лушпиння соняшника | Олійно-жирові підприємства, аграрні господарства | Висока через доступність і стабільну ефективність  |
| Деревна тирса      | Деревообробні підприємства, пилогами             | Доцільна як дешевий допоміжний біосорбент          |
| Солома             | Сільськогосподарські підприємства                | Доцільна переважно для покращення структури ґрунту |
| Шкаралупа горіхів  | Харчові виробництва, приватні господарства       | Висока через значну сорбційну здатність            |
| Кавова гуща        | Кав'ярні, заклади харчування, побутові джерела   | Висока за умови організації збору та сушіння       |
| Кукурудзяні качани | Аграрні господарства                             | Доцільна для локального застосування               |

Перевагою біосорбційної технології є її гнучкість. Вона може використовуватися як самостійний метод очищення слабо забруднених ґрунтів або як складова комплексної системи ремедіації. Наприклад, біосорбенти можна поєднувати з фіторемердіацією, внесенням органічних добрив, вапнуванням кислих ґрунтів або агротехнічним поліпшенням структури ґрунту. Таке поєднання дозволяє підвищити загальну ефективність відновлення забруднених територій.

Водночас впровадження біосорбційної технології має певні обмеження. Перед застосуванням біосорбентів необхідно переконатися, що самі рослинні відходи не містять токсичних домішок, залишків пестицидів, нафтопродуктів або інших забруднювачів. Також потрібно враховувати вплив біосорбентів на рН ґрунту, вологість, повітряний режим і мікробіологічну активність. Особливої уваги потребує кавова гуща, яка може мати слабкокислу реакцію.

Таблиця 4.6 Переваги та обмеження впровадження біосорбційної технології

| Переваги                                                | Обмеження                                           |
|---------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|
| Використання доступних рослинних відходів               | Потреба у попередній підготовці сировини            |
| Низька собівартість порівняно з промисловими сорбентами | Різна ефективність залежно від виду біосорбенту     |
| Зниження рухомості важких металів                       | Необхідність контролю рН та вологості               |
| Можливість локального застосування                      | Обмежена ефективність за високого рівня забруднення |
| Поєднання з іншими методами ремедіації                  | Потреба у повторному моніторингу                    |
| Зменшення кількості органічних відходів                 | Ризик вторинного забруднення за неякісної сировини  |

Контроль ефективності впровадження біосорбційної технології слід здійснювати шляхом повторного визначення вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті. Перший контрольний аналіз доцільно проводити через 30-60 діб після внесення біосорбенту. Надалі моніторинг можна здійснювати сезонно або один-два рази на рік залежно від рівня забруднення, типу ґрунту та умов використання території.

Для оцінки результативності технології доцільно використовувати такі показники: зниження концентрації рухомих форм Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr, зміна рН ґрунту, вміст органічної речовини, вологість, стан рослинного покриву та загальна екологічна стабільність ділянки. Якщо після першого циклу очищення ефективність є недостатньою, можливе повторне внесення біосорбенту або поєднання біосорбції з іншими методами ремедіації.

Таким чином, біосорбційна технологія має значні можливості для впровадження на забруднених територіях. Найбільш перспективним є її застосування для слабко та помірно забруднених ґрунтів, де необхідно зменшити рухомість важких металів без суттєвого порушення структури ґрунту.

Використання місцевих рослинних відходів як біосорбентів дозволяє поєднати екологічну ефективність, економічну доступність і принципи раціонального поводження з органічними відходами.

#### **4.3. Обмеження та ризики використання біосорбентів у польових умовах**

Незважаючи на екологічну безпечність, доступність і відносно низьку вартість рослинних біосорбентів, їх застосування у польових умовах має певні обмеження та ризики. На відміну від лабораторного експерименту, у природному середовищі на ефективність біосорбції впливає значно більше чинників: тип ґрунту, рівень його вологості, кислотність, температура, кількість органічної речовини, гранулометричний склад, інтенсивність опадів, мікробіологічна активність і характер забруднення.

Одним із головних обмежень є неоднорідність ґрунтового середовища. У польових умовах забруднення важкими металами часто розподілене нерівномірно. На одній ділянці можуть бути зони з високою концентрацією Pb, Cd, Cu, Zn, Ni або Cr, тоді як інші частини території мають нижчий рівень забруднення. Через це внесення однакової дози біосорбенту на всю площу не завжди забезпечує однакову ефективність очищення.

Важливим фактором є кислотність ґрунту. У кислих ґрунтах рухомість багатьох важких металів зростає, тому ефективність біосорбентів може знижуватися. Деякі рослинні матеріали, зокрема кавова гуща, можуть додатково впливати на pH ґрунту. Тому перед внесенням біосорбентів необхідно визначити реакцію ґрунтового середовища, а після внесення — контролювати її зміну.

Ще одним обмеженням є залежність ефективності біосорбції від вологості. За недостатньої вологості погіршується контакт між частинками ґрунту та біосорбентом, що знижує інтенсивність зв'язування іонів металів. Водночас надмірне зволоження або інтенсивні опади можуть сприяти вимиванню рухомих форм металів у глибші горизонти ґрунту або у ґрунтові води. Тому в польових

умовах важливо враховувати сезонність, кількість опадів і водний режим території.

Окрему увагу слід приділяти якості самих біосорбентів. Рослинні відходи можуть бути забруднені залишками пестицидів, нафтопродуктів, мийних засобів, мікроорганізмами або іншими сторонніми домішками. Використання такої сировини може спричинити вторинне забруднення ґрунту. Тому біосорбенти необхідно отримувати з перевірених джерел, очищати, промивати, висушувати та зберігати у належних умовах.

Ще одним ризиком є нерівномірне внесення біосорбенту в ґрунт. Якщо матеріал розподілений нерівномірно, частина забрудненої ділянки може залишатися недостатньо обробленою. Для підвищення ефективності необхідно забезпечити рівномірне внесення біосорбенту та його перемішування з верхнім шаром ґрунту на глибину 15-20 см.

Таблиця 4.7 Основні обмеження використання біосорбентів у польових умовах

| Обмеження                               | Можливий вплив на результат                                                  |
|-----------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------|
| Неоднорідність забруднення ґрунту       | Нерівномірна ефективність очищення на різних ділянках                        |
| Зміна рН ґрунту                         | Підвищення або зниження рухомості важких металів                             |
| Недостатня вологість                    | Зменшення контакту між сорбентом і ґрунтом                                   |
| Надмірне зволоження                     | Ризик вимивання металів у глибші горизонти                                   |
| Низька якість сировини                  | Можливість вторинного забруднення                                            |
| Нерівномірне внесення                   | Локальні ділянки з низькою ефективністю очищення                             |
| Швидке розкладання окремих біосорбентів | Зменшення тривалості сорбційної дії                                          |
| Вплив температури та сезонності         | Зміна активності мікроорганізмів і швидкості розкладання органічної речовини |

У польових умовах також існує ризик швидкого біологічного розкладання деяких біосорбентів. Наприклад, солома та кавова гуща розкладаються швидше, ніж

шкаралупа горіхів або кукурудзяні качани. З одного боку, це сприяє збагаченню ґрунту органічною речовиною, а з іншого — може скорочувати період активної сорбційної дії. Тому для тривалішого ефекту доцільно використовувати більш стійкі матеріали або поєднувати різні види біосорбентів.

Важливим ризиком є можливість повторного вивільнення важких металів. Якщо умови ґрунтового середовища змінюються, наприклад знижується рН або підвищується вологість, частина зв'язаних металів може знову переходити у рухомі форми. Саме тому біосорбція не завжди забезпечує повне видалення металів із ґрунту, а переважно зменшує їх рухомість і біодоступність.

Таблиця 4.8 Потенційні ризики застосування рослинних біосорбентів та способи їх мінімізації

| Потенційний ризик                        | Наслідки                                    | Заходи мінімізації                                        |
|------------------------------------------|---------------------------------------------|-----------------------------------------------------------|
| Вторинне забруднення неякісною сировиною | Надходження у ґрунт сторонніх забруднювачів | Використання перевіреної сировини, очищення та промивання |
| Зміна кислотності ґрунту                 | Зміна рухомості важких металів              | Контроль рН до та після внесення біосорбенту              |
| Вимивання металів під час опадів         | Міграція забруднювачів у глибші горизонти   | Вибір оптимального періоду внесення, контроль вологості   |
| Нерівномірне перемішування               | Зниження ефективності очищення              | Ретельне внесення і перемішування з верхнім шаром ґрунту  |
| Швидке розкладання біосорбенту           | Скорочення тривалості сорбційного ефекту    | Використання стійкіших матеріалів або повторне внесення   |
| Повторне вивільнення металів             | Зростання біодоступності забруднювачів      | Регулярний моніторинг ґрунту                              |

|                                   |                                     |                                     |
|-----------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| Надмірна доза органічної речовини | Порушення повітряного режиму ґрунту | Дотримання рекомендованих доз 3-5 % |
| Біологічне забруднення сировини   | Небажаний розвиток мікроорганізмів  | Сушіння, зберігання у сухих умовах  |

У польових умовах необхідно враховувати, що біосорбенти не є універсальним засобом для всіх типів забруднення. Їх застосування найбільш доцільне для слабо та помірно забруднених ґрунтів. У випадку дуже високих концентрацій важких металів біосорбція може бути недостатньо ефективною як самостійний метод і повинна поєднуватися з іншими технологіями ремедіації, наприклад фіторемердіацією, вапнуванням, внесенням мінеральних сорбентів або видаленням найбільш забрудненого шару ґрунту.

Для безпечного впровадження біосорбційної технології необхідно здійснювати регулярний моніторинг. Доцільно контролювати вміст рухомих форм Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr, рН ґрунту, вологість, вміст органічної речовини та стан рослинного покриву. Перший контрольний аналіз рекомендовано проводити через 30-60 діб після внесення біосорбенту, а подальший моніторинг — сезонно або не рідше одного разу на рік.

Таблиця 4.9 Рекомендовані заходи контролю після внесення біосорбентів

| Показник контролю                 | Мета контролю                              | Рекомендована періодичність           |
|-----------------------------------|--------------------------------------------|---------------------------------------|
| Вміст рухомих форм важких металів | Оцінка ефективності очищення               | Через 30-60 діб, далі 1-2 рази на рік |
| рН ґрунту                         | Контроль умов рухомості металів            | Через 30 діб і сезонно                |
| Вологість ґрунту                  | Запобігання пересиханню або перезволоженню | Упродовж перших 30 діб                |
| Вміст органічної речовини         | Оцінка впливу біосорбенту на родючість     | 1 раз на рік                          |

|                               |                                       |                                |
|-------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------|
| Стан рослинного покриву       | Виявлення фітотоксичного ефекту       | Протягом вегетаційного періоду |
| Ознаки вторинного забруднення | Контроль якості застосованої сировини | За потреби                     |

Таким чином, використання біосорбентів у польових умовах має значний екологічний потенціал, однак потребує врахування низки обмежень і ризиків. Найважливішими умовами безпечного застосування є попереднє обстеження ґрунту, контроль якості сировини, правильний вибір дози, рівномірне внесення, підтримання оптимальної вологості та регулярний моніторинг стану ґрунту. Дотримання цих вимог дозволяє підвищити ефективність біосорбції та зменшити ризик небажаних змін у ґрунтовому середовищі.

#### **4.4. Перспективи подальших досліджень у сфері біосорбційного очищення ґрунтів**

Подальші дослідження у сфері біосорбційного очищення ґрунтів є важливими для вдосконалення технологій ремедіації територій, забруднених важкими металами. Проведене дослідження показало, що рослинні відходи можуть бути ефективними біосорбентами для зниження рухомості Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr у ґрунтовому середовищі. Водночас для практичного впровадження цієї технології необхідно глибше вивчити механізми взаємодії біосорбентів із важкими металами, тривалість їхньої дії та вплив на фізико-хімічні й біологічні властивості ґрунту.

Одним із перспективних напрямів подальших досліджень є розширення переліку рослинних відходів, які можуть використовуватися як біосорбенти. Доцільно дослідити ефективність відходів плодових культур, виноградної лози, рисового лушпиння, кори дерев, залишків овочевих культур, біовугілля та компостованих органічних матеріалів. Це дозволить визначити найбільш доступні та ефективні матеріали для конкретних регіонів і типів забруднення.

Важливим напрямом є вивчення впливу способів попередньої обробки біосорбентів на їхню сорбційну здатність. Термічна, хімічна або біологічна активація може збільшувати кількість активних функціональних груп на поверхні сорбенту, підвищувати пористість і покращувати здатність до зв'язування іонів важких металів. Особливо перспективним є порівняння необроблених біосорбентів із термічно обробленими та хімічно активованими матеріалами.

Окремої уваги потребує дослідження оптимальних доз внесення біосорбентів у ґрунт. У роботі було розглянуто дози 1 %, 3 % і 5 % від маси сухого ґрунту. У подальших дослідженнях доцільно перевірити ширший діапазон доз, а також оцінити можливість повторного внесення біосорбентів через певний проміжок часу. Це дозволить встановити оптимальне співвідношення між ефективністю очищення, економічними витратами та безпечністю для ґрунтової екосистеми.

Перспективним є також вивчення довготривалої стабільності зв'язаних важких металів у ґрунті. Біосорбенти здебільшого не видаляють метали з ґрунтового середовища повністю, а переводять їх у менш рухомі та менш біодоступні форми. Тому важливо дослідити, чи не відбувається повторне вивільнення металів за зміни рН, вологості, температури або інтенсивності мікробіологічних процесів.

Подальші дослідження доцільно проводити не лише в лабораторних умовах, а й у польових експериментах. Лабораторні результати дозволяють оцінити потенційну ефективність біосорбентів, однак у природних умовах на процес біосорбції впливають опади, сезонні коливання температури, неоднорідність ґрунту, рослинний покрив і діяльність ґрунтових мікроорганізмів. Тому польові дослідження є необхідними для підтвердження практичної придатності біосорбційної технології.

Таблиця 4.10 Основні напрями подальших досліджень біосорбційного очищення ґрунтів

| Напрямок дослідження | Очікуваний результат |
|----------------------|----------------------|
|----------------------|----------------------|



|                                            |                                                                                |
|--------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------|
| Розширення переліку рослинних біосорбентів | Визначення нових доступних і ефективних матеріалів                             |
| Вивчення способів активації біосорбентів   | Підвищення сорбційної здатності матеріалів                                     |
| Оптимізація доз внесення                   | Встановлення найбільш ефективної та економічно доцільної кількості біосорбенту |
| Дослідження тривалості сорбційного ефекту  | Оцінка стабільності зв'язування важких металів                                 |
| Полеві випробування                        | Перевірка ефективності технології в реальних умовах                            |
| Поєднання з фіторе mediaцією               | Підвищення загальної ефективності очищення ґрунтів                             |
| Оцінка впливу на ґрунтову біоту            | Визначення екологічної безпечності технології                                  |
| Економічне оцінювання                      | Обґрунтування доцільності масштабного впровадження                             |

Важливим перспективним напрямом є поєднання біосорбції з фіторе mediaцією. Біосорбенти можуть зменшувати рухомість токсичних металів і створювати сприятливіші умови для росту рослин. У свою чергу, рослини можуть стабілізувати ґрунт, зменшувати ерозію, поглинати частину забруднювачів і сприяти відновленню екологічної рівноваги. Такий комплексний підхід може бути особливо ефективним для слабо та помірно забруднених територій.

Окремо необхідно дослідити вплив біосорбентів на ґрунтову мікробіоту. Внесення органічних матеріалів може стимулювати розвиток корисних мікроорганізмів, підвищувати ферментативну активність ґрунту та сприяти формуванню гумусових речовин. Водночас надмірне внесення органічної речовини або використання неякісної сировини може спричиняти небажані зміни у мікробіологічному складі ґрунту.

Перспективним є створення комбінованих біосорбентів на основі кількох видів рослинних відходів. Наприклад, поєднання шкаралупи горіхів із кавовою гущею або лушпинням соняшника може забезпечити кращий баланс між механічною стійкістю, пористістю, водопоглинальною здатністю та кількістю активних функціональних груп. Такі комбіновані матеріали можуть мати вищу ефективність порівняно з окремими біосорбентами.

Таблиця 4.11 Перспективні комбіновані варіанти біосорбентів

| Комбінація біосорбентів                 | Можливий ефект                                                       |
|-----------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|
| Шкаралупа горіхів + кавова гуща         | Поєднання високої механічної стійкості та водопоглинальної здатності |
| Лушпиння соняшника + кукурудзяні качани | Підвищення пористості та доступності сорбційної поверхні             |
| Деревна тирса + солома                  | Покращення структури ґрунту та збагачення органічною речовиною       |
| Шкаралупа горіхів + лушпиння соняшника  | Посилення сорбційної дії щодо Pb, Cd і Cu                            |
| Кавова гуща + тирса                     | Покращення вологоутримання та рівномірного розподілу у ґрунті        |

Подальші дослідження також мають включати економічне оцінювання впровадження біосорбційної технології. Необхідно враховувати вартість сировини, сушіння, подрібнення, транспортування, внесення у ґрунт, проведення лабораторного контролю та повторного моніторингу. Це дозволить визначити найбільш економічно вигідні варіанти для практичного використання. Особливу увагу слід приділяти екологічній безпечності біосорбентів. Перед широким впровадженням необхідно перевіряти рослинні відходи на відсутність токсичних домішок, залишків пестицидів, нафтопродуктів або інших забруднювачів. Також важливо оцінювати вплив біосорбентів на рН ґрунту, вміст органічної речовини, активність мікроорганізмів і стан рослинного покриву.

Таким чином, перспективи подальших досліджень у сфері біосорбційного очищення ґрунтів пов'язані з пошуком нових ефективних рослинних матеріалів,

удосконаленням способів їх підготовки, оптимізацією доз внесення, проведенням польових випробувань і поєднанням біосорбції з іншими методами ремедіації. Подальший розвиток цього напрямку дозволить створити екологічно безпечні, економічно доступні та практично придатні технології очищення ґрунтів, забруднених важкими металами.

## ВИСНОВКИ

У бакалаврській роботі розглянуто актуальну екологічну проблему забруднення ґрунтів важкими металами та обґрунтовано можливість використання біосорбентів на основі рослинних відходів для зниження рухомості токсичних елементів у ґрунтовому середовищі. Забруднення ґрунтів Pb, Cd, Cu, Zn, Ni та Cr становить значну небезпеку для ґрунтових екосистем, рослин, мікроорганізмів, тварин і людини, оскільки важкі метали здатні накопичуватися у верхніх горизонтах ґрунту, переходити у рослини та включатися у харчові ланцюги.

У першому розділі роботи проаналізовано основні джерела надходження важких металів у ґрунти. Встановлено, що найбільше значення мають промислові викиди, транспорт, використання мінеральних добрив і пестицидів, накопичення відходів, спалювання палива та інші види антропогенної діяльності. Розглянуто особливості поведінки важких металів у ґрунті, їхню здатність до міграції, адсорбції, утворення комплексних сполук та вплив на ґрунтову біоту.

У другому розділі охарактеризовано біосорбенти на основі рослинних відходів як перспективні матеріали для очищення забруднених ґрунтів. Показано, що рослинні відходи містять целюлозу, геміцелюлозу, лігнін, пектинові речовини та функціональні групи, здатні зв'язувати іони важких металів. До таких матеріалів належать лушпиння соняшника, деревна тирса, солома, шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та кукурудзяні качани.

У практичній частині роботи проведено вибір і підготовку рослинних біосорбентів до експериментального дослідження. Підготовка включала очищення сировини, промивання, сушіння, подрібнення, просіювання та, за потреби, термічну або хімічну обробку. Оптимальною для дослідження була прийнята фракція 0,5-2,0 мм, оскільки вона забезпечує достатню площу контакту біосорбенту із забрудненим ґрунтом.

Розроблено методику проведення експерименту з очищення забрудненого ґрунту. Дослід передбачав внесення біосорбентів у кількості 1 %, 3 % і 5 % від

маси сухого ґрунту, підтримання вологості на рівні близько 60 % від повної вологоємності, тривалість контакту 30 діб та проведення дослідів у триразовій повторності. Такий підхід дозволив порівняти ефективність різних видів біосорбентів і визначити найбільш перспективні матеріали.

За результатами дослідження встановлено, що всі використані рослинні біосорбенти сприяли зниженню вмісту рухомих форм важких металів у ґрунті. Найвищу середню ефективність біосорбції показала шкаралупа волоських горіхів — 37,0 %. Кавова гуща забезпечила середнє зниження концентрації металів на 33,5 %, лушпиння соняшника — на 30,2 %, кукурудзяні качани — на 26,5 %, деревна тирса — на 23,5 %, а солома — на 17,2 %.

Порівняльна характеристика біосорбентів показала, що найкраще важкі метали зв'язували шкаралупа горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника. Найбільше зниження концентрації спостерігалось для кадмію та свинцю, що свідчить про високу здатність органічних компонентів біосорбентів взаємодіяти з іонами цих металів. Для Zn, Ni та Cr ефективність була дещо нижчою, що може бути пов'язано з особливостями їхньої рухомості у ґрунтовому середовищі.

Оцінка екологічної ефективності показала, що застосування біосорбентів дозволяє зменшити рухомість і біодоступність важких металів, знизити ризик їх надходження у рослини, обмежити міграцію токсичних елементів у ґрунті та поверхневі води, а також покращити окремі фізико-хімічні властивості ґрунту. Додатковою перевагою є повторне використання рослинних відходів, що відповідає принципам ресурсозбереження та циркулярної економіки.

Економічна оцінка засвідчила, що використання біосорбентів на основі рослинних відходів є доцільним завдяки доступності сировини, низькій вартості підготовки та можливості локального застосування. Найкраще співвідношення вартості й ефективності мають кавова гуща, шкаралупа волоських горіхів і лушпиння соняшника. Солома, попри низьку вартість, має найменшу сорбційну ефективність, тому її доцільно використовувати переважно як допоміжну органічну добавку для покращення структури ґрунту.

У роботі розроблено практичні рекомендації щодо застосування біосорбентів на забруднених територіях. Рекомендовано використовувати біосорбенти у дозі 3-5 % від маси сухого ґрунту з внесенням у верхній шар ґрунту на глибину 15-20 см. Перед застосуванням необхідно проводити аналіз ґрунту, визначати рівень забруднення, рН, вологість і вміст органічної речовини. Після внесення біосорбенту доцільно здійснювати повторний контроль вмісту рухомих форм важких металів через 30-60 діб.

Визначено основні обмеження та ризики використання біосорбентів у польових умовах. До них належать неоднорідність забруднення ґрунту, зміна рН, вплив вологості та опадів, можливість вторинного забруднення неякісною сировиною, нерівномірне внесення біосорбенту та ризик повторного вивільнення металів за зміни умов ґрунтового середовища. Для мінімізації цих ризиків необхідні контроль якості сировини, правильний розрахунок дози, рівномірне перемішування з ґрунтом і регулярний моніторинг.

Використання біосорбентів на основі рослинних відходів є перспективним, екологічно безпечним і економічно доцільним напрямом очищення ґрунтів, забруднених важкими металами. Найбільш ефективними матеріалами за результатами дослідження є шкаралупа волоських горіхів, кавова гуща та лушпиння соняшника. Їх застосування дозволяє зменшити рухомість важких металів, покращити екологічний стан ґрунту та забезпечити раціональне використання рослинних відходів.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. ДСТУ 8302:2015. Інформація та документація. Бібліографічне посилання. Загальні положення та правила складання. Чинний від 2016-07-01. Київ : ДП «УкрНДНЦ», 2016. 16 с.
2. ДСТУ ISO 10390:2007. Якість ґрунту. Визначення рН. Київ : Держспоживстандарт України, 2012.
3. ДСТУ ISO 11047:2005. Якість ґрунту. Визначення кадмію, хрому, кобальту, міді, свинцю, мангану, нікелю та цинку методом полум'яної та електротермічної атомно-абсорбційної спектроскопії. Київ : Держспоживстандарт України, 2008.
4. ДСТУ ISO 11464:2007. Якість ґрунту. Попереднє оброблення зразків для фізико-хімічного аналізу. Київ : Держспоживстандарт України, 2012.
5. Земельний кодекс України : Закон України від 25.10.2001 № 2768-III. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2768-14> (дата звернення: 19.06.2026).
6. Про охорону земель : Закон України від 19.06.2003 № 962-IV. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/962-15> (дата звернення: 19.06.2026).
7. Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України від 25.06.1991 № 1264-XII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12> (дата звернення: 19.06.2026).
8. Про управління відходами : Закон України від 20.06.2022 № 2320-IX. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2320-20> (дата звернення: 19.06.2026).
9. Про пестициди і агрохімікати : Закон України від 02.03.1995 № 86/95-ВР. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/86/95-%D0%B2%D1%80> (дата звернення: 19.06.2026).
10. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2021 році. Київ : Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України, 2022. URL: <https://mepr.gov.ua> (дата звернення: 19.06.2026).

- 11.Методика суцільного ґрунтового-агрохімічного моніторингу сільськогосподарських угідь України / за ред. О. О. Созінова, Б. С. Прістера. Київ : Наукова думка, 1994. 162 с.
- 12.Назаренко І. І., Польчина С. М., Нікорич В. А. Ґрунтознавство : підручник. Чернівці : Книги-XXI, 2004. 400 с.
- 13.Гудзь В. П., Лісовал А. П., Андрієнко В. О., Рибак М. Ф. Землеробство з основами ґрунтознавства і агрохімії : підручник. Київ : Центр учбової літератури, 2007. 408 с.
- 14.Балюк С. А., Медведєв В. В., Мірошніченко М. М. Екологічний стан ґрунтів України. Харків : ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського», 2012. 36 с.
- 15.Медведєв В. В. Моніторинг ґрунтів України. Харків : КП «Міська друкарня», 2012. 536 с.
- 16.Канівець В. І. Життя ґрунту. Київ : Аграрна наука, 2001. 132 с.
- 17.Іщенко В. А. Дослідження джерел важких металів у складі відходів. Вісник Вінницького політехнічного інституту. 2017. № 3. С. 23–28.
- 18.Мазурак О., Лисак Г., Зеліско О., Гринчишин Н., Мазурак І. Технології сорбційного очищування стічних вод: досвід використання та інновації. Вісник Львівського національного університету природокористування. Серія: Агрономія. 2023. № 27. С. 46–51.
- 19.Хохлов А. В., Гомеля М. Д., Хохлова Л. І. Детоксикація важких металів у ґрунті застосуванням модифікованого біовугілля з рисового лушпиння. Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки. 2022. Вип. 125. С. 253–260.
- 20.Амонс С. Е. Вплив важких металів на основні фізіологічні процеси рослин. Сільське господарство та лісівництво. 2023. № 1. С. 118–126.
- 21.Adriano D. C. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. 2nd ed. New York : Springer, 2001. 867 p.
- 22.Alloway B. J. Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. 3rd ed. Dordrecht : Springer, 2013. 613 p.



23. Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. 4th ed. Boca Raton : CRC Press, 2011. 548 p.
24. McBride M. B. Environmental Chemistry of Soils. New York : Oxford University Press, 1994. 406 p.
25. Sparks D. L. Environmental Soil Chemistry. 2nd ed. San Diego : Academic Press, 2003. 352 p.
26. Bohn H. L., McNeal B. L., O'Connor G. A. Soil Chemistry. 3rd ed. New York : John Wiley & Sons, 2001. 307 p.
27. Tchounwou P. B., Yedjou C. G., Patlolla A. K., Sutton D. J. Heavy metal toxicity and the environment. *Experientia Supplementum*. 2012. Vol. 101. P. 133–164. DOI: 10.1007/978-3-7643-8340-4\_6.
28. Bradl H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*. 2004. Vol. 277, № 1. P. 1–18. DOI: 10.1016/j.jcis.2004.04.005.
29. Wuana R. A., Okieimen F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*. 2011. Vol. 2011. Article ID 402647. DOI: 10.5402/2011/402647.
30. Bolan N. S., Kunhikrishnan A., Thangarajan R., Kumpiene J., Park J., Makino T., Kirkham M. B., Scheckel K. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils – to mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials*. 2014. Vol. 266. P. 141–166. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2013.12.018.
31. Ali H., Khan E., Sajad M. A. Phytoremediation of heavy metals: concepts and applications. *Chemosphere*. 2013. Vol. 91, № 7. P. 869–881. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.075.
32. Sharma J. K., Kumar N., Singh N. P., Santal A. R. Phytoremediation technologies and their mechanism for removal of heavy metal from contaminated soil: an approach for a sustainable environment. *Frontiers in Plant Science*. 2023. Vol. 14. Article 1076876. DOI: 10.3389/fpls.2023.1076876.
33. Volesky B. Biosorption of Heavy Metals. Boca Raton : CRC Press, 1990. 396 p.

34. Gadd G. M. Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 2009. Vol. 84, № 1. P. 13–28. DOI: 10.1002/jctb.1999.
35. Fomina M., Gadd G. M. Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. *Bioresource Technology*. 2014. Vol. 160. P. 3–14. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.12.102.
36. Kratochvil D., Volesky B. Advances in the biosorption of heavy metals. *Trends in Biotechnology*. 1998. Vol. 16, № 7. P. 291–300. DOI: 10.1016/S0167-7799(98)01218-9.
37. Wang J., Chen C. Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances*. 2009. Vol. 27, № 2. P. 195–226. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2008.11.002.
38. Park D., Yun Y. S., Park J. M. The past, present, and future trends of biosorption. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*. 2010. Vol. 15. P. 86–102. DOI: 10.1007/s12257-009-0199-4.
39. Wan Ngah W. S., Hanafiah M. A. K. M. Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: a review. *Bioresource Technology*. 2008. Vol. 99, № 10. P. 3935–3948. DOI: 10.1016/j.biortech.2007.06.011.
40. Demirbas A. Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: a review. *Journal of Hazardous Materials*. 2008. Vol. 157, № 2–3. P. 220–229. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.01.024.
41. Bhatnagar A., Sillanpää M. Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment: a review. *Chemical Engineering Journal*. 2010. Vol. 157, № 2–3. P. 277–296. DOI: 10.1016/j.cej.2010.01.007.
42. Ahmad M., Rajapaksha A. U., Lim J. E., Zhang M., Bolan N., Mohan D., Vithanage M., Lee S. S., Ok Y. S. Biochar as a sorbent for contaminant

management in soil and water: a review. *Chemosphere*. 2014. Vol. 99. P. 19–33. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.10.071.

43. Palansooriya K. N., Shaheen S. M., Chen S. S., Tsang D. C. W., Hashimoto Y., Hou D., Bolan N. S., Rinklebe J., Ok Y. S. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: a critical review. *Environment International*. 2020. Vol. 134. Article 105046. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105046.