

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
«ДНІПРОВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»

Кваліфікаційна наукова праця  
на правах рукопису

**КРАСОВСЬКИЙ СЕРГІЙ АНАТОЛІЙОВИЧ**

УДК 502/504:581.6

**ДИСЕРТАЦІЯ**  
**РОЗРОБКА ТЕХНОЛОГІЇ ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ ВІДВАЛІВ**  
**ВІДХОДІВ ВУГЛЕВИДОБУВАННЯ**

183 – «Технології захисту навколишнього середовища»

Подається на здобуття наукового ступеня доктор філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело \_\_\_\_\_ С.А. Красовський

Науковий керівник:

доктор технічних наук, професор  
Ковров Олександр Станіславович

Науковий консультант:

доктор технічних наук, професор  
Герман Хайльмаєр

## АНОТАЦІЯ

*Красовський С.А.* Розробка технології фіторекультивуації відвалів відходів вуглевидобування. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 183 – «Технології захисту навколишнього середовища», – Національний технічний університет «Дніпровська політехніка» Міністерства науки і освіти України, Дніпро, 2024.

Дисертаційна робота присвячена розробленню технологічних рішень фіторекультивуації відвалів відходів вуглевидобування зі зменшенням антропогенного впливу на довкілля.

Виконано аналіз техногенного впливу на екосистему під час процесів вуглевидобування. Проведений теоретичний аналіз сучасних технологій фіторекультивуації вугільних відвалів в Україні та в світі. Виконанні польові роботи на відвалах відходів вуглевидобування, які вже пройшли етап фіторекультивуації, для аналізу рослинного покриву на даній території. Досліджено процеси фітостабілізації та фітоекстракції на субстратах шахтної породи.

Для реалізації експериментальних досліджень виконано фізико-хімічний аналіз субстратів шахтної породи відібраних з відвалів вуглевидобування шахти «Павлоградська» та шахти «ім. Героїв Космосу» ПрАТ «ДТЕК «Павлоградвугілля»». Були виміряні такі показники як: рН, питома електропровідність субстрату (ЕС), кількість поживних речовин та концентрації рухливих форм. Отримані результати свідчать про те, що досліджувані субстрати шахтної породи мають низький вміст поживних речовин. Концентрація таких елементів, як Co, As, Cu, Pb, Mn та Zn перевищують норми ГДК. Вміст рідкоземельних елементів у субстраті шахтної породи відібраної з шахти «ім. Героїв Космосу» ПрАТ «ДТЕК Павлоградвугілля» визначений методом ІЗП-МС. Мас-спектральний аналіз рідкоземельних елементів в пробах, відібраних з вугільного відвалу, дозволив встановити, що ці елементи присутні в породі.

Аналіз на водорозчинні рідкоземельні сполуки при двох різних розчинах (рН = 7 та рН = 5) дозволив встановити, що дані елементи потрапляють у навколишнє середовище із водними розчинами, що в свою чергу полегшує доступ рослин до даних елементів. Згідно з отриманими результатами при підвищеному рН розчину концентрація рідкоземельних елементів відповідно збільшується.

Виконана низка експериментів щодо біовилуговування важких металів в культуральних середовищах з бактеріями *A. ferrooxidans*, що імітує процес кислотного дренажу в гірських породах відвалів вуглевидобування. Встановлено, що внаслідок бактеріальної активності спостерігається поступове зниження рН в культуральних середовищах через ріст бактерій, внаслідок чого важкі метали вилуговуються в розчин.

Обґрунтовано вибір рослин для фіторекультивациі відвалів відходів вуглевидобування, з урахуванням ефекту фітостабілізації та фітоекстракції на підставі вивчення та аналізу фізико-хімічних показників досліджуваного субстрату шахтної породи.

Запропоновано використовувати для фіторекультивациі відвалів відходів вуглевидобування наступні рослини: *T. aestivum L.*, *H. murinum L.*, *B. japonicas*, *B. inermis holub*, *A. fatua L.*, *Dactylis L.*, *B. ramosa*, *P. sativum L.*, *T. pratense L.*, *S. alba L.*, *Capsella bursa-pastoris L.* Досліджувані рослини показали свою стресостійкість до специфічних умов степової зони України і також виявилися стійкими до впливу солей важких металів на свої біометричні показники.

Досліджено вплив фізичних та хімічних факторів навколишнього середовища на фізико-хімічні показники досліджуваного субстрату шахтної породи та вплив цих факторів на ростові показники рослин-фіторемедіантів. Зафіксовано, що біочар в концентраціях 10%, 15% і 20% від субстрату не мав особливого впливу на такі показники як рН та ЕС. Ростовий тест показав, що досліджувані рослини *A. fatua L.* та *B. Leyss* показали кращі вегетаційні результати при концентрації 15% біочару до субстрату, що дає змогу розглядати біочар як допоміжний елемент для проведення процесу фіторекультивациі. Проаналізовано вплив підкислення субстрату на міграцію хімічних елементів у

субстраті, фільтраті та у рослинах. Зафіксовано, що при значенні рН понад 4 спостерігається підвищена мобілізація таких елементів як Co, As, Cu, Pb, Mn, Zn і Cr, що може загрожувати навколишньому середовищу. Досліджувані рослини *H. murinum* L., і *B. japonicus*, показали ефективні показники проростання. У прямому порівнянні *H. murinum* L., характеризувався кращими ростовими властивостями порівняно з *B. japonicus*, особливо в сильно кислих умовах. Одночасно *H. murinum* L., переважно накопичував досліджувані хімічні елементи в коренях, тоді як *B. japonicus* демонстрував значно більші їх концентрації в пагонах. З огляду на тривале окислення сульфідів і підкислення субстрату, результати свідчать про те, що *H. murinum* L., можна використовувати для фіторекультиваци забруднювачів, що характеризуються низьким транслокаційним фактором, тоді як *B. japonicus* є більш придатним для фітоекстракції токсичних елементів у районах видобутку корисних копалин на Західному Донбасі.

Досліджені ростові показники композитних рослинних сетів з подальшим розвитком технології фіторекультиваци. Запропоновано використовувати рослинний сет з таким складом: *H. murinum* L., *T. pratense* L., *S. alba* L., для більш ефективного проведення фіторекультиваци вугільних відвалів.

Розроблена технологія фіторекультиваци відвалів відходів вуглевидобування, в основі якої покладено метод нанесення композитних біогумусових брикетів з сумішшю насіння досліджуваних рослин на поверхню відвалів гірських порід. Суміш брикетів виготовляють з природного суглинку, біогумусу, агар-агару та домінантних трав'янистих дикорослих видів рослин сімейства Злакових (*Poaceae*), Бобових (*Fabaceae*) та Хрестоцвітних (*Brassicaceae*) з подальшим розміщенням брикетів в умовно шаховому порядку на укосах та терасах відвалів відходів вугледобування, що створює умови для росту рослин та розвитку рослинних угруповань, які адаптовані до степової зони України. Запропонована технологія фіторекультиваци відвалів відходів вуглевидобування дозволяє створити первинний рослинний покрив з розрахунком на подальше створення сприятливих умов для рослин вищих класів,

зменшує техногенний вплив відвалу на навколишнє середовище за рахунок зменшення вітрової та водної ерозії.

Обґрунтовані параметри фіторекультивациі відвалу шахти для зменшення викидів вуглепородного пилу в атмосферу. В результаті проведених досліджень, було встановлено, що відвал відходів вуглевидобування шахти «Західно-Донбаська» ПрАТ «ДТЕК "Павлоградвугілля"» є джерелом забруднення атмосферного повітря пиловими частинками в обсязі 227,8 т/рік. Виконаний розрахунок фіторекультивациі даного відвалу і встановлено, необхідність фіторекультивациі поверхні відвалу вуглевидобування для зменшення пиловидалення з даного вугільного відвалу.

Згідно з виконаними розрахунками, загальні витрати на проведення фіторекультивациі ділянки відвалу площею 1700 м<sup>2</sup> на один вегетаційний сезон становлять 265 606 грн на 1700 м<sup>2</sup> і 156,2 грн/м<sup>2</sup>.

Експериментальні дослідження були виконані на кафедрі екології та технологій захисту навколишнього середовища НТУ «Дніпровська політехніка», а також в Технічному університеті «Фрайберзька гірнича академія» (Німеччина) в рамках освітнього проекту «Eco-mining: Development of Integrated Ph.D. Program for Sustainable Mining & Environmental Activities».

*Ключові слова:* фіторекультивация, відвали відходів вуглевидобування, важкі метали, біочар, рівень рН, композитні рослинні сети, дикорослі злаки.

## СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Основні наукові результати дисертації опубліковані в наступних працях:

*Статті у наукових фахових виданнях, включених до переліку наукових фахових видань України:*

1. Ковров, О.С., Клімкіна, І.І., Самарська, А.В. & Красовський, С.А. (2020). Лабораторне дослідження процесу біовилуговування важких металів як явища кислотного шахтного дренажу. *Збірник наукових праць НГУ*, 60, 150-161. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/60.150>
2. Красовський, С.А. Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2021). Фіторе mediaція вугільних відвалів Західного Донбасу. *Збірник наукових праць НГУ*, 65, 170-178. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/65.170>
3. Красовський, С.А. Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2021). Визначення фізико-хімічних параметрів вугільного відвалу ДТЕК ШУ «Героїв космосу». *Екологічні науки*, 6(39), 137-140. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.6-39.23>
4. Красовський, С.А. Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2022). Аналіз на вміст рідкоземельних елементів відвалу вуглевидобування ДТЕК ШУ «Героїв космосу» з подальшою перспективою біовилуговування. *Техногенно екологічна безпека*, 11(1/2022), 18-22. <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2022.1.3>
5. Красовський, С.А., Ковров, О.С., Клімкіна, І.І., Віхе, О., & Хальмаєр, Г., (2022). Вплив важких металів на ростові показники Wall barley (*Hordeum murinum*) та Japanese brome (*Bromus japonicus*). *Збірник наукових праць НГУ*, 68, 184-192. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/68.184>
6. Зворигін, К.О., Красовський, С.А., & Ковров, О.С. (2022). Вивчення залежності росту *Bromopsis inermis holub* від різного поливу та кількості важких металів у ґрунті. *Збірник наукових праць Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова*, 2(489), 89-95. [https://doi.org/10.15589/znp2022.2\(489\).13](https://doi.org/10.15589/znp2022.2(489).13)

7. Красовський, С.А., Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2022). Вплив біочару на фітореMediaційні властивості *Avena fatua* та *Bromus inermis* leyss. *Збірник наукових праць НГУ*, 70, 192-199. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/70.192>

8. Красовський С.А., & Ковров О.С. (2022). Вплив солей важких металів Рb та Cd на вегетативні показники *Triticum aestivum*. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*, 12(2/2022), 32-36. <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2022.2.4>

9. Krasovskyi, S., & Kovrov, O. (2023) Study of plant sets with further development of phytoremediation technology. *Ecological Sciences*, 3(48), 176-181. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.3-48.28>

10. Ковров, О.С., Красовський, С.А., & Сушко, З.Л. (2023). Обґрунтування параметрів біологічної рекультивації відвалу шахти для зменшення викидів вуглепородного пилу в атмосферу. *Екологічні науки*, 4(49), 97-104. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.4-49.13>

*Статті у виданнях, що індексуються в наукометричній базі даних Scopus:*

11. Krasovskyi, S., Kovrov, O., Klimkina, I., & Wiche, O. (2022). Impact of substrate acidification on the plant availability of some trace elements in a coal waste material. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 17(1), 171-178. <https://doi.org/10.26471/cjees/2022/017/211>

*Матеріали міжнародних наукових конференцій:*

12. Красовський С.А., Ковров О.С., & Клімкіна І.І. (2020). Огляд технологій фіторекультивації відвалів вуглевидобування. *IX Всеукраїнській науково-технічній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених "МОЛОДЬ: НАУКА ТА ІННОВАЦІЇ"* (25-27 листопада 2020 р., м. Дніпро), (с. 73-74). Режим доступу <https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/molod-nauka-ta-innovatsii-2020/%D0%A2%D0%BE%D0%BC%2010.pdf>

13. Krasovskyi, S. (2021). Phytoremediation of reclaimed coal dumps in Western Donbas. *The 16th International Forum for Students and Young Researchers , "WIDENING OUR HORIZONS" (April 21-22, 2021; м. Дніпро)*, 168-169.

14. Красовський, С.А. (2021). Токсичний вплив важких металів на фізіологічні процеси рослин. «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи». *Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції (26 березня 2021 р., м. Львів)*, (с. 79-81).

15. Красовський, С.А., Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2021). Використання процесів фітореMediaції для біовилуговування хімічних елементів з відвалів вуглевидобування. *Міжнародний науковий симпозиум «Тиждень еколога – 2021» (18-20 жовтня 2021р., м. Кам'янське)*, (с. 158-160).

16. Красовський, С. (2021). Аналіз фізико-хімічних параметрів відвалу вуглевидобування шахти «Героїв Космосу». *IX Всеукраїнській науково-технічній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених "МОЛОДЬ: НАУКА ТА ІННОВАЦІЇ" (11–12 листопада 2021 р., м. Дніпро)*, (с. 170-171). Режим доступу <https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/molod-nauka-ta-innovatsii-2021/molod-2021.pdf>

17. Красовський С., Ковров О., & Клімкіна І. (2021). Аналіз вмісту водорозчинних хімічних елементів з відвалу вугільної шахти. *II Міжнародна науково-практична конференція «Екологія. Довкілля. Енергозбереження» присвячена 203-річчю Національного університету «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка» (2-3 грудня 2021 р., Полтава)*, (с.204-206).

18. Красовський, С., Ковров, О., Клімкіна, І., & Хальмаєр, Г. (2022). Використання рослин піонерів Wall barley (*Hordeum murinum*) та Japanese brome (*Bromus japonicus*) для подальшої фітостабілізації відвалу вуглевидобування. *The 7th international youth congress sustainable development: environmental protection. energy saving. Sustainable environmental management (10-11 лютого, 2022 р., м. Львів)*, (с. 164).

19. Krasovskyi, S. (2022). Environmental impact of metals resulting from military activities: Ukraine. *Всеукраїнській науково-технічній конференції*



студентів, аспірантів та молодих вчених «МОЛОДЬ: НАУКА ТА ІННОВАЦІЇ» (23-25 листопада, 2022 р., м. Дніпро). (с. 254-255.). Режим доступу <https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/molod-nauka-ta-innovatsii-2022/molod-2022.pdf>

20. Krasovskyi, S. (2022). Modeling of the process of migration of chemical elements in coal dumps. *Всеукраїнська науково-практична конференція «Проблеми техногенно-екологічної безпеки в сфері цивільного захисту»*. (8-9 грудня 2022 р., м. Харків), (с.48-50).

21. Zvoryhin, K., & Krasovskyi, S. (2023). Prospects for the use of phytoremediation for land restoration after hostilities. *Світ наукових досліджень. Збірник наукових публікацій міжнародної Мультидисциплінарної наукової інтернет-конференції*. (16-17 лютого 2023 р, м. Тернопіль), (с. 394-396).

22. Красовський, С.А., Прижигалінська, Є.О., & Борисовська, О.О. (2023). Удосконалення технології складування твердих побутових відходів у Дніпропетровській області. *Збірник матеріалів 13 міжнародної науково технічної конференції аспірантів та молодих вчених «Наукова весна»-2023 (1-3 березня 2023 р., м. Дніпро)*, (с. 94-96). Режим доступу [https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/naukova-vesna-2023/Scientific\\_Spring\\_2023.pdf](https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/naukova-vesna-2023/Scientific_Spring_2023.pdf)

23. Krasovskyi, S. (2023). Prospects of mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Збірник матеріалів 13 міжнародної науково технічної конференції аспірантів та молодих вчених «Наукова весна»-2023 (1-3 березня 2023 р., м. Дніпро)*, (с. 113-114). Режим доступу [https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/naukova-vesna-2023/Scientific\\_Spring\\_2023.pdf](https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/naukova-vesna-2023/Scientific_Spring_2023.pdf)

24. Krasovskyi, S. (2023). Possibility of using microorganisms for phytoremediation of coal dumps in Western Donbas. *Світ наукових досліджень. Збірник наукових публікацій міжнародної Мультидисциплінарної наукової інтернет-конференції*. (16-17 березня 2023 р., м. Тернопіль), (с.252-255).

25. Krasovskyi, S., & Zvoryhin, K. (2023). The importance of green energy in wartime. XVII Екологічна безпека держави. Тези доповідей XVII Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених і студентів (20 квітня 2023 р., Київ), (с.22).

26. Красовський, С. (2023). Зменшення впливу відвалів відходів вуглевидобування на навколишнє середовище методом ремедіації. *Збірник матеріалів міжнародної науково-практичної конференції «Безпечна, комфортна та спроможна територіальна громада» (11-13 жовтня 2023 р., Дніпро)*, (с.89-90).

27. Красовський, С., Ковров, О., & Хальмаєр, Г. (2023). Перспективи використання рослинних сетів для вдосконалення технології фіторемедіації. *Матеріали XI Міжнародної науково-технічної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «МОЛОДЬ: НАУКА ТА ІННОВАЦІЇ»*, (22-24 листопада 2023 р., м. Дніпро), (с. 365-366). Режим доступу <https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/molod-nauka-ta-innovatsii-2023/molod-2023-vol1.pdf>

28. Красовський, С.А. (2023). Біологічна рекультивация як метод післявоєнної екологічної відбудови України. *IV Міжнародна науково-практична конференція «Екологія. Довкілля. Енергозбереження» (7-8 грудня 2023 р., Полтава)*, (с.167-169).

*Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації*

29. Ковров, О.С., & Красовський, С.А. (2023). Спосіб біологічної рекультивации відвалів відходів вуглевидобування (патент на корисну модель 155114, Україна). Режим доступу <https://base.uipv.org/searchINV/search.php?action=viewdetails&IdClaim=287816>

## ABSTRACT

*Krasovskiy S.A.* Development of technology for the phytoremediation of coal dumps. – Qualifying scientific work on manuscript rights.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in the field of 183 - Environmental Protection Technologies (18 - Production and Technology) – Dnipro University of Technology of the Ministry of Science and Education of Ukraine, Dnipro, 2024.

An analysis of technogenic impact on the ecosystem during coal mining processes was performed. A theoretical analysis of modern technologies of phytoremediation of coal dumps in Ukraine and in the world was conducted. Carrying out field work on the dumping of carbon sequestration waste, which has already passed the stage of phytorecultivation, for the analysis of the vegetation cover in the given territory. Phytostabilization and phytoextraction processes on the mine rock substrate were investigated.

For the implementation of experimental research, a physico-chemical analysis of the studied substrates selected from coal mining waste dumps from the Mine Pavlogradska and Mine the Heroes of the Cosmos was carried out. Such indicators as: pH, specific electrical conductivity of the substrate (EC), amount of nutrients and concentration of mobile forms were measured. The obtained results indicate that the studied substrates have low pH, EC and low nutrient content. The concentration of such elements as: Co, As, Cu, Pb, Mn and Zn exceed the TLV norms. The content of rare earth elements in the substrate of mine rock selected from the Mine the Heroes of the Cosmos. ICP-MS analysis of rare earth elements in samples taken from a coal dump allowed to establish that these elements are present in the rock. The analysis of water-soluble rare earth elements at two different solutions (pH = 7 and pH = 5) made it possible to establish that these elements enter the environment with aqueous solutions, which in turn facilitates the access of plants to these elements. According to the obtained results, the concentration of rare-earth elements increases accordingly when the pH of the solution is increased.

A number of experiments were performed on bioabsorption and bioleaching of heavy metals in culture media with *A. ferrooxidans* bacteria. It was established that as a result of bacterial activity there is a gradual decrease in pH in culture media due to bacterial growth, as a result of which heavy metals are leached into the solution.

The choice of plants for phytorecultivation of coal mining waste dumps is substantiated, taking into account the effect of phytostabilization and phytoextraction, based on the study and analysis of the physico-chemical parameters of the substrate under study.

It is proposed to use the following plants for the phytorecultivation of coal mining waste dumps: *Triticum aestivum* L., *H. murinum* L., *B. japonicas*, *B. inermis* holub, *Avena fatua* L., *Dactylis glomerata* L., *B. ramosa*, *P. sativum* L., *T. pratense* L., *S. alba* L., *Capsella bursa-pastoris* L. The studied plants showed their stress resistance to the specific climatic conditions of the steppe zone of Ukraine and were also resistant to the influence of heavy metal salts on their biometric indicators.

The influence of physical and chemical factors of the environment on the physico-chemical parameters of the studied substrate and the influence of these factors on the growth indicators of phytoremediant plants were investigated. It was recorded that biochar in concentrations of 10%, 15% and 20% of the substrate did not have a particular effect on such parameters as pH and EC. The growth test showed that the research plants *Avena fatua* L., and *B. Leyss* showed better vegetative results at a concentration of 15% biochar to the substrate, which allows considering biochar as an auxiliary element for the biological reclamation process. The effect of acidification of the substrate on the migration of chemical elements in the substrate, filtrate and in plants was analyzed. It has been recorded that at a pH value of more than 4, there is an increased mobilization of such elements as: Co, As, Cu, Pb, Mn, Zn and Cr, which may threaten the environment. The studied plants *H. murinum* L., and *B. japonicus* showed good germination rates. In a direct comparison, *H. murinum* L., was characterized by better growth characteristics (longer roots and shoots) compared to *B. japonicus*, especially in highly acidic conditions. At the same time, *H. murinum* L., mainly accumulated the studied elements in the roots, while *B. japonicus* demonstrated a

significantly greater root-shoot transfer. Given the ongoing sulfide oxidation and substrate acidification, the results suggest that *H. murinum L.*, can be used for the phytostabilization of pollutants characterized by low translocation factor, while *B. japonicus* is a significant candidate for the phytoextraction of toxic elements in the mining areas of Western Donbas .

Research growth indicators of composite plant sets with further development of phytorecultivation technology. It is proposed to use a plant set with the following composition: *H. murinum L.*, *T. pratense L.*, *S. alba L.* for a more effective implementation of biological reclamation of coal dumps.

The technology of the phytorecultivation of coal mining waste dumps has been developed. The basis of the method of phytorecultivation of coal mining waste dumps is the method of applying a mixture with seeds in the form of composite briquettes to the surface of rock dumps. The mixture is preliminarily made into loam-biohumus briquettes from a mixture of natural loam, biohumus, Agar Agar and dominant herbaceous wild plant species of the *Poaceae*, *Fabaceae* and *Brassicaceae* families, followed by the placement of the briquettes in a conditionally checkerboard pattern on slopes and terraces of coal mining waste dumps, which creates conditions for plant growth and the development of plant communities that are adapted to the Pavlograd district, which belongs to the steppe zone of Ukraine. The proposed technology of phytorecultivation of coal mining waste dumps makes it possible to effectively carry out the process of phytoremediation in conditions of characteristic climatic conditions, allows to create a primary vegetation cover, with the expectation of further creation of favorable conditions for plants of higher classes, reduces the man-made impact of the dump on the environment, due to the reduction of wind and of water erosion.

The substantiation of the parameters of the phytorecultivation of the mine tailings to reduce the emissions of carbon dust into the atmosphere. As a result of the conducted research, it was established that the coal mining waste dump of Zahidno-Donbaska Coal Mine dusts the air with dust particles of 289.8 tons/year. Phytoremediation of this dump was calculated, and the need for phytorecultivation of

the coal mining dump surface to reduce dust removal from this coal dump was established.

According to the calculations, the total costs for phytorecultivation for one growing season are: UAH 265 606 per 1700 m<sup>2</sup> and UAH 156,2 per m<sup>2</sup>.

The studied experiments were conducted at the Department of Ecology and Technologies of Environmental Protection of the Dnipro University of Technology. Also within the framework of the joint educational project "Ecomining: Development of Integrated Ph.D. Program for Sustainable Mining & Environmental Activities" during research on the technology of biological reclamation of coal dumps at the Technical University "Bergakademie Freiberg" (Germany).

*Key words:* phytorecultivation, coal mining waste dumps, heavy metals, biochar, pH level, composite plant sets, wild cereals.

## ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ.....	17
ВСТУП.....	18
РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ТЕХНОЛОГІЙ ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ ВІДВАЛІВ ВІДХОДІВ ВУГЛЕВИДОБУВАННЯ.....	17
1.1 Стан вугільно-добувної промисловості в Україні.....	27
1.2 Вплив вугільних відвалів вуглевидобування на навколишнє середовище.....	31
1.3 Аналіз технологій ремедіації відвалів відходів вуглевидобування.....	34
1.4 Огляд технологій фіторемедіації відвалів відходів вуглевидобування....	41
1.5 Критерії вибору та ключові аспекти технології фіторекультывації відвалів вуглевидобування.....	53
1.6 Висновки за розділом.....	57
РОЗДІЛ 2 МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕНЬ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ШАХТНИХ ПОРІД ТА РОСЛИННОЇ БІОМАСИ ДЛЯ ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ ЗЕМЕЛЬ.....	58
2.1 Методи аналізу фізико-хімічних показників шахтних порід відвалів вуглевидобування.....	58
2.2 Методи лабораторного аналізу процесу біовилуговування важких металів як явища кислотного шахтного дренажу порід.....	63
2.3 Аналіз вмісту мікроелементів методом ІЗП-МС.....	66
2.4 Біотестові методи.....	67
2.5 Методи прогнозу рослинної біомаси для фіторекультывації техногенних земель.....	75
2.6 Методи статистичного аналізу.....	77
2.7 Висновки за розділом.....	77

РОЗДІЛ 3 ЕКСПЕРЕМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПОРОДНИХ СУБСТРАТІВ ТА РОСТОВИХ ПОКАЗНИКІВ РОСЛИН-ФІТОРЕМЕДІАНТІВ.....	79
3.1 Аналіз фізико-хімічних характеристик порід вугільних відвалів вуглевидобування.....	79
3.2 Лабораторний аналіз процесу біовилуговування важких металів як явища кислотного шахтного дренажу.....	85
3.3 Вибір рослин фіторемедіантів для біотестових досліджень.....	89
3.4 Аналіз впливу біочару на ростові показники рослин-фіторемедіантів.....	107
3.5 Вплив кислотності на ростові показники рослин-фіторемедіантів.....	111
3.6 Оцінка ростових показників композитних рослинних сетів і перспективи їх застосування в технології фіто рекультивації.....	118
3.7 Висновки за розділом.....	124
РОЗДІЛ 4 РОЗРОБКА ТЕХНОЛОГІЇ ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ ВІДВАЛІВ ВІДХОДІВ ВУГЛЕВИДОБУВАННЯ.....	126
4.1 Методика фіторекультивації відвалів відходів вуглевидобування.....	126
4.2 Обґрунтування параметрів фіторекультивації відвалу шахти для зменшення викидів вуглепородного пилу в атмосферу.....	134
4.3 Розрахунок економічної оцінки застосування технології фіторекультивації.....	144
4.4 Висновки за розділом.....	158
ЗАКЛЮЧНІ ВИСНОВКИ.....	160
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	163
ДОДАТОК А.....	177
ДОДАТОК Б.....	183
ДОДАТОК В.....	184
ДОДАТОК Г.....	185
ДОДАТОК Д.....	187



## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ

pH – величина, що показує міру активності іонів водню ( $H^+$ ) в розчині, тобто ступінь кислотності або лужності цього розчину

ЕС – електропровідність

ГДК – гранично допустима концентрація

ІЗП-МС – мас-спектрометрія з індуктивно зв'язаною плазмою

ВМ – важкі метали

АТ – акціонерне товариство

ПрАТ – приватне акціонерне товариство

ЕДТА – етилендіамінтетраоцтова кислота

ЕДДЯ – етилендіаміндіянтарна кислота

MerB – модифікація бактеріального гена merBре

ЕГТА – егтазинова кислота

С – концентрація

ТФ – транслокаційний фактор

## ВСТУП

**Актуальність теми.** Гірничодобувна промисловість є ключовою й стратегічно важливою галуззю енергетики України. Серед секторів цієї галузі особливе значення має вугільна промисловість, яка забезпечує майже третину виробництва енергії в Україні. Проте, разом зі своїм важливим внеском у енергетичну незалежність, вугільна промисловість також несе значний негативний вплив на довкілля під час всіх етапів гірничо-добувних процесів.

Одним із негативних наслідків є утворення вугільних відвалів. На сьогоднішній день в Україні налічується понад тисяча відвалів, які характеризуються низьким рівнем рН, електропровідністю та вмістом поживних речовин. Більш того, в їх складі містяться токсичні елементи, що може призводити до забруднення літосфери, атмосфери та гідросфери.

Ці відвали не лише займають великі земельні території, які можна було б використати в агропромисловому секторі, але й становлять потенційну загрозу для навколишнього середовища. Вони схильні до утворення пилу та самозаймання, що може призводити до значного забруднення атмосфери, а також до вимивання токсичних елементів у ґрунтові води.

Вугільні відвали є джерелом викидів твердих часток пилу і газоподібних домішок, що погіршує якість атмосферного повітря. Накопичення відвальних матеріалів може сприяти зсувам ґрунту, що призводить до створення проблем навколишнього середовища і загрози для населення. Руйнування природних екосистем під час відкритих вугільних видобутків і утворення відвалів призводить до втрати біорізноманіття та природних ресурсів. Відвали вугільних шахт часто впливають на життя місцевого населення, змушуючи їх стикатися з екологічними, соціальними та економічними проблемами.

Одним із вирішенням цієї проблеми є застосування методу фіторекультивациі. Такий покрив допомагає зменшити вітрову та водну ерозію, а також накопичує та знешкоджує токсичні елементи, сприяючи стабілізації довкілля та відновленню природного балансу.

Актуальність досліджень у напрямі фіторекультивуації відвалів вуглевидобування постає з усвідомлення того, що сучасні технології та методи біологічного відновлення деградованих земель базуються на спрощених підходах, які зазвичай не враховують фізико-хімічних особливостей техногенних гірських порід та вплив екологічних чинників на ростові показники рослинності. Зокрема, недостатньо вивчено вплив різних видів шахтної породи на ефективність фіторекультивуації та механізми взаємодії між рослинами та важкими металами, що містяться у субстраті. Також потребує детального дослідження вплив фізичних та хімічних факторів, таких як біочар і рН, та їх впливом на фітоекстракцію та фітостабілізацію.

Отже, необхідно звернути увагу на ці аспекти та провести подальші дослідження з метою розширення наукового розуміння процесів фіторекультивуації та покращення практичних методів відновлення вугільних відвалів.

Розробка технологій фіторекультивуації відвалів відходів вуглевидобування є стратегічним напрямом екологічної політики України в галузі відновлення гірничо-промислових територій відповідно до цілей сталого розвитку. Успішне впровадження цих технологій сприятиме зменшенню антропогенного впливу вугільної промисловості, забезпечить відновлення та охорону природних ресурсів, а також сприяє створенню нових робочих місць у сфері екології та видобутку вугілля. Такий позитивний вплив може мати широкі наслідки не лише для України, а й для всього світу, вирішуючи екологічні проблеми та сприяючи сталому розвитку.

Розробка нових стратегій та наукових підходів до фіторекультивуації відвалів вуглевидобування є критично важливою для підвищення екологічної безпеки промислових регіонів, зокрема в Україні, сприяючи не лише зменшенню негативного впливу промисловості на навколишнє середовище, а й стимулюючи розвиток відповідної науково-виробничої галузі і впровадження інноваційних технологій.

### **Зв'язок роботи з науковими програмами, планами і темами**

Дисертаційну роботу виконано на кафедрі екології та технологій захисту навколишнього середовища НТУ «Дніпровська політехніка» і є складовою частиною НДДКР «Обґрунтування новітніх технологічних рішень освоєння родовищ корисних копалин у контексті сталого розвитку гірничодобувних регіонів» (№ державної реєстрації 0120U102078. Період виконання: 01.2020 – 12.2022); «Обґрунтування технологічних рішень екологобезпечного освоєння мінеральних ресурсів в умовах відбудови країни у воєнний і післявоєнний періоди» (№ державної реєстрації 0123U101759. Період виконання: 03.2023 – 12.2025); «Розробка екологобезпечних технологій відновлення техногенно деградованих територій в умовах повоєнної відбудови» (№ державної реєстрації 0124U000357. Період виконання: 01.2024 – 12.2024). та в межах освітнього проекту «Eco-mining: Development of Integrated Ph.D. Program for Sustainable Mining & Environmental Activities» під час спільних досліджень технологій фіторекультивациі відвалів відходів вуглевидобування в Технічному університеті «Фрайберзька гірнича академія» (Німеччина).

**Ідея роботи** полягає у підвищенні екологічної безпеки відвалів відходів вуглевидобування шляхом обґрунтування технології їх фіторемедіації стресостійкими рослинами для зниження вмісту та обмеження міграції важких металів у відвальних гірських породах та прилеглих територіях.

**Мета і задачі дослідження.** Метою роботи є розробка технології фіторекультивациі відвалів відходів вугледобування композитними біогумусовими брикетами з насінням рослин-фіторемедіантів.

Для досягнення поставленої мети необхідно було виконати наступні задачі:

1) виконати теоретичний аналіз сучасних технологій фіторемедіації відвалів відходів вуглевидобування на основі яких обрати методи та технологію наукових досліджень;

2) провести фізико-хімічний аналіз субстрату шахтної породи, відібраної з відвалів відходів вуглевидобування на прикладі шахти «Павлоградська» та

шахти «ім. Героїв Космосу» ПрАТ «ДТЕК Павлоградвугілля». На основі отриманих результатів обґрунтувати вибір рослин для фіторекультивуації досліджуваних субстратів;

3) дослідити вплив фізичних та хімічних факторів навколишнього середовища на фізико-хімічні показники досліджуваного субстрату шахтної породи та вплив цих факторів на ростові показники рослин-фіторемедіантів;

4) розробити технологію фіторекультивуації відвалів відходів вуглевидобування на підставі проведених теоретичних, лабораторних та польових досліджень;

5) обґрунтувати еколого-економічні показники запропонованої технології для зменшення викидів вуглепородного пилу в атмосферу.

**Методи досліджень.** У роботі використаний комплекс теоретичних і експериментальних методів дослідження. Теоретичний аналіз охоплював сучасні технології і практики фіторекультивуації забруднених техногенних земель. Експериментальні методи включали детальний аналіз фізико-хімічного складу субстратів, включаючи визначення рН, ЕС, вмісту важких металів та органічних речовин, а також статистичний аналіз отриманих експериментальних даних. Особливу увагу було приділено різним видів рослин-фіторемедіантів для оцінки їх здатності до поглинання забруднювачів, проведення контролю умов зростання та моніторинг біомаси на субстратах шахтної породи відібраної з відвалів відходів вуглевидобування.

**Об'єктом дослідження** є технологія фіторекультивуації відвалів відходів вуглевидобування із застосуванням методу фіторемедіації.

**Предметом дослідження** є вплив фізико-хімічних характеристик шахтної породи відвалів вуглевидобування на ростові показники рослин-фіторемедіантів внаслідок наявності та міграції важких металів.

**Наукова новизна одержаних результатів:**

- уперше проведено фізико-хімічний аналіз досліджуваного субстрату шахти «ім. Героїв Космосу» ПрАТ «ДТЕК Павлоградвугілля» на такі показники

як: рН, ЕС, вміст поживних речовин та вміст хімічних елементів за допомогою методу ІЗП-МС аналізу;

- уперше проаналізовано вплив фізичних (біочар) та хімічних (показник рН) факторів навколишнього середовища на фізико-хімічні показники досліджуваного субстрату шахтної породи та впливу даних показників на ростові показники досліджуваних рослин;

- уперше зафіксовано, що при рН=4 підвищується мобілізація таких елементів як: Co, As, Cu, Pb, Mn, Zn і Cr у досліджуваному субстраті відібраному з шахти «ім. Героїв Космосу» ПрАТ «ДТЕК Павлоградвугілля»;

- уперше застосовано досліджувані рослини у якості фіторемедіантів (*H. murinum L.*, *Bromus japonicus*, *Bromopsis i.holub*, *Avena fatua L.*, *Bromus i. leys*, *Triticum aestivum L.*) та проаналізовані їхні ростові показники на досліджуваному субстраті шахтної породи та вплив важких металів на них;;

- уперше обґрунтовано видові склади рослинних сетів для потреб фіторекультивациі, які мають високу стресостійкість до факторів довкілля та високі фітостабілізаційні та фітоекстракційні властивості до важких металів.

### **Практична значимість роботи.**

- Розроблена та обґрунтована технологія фіторекультивациі відвалів відходів вуглевидобування, яка базується на використанні насіння рослин сімейств *Poaceae*, *Fabaceae* та *Brassicaceae* у складі композитних біогумусових брикетів для їх розміщення на поверхні відвалу, що створює особливі умови для росту рослин та створення піонерних рослинних угруповань з мінімізацією процесів вітрової та водної ерозії та підвищення екологічної безпеки об'єкта.

- Виконано технологічні розрахунки пиловиділення з поверхні відвалу відходів вуглевидобування та обґрунтовано еколого-економічні заходи з фіторекультивациі для зменшення негативного впливу на довкілля.

- Впроваджено методику застосування дикорослих злакових рослин для фіторекультивациі техногенно забруднених земель в навчальний процес кафедри екології та технологій захисту навколишнього середовища НТУ «Дніпровська політехніка».

**Наукове значення роботи:** Дана наукова робота вносить важливий внесок у розвиток науки, пропонуючи нову технологію рекультивації вугільних відвалів. Вона сприяє розширенню знань про використання дикорослих рослин, покращення якості субстрату шахтної породи та зменшення негативного впливу на навколишнє середовище.

Розроблена технологія має практичне значення для гірничо-вугільної промисловості, оскільки вона дозволяє зменшити негативний вплив видобутку вугілля на навколишнє середовище та сприяє створенню умов для відновлення природного біорізноманіття.

Дана технологія дає змогу ефективно проводити процес фіторекультивації в степовій кліматичній зоні України, дозволяє створити первинний рослинний покрив, з розрахунком на подальше створення сприятливих умов для рослин вищих класів, зменшує техногенний вплив відвалу на навколишнє середовище, за рахунок зменшення вітрової та водної ерозії.

Вищезазначений науковий підхід використання дикорослих злакових рослин для фіторекультивації техногенно забруднених земель впроваджено в дисципліну «Біомайнінг» та «Інноваційні екологічні технології в ЄС та Україні», які викладаються магістрам на кафедрі екології та технологій захисту навколишнього середовища НТУ «Дніпровська політехніка».

Результати цієї роботи можуть стимулювати подальші дослідження в галузі фіторекультивації вугільних відвалів. Вони можуть послужити основою для розвитку нових методів та технологій, спрямованих на покращення екологічної ситуації в гірничо-добувних регіонах.

Робота може мати значення для соціально-економічного розвитку вуглевидобувних регіонів, забезпечуючи можливості для створення нових робочих місць у сфері охорони довкілля та рекультивації земель.

**Практичне значення одержаних результатів.** Розроблена та обґрунтована технологія фіторекультивації відвалів відходів вуглевидобування. Отримано патент на спосіб фіторекультивації відвалів відходів вуглевидобування. В основу винаходу поставлена задача удосконалення способу

фіторекультивациі відвалів композитними брикетами, в якому введенням нових технологічних операцій у вигляді спрощення процесу виготовлення брикетів, збільшення їх міцності та надійності, досягається можливість створення особливих умов для росту рослин на відвалах відходів вуглевидобування та створення стійких рослинних угруповань з мінімізацією процесів вітрової та водної ерозії, за рахунок чого підвищується ефективність управління станом довкілля та екологічної безпеки об'єкта (патент України №155114, 2024, Додаток Б). Обґрунтовані еколого-економічні показники запропонованої технології для зменшення викидів вуглепородного пилу в атмосферу.

**Впровадження результатів роботи.** В рамках міжнародних освітньо-наукових проектів Німецької служби академічних обмінів DAAD «ЕкоМайнінг: розвиток інтегральної PhD програми зі сталого гірництва» (2019-2022) та «Біотехнології в гірництві - Інтеграція нових технологій в освітню практику» (2015-2018) спільно з ТУ «Фрайберзька гірнична академія» (Німеччина) здобувачем Красовським С.А. розроблялись найкращі практики фіторекультивациі та фіторемедіациі техногенно забруднених земель.

За результатами досліджень виконаних відповідно до тематики дисертаційних досліджень обґрунтовано методику застосування дикорослих злакових рослин для фіторекультивациі техногенно забруднених земель, зокрема відвалів вуглевидобування, з метою формування піонерних рослинних біоценозів.

Вищезазначений науковий підхід використання дикорослих злакових рослин для фіторекультивациі техногенно забруднених земель впроваджено в дисципліну «Біомайнінг» та «Інноваційні екологічні технології в ЄС та Україні», які викладаються магістрам на кафедрі екології та технологій захисту навколишнього середовища НТУ «Дніпровська політехніка».

**Особистий внесок здобувача.** Основні положення і результати досліджень, що виносяться на захист дисертаційної роботи, отримані здобувачем особисто. Серед них: проведення планування, збір даних і аналіз експериментальних досліджень, опублікованих у літературних та інтернет



джерелах, результати експериментальних досліджень субстратів шахтної породи та біологічних тестів виконаних з досліджуваними рослинами.

Постановка задач досліджень, аналіз і обговорення отриманих результатів, узагальнення отриманої інформації та формулювання висновків виконувались здобувачем спільно з науковим керівником.

**Апробація результатів дисертації.** Основні положення дисертаційної роботи доповідались та обговорювались на Міжнародних та Всеукраїнських науково-практичних конференціях: IX Всеукраїнській науково-технічній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених "МОЛОДЬ: НАУКА ТА ІННОВАЦІЇ"; The 16th International Forum for Students and Young Researchers , "WIDENING OUR HORIZONS"; «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи». IV Міжнародна науково-практична конференція; «Міжнародний науковий симпозіум «Тиждень еколога – 2021»; IX Всеукраїнській науково-технічній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених "МОЛОДЬ: НАУКА ТА ІННОВАЦІЇ"; II Міжнародна науково-практична конференція «Екологія. Довкілля. Енергозбереження»; The 7th international youth congress sustainable development: environmental protection. energy saving. Sustainable environmental management; Всеукраїнській науково-технічній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених "МОЛОДЬ: НАУКА ТА ІННОВАЦІЇ"; Всеукраїнській науково-практичній конференції «Проблеми техногенно-екологічної безпеки в сфері цивільного захисту»; світ наукових досліджень; науково-технічна конференція аспірантів та молодих вчених «Наукова весна»; всеукраїнська науково-практична конференція молодих учених і студентів; міжнародна науково-практична конференція «Безпечна, комфортна та спроможна територіальна громада»; IV Міжнародна науково-практична конференція «Екологія. Довкілля. Енергозбереження»;

**Публікації.** За матеріалами дисертаційної роботи опубліковано 29 наукових праць, серед них: 11 публікацій у фахових виданнях, у тому числі: 1 стаття у науковому виданні, що індексується наукометричними базами даних Scopus та Web of Science; 10 статей – у виданнях, що включені до переліку

наукових фахових видань України; 17 тез доповідей на Всеукраїнських та Міжнародних науково-практичних конференціях; 1 патент на корисну модель України.

**Структура й обсяг дисертації.** Дисертаційна робота викладена на 189 сторінках машинописного тексту, складається зі вступу, чотирьох розділів, загальних висновків, списку використаних джерел та 5 додатків. Обсяг основного тексту дисертації складає 145 сторінок друкованого тексту. Робота ілюстрована 35 таблицями та 47 рисунками. Список використаних джерел містить 115 найменувань, з них 21 кирилицею та 94 латиницею.

# РОЗДІЛ 1

## ОГЛЯД ТЕХНОЛОГІЙ ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ ВІДВАЛІВ ВІДХОДІВ ВУГЛЕВИДОБУВАННЯ

### 1.1 Стан вугільно-добувної промисловості в Україні

Україна залишається однією з найменш енергоефективних країн Європи з найвищою енергоемністю серед інших членів Енергетичного Співтовариства. Історично так склалося, Україна була одним із найбільших виробників вуглеводнів у континентальній Європі та транзитним партнером джерел енергії (переважно природного газу та нафти) на сусідні ринки [1]. Кількість поставок первинної енергії зменшилося на 45 % після проголошення Незалежності [2]. Загальне постачання первинної енергії скоротилося з 252,3 до 135,1 мільйонів тон нафтового еквіваленту (млн тне). Об'єми видобутку вугілля скоротилися вдвічі після початку воєнних дій на Донбасі. Внаслідок того, що значна кількість вугільних шахт розташовані на Донбасі, у 2013–2017 роках видобуток вугілля скоротився вдвічі. У 2017 році поставки первинної енергії в Україні дорівнювало лише 89,6 млн тне, а найбільші частки в його структурі мали вугілля (29 %), природний газ (27 %) та ядерна енергетика (25 %).

В останній час набувають популярності відновлюванні джерела енергії. Вітрові та сонячні електростанції виробляють найбільше зеленої електроенергії. Обсяг виробництва сонячної енергії у 2018–2019 роках виріс із 948,2 МВт до 2640,4 МВт, а обсяг виробництва вітрової енергії збільшився з 515,4 МВт до 776,4 МВт відповідно [3]. Найбільша частка у трансформації та споживання енергії припадає на природний газ та нафту. У 2018 році в Україні було поставлено 32,3 млрд м<sup>3</sup> природного газу: 20,9 млрд м<sup>3</sup> було видобуто, ще 10,6 млрд м<sup>3</sup> — імпортовано [4]. Приблизно на 23% (з 2,7 млн тон до 2,1 млн тон) зменшився видобуток нафти (данні на 2018 рік) [5]. Приблизно три четвертих природного газу в Україні постачається через компанії Нафтогаз та його дочірніх підприємств. Його дочірні підприємства включають АТ

«Укргазвидобування», ПрАТ «Укрнафтобуріння», АТ «Чорноморнафтогаз» і ПАТ «Укрнафта» [6]. У 2018 році «Укргазвидобування» добуло 15,5 млрд куб. м природного газу й відіграло центральну роль у його переробці [7]. Приватні компанії також відіграють вагомий роль на ринку вуглеводнів разом із державними компаніями. У 2018 році приватними компаніями України було видобуто 4,4 млрд м<sup>3</sup> природного газу та імпортовано ще 3,6 млрд м<sup>3</sup>. Дочірні підприємства та компанії, що належать до групи «Burisma Group», «ДТЕК Нафтогаз» (входить до Групи ДТЕК) і «Гео Альянс», активно займаються видобуванням природного газу та нафти [8]. Більша частина природного газу використовується на потреби у виробництві тепла, все інше іде на виробництво електроенергії. У 2017 році на побутових споживачів припадало 59 % обсягу постачання, решта була спожита промисловим (у тому числі хімічними та нафтохімічними компаніями) та транспортним сектором. Для виробництва дизельного палива, перетворення енергії та нафтопереробки – використовується неочищена нафта.

Негативна динаміка щодо видобутку та споживання вугілля була помічена в Україні останнім часом. З 2014 по 2018 рік, видобуток вугілля зменшився майже на 50 %, з 65 млн тон вугілля до 33,3 млн тон вугілля на рік [9]. Вугільний ринок так само розподілений на державні та приватні компанії. На приватному ринку велику вагу займають компанії, що входять до Групи ДТЕК і Групи Метінвест (при цьому остання інвестує у вуглевидобувну галузь здебільшого за кордоном). Окрім вуглевидобувної промисловості, компанії, які входять до Групи ДТЕК, мають в своєму складі вуглезбагачувальні фабрики, які знижують вміст мінеральних домішок і видаляють породу з вугілля, видобутого на території України [10].

На даний момент, більш ніж половину електроенергії в Україні виробляється шляхом виготовлення атомної енергії [11]. Із-за створення певного колапсу в енергетичному секторі із-за постачання вуглецевих енергоносіїв в останні роки в Україні підвищились потужності гідроенергетики. З 2014 року потужність виробництва енергії від води підвищилась на 25% [12].

На даний момент, відновлювальні джерела енергії дають українському енергетичному ринку 3-4 % від загальної потужності. Згідно з «зеленою політикою» українського уряду ця частка повинна вирости до 25 % на 2035 рік [13]. На рис.1.1 зображене виробництво електроенергії в Україні за джерелами міжнародного енергетичного агентства.

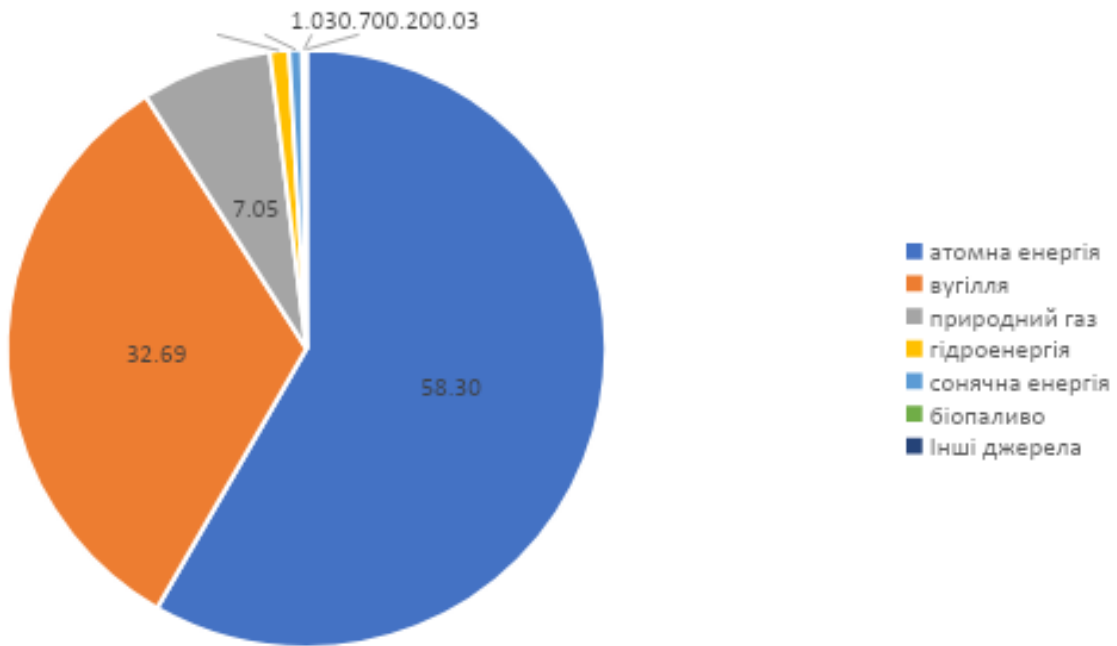


Рисунок 1.1 – Виробництво електроенергії в Україні (%)

(<https://rubryka.com/article/coal-ukraine/>)

Вуглевидобувна промисловість займає ключовий сегмент енергетичного сектору України. Станом на 2013 р. до початку військових дій на сході в Україні працювало 148 шахт, з них 102 – у державній власності. Після початку військових дій більшість шахт знаходиться на окупованій території, й станом на 2023 р. в Україні функціонує 31 вугільна шахта, з яких 18 шахт у державній власності, 13 шахт – у приватній. Найбільший внесок у вуглевидобуток держави вносять шахти ПрАТ «ДТЕК Павлоградвугілля» на рівні 18-20 млн т/рік, що складає 50-60% загального вуглевидобутку. Запаси вугілля не рівномірно зосередженні на території України. Українські поклади вугілля знаходяться в Донецькому, Львівсько-Волинському, Дніпровському басейнах, а також в

Новодмитріївському родовищі Дніпровсько-Донецької западини та Ільницькому, Рокосовському родовищах Закарпатської вугленосної площі (рис.1.2).



Рисунок 1.2 – Карта України з покладами кам'яновугільних басейнів  
(<http://surl.li/tpurg>)

Найбільші запаси кам'яного вугілля знаходяться в Донецькому і Львівсько-Волинському басейнах, а в Дніпровському, Донецькому басейнах, Дніпровсько-Донецькій западині й на Закарпатській вугленосній площі переважають поклади бурого вугілля [14]. На території трьох областей (Дніпропетровської, Донецької та Луганської) знаходиться один із найважливіших вугільних басейнів України – Донецький вугільний басейн. Дана територія знаходиться в степовій зоні країни, між водами річки Сіверський Донець і Азовським морем. Робочі пласти в даних басейнах мають потужність від 0,5 до 2,5 м. Пласти потужністю 1–1,5 м переважають у цьому басейні. У покрівлі пластів залягають аргіліти, іноді алевроліти, пісковики, рідко вапняки. У підшві вугільних пластів знаходяться аргіліти або алевроліти [14]. Розвідані запаси вугілля промислових категорій становлять 57,5 млрд т, перспективні –

18,3 млрд т Донецький вугільний басейн має всі основні марки вугілля в своєму складі. Більшість шахт є старими та потребують реконструкції. Більшість шахт проводять гірничо-добувні роботи на глибині більше 1000 м. Середня глибина в даному басейні становить 700 м [14].

Львівсько-Волинський вугільний басейн має площу 3,2 тис км<sup>2</sup>. Розвідані запаси вугілля – 2,1 млрд т, перспективні – 1,05 млрд т. До складу вугільного басейну входить 6 родовищ: Міжріченське, Забузьке, Волинське, Сокальське, Тяглівське, Карівське [14].

Дніпровський буровугільний басейн знаходиться в межах Вінницької, Житомирської, Київської, Черкаської, Кіровоградської, Дніпропетровської і Запорізької областей України. Загальні геологічні запаси становлять 5 млрд т, балансовані – 2,4 млрд т, з яких 0,5 млрд т. можна видобувати відкритим шляхом. Вугільні пласти мають потужність 25 м, середня – 3–4 м. Вугілля залягає на глибині – від 5 до 160 м [14].

Видобуток вугілля значно знизився після окупації Донбасу. У 2015 році всього було видобуто 39,7 млн тон кам'яного вугілля, у 2016-му – 40,9 млн тон, у 2017-му – 34,9 млн тон, у 2018-му – 33,3 млн тон, у 2019-му – 31,2 млн тон. Приватні підприємства добувають вугілля в рази більше ніж державні підприємства [1].

## **1.2. Вплив вугільних відвалів вуглевидобування на навколишнє середовище**

Вугільна промисловість нерівномірно розташована на території України. Сім областей мають на своїй території вуглевидобувні та перероблюючи підприємства. Із-за складних геологічних, інженерно-геологічних та гідрогеологічних умов, вугільні родовища України мають велике навантаження на свій промисловий комплекс, таким чином збільшується антропогенне навантаження на навколишнє середовище. Для нормального забезпечення роботи шахт, щорічно відкачується близько 750-770 млн м<sup>3</sup> шахтних вод [14].

Шахтні та кар'єрні води в своєму складі багаті на мінеральні речовини, нафтопродукти, солі важких металів та бактеріальні домішки. Механічний метод очистки переважає на цих підприємствах. Механічна очистка не є достатньо ефективною і вода, що потрапляє в природні водотоки після очистки, має в своєму складі до 30 мг/л завислих речовин. Азовське море найбільше приймає на себе удар «засоленості» шахтних вод, майже 80% загального об'єму потрапляє в акваторію Азовського моря. Крім засоленості вугільна промисловість також утворює підтоплені території, в наслідок чого утворюється просідання ґрунту.

Для діяльності всіх циклів вугільної промисловості, необхідна велика кількість території, насамперед це землі, які були призначені для використання в господарстві. Вугільні відвали щорічно поповнюються вугільною породою на 60 млн тон. На даний момент, в Україні утворилось 1063 гірничих відвалів, з яких близько четвертої частини – потенційно схильні до загоряння, більшість із цих відвалів є діюча. Загальна площа, яку займають вугільні відвали сягає приблизно 7200 га, в яких зберігається близько 2 млрд м<sup>3</sup> гірських порід. Вуглезбагачувальні фабрики вносять свій вклад в антропогенне навантаження, тим що скидають в мулонакоплювачі тонкодисперсні відходи флотаційного збагачування. Приблизно 850 га займають дані відходи, в яких зберігається приблизно 70 млн тон, з щорічним поповненням 2 млн тон. Вугільні промислові комплекси Західно-Донбаського та Львівсько-Волинського басейнів змінюють русла рік Західний Буг і Самара та їх притоків. У результаті активної експлуатації території шахт Львівсько-Волинського басейну, близько 600 га землі виявилось заболоченими із-за просідання земної поверхні. Із-за активних експлуатації шахт Західного Донбасу, близько 12,6 тис.га земельних угідь, в тому числі 2,5 тис.га орних земель, 1,3 га лісових угідь стали не придатними для використання [14]. Щороку більш ніж 1,1 млн тон на рік шкідливих речовин потрапляють в атмосферне повітря від роботи вугільної промисловості. Серед них: твердих частинок (пил) – біля 38 тис.тон; оксидів сірки – більше 122 тис.тон; оксидів вуглецю – 150,0 тис.тон; оксидів азоту – більше 9 тис.тон; вуглеводнів – 465 тис.тон; інших газоподібних речовин – 256 тис.тон. Більша частина шкідливих



речовин (80%) потрапляє в атмосферне повітря під час роботи котельних і сушильних установок збагачувальних фабрик, які використовують вугілля як паливо. Основним забруднювальним газом є метан, який потрапляє в атмосферу через дегазаційні та вентиляційні установки. Близько 3 млрд. м<sup>3</sup> метану потрапляє в атмосферу через роботу підприємств вугільної промисловості.

Західний Донбас – вугільний район України, частина Донецького кам'яновугільного басейну. Розташований частково на території Дніпропетровської та Харківської областей. Вугільні пласти даних територій належать до нижнього і середнього карбону, і перекриті чохлом мезо-кайнозою, утворення потужністю 50-350 м [15]. Більшість вугільних пластів мають потужність до 1 м. Загальна кількість запасів вугілля, які економічно вигідно добувати складає приблизно 780 млн т, а ті які існують, але їх добування не є економічно-доцільно – 674 млн т. Це призводить до того, що збільшується антропогенне навантаження, із-за необхідності видобутку більшого об'єму гірничої породи та складання її на поверхні [16]. На території шахт Західного Донбасу під час всього гірничого промислового ланцюга утворюється велика кількість породи, яка складається. Породні відвали та хвостосховища забруднюють всі складові навколишнього середовища: атмосферу, гідросферу, літосферу та біосферу. Застосування селективної технології з розміщенням порід присікання у виробленому просторі дозволить на 30-40% зменшити вихід порід в системі «очисні вибої – збагачувальна фабрика – породний відвал» і зменшити інтенсивність розширення породних відвалів із відчуженням земель. Щорічно вугільні відвали поповнюється на 60 млн т. гірської породи [14], які містять в своєму складі високу концентрацію важких металів та токсичних хімічних елементів. Відвали вуглевидобування та прилеглі до них території характеризуються низьким значенням рН, малим вмістом поживних речовин та повною відсутністю рослинності [17].

Результати комплексної оцінки змін у гідрогеологічному та геологічному середовищі Донбасу у зв'язку з виводом вугільних шахт із експлуатації свідчать

про необхідність запровадження термінових екологічних заходів, зокрема фіторекультивациї породних відвалів вуглевидобування [18, 19].

### 1.3 Аналіз технологій ремедіації відвалів відходів вуглевидобування

Видобуток корисних копалин за допомогою підземних або відкритих методів призводить до накопичення відходів, які негативно впливають на навколишнє середовище [20]. Вугільні відвали характеризуються низьким рівнем рН, обмеженою електропровідністю, низьким вмістом поживних речовин та високою концентрацією токсичних елементів [17]. Природне заростання відвалів може зайняти принаймні 50–100 років, проте це не гарантує успішного вирішення проблеми [21]. Негативний вплив відвалів на навколишнє середовище включає зміни фізичної структури ґрунтів навколо промислового об'єкту, зміну біогеоценозу та зміни в структурі функціонування екосистеми в цілому [22]. Для зменшення впливу вугільних відвалів використовують різні методи ремедіації (таб.1.1) [23].

Таблиця 1.1 – Методи ремедіації вугільних відвалів

Методи ремедіації вугільних відвалів		
<b>Фізична:</b> - формування ґрунтовим покривом; - пірометалургічний метод.	<b>Хімічна:</b> - хімічне вилуговування; - хімічна фіксація; - вітрифікаційна ремедіація; - електрокінетичний метод.	<b>Біологічна:</b> - фіторемедіація; - біовентінг; - біостимуляція; - біоочищення.

Фізична ремедіація включає в себе методи заміни поверхності субстрату або термодесорбції [24]. Метод заміни поверхності субстрату включає в себе

додавання чистого ґрунту до забрудненого субстрату, шляхом часткового або повного змішування, для фізичного розчинення забруднюючих речовин [25]. Сама заміна включає в себе також декілька різновидів. Це може бути повна заміна забруднюючого субстрату, розсипання чистого ґрунту або імпортування нового субстрату. Повна заміна забруднюючого субстрату включає в себе видалення промислового субстрату та внесення чистого. Чистий субстрат, повинен бути добре обробленим інакше це може призвести до повторного забруднення. Розсипання чистого ґрунту включає в себе перекопування забрудненого субстрату, таким чином забруднюючі речовини проникають глибше, і при додаванні незначної кількості чистого субстрату концентрація токсичних елементів зменшуються. Внесення нового ґрунту – метод при якому додається велика кількість чистого субстрату, і перемішується вже з промисловим ґрунтом. Такий спосіб може ефективно вирішити екологічну проблему ремедіації забруднених територій, але вона потребує проведення об'єму великої кількості робочої сили, має дорогу вартість та підходить для ґрунтів які займають невелику площу та сильно забрудненні [26]. Одним із варіантів фізичного очищення ґрунту є використання високих температур - методи десорбції. За рахунок цього деякі забруднюючі речовини стають летючими. Після цього летючі речовини уловлюються за допомогою вакуумного негативного тиску або газу-носія. Відповідно до температур традиційну термічну десорбцію можна класифікувати на високотемпературну десорбцію (320~560°C) і низькотемпературну десорбцію (90~320°C). Щодо переваг методу десорбції можна включити мобільність пристроїв та згодом повторне використання очищеного ґрунту. В недоліки входить собівартість даних установок та тривалий час цього термічного методу рекультивації [27].

*Хімічна ремедіація* забруднених ґрунтів передбачає їх промивання прісною водою, реагентами, іншими рідинами або газом з метою вилигування забруднюючих речовин. Через такі хімічні реакції, як іонний обмін, осадження, адсорбцію і хелатування, важкі метали переходять в рідку фазу і потім

вилучаються із фільтрату. В основному, фільтрат – неорганічний ефлюент, хелатні агенти або поверхнево-активні речовини [28].

Важкі метали у ґрунті можуть знаходитися в таких формах, як розчинні іони: сполуки з органічними речовинами, зв'язані з мінеральними частками. Розподіл важких металів залежить від рН, органічної речовини, текстури ґрунту, визначає мобільність і доступність для ремедіації. Ці аспекти впливають на вибір та ефективність хімічних методів очищення.

Хімічна ремедіація забруднених ґрунтів включає методи, що використовують хімічні реагенти для нейтралізації або видалення токсикантів. Одним із таких методів є промивання ґрунту, який передбачає використання промивних розчинів для видалення забруднюючих речовин. Промивання ґрунту включає застосування водних або водно-хімічних розчинів для вилучення токсикантів з ґрунту. Цей метод ефективний для видалення важких металів, органічних забруднювачів і радіоактивних речовин. Промивні розчини можуть містити різні реагенти, такі як кислоти, основи, хелатуючі агенти, поверхнево-активні речовини або органічні розчинники. Промивні норми визначаються концентрацією токсикантів у ґрунті. Вищі концентрації забруднювачів вимагають більшої кількості промивної рідини або більш концентрованих розчинів. Пористість, текстура та склад ґрунту впливають на ефективність промивання. Глинисті ґрунти, наприклад, потребують більше часу і промивної рідини через їх високу сорбційну здатність. Вибір промивного розчину залежить від природи забруднювачів. Хелатуючі агенти, наприклад, ефективні для вилучення важких металів, тоді як органічні розчинники краще підходять для органічних забруднювачів. Рівень рН ґрунту може впливати на мобільність забруднювачів. Регулювання рН промивної рідини може покращити ефективність вимивання. Кількість промивної рідини, що подається на одиницю об'єму ґрунту, є критичним параметром. Занадто велика кількість рідини може призвести до розмиву ґрунту, тоді як недостатня кількість знижує ефективність вилучення токсикантів [28].

Наприклад, під час одного із досліджень, було помічено, що різні концентрації фтористого водню, фосфорної та сірчаної кислоти, хлористого водню, азотної кислоти є потужними екстрагентами для очищення ґрунтів, які забруднені миш'яком. Найкращі показники в даному досліді показали фосфорна та сірчана кислота, які можуть екстрагувати важкі метали, зокрема миш'як, із забрудненого ґрунту [29].

Для підсилення процесів екстракції часто використовують додаткові екстрагенти, такі як ЕДТА та лимону кислоту. Під час проведення в одному із дослідів було використано лимону кислоту. Ефективність була 95% при екстракції солей As, але після додавання 0,2 М лимонної кислоти в суміші з 0,1 М фосфатом калію ефективність зросла до 100%. Так як забрудненні субстрати в своєму складі мають різні хімічні забруднювачі, то використання одного екстрагента не завжди доцільне. В тому ж досліді вчені, показали роздільний та сумісний ефект при додаванні  $\text{Na}_2\text{EDTA}$  та  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ . Перший екстрагент має сильні властивості при екстракції свинцю. При додаванні 0,1 М  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$  ефективно вилучається кадмій та цинк. Дані результати відображають, що суміш двох реагентів може забезпечити економічно оптимальне рішення для деяких забруднених ґрунтів [30]. Для підвищення мобілізації важких металів, виконаний експеримент, при якому використовувалась поєднання циклодекстрину з ЕДТА. Дослід показав, що важкі метали можна ефективно вилучати за допомогою послідовного промивання цими сполуками. Однак, використання даних реагентів дороге і вони мають низький ступінь біологічного розкладання [31]. Для того щоб зменшити вплив реагенту після його використання, рекомендовано використовувати більш біологічні реагенти, такий як синтетичний органічний хелат етилендіаміндіянтраної кислоти (ЕДДЯ) [32].

Метод хімічної фіксації заключається в додаванні хімічних реагентів або певних матеріалів до забрудненого субстрату, що як наслідок при реакції утворюють нерозчинні або малотоксичні речовини важких металів, таким чином зменшуючи міграцію важких металів у воду, рослини та інші складові біосфери та досягаючи відновлення ґрунту [26]. В одному з дослідів, було зафіксовано, що

при додаванні гідроксилапатиту  $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$  забруднюючі метали майже повністю іммобілізуються та втрачають свою біодоступність [33]. Зменшення антропогенного навантаження спричиненим наявністю концентрацій важких металів було зафіксовано при додаванні атапульгітової глини. При проведену експерименті концентрація свинцю в субстраті зменшилась на 46%, при цьому впливу на продуктивність сільсько-господарських культур не було помічено [34]. Зменшення концентрації хімічних елементів, а саме: міді, цинку, свинцю і кадмію було зафіксовано при додаванні фосфоритів та фурфулолу [35]. З одного боку хімічна фіксація може призвести до зменшення концентрації важких металів у ґрунті, але при цьому біодоступність хімічних речовин може змінюватись в залежності від факторів навколишнього середовища. Крім цього, додавання фіксаторів може призвести до зміни фізичних параметрів ґрунту та його мікрофауни.

Ремедіація електрокінетичним шляхом заключається в застосуванні напруги з двох сторін ґрунту, що згодом утворює градієнт електричного поля [36]. Переваги цього методу наступні: 1) підходить до низько-проникного ґрунту; 2) легке встановлення та експлуатація; 3) низька собівартість установки; 4) не впливає на навколишнє середовище; 5) захищає початковий екотоп [37]. Однак, пряма електрокінетична ремедіація не може контролювати значення рН [38].

Технологія полягає в нагріванні ґрунту до температури 1400-2000 °С, під час якого органічні речовини випаровуються або розкладаються. Після охолодження утворюється склоподібна форма породи, при якій важкі метали втрачають міграційні властивості. Даний метод показує високу ефективність, хоча для його реалізації потрібні складні технологічні процеси, він вимагає багато енергії для плавлення, що робить його дорогим та обмеженим у застосуванні [39].

*Біологічна ремедіація ґрунтів* базується на методах відновлення екологічних параметрів техногенно забруднених територій із використанням рослин, мікроорганізмів і тварин.

Мікроорганізми можуть не руйнувати сполуки важких металів, але вони можуть впливати на їх міграцію та трансформацію змінюючи їх фізико-хімічні властивості. Процес ремедіації мікроорганізмами включає в себе такі процеси як: позаклітинне комплексотворення, преципітацію, окислювально-відновлювальну реакцію та внутрішньо-клітинне накопичення. Мікробне вилуговування застосовується найчастіше для отримання різних хімічних елементів із забруднених територій. Але, крім видобутку корисних елементів, даний метод можна використовувати для рекультивації промислових ділянок, обробки мінеральних відходів, детоксикації стічних вод і для біологічної рекультивації субстратів забруднених токсичними хімічними елементами [40]. В одному із експериментів досліджували вплив мулу стічних вод на поглинання мікоризою свинцю, фосфору та цинку, та було помічено пригнічення поглинання свинцю та цинку, через фосфор. Мул знижує поглинання фосфору при 150 мг/кг в немікоризних рослинах з невеликою різницею між рослинами, що проростали на мулі. Із-за низької концентрації в ґрунті фосфору, концентрація свинцю і міді збільшилася в пагонах [41]. Звичайно, що біологічна ремедіація залежить від багатьох факторів, таких як: температура, кисень, тиск, рН. Також, даний вид ремедіації має обмеження в використанні мікроорганізмів, так як кожний мікроорганізм найчастіше може впливати тільки на певний забруднювач.

Методи фіторемедіації охоплюють різноманітні підходи щодо використання рослин для поглинання, фіксації або стабілізації забруднюючих речовин у ґрунтах чи інших субстратах [42].

Фітостабілізація дозволяє зменшувати міграцію забруднюючих речовин шляхом адсорбції, осадження та редукції ризосферою рослин, зупиняючи міграцію та зменшуючи біодоступність цих речовин в ґрунтових водах та харчових ланцюгах [43].

Фітовипаровування полягає у переведення важких металів в летючий стан адсорбування металів і переведення їх у газоподібну форму за допомогою спеціальних речовин, що виділяються кореневою системою [44]. Ртуть є найбільш вивченим важким металом для методу фітовипаровування. Під час

одного з експериментів, було створено спеціальну модельну рослину *Arabidopsis thaliana* для експресії модифікованого бактеріального гена *merVpe*, що кодує ртутно органічну ліазу (MerB) під контролем рослинного промотора. MerB каталізує протоноліз зв'язку вуглець-ртуть, видаляючи органічний ліганд і вивільняючи Hg (II), менш рухливий вид ртуті. Трансгенні рослини, що експресують *merVpe*, активно росли в широкому діапазоні концентрацій монометил-хлориду ртуті та фенілацетату ртуті. Рослини, у яких був відсутній ген *merVpe*, сильно пригнічувалися або гинули при тих же концентраціях органічної ртуті. Даний дослід показав, що місцеві макрофіти (наприклад, дерева, кущі, трави), створені для експресії *merVpe*, можуть використовуватися для розкладання метилртуті в забруднених місцях і секвестрації Hg (II) для подальшої її видалення. Однак, даний вид ремедіації обмежений летючістю забруднюючих речовин [45].

Фітоекстракція – це найбільш поширений метод фіторемедіації, який базується на поглинанні забруднюючих речовин із ґрунту коренями рослин, їх перенесенням до надземної біомаси та накопичення в тканинах, переважно в пагонах та листях. Критеріями вибору та застосування рослин-фітоекстракторів є наступні: 1) рослина повинна накопичувати важкі метали, навіть при малих концентраціях останніх в ґрунті; 2) накопичувати при високих концентраціях забруднюючих речовин; 3) рослина повинна накопичувати багато різних важких металів; 4) рослини повинні рости швидко і мати велику біомасу; 5) бути стійкими до шкідників і хвороб [45].

Даний метод включає в себе використання нижчих тварин, для адсорбції важких металів, їх розчинення та зменшення міграції в забруднених субстратах. Один із дослідів, показав, що при додаванні дощового черв'яка з соломою, збільшилася екстракційна властивість міді досліджуваною рослиною [48]. В іншому досліді було доведено, що дощові червяки можуть накопичувати в собі свинець. При чому зі збільшенням концентрації свинцю в ґрунті, концентрація в черв'яках збільшувалась відповідно [49].



## 1.4 Огляд технологій фітореMediaції відвалів відходів вуглевидобування

Забруднені ґрунти та водне середовище, можуть негативно впливати на людське здоров'я та біогеоценоз. Дану проблему можна вирішити за допомогою рослин – фітореMediaнтів. Цей екологічний підхід до рекультивації територій базується на здатності рослин накопичувати хімічні речовини з навколишнього середовища та проводити певні хімічні реакції шляхом метаболізму у своїх тканинах. Основний фокус фітореMediaції зосереджено на здатність рослин зменшувати вплив важких металів та органічних забруднюючих речовин на навколишнє середовище. Перевагою фітореMediaції є можливість застосування рослин до всіх видів забруднювачів, які присутні в твердій, рідкій чи газоподібній фазах. ФітореMediaція поділяється на наступні методи (рис.1.3):

- фітоекстракція (використання рослин, для накопичення забруднюючих речовин) ;
- фітодергадація (використання рослин та мікроорганізмів (які пов'язані з рослинами) для знешкодження органічних речовин) ;
- фітофільтрація (використання коренів рослин (ризофільтрація), пагонів (каулофільтрація) або проростків (бластофільтрація) для зменшення концентрації токсичних речовин із забруднених поверхневих вод або стічних вод);
- фітостабілізація (використання рослин для зменшення біодоступності забруднюючих речовин у навколишньому середовищі) ;
- фітовипаровування (використання рослин для випаровування забруднюючих речовин і використання рослин для поглинання токсичних речовин з атмосфери) .

Методи фітореMediaції розглядаються, як потенційно економічні методи, для рекультивації територій забруднених важкими металами. Збільшення наукового інтересу до даного методу, також пов'язано із тим, що він набагато

дешевший ніж фізичні та фізико-хімічні методи рекультивації забруднених територій [48].

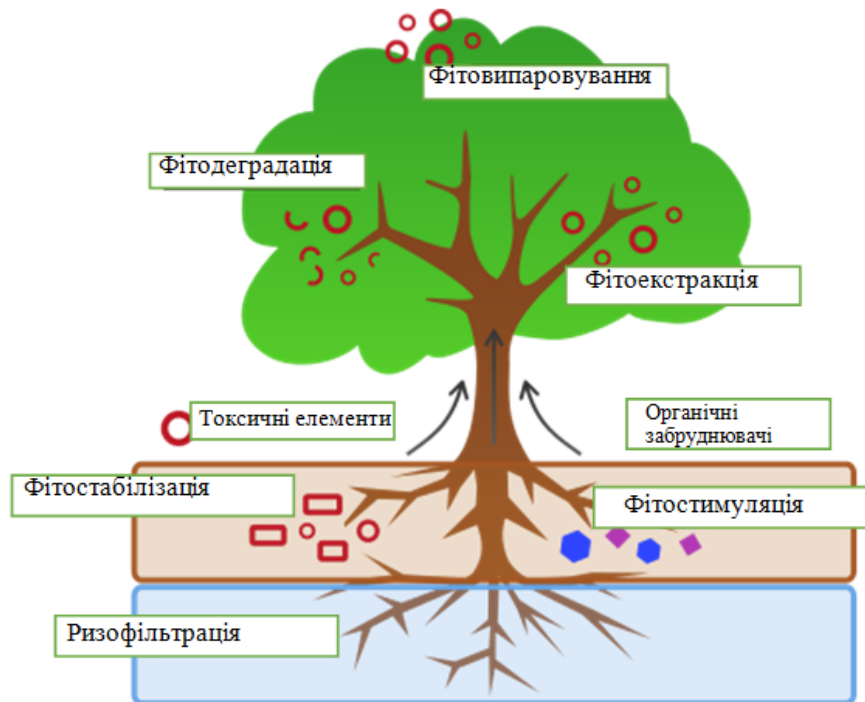


Рисунок 1.3 – Схема методів фітореMediaції забруднених територій

*Фітоекстракція* – найбільш поширена методика фітореMediaції деградованих земель. Рослини, придатні для фітоекстракції, повинні мати такі властивості: високі темпи зростання; виробництво значної частини надземної біомаси; сильно розгалужена коренева система; активне перенесення накопичених важких металів від коренів до листя та пагонів; толерантність до токсичного впливу важких металів; хороша адаптація до переважаючих екологічних та кліматичних умов; стійкість до збудників хвороб та шкідників; легке вирощування та збирання врожаю.

Існують два основні напрями фітоекстракції важких металів: 1) фітоекстракція із використанням хелатів (індукована фітоекстракція) та 2) довгострокова (безперервна) фітоекстракція. Із двох варіантів, фітоекстракція із використанням хелатів є більш розвиненою та комерційно вигідною. Довгострокова (безперервна) фітоекстракція розглядається також для вилучення

таких металів як: цинк, кадмій, нікель, а також оксианогених металів, таких як селен, миш'як та хром.

В роботі [49] показано, що завдяки додаванню таких хелатів, як етилендіамінтетраоцтова кислота (ЕДТА) підвищується накопичення свинцю рослинами. Метод для швидкого накопичення свинцю в пагонах (більше 1% від біомаси) зафіксували в свої досліді Хьюанг та його команда [50]. Дані дослідження показали напрями використання різних хелатів для ефективної екстракції свинцю. Також, під час дослідів, було зафіксовано, що такі сільсько-господарські рослини з великою біомасою, як індійська гірчиця, кукурудза та соняшник при правильних хелатах можуть накопичувати велику кількість свинцю [50, 51, 52]. Збільшення концентрації важких металів у біомасі рослин при додаванні хелатів, було також помічено і на інших забруднюючих речовинах. Так накопичення свинцю, кадмію, міді, нікелю та цинку було помічено в рослинах індійської гірчиці, після додавання ЕДТА. Даний дослід показав вплив спорідненості хелату, до накопичування забруднюючих речовин. Дані відображають, що для ефективної фітоекстракції слід використовувати хелати, які мають хімічну спорідненість до певної забруднюючої речовини. Наприклад, ЕДТА має спорідненість до свинцю, ЕГТА до кадмію, а цитрат до урану [53]. Для правильного застосування комбінації «хелат-метал» слід користуватися наступним планом : 1) оцінити забруднене природне середовище та обрати відповідну комбінацію «хелат-культура» ; 2) підготувати культуру та ґрунт для її висадки; 3) після досягнення необхідної біомаси культури застосувати необхідний хелат; 4) збір культури після першої фази накопичення металу. В залежності від урожаю культури та сезону, ділянку можна засаджувати й далі для продовження екстракції. Досліди показують, що рослини можуть видаляти від 180 до 530 кг/ га<sup>-1</sup> свинцю на рік, що дає змогу відновити ґрунтову ділянку, забруднену свинцем до 2500 мг/кг<sup>-1</sup> , менш ніж за 10 років. Концентрацію забрудненого субстрату, можна зменшити завдяки додаванням біовугілля або компосту. Біомасу, яка багата на важкий метал можна утилізувати,

також якщо це економічно доцільно, то можна використовувати для відновлення металу.

Хелатна фітоекстракція не може відбуватися без наступних процесів — вивільнення зв'язаних металів у ґрунтовий розчин у поєднанні з транспортуванням металів до пагонів, придатних до їх накопичення. Роль хелатів у збільшенні концентрації розчинних металів у ґрунтовому розчині можна пояснити за допомогою встановлених принципів рівноваги. Однак механізми, задіяні в індукваному поглинанні хелатом металів рослинами та транслокації металів, недостатньо вивчені.

Очевидно, що транспортування металохелатних комплексів у рослинах відіграє ключову роль у накопиченні металу в рослинах за допомогою хелатів. Під час дослідів з мінерального підкормлення рослин, хелати  $\text{Fe}^{3+}$  були представлені як спосіб корекції дефіциту заліза в рослинах. З того часу обговорюється механізм, за допомогою якого корені рослин використовують залізо зі стабільних хелатів  $\text{Fe}^{3+}$ . Виявляється, що коріння дводольних рослин отримують залізо з хелатних комплексів  $\text{Fe}^{3+}$  або у вигляді  $\text{Fe}^{2+}$  після розщеплення хелату кореневою хелатредуктазою  $\text{Fe}^{3+}$ , або у вигляді інтактного хелатного комплексу  $\text{Fe}^{3+}$  [54]. Механізм поглинання залежить від стану поглинання рослини залізом, причому поглинання  $\text{Fe}^{2+}$  переважає в рослинах з дефіцитом заліза. Таким чином, високостабільний комплекс Pb-EDTA, який не може бути розщеплений кореневою хелатредуктазою  $\text{Fe}^{3+}$ , може бути отриманий таким же шляхом, як хелати  $\text{Fe}^{3+}$ . Однак оптимальна «індукція» поглинання металу відбувається при концентраціях хелатів щонайменше на два порядки вище, ніж ті, які використовуються в гідропонному поживному розчині [55]. Була помічена закономірність під час якої, механізм поглинання хелатів відрізняється за цих підвищених концентрацій. Під час експерименту, використовуючи хелат червоного заліза Fe-EDDHA була зафіксована порогова концентрація хелату, вище якої індукується накопичення хелату заліза в пагонах, а нижче якої накопичується лише низький рівень хелату заліза [56]. Дана наукова робота передувє першому спостереженню накопичення металу за допомогою

хелатів на 25 років і припускає, що існує принаймні два механізми, задіяні в поглинанні хелату металу, що функціонує при низькій і високій концентраціях хелату. Індукція поглинання хелатів металів рослинами корелює з сильним стресом у рослин і зрештою загибеллю рослин; проте досі не ясно, чи стрес необхідний для індукції, чи просто це є відображення наявності високої концентрації хелатів у рослині.

Перенесення металу до пагонів за допомогою хелатів відбувається в ксилемі за допомогою транспіраційного потоку. Метал переміщується до пагонів у вигляді метало-хелатного комплексу, де вода випаровується, а метало-хелатний комплекс залишається. Таким чином, після хелатної індукції рослина перетворюється на гніт, який переносить хелатний метал із ґрунтового розчину в листя. Робота гніту залежить від накопичувальної системи з великою площею поверхні, що забезпечується корінням і ефективною капілярною системою всередині рослини. Незважаючи на те, що можна спроектувати та побудувати подібну систему, використовуючи інженерні підходи, природа пропонує більш економічно ефективний та еволюційно досконалий підхід.

Альтернативним підходом до накопичення металів за допомогою хелатів є використання спеціальних фізіологічних процесів, що дозволяють рослинам накопичувати метали протягом повного ростового циклу. Цей тип поглинання металів є втіленням гіперакумуляюючих рослин, які ростуть на ґрунтах, багатих важкими металами. Ці рослини здатні природним чином накопичувати >1% сухої біомаси пагонів у вигляді Zn, Ni, Mn або Se [57]. На відміну від індукованого поглинання металів, безперервна фітоекстракція базується на генетичній і фізіологічній здатності спеціалізованих рослин накопичувати, перемішувати та протистояти великій кількості металів. Основними недоліками використання природних металевих гіперакумуляторів для безперервної фітоекстракції є їхня відносно низька біомаса, повільні темпи росту та відсутність будь-яких гіперакумуляторів для найбільш екологічно важливих металевих забруднювачів (наприклад, свинцю, кадмію, миш'яку та урану). Однак розуміння біологічних механізмів гіперакумуляції може допомогти в розробці

рослин для фітореMediaції металів. Першими охарактеризованими гіперакумуляторами були члени родин *Brassicaceae* та *Fabaceae*. Екологічна роль гіперакумуляції металів досі не зовсім ясна. Було висловлено припущення, що накопичення металу забезпечує захист від нападу грибків і комах. Нещодавні дані підтвердили захисну функцію гіперакумуляції нікелю проти грибкових і бактеріальних патогенів у *Streptanthus polygaloides* і трав'яних комах у *S. polygaloides* і *T. montanum*. Антитрав'яний ефект цинку також був продемонстрований на гіперакумуляторі цинку *T. Caerulescens* [58].

Безперервна фітоекстракція покладається на здатність рослин накопичувати метали у своїх пагонах протягом тривалого часу. Щоб досягти цього, рослини повинні володіти ефективними механізмами детоксикації накопиченого металу. Одним із спостережень про те, що стійкість до нікелю у *Thlaspi goesingense* є основним чинником гіперакумуляції нікелю під час вирощування рослин на гідропонії, підтверджує цю теорію [59]. Таким чином, стійкість до високих концентрацій металу в рослинах є ключовим фактором для вибору ефективних способів фітореMediaції. Наприклад, так рослина, як гусимка звичайна (*Arabidopsis thaliana*) є толерантною до ртуті, тому ефективно видаляє іони  $Hg^{2+}$  із ґрунтового розчину [60]. Для того, щоб розробити гіпертолерантні рослини, здатні накопичувати високі концентрації металів, важливо розуміти існуючі молекулярні механізми та біохімічні стратегії, які рослини приймають для протистояння токсичності металів. Ці механізми включають хелатоутворення, компартменталізацію, та біотрансформацію забруднюючих речовин, зокрема важких металів.

Хелатування іонів металів специфічними високоафінними лігандами зменшує концентрацію вільних іонів металу в розчині, тим самим знижуючи їх фітотоксичність. Відомо, що в рослинах існують два основних класи хелатоутворюючих пептидів важких металів – металотіонеїни та фітохелатини. Металотіонеїни – це кодовані генами низькомолекулярні поліпептиди, багаті на цистеїн [61]. Рослинні металотіонеїни індукуються  $Cu$  і мають високу спорідненість з цим металом. Останні дослідження рівнів експресії

металотіонеїну (MT) у *A. thaliana* продемонстрували, що рівні експресії мРНК MT2 тісно корелюють із стійкістю до міді [62]. Фітохелатини – це низькомолекулярні ферментативно синтезовані багаті цистеїном пептиди, які зв'язують кадмій і мідь у рослинах. Ці пептиди є важливими для детоксикації кадмію в *A. thaliana* [63]. Також показано, що внутрішнє та позаклітинне осадження свинцю та цинку у вигляді карбонатів, сульфатів і фосфатів відіграє певну роль у детоксикації ґрунтів [64].

Токсичність таких металів і металоїдів, як хром, селен і миш'як, можна зменшити в рослинах шляхом хімічного відновлення елемента та включення його в органічні сполуки. Надлишок селену є токсичним для більшості рослин, оскільки він метаболізується до селеноцистеїну та селенометіоніну, які заміщають залишки цистеїну та метіоніну в білках. Так, рослина астрагал солодколистний (*Astragalus glycyphyllos*), фіксує селен в амінокислотах метилселеноцистеїну і селеноцистатіоніну, здатний накопичувати селен в біомасі та зменшувати його кількість у ґрунтах [65].

Миш'як є токсичним для рослин, що підтверджено використанням миш'яко-органічних сполук як гербіцидів, хоча про детоксикацію миш'яку в наземних рослинах відомо мало. Однак у морських макроводоростях миш'як входить до складу різноманітних диметіарсинілрибозидів та певних ліпідів, і цілком ймовірно, що наземні рослини також біотрансформують миш'як. Хром також є токсичним для рослин, і є докази того, що рослини, як і певні бактерії, можуть відновлювати Cr (VI) до Cr (III) через механізми детоксикації [66]. Основним компонентом клітинної стійкості до підвищених концентрацій Cu є підвищена стійкість плазматичної мембрани до пошкодження мембрани, спричиненого Cu або її відновлення. Спостереження про те, що рослинні металотіонеїни можуть бути спрямованими на плазматичну мембрану, свідчить про можливий механізм, за допомогою якого металотіонеїни можуть бути залучені до відновлення плазматичної мембрани. Стійкість до металу, безсумнівно, буде важливою характеристикою фіторемедіаційної культури. Однак одна тільки стійкість до металів може бути недостатньою для того, щоб

рослини могли накопичувати високі концентрації металів. Біодоступність металу, поглинання коренем і транслокація також є важливими для успішної фітоекстракції.

Підвищення біодоступності іонів металів у ґрунті шляхом додавання хелатів металів є важливим компонентом хелатної фітоекстракції, а також може бути важливим для постійної фітоекстракції. Завдяки високій здатності частинок ґрунту зв'язувати метали рослини розробили кілька стратегій для підвищення їх біодоступності в ґрунті. Ці стратегії включають виробництво сполук, що утворюють хелати металів (фітосидерофорів), таких як мугенова та авенова кислоти, які синтезуються у відповідь на дефіцит заліза та цинку. У ризосфері фітосидерофори утворюють хелати та мобілізують Fe, Cu, Zn і Mn [67]. Після хелатування до фітосидерофорів іони металу можуть транспортуватися через плазматичну мембрану у вигляді метало-фітосидерофорного комплексу через спеціалізовані транспортери [68]. Завдяки відновленню хелатного Fe (III) за допомогою кореневої хелатредуктази заліза рослини також можуть вивільнити розчинний Fe (II) для поглинання коренем [69]. Існують також деякі докази того, що ця хелатредуктаза заліза може відігравати більш загальну роль у поглинанні Cu та Mn [70]. Рослини також можуть розчиняти залізо та інші метали, виділяючи протони з коренів для підкислення ризосфери [71]. Таким чином, можна збільшити біодоступність металевих забруднювачів шляхом маніпулювання цими корневими процесами. Застосування хелатоутворювачів рослинного виробництва також повинно зменшити потребу в додаванні синтетичних хелатів, таким чином зменшуючи вартість фітоекстракції.

*Фітовипаровування* передбачає поглинання важких металів і металоїдів корінням рослин і їх випаровування в атмосферу в процесі транспірації. Цей процес широко використовується для вилучення летючих металів, таких як селен і ртуть, із забруднених металами ділянок. Дослідження останніх кількох років показали, що рослини *Astragalus racemosus* і *Arabidopsis thaliana* посилюють летючість металів і зв'язують селен та ртуть (II) в хелатні форми [72].



Випаровування селену з тканин рослин може забезпечувати механізм детоксикації селену через леткий диметилселенід [73]. Так, ця летка сполука селену, вивільняється з накопичувача селену *Astragalus racemosus* [74], а також з люцерни (*Medicago sativa*) [75]. Однак неясно, чи здатні рослини приймати неорганічний селен (у вигляді селенату або селеніту) і відновлювати та метилювати його до летючих метилових форм. У роботі [76] продемонстровано, що додавання антибіотику пеніциліну до індійської гірчиці (*Brassica juncea*), вирощеної на гідропоніці, пригнічує випаровування селену приблизно на 90%. Однак рослини все ще можуть випаровувати селен за відсутності ризобактерій, якщо він постачається у вигляді селенометіоніну. Дані відображають, що бактерії, пов'язані з коренем, відіграють важливу роль у відновленні та асиміляції селену в органічні форми.

Випаровування миш'яку у вигляді диметиларсеніту також вважалося механізмом резистентності морських водоростей. Дослідження поглинання та розподілу миш'яку у вищих рослинах показують, що миш'як переважно накопичується в коренях і що лише невеликі кількості транспортуються до пагонів. Однак рослини можуть посилювати біотрансформацію миш'яку ризосферними бактеріями, таким чином збільшуючи швидкість випаровування. Так, вид папороті *Pteris vittate* перетворює миш'як в летючий арсеніт і видаляє до 90% концентрації миш'яку із забрудненого ґрунту [72].

Для зменшення вмісту ртуті у ґрунтах використовують комплексний підхід з додаванням меліорантів. Так, додавання 15 г/кг модифікованого вермикуліту-монтморилоніту зменшує концентрацію ртуті в пробах забрудненого ґрунту на 98,2% [77]. Використання трансгенних рослин, зокрема *A. thaliana*, з модифікованим ферментом бактеріальної редуктази іонів ртуті дозволяє перетворювати  $\text{Hg}^{2+}$  на елементарну ртуть  $\text{Hg}^0$ . Трансгенні рослини є більш толерантними до накопичення важких металів і ефективно випаровують ртуть [78]. Фітовипаровування металів може мати унікальні переваги перед фітоекстракцією, оскільки воно обходить збирання та утилізацію багатої на

метал біомаси. Проте слід проаналізувати наслідки випаровування металу для навколишнього середовища, перш ніж обирати цей підхід.

*Фітостабілізація* – це метод із використанням рослин, стійких до металів, для іммобілізації токсичних елементів у забрудненому субстраті та зменшення їх біодоступності, тим самим запобігаючи їх міграції в екосистему та зменшуючи ймовірність потрапляння токсичних елементів у харчові ланцюги [79]. В процесі фітостабілізації важкі метали осаджуються в ризосфері, накопичуються та секвеструються в тканинах кореня [80]. Збільшення загальної площі рослинного покриву на забруднених територіях, не тільки стабілізує важкі метали у субстраті, а й мінімізує їх потрапляння у ґрунтові води та запобігає розсіюванню вітром частинок ґрунту, що містять токсичні елементи [81]. Однією з переваг фітостабілізації є відсутність необхідності утилізації шкідливої біомаси порівняно з фітоекстракцією.

Вибір відповідних видів рослин має вирішальне значення для фітостабілізації. Щоб задовольнити вимогу вискоєфективної фітостабілізації, рослини мають бути стійкими до впливу токсичних елементів, мати щільну кореневу систему, та створювати великі об'єми біомаси, щоб утворити первинний біологічний покрив на певній ділянці [82].

Для підвищення ефективності фітостабілізації, до забрудненого ґрунту можна додати органічні або неорганічні меліоранти, що дозволить змінити структуру важких металів, зменшити їх розчинність і біодоступність шляхом зміни рН і окислювально-відновних показників ґрунту [83].

Мікроорганізми ризосфери, наприклад бактерії та мікориза, можуть сприяти фітостабілізації через підвищення ефективності іммобілізації токсичних елементів шляхом адсорбції цих елементів на їхніх клітинних стінках, утворення хелатів і сприяння процесам преципітації [84].

*Фітофільтрація* – це використання коренів рослин (ризофільтрація), пагонів (каулофільтрація) або проростків (бластофільтрація) для зменшення концентрації токсичних речовин із забруднених поверхневих вод або стічних вод. Під час ризофільтрації токсичні елементи або адсорбуються поверхнею

кореня, або поглинаються коренями [85]. Рослини, які використовуються для ризофільтрації, вирощуються на гідропоніці в чистій воді для того, щоб спочатку розвинути велику кореневу систему; потім чисту воду замінюють забрудненою, щоб рослини акліматизувалися. Після акліматизації рослини переносять на забруднену ділянку для видалення токсичних елементів. Після того, як коріння насититься, їх збирають і утилізують [86].

Рослини, які використовуються для ризофільтрації, повинні мати щільну кореневу систему, високу біомасу і бути стійкими до забруднюючих речовин. Для ризофільтрації можна застосовувати рослини, що ростуть на землі та у воді. Для рекультивації водно-болотних угідь зазвичай використовуються водні види, такі як гіацинт, азолла, ряска, рогоз і тополя. Наземні рослини, такі як гірчиця індійська (*B. juncea*) і соняшник (*H. annuus*) також виявляють високу здатність до ризофільтрації [87].

Біодоступність забруднюючих речовин, зокрема важких металів, є ключовим елементом в процесі фітореMediaції, оскільки організми поглинають чи утилізують лише біологічно доступні іони металів або органічні речовини. Біодоступні фракції забруднювачів у ґрунті залежать від властивостей ґрунту та процесів, які змінюються з часом. З іншого боку, забруднюючі речовини можуть стати більш доступними через природні або антропогенні зміни властивостей ґрунту, наприклад рН. Біодоступність характеризується процесом хімічного переходу важких металів із твердої фази ґрунтів у розчин, який регулюється хімічними, фізичними та біологічними факторами середовища. Після того, як хімічна речовина потрапляє в рідку фазу ґрунту, вона транспортується разом із ґрунтовим розчином і заповнює мережу макропор. Хімічні реакції відіграють важливу роль у визначенні біодоступності забруднювачів для рослин, що корелюється з хімічними характеристиками забруднювачів і перш за все, з характеристиками ґрунту, такими як рН, органічна речовина, вміст глини, здатність до катіонного обміну та окислювально-відновних реакцій [88].

Вибір рослин для фітореMediaції є вирішальним етапом для обґрунтування еколого-технологічних характеристик процесу відновлення та рекультивації

деградованих чи забруднених земель. Перевага віддається використанню місцевим видам рослин, які добре пристосовані до природно-кліматичних умов конкретної території.

Місцеві рослини – це види, які можна знайти в широкому географічному розташуванні по всьому світу, збільшуючи біорізноманіття екосистем, і вони представляють еволюцію та проживання протягом тисячоліть. Ці види є конститутивними елементами, які підтримують регуляцію екосистеми, зберігають рівновагу та мають здатність пристосовуватися до біогеографічних умов середовища свого зростання [89]. Дослідження природної рослинності на ділянках, багатих важкими металами та металоїдами, є ефективним підходом для ідентифікації потенційних місцевих видів рослин з високими коефіцієнтами біоаккумуляції та здатністю до гіперакумуляції (у пагонах) для легкого збору врожаю та стійкості до потенційно шкідливих важких металів та металоїдів [90].

Дослідженнями доведено, що місцеві рослини із забруднених територій мають або вищу стійкість за рахунок більш ефективного виключення, або більшого накопичення та толерантності до потенційно шкідливих концентрацій, ніж рослини з незабруднених ділянок [91].

Деякі місцеві види рослин, включаючи *Coronilla juncea* і *Globularia alypum* для чагарників, а також *Biscutella laevigata*, *Lobularia maritima*, *Piptatherum caerulescens* і *Silene vulgaris* для багаторічних трав і різнотрав'я, продемонстрували значні позитивні кореляції з рівнями забруднення металами та металоїдами, що відображає їхню вищу толерантність до забруднення порівняно з іншими рослинами [92]. Вирощування місцевих рослин, таких як *Argemone mexicana*, *Saccharum munja*, *C. dactylon*, *Pennisetum purpureum*, *Chenopodium album*, *Rumex dentatus*, *Tinospora cordifolia*, *Calotropis procera* та *Basella alba* на органо-металічних забруднених ділянках, змішаних з андрогенними та мутагенними сполуками, продемонстрували потенційну фітоекстракцію з високим індексом накопичення та транслокації. У їх коренях і листках порівняно з пагонами спостерігалось високе накопичення Fe, Zn, Cu, Mn,

Ni та Pb порівняно з субстратом, що дозволяє використовувати їх для фітоекстракції [93].

Таким чином, деякі місцеві види рослин є толерантними до вмісту важких металів у ґрунтах і стресостійкими до факторів середовища, тому їх можна застосовувати як основні види для подальшого створення більш диверсифікованої рослинної спільноти. Інші рослини можуть служити фільтром для важких металів і металоїдів, зменшуючи їх вимивання і міграцію, покращуючи якість ґрунту за рахунок поживних і органічних речовин.

### **1.5 Критерії вибору та ключові аспекти технології фіторекультивациі відвалів вуглевидобування**

Вугільні відвали є неодмінною складовою ландшафтів вугільних Донецького та Львівсько-Волинського басейнів. Вони призводять до порушень природного балансу, зокрема, потрапляння шкідливих речовин у навколишнє середовище через вітрову та водну ерозію, вплив на водний режим, погіршення якості ґрунтових вод, зміну напрямків повітряних потоків і зниження здатності ландшафту до самовідновлення.

Під час проведення рекультивациі важливо враховувати три основні особливості, залежно від місцевих умов:

– Технічне відновлення ґрунту: цей метод передбачає покриття відвальної породи шаром матеріалу, який добувається, а потім змішування його з власною породою. Це дозволяє відновити ґрунт технічними методами.

– Агротехнічні методи: включає розведення бобових рослин, які використовуються як сидерати, протягом двох років. Цей підхід сприяє відновленню ґрунту за допомогою рослинності.

– Заліснення: здійснюється з використанням добрив або без них. Цей метод полягає в створенні лісових покривів на відвалах, що сприяє відновленню екосистеми.

Зменшення антропогенного впливу, завданої вугільними відвалами, є важливим завданням, що вирішується шляхом правильного вибору місця та експлуатації відвалу. Форма відвалу має велике значення для ландшафту: він може інтегруватися в природний ландшафт або мати не співмірність. Наприклад, гостроверхий конус із крутими схилами та різними матеріалами потребує значних витрат для облаштування та може бути непридатним для докiлля.

Розвиток рослинного покриву на бiдних ґрунтах відвалів можна поділити на такі етапи, як:

1. Початкова стадія: порода колонізується першими вищими рослинами, які не зазнають обмежень від конкуренції.

2. Стадія розвитку передових видів багаторічних і однорічних трав'янистих рослин: залежно від місцевих умов, певні види створюють більш щільний рослинний покрив, який сприяє засвоєнню і покращенню якості ґрунту.

3. Стадія розвитку передових видів кущово-деревної рослинності: невибагливі до кліматичних і ґрунтових умов види кущів і дерев створюють необхідні передумови для наступної стадії розвитку.

4. Кінцева стадія розвитку деревної рослинності: більш вимогливі до умов види дерев формують стійкі фітоценози.

Процес формування рослинного покриву не завжди включає всі етапи розвитку. Наприклад, на бiдних піщаних ґрунтах відсутня друга стадія - формування повного покриву трав'яних рослин, замість цього, авангардні види займають їхнє місце на ранній стадії. Під час будь-якого процесу біологічної рекультивації необхідно адаптуватися до цих етапів, скорочуючи їх тривалість за допомогою відповідних заходів. Головне - вибрати рослини, які мають такі характеристики:

– Невисокі вимоги до ґрунтових умов: можливість росту навіть на відносно слабкому субстраті.

– Швидкий ріст надземних органів і розвиток кореневої системи на початкових етапах розвитку.

– Стійкість до впливу високих і низьких температур, а також вітру.

– Покращення властивостей ґрунту через утворення гумусу або збагачення його азотом.

Необхідно враховувати, що технології фітореMediaції надзвичайно специфічні для конкретної ділянки через різноманітні забруднювачі, які можуть бути рівномірно змішані на даній ділянці, а також через низку властивостей ґрунту, які можуть неминуче вплинути на рослинний ґрунт.

Таким чином, існує декілька аспектів, які необхідно проаналізувати на етапі прийняття рішень стосовно технології фітореMediaції, серед яких, зокрема:

- 1) фітотоксичність будь-якої заданої ділянки для вибраного виду рослин;
- 2) концентрація металу та його біодоступність у верхньому шарі, в якому можуть рости коріння;
- 3) швидкість поглинання металу кореннями;
- 4) швидкість транслокації металу через ксилему до пагонів;
- 5) клітинна стійкість даної рослини до металів та інших абіотичних стресових факторів, що виникають на ділянці (таких як низький вміст органічного вуглецю або низька здатність утримувати воду внаслідок відсутності рослинності).

Вибір моделі для планування фітореMediaції залежить здебільшого від цілей, але також від основних переваг і недоліків таких моделей і загального рівня розуміння отриманих результатів. Моделювання фітореMediaції є надзвичайно специфічним процесом, головним чином через деякі неминучі припущення, а також деякі обмеження та складну природу взаємодій. Тому конкретні моделі відрізняються за ступенем складності та ступенем можливої застосовності.

Ефективність фітоекстракції металу залежить від виду рослини та біодоступності забруднюючих речовин у ґрунті. Для фітоекстракції придатними вважаються рослини, які здатні переносити високі концентрації важких металів і накопичувати їх (гіперакумулятори). Біодоступність забруднювача, а саме рухливих фракцій у ґрунтах, які доступні для поглинання, в першу чергу

обумовлені специфічними властивостями ґрунту, які можуть визначати розподіл металів між твердою та рідкою фазами ґрунту. Загалом рН ґрунту, вміст глини та органічних речовин регулюють поглинання важких металів тканинами рослин через адсорбційно-десорбційні механізми. Фітотоксичність даного металу або змішаного забруднення також повинна бути взята до уваги перед початком будь-яких процесів відновлення. Таким чином, техніко-економічні випробування повинні базуватися не тільки на експериментальних даних, таких як швидкість росту рослин і накопичення металів, але також забезпечувати математичну модель поглинання, яка враховуватиме зміну умов під час процесу. Вся мета моделювання полягає в тому, щоб спрогнозувати час і ефективність переходу токсичних речовин із ґрунту в рослини. В даний час оцінка ефективності фітоекстракції за допомогою техніко-економічних тестів, як правило, базується на відношенні важких металів у надземних тканинах рослин до загальної концентрації в ґрунті ( $C_{\text{пагоони}}/C_{\text{ґрунт}}$ ), або «коефіцієнт фітоекстракції», який використовують для оцінки ефективності рослин у видаленні металів із ґрунту за невеликий часовий період. Однак він не враховує доступність металу в ґрунті, фітотоксичність певного сценарію, ані зниження росту рослин після початкового проростання [94].

Таким чином, наявний науковий та прикладний досвід в галузі фіторемедіації техногенно забруднених земель свідчить про суттєві здобутки в цій галузі, які базуються на застосуванні певних критеріїв ефективності технологій фіторекультивації з урахуванням ключових аспектів взаємодій в екосистемі «ґрунт-рослина-забруднювач».

## **1.6 Висновки за розділом**

1.1. Аналіз наукової літератури дозволив ідентифікувати основні аспекти негативного впливу відвалів відходів вуглевидобування на складові довкілля, що обумовлює актуальність даного дослідження в галузі технологій фіторекультивації. В даному розділі проведено літературний аналіз



різноманітних методів біологічної ремедіації, спрямованих на зменшення впливу відвалів вуглевидобування на навколишнє середовище.

1.2. Детально проаналізовані переваги фітостабілізації, яка сприяє зниженню ерозії ґрунту та міграції хімічних елементів, зокрема важких металів. Використання піонерних видів рослин в якості фіторемедіантів, типових для степової зони України, є перспективним та ефективним напрямом фіторекультивуації техногенно забруднених земель, що свідчить про необхідність подальших прикладних досліджень в галузі фіторекультивуації відвалів вуглевидобування з урахуванням місцевих кліматичних умов.

1.3. Сформульовані ідея роботи, мета та задачі дослідження, які наведені у вступі.

1.4. Результати аналізу теоретичних досліджень технологій фіторекультивуації відвалів відходів вуглевидобування, що наведені у розділі 1 роботи представлені у наступних працях автора: [88].

## РОЗДІЛ 2

### МЕТОДОЛОГІЯ ДОСЛІДЖЕНЬ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ШАХТНИХ ПОРІД ТА РОСЛИННОЇ БІОМАСИ ДЛЯ ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ ЗЕМЕЛЬ

#### 2.1 Методи аналізу фізико-хімічних показників шахтних порід відвалів вуглевидобування

Західний Донбас – вугільний басейн в межах Дніпропетровської області, частина Донецького кам'яновугільного басейну. Найбільші шахтні центри по вуглевидобуванню – Павлоград, Тернівка, Вербки та ін. селища. Видобуток вугілля здійснюється 10-ма шахтами.

Відходи від шахтних порід в Західно-Донбаському регіоні складуються у відвали, а також використовуються для технічної рекультивації (2500 га), для будівництва дамб, що обгороджують нове русло р. Самара (37 га) та штучні водойми (750 га) [95].

Вугільні відвали, що знаходяться на території Західного Донбасу мають наступний склад: дрібнозернисті пісковики (10,0%), алевроліти і алевроліти глини (32,0%), глинисті породи (38,0%), вуглисті алевроліти і глини (15,0%), карбонати (5,0%). Також більша частина гірничих порід, що складуються на відвалах представлені уламками, величина яких сягає 250-300 мм і за механічними властивостями відрізняються від пухких до скельних.

Гранулометричний склад алевролітів представлений переважно глинистими частками. Щільність порід – 2,68-2,70 г/см<sup>3</sup>; об'ємна вага – 1,63-1,68 кг/м<sup>3</sup>. Алевроліти у своєму складі мають більше сульфідів заліза, ніж у пісковиках, що обумовлює підвищення вмісту FeO (5,7 – 7,8%), сірки (0,5 – 1,3%). Мінеральний склад алевролітів наступний: кварц (38,0 – 45,0%), каолінит (30,0 - 48,0%), серицит (до 20,0%), сульфідів (до 5,0%).

Включення сульфідів, представлених в основному піритом, широко поширені в породних відвалах вугледобувних підприємств. Шахтні породи

характеризуються несприятливим водно-фізичними властивостями: мають низьку гігроскопічну вологість, незадовільну структурність и велику об'ємну вагу [95].

Для дослідження фізико-хімічних властивостей гірських порід з відвалів відходів вуглевидобування шахти «Павлоградська» та шахти «ім. Героїв Космосу» ПрАТ «ДТЕК Павлоградвугілля» (рис. 2.1) були відібрані зразки відвальної маси з глибин 0-20 см.

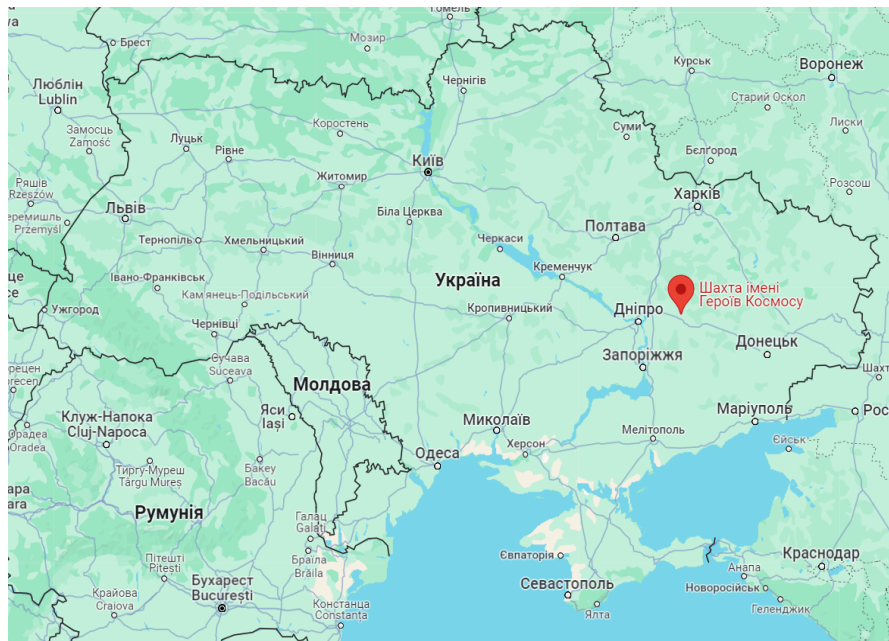


Рисунок 2.1 – Шахта «ім. Героїв Космосу» ПрАТ «ДТЕК Павлоградвугілля»  
[<http://surl.li/tpcv>]

Проби ґрунтів відбирали згідно з чинними ДСТУ 4287:2004 [96] та ДСТУ ISO 10381-2:2004 [97]. Були визначенні наступні фізико-хімічні показники, такі як: рН, питома електропровідність ґрунту (ЕС), кількісний вміст органічної речовини та іонів  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ .

Проби ґрунтів відбирали згідно з чинними ДСТУ 4287:2004 та ДСТУ ISO 10381-2:2004. Вони були доведені до повітряно-сухого стану, після чого зробили ґрунтово-водні витяжки у співвідношенні 1:10. рН водної витяжки визначали за ДСТУ 8346:2015 [98]. Для цієї процедури були використані скляні електроди, що укомплектовані рН-метром. Вода додавалась до зразка з утворенням

пастоподібного розчину (у співвідношенні 0,1 г до 10 мл дистильованої води). Електрод поміщався в даний розчин, а рН зчитувався безпосередньо з вимірювача. Під час виміру даного показника, були враховані обов'язкові шість факторів, що впливають на вимірювання рН: (1) висушування зразка ґрунту під час підготовки; (2) використовуване співвідношення ґрунт : вода; (3) вміст розчинних солей; (4) вміст вуглекислого газу (в залежності від сезонних коливань); (5) розмір фізичних структур субстрату і (6) потенціал електродного переходу [99]. В процесі вимірювання рН електрод промивали дистильованою водою або буферним розчином, щоб уникати пересихання [100].

Перед початком серії вимірювань рН-метр та електрод були стандартизовані буферами, які відрізняються на 3 або 4 одиниці рН, наприклад 4,0 і 7,0. Після кожного десятого вимірювання була перевірена стандартизація за допомогою обох буферів.

Вибір рН 5 і рН 7 для визначення концентрації водорозчинних форм хімічних елементів може бути обґрунтований з наступних причин. Різний рН середовища може впливати на розчинність різних хімічних елементів у ґрунті. Використання різних значень рН дозволяє оцінити концентрацію різних форм хімічних елементів, забезпечуючи більш повну картину їх розподілу та доступності для рослин. Деякі форми хімічних елементів можуть бути більш доступні для визначення за певних рН. Деякі елементи можуть бути краще екстраговані при рН = 5,0, тоді як інші можуть бути краще екстраговані при нейтральному рН = 7,0. Використання обох значень дозволяє оцінити широкий спектр водорозчинних форм елементів. Використання стандартних значень рН дозволяє забезпечити порівнянність результатів між різними дослідженнями та лабораторіями. рН 5 та рН 7 часто використовуються як стандартні значення, що допомагає стандартизувати методи визначення концентрації водорозчинних форм елементів. Використання рН 5 і рН 7 широко використовуються в наукових дослідженнях і забезпечують оптимальні умови для екстрагування багатьох водорозчинних форм хімічних елементів з ґрунту.

Вибір амонійно-ацетатного буфера та буфера, що містить аскорбінову кислоту для визначення концентрації водорозчинних форм хімічних елементів було обрано тому що ці буфери відомі своєю здатністю ефективно екстрагувати різні форми хімічних елементів з ґрунту. Вони забезпечують оптимальні умови для розчинення цих елементів, та включені до стандартних практик хімії ґрунтів та агроєкології. Амонійно-ацетатний буфер та буфер з аскорбіновою кислотою мають оптимальні параметри для екстрагування конкретних форм хімічних елементів з ґрунту, допомагають забезпечити стабільність та репрезентативність результатів.

Показник питомої електропровідності вимірювали за ДСТУ ISO 11265:2001 [101]. Вимірювання потужності електричного струму, який проводить екстракт ґрунту, надасть інформацію щодо кількості солей, присутніх у ґрунті. Це вимірювання забезпечує точну індикацію концентрації іонізованих компонентів у екстракті ґрунту. Електропровідність ґрунтового екстракту тісно пов'язана з сумою катіонів (або аніонів), які визначаються хімічним шляхом. Дане вимірювання зазвичай тісно співвідноситься із загальною кількістю розчинених твердих речовин. Вимірювання даної величини проводилося в пастоподібному розчині, який утворили у співвідношенні 0,1 г субстрату до 10 мл дистильованої води.

Кількісний вміст іонів  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  визначали фотометричним методом відповідно до німецьких стандартів «DIN-Norm». Вміст  $\text{NO}_3^-$  був визначений за методикою DIN 38405-9 [103]. Нітрати через додавання розчину концентрованих сірчаної та фосфорної кислот реагують з 2,6-диметилфенолом з утворенням 4-нітро-2,6-диметилфенолу. 4-нітро-2,6-диметилфенолу надає отриману розчину помаранчевого забарвлення, оптичну щільність якого вимірюють при довжині хвилі 338 нм.

Загальну кількість іонів  $\text{NH}_4^+$  було визначено індофеноловим методом за методикою DIN 38406-5 [104], в основі якого лежить реакція аміаку з фенолом у присутності окислювача гіпохлориту натрію. В результаті реакції утворюється індофенол, при цьому отриманий розчин у лужному середовищі має синій колір.

Вимірювання оптичної щільності отриманих розчинів відбувається при довжині хвилі 625 нм.

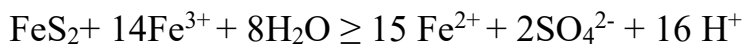
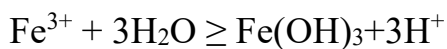
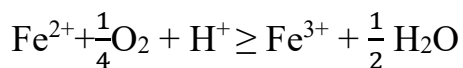
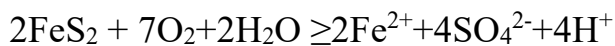
Кількість іонів  $\text{PO}_4^{3-}$  визначалось за методикою DIN EN ISO – 6878 [101]. Фосфат-іонів мають здатність утворювати з молібдатом амонію фосфорномолібденову гетерополікислоту (ФМГПК) – стійку у кислому середовищі і забарвлену у жовтий колір сполуку. Так як отримана кислота має слабе забарвлення, то для визначення кількості фосфору використовували її відновлену форму, яка забарвлена в синій колір. При довжині хвиль 880 нм проводили оптичні виміри. При додаванні відновника Мо (VI), що входить до складу ФМГПК, переходить до Мо (V) з утворенням «фосфор-молібденової сині». Вільні Мо (VI) і Мо (V), що не входять до складу ФМГПК, також утворюють забарвлені в синій колір з'єднання. Щоб уникнути відновлення Мо (VI), що входить до складу молібденово-кислого амонію, процедуру відновлення ФМГПК проводили в м'яких умовах. Аскорбінова кислота використовувалась у якості відновника в присутності антімонілтартрату калію –  $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6$ , який прискорює утворення відновленої форми ФМГПК і сприяє її стійкості. Утворення комплексу синього кольору відбувається у слабкокислому середовищі. Головним компонентом, що заважає при фотометричному визначенні фосфору, є Fe (III), для усунення впливу якого здійснювали його відновлення до Fe (II).

Для вимірювання вмісту потенційно активних важких металів та інших токсичних елементів зразки з відвалу були доведені до повітряно-сухого стану, після чого зробили ґрунтово-водні витяжки у співвідношенні 1:10. рН водної витяжки визначали за ГОСТ 17.5.4.01-84, питому електропровідність – за ДСТУ ISO 11265:2001. Для визначення вмісту органічних речовин у ґрунті використовували метод сухого спалювання за ДСТУ Б В.2.1-16:2009. Визначили концентрації водорозчинних форм хімічних елементів рухомих форм (співвідношення «ґрунт – амонійно-ацетатний буфер» (рН 7,0), амонійно-ацетатний розчин + аскорбінова кислота (рН 5,0) у співвідношенні 1:50 [88].

## 2.2 Методи лабораторного аналізу процесу біовилуговування важких металів як явища кислотного шахтного дренажу порід

Згідно з даними польових досліджень, кислотність порід на палаючих шахтних відвалах через окислювальні процеси знаходиться на рівні менше 3,0 одиниць рН. При таких значеннях кислотності, залізо та інші метали, такі як цинк, мідь, свинець, миш'як, марганець, стають хімічно рухливими та вилуговуються з породної маси. Суміш цих сполук є токсичною для переважної більшості живих організмів, як на суші, так і в водних екосистемах.

Основними хімічними процесами, які відбуваються у відвальних масивах вуглевидобування є реакції окислення піриту  $\text{FeS}_2$  в шахтних породах, що ведуть до утворення і накопичення кислоти ( $\text{H}^+$ ):



На вугільних шахтах поверхневі стічні води з породних відвалів збираються у водовідвідних канавах по контуру нижньої основи і можуть залишатися в них або відводитися в природні зниження ландшафту, такі як балки або яри. У випадку збереження стічних вод у канавах агресивні речовини можуть проникати в ґрунт, створюючи стійкий ореол забруднення навколо відвалу. При відведенні кислих стічних вод через ставки-відстійники у зниження місцевості забруднюються ґрунти, а також підземні і поверхневі водні об'єкти. Кислотні стоки, які потрапляють у поверхневі або підземні водні потоки, частково знижують рівень рН. З часом, коли вони віддаляються від джерела забруднення, рівень рН збільшується за рахунок ефекту розведення. Проте це також викликає іншу проблему: сполуки заліза, які містяться у стічних водах, при рівні рН вище 3,0 викидаються на дно водовідвідних канав і ставків-відстійників у вигляді осаду оранжевого кольору. Це може пригнічувати життєдіяльність організмів,

які мешкають у воді.

Метод культивування *Acidithiobacillus ferrooxidans* на елементарній сірці. Мікроорганізми вирощували в стерилізованих 500-мл-колбах Ерленмейера, заповнених середовищем, вказаним в табл. 2.1.

Таблиця 2.1 – Середовище для зростання *Acidithiobacillus ferrooxidans* на елементарній сірці

Стерильний розчин/компоненти	Необхідна кількість	Фінальна концентрація
Сірка	0,5 г	5,0 г/л
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> (20 г/л)	15 мл	3,0 г/л
MgCl <sub>2</sub> ×6H <sub>2</sub> O (10 г/л l)	1 мл	0,1 г/л
CaCl <sub>2</sub> ×2 H <sub>2</sub> O (10 г/л)	1,4 мл	0,14 г/л
NH <sub>4</sub> Cl (10 г/л)	1	0,1 г/л
H <sub>2</sub> O(дистильована, стерильна)	Додано до 100 мл	

Експеримент полягав у інокуляції середовища за допомогою 5 мл розчину, який містив культуру *A. ferrooxidans*, та інкубації при 30°C з постійним перемішуванням. Щоденно з середовища забирали по 10 мл проби, починаючи з моменту додавання культури мікроорганізмів (T = 0), та вимірювали рН проби за допомогою рН-метру.

Під час титрування проби метою було визначити об'єм розчину 0,05 N NaOH, необхідний для нейтралізації кислоти, що утворюється внаслідок діяльності мікроорганізмів. Для цього до проби додавали 3 краплі спиртового розчину бромкрезолового зеленого та титрували по краплях розчином NaOH. Споживання NaOH в пробі T = 0 було пов'язане з низьким рівнем рН культурального середовища, а не з дією сірчаної кислоти. Таким чином, це значення віднімають з усіх наступних зразків.

Метод вилуговування халькозину (Cu<sub>2</sub>S) за допомогою *Acidithiobacillus*



*ferrooxidans* передбачав вирощування бактерій у стерилізованих 500-мл колбах Ерленмейєра, заповнених культуральним середовищем, вказаними в табл. 2.2.

Таблиця 2.2 – Середовище для вилуговування халькозину із *A. ferrooxidans*

Стерильний розчин/компоненти	Необхідна кількість	Фінальна концентрація
Сульфід міді (I) $\text{Cu}_2\text{S}$	0,25 г	2,5 г/л
$\text{KH}_2\text{PO}_4$ (20 г/л)	2 мл	0,4 г/л
$\text{MgSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ (10 г/л)	1 мл	0,1 г/л
$\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ (300 г/л)	11,1 мл	33 г/л
$\text{CaCl}_2 \times 2\text{H}_2\text{O}$ (10 г/л)	1,4 мл	0,14 г/л
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (20 г/л)	1	0,2 г/л
$\text{H}_2\text{O}$ (дистильована, стерильна)	додано до 100 мл	

Середовище було інокульовано 5 мл вищевказаної культури бактерій і оброблено за вище описаною методикою. З проби було відібрано 3 мл, починаючи з моменту інокуляції ( $T = 0$ ), і щоденно вимірювали рН за допомогою рН-метра. Крім того, 400 мкл зразка були перенесені в чисту 1,5-мл пробірку Еппендорф і зберігалися в морозильній камері ( $-20^\circ\text{C}$ ) для подальшого мікроелементного аналізу з використанням методу мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ІЗП-МС).

Колориметричне визначення вмісту міді здійснювалося шляхом аналізу циклогексанону, який містив оксид міді, при довжині хвилі 595 нм. Оскільки іони дво- і тривалентного заліза могли перешкоджати у вимірюванні, вони спочатку були вилучені шляхом осадження у вигляді гідроксидів за допомогою водного розчину аміаку. Іони міді залишалися у розчині через утворення розчинного комплексу тетрааміну міді і після цього могли бути виявлені колориметрично з використанням реактиву купрізону.

Всі заморожені проби об'ємом 400 мкл, які щодня відбиралися з колб для

культивування бактерій, розморозувалися з додаванням 200 мкл 10%  $\text{NH}_3$ . Після інтенсивного перемішування їх інкубували не менше 10 хв з подальшим центрифугуванням протягом 5 хвилин з швидкістю 10000 об/хв. З супернатанту переносили 100 мкл прозорої рідини в чисту 1,5-мл пробірку Еппендорфа і розбавляли 100 мкл дистильованої  $\text{H}_2\text{O}$ .

Наступні компоненти були додані в 1,5 мл-пробірку Еппендорфа в зазначеному порядку:

1. 200 мкл розчину I буфера цитрату амонію;
2. 10 мкл  $\text{Cu}^{2+}$  – зразку;
3. 120 мкл розчину II (боратний лужний буфер натрію);
4. 40 мкл розчину III (містить діциклогексанона);
5. 630 мкл  $\text{H}_2\text{O}$ .

Поглинання ретельно змішаного розчину вимірювали через 5 хв інкубації при кімнатній температурі. Останній зразок містив всі компоненти аналізу, за винятком зразка, який був замінений водою.  $\text{Cu}^{2+}$  визначали за допомогою наступної функції калібрування:

$$\text{Cu}^{2+} [\text{ммоль л}^{-1}] = 0,0607 \cdot A_{595} - 0,0004.$$

Виміри проводилися за допомогою пластикової кювети. Зразки були виміряні в порядку зростання концентрації  $\text{Cu}^{2+}$  [104].

### 2.3 Аналіз вмісту мікроелементів методом ІЗП-МС

Валовий вміст важких металів, інших потенційно токсичних елементів у субстраті, розчинах фільтрату та рослинних зразках визначали за допомогою мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ІЗП-МС). Для вимірювання за допомогою ІЗП-МС усі тверді зразки (рослини, субстрат) розчиняли вологим кислотним зброджуванням [105;106].

Для визначення валової концентрації елементів у субстраті, були відібрані зразки використаного для експерименту і висушені при 105 °С протягом одного дня. Зразки субстрату просівали (2 мм) і подрібнювали до дрібного порошку за

допомогою ступки і товкачика.

Після цього досліджувані зразки - 100 мг висушеного субстрату переносили в тефлонові посудини і змішували з 200 мкл деіонізованої води, 300 мкл азотної кислоти (65%), 900 мкл соляної кислоти (36%) і 600 мкл фтористоводневої кислоти (4,9%). Тефлонові ємності герметично закривали та поміщали в мікрохвильову станцію ETHOS.lab (MLS). Зразки нагрівали до 200°C зі швидкістю 10°C·хв<sup>-1</sup>. Цю температуру підтримували протягом 20 хв. Зразки діставали, коли система охолоджувалась до кімнатної температури.

У випадку рослинних зразків 100 мг переносили в тефлонові посудини з 200 мкл деіонізованої води, 1900 мкл азотної кислоти (65%) і 600 мкл фтористоводневої кислоти (4,9%). Тефлонові ємності герметично закривали та поміщали в мікрохвильову станцію ETHOS.lab (MLS). Зразки нагрівали до 200°C зі швидкістю 10°C·хв<sup>-1</sup>. Цю температуру підтримували протягом 20 хв. Зразки діставали, коли система охолоджувалась до кімнатної температури.

Концентрації важких металів, інших потенційно токсичних елементів у субстраті, розчинах фільтрату та рослинних зразках визначали за допомогою ІЗП-МС з 10 мкг/л родію та ренію , як внутрішнього стандарту [105;106].

## 2.4 Біотестові методи

В якості фітомеліорантів в степовій зоні можуть бути використані переважно три групи трав'янистих рослин:

- 1) рослини, які можуть утворювати симбіотичне зв'язування молекулярного азоту;
- 2) рослини, які пристосовані до впливу солей (галофіти);
- 3) дикорослі злаки, що виділяються потужною кореневою системою та готовністю адаптуватися до змін навколишнього середовища.

Важливо відзначити групу рослин, яка виявляє особливу стійкість до хімічного забруднення ґрунтів. Їхні зарості, при належній організації, можуть створити буферну зону між автодорогами, залізницями, відвалами з видобувних

порід, промисловими спорудами, фермами та орних ділянок з використанням добрив і пестицидів, з одного боку, і житловими районами та природними екосистемами, з іншого. До таких рослин відносяться злаки, такі як куничник наземний, пирій, польовиця, а також бобові рослини, зокрема конюшина повзуча та еспарцет піщаний, а також топінамбур, золотушник канадський, рогіз та деревій (тисячолистник).

Для досягнення мети всіх дослідів було здійснено ряд експериментів, під час яких використовувалися рослини піонери, що є характерними для степового регіону України, та проводився аналіз їх стресостійкості відносно різних фізичних та хімічних факторів. На досліджуваних рослинах: із сімейства Злакових (*Poaceae*) (Ячмінь мишачий (*H. murinum* L.), Стоколос японський (*B. japonicas*), Стоколос безостий (*B. inermis holub*), Вівсюг звичайний (*A. fatua* L.), Грястиця збірна (*Dactylis* L.), Стоколос гіллястий (*B. ramosa*) – Бобових (*Fabaceae*) Горох (*P. sativum* L.), Конюшина (*T. pratense* L.) – Хрестоцвіті (*Brassicaceae*), Гірчиця (*S. alba* L.) та Грицики звичайні (*Capsella bursa-pastoris* L.) було проведено ряд дослідів. В середньому, в залежності від експерименту, було використано від 10-30 насінин. Також в залежності від експерименту, рослини поливали дистильованою водою (дотриманням вологості у субстраті до 70%) або різними концентраціями розчинів солей важких металів та кислот.

Підтримка вологості ґрунту на рівні 70% у проведених експериментах має свою наукову обґрунтованість з наступних причин. Даний показник надає оптимальні умови для росту рослин. Вологість ґрунту є одним із ключових факторів, які впливають на ріст та розвиток рослин. Більшість рослин віддають перевагу оптимальній вологості, яка дозволяє їм максимально ефективно засвоювати поживні речовини та забезпечує необхідні умови для метаболічних процесів. При дотриманні вологості ґрунту на рівні 70% відбувається мінімізація стресу для рослин. Відхилення вологості ґрунту від оптимального рівня може спричинити стрес для рослин, що може негативно впливати на їхній ріст та розвиток. Підтримка вологості на рівні 70% допомагає зменшити стресові впливи на рослини та забезпечити оптимальні умови для їхнього вирощування.

Це також допомагає контролювати вплив вологості на експериментальні результати. Підтримка стабільної вологості на рівні 70% дозволяє контролювати один із факторів у дослідженнях, тим самим забезпечуючи консистентність умов і зробивши результати більш точними та надійними.

Досліджувані рослини поливали дистиллятом під час експерименту для забезпечення контрольної групи, де використовувалася чиста вода без вмісту будь-яких добрив або хімічних речовин. Використання дистилляту дозволяє уникнути впливу на рослини будь-яких домішок або забруднень, що можуть міститися у звичайній воді, тим самим забезпечуючи точний контроль над експериментом і отримання достовірних результатів.

Під час одного із експериментів для створення розчину з солями важких металів, були використанні наступні солі:  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ ,  $\text{As}_2\text{S}_3$ ,  $\text{CoCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{ZnCl}_2$ . Для кожної солі була розрахована молярна маса, що в подальшому дало змогу розрахувати необхідну кількість важкого металу для отримання його концентрації на рівні 1 та 10 ГДК, на один літр дистильованої води. Використання цих солей у експерименті обумовлене їхньою потенційною роллю у вивченні впливу важких металів та інших хімічних речовин на рослинний розвиток або екотоксикологічні процеси.  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  (нітрат свинцю): свинець є одним із найбільш токсичних важких металів для рослин, і його нітратна форма дозволила вивчити вплив свинцю на розвиток досліджуваних рослин.  $\text{As}_2\text{S}_3$  (арсен (III) сірки): арсен вважається однією з найбільш токсичних речовин для живих організмів, є компонентом гербіцидів та пестицидів. Використання арсену у вигляді сірки дозволило відтворити умови, що є характерними для багатьох природних середовищ.  $\text{CoCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$  (хлорид кобальту): кобальт є важливим мікроелементом для рослин і його хлоридна форма використовувалася для вивчення впливу кобальту на фізіологічні процеси рослин.  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  (сульфат міді): Мідь також є важливим мікроелементом для рослин, і її сульфатна форма дала можливість вивчити вплив міді на різні аспекти росту та розвитку рослин.  $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  (сульфат марганцю): Марганець є важливим мікроелементом для рослин і його сульфатна сіль використовувалася

для вивчення впливу марганцю на фізіологічні процеси рослин. ZnCl (хлорид цинку): Цинк є ще одним важливим мікроелементом для рослин і його хлоридна форма дала можливість вивчити вплив цинку на фізіологічні процеси рослин.

Для проведення наукових досліджень використовувався показник ГДК (гранично допустима концентрація) як норматив для експериментів з важкими металами в контексті фіторекультивуації відвалів вуглевидобування. ГДК встановлені з метою захисту здоров'я людей і екосистем від негативного впливу токсичних речовин, включаючи важкі метали, тому використання ГДК як нормативу дозволяє оцінити, наскільки концентрація важких металів впливає на рослини порівняно з припустимими межами для людей та навколишнього середовища. Порівнюючи результати дослідження з ГДК, можна визначити, наскільки концентрація важких металів впливає на рослини у порівнянні з рівнем, який вважається безпечним для здоров'я людей та екосистем. Використання ГДК як нормативу також має підґрунтя в законодавстві щодо охорони довкілля. Це може допомогти у впровадженні результатів дослідження в практичні заходи фіторекультивуації відвалів. Використання ГДК сприяє стандартизації даних і дозволяє проводити порівняльний аналіз з іншими дослідженнями у цій області.

Отже, орієнтування на ГДК у дослідженні надає наукову обґрунтованість, стандартизує проведені дослідження та дозволяє оцінити ризики для здоров'я та екосистем в контексті фіторекультивуації відвалів вуглевидобування.

Відмова від використання фонові концентрації у проведених дослідженнях обґрунтовано наступними причинами. Контекст дослідження: у даному випадку, дослідження спрямоване на оцінку впливу важких металів на ріст рослин у контексті фіторекультивуації відвалів вуглевидобування. Оцінка відхилень від фонові концентрації, яка може відрізнитися від реальних умов на відвалах, не відобразатиме реальний вплив забруднення на рослини в цьому конкретному середовищі. Фонова концентрація може відрізнитися від фактичних рівнів забруднення в досліджуваній території, особливо якщо забруднення є хронічним і відбувається протягом тривалого часу. В такому випадку,

використання фонові концентрації не відображає реальний вплив надмірної концентрації важких металів на рослини. Оцінка впливу на рослини у порівнянні з фонові концентрацією може не враховувати екологічні наслідки забруднення, такі як кумуляція токсичних речовин у рослинах та їх вплив на екосистему в цілому.

Під час одного з дослідів використовувалися розчини з сульфатною кислотою ( $H_2SO_4$ ) для зниження рівня рН в субстраті з шахтної породи. Рівень рН є важливим параметром, який впливає на доступність різних хімічних елементів для рослин та інших мікроорганізмів у ґрунті. Підвищений рівень кислотності допомагає розчинити та мобілізувати мінеральні речовини у шахтній породі, що може вплинути на їх доступність для рослинного росту та екологічні процеси у ґрунті. Цей експеримент дозволяє досліджувати вплив кислотності на мінеральний склад та екологічні властивості шахтної породи, що може мати значення для розуміння процесів фіторекультиваци та екотоксикології у забруднених субстратах.

Для експериментального дослідження впливу фізичних факторів на ростові показники рослин використовувався біочар «БІОЧАР IDEALE», який був оброблений високою температурою з обмеженим доступом повітря. Для того щоб проаналізувати вплив ґрунтової якості, так як біочар має високу поверхневу площу та велику поглинальну здатність, що сприяє збереженню вологи, поживних речовин і мікроорганізмів у ґрунті, підвищуючи його родючість та фізичні властивості. Визначити зменшення токсичності хімічних елементів в досліджуваному субстраті шахтної породи, так як біочар може відсікати та зв'язувати токсичні речовини та важкі метали у ґрунті, запобігаючи їхньому поглинанню рослинами та мікроорганізмами, що може бути корисним у біотестах, де досліджується вплив забруднень на екосистему. З'ясувати підвищення біологічної активності, так як біочар може слугувати стимулюючим субстратом для мікроорганізмів ґрунту, стимулюючи їхню активність та розклад органічних речовин, що може підвищити біологічну активність у біотестах. Охарактеризувати стабілізацію рН, так як біочар може слугувати як буфер,

стабілізуючи рівень рН у ґрунті, що може бути важливим для створення стійких умов для росту рослин та мікроорганізмів у біотестах. Встановити залежності, щодо збільшення водопроникності. Завдяки своїй пористій структурі, біочар може підвищити водопроникність ґрунту, що може бути корисним для зменшення ерозії та збереження водних ресурсів у біотестах.

В кінці кожного ростового експерименту рослини виймали із місця їх проростання, відокремлювали їх кореневу систему від надземної частини, вимірювали довжину цих показників, вимірювали біомасу вологу, і потім після сушки вимірювали суху біомасу рослин. Для аналізу хімічного складу рослин, їх окремо готували для аналізу, як зазначено в п.2.3.

Біотестові експерименти проводилися в чашках Петрі, в спеціально виготовлених скляних об'єктах та в горщиках для розсади.

Використання різних типів контейнерів для проведення біотестових обґрунтоване наступним чином: Чашки Петрі: забезпечення ізолюваного середовища. Чашки Петрі забезпечують ізолюване середовище для росту та спостереження за організмами. Це дозволяє контролювати умови експерименту та уникнути зовнішніх впливів на досліджувані об'єкти. Чашки Петрі забезпечують зручність спостереження за ростом та розвитком організмів завдяки прозорому матеріалу. Це дозволяє здійснювати детальний моніторинг процесів, що відбуваються. Спеціально виготовлені скляні об'єкти. Скляні об'єкти мали спеціальну форму, що дозволяла регулювати рівень проникнення світла, температуру та вологість. Скляні об'єкти мають високу стійкість до зовнішніх чинників, таких як температура, вологість та хімічні речовини. Це забезпечує довговічність та надійність у проведенні експериментів. Горщики для розсади: створення умов для росту рослин. Горщики для розсади забезпечують достатній об'єм для росту та розвитку рослин. Вони дозволяють створити оптимальні умови для росту кореневої системи та забезпечують доступ до води та поживних речовин. Горщики для розсади легко переміщати та розміщувати у різних умовах, що дозволяє проводити дослідження в різних середовищах та умовах вирощування.



При оцінці токсичності проб ґрунтів та властивості досліджуваних рослин в чашку Петрі клали аркуш фільтрувального паперу, на який було насипано 1 грам висушеного та подрібненого субстрату чи чистого піску і рівномірно розподілено по ємності. Потім додавалось 5–7 мл дистильованої води (використовують кип'ячену і на досліджуваній субстрат висаджувалися по 30–50 насінин індикаторної рослини (в залежності від крупності). Чашкою-контролем слугував або субстратом у цьому випадку є ґрунт, відібраний на умовно чистій території (заповідник, заказник, курортна зона та ін.) або чашка Петрі з дистильованою водою.

При проведенні біотестового методу в спеціально виготовлених скляних об'єктах та в горщиках для розсади експерименти проводилися в схожому типі як із чашками Петрі, різниця полягала у кількості субстрату та об'ємом поливу.

Біотестові експерименти проводилися на субстраті з відвалу відходу вуглевидобування шахти «Павлоградська» та шахти «ім. Героїв Космосу» ПрАТ «ДТЕК Павлоградвугілля», стерильному піску, екологічно чистому суглинку, суглинистих породах, біогумусі та чорноземі.

Суглинок був відібраний на заповідних територіях. Використання суміші екологічно чистого суглинку та звичайного чорнозему у експериментах обґрунтоване наступним чином. Екологічно чистий суглинок та звичайний чорнозем не містять шкідливих хімічних домішок або забруднень, що можуть впливати на результати експерименту. Вони відповідають екологічним стандартам і не мають негативного впливу на навколишнє середовище. Використання екологічно чистого суглинку та чорнозему дозволяє стандартизувати умови експерименту і уникнути впливу невідомих факторів на його результати. Це важливо для забезпечення надійності та відтворюваності результатів дослідження. Використання екологічно чистого суглинку та чорнозему дозволяє забезпечити чистоту дослідного матеріалу і уникнути спотворення результатів експерименту через зовнішні впливи. Використання екологічно чистого суглинку та чорнозему підвищує екологічну безпеку експерименту, оскільки не сприяє забрудненню ґрунту або навколишнього

середовища шкідливими речовинами.

Зразок суглинку, відібраний з балки поблизу річки Самари біля санаторію «Сонячний», був використаний як контрольний зразок. Дані суглинок був відібраний саме в цій зоні, тому що він типовий для кліматичної степової зони України і знаходиться в гірничо-видобувному регіоні. Аналіз цього контрольного суглинку передбачає визначення його фізико-хімічних властивостей та гранулометричного складу, що слугує еталоном для порівняння з іншими досліджуваними зразками.

Використання стерильного піску для біотестових експериментів обґрунтовано тим, що після стерилізації він не має мікроорганізмів, які можуть впливати на результати досліду. Це дозволяє виключити вплив зовнішніх факторів на досліджувані процеси та забезпечити точність та надійність отриманих даних. Стерильний пісок створює умови експерименту, які можуть бути легко контрольовані та відтворені. Відсутність мікроорганізмів дозволяє зосередитися на вивченні впливу конкретних факторів на біологічні процеси без впливу зовнішнього середовища. Використання стерильного піску допомагає уникнути забруднення дослідних матеріалів та реакційних середовищ зовнішніми мікроорганізмами, що може вплинути на результати експерименту. Стерильний пісок дозволяє стандартизувати умови експерименту та забезпечити повторюваність та порівнянність результатів між різними дослідженнями.

Експерименти, які відбувалися на піску, перший тиждень поливалися розчином Хогланда. Розчин Хогланда містить оптимальне співвідношення макро- та мікроелементів, яке забезпечує рослинам необхідні поживні речовини для їхнього росту. Це є особливо важливо в умовах досліджень, де рослини піддавалися стресовим умовам, таким як наявність важких металів у ґрунті. Розчин Хогланда має стандартизований склад, що робить його зручним для використання в експериментах, оскільки є можливість точно контролювати поживний склад середовища, в якому ростуть рослини. Це дозволяє зменшити варіацію результатів і забезпечує більш точні порівняльні аналізи. Розчин Хогланда містить поживні речовини у формі, що легко засвоюються рослинами,

що може призвести до підвищення їхньої біомаси. Це особливо актуально у випадках, коли рослини вирощуються в умовах стресу або забрудненого середовища.

Для аналізу екстракційних властивостей рослин в відповідних експериментах був розрахований транслокаційний фактор. Транслокаційний фактор - це величина, що вказує на здатність речовини (наприклад, важких металів) переноситися з одного місця в інше у живих організмах чи екосистемах. Цей фактор може використовуватися для визначення рівня забруднення довкілля речовиною та оцінки її потенційного впливу на біоту. Чим вище транслокаційний фактор, тим більше ймовірність, що речовина може переноситися через організми та впливати на їхні функції та стан.

Формула для визначення транслокаційного фактора була представлена як відношення концентрації речовини у надземній частині до концентрації тієї ж речовини у кореневій системі.

## **2.5 Методи прогнозу рослинної біомаси для фіторекультивациі техногенних земель**

Прогнозування рослинної біомаси переважно базується на методах, що використовуються в аграрних науках для прогнозування врожайності сільськогосподарських культур. Ці методи, що ґрунтуються на емпіричних взаємозв'язках та експертних оцінках, можна використовувати для прогнозування біомаси для потреб рекультивациі техногенних земель. Серед методів, що здобули найбільшу популярність у прогнозуванні біомаси, варто виділити такі: експертні оцінки, метод аналогій, використання динамічних рядів урожайності та їхнє продовження, а також кореляційно-регресійне моделювання.

Метод експертних оцінок ґрунтується на досвіді та інтуїції фахівців. Метод аналогій схожий за своєю сутністю до методу експертних оцінок і більше спрямований на якісне передбачення, ніж на кількісне. Прогнозування біомаси - це науково обґрунтоване передбачення можливого обсягу та якості врожаю на

певний період часу. У польових умовах врожай формується під впливом багатьох факторів, що змінюються.

Чинники, які впливають на формування врожаю рослин, включають:

- рівень вологості в різні періоди вегетації;
- суми активних, середньодобових і ефективних температур;
- несприятливі метеорологічні умови, такі як заморозки, посуха, зливи тощо;
- густина рослин та конкуренція між ними за доступ до світла, води та поживних речовин;
- розвиток хвороб і шкідників, які можуть пошкодити або знищити врожай;
- інші фактори, такі як ґрунтові властивості, використання добрив, методи обробітку ґрунту тощо.

Прогнозовану врожайність (біомасу) розраховують, використовуючи рівняння лінійної регресії:

$$y = a + bx, \quad (2.1)$$

де,  $y$  – прогнозована урожайність (біомаса) в наступному році, ц/га;  $a$  – вільний член рівняння;  $b$  – коефіцієнт регресії;  $x$  – фактор часу (порядковий номер року, на який прогнозується врожайність (біомаса)).

Кореляційно-регресійне прогнозування врожайності вважається одним з найбільш досконалих методів, оскільки воно ґрунтується на конкретних показниках різних аспектів продукційного процесу. Алгоритм цього підходу включає такі основні етапи:

- виявлення можливих чинників, які впливають на врожайність.
- визначення величини впливу цих чинників на врожайність.
- встановлення тісноти міжчинникових зв'язків і вибір підмножини чинників, які найбільше впливають на врожайність.

- трансформація цієї підмножини для усунення явища мультиколінеарності.
- визначення типу і параметрів кореляційно-регресійної моделі.
- визначення допустимих значень чинників, які входять до моделі, і прогнозування врожайності з певним ступенем статистичної надійності.
- у практиці прогнозування врожаїв (біомаси) частіше здійснюється залежно від кількох конкретних чинників, що враховуються у моделі.

## **2.6 Методи статистичного аналізу**

Були здійснені паралельні вимірювання та проведено статистичний аналіз отриманих результатів. Результати випробувань систематизовано, проаналізовано та статистично оброблено. Статистичний аналіз отриманих даних проводили за допомогою пакету статистичних програм Excel 2010 та Statistica 6.0. Відмінності показників вважали статистично значущими за  $p < 0,05$ .

## **2.7 Висновки за розділом**

1.1 У розділі представлено методи відбору проб для фізико-хімічного аналізу досліджуваного субстрату, які можна використати при аналізі відходів відвалів вуглевидобування шахти «Павлоградська» та шахти «ім. Героїв Космосу» ПрАТ «ДТЕК Павлоградвугілля». Проби були відібрані з поверхні породного відвалу на глибині 0-20 см відповідно до методик ДСТУ 4287:2004 та ДСТУ ISO 10381-2:2004.

1.2 Визначено основні фізико-хімічні показники досліджуваного субстрату (рН, питому електропровідність ґрунту (ЕС), кількісний вміст органічної речовини та іонів  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ .) для зразків з відвалу відходу вуглевидобування.

1.3 Загальний вміст важких металів, інших потенційно токсичних елементів у субстраті, розчинах фільтрату та рослинних зразках визначали за допомогою мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ІЗП-МС).

1.4 Біотестові методи, які можна використати для визначення фітореємедіаційних властивостей піонерних видів рослин таких видів, як: сімейства Злакових (*Poaceae*) (Ячмінь мишачий (*H. murinum L.*), Стоколос японський (*B. japonicas*), Стоколос безостий (*B. inermis holub*), Вівсюг звичайний (*A. fatua L.*), Грястиця збірна (*Dactylis L.*), Стоколос гіллястий (*B. ramosa*) – Бобових (*Fabaceae*) Горох (*P. sativum L.*), Конюшина (*T. pratense L.*) – Хрестоцвіті (*Brassicaceae*) , Гірчиця (*S. alba L.*), Грицики звичайні (*C. bursa-pastoris L.*) були вивчені та проаналізовані.

1.5 Статистичний аналіз отриманих даних проводили за допомогою пакету статистичних програм Excel 2010 та Statistica 6.0. Відмінності показників вважали статистично значущими за  $p < 0,05$ .

1.6 Результати аналізу методології досліджень фізико-хімічних показників субстрату шахтної породи та рослинної біомаси для фіторекультивациі земель представлені в розділі 2 дисертаційної роботи, та представлені у наступних працях автора: [88], [104].

### РОЗДІЛ 3

## ЕКСПЕРЕМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПОРОДНИХ СУБСТРАТІВ ТА РОСТОВИХ ПОКАЗНИКІВ РОСЛИН-ФІТОРЕМЕДІАНТІВ

### 3.1 Аналіз фізико-хімічних характеристик порід вугільних відвалів вуглевидобування

Визначення фізико-хімічних параметрів субстрату з відвалу відходу вуглевидобування

Мета дослідження фізико-хімічних показників породної маси вугільних відвалів полягає в оцінці перспектив та ефективності процесів фіторекультивациі вугільних відвалів гірничодобувних підприємств.

Зразки були відібрані на базі Павлоградського дослідного стаціонару рекультивациі порушених земель Дніпровського державного аграрно-економічного університету (ДДАЕУ) у Західному Донбасі. Стаціонар почав функціонувати який у 1976 р. з метою проведення наукових польових досліджень для пошуку методів рекультивациі даної території.

На даній території існують різні схеми перекриття шахтної породи, в залежності від потужністю маси чорнозему та при наявності при цьому екрануючого прошарку лесоподібного суглинку. Більшість наукових експериментів, які проводились на досліджуваній території мали культури польової сівозміни. Але після 1997 р. вся територія знаходилась в процесі природного заростання. На рис. 3.1 представлена схеми рекультивациі шахти «Павлоградська».

Проби були відібрані на ділянках рекультивациі, де на гірську породу була нанесена червоно-бура глина потужністю 50 см. Зразки відбиралися із глибини 0–20 см. Проби досліджуваного субстрату були відібрані до чинних норм ДСТУ 4287:2004 та ДСТУ ISO 10381-2:2004. Були визначені фізико-хімічні параметри субстрату відібраного з вугільного відвалу шахти «Павлоградська».

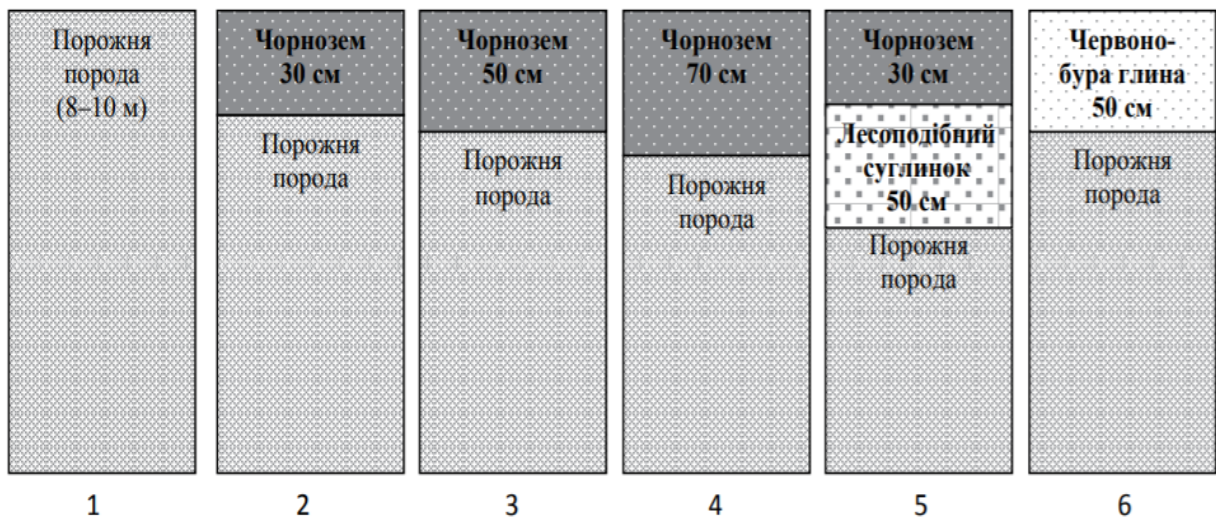


Рисунок 3.1 – Схема варіантів рекультивації відвалів шахти Павлоградська

Результати фізико-хімічного аналізу досліджуваного субстрату представлені в таблиці 3.1.

Таблиця 3.1 – Фізико-хімічні показники червоно-бурої глини

рН	Електропровідність μS/см	Поживні речовини		
		NO <sub>3</sub> мг/кг	NH <sup>+</sup> <sub>4</sub> мг/кг	PO <sup>3-</sup> <sub>4</sub> мг/кг
8,78	301,9	0,176	0,0035	0,0016

Встановлено, що рН досліджуваного субстрату складає 8,78, а отриманні значення питомої електропровідності дорівнюють 301,9 μS/см. Спектрофотометричний аналіз забезпеченості субстрату елементами живлення рослин відображає про наявність малої кількості нітратної (від 0,176 мг/кг) та амонійної форм азоту (0,0035 мг/кг), а також фосфатів (0,0016 мг/кг). Загальний вміст поживних речовин (N) у ґрунті складає 0,003 ммоль/г [17].

В таблиці 3.2 представлений валовий вміст важких металів та інших токсичних елементів в досліджуваному субстраті.



Таблиця 3.2 – Валовий вміст важких металів та інших токсичних елементів в субстраті з вугільного відвалу шахти «Павлоградська»

Елемент	Cr	Co	Mo	As	Cd	Pb	Cu
Концентрація С, мг/кг	70,82	23,97	1,72	20,12	0,703	16,23	107,52

По співвідношенню валової концентрації мікроелементу до ГДК цих елементів у ґрунтах було встановлено, що концентрація таких елементів як Co, As і Cu перевищує норми ГДК в 1,2; 10,1 та 1,9 рази відповідно [17]. Співвідношення концентрацій ВМ до ГДК представлені на рис.3.2.

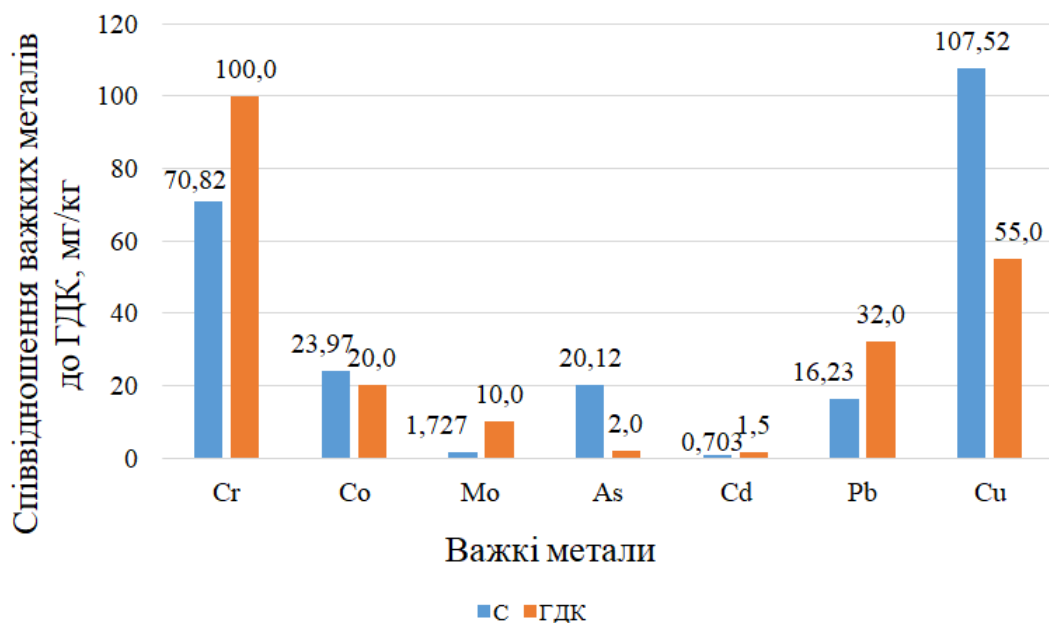


Рисунок 3.2 – Співвідношення концентрацій важких металів та інших токсичних елементів до ГДК

Під час проведення даного експерименту було отримано фізико-хімічні показники червоно-бурої глини, яка слугує у якості субстрату для рекультивації на вугільному підприємстві шахти «Павлоградська».

Значення рН досліджуваного субстрату з ділянки рекультивації складає 8,78, а значення питомої електропровідності дорівнюють 301,9  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Визначено, що досліджуваний субстрат має малі концентрації нітратної (від 0,176 мг/кг) та амонійної форм азоту (0,0035мг/кг), а також фосфатів (0,0016 мг/кг). Проаналізовані дані після ІЗП-МС аналізу досліджуваного субстрату свідчать, що концентрація таких елементів як Co, As і Cu перевищує норми ГДК в 1,2; 10,1 та 1,9 рази відповідно [17].

Аналогічно було досліджено фізико-хімічні параметри субстрату із відвалу відходів вуглевидобування шахти «ім. Героїв Космосу» ПрАТ «ДТЕК Павлоградвугілля». Для аналізу та дослідів, був відібраний субстрат - гірська порода з шахтного відвалу. Були визначені та проаналізовані такі фізико-хімічних показники, як: рН, питома електропровідність ґрунту (ЕС), кількісний вміст органічної речовини та іонів  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , а також вміст потенційно активних важких металів та інших токсичних елементів [88].

Результати аналізу фізико-хімічних властивостей субстрату представлено в таблиці 3.3.

Таблиця 3.3 - Фізико-хімічні показники субстрату з вугільного відвалу шахти «ім. Героїв Космосу» ПрАТ «ДТЕК Павлоградвугілля»

рН	ЕП мS/см	Поживні речовини		
		$\text{NO}_3^-$ , мг/кг	$\text{NH}_4^+$ , мг/кг	$\text{PO}_4^{3-}$ , мг/кг
7,68	1200	0,007	0,11	0,016

В таблиці 3.3 відображено, що рН ґрунту з ділянки рекультивації складає 7,68, значення питомої електропровідності становить 1200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Результати спектрофотометричного аналізу забезпеченості субстрату елементами живлення рослин свідчать про недостатню кількість нітратної (від 0,007 мг/кг) та амонійної форм азоту (0,11мг/кг), а також фосфатів (0,016 мг/кг). В таблиці 3.4 показана валовий вміст важких металів та інших токсичних елементів [88].

Таблиця 3.4 – Валовий вміст важких металів та інших токсичних елементів у субстраті з вугільного відвалу шахти «ім. Героїв Космосу»

Назва	Co	As	Cu	Pb	Mn	Zn
С мг/кг	296,8	76,6	140,9	122,5	3740	572,3

ІЗП-МС аналіз валового вмісту хімічних елементів в пробах взятих з вугільного відвалу дозволив встановити, що концентрація таких елементів як Co; As; Cu; Pb; Mn та Zn перевищує норми ГДК в 59; 38; 47; 11,5; 2,5 та 25 рази відповідно (рис 3.3) [95].

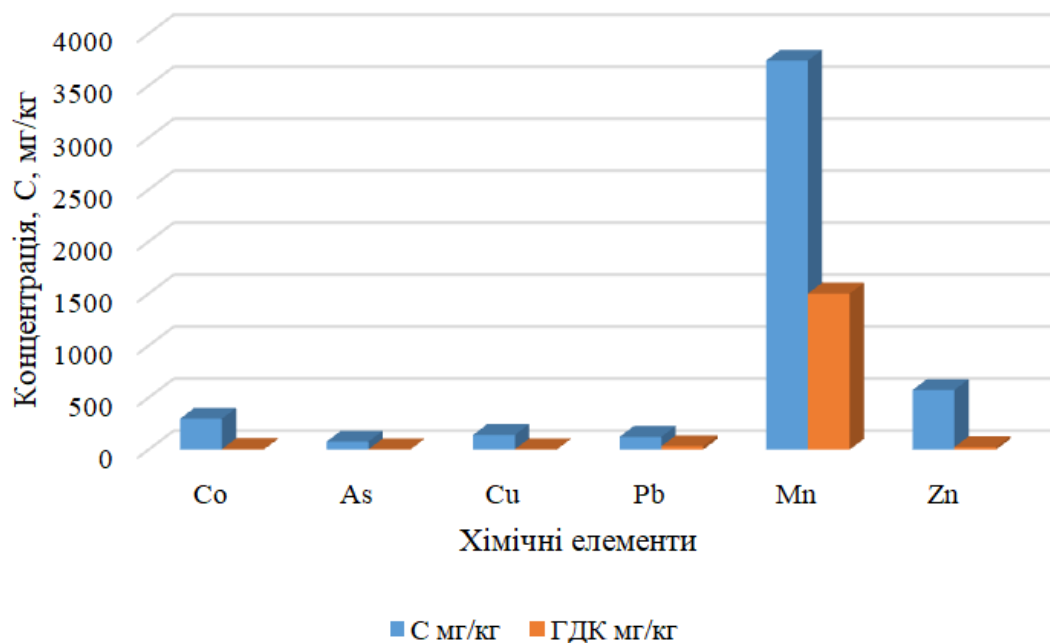


Рисунок 3.3 – Концентрація важких металів у порівнянні з ГДК

Водорозчинний вміст хімічних елементів визначали на підставі методу ІЗП-МС. При аналізі потенційно небезпечних елементів, які можуть бути вилугувані з даної гірничої породи було виявлено що при водному розчині ацетату амонію (рН=7 та рН=5), небезпечних форм, які можуть потрапити у навколишнє середовище не було виявлено [88].

Отримані результати фізико-хімічного аналізу субстрату з відвалу вуглевидобування шахти «ім. Героїв Космосу» свідчать про низький вміст

поживних речовин та високу концентрацію потенційно активних важких металів та інших токсичних речовин, що спонукає розробити технологію біологічної рекультивації даної території.

Під час дослідів було визначено концентрацію рідкоземельних елементів у досліджуваному субстраті шахтної породи. Завдяки аналізу, виконаному з використанням мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою, було визначено концентрації рідкоземельних та інших хімічних елементів у вугільному відвалі [105]. Результати аналізу представлені в таблиці 3.5.

Таблиця 3.5 – Концентрація рідкоземельних та інших хімічних елементів

Назва елемента	Sc	Y	La	Ce	Nd	Sm	Gd	Dy
Концентрація С, мг/кг	48,3	68	126,9	266	130,9	24,8	22,9	15,2

Водорозчинний вміст хімічних елементів визначали з використанням методу масспектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ІЗП-МС). Аналізували рідкоземельні елементи, які можуть бути вилугувані з даної гірничої породи при водному розчині ацетату амонію (рН = 7 та рН = 5). Результати аналізу представлені в таблиці 3.6.

Таблиця 3.6 – Концентрація рідкоземельних елементів, які можуть бути вилугувані при рН=7 та рН=5

Назва елемента	La	Ce	Nd	Gd	Dy
С, мг/кг (рН = 7)	0,067	-	-	0,026	0,015
С, мг/кг (рН = 5)	0,081	0,309	0,4	0,032	0,09

Аналіз рідкоземельних та інших хімічних елементів у зразках з вугільного відвалу методом ІЗП-МС показав, що ці елементи присутні у породі, і їх екстракція є потенційно можливою при правильному підході та виборі методу рекультивації. Важливим фактором є вибір відповідної рослини-ремедіатора,

яка, крім стабілізації відвалу, зможе акумулювати ці елементи. Аналіз водорозчинних рідкоземельних елементів у двох розчинах (рН = 7 та рН = 5) виявив, що ці елементи потрапляють у навколишнє середовище з водними розчинами, що полегшує доступ рослин до них. Згідно з результатами, при підвищеному рН розчину концентрація рідкоземельних елементів збільшується [105].

### **3.2 Лабораторний аналіз процесу біовилуговування важких металів як явища кислотного шахтного дренажу**

Експерименти щодо впливу бактерій *A. ferrooxidans* на поглинання та вилуговування важких металів у культуральних середовищах проводилися незалежно в трьох дослідницьких групах. Незважаючи на деякі відмінності в отриманих значеннях, що можуть бути викликані об'єктивними варіаціями, у результатах можна виявити певні закономірності. Встановлено, що у культуральних середовищах з елементарною сіркою спостерігалася зміна рівня рН, витрати NaOH і концентрації сірчаної кислоти з плином часу, як показано на рисунку 3.4.

Дослід показав, що з плином часу концентрація  $\text{H}_2\text{SO}_4$  поступово зростала, що призводило до зниження рН розчину внаслідок росту *A. ferrooxidans*. Протягом 12 днів концентрація сірчаної кислоти збільшилася в 2,5-3 рази, в середньому знизивши рН розчину з 2,66 до 2,17. Об'ємні витрати NaOH для нейтралізації  $\text{H}_2\text{SO}_4$  у розчині також зросли, з 0,73 до 1,83 мл.

Результати дослід з біопоглинання заліза ( $\text{Fe}^{2+}$ ) та біовилуговування міді ( $\text{Cu}^{2+}$ ) внаслідок активності бактерій *A. ferrooxidans* представлені на рисунку 3.5. Показано, що при розвитку бактерій *A. ferrooxidans* у середовищі з сульфідом міді  $\text{Cu}_2\text{S}$  з плином часу відбувалася зміна рівня рН і концентрації іонів заліза та міді.

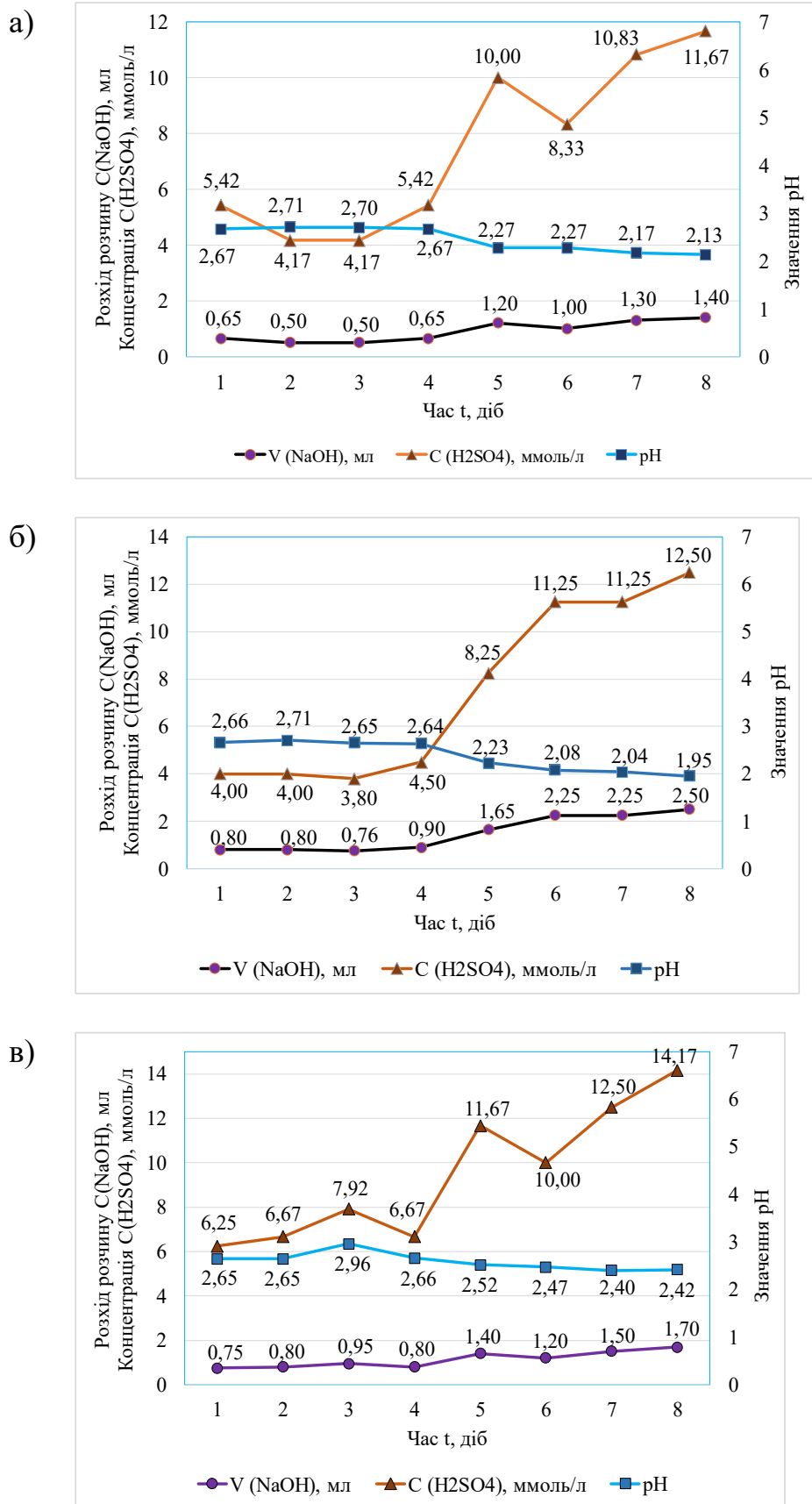


Рисунок 3.4 – Результати вилуговування сірки з порід ( $S^{2-}$ ) та утворення сірчаної кислоти ( $H_2SO_4$ ) внаслідок активності бактерій *Acidithiobacillus ferrooxidans*: а) експеримент 1; б) експеримент 2; в) експеримент 3

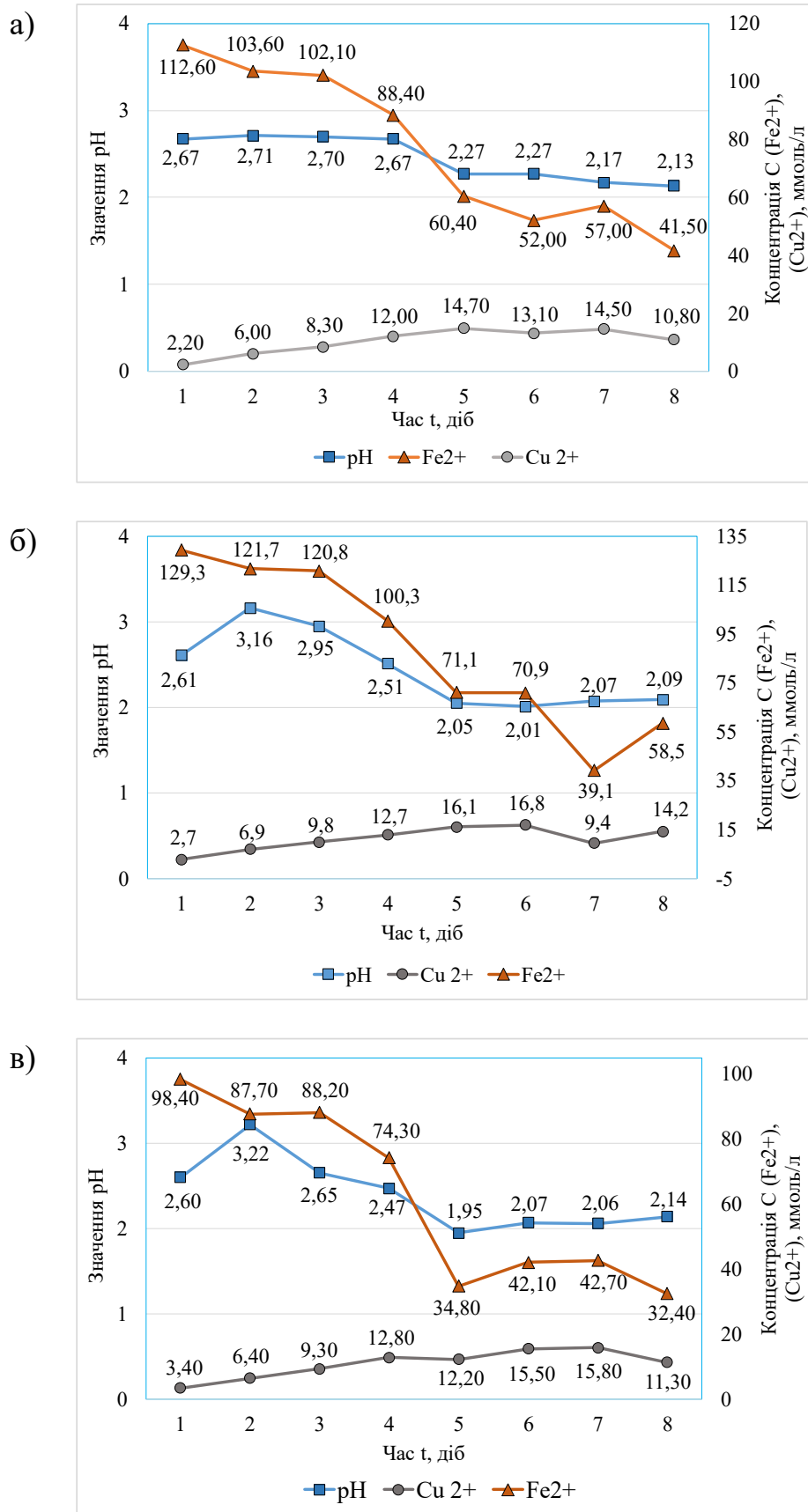


Рисунок 3.5 – Результати поглинання заліза (Fe<sup>2+</sup>) та вилуговування міді (Cu<sup>2+</sup>) внаслідок активності бактерій *Acidithiobacillus ferrooxidans*: а) експеримент 1; б) експеримент 2; в) експеримент 3

Встановлено, що внаслідок бактеріальної активності з часом поступово знижується рН середовища через ріст культури *A. ferrooxidans*. На початковому етапі спостерігається незначне підвищення рН, що вказує на адаптацію культури бактерій до нового середовища. Протягом 12 днів експерименту концентрація заліза зменшилася в середньому з 113,42 до 44,13 ммоль/л через його поглинання бактеріями, тоді як концентрація міді збільшилася з 2,77 до 12,1 ммоль/л. рН розчину знизився в середньому з 2,63 до 2,12 одиниць. У цьому дослідженні представлено результати вивчення процесів біопоглинання та біовилуговування важких металів із субстратів на основі явища кислотного шахтного дренажу, викликаного активністю ацидофільних бактерій. Проаналізовано хімічні процеси, пов'язані з кислотним шахтним дренажем у гірських породах. Встановлено, що під час зростання бактерій *A. ferrooxidans* на елементарній сірці в експерименті з плином часу спостерігалось збільшення концентрації  $H_2SO_4$ , відповідне зниження рН розчину. При цьому концентрація сірчаної кислоти за 12 днів підвищилася в 2,5-3 рази, рН розчину знижувався в середньому з 2,66 до 2,17, а об'ємні витрати NaOH для нейтралізації  $H_2SO_4$  у розчині збільшилися з 0,73 до 1,83 мл. Також встановлено, що внаслідок бактеріальної активності в середовищі з міддю поступово знижується рН через ріст культури *A. ferrooxidans*. На початковому етапі спостерігається незначне підвищення рН, що вказує на адаптацію бактерій до нового середовища. Протягом 12 днів експерименту концентрація заліза зменшилася в середньому з 113,42 до 44,13 ммоль/л через поглинання бактеріями, тоді як концентрація міді збільшилася з 2,77 до 12,1 ммоль/л, а рН розчину знизився в середньому з 2,63 до 2,12 одиниць. Варто зазначити, що на гірничо-видобувних територіях інтенсивність кислотного дренажу шахтних порід залежить від багатьох факторів, таких як вміст піритної сірки у відвальній масі, умови і тривалість експлуатації відвалу, фізико-хімічні характеристики відвальних порід, а також вплив біотичних (мікроорганізми) і абіотичних (вітер, вологість, атмосферні опади) факторів середовища [104].



### 3.3 Вибір рослин фіторемедіантів для біотестових досліджень

Були здійснені ряд біотестових експериментів з метою відбору рослин для фіторекультивації відвалів відходів вугільних вуглевидобування. Основний акцент робився на пристосованість рослин до росту у відповідних кліматичних умовах Західного Донбасу та їх стресостійкість до токсичних речовин. Більшість експериментів проводилися на представниках сімейства Злакових, Бобових та Хрестоцвітних. Під час одного із дослідів Ячмінь мишачий (*H. murinum L.*) та Стоколос японський (*B. japonicus*) використовувались як рослини фітоіндикатори, які є типовими рудеральними рослинами, для степового регіону Західного Донбасу [107].

Мета експерименту полягала у визначенні впливу важких металів на біометричні показники Ячмінь мишачий (*H. murinum L.*) та Стоколос японський (*B. japonicus*) з подальшою можливістю використання досліджуваних рослин у якості фіторемедіаторів відвалів відходів вуглевидобування. Досліджуванні рослини поливали дистильованою водою, концентрацією солей важких металів, яка була на рівні 1 ГДК відповідно до загально санітарних норм та концентрацією солей важких металів, яка була на рівні 10 ГДК (рис.3.6).



Рисунок 3.6 – Ростовий експеримент на стресостійкість до важких металів Ячмінь мишачий (*H. murinum L.*) та Стоколос японський (*B. japonicus*).

Для експерименту використали 30 контейнерів для розсади (розміри: висота 10 см, діаметр 9 см), заповнених по 0,4 кг стерильного піску. Контейнери були розподілені на дві рівні групи: в 15 контейнерах проростали насіння *H. murinum L.*, а в інших 15 – насіння *B. japonicus*. Кожен контейнер містив по 30 попередньо змочених насінин відповідного виду. Експеримент проводився у спеціальній камері з контрольованими умовами (температура 20°C, освітленість 600  $\mu\text{M}/\text{m}^2 \text{ s PAR}$ ) у повністю випадковому порядку. Контейнери щоденно переміщували. Протягом першого тижня рослини поливали розчином Хогланда (по 10 мл щодня) для забезпечення їх поживними речовинами. Після першого тижня експерименту рослини було поділено на три ряди з п'ятьма повторностями в кожному. У першому ряді, де проростали насіння *H. murinum L.* та *B. japonicus*, рослини поливали дистильованою водою протягом наступних двох тижнів. Другий ряд отримував полив розчином солей важких металів у концентрації, що дорівнювала 1 ГДК відповідно до загальносанітарних норм. Третій ряд поливали розчином солей важких металів у концентрації, що дорівнювала 10 ГДК. Вологість субстрату підтримували на рівні 70% протягом всього експерименту. Для дослідження використовували солі таких важких металів, як Pb, As, Co, Cu, Mn та Zn, відібрані відповідно до принципів, викладених у розділах 3.1 та 3.2. Для створення розчину з солями важких металів застосовували наступні солі:  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ ,  $\text{As}_2\text{S}_3$ ,  $\text{CoCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{ZnCl}$ . Була розрахована молярна маса кожної солі, що дозволило визначити необхідну кількість важкого металу для досягнення концентрації на рівні 1 та 10 ГДК на літр дистильованої води. Концентрації цих металів у досліджуваному субстраті перевищували встановлені норми ГДК. Рослини поливали даним розчином протягом наступних 14 днів, щодня по 10 мл. Розчин фільтрату отримували в кінці кожного тижня, шляхом накопичення його в спеціальних водоуловлювачів, які знаходилися під кожним досліджуваним контейнером. Після закінчення ростового експерименту рослини були відокремлені від субстрату, та розділені між собою (коренева система від пагонів) і обережно промиті в дистильованій воді. Після цього вони були зважені

та висушені при температурі 60°C протягом 48 годин.

Для визначення валовий вміст важких металів у субстраті, фільтраті та в рослинах був використаний метод мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ІЗП-МС).

У таблиці 3.7-3.10 представлений аналіз концентрацій важких металів у субстраті та в фільтраті де проростали *H. murinum L.* та *B. japonicus* [107]. При цьому вимірювались концентрації важких металів в субстратах, що поливали дистильованою водою ( $C_1$ ), розчином з концентрацією 1 ГДК ( $C_2$ ) та розчином з концентрацією 10 ГДК ( $C_3$ ).

Таблиця 3.7 – Концентрація важких металів у субстраті з *H. murinum L.*

Варіанти дослідів	Концентрація важких металів у субстраті з <i>H. murinum L.</i> , мг/кг					
	Co	As	Cu	Pb	Mn	Zn
Дистильована вода ( $C_1$ )	1,2±0,1	1,6±0,1	2,3±0,1	4,6±0,1	102,7±0,1	0
Розчин солей з концентрацією 1 ГДК ( $C_2$ )	2,3 ±0,1	1±0,1	3,8±0,1	8,5±0,1	128,3±0,1	0
Розчин солей з концентрацією 10 ГДК ( $C_3$ )	1,8±0,1	2,7±0,1	3,8±0,1	7,2±0,1	228,1±0,1	5,1±0,1

Згідно з отриманими результатами, було встановлено, що при додаванні важких металів більшість з них залишилися в субстраті, що вказує на можливість подальшого акцентування на рослинах, здатних стабілізувати або екстрагувати ці метали. Дослід показав, що важкі метали не вимиваються разом із водою, що зменшує екологічні ризики потрапляння забруднених речовин до поверхневих та підземних вод. Найвищу концентрацію у фільтраті мав Mn, тоді як всі інші

елементи перебували в межах ГДК. Щодо накопичення важких металів у субстраті, було зафіксовано таку послідовність:  $Co < Cu < As < Pb < Zn < Mn$ .

Таблиця 3.8 – Концентрація важких металів у фільтраті з *H. murinum L.*

Варіанти досліду	Концентрація важких металів у фільтраті з <i>H. murinum L.</i> , мг/л					
	Co	As	Cu	Pb	Mn	Zn
Дистильована вода (C <sub>1</sub> )	0,002± 0,001	0,001± 0,01	0,001± 0,001	0	0,009± 0,001	0,001± 0,001
Розчин солей з концентрацією 1 ГДК (C <sub>2</sub> )	0,03± 0,01	0	0,005± 0,001	0,003± 0,001	1,9± 0,1	0,002± 0,001
Розчин солей з концентрацією 10 ГДК (C <sub>3</sub> )	0,06± 0,01	0	0,001± 0,001	0	21,4± 0,1	0,110± 0,001

Таблиця 3.9 – Концентрація важких металів у субстраті з *B. japonicus*

Варіанти досліду	Концентрація важких металів у субстраті з <i>B. japonicus</i> , мг/кг					
	Co	As	Cu	Pb	Mn	Zn
Дистильована вода (C <sub>1</sub> )	1,1± 0,1	4,7± 0,1	2,2±0,1	3,3±0,1	42,5 ±0,1	0
Розчин солей з концентрацією 1 ГДК (C <sub>2</sub> )	2 ±0,1	1,7 ±0,1	3,6± 0,1	7,8 ±0,1	77,8 ±0,1	0
Розчин солей з концентрацією 10 ГДК (C <sub>3</sub> )	1,4±0,1	8,3± 0,1	5,3±0,1	13,4± 0,1	117,5±0,1	25,2±0,1

Таблиця 3.10 – Концентрація важких металів у фільтраті з *B. japonicus*

Варіанти дослідів	Концентрація важких металів у фільтраті з <i>B. japonicus</i> , мг/л					
	Co	As	Cu	Pb	Mn	Zn
Дистильована вода (C1)	0,001± 0,0001	0	0	0	0,02± 0,001	0,002± 0,001
Розчин солей з концентрацією 1 ГДК (C2)	1,3± 0,01	0	0,002± 0,001	0,001± 0,001	1,3± 0,1	0,002± 0,001
Розчин солей з концентрацією 10 ГДК (C3)	16,7± 0,01	0	0,003± 0,001	0,002± 0,001	16,7± 0,1	0,2± 0,01

Одним із важливих показників для підбору «рослин піонерів» є їх вегетативні властивості на субстратах, які мають низьку концентрацію поживних речовин. В табл.3.11-3.12 представлені результати ростових показників та біомаси рослин *H. murinum L.*, та *B. japonicus* [107]. При цьому вимірювались концентрації важких металів в субстратах, що поливали дистильованою водою (C<sub>1</sub>), розчином з концентрацією 1 ГДК (C<sub>2</sub>) та розчином з концентрацією 10 ГДК (C<sub>3</sub>).

Таблиця 3.11 – Загальна біомаса рослин, вирощених при поливі досліджуваних рослин дистильованою водою та концентраціями розчинів важких металів з 1 та 10 ГДК

C, концентрація мг/кг	Коренева система, <i>H. murinum L.</i> , г	Надземна частина, <i>H. murinum L.</i> , г	Коренева система, <i>B. japonicus</i> г	Надземна частина, <i>B. Japonicus</i> г
C <sub>1</sub>	0,8	1,2	1	2,2
C <sub>2</sub>	0,7	0,9	1,2	1,3
C <sub>3</sub>	0,7	1	0,5	1,4

Таблиця 3.12 – Росткові показники рослин, вирощених при поливі досліджуваних рослин дистильованою водою та концентраціями розчинів важких металів з 1 та 10 ГДК

С, концентрація мг/кг	Коренева система, <i>H.murinum L.</i> , см	Надземна частина, <i>H.murinum L.</i> , см	Коренева система, <i>B.japonicus</i> см	Надземна частина <i>B.japonicus</i> см
С <sub>1</sub>	15	15	4	8
С <sub>2</sub>	4	12	5	9
С <sub>3</sub>	13	15	5	9

При візуальному аналізі було виявлено поглиблення коренів *H. murinum L.*, та *B. japonicus* у нижні шари ґрунту, що може бути зв'язано з пошуком додаткових ресурсів або реакцією на стресові умови. Також, спостерігалася зміна у кольорі коренів, адже вони можуть стати сірими або бруднуватим через накопичення важких металів. Виявлено зміну у кольорі листків пагонів в *H. murinum L.*, що стали темнішими через вплив важких металів на їхню фотосинтетичну активність та хлорофіловий вміст.

На основі аналізу ростових показників досліджуваних рослин можна зробити висновок, що вони є толерантними до важких металів. Довжина пагонів та кореневої системи, а також їхня біомаса, свідчать про те, що різна концентрація важких металів не пригнічує вегетативні процеси рослин.

Для більш глибокого розуміння міграції важких металів у системі «субстрат-фільтрат-рослини» було проведено аналіз можливості накопичення цих металів у кореневій системі та пагонах досліджуваних рослин. Отримані результати представлені в табл. 3.13-3.14 [107].

С<sub>1</sub> - рослини, з досліджуваного об'єкту, що поливався дистильованою водою; С<sub>2</sub> - рослини, з досліджуваного об'єкту, що поливався розчином з

концентрацією 1 ГДК; С<sub>3</sub> - рослини, з досліджуваного об'єкту, що поливався розчином з концентрацією 10 ГДК.

Таблиця 3.13 – Вміст важких металів в кореневій системі та пагонах *H.murinum L.*

Елемент	С, концентрація в пагонах <i>H.murinum L.</i> , мг/кг		
	С, концентрація в кореневій системі <i>H.murinum L.</i> , мг/кг		
	С <sub>1</sub>	С <sub>2</sub>	С <sub>3</sub>
Co	4,7±0,1	39,3±0,1	23,7±0,1
	12,6±0,1	22,6±0,1	23,9±0,1
As	2,2±0,1	1,6±0,1	0,6±0,1
	2,1±0,1	3,2±0,1	2,5±0,1
Cu	11,7±0,1	26,5±0,1	20,9±0,1
	6,4±0,1	22±0,1	40,7±0,1
Pb	2,7±0,1	37±0,1	20,2±0,1
	5,4±0,1	36,7±0,1	37,7±0,1
Mn	414±0,1	1695,4±0,1	4736,7±0,1
	554,1±0,1	483,6±0,1	819±0,1
Zn	46,4±0,1	66,4±0,1	124,2±0,1
	58,2±0,1	60,8±0,1	121±0,1

Отримані дані свідчать про те що *B. japonicus* має більш акумулюючі властивості ніж *H. Murinum L.*

Накопичувальну здатність до важких металів обидві рослини проявили у наступній послідовності: As<Cu<Pb<Co<Zn<Mn. Це означає, що важкі метали були накопичені в ростових системах рослин у такому порядку концентрацій.

Ця послідовність накопичення важких металів в рослинах може бути порівняна з їхньою концентрацією в субстраті, яка була зафіксована в такій

послідовності:  $Co < Cu < As < Pb < Zn < Mn$ . Іншими словами, кількість елементів, яка була утримана в субстраті при додаванні важких металів, відповідає їхньому накопиченню в ростових системах рослин. [107].

Таблиця 3.14 – Концентрація важких металів в кореневій системі та пагонах *B. japonicus*

Елемент	C, концентрація в пагонах <i>B. japonicus</i> мг/кг		
	C, концентрація в кореневій системі <i>B. japonicus</i> мг/кг		
	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>
Co	2,1±0,1	76,1±0,1	77,5±0,1
	3,7±0,1	3,2±0,1	45,6±0,1
As	0,6±0,1	0,8±0,1	1,6±0,1
	1±0,1	0,3±0,1	2,3±0,1
Cu	8,7±0,1	43,2±0,1	37±0,1
	7,1±0,1	4,5±0,1	25,4±0,1
Pb	1,4±0,1	110,8±0,1	49,3±0,1
	2,8±0,1	6,5±0,1	7,1±0,1
Mn	208,3±0,1	3182±0,1	15374,7±0,1
	306,7±0,1	98,1±0,1	4501,7±0,1
Zn	64,7±0,1	130,5±0,1	383,8±0,1
	63,8±0,1	0,001±0,00001	253±0,1

В таблицях 3.15-3.16 представлений транслокаційний фактор досліджуваних рослин.

C<sub>1</sub>-рослини, з досліджуваного об'єкту, що поливався дистильованою водою; C<sub>2</sub>- рослини, з досліджуваного об'єкту, що поливався розчином з концентрацією 1 ГДК; C<sub>3</sub>- рослини, з досліджуваного об'єкту, що поливався розчином з концентрацією 10 ГДК.

Даний фактор відображає, що рослини не мають гіперакамулючі



властивості, але потенційно можуть накопичувати в собі важкі метали. Також дані рослини є стресостійкими до цих важких металів, що дає змогу їх розглядати як потенційних рослин для процесу біорекультивациі.

Таблиця 3.15 – Транслокаційний фактор (ТФ) для *H. murinum L.*

Елемент	ТФ для <i>H. murinum L.</i>		
	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>
Co	0,4	1,7	0,9
As	1,4	0,5	0,2
Cu	1,8	1,2	0,5
Pb	0,5	1	0,5
Mn	0,8	3,5	5,8
Zn	0,8	1,1	1

Таблиця 3.16 – Транслокаційний фактор (ТФ) для *V. japonicus*

Елемент	ТФ для <i>V. japonicus</i>		
	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>
Co	0,6	23,8	1,7
As	1	2,7	0,7
Cu	1,2	9,6	1,5
Pb	0,5	17	6,9
Mn	0,7	32,4	3,4
Zn	1	130500	1,5

Аналіз отриманих результатів можна провести відповідно до методики Ковальського. Методика Ковальського базується на комплексному підході до аналізу ґрунтів, який включає фізичні, хімічні та механічні методи дослідження. Дана методика ґрунтується на визначення розмірного складу ґрунтових

частинок, що включає фракції глини, мулу, піску та гравію. На методі ситового аналізу для визначення великих фракцій і методі піпетування або седиментації для дрібних фракцій. Визначення вмісту органічних речовин, гумусу, карбонатів та інших хімічних компонентів ґрунту. Вимірювання рН ґрунту, що дозволяє оцінити кислотність або лужність ґрунту. Дослідження структури ґрунту та його здатності формувати агрегати, які впливають на пористість, водопроникність і водоутримуючу здатність. Визначення щільності ґрунту, його пластичності та когезії (злипання частинок). Вимірювання вологості ґрунту та його водоутримуючих властивостей. Аналіз вмісту макро- та мікроелементів, таких як азот, фосфор, калій, кальцій, магній, залізо та інші. Визначення концентрації важких металів та інших забруднювачів. Використання лабораторних приладів, таких як спектрофотометри, хроматографи та інші аналітичні інструменти для точного визначення складу ґрунту. Сутність методики полягає в комплексному підході до вивчення ґрунтів, що дозволяє отримати повне уявлення про їх склад, структуру і властивості. Ця методика забезпечує точні дані, необхідні для класифікації ґрунтів, оцінки їх родючості та прийняття обґрунтованих рішень щодо їх використання в сільському господарстві, будівництві та інших галузях.

Методика Ковальського може використовуватися для визначення фізико-хімічних властивостей ґрунту до і після процесів біоремедіації. Вона допомагає оцінити ефективність біоремедіаційних заходів шляхом моніторингу змін у складі та властивостях ґрунту.

Застосування методики Ковальського дозволяє детально проаналізувати вплив рослин на ґрунт і визначити, які рослини є концентраторами, а які – деконцентраторами. Аналізуючи таблиці 3.15-3.16, згідно методики Ковальського можна зробити висновки, що *H. murinum* L., є концентратором для таких елементів, як Mn, Zn та Cu, а *B. Japonicus* є концентратором таких елементів як Mn, Zn, As та Cu.

В одному із проведених експериментів (рис.3.7) було визначено вплив важких металів та об'єм поливу на біометричні показники *Bromopsis inermis holub* [108]. Головною метою даного дослідження було визначення впливу солей

важких металів (Pb, Cd, As) з різними концентраціями та об'ємами поливу цих солей на ростові показники рослини *B. Inermis* за різних умов моделізованого субстрату. Для цього рослини були висаджені в 6 горщиків із різними співвідношеннями піску до суглинку: 100:0, 80:20, 60:40, 40:60, 20:80, 0:100 (% відсотків). Залежність впливу від концентрації та об'єму розчину на довжину кореневої системи та пагонів була вивчена протягом експерименту.

Результати дослідження показали, що рослина *B. Inermis* показує кращий ріст не лише при збільшенні об'єму поливу, але також при додаванні розчинів із різними концентраціями важких металів, що перебувають у межах ГДК.

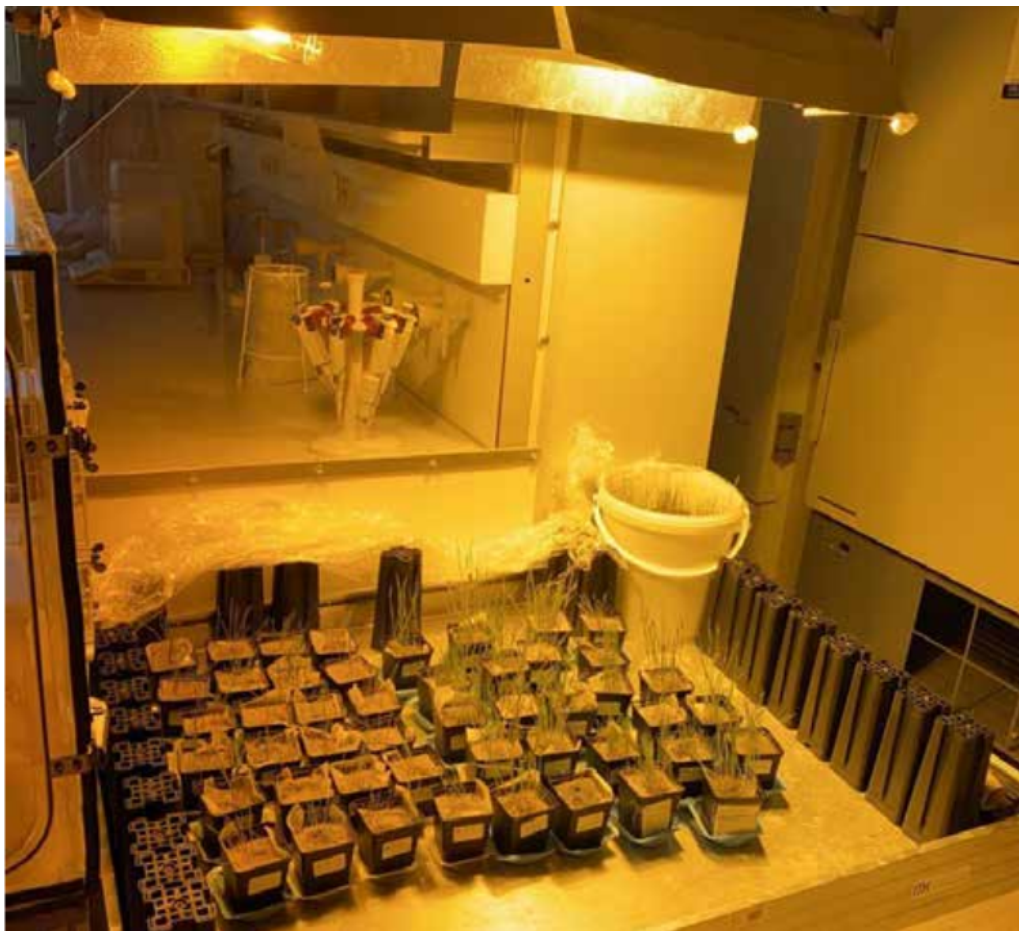


Рисунок 3.7 – Визначення вплив важких металів та об'єм поливу на біометричні показники *B. i. holub*

Результати відображають, що при поливі 5 мл, рослина має оптимальну довжину кореневої та надземної частини, для утворення первинного рослинного

покриву. На рис.3.8 представлено біометричних показників досліджуваних рослин у режимі поливу 10 мл сольового розчину з концентрацією 1 ГДК та 10 ГДК важких металів [106].

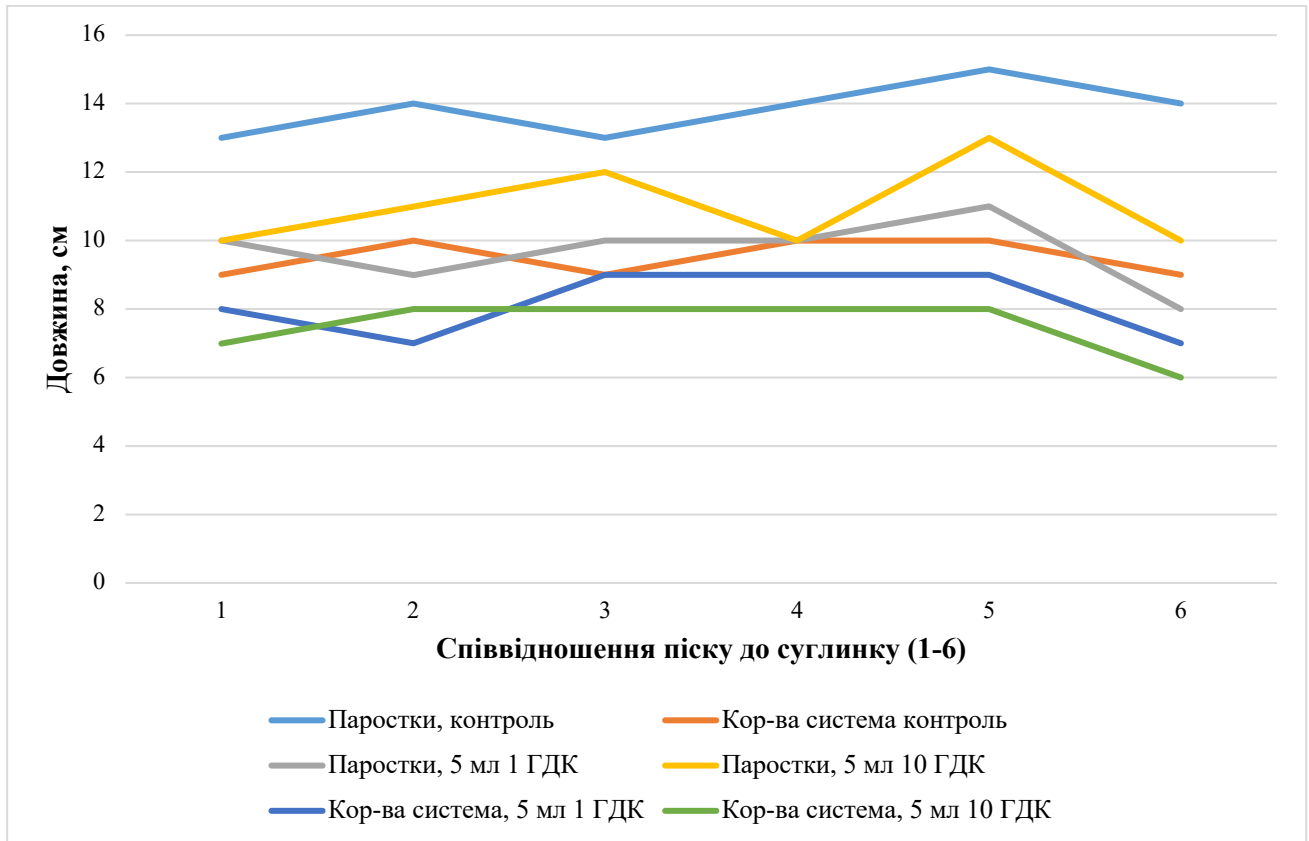


Рисунок 3.8 – Закономірність динаміки біометричних показників досліджуваних рослин у режимі поливу 5 мл сольового розчину з концентрацією 1 ГДК та 10 ГДК важких металів.

Співвідношення піску до суглинку: 1. 100:0 ; 2. 80:20; 3. 60:40; 4. 40:60; 5. 20:80; 6. 0:100.

Під час візуального аналізу було виявлено поглиблення коренів у *B. i. holub* в нижні шари ґрунту, що може бути зв'язано з пошуком додаткових ресурсів або реакцією на стресові умови. Також, була помічена деформація листків у *B. i. holub*, вони стали жовтішими та на деяких були помічені некрози.

На рис. 3.9 представлено порівняння біометричних показників досліджуваних рослин у режимі поливу 10 мл сольового розчину з

концентрацією 1 ГДК та 10 ГДК важких металів.

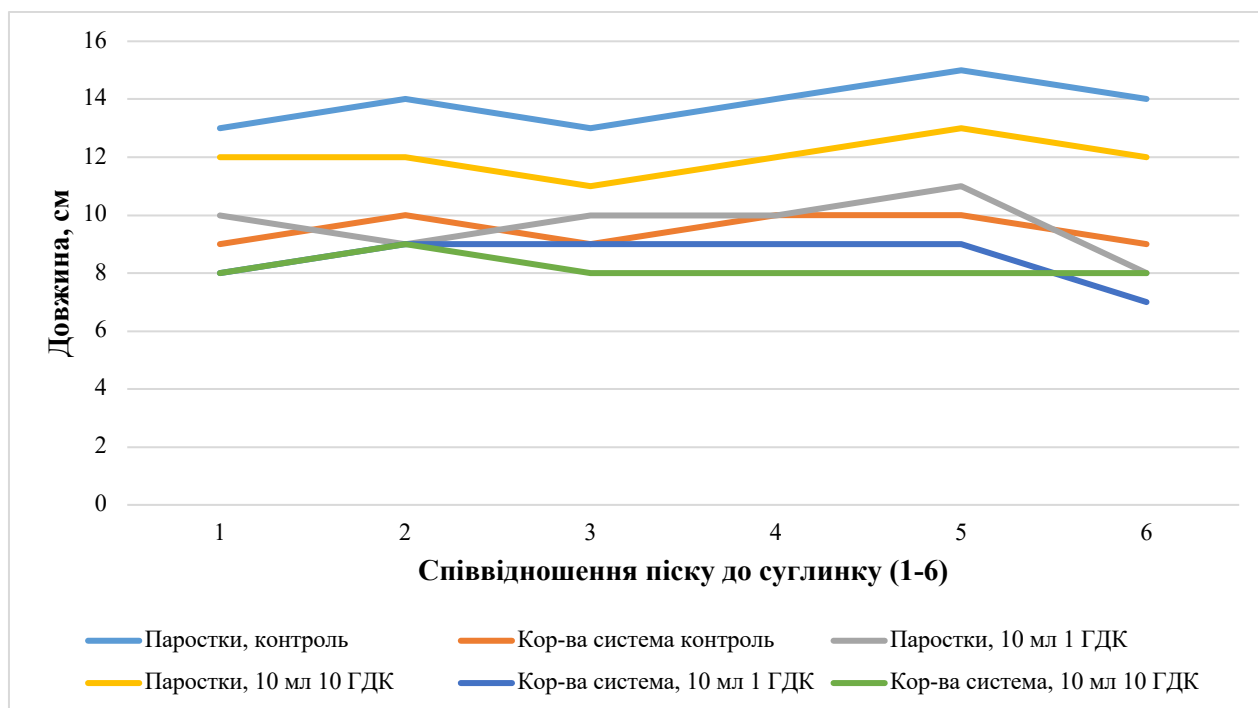


Рисунок 3.9 – Закономірність динаміки біометричних показників у режимі поливу 10 мл соляного розчину з концентрацією 1 ГДК та 10 ГДК важких металів.

На рис.3.10 представлено порівняння показників коріння у режимі поливу 5 та 10 мл соляного розчину з концентрацією 1 ГДК та 10 ГДК важких металів.

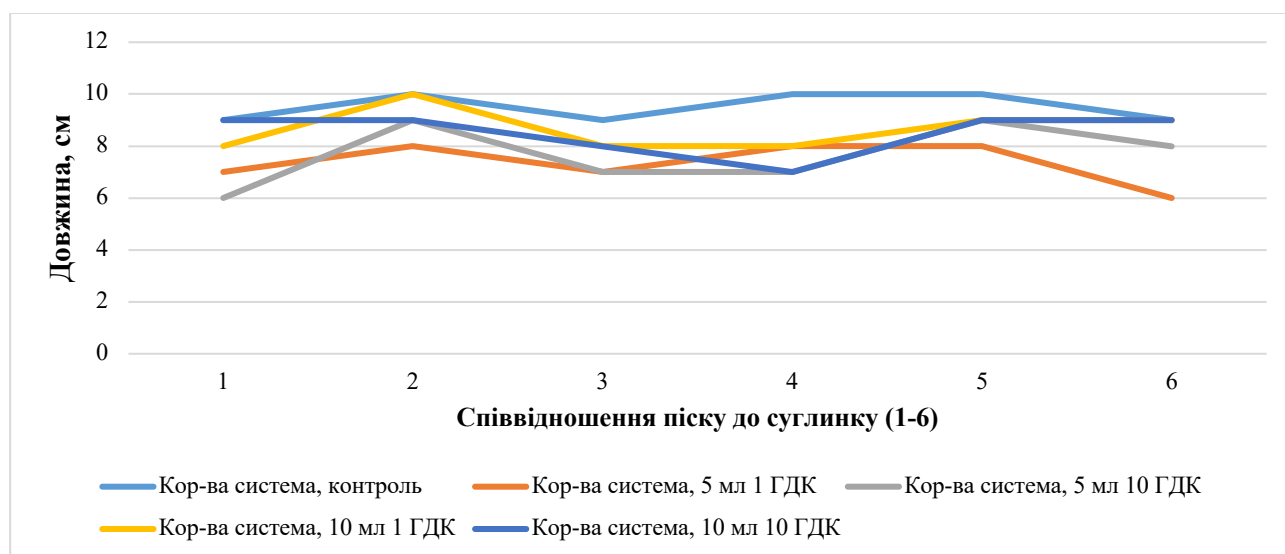


Рисунок 3.10 – Закономірність динаміки показників кореневої системи у поливі 5 та 10 мл соляного розчину з концентрацією 1 ГДК та 10 ГДК важких металів.

На рис. 3.11 представлено порівняння показників паростків у режимі поливу 5 та 10 мл 1 ГДК та 10 ГДК сольового розчину важких металів.

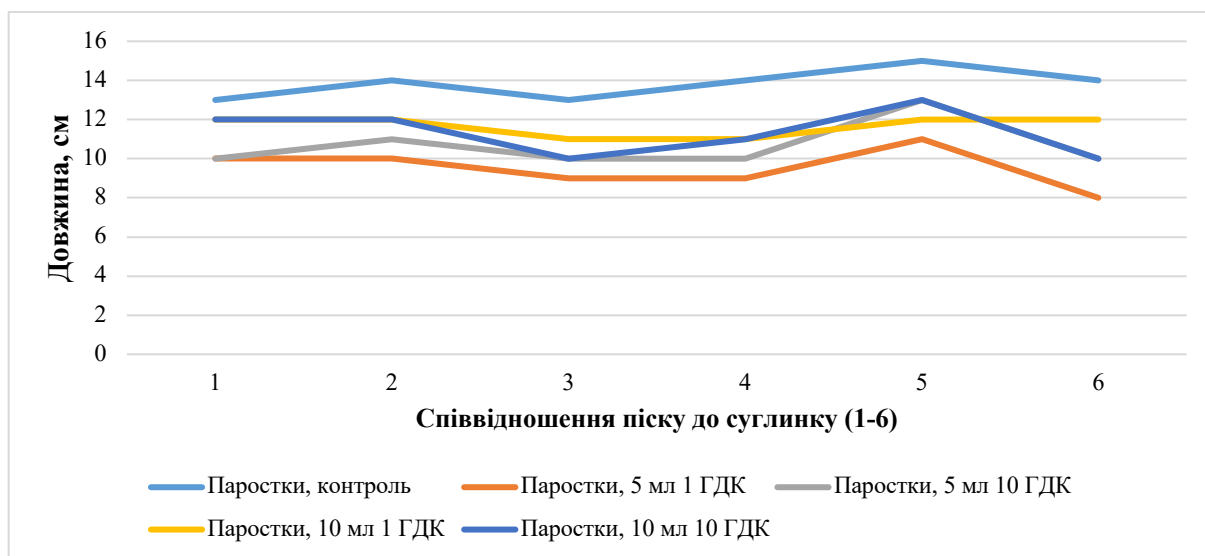


Рисунок 3.11 – Закономірність динаміки показників паростків у режимі поливу 5 та 10 мл сольового розчину з концентрацією 1 ГДК та 10 ГДК важких металів.

На рисунку 3.12-3.13 представлені результати впливу сольового розчину з важкими металами на біометричні показники рослин.

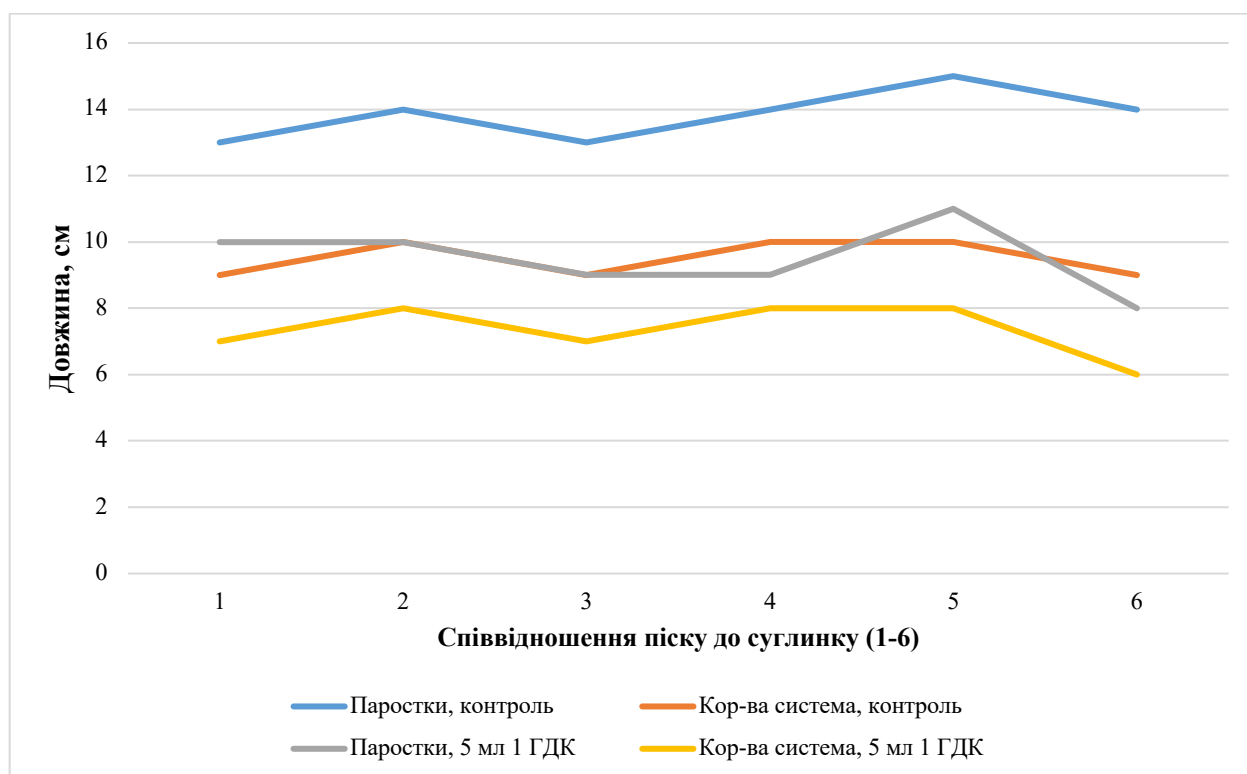


Рисунок 3.12 – Порівняння біометричних показників досліджуваних рослин з поливом сольовим розчином 1 ГДК, об'ємом 5 мл

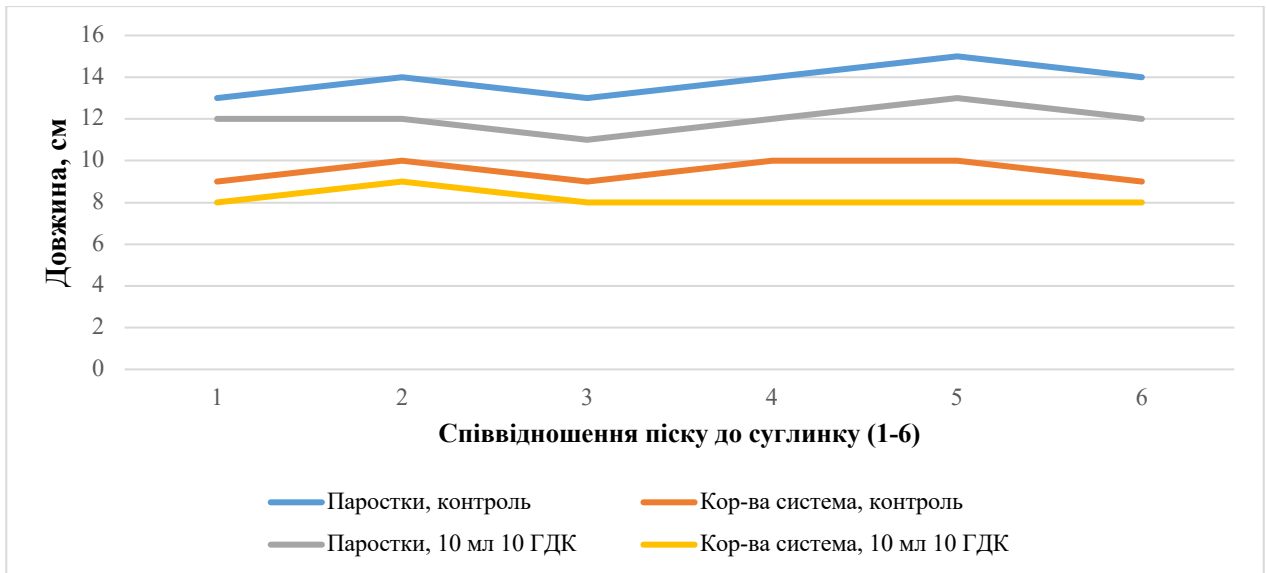


Рисунок 3.13 – Порівняння біометричних показників досліджуваних рослин з поливом сольовим розчином 10 ГДК, об'ємом 10 мл

У середньому, при поливі об'ємом 10 мл та додаванні в розчин 10 ГДК свинцю, кадмію та миш'яку, паростки збільшують свою довжину на 20-25% у порівнянні з поливом 5 мл води та додаванням 1 ГДК. Відмічено, що контрольні зразки поступаються на 5-10% порівняно з поливом 5 мл води та додаванням 1 ГДК. Це свідчить про те, що *V. inermis* ефективно росте за умови додавання важких металів, при цьому цей процес не пригнічує його зростання. Крім того, навіть за мінімальних умов поливу, що відображають посушливі області Донбасу, ця рослина може бути використана як фіторемедіатор [106].

В одному із досліджень було проаналізовано вплив важких металів Pb та Cd на ростові показники *T.aestivum L.* (рис.3.14).

Задача роботи полягала у визначенні впливу різних концентрацій важких металів Pb та Cd на ростові показники *T. Aestivum L.* *T. Aestivum L.* використовувалась як рослина-фітоіндикатор, яка є типовою для степового регіону Західного Донбасу. Для експерименту було використано скляну рамку, яка була розподілена поролоновою прокладкою на 12 рівних частин (розмір кожної частини: висота 50 см, діаметр 4 см), які були заповнені 0,15 кг стерильного піску кожна, як показано на рисунку 3.14 . Результати ростового тесту представлені на рисунку 3.15 і 3.16 [109].

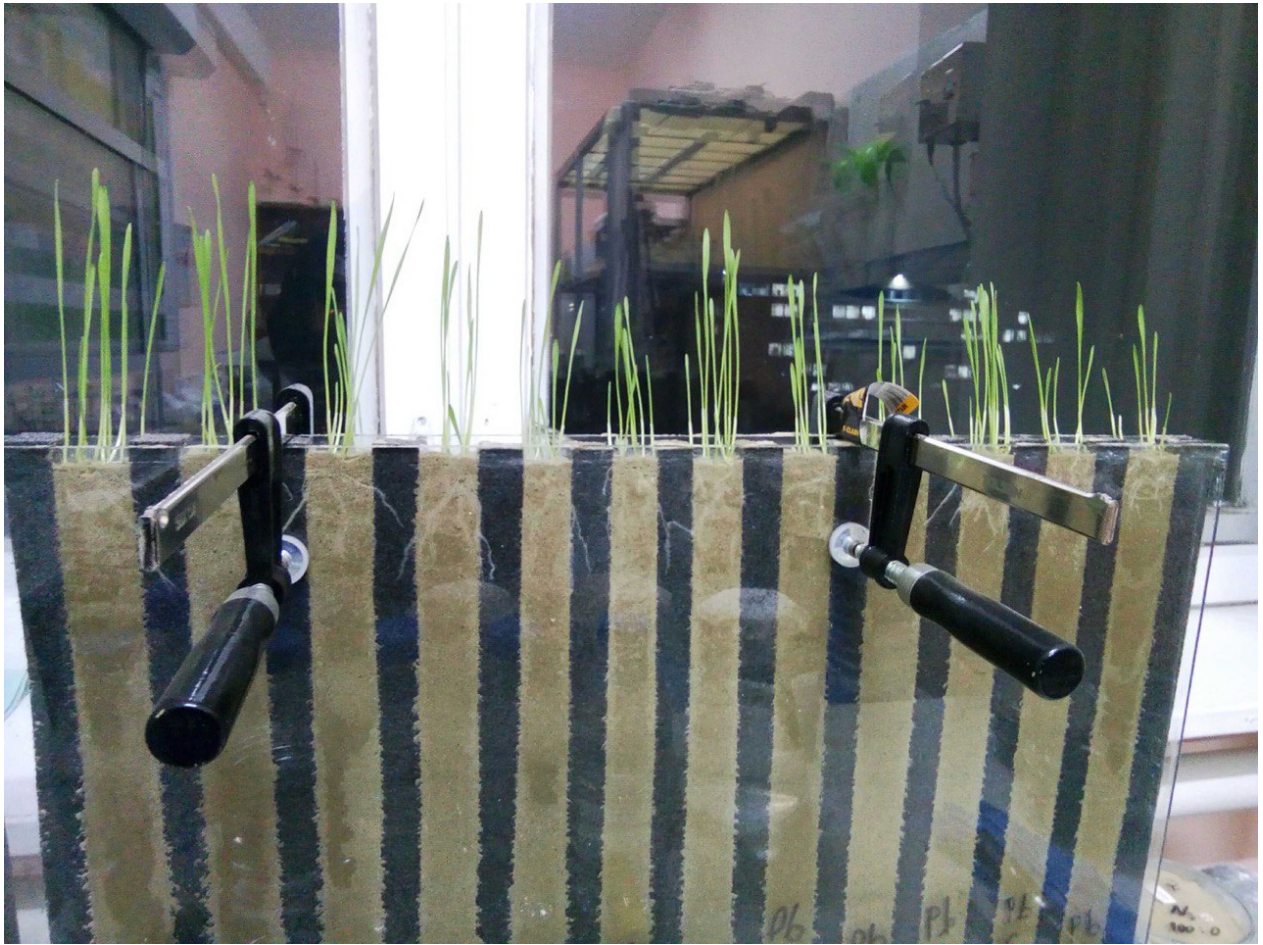


Рисунок 3.14 – Ростовий тест з *T.aestivum L.* на стресостійкість до Pb та Cd

Перші п'ять рейок поливались розчином солі із різною концентрацією свинцю в діапазоні від 1 до 8 ГДК. Інші п'ять рейок поливались розчином солей кадмію від 1 до 8 ГДК згідно плану експерименту. Були приготовлені розчини з наступними концентраціями (1 ГДК, 2 ГДК, 4 ГДК, 6 ГДК і 8 ГДК) відповідно до загально санітарних норм. В кожну рейку було висаджено 10 насінин досліджуваної рослини, які попередньо були змочені.

Ростовий тест проходив за наступних умов: (20°C, 600  $\mu\text{M}/\text{m}^2$  s PAR). Також дві рейки поливали дистильованою водою (по 10 мл щодня). Рівень вологості у субстраті підтримували на рівні 70 % під час всього експерименту. Для створення розчину з солями важких металів були використанні наступні солі:  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  та  $\text{CdCl}_2 \cdot 2,5\text{H}_2\text{O}$ . Була розрахована молярна маса кожної солі, що в подальшому дало змогу розрахувати необхідну кількість важкого металу, для



отримання його концентрації на рівні 1, 2, 4, 6 та 8 ГДК, на один літр дистильованої води.

Рослини поливали даними розчинами протягом наступного 21 дня, щодня по 10 мл. Після закінчення ростового експерименту рослини були відокремлені від субстрату, розділені на частини (коренева система відокремлена від пагонів) і обережно промиті в дистильованій воді. Після цього вони були зважені та висушені при температурі 60°C протягом 48 годин.

Під час візуального аналізу було виявлено зміну кореневої системи, вона набула сіруватого кольору та зменшилася по об'єму відносно контрольного зразку. Також, спостерігалася зміна розміри надземної частини. Виявлено зміну у кольорі листків пагонів у *T. Aestivum L.* Вони стали темнішими через вплив важких металів на їхню фотосинтетичну активність та хлорофіловий вміст.

Результати ростового тесту представлені на рисунках 3.15 і 3.16.

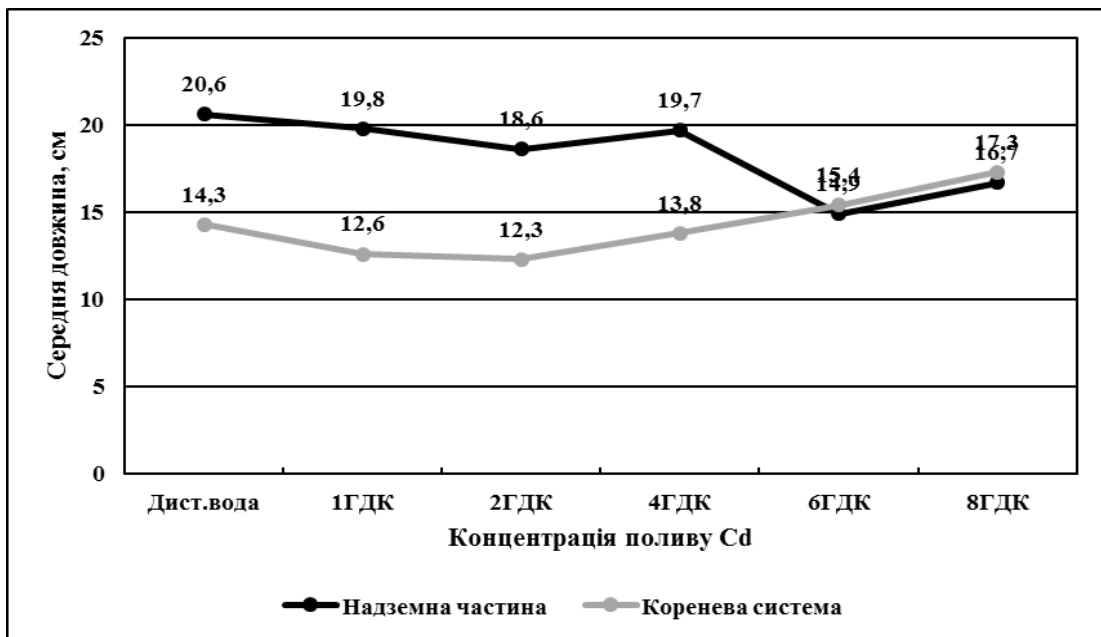


Рисунок 3.15 – Динаміка зміни ростових показників *T. Aestivum L.*, при додаванні солей Pb.

Під час ростового тесту були отримані наступні результати. При додаванні солей свинцю, вегетативні властивості *T. Aestivum L.*, не були пригнічені у порівнянні з поливом дистилляту.

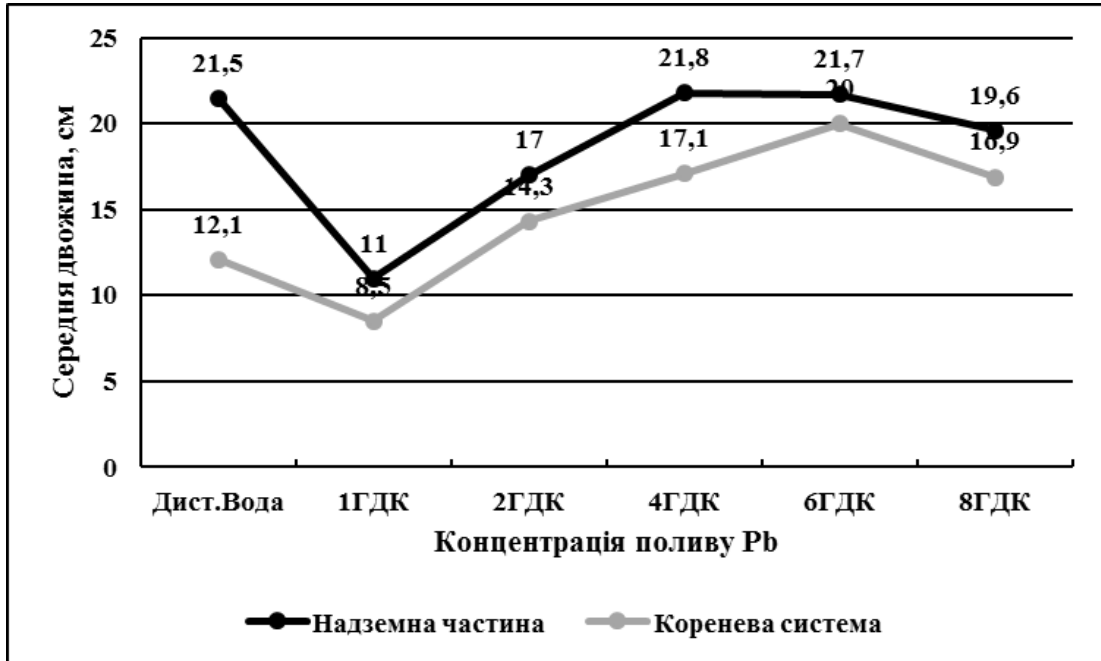


Рисунок 3.16 – Динаміка зміни ростових показників *T. Aestivum L.*, при додаванні солей Cd

Середня довжина кореневої системи коливалась від  $8,5 \pm 0,1$  до  $20 \pm 0,1$  см, а надземної частини від  $11 \pm 0,1$  до  $21,7 \pm 0,1$  см. Найкращі ростові показники досліджувана рослина показала при додаванні 6 ГДК розчину солі свинцю, що дає змогу розглядати дану рослину як стійку до цього важкого металу. При поливі *T. Aestivum L.*, солями кадмію не було помічено ефекту пригнічення рослини. Середня довжина кореневої системи коливалась від  $12,3 \pm 0,1$  до  $17,3 \pm 0,1$  см, а надземної частини від  $14,9 \pm 0,1$  до  $20,6 \pm 0,1$  см. Під час досліду було зафіксовано, що *T. Aestivum L.*, є стійким до таких важких металів як Рв та Cd та може бути застосований як «рослина-піонер» для фітореMediaції відвалів відходів вуглевидобування.

Згідно з отриманими результатами *T. Aestivum L.*, зарекомендував себе як рослину-фітореMediaнт, який стійкий до таких важких металів як Рв та Cd, що дає можливість в подальшому розглядати його для рекультивації деградованих та техногенно забруднених територій [107].

### 3.4 Аналіз впливу біочару на ростові показники рослин-фіторемедіантів

Для аналізу біометричних показників досліджуваних рослин, які можуть бути використанні як потенційні фіторемедіанти, були проаналізовані фізико-хімічні фактори впливу. Під час одного з експерименту було досліджено вплив біочару на фізико-хімічні показники досліджуваного субстрату з відвалу вуглевидобування (шахти «ім. Героїв Космосу») та ростові показники досліджуваних рослин *A. fatua L.*, та *B. Leyss* рис. 3.17-3.18.



Рисунок 3.17 – Визначення впливу біочару на фізико-хімічні показники субстрату шахтної породи (1-ий день)

Комплексний аналіз фізико-хімічних показників, таких як: рН, питома електропровідність ґрунту (ЕС) був проведений. Для біочару було використано звичайний БІОЧАР IDEALE, який пройшов екосетрифікацію і вважається одним із найкращих органічних добрив. Змішування субстрату з біочаром проводилось у 4 варіантах: 1) субстрат; 2) субстрат + 10% біочару; 3) субстрат + 15% біочару; 4) субстрат + 20% біочару.



Рисунок 3.18 – Визначення впливу біочару на фізико-хімічні показники субстрату шахтної породи (21-ий день)

Для експерименту було використано 40 контейнерів для розсади (розмір кожного: висота 10 см, діаметр 9 см), які були заповнені 0,4 кг субстрату та біочару відповідно до плану експерименту (рис. 3.16). Перший варіант контейнеру складав 0,4 кг субстрату з відвалу вуглевидобування. Другий варіант складав 0,36 кг субстрату і 0,04 кг біочару. Третій варіант мав 0,34 кг субстрату і 0,06 кг біочару. Четвертий контейнер складався із 0,32 кг субстрату і 0,08 кг біочару. Всі експериментальні дослідження склалися з п'яти повторностей. *A. fatua L.*, та *B. Leys* використовувались як рослини фітоіндикатори, які є типовими рудеральними рослинами, для степового регіону Західного Донбасу. Контейнери були розподілені порівну: в 20-ти з них проростали насіння *A. fatua L.*, в інших 20-ти насіння *B. Leys*. В кожен контейнер було висаджено 20 насінини кожного виду рослин, які попередньо були змочені. Ростовий експеримент проходив в спеціальній камері, де підтримувались наступні умови: (20°C, 600  $\mu\text{M}/\text{m}^2 \text{ s PAR}$ ) в повністю випадковому порядку. Контейнери щодня змінювали своє місцезнаходження. Ростовий тест тривав 21 день. Рослини щодня поливались по

10 мл дистильованою водою. Після закінчення ростового експерименту рослини були відокремлені від субстрату, та розділені між собою (коренева система від пагонів) і обережно промиті в дистильованій воді. Після цього вони були зважені та висушені при температурі 60°C протягом 48 годин.

Після проведення експерименту, були встановлені наступні фізико-хімічні показники досліджуваних варіантів субстрату з біочаром, які представлені в табл. 3.17 [110].

Таблиця 3.17 – Фізико-хімічні показники досліджуваного субстрату в досліді із біочаром

Показники	Субстрат	Субстрат + 10% біочару	Субстрат + 15% біочару	Субстрат + 20% біочару
pH	8,78	8,81	8,85	8,9
ЕС, $\mu\text{S}/\text{cm}$	301,9	302,5	302,9	303,5

Згідно з отриманими результатами, коливання pH та ЕС були незначні. pH змінювалось від [8,78-8,9], а ЕС [301,9  $\mu\text{S}/\text{cm}$  - 303,5  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ], що в свою чергу дає змогу зробити висновок, що біочар особливо не впливає на такі фізико-хімічні показники, як pH та питомої електропровідності [110].

Однією з головних цілей даного експерименту, було проведення ростового тесту на досліджуваних рослинах *A. fatua L.*, та *B. Leys* з метою оцінки впливу біочару на вегетативні показники рослин. Отримані результати представлені на рис.3.19 та рис.3.20 [110].

Згідно з отриманими результатами ростового тесту, можна припустити, що біочар має властивості, що сприяють підвищенню продуктивності ґрунту та адсорбції забруднюючих речовин. Вегетативний експеримент підтвердив цю гіпотезу, показавши, що при концентрації субстрату, збагаченого на 15% біочару, досліджувані фітоіндикатори *A. fatua L.*, та *B. Leys* демонстрували найкращі результати.

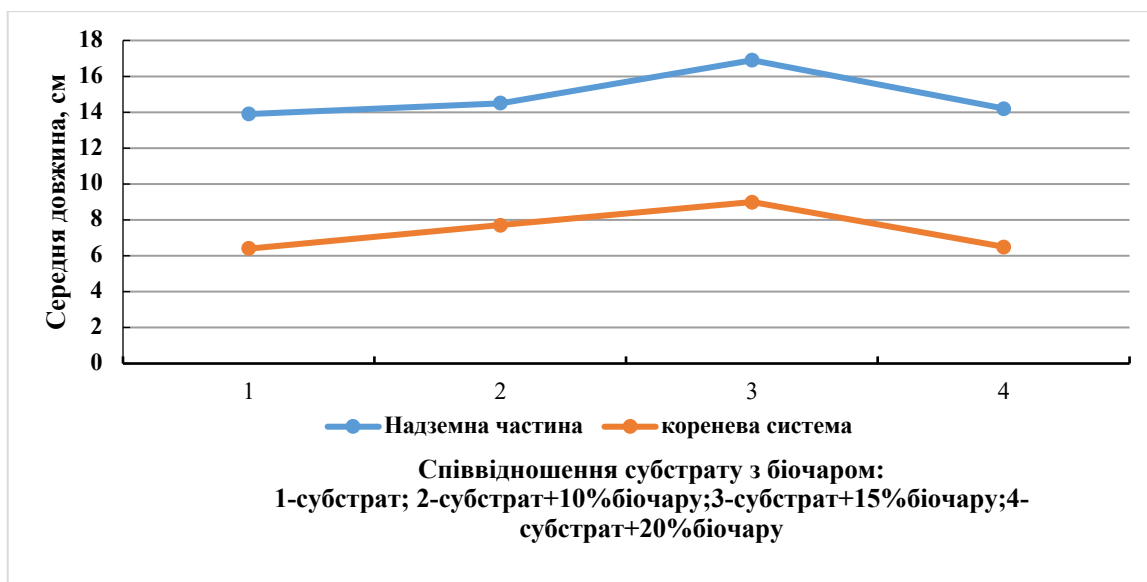


Рисунок 3.19 – Залежність ростових показників *A. fatua L.*, від наявності біочару в субстраті шахтної породи

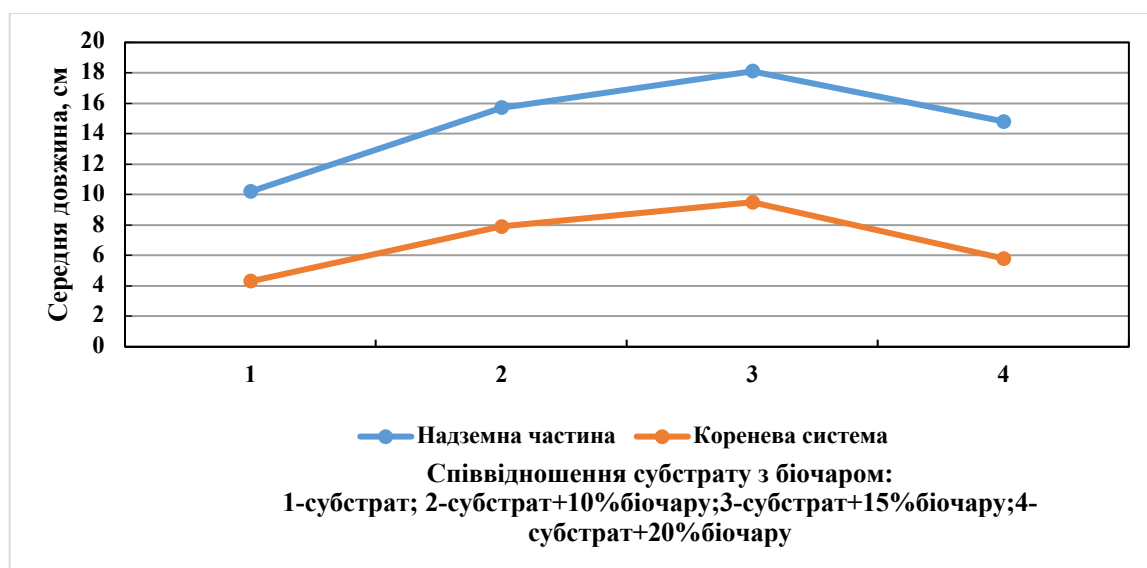


Рисунок 3.20 – Залежність ростових показників *B. Leys* від наявності біочару в субстраті шахтної породи

Довжина кореневої системи *A. fatua L.*, складала в середньому  $9 \pm 0,2$  см, а надземної частини  $16,9 \pm 0,2$  см. У *B. Leys* ці показники становили відповідно  $9,5 \pm 0,1$  см та  $18,1 \pm 0,2$  см. [110].

### 3.5 Вплив кислотності на ростові показники рослин-фіторемедіантів

Кислотність гірничих порід чи аналогічних субстратів суттєво впливає на ростові показники рослин-фіторемедіантів. Під час іншого дослідження було проаналізовано вплив кислотності на породний субстрат та ріст досліджуваних рослин. Як фітоіндикатори типової рудеральної рослинності степового регіону України використовували *H. murinum L.*, і *B. japonicus* [104] (рис. 3.21).

Обробка субстрату розчинами з різним рівнем рН призводила до підвищення концентрацій усіх досліджуваних елементів фільтратних розчинів при зниженні рівня рН. У горщиках з *H. murinum L.*, концентрації всіх вимірюваних елементів, таких як Co, As, Cu, Pb, Mn, Zn і Cr, збільшилися в 21; 2 ; 4 ; 25 ; 73 ; 16 і 62 рази відповідно (табл. 3.8). У горщиках з *B. japonicus* концентрація елементів: Co, As, Cu, Pb, Mn, Zn і Cr зросла в 48 ; 3;10; 55; 84; 21 і 43 рази відповідно (табл. 3.9). Загалом, концентрація розчинних форм елементів була збільшена в порядку  $As < Cu < Zn < Co < Pb < Cr < Mn$ , що можна інтерпретувати розчиненням відповідних мінеральних фаз і збільшенням видалення елемента з центрів іонного обміну. Крім того, спостережувана закономірність може відображати відповідні константи стабільності сульфідів металів. В сульфідних умовах ці неорганічні комплекси відносно стабільні. Коли свіжий матеріал відвалу контактує з атмосферним або розчиненим киснем, осад окислюється, а сульфідні сполуки розчиняються за рахунок утворення сірчаної кислоти, яка мобілізує велику частину потенційно токсичних елементів. Залежно від своїх хімічних властивостей, деякі види залишаються в розчині або реадсорбуються на щойно осаджених гідроксидах і оксигідратах заліза, які утворюються під час окислення. Отримані результати свідчать про те, що слабкокислоатмосферна вода (рН 5-6) або кислотний дощ (рН 4 або нижче) вже можуть мобілізувати хімічні елементи в досліджуваному субстраті, підкреслюючи їх високий потенційний ризик для навколишнього середовища. Як видно з таблиці 3.18 - 3.21, концентрації розчинних форм елементів збільшувалися зі зниженням рівня рН з максимальним ефектом при рН 2 [88].

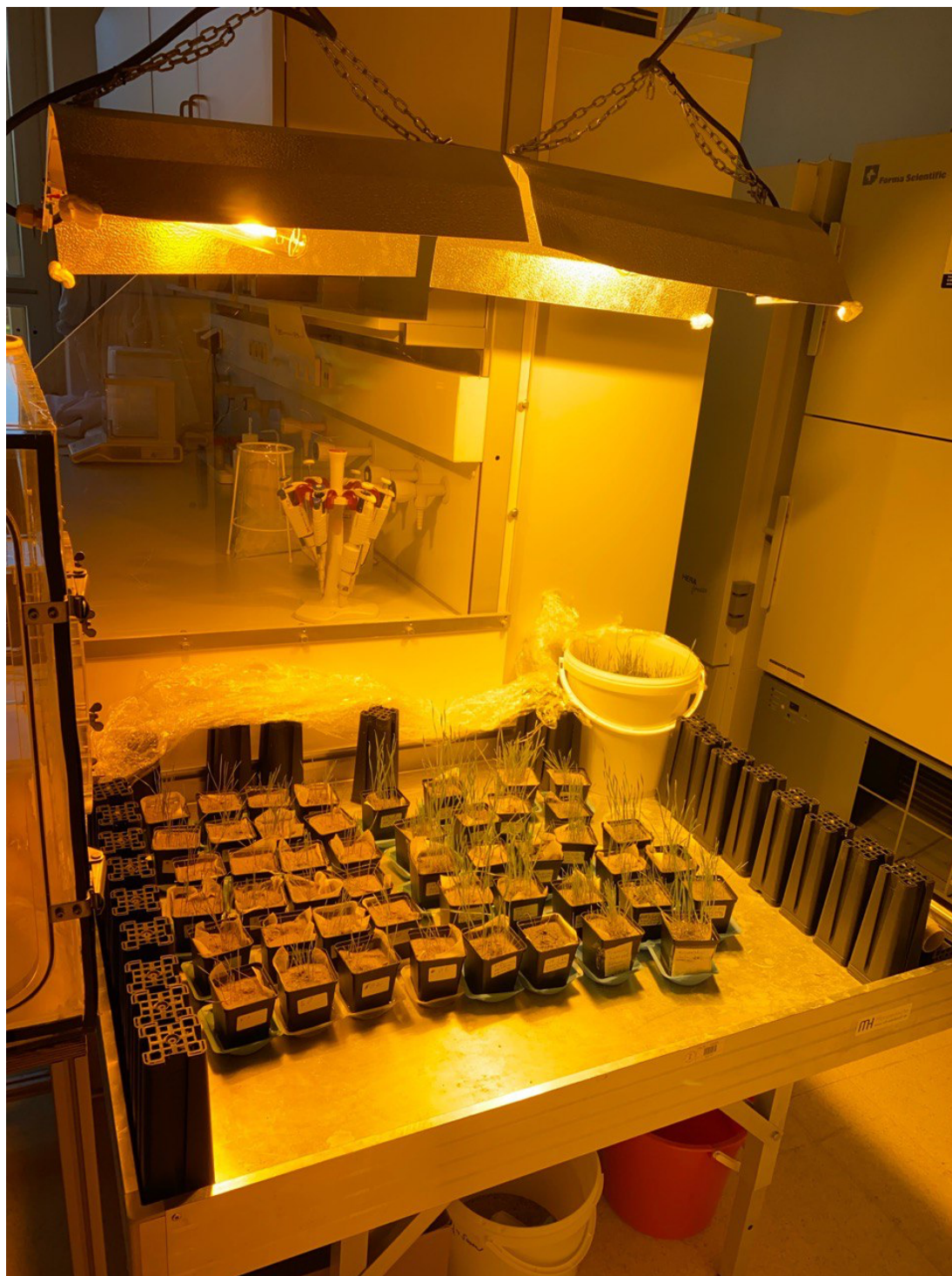


Рисунок 3.21 – Біотестовий експеримент з дослідження впливу рН на фізико-хімічні властивості субстрату та біометричні показники *H. murinum* L., і *V. japonicus*



Таблиця 3.18 – Концентрація елементів, що можуть потенційно екстрагуватися із ґрунту із *H. Murinum L.*

Рівень pH	Концентрація елементів що можуть потенційно екстрагуватися в субстраті з <i>H. murinum L.</i> , мг/кг						
	Co	As	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr
pH2	17,6± 0,1	8,1± 0,05	20,8± 0,2	12,5± 0,1	318,0± 0,5	68,9± 0,2	90,5± 0,2
pH3	16,2± 0,1	7,8± 0,05	20,4± 0,2	12,3± 0,1	309,0± 0,5	70,1± 0,2	87,4± 0,2
pH4	14,4± 0,1	6,5± 0,05	15,6± 0,2	16,3± 0,1	261,5± 0,5	55,5± 0,2	68,7± 0,2
pH5	16,2± 0,1	18,2± 0,05	18,2± 0,2	12,3± 0,1	284,9± 0,5	65,1± 0,2	110,1± 0,2
pH6	19,2± 0,1	8,5± 0,05	23,2± 0,2	14,0± 0,1	392,2± 0,5	81,5± 0,2	131,8± 0,2
pH7	16,1± 0,1	7,7± 0,05	19,0± 0,2	11,4± 0,1	286,7± 0,5	62,9± 0,2	98,4± 0,2

Таблиця 3.19 – Концентрація елементів у фільтраті ґрунту горщиків із *H. murinum L.*

Рівень pH	Концентрація елементів у фільтраті субстрату з <i>H. murinum L.</i> , мг/						
	Co	As	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr
pH2	12,4± 0,1	0,2± 0,05	1,7± 0,02	1± 0,01	286,7± 0,1	14,1± 0,02	0,5± 0,02
pH3	1,6± 0,05	0,1± 0,05	1± 0,02	0,08± 0,001	21,2± 0,1	1,9± 0,02	0,008± 0,002
pH4	1,5± 0,06	0,2± 0,05	0,2± 0,02	2,8± 0,01	29,7± 0,2	0,6± 0,02	0,02± 0,002
pH5	0,9± 0,05	0,1± 0,05	0,5± 0,02	0,1± 0,01	9,8± 0,1	1,6± 0,02	0,02± 0,002
pH6	0,9± 0,05	0,1± 0,05	0,3± 0,02	0,03± 0,001	5,1± 0,08	1,4± 0,02	0,01± 0,002
pH7	0,6± 0,01	0,09± 0,005	0,4± 0,02	0,04± 0,001	3,9± 0,1	0,9± 0,02	0,008± 0,002

Таблиця 3.20 – Концентрація елементів, що можуть потенційно екстрагуватися з горщиків із *B. japonicus*.

Рівень рН	Концентрація елементів що можуть потенційно екстрагуватися в субстраті <i>B. japonicus</i> , мг/кг						
	Co	As	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr
рН2	17,6± 0,1	9,2± 0,04	18,4± 0,2	13,0± 0,05	338,8± 0,1	71,9± 0,1	78,1± 0,1
рН3	15,9± 0,1	9,3± 0,04	16,7± 0,2	11,8± 0,05	288,5± 0,1	62,3± 0,1	66,6± 0,1
рН4	16,2± 0,1	8,6± 0,04	20,9± 0,2	13,5± 0,05	321,7± 0,1	71,6± 0,1	80,5± 0,1
рН5	17,5± 0,1	10,0± 0,04	20,1± 0,2	17,1± 0,05	331,5± 0,1	71,0± 0,1	95,8± 0,1
рН6	11,9± 0,1	8,9± 0,04	13,9± 0,2	9,1± 0,05	241,6± 0,1	49,0± 0,1	65,6± 0,1
рН7	17,9± 0,1	8,6± 0,04	20,1± 0,2	12,4± 0,05	443,6± 0,1	70,2± 0,1	89,6± 0,1

Таблиця 3.21 – Концентрація елементів у фільтраті ґрунту горщиків із *B. japonicus*

Рівень рН	Концентрація елементів у фільтраті субстрату <i>B. japonicus</i> , мг/л						
	Co	As	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr
рН2	9,5± 0,1	0,2± 0,04	1,9± 0,1	1,1± 0,05	200,7± 0,1	10,4± 0,1	0,3± 0,02
рН3	0,8± 0,05	0,08± 0,004	0,9± 0,05	0,07± 0,005	12,9± 0,1	0,8± 0,02	0,01± 0,002
рН4	0,9± 0,01	0,1± 0,04	0,3± 0,02	4,4± 0,05	5,6± 0,1	1,1± 0,02	0,007± 0,001
рН5	2± 0,02	0,3± 0,04	0,2± 0,02	0,04± 0,005	13,6± 0,1	1,4± 0,1	0,007± 0,001
рН6	1,1± 0,1	0,1± 0,04	0,2± 0,02	0,03± 0,005	4,1± 0,1	1,2± 0,05	0,01± 0,001
рН7	0,2± 0,02	0,06± 0,004	0,2± 0,02	0,02± 0,005	2,4± 0,1	0,5± 0,02	0,007± 0,001

Ростовий експеримент показав, що обидва види рослин проросли та продемонстрували ефективний ріст рослин на субстраті, який зрошували розчинами з різним рівнем рН. У сильно кислих умовах *H. murinum L.*, продемонстрував кращі результати росту, ніж *B. japonicus*. Порівняно з *B. japonicus*, *H. murinum L.*, розвинув довші корені та більшу довжину пагонів (табл.3.22) [88].

Таблиця 3.22 – Співвідношення між біомасою та ростовими показниками рослин при різних рівнях рН

Рівень рН	Коренева система <i>H. murinum L.</i> , г/см	Надземна частина <i>H. murinum L.</i> , г/см	Коренева система <i>B. Japonicus</i> , г/см	Надземна частина <i>B. Japonicus</i> , г/см
рН2	$\frac{0,6 \pm 0,01}{7 \pm 2}$	$\frac{0,6 \pm 0,02}{20 \pm 1}$	$\frac{0,6 \pm 0,01}{4 \pm 0,5}$	$\frac{0,5 \pm 0,02}{8 \pm 0,5}$
рН3	$\frac{1,1 \pm 0,02}{4 \pm 2}$	$\frac{1,7 \pm 0,03}{15 \pm 3}$	$\frac{0,9 \pm 0,02}{5 \pm 1}$	$\frac{0,7 \pm 0,01}{10 \pm 1}$
рН4	$\frac{1,1 \pm 0,01}{7 \pm 1}$	$\frac{1,9 \pm 0,02}{15 \pm 2}$	$\frac{1,3 \pm 0,01}{4 \pm 1}$	$\frac{1,6 \pm 0,02}{10 \pm 1}$
рН5	$\frac{0,9 \pm 0,01}{4 \pm 2}$	$\frac{1,4 \pm 0,01}{15 \pm 2}$	$\frac{0,2 \pm 0,01}{4 \pm 1}$	$\frac{1,6 \pm 0,01}{10 \pm 2}$
рН6	$\frac{0,3 \pm 0,02}{5 \pm 2}$	$\frac{1,2 \pm 0,02}{17 \pm 2}$	$\frac{0,9 \pm 0,01}{4 \pm 1}$	$\frac{0,8 \pm 0,01}{10 \pm 2}$
рН7	$\frac{0,3 \pm 0,02}{6 \pm 3}$	$\frac{0,9 \pm 0,01}{19 \pm 1}$	$\frac{0,3 \pm 0,02}{2 \pm 0,5}$	$\frac{0,8 \pm 0,02}{10 \pm 1}$

Було оцінено фітореMediaційний потенціал двох видів рослин за різних рівнів рН та розрахований коефіцієнт транслокації (табл.3.23-3.25) [88].

Таблиця 3.23 – Концентрації валового вмісту хімічних елементів в надземній частині/в кореневій системі в *H. murinum L.*

Елементи	Концентрація в надземній частині мг/кг					
	Концентрація в кореневій системі мг/кг					
	pH2	pH3	pH4	pH5	pH6	pH7
Co	4,6	6,0	4,6	2,5	11,5	4,2
	10,9	22,9	15,8	11,2	18,5	36,3
As	1,5	1,7	1,2	0,4	3,2	11,8
	3,5	4,6	4,7	4,8	3,8	48,8
Cu	11,0	12,6	10,4	11,6	18,9	12,4
	12,4	19,6	16,5	11,3	12,9	25,4
Pb	5,1	2,8	6,2	1,0	5,7	1,3
	12,5	8,5	12,8	2,8	6,5	7,1
Mn	173,5	183,0	204,0	320,6	247,0	222,6
	179,5	483,6	276,2	274,0	359,7	705,0
Zn	47,8	48,6	38,9	50,8	72,9	49,5
	39,6	65,2	63,1	40,5	41,9	71,0
Cr	13,3	11,5	11,8	4,1	46,2	5,9
	19,4	49,4	38,1	10,5	38,7	38,8

Найнижчі концентрації всіх елементів у пагонах і коренях спостерігалися при зрошенні рослин розчинами з рН = 7. *H. murinum L.* накопичував вищу концентрацію всіх елементів у коренях, ніж у пагонах. Дослідні дані показують, що концентрація елементів у розчинах фільтрату та концентрація в частинах рослин *H. murinum L.* не були безпосередньо пов'язані одна з одною. Можливо, значення рН і, як наслідок, збільшення концентрації токсичних елементів у ґрунтовому розчині негативно вплинуло на гомеостаз поживних речовин і ріст рослин через токсичність металів, що може негативно вплинути на накопичення досліджуваних елементів.

Таблиця 3.24 – Концентрації валового вмісту хімічних елементів в надземній частині/в кореневій системі в *B. japonicus*

Елементи	Концентрація в надземній частині мг/кг					
	Концентрація в кореневій системі мг/кг					
	pH2	pH3	pH4	pH5	pH6	pH7
Co	8,5	6,7	16,4	4,9	4,4	6,6
	7,2	7,9	11,3	6,7	9,3	9,1
As	1,7	2,8	13,9	2,5	8,6	2,2
	2,1	3,7	3,1	1,9	1,3	21,9
Cu	14,6	12,4	29,6	6,6	12,5	15,0
	11,7	8,2	15,2	7,8	7,5	7,7
Pb	2,7	4,9	20,9	4,0	3,2	4,4
	5,2	4,2	11,1	3,5	3,2	3,6
Mn	280,2	173,5	496,0	139,1	151,3	234,0
	152,9	252,6	300,8	246,0	216,8	280,5
Zn	80,7	48,7	144,5	29,0	70,0	69,8
	38,5	40,5	87,1	54,5	50,4	37,8
Cr	11,4	23,6	44,8	19,7	11,4	19,3
	26,9	20,5	33,9	11,1	10,5	15,4

Порівняно з *H. murinum L.*, *B. japonicus* накопичував більш високі концентрації важких металів та інших токсичних елементів у коренях та пагонах. Дане дослідження показало, що концентрації Co, Mn, Zn і Cr в рослинах різко збільшувалися, коли рослини зрошувалися кислим розчином, і демонстрували найвищу концентрацію при рН 4-5.

Обидва піонерські види рослин *H. murinum L.*, і *B. japonicus*, відповідно, показали ефективні показники проростання на підземній основі та є значущими кандидатами для фіторекультивациі породних відвалів [88].

Таблиця 3.25 – Транслокаційний фактор в *H. murinum L.*, і *B. japonicus*

Елементи	Транслокаційни фактор для <i>H. murinum L.</i>					
	Транслокаційний фактор для <i>B. japonicus</i>					
	pH2	pH3	pH4	pH5	pH6	pH7
Co	0,4	0,3	0,3	0,3	0,6	0,1
	1,2	0,8	1,4	0,7	0,5	0,7
As	0,4	0,4	0,2	0,1	0,8	0,2
	0,8	0,7	4,5	1,3	6,6	0,1
Cu	0,8	0,6	0,6	1	1,5	0,5
	1,2	1,5	1,9	0,8	1,7	1,9
Pb	0,5	0,3	0,5	0,3	0,9	0,2
	0,5	1,2	1,9	1,1	1	0,8
Mn	0,9	0,4	0,7	1,2	0,7	0,3
	1,8	0,7	1,6	0,6	0,7	0,8
Zn	1,2	0,7	0,6	1,2	1,7	0,7
	2,1	1,2	1,6	0,6	0,7	0,8
Cr	0,7	0,2	0,3	0,4	1,2	0,1
	0,4	1,1	1,3	1,8	1,1	1,2

### 3.6 Оцінка ростових показників композитних рослинних сетів і перспективи їх застосування в технології фіторекультивуації

Для дослідження показників рослинних сетів були використанні рослини, які раніше розглядалися в п.3.2 та п.3.3 (рис.3.22-3.23).

Мета експерименту полягала у дослідженні пристосованості рослин у різних комбінаціях, з подальшим їх застосуванням для фіторекультивуації. Під час досліду використовували рослини із трьох сімейств.



Рисунок 3.22 – Біотестовий експеримент із дослідженням  
рослинних сетів (1-ий день)



Рисунок 3.23 – Біотестовий експеримент із дослідженням  
рослинних сетів (21-ий день)

Кожен рослинний сет мав по одному представнику з сімейства злакових, по одному з сімейства бобових і по одному з сімейства хрестоцвітих. В таблиці 3.26 представлені досліджуванні сети та рослини, які використовувались у даних трійках [109].

Таблиця 3.26 – Композитні рослині сети

Номер сету	Рослини
1	<i>H. murinum L., T. pratense L., S. alba L.</i>
2	<i>H. murinum L., P. sativum L., Capsella bursa-pastoris L.,</i>
3	<i>Bromus j., P. sativum L., S. alba L.</i>
4	<i>Bromus j., T. pratense L, Capsella bursa-pastoris L.</i>
5	<i>Dactylis L., T. pratense L, Capsella bursa-pastoris L.</i>
6	<i>Dactylis L., P. sativum L., S. alba L.</i>
7	<i>Bromopsis r., P. sativum L., Capsella bursa-pastoris L.</i>
8	<i>Bromopsis r., T. pratense L, S. alba L.</i>

Рослини висаджували в чотирьох різних середовищах: 1) вода (контроль); 2) суглинок (80%) + чорнозем (20%) ; 3) суглинок (70%) + чорнозем (30%); 4) суглинок (50%) + чорнозем (20%) + субстрат з відвалу (30%). Суглинок і чорнозем відібрані в екологічно чистих районах. Субстрат з вугільного відвалу був відібраний із вугільного відвалу шахти «ім. Героїв Космосу».

Суглинок і чорнозем були відібрані в екологічно чистих районах. Субстрат з вугільного відвалу був відібраний з гірничопромислового комплексу шахти «ім. Героїв Космосу». Кожні 8 рослинних сетів були висаджені у відповідні 4 середовища. Для експерименту використовували чашки Петрі. В 8-ми з них (контролем) слугував дистилат. 24 з них були заповнені відповідним середовищем (50 г). У чашках Петрі проростало по 20 насінин кожного виду рослин. Вологість субстрату для вирощування підтримувалася на рівні 70% протягом експерименту. Експеримент тривав 21 день.

Результати дослідження показали, що *P. sativum L.* краще пристосований до інших рослин та умов субстрату. По-перше, ця рослина проросла у всіх рослинних сетах і на всіх субстратах. По-друге, *P. sativum L.* показав кращі результати росту, ніж інші рослини (рис. 3.24). *P. sativum L.* мав довше коріння, більшу довжину пагонів і більшу біомасу (рис. 3.25) [111].



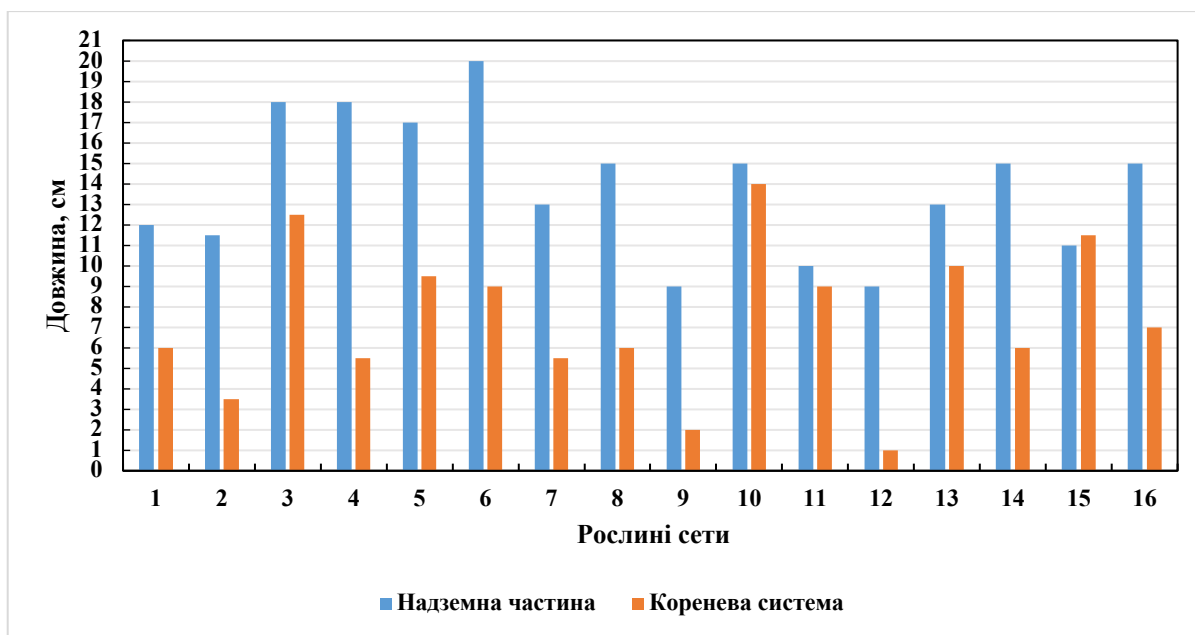


Рисунок 3.24 – Закономірності динаміки росту біометричних показників *P. sativum L.* у різних рослинних сетах

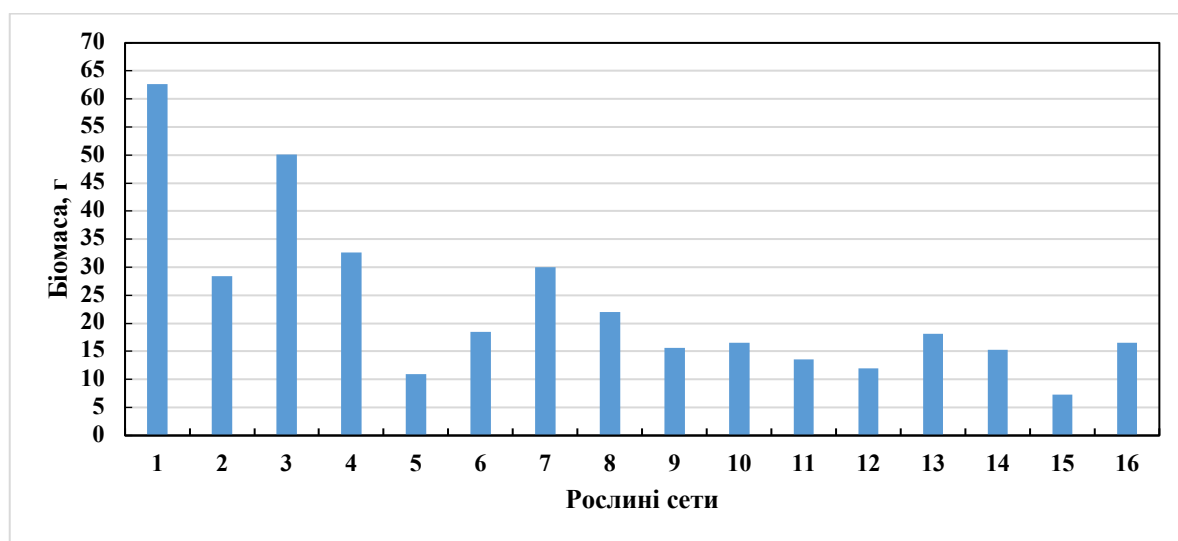


Рисунок 3.25 – Закономірності зміни біомаси *P. sativum L.* у різних рослинних сетах

\*1 – сет №2 на воді; 2 – сет №3 на воді; 3- сет №6 на воді; 4-сет №7 на воді; 5 – сет №2 (80/20); 6 – сет №3 (80/20); 7- сет №6 (80/20); 8-сет №7 (80/20); 9 – сет №2 (70/30); 10 – сет №3 (70/30); 11- сет №6 (70/30); 12-сет №7 (70/30); 13 – сет №2 (50/30/20); 14 – сет №3 (50/30/20); 15- сет №6 (50/30/20); 16-сет №7 (50/30/20).

Отримані результати свідчать про пристосованість *P. sativum L.* до різних субстратів та високу біомасу, що дає змогу розглядати його як фіторемедіатор. Високі темпи зростання були зафіксовані також у *S. alba L.* Результати представлені на рис. 3.26 та 3.27 [111].

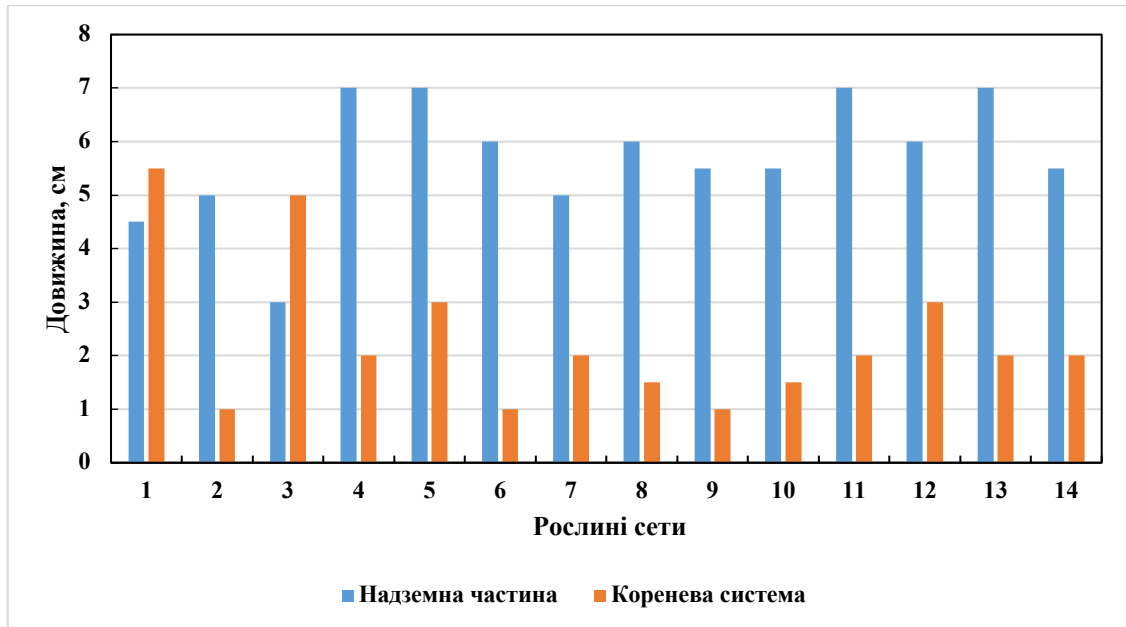


Рисунок 3.26 – Закономірності зміни довжини кореневої системи та надземної частини *S. alba L.* у різних рослинних сетах

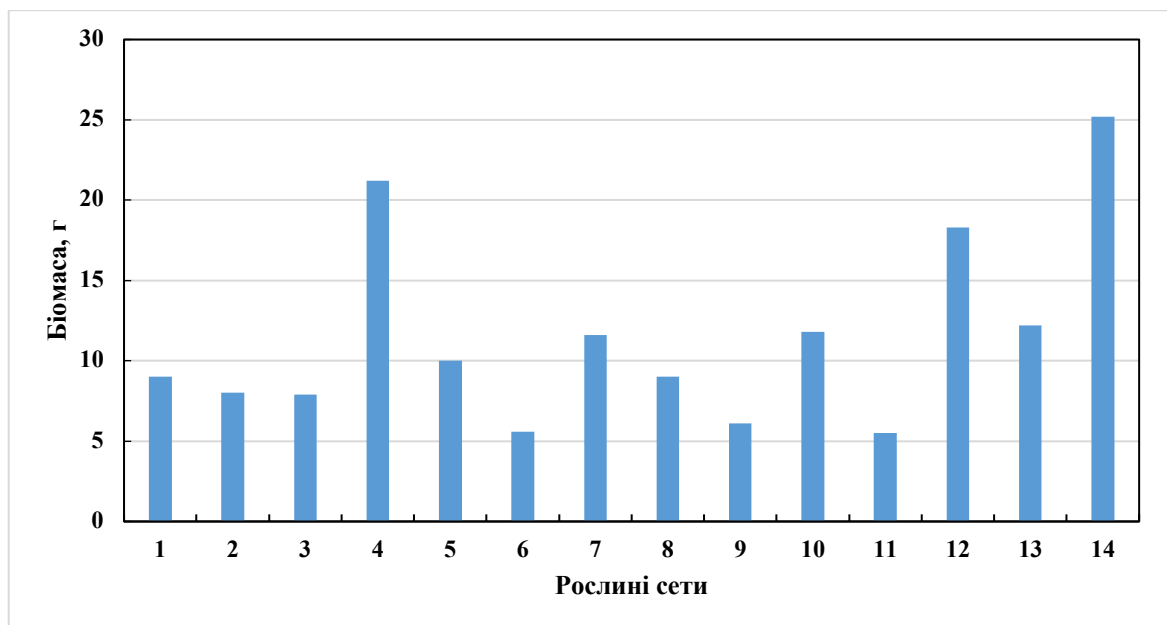


Рисунок 3.27 – Закономірності зміни біомаси *S. alba L.* в різних рослинних сетах

\*1 – сет №1 на воді; 2 – сет №6 на воді; 3- сет №8 на воді; 4-сет №1 (80/20); 5 – сет №3 (80/20) ; 6 – сет №6 (80/20); 7- сет №8 (80/20); 8-сет №1 (70/30); 9 – сет №6 (70/30) ; 10 – сет №8 (70/30); 11- сет №1 (50/30/20); 12-сет №3 (50/30/20); 13 – сет №6 (50/30/20) ; 14 – сет №8 (50/30/20).

На рисунку 3.28-3.29 наведені показники росту рослин із сетів та їх біомаса. Результати показують, що *H. murinum L.* добре проростає на будь-якому субстраті. Велику біомасу мають *T. pratense L.* і *S. alba L.* [111].

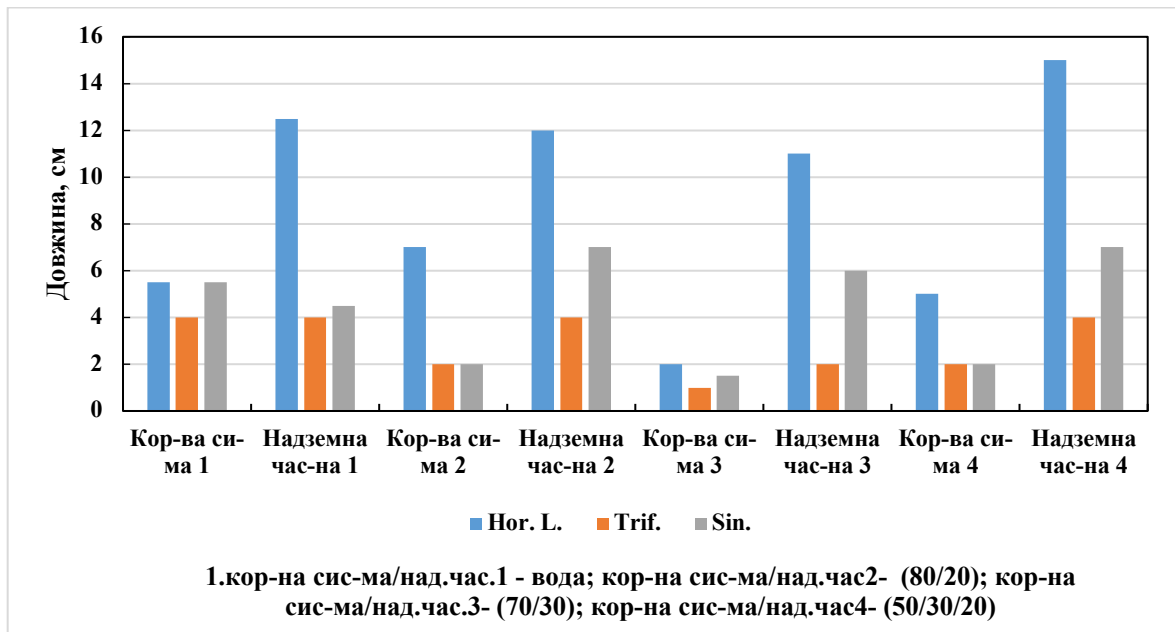


Рисунок 3.28 – Закономірності динаміки зміни кореневої системи та надземної частини рослин із сету №1

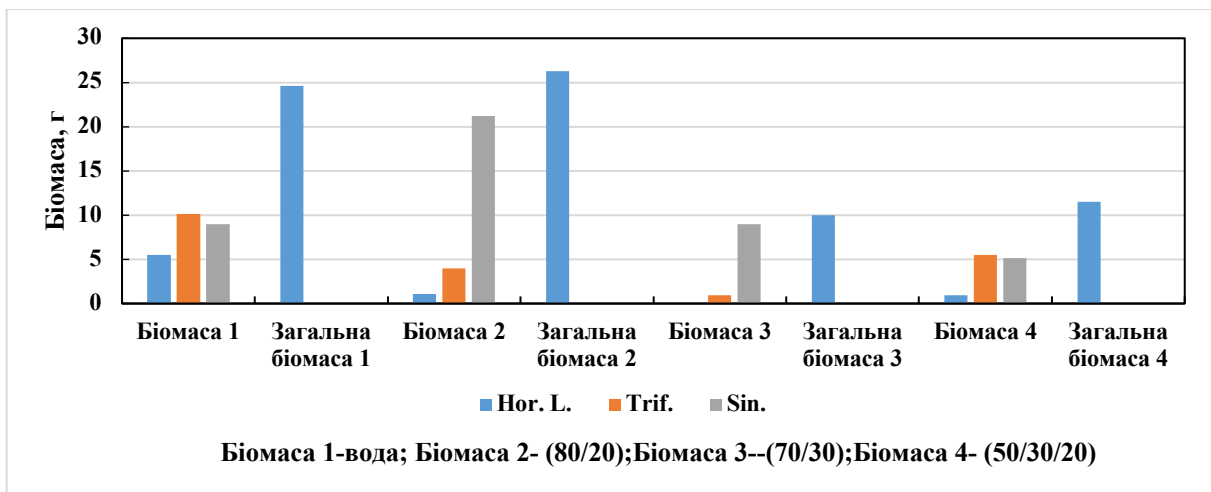


Рисунок 3.29 – Закономірності динаміки зміни біомаси рослин з сету №1

Отримані результати свідчать про те, що даний рослинний сет якнайкраще підходить для рекультивації забрудненої території. В даному рослинному сеті представники родин злакових, бобових та хрестоцвітих показали високі біоіндикаційні результати [109].

### 3.7 Висновки за розділом

1. У розділі 3 представлено експериментальні дослідження технологій фіторекультивації відходів відвалів вуглевидобування, визначено фізико-хімічні показники субстратів шахтних порід, включаючи рН, електропровідність, вміст органічних речовин, а також валовий вміст важких металів. Результати аналізу показують недостатню кількість азоту та фосфатів, а також перевищення концентрацій важких металів понад гранично допустимої норми, що вказує на необхідність додаткового внесення добрив чи меліорантів для росту рослин.

2. Для фіторемедіації були обрані Ячмінь мишачий (*H. murinum L.*) та Стоколос японський (*B. japonicus*), які показали стійкість до важких металів; *B. japonicus* виявився більш ефективним у накопиченні металів. Рослина *T. Aestivum L.*, також продемонструвала стійкість до Рb та Cd, що робить її перспективною для засадження забруднених територій.

3. Досліджено вплив фізико-хімічних параметрів порід на рослини-фіторемедіанти та встановлено, що біочар не впливає на рН і електропровідність, але підвищує продуктивність ґрунту і адсорбує забруднювачі. *H. murinum L.*, і *B. japonicus* виявилися стресостійкими і адаптованими до важких металів, тому їх можна використовувати для фіторекультивації забруднених гірничодобувних територій.

4. Проаналізовано біопоглинання та біовилуговування важких металів із породних субстратів через кислотний шахтний дренаж від активності ацидофільних бактерій. Встановлено, що зростання бактерій *A. ferrooxidans* збільшує концентрацію  $H_2SO_4$  і знижує рН, що сприяє вилуговуванню важких

металів. Встановлено, що інтенсивність дренажу залежить від вмісту піритної сірки, умов експлуатації та фізико-хімічних характеристик порід.

5. Запроваджено метод рослинних сетів як елемента фіторекультивуації земель. Встановлено, що *P. sativum L.* та *S. alba L.* мають значну стресостійкість до агрегисних породних субстратів та дають значну біомасу, що дає змогу розглядати їх як рослини фіторемедіаторів. Найкращі біометричні показники має рослинний сет, який містить (*H. murinum L.*, *T. pratense L.*, *S. alba L.*) що дає змогу розглядати його як варіант, для технології фіторекультивуації вугільного відвалу.

6. Під час експериментів встановлено, що *H. murinum L.*, *B. japonicus*, *B.i. holub*, *A. fatua L.*, *B. Leyss*, *T. pratense L.* та *S. alba L.* можуть використовуватись для фіторекультивуації відвалів вуглевидобування завдяки своїй стресостійкості та адаптованості до кліматичних умов степової зони України. Ці рослини показали високі показники росту та біомаси, що робить їх перспективними для створення первинного рослинного покриву та закріплення відвалів.

7. Результати експериментальних досліджень представлених в розділі 3 опубліковані в наступних наукових працях автора [88, 104, 107-111].

## РОЗДІЛ 4

### РОЗРОБКА ТЕХНОЛОГІЇ ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ ВІДВАЛІВ ВІДХОДІВ ВУГЛЕВИДОБУВАННЯ

#### 4.1 Методика фіторекультивуації відвалів відходів вуглевидобування

Результати проведених дослідів, які представлені у розділі 3, дали змогу розробити технологію фіторекультивуації відвалів відходів вуглевидобування [112].

Дана технологія може бути застосована для фіторекультивуації вугільних відвалів, для екологічного контролю забруднених ґрунтів на гірничо-видобувних і промислових територіях, а також на забруднених ділянках з низькою вологістю і високою температурою. Основна ідея технології полягає у відновленні родючості техногенно забруднених та деградованих земель, зменшення впливу відвалів вуглевидобування на навколишнє середовище та створення перспектив для альтернативного землекористування [112].

Мета запропонованої екотехнології полягає в удосконаленні способу фіторекультивуації відвалів за допомогою композитних біогумусових брикетів, які складаються з суміші природного суглинку, біогумусу, агар-агару та доміантних трав'янистих дикорослих видів рослин з родин Злакових (*Poaceae*), Бобових (*Fabaceae*) та Хрестоцвітих (*Brassicaceae*).

На рис. 4.1 представлений алгоритм вибору та обґрунтування технології фіторекультивуації відвалів вуглевидобування.

Технологія фіторекультивуації відвалів включає наступні логічні етапи.

Етап 1. Вибір технології рекультивуації відвалу вуглевидобування, який базується на природно-кліматичній характеристиці території, попередніх лабораторних біотестових дослідженнях з рослинами-фіторемедіантами, оцінці ступеня забруднення території та інших екологічних факторів середовища.

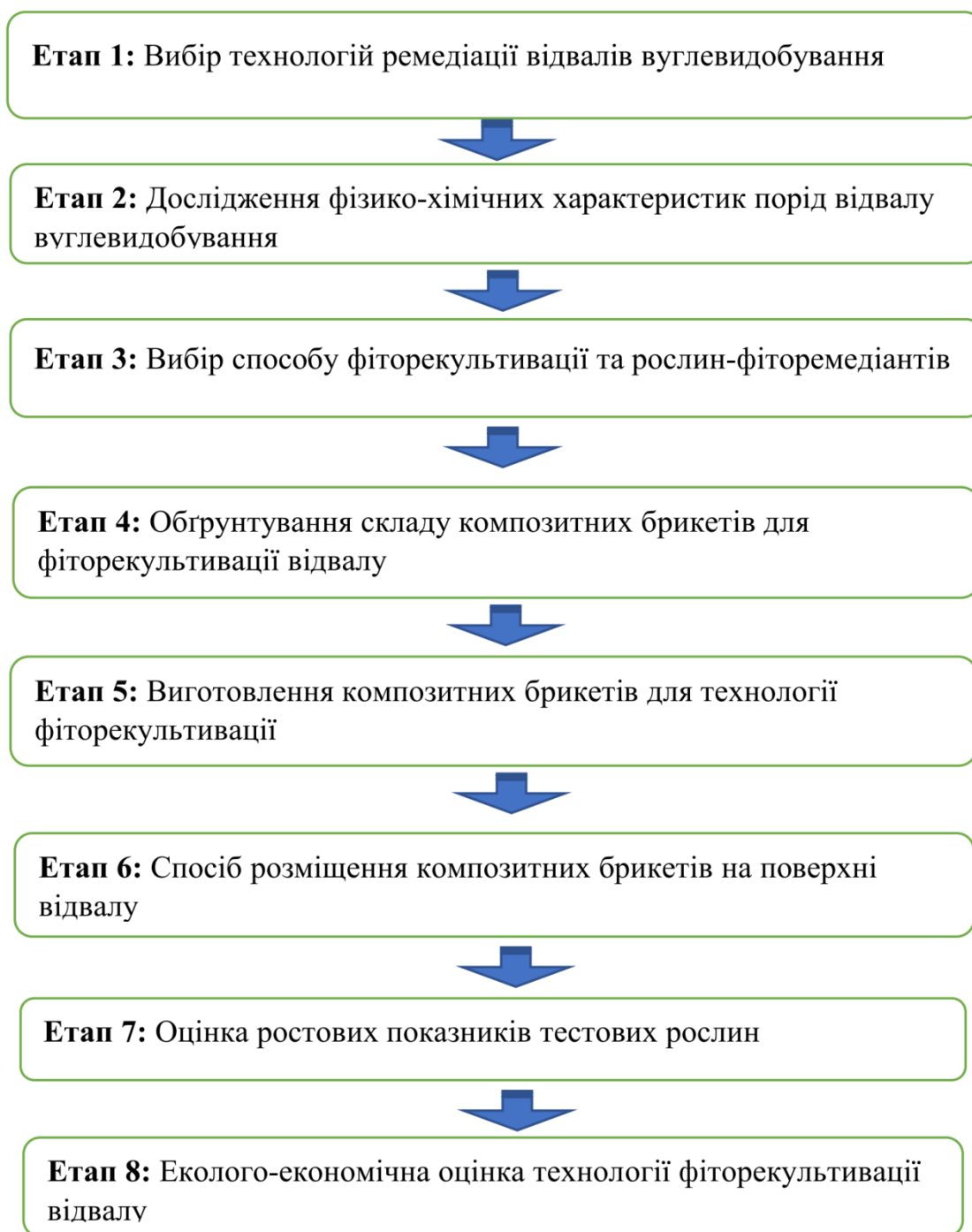


Рис. 4.1 – Алгоритм вибору та обґрунтування технології фіторекультивації відвалів вуглевидобування

Етап 2. Дослідження фізико-хімічних характеристик порід відвалу вуглевидобування з фокусом на вміст важких металів та поживних речовин калію, нітрогену та фосфору.

Етап 3. Вибір способу фіторекультивації та рослин-фіторемедіантів із сімейств *Poaceae*, *Fabaceae* та *Brassicaceae*. Особливий акцент надається

використанню рослин дикорослих злаків, які є типовими для досліджуваної території та стресостійкими до негативних чинників середовища.

Етап 4. Обґрунтування складу композитних брикетів для фіторекультивациі відвалу з насінням рослин *H. murinum L.*, *B. Japonicas*, *B. Inermis holub*, *A. fatua L.*, *Dactylis L.*, *B. Ramosa*, *P. sativum L.*, *T. pratense L.*, *S. alba L.* і *Capsella bursa-pastoris L.* та ін. Склад та види рослин обираються відповідно до конкретного об'єкта фіторекультивациі.

Етап 5. Виготовлення композитних брикетів в лабораторних умовах або за допомогою прес-екструдера, в якому відбувається процес змішування суглинку, біогумусу, та агар-агару у відповідних пропорціях. Результатом екструзії є брусок прямокутного перетину з вологістю  $W = 15 \%$ , який розрізається на брикети заданого розміру.

Етап 6. Розміщення брикетів на поверхні відвалу у шаховому порядку є елементом запропонованої технології фіторекультивациі і виконується ручним способом вздовж нижньої та верхньої бровки укосу відвалу або на поверхні уступів.

Етап 7. Оцінка ростових показників тестових рослин та ефективності створення первинного рослинного покриву, здійснення моніторингу фіторекультивацийних заходів.

Етап 8. Еколого-економічна оцінка технології фіторекультивациі відвалу та визначення зменшення техногенного впливу відвалу на навколишнє середовище.

Завдяки введенню нових технологічних операцій, які спрощують процес виготовлення брикетів, а також збільшують їх міцність і надійність, створюються оптимальні умови для росту рослин на відвалах відходів вуглевидобування. Це сприяє формуванню стійких рослинних угруповань та мінімізує процеси вітрової і водної ерозії, що підвищує ефективність управління станом довкілля та забезпечує екологічну безпеку об'єкта. На рисунках 4.2-4.4 представлені суглинисто-біогумусні брикети.





Рисунок 4.2 – Композитний суглинисто-біогумусний брикет



Рисунок 4.3 – Композитні брикети з досліджуваними рослинами (1-ий день)



Рисунок 4.4 – Композитні брикети з досліджуваними рослинами (21-ий день)

В лабораторних умовах виготовлення композитних біогумусових брикетів реалізується наступним чином. У пластикових прес-формах із заданими параметрами, а саме висотою 5 см, довжиною 11 см, шириною 8 см і внутрішньою порожниною, формують композитний брикет (рис. 4.2). Для виготовлення одного брикету необхідно 250 г суглинку та 100 г біогумусу, 30 г – насіння рослин, 4-5 % відсотки від загальної маси агар-агару та 15 % вологості суміші.

В прес-форми засипають суміш природнього суглинку, біогумусу, насіння рослин сімейства Злакових (*Poaceae*), Бобових (*Fabaceae*) та Хрестоцвіті (*Brassicaceae*). Згідно з експериментальними даними представленими у Розділі 3, найбільш доцільними та стресостійкими рослинами для технології фіторекультивациі відвалів є ячмінь мишачий (*H. murinum L.*), стоколос японський (*B. Japonicas*), стоколос безостий (*B. Inermis holub*), вівсюг звичайний (*A. fatua L.*), грястиця збірна (*Dactylis L.*), стоколос гіллястий (*B. Ramosa*), горох звичайний (*P. sativum L.*), конюшина (*T. pratense L.*), гірчиця (*S. alba L.*), грицики звичайні (*Capsella bursa-pastoris L.*). Для фіксування форми брикету суміш заливають розчином Агар-Агару і витримують в стандартних умовах до стабілізації Агар-агару.

Брикети розташовуються в умовно шаховому порядку на укосах та терасах відвалів, що створює сприятливі умови для росту рослин і розвитку рослинних угруповань, адаптованих до кліматичних умов степової зони України.

Розміщення брикетів у шаховому порядку на 1 м<sup>2</sup> має декілька переваг, що обґрунтовують ефективність такого підходу:

- Шаховий порядок забезпечує рівномірний розподіл брикетів по всій площі, що дозволяє рослинам максимально ефективно використовувати доступні ресурси (світло, воду, поживні речовини);
- Запропонована схема розташування дозволяє уникнути надмірного ущільнення або надто великих проміжків між брикетами, що забезпечує оптимальні умови для росту і розвитку рослин.

- Рівномірний розподіл рослинного покриття допомагає знизити ризик вітрової та водної ерозії, оскільки рослини і їх кореневі системи утримують ґрунт на місці більш ефективно.
- Розташування в шаховому порядку збільшує стабільність брикетів на укосах та терасах, запобігаючи їх зсуву або переміщенню під дією природних факторів, таких як дощ або вітер.
- Шаховий порядок дозволяє створити умови, де різні види рослин можуть ефективно співіснувати та взаємодіяти, що сприяє розвитку стійких екосистем і підвищує біорізноманіття.
- Запропоноване розташування брикетів покращує ефективність фіторекультивациі, оскільки забезпечується більш ефективне поглинання забруднювачів рослинами по всій площі, що сприяє очищенню ґрунту і покращенню екологічного стану території.

На рисунку 4.5 представлена технологія виготовлення брикетів.

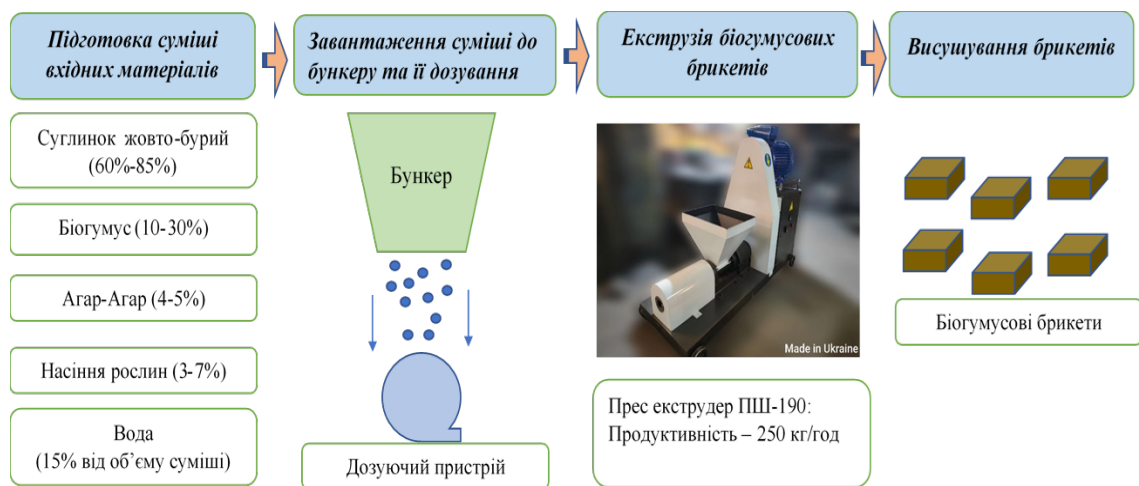


Рисунок 4.5 – Технологія виготовлення композитних брикетів для фіторекультивациі відвалу

Брикети планується розташовувати на породному відвалі у квітні, на початку вегетаційного періоду даних рослин. На площі 1 м<sup>2</sup>, для ефективного процесу фіторекультивациі та покращення фітореMediaційних властивостей рослин, рекомендується використовувати 14 брикетів, які розташовані в умовно

шаховому порядку на рівновіддаленій відстані один від одного у три ряди. В першому і третьому ряді розташовано по п'ять брикетів, а в другому – чотири. Кількість брикетів залежить від загальної площі відвалу (рис. 4.6).

Внаслідок атмосферних опадів та інших природніх чинників брикет розм'якшується та розмокає, що створює особливі умови для росту рослин. При формуванні композитного брикету, використовуються біологічні матеріали, які не створюють додаткового антропогенного навантаження на відвали відходів вуглевидобування, що робить даний метод максимально екологічним.

Таким чином, завдяки спрощеному процесу виготовлення та розташуванню брикетів знижується трудомісткість процесу. Введення фіксуєчої речовини – агар-агару – збільшує міцність і надійність структури брикету, що дозволяє зберігати його форму під час транспортування та розміщення на території відвалу. Насіння рослин у композитному брикеті фіксується в межах зони комфорту для росту, а різноманіття насіння покращує процес фіторекультивациї. Такі брикети можна розташовувати як на укосах, так і на терасах, без потреби в додатковій фіксації завдяки їх власній вазі та формі.

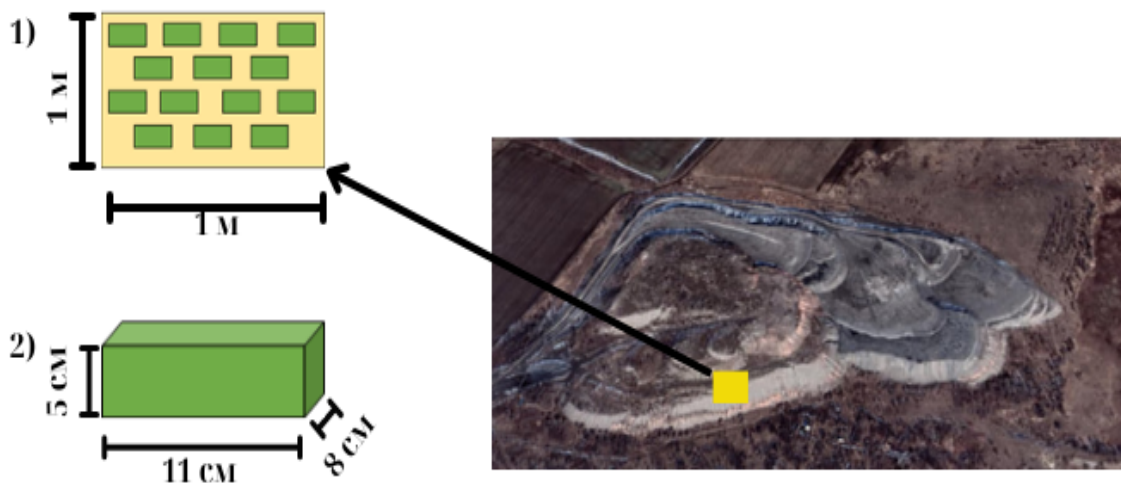


Рисунок 4.6 – Схема розміщення брикетів на вугільному відвалі. 1 – схема розташування брикетів на  $m^2$ ; 2- біогумусний брикет.

На рис. 4.7 представлена схема розміщення брикетів на вугільному відвалі та його параметри.

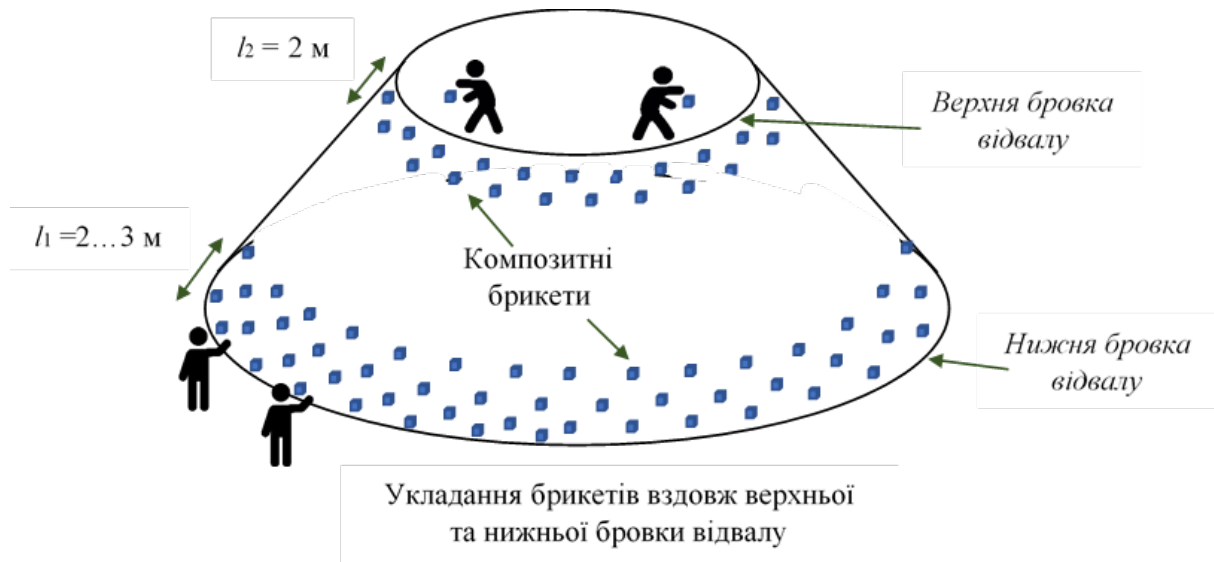


Рисунок 4.7 – Технологія розміщення біогумусових брикетів на поверхні відвалу.

Запропонована технологія фіторекультивациї відвалів відходів вуглевидобування дозволяє ефективно здійснювати фіторекультивацию в умовах відповідного клімату. Вона сприяє створенню первинного рослинного покриву, що забезпечує подальший розвиток сприятливих умов для вищих рослин.

Доцільність та ефективність обраної технології фіторекультивациї була обумовлена наступними чинниками:

1) Верхня та нижня бровки відвалу є найбільш вразливими до ерозії. Нанесення брикетів саме на ці ділянки допомагає стабілізувати верхні шари шахтної породи, запобігаючи його розмиванню та зсувам.

2) Обмеження ширини нанесення до 2-3 метрів дозволяє зосередити зусилля та матеріали на найбільш критичних зонах, що забезпечує максимальну ефективність при менших ресурсних витратах.

3) Використання ручної сили для розміщення брикетів у таких зонах є найбільш безпечним та зручним методом, що зменшує ризик травмування працівників, під час виконання робіт вздовж нахилених та іноді нестійких поверхонь відвалу.

4) Ручне розміщення брикетів дозволяє забезпечити точність і рівномірне та контрольоване їх розташування, що є важливим для досягнення оптимальних умов росту рослин.

5) Використання ручної сили знижує необхідність у застосування механізованих засобів, що мінімізує додатковий техногенний вплив на відвал та прилеглі території, зменшуючи ризик подальшої деградації субстрату шахтної породи.

6) Нанесення біогумусних брикетів на ці критичні зони сприяє створенню мікроклімату, сприятливого для росту рослин. Це сприяє швидшій стабілізації та рекультивації всієї поверхні відвалу.

7) Ручне розміщення композитних брикетів є економічно-доцільним рішенням без залучення значних фінансових інвестицій.

#### **4.2 Обґрунтування параметрів фіторекультивації відвалу шахти для зменшення викидів вуглепородного пилу в атмосферу**

В даному підрозділі дисертаційної роботи виконано розрахунок потенційної небезпеки для навколишнього середовища від пилоутворення на відвалі відходів вуглевидобуванні шахти «Західно-Донбаська» рис. 4.8.

Породні відвали вугледобувних підприємств є основним фактором негативного впливу на навколишнє середовище. Подібна дія може проявлятися протягом тривалого часу у вигляді викидів пилу та тривалих ерозійних процесів. Навіть після припинення складування породи у відвал вплив на довкілля триває. Тому оцінка викидів пилу від поверхонь відвалів є актуальною задачею захисту навколишнього середовища.

Вважається, що за повного озеленення породного відвалу інтенсивність вітрової ерозії дорівнює нулю. Тому після виконання комплексу фітомеліоративних робіт сума екологічних збитків зменшиться на величину, пов'язану із забрудненням атмосфери.



Рисунок 4.8 – шахта «Західно-Донбаська»: 1 – відвал відходів вуглевидобування (<http://surl.li/tvkil>)

Відповідно до технологічного паспорту породного відвалу, його площа складає 27 га, об'єм укладеної породи у відвал складає 7,124 млн. м<sup>3</sup>, максимальна висота 60 м, кут укосу 37°- 45° [113]. Форма відвалу представляє усічений конус. Відвал є діючий, не горить.

Виконаний розрахунок пиловиділення від породного відвалу. Для визначення кількості пилу з поверхні відвалу була визначена площа його загальної поверхні  $S_{заг}$  за формулою:

$$S_{заг} = S_{верх} + S_{біч}, \text{ м}^2 \quad (4.1)$$

де  $S_{верх}$  – площа верхньої основи, га;  $S_{біч}$  – площа бічної поверхні відвалу, га.

При цьому припускаємо, що відвал є усіченим конусом і загальна поверхня пиління визначається як сума верхньої основи і бічної поверхні.

Для розрахунку площі бічної поверхні використовуємо формулу усіченого конусу:

$$S_{\text{біч}} = \pi \cdot l \cdot (r_1 + r_2), \text{ м}^2 \quad (4.2)$$

де  $r_1, r_2$  – радіуси відповідно нижньої та верхньої основ відвалу;  $l$  – довжина укосу (рис. 4.9).

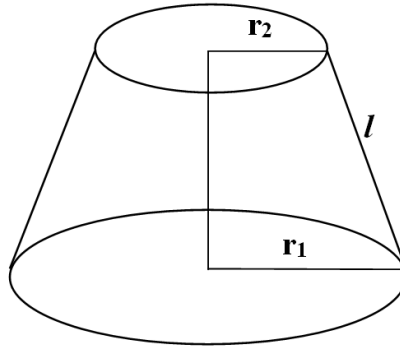


Рисунок 4.9 – Схематичне зображення відвалу для розрахунку площі його поверхні

Площа верхньої основи розраховується за формулою:

$$S_{\text{верх}} = \pi \cdot r^2, \text{ м}^2 \quad (4.3)$$

Так, площа, займана відвалом з нижньої основи становить 27 га або 270 000 м<sup>2</sup>, а усереднене значення кута укосу відвалу –  $\alpha = 45^\circ$ . Визначаємо радіус нижньої основи, яка становить 293,2 м [112].

Знаходимо різницю між нижньою та верхньою основами відвалу.  $\Delta r = h \operatorname{ctg} \alpha$ , де  $h$  – висота відвалу,  $\alpha$  – середній кут нахилу укосів;  $\Delta r = 60$  м. Довжину укосу можна визначити за теоремою Піфагора,  $l = 84,8$  м. Радіус верхньої основи знаходимо як різницю радіусів  $r_1 - \Delta r$ :

Результати розрахунків таких параметрів, як площа верхньої основи, загальна площа та всі необхідні розраховані дані для визначення площі поверхні відвалу представлені в табл.4.1 [114].



Таблиця 4.1 – Загальна інформація про параметри відвалу

Висота, м	Площа основи, м <sup>2</sup>	Об'єм породи, м <sup>3</sup>	Річний об'єм породи, м <sup>3</sup>	Площа бічної поверхні, м <sup>2</sup>	Площа верхньої основи, м <sup>2</sup>	Загальна площа відвалу, м <sup>2</sup>
60	270 000	7,124·10 <sup>6</sup>	217197,4	140165,6	170760	310925,6

Для розрахунку сумарних викидів частинок пилу в атмосферу від породного відвалу шахти «Західно-Донбаська» ( $M_{\text{відв}}$ ) використана формула:

$$M_{\text{відв}} = M_{\text{розв}} + M_{\text{бульд}} + M_{\text{здув}}, \text{ т/рік} \quad (4.4)$$

де  $M_{\text{розв}}$  – кількість твердих частинок, що виділяються під час вивантаження породи з транспортного засобу, т/рік;  $M_{\text{бульд}}$  – кількість твердих частинок, що виділяються при формуванні відвалу бульдозером, т/рік;  $M_{\text{здув}}$  – кількість твердих частинок, що здуваються з поверхні відвалу, т/рік.

Для розрахунку викидів пилу в атмосферу, що утворюються при розвантаженні породної маси з автосамоскидів у відвал шахти використана формула [114]:

$$M_{\text{розв}} = q_{\text{нит}} \cdot P_{\text{пор}} \cdot K_1 \cdot K_2 \cdot K_3 \cdot K_4 \cdot 10^{-6} \cdot (1 - \eta), \text{ т/рік} \quad (4.5)$$

де  $q_{\text{нит}}$  – питоме виділення твердих частинок при розвантаженні (перевантаженні) матеріалу, г/т;  $q_{\text{нит}} = 0,32$  г/т;  $P_{\text{пор}}$  – кількість матеріалу, що розвантажується (перевантажується), т/рік;  $K_1$  – коефіцієнт, який враховує вологість матеріалу, що перевантажується (рис. 4.10);  $K_2$  – коефіцієнт, який враховує швидкість вітру (рис. 4.8);  $K_3$  – коефіцієнт, який враховує висоту пересипання матеріалу, при висоті скидання 4 метри  $K_3 = 1$ ;  $K_4$  – коефіцієнт, який враховує ступінь захищеності точки розвантаження породи від зовнішніх

впливів; для відкритих з 4-х сторін поверхонь відвалів дорівнює 1,0;  $\eta$  – ефективність засобів пилоподавлення, дол.од; за умов зрошення чи обробки поверхні відвалу пилов'язучими речовинами –  $\eta = 0,85-0,9$ ; без застосування засобів пилоподавлення  $\eta = 0$  [114].

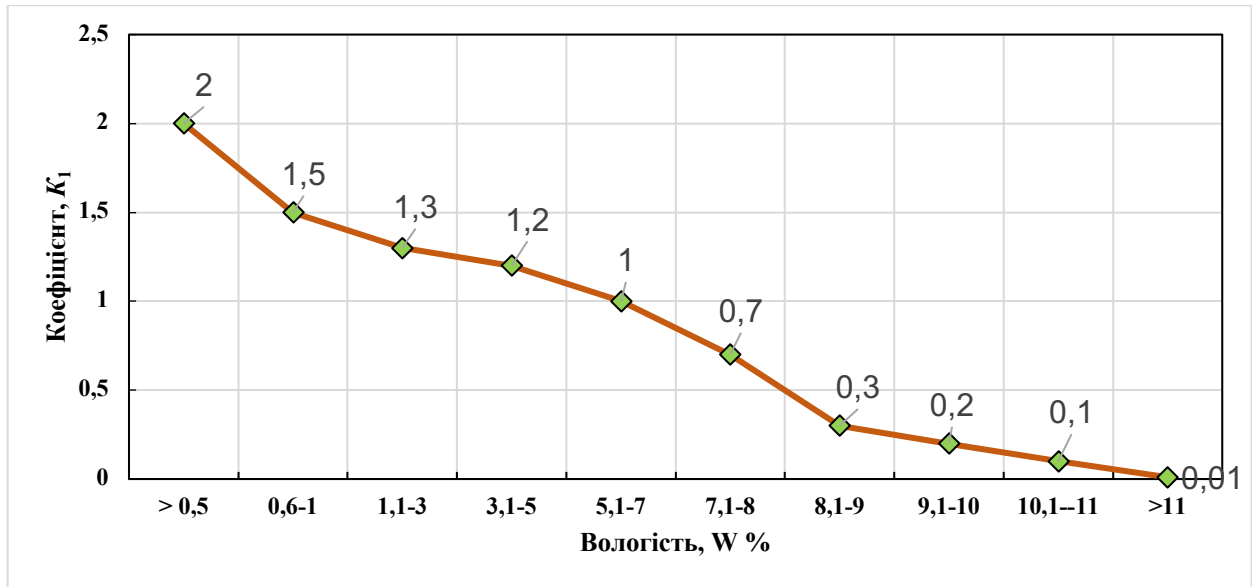


Рисунок 4.10 – Залежність коефіцієнта  $K_1$  від вологості породи

Отримана залежність представлена на основі експериментальних досліджень здуваності вуглепородного пилу з поверхні залежно від вологості породи [112]. Якщо вологість матеріалу, що транспортується перевищує 20% то, вважається, що викиди в атмосферу практично відсутні.

Одним із важливих показників для розрахунку пиловиділення є показник швидкості вітру  $K_2$ . Для розрахунку розміру даного коефіцієнта визначається середня швидкість вітру у регіоні в якому знаходиться певний промисловий об'єкт. Для розрахунку даних, були взяті середні швидкості вітру з Гідрометцентру по Павлоградському району, Тернівської територіальної громади [115]. На рис. 4.11 представлена залежність від коефіцієнту  $K_2$ , який враховує швидкість вітру.

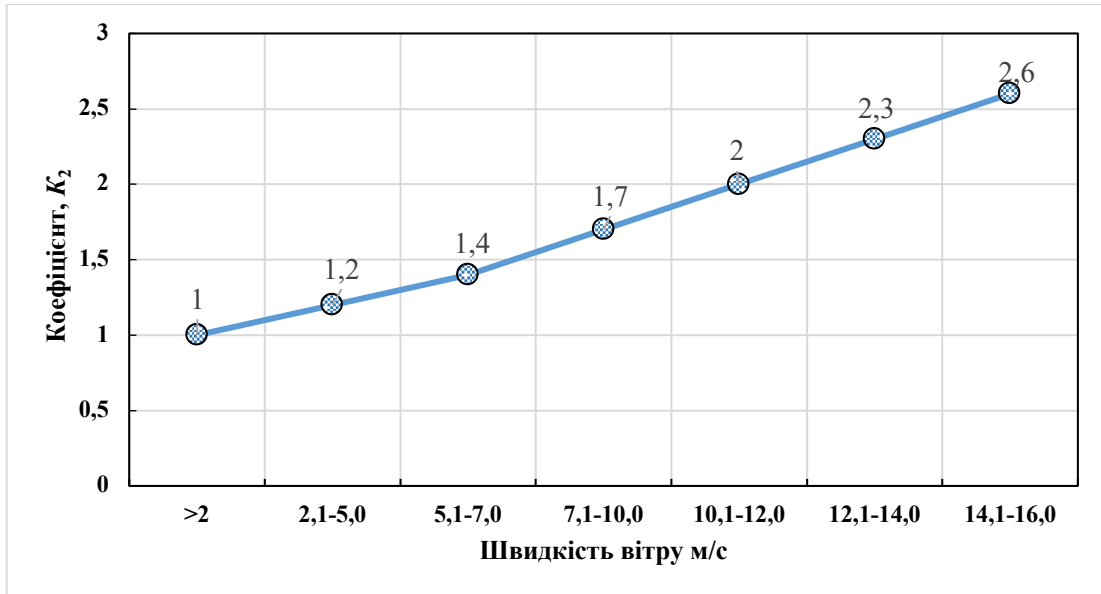


Рисунок 4.11 – Залежність коефіцієнту  $K_2$  від швидкості вітру

Для розрахунку кількості пилу ( $M_{\text{бульд}}$  т/рік), що викидається в атмосферу від відвалу шахти «Західно-Донбаська» при формуванні бульдозером, розраховується за формулою [114]:

$$M_{\text{бульд}} = q_{\text{бульд}} \cdot P_j \cdot K_1 \cdot K_2 \cdot 10^{-6}, \text{ т/рік} \quad (4.6)$$

де  $q_{\text{бульд}}$  – питоме виділення твердих частинок з 1 тони матеріалу, що переміщується бульдозером, г/т;  $P_j$  – кількість матеріалу, що перевантажується бульдозерами за рік, т;  $P_j = P_{\text{пор}}$ ;  $K_1$  – коефіцієнт, який враховує вологість матеріалу;  $K_2$  – коефіцієнт, що враховує швидкість вітру.

Згідно з технологічним паспортом формування відвалу, для планування поверхні відвалу використовуються бульдозери ДЗ-35С потужністю 132,5 кВт з питомим виділенням пилу  $q_{\text{бульд}} = 0,70$  г/т.

Для розрахунку кількості твердих часток пилу, що здуваються з поверхні породного відвалу шахти «Західно-Донбаська»  $M_{\text{здув}}$ , визначалося за формулою:

$$M_{\text{здув}} = 86,4 \cdot q_{\text{здув}} \cdot S_{\text{мл}} \cdot \rho \cdot K_1 \cdot K_2 \cdot K_5 \times [365 - (T_{\text{сніг}} + T_{\text{онаду}})] \cdot (1 - \eta), \text{ т/рік} \quad (4.7)$$

де  $q_{здув}$  – питома здуваність твердих частинок з пилу поверхні відвалу (приймається рівною  $0,1 \cdot 10^{-6}$  кг/(м<sup>2</sup>·с);  $S_{пил}$  – площа поверхні відвалу, що пилить, м<sup>2</sup>;  $\rho$  – коефіцієнт подрібнення гірничої маси (приймається рівним 0,1);  $K_1$  – коефіцієнт, що враховує вологість породи (рис. 4.10);  $K_2$  – коефіцієнт, що враховує швидкість вітру (рис. 4.11);  $K_5$  – коефіцієнт, що враховує ефективність здування твердих частинок з діючих і недіючих відвалів, вибирається наступним чином:  $K_5 = 1$  для діючого відвалу; для недіючих відвалів  $K_5 = 0,2$  (у перші три роки після припинення експлуатації);  $K_5 = 0,1$  (у наступні роки до повного озеленення відвалу);  $T_{сніг}$  – кількість днів із стійким сніговим покривом (за даними Укргідромету);  $T_{опадн}$  – кількість днів з опадами (за даними Укргідромету);  $\eta$  – ефективність засобів пилоподавлення, дол. Од. (при гідрознепилюванні або зрошенні  $\eta = 0,85-0,9$ , без засобів пилоподавлення  $\eta = 0$ ).

Розрахунки сумарних викидів частинок пилу в атмосферу від породного відвалу шахти «Західно-Донбаська» ( $M_{відв}$ ) представлені в табл. 4.2 [114].

Таблиця 4.2 – Сумарні викиди частинок пилу в атмосферу від породного відвалу шахти «Західно-Донбаська»

Показник	$M_{розв}$	$M_{бульд}$	$M_{здув}$	$M_{відв}$
Значення т/рік	0,0008	0,27	227,6	227,87

Була розрахована біомаса рослин, яка необхідна для проведення фіторекультивациі досліджуваного відвалу. Для розрахунків прогнозу для даного відвалу були використанні методи прогнозу врожайності, які застосовуються в сільськогосподарських науках. Дані розрахунки основані на емпіричних залежностях. Для даного відвалу розрахунки базувалися на емпіричних оцінках біопродуктивності рослин з урахуванням певних факторів, таких як: середньодобова температура, рівень вологи, видовий склад рослин, тощо.

Для розрахунку потенційної біомаси рослин, був використаний такий показник, як кількість енергії сонця, яка зафіксована на одиниці площі в

органічній масі рослинного врожаю, що дорівнює добутку сухої біомаси урожаю з площі на теплотворну здатність біомаси. Розрахунок даної величини проводять за формулою:

$$E = ПУ \cdot q, \text{ кДж/га} \quad (4.8)$$

де,  $E$  – кількість сонячної енергії, що міститься в урожаї, кДж або ккал/га;  $ПУ$  – потенційна урожайність сухої біомаси, кг/га;  $q$  – калорійність (теплотворююча здатність) вирощеної біомаси, кДж або ккал/кг.

Для більш детального впливу сонячної радіації на приріст біомаси рослини робляться розрахунки за формулою:

$$ПУ = K_{\phi} \cdot K_m \cdot K_{pn} \cdot \frac{\sum Q}{q}, \text{ ц/га} \quad (4.9)$$

де  $ПУ$  – потенційний урожай (біомаса) у сухому стані, ц/га, при оптимальних метеорологічних умовах;  $K_{\phi}$  – коефіцієнт використання ФАР, виражений у частках одиниці по А.О. Ничипоровичу (звичайні значення – 0,005-0,015; добрі – 0,015-0,03; рекордні – 0,035-0,05; теоретично можливі – 0,06-0,08);  $K_m$  – коефіцієнт відношення надземної і підземної частини трав'янистого покриву, який показує частку фотосинтетичної активної частини врожаю в загальній біомасі;  $K_{pn}$  – коефіцієнт рослинного покриву (оцінюється згідно з табл. 4.3);  $\sum Q$  – кількість ФАР, що надходить за період вегетації, ккал/га або кДж/га (за табл. 4.4);  $q$  – калорійність біомаси рослин, ккал/ц або кДж/ц (табл. 4.5).

Значення коефіцієнту рослинного покриву  $K_{pn}$  залежить від біотинчних та абіотичних факторів.

Таблиця 4.3 – Коефіцієнт рослинного покриву  $K_{рп}$ 

Характеристика покриття поверхні рослинним покривом, %	Коефіцієнт рослинного покриву $K_{рп}$ , безрозм.
Повне покриття поверхні на 100%	1,0
Покриття поверхні на 80%	0,8
Покриття поверхні на 60%	0,6
Покриття поверхні на 40%	0,4
Покриття поверхні на 20%	0,2
Рослинний покрив відсутній, 0%	0

В таблиці 4.4 представлені середні багаторічні щомісячні суми ФАР на території України, в південних областях,  $\text{кДж}/\text{см}^2$  (Цупенко М.Ф., 1990). Так як досліджуваний відвал шахти «Західно-Донбаська» знаходиться в Дніпропетровській області, то відповідно дані для розрахунку були взяті по області.

Таблиця 4.4 – Середні багаторічні щомісячні суми ФАР на території України,  $\text{кДж}/\text{см}^2$  (Цупенко М.Ф., 1990)

Область	IV	V	VI	VII	За період з $t^\circ$ вище		За рік
					+5 $^\circ\text{C}$	+10 $^\circ\text{C}$	
Дніпропетровська	22,2	31,4	33,6	34,3	1886	1593	2297
Донецька	23,5	31,4	33,3	34,6	1844	1593	2311
Запорізька	24,0	32,1	35,7	35,7	1928	1672	2393
Миколаївська	23,6	31,6	33,5	35,7	1928	1672	2365
Херсонська	24,5	33,3	34,6	36,1	2053	1761	2457

В таблиці 4.5 представлено калорійність біомаси рослин.

Таблиця 4.5 – Калорійність рослин за стандартної вологості біомаси

Дикорослі рослини для рекультивації	Калорійність абсолютно сухої речовини $q$ , кДж/кг	Стандартна вологість біомаси рослин $W$ , %
Ячмінь мишачий ( <i>Hordeum murinum L.</i> )	18646	14
Костер безостий ( <i>Bromus inermis</i> )	18520	14
Стоколос японський ( <i>Bromus japonicas</i> )	19735	16
Вівсюг звичайний ( <i>Avena fatua L.</i> )	17179	14
Кунічник наземний ( <i>Calamagrostis epigéjos</i> )	19274	15
Грястиця збірна ( <i>Dactylis glomerata L.</i> )	19217	14

Якщо припустити, що для рослин, якими рекультивують породний відвал усереднене значення  $K_{\phi} = 0,015$ , а  $K_m = 1,0$ , то показники потенційної біомаси у сухому стані будуть представлені у вигляді лінійної зростаючої залежності від коефіцієнту рослинного покритву  $K_{pn}$  (рис. 4.12) [114].

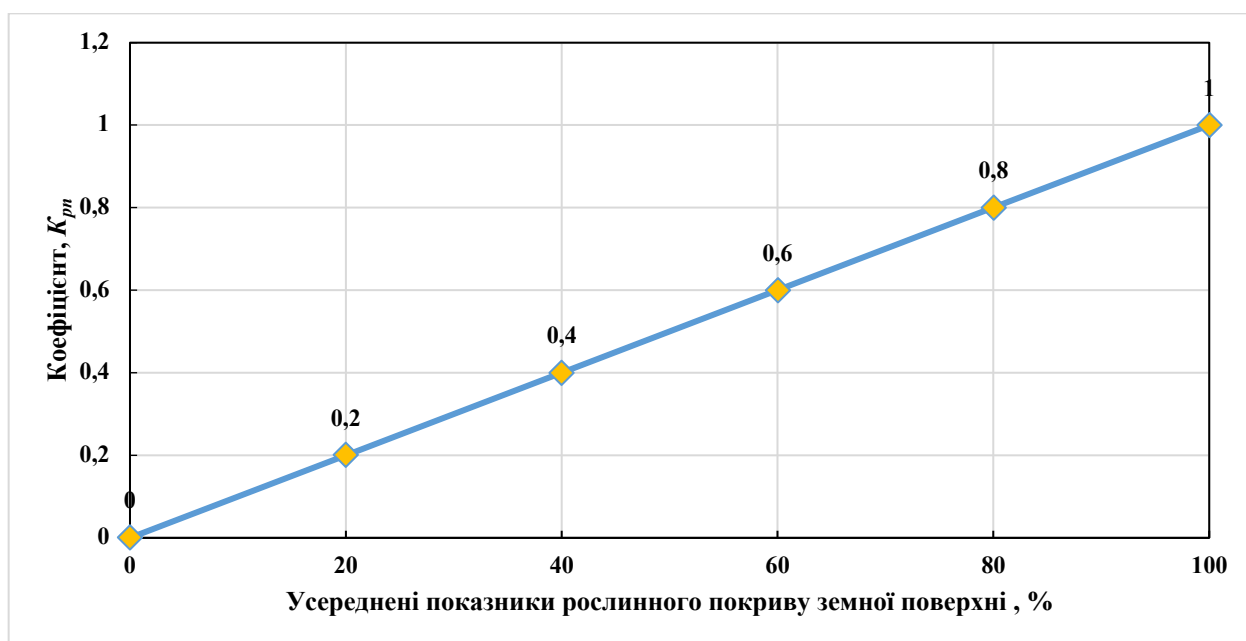


Рисунок 4.12 – Залежність показників потенційної біомаси рослин

Проаналізувавши дану залежність, можна зробити висновок, що при збільшенні загального відсотку покриття землі рослинністю, прямопропорційно збільшується коефіцієнт рослинного покриття –  $K_{рп}$ .

### 4.3 Розрахунок економічної оцінки застосування технології фіторекультивації

Для аналізу впливу забруднення пилу було обрано відвал вуглевидобування шахти «Західно-Донбаська» (рис. 4.6), зокрема бічна площа поверхні шахти (рис.4.13). Дана частина відвалу була обрана для розрахунків, у зв'язку з тим що вона вже не використовується для накопичення відходів. Досліджувана територія має площу 13 770,05 м<sup>2</sup>.



Рисунок 4.13 – Бічна сторона шахти «Західно-Донбаська» (<http://surl.li/tvkil>)

Технологічні роботи для проведення фіторекультивації даної території включають наступні операції : транспортування необхідних матеріалів для виготовлення брикетів, експлуатація дозуючого комплексу ДКС-36 з ваговим транспортером, експлуатація прес-екструдера ШП-190, висушення виготовлених брикетів, транспортування брикетів до вугільного відвалу, планування та



засадження ділянок біогумусними брикетами, для зменшення розвитку ерозійних процесів.

Для впровадження запропонованої технології фіторекультивації необхідно використовувати дозуючий комплекс ДКС-36 з ваговим транспортером (рис. 4.14).



Рисунок 4.14 – Дозуючий комплекс ДКС-36 з ваговим транспортером (<https://4build-krasnopilly.com.ua/ua/p1275816107-doziruyuschij-kompleks-dkc.html>).

Дозуючий комплекс ДКС-36 призначений для дозування сипучих компонентів. Для монтажу дозуючого комплексу ДКС-36 не потрібно виготовлення спеціального фундаменту, комплекс встановлюється на рівний майданчик.

Два бункера встановлені на спеціальній рамі. Кожен бункер об'ємом 18 куб. Метрів має один секторний затвор, управління яким здійснюється за допомогою встановленого на ньому пневмоциліндру «Самozzi». На кожному бункері встановлений вібромотор «OLI» (всього 2 штуки).

Для забезпечення працездатності дозуючого комплексу, він підключений до магістралі стиснутого повітря (компресора) з робочим тиском не менше 0,6 мПа. Для установки компресора, в рамі дозуючого комплексу вже передбачений майданчик для його розміщення. Це дозволяє закрити компресор від впливу пилу від заводу і атмосферних опадів.

Дозатор інертних (конвеєр) підвішений під бункерами на чотирьох високоточних тензодатчиках «Cas» загальною вантажопідйомністю 8 тонн. Інертні матеріали подаються в бункера за допомогою вантажопідйомних механізмів. Для захисту від попадання в бункера великих фракції на бункера можуть бути встановлені решітки 100 мм x 100 мм або інших розмірів (додатково). Далі вся робота здійснюється за допомогою пульта управління, в яку забиваються потрібні рецепти і можна дозувати матеріали як вже за чіткими рецептами в натискання однієї кнопки, так і змінювати вагу окремих інертних. Далі відкривається затвор першого бункера і подається основна доза першого компонента. Точна дозачія здійснюється автоматикою і імпульсним відкриттям затвора. За набором необхідної дози стежить автоматика. При утрудненні в подачі інертних з бункерів, короткочасно наводяться в дію вібратори-струшувачі на необхідному бункері. У міру набору і зважування автоматика включає привод конвеєра-дозатора і зважена доза інертних надходить в приймальний бункер. Далі в такій же послідовності здійснюється подача і зважування наступного компонента з другого бункера. Після розвантаження конвеєра дозатора-інертних, цикл дозачії повторюється.

Для впровадження запропонованої технології фіторекультивуації пропонується використовувати прес-екструдер ШП-190 (рис 4.15). Вартість даного обладнання дорівнює 140 000 грн.

Даний прес-екструдер призначений для брикетування, пресування дрібно подрібнених відходів (субстрат). Вологість пресованого матеріалу повинна перевищувати 15%, а розмір частинок – до 25 мм. На виході з пресу брикет спеціальним ножом ріжеться на 30-сантиметрові напівфабрикати. Розмір брикетів можна відкоригувати відповідно до потреб.

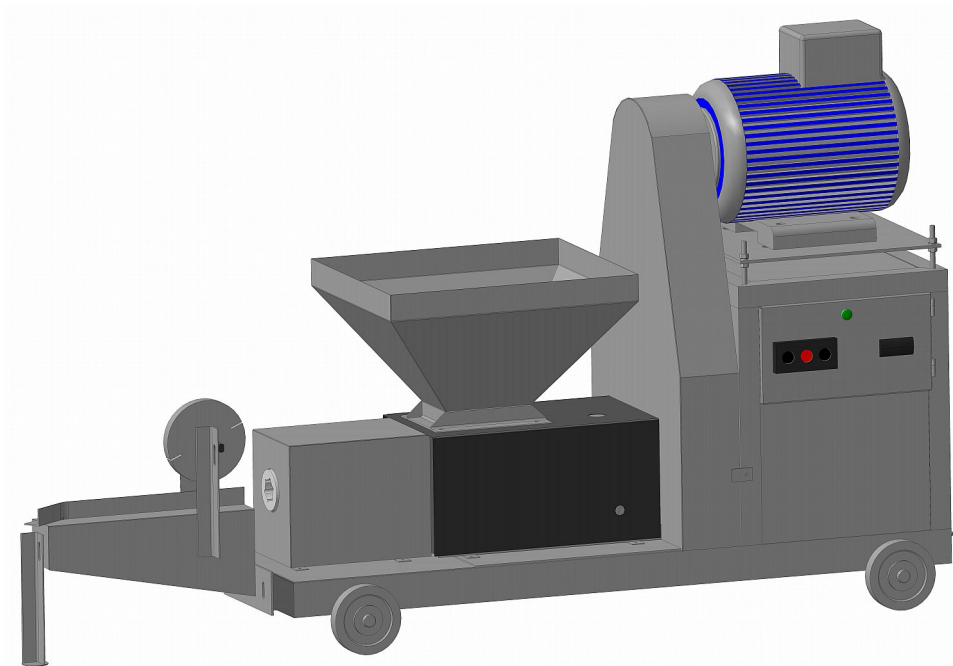


Рисунок 4.15 – Прес-екструдер ШП-190 [Джерело: <https://salo.li/5025243>]

Процес брикетування здійснюється завдяки високому тиску, створюваному шнеком, і контрольованому температурному режиму в межах 40-60°C в екструдері (рис. 4.6). Під дією високого тиску і температури агар-агар переходить у напіврозплавлену глеєподібну масу, що забезпечує склеювання дрібних частинок суглинисто-біогумусової маси у брикет. Температура регулюється приладами і встановлюється залежно від характеристик сировини. Форма брикету – квадратна або шестигранна (перетин – 50 мм). Висушена сировина потрапляє в горловину преса, де ущільнюється і гвинтовою нарізкою валу переміщується до вузла брикетування. У вузлі брикетування сировина пресується за допомогою конічного шнека. Під час пресування сировина піддається дії температури, що сприяє розплавленню агар-агару, який покращує зчеплення частинок між собою і служить мастильним матеріалом. Спресований брус переміщується за межі преса, де ножове колесо відокремлює від нього брикет певної довжини. Виробнича продуктивність екструдера за сировиною складає 250 кг за годину.

Для технології фіторекультивації передбачається нанесення брикетів на бічну поверхню відвалу.

Технологією передбачається розміщення біогумусних брикетів на частину бічної поверхню відвалу, на якій не відбувається складування відходів (рис.4.7) вздовж нижньої і верхньої бровки шириною 2-3 м із використанням ручної сили. Площа поверхні, що рекультивується брикетами дорівнює 1700 м<sup>2</sup>.

Розрахунок економічної ефективності виконується згідно з «Методикою визначення економічної ефективності рекультивації порушених земель». Економічна ефективність затрат на рекультивацію кар'єра визначається за формулою:

$$E_n = E_{nl} + E_{ССВ} + E_{ам} + E_{см} + E_{дм}, \quad (4.10)$$

де,  $E_{nl}$  – заробітна плата робітників;  $E_{ССВ}$  – єдиний соціальний внесок;  $E_{ам}$  – оренда обладнання на місяць;  $E_{см}$  – витрати на сировину і матеріали для встановленого обладнання;  $E_{дм}$  – витрати на електроенергію, паливо та москітну сітку.

Заробітня плата робітників розраховується за формулою:

$$E_{nl} = E_{плдкс-36} + E_{плтш-190} + E_{плрр}, \quad (4.11)$$

де  $E_{плдкс-36}$  вартість роботи праці оператора дозуючого комплексу ДКС-36;  $E_{плтш-190}$  – вартість роботи праці оператора екструдера;  $E_{плрр}$  – вартість роботи праці різноробочих

Для роботи даного дозуючого комплексу ДКС-36 з ваговим транспортером необхідний 1 оператор. Середня заробітна плата оператора станку в Україні (станом на 01.07.2024 сягає 27 500 грн).

Орієнтований необхідний час для виготовлення необхідної кількості брикетів – 5 робочих днів по 8 годин на робочу зміну. Відповідно робота

оператора буде складати 5 днів. Вартість роботи оператора обчислюється за формулою:

$$E_{плджс-36} = \left( \frac{E_m}{30} \right) \cdot 5 = \left( \frac{27500}{30} \right) \cdot 5 = 4583,3 \text{ грн}, \quad (4.12)$$

де  $E_m$  – місячна зарплата оператора станку.

Для роботи даного екструдера необхідно 2 оператора. Середня заробітна плата оператора екструдера в Україні ( станом на 01.07.2024 сягає 23 500 грн). Вартість роботи оператора обчислюється за формулою:

$$E_{плми-190} = \left( \frac{E_m}{30} \right) \cdot 5 = \left( \frac{23500}{30} \right) \cdot 5 = 3916 \text{ грн}, \quad (4.13)$$

де  $E_m$  – місячна зарплата оператора станку.

Так як операторів необхідно 2 людини то загальні витрати на роботу праці операторів екструдера становить  $2 \cdot E_{плми-190} = 7833,3$  грн.

Розміщення виготовлених брикетів пропонується виконувати в ручну. Середня заробітна плата різноробочих в Україні (станом на період написання роботи сягає 18 500 грн/міс). Необхідна кількість працівників 4 людини.

Вартість роботи оператора обчислюється за формулою:

$$E_{плрр} = \left( \frac{E_m}{30} \right) \cdot 5 = \left( \frac{18500}{30} \right) \cdot 5 = 3083 \text{ грн}, \quad (4.14)$$

де  $E_m$  – місячна зарплата оператора станку.

Так як різноробочих необхідно 4 людини то загальні витрати на роботу праці операторів екструдера становить  $4 \cdot E_{плрр} = 12333,2$  грн.

Загальні витрати на оплату праці працівників для виготовлення та нанесення брикетів розраховується за формулою (4.11):

$$E_{nl} = 4583,3 + 7833,3 + 12333,2 = 24749,8 \text{ грн.}$$

Єдиний соціальний внесок розраховується за формулою:

$$E_{ССВ} = H_{нар} \cdot E_{nl} = 0,22 \cdot 24749,8 = 5444,9 \text{ грн,} \quad (4.15)$$

де  $H_{нар}$  – відсоток нарахування на заробітну плату (22%);  $E_{nl}$  – Загальні витрати на оплату праці працівників для виготовлення та нанесення брикетів.

Розрахунок  $E_{ам}$  оренди обладнання, на місяць.

Для обґрунтування орендної плати використано Податковий кодекс України та Національні стандарти бухгалтерського обліку (НСБО). Орендна плата включає інші витрати, а саме: технічне обслуговування, страхування, зберігання та логістика, а також прибуток для орендодавця. Типовий відсоток прибутку може варіюватися, але часто він становить близько 10-15% від вартості обладнання на місяць.

Загальні витрати на оренду обладнання визначаються за формулою:

$$E_{ам} = E_{амдкс-36} + E_{амшп-190}, \quad (4.16)$$

де  $E_{амдкс-36}$  – орендна плата за дозуючий комплекс ДКС-36;  $E_{амшп-190}$  – орендна плата за використання прес-екструдер ШП-190.

Розраховуємо оренду на місяць дозуючого комплексу ДКС-36 за формулою (4.9)

$$E_{амдкс-36} = N_1 + N_e + N_{пр}, \quad (4.17)$$

де  $N_1$  – амортизаційні витрати і розраховується за формулою:

$$E_{амдкс-36} = N_1 + N_е + N_{np} \text{ грн/місяць,} \quad (4.18)$$

де,  $N_{обл}$  – вартість обладнання;  $t_{експ}$  – гарантій період роботи даного обладнання (60 місяців);

$N_е$  – витрати на технічне обслуговування (1000 грн/місяць);  $N_{np}$  – прибуток (10% від вартості обладнання / 12 місяців);  $N_{np}$  – розраховується за формулою:

$$N_{np} = N_{обл} \cdot \frac{0,10}{12} = 840000 \cdot \frac{0,10}{12} = 7000 \text{ грн/місяць,} \quad (4.19)$$

Отже, сумарна орендна плата за місяць:

$$E_{амдкс-36} = N_1 + N_е + N_{np} = 14000 + 1000 + 7000 = 22000 \text{ грн/місяць.}$$

Отже, орендна плата за використання дозуючого комплексу ДКС-36 з ваговим транспортером, бункером, бункером живильником та бункером дозатором становитиме 22 000 грн на місяць.

Обґрунтування орендної плати за використання прес-екструдер ШП-190:

$$E_{амшпн-190} = N_1 + N_е + N_{np},$$

де  $N_1$  – амортизаційні витрати і розраховується за формулою (4.18):

$$N_1 = \frac{N_{обл}}{t_{експ}} = \frac{140000}{60} = 2333,3 \text{ грн/місяць,}$$

$N_е$  – витрати на технічне обслуговування ( 1000 грн/ місяць);  $N_{np}$  – прибуток (10% від вартості обладнання / 12 місяців);  $N_{np}$  – розраховується за формулою 4.19:

$$N_{np} = N_{обл} \cdot \frac{0,10}{12} = 140000 \cdot \frac{0,10}{12} = 1167 \text{ грн/місяць.}$$

Отже, сумарна орендна плата за місяць:

$$E_{амин-190} = N_1 + N_e + N_{np} = 2333 + 1000 + 1167 = 4500 \text{ грн/місяць.}$$

Отже, загальна сума за оренду необхідного обладнання для провадження технології розраховується за формулою 4.16:

$$E_{ам} = E_{амдкс-36} + E_{амин-190} = 22000 + 4500 = 25500 \text{ грн/місяць.}$$

#### Витрати на сировину і матеріали для встановленого обладнання

Для проведення процесу фіторекультивациі відвалу необхідно 23 800 брикетів. Необхідна маса суміші для виготовлення 23 800 брикетів дорівнює 9 044 кг. Для виготовлення 1 брикету необхідно: суглинок – 250 г; біогумус – 100 г ; насіння рослин – 30 г (по 10 г для кожного виду), 4-5% агар-агару.

Розраховуємо вартість виготовлення всіх брикетів  $Q_6$  за формулою:

$$E_{бр} = Q_{суг} + Q_{бг} + Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_{аг} + Q_{води}, \quad (4.20)$$

де  $Q_{суг}$  – вартість суглинку;  $Q_{бг}$  – вартість біогумусу;  $Q_1$  – вартість насіння сімейства Злакових;  $Q_2$  – вартість насіння сімейства Бобових ;  $Q_3$  – вартість насіння сімейства Хрестоцвітних;  $Q_{аг}$  – вартість агар-агару;  $Q_{води}$  – вартість води.

Згідно попередньої оцінки площа необхідної поверхні відвалу для проведення технології фіторекультивациі складає 1700 м<sup>2</sup>. На 1 м<sup>2</sup> необхідно  $N_1 = 14$  брикетів. Необхідна кількість біогумусних брикетів ( $N_{бр}$ ) в перерахунку на площу, рекультивациі розраховується за формулою (4.12):



$$N_{\text{бр}} = N_1 \cdot S, \quad (4.21)$$

де  $N_1$  – кількість брикетів;  $S$  – площа поверхні, яка підлягатиме застосуванню технології фіторекультивуації.

Розраховуємо необхідну кількість матеріалів для виготовлення 23 800 брикетів. Необхідна кількість суглинку  $N_{\text{суг}}$  розраховується за формулою:

$$N_{\text{суг}} = N_{\text{бр}} \cdot 0,25 = 23800 \cdot 0,25 = 5950 \text{ кг}. \quad (4.22)$$

Необхідна кількість біогумусу  $N_{\text{бг}}$  розраховується за формулою:

$$N_{\text{бг}} = N_{\text{бр}} \cdot 0,1 = 23800 \cdot 0,1 = 2380 \text{ кг}. \quad (4.23)$$

Необхідна кількість насіння для сімейств Злакових, Бобових та Хрестоцвітних розраховується за формулою:

$$N_1 = N_{\text{бр}} \cdot 0,01 = 23800 \cdot 0,01 = 238 \text{ кг}. \quad (4.24)$$

Визначаємо необхідну кількість агар-агару для приготування необхідної кількості брикетів сягає 54 кг, з розрахунку, що в середньому для виготовлення 1 брикету необхідно 4-5%, від загальної маси. Та 1355 літрів води, для виготовлення суміші з розрахунку, що для виготовлення 1 брикету вологість повинна підтримуватися на рівні 15-20%.

Згідно проведених розрахунків, для виготовлення необхідної кількості брикетів необхідно 5 950 кг суглинку, 2 380 кг біогумусу, 238 кг насіння кожного сімейства, 54 кг агар-агару та 1355 л води.

Розраховуємо вартість води за формулою 4.16

$$N_{\text{води}} = N_m \cdot V = 0,03937 \cdot 1355 = 53,36 \text{ грн.} \quad (4.25)$$

де  $N_m$  – вартість води за м<sup>3</sup>;  $V$  – необхідний об'єм води (1355 л)

Для розрахунку вартості всіх складових необхідних для виготовлення брикетів, бралися середні ринкові ціни станом на 01.07.2024 р)

Розраховуємо вартість виготовлення всіх брикетів  $E_{\text{бр}}$  за формулою (4.20):

$$E_{\text{бр}} = 14875 + 85680 + 4760 + 4760 + 10710 + 79596 + 53,36 = 200435 \text{ грн}$$

Розраховуємо витрати на електроенергію, бензин та сітки.

Розраховуємо загальні витрати на електроенергію для роботи обладнання за формулою 4.26

$$E_{ee} = E_{eed} + E_{een} \text{ грн,} \quad (4.26)$$

де  $E_{eed}$  – витрати електроенергії для роботи дозатора;  $E_{een}$  – витрати електроенергії для роботи прес-екструдера.

Розраховуємо вартість електроенергії для роботи необхідного обладнання на вказаний період (5 робочих днів).

Розраховуємо вартість електроенергії для дозатора на 5 робочих днів (знаючи його загальні потужності 8,5 кВт):

$$E_{eed} = E_m \cdot N_d = 340 \cdot 4,32 = 1468,8 \text{ грн,} \quad (4.27)$$

де  $E_m$  – тижнева витрата (5 діб);  $N_d$  – тариф (4,32 грн/кВт·год).

Отже, вартість роботи обладнання протягом одного робочого тижня становить 1468,8 грн.

Розраховуємо вартість електроенергії для прес-екструдера на 5 робочих днів (потужність обладнання 25 кВт) за формулою:

$$E_{een} = E'_m \cdot N_{\partial} = 1000 \cdot 4,32 = 4320 \text{ грн}, \quad (4.28)$$

$$E_{een} = 1000 \text{ кВт} \cdot \text{год} \times 4,32 \text{ грн/кВт} \cdot \text{год} = 4320 \text{ грн}$$

Отже, вартість роботи прес-екструдера ПШ-190 протягом одного робочого тижня становить 4320 грн.

Загальні витрати на електроенергію сягають:

$$E_{ee} = E_{eed} + E_{een} = 1468,8 + 4320 = 5788,8 \text{ грн.}$$

#### Розрахунок вартості пального.

Розраховуємо вартість роботи автосамосвалу **Scania XT**. Припустимо, що даний самосвал є в наявності у підприємства, тому розраховуємо вартість палива для даного автотранспорту. Даний об'єм кузова **Scania XT** складає (до 40 тон, 20 м<sup>3</sup>), вистачає на транспортування щоденної норми брикетів. Середня відстань для транспортування на верхівку відвалу сягає 1000 метрів.

Витрата палива на 1 кілометр:

За вихідними даними, витрата палива складає 113 літрів на 100 кілометрів. Щоб перевести це до витрати палива на 1 кілометр, потрібно розділити на 100:

Вартість палива розраховуємо за формулою:

$$E_{nl} = V_{nl} \cdot E_{\partial a} = 11 \cdot 52,55 = 593,37 \text{ грн}, \quad (4.29)$$

де  $V_{nl}$  – необхідний об'єм палива;  $E_{\partial a}$  – вартість палива.

Отже, вартість палива для Scania XT за 5 днів, коли витрачено по 2 кілометри щодня, становитиме 593,37 гривень.

Знаючи параметри брикетів можна розрахувати необхідну площу для висушування брикетів. Планується висушувати добове виробництво брикетів і потім вивозити їх на відвал.

Розраховуємо необхідну площу для висушування брикетів.

Розраховуємо площу одного брикета за формулою:

$$S_{бр} = a \cdot b = 11 \cdot 8 = 88 \text{ см}^2, \quad (4.30)$$

де  $a$  – довжина брикета (11 см);  $b$  – ширина брикета (8 см).

В день планується висушувати до 4 760 брикетів.

Обчислюємо загальну площу для сушіння за формулою:

$$S_{заг} = S_{загм} = S_{бр} \cdot N_{брс} = 88 \cdot 4760 = 418880 \text{ см}^2 = 41,888 \text{ м}^2, \quad (4.31)$$

де  $N_{брс}$  – кількість брикетів, яку планується висушувати за добу (4760 брикетів).

Переводимо  $\text{см}^2$  в  $\text{м}^2$  за формулою 4.22

Площа висушування для брикетів сягає 41,888  $\text{м}^2$ . Для висушування брикетів, пропонується використовувати москітні сітки. В середньому сітки коштують близько 30-70 грн за квадратний метр.

Площа для покриття: 41,888  $\text{м}^2$ .

Розраховуємо вартість сітки за формулою:

$$E_{сітки} = S_{загм} \cdot E_{см} = 41,888 \cdot 50 = 2094 \text{ грн}, \quad (4.32)$$

де  $E_{см}$  – ціна сітки за метр (50 грн/ $\text{м}^2$ ).

Загальна вартість за електроенергію, паливо та сітки розраховуємо за формулою:

$$E_{зн} = E_{еe} + E_{пл} + E_{сітки} = 5788,8 + 593,37 + 2094 = 8476,2 \text{ грн}, \quad (4.33)$$

Весь кошторис, який необхідний для впровадження даної технології представлений в додатку Г. Розраховуємо загальні витрати на технологію фіторекультивуації відвалу відходу вуглевидобування за формулою 4.10:

$$E_n = 24\,749,8 + 5\,444,9 + 26\,500 + 200\,435 + 8476,2 = 265\,606 \text{ грн}$$

Для того щоб зменшити антропогенний вплив на навколишнє середовище вугільного відвалу шахти «Західно-Донбаська» рекомендується провести фіторекультивуацію. Для цього була розрахована прогнозна оцінка необхідної рослинної біомаси для вугільного відвалу, що досліджувався. Відповідно до отриманих результатів у попередніх дослідках, рекомендується використовувати ячмінь мишачий *H. murinum L.* Вплив сонячної радіації на приріст біомаси рослин є одним із важливих факторів для розрахунку. Даний фактор на суху речовину розраховується за формулою 4.9.

Для розрахунку біомаси рослин з урахуванням природної вологості  $P_{\text{вол}}$  (%), використовувалась формула:

$$P_{\text{вол}} = \frac{E_{\text{сух}}}{(100 - W)} \cdot 100\%. \quad (4.34)$$

Результати розрахунків біомаси рослин для біологічної рекультивації вугільного відвалу шахти «Західно-Донбаська» представлені в таблиці 4.6.

Таблиця 4.6 – Показники біомаси рослин

Показник	ПУ	$P_{\text{вол}}$
Значення кг/м <sup>2</sup>	0,553	0,643

Згідно з отриманими результатами, для фізико-хімічних параметрів та кліматичних показників, які має вугільний відвал шахти «Західно-Донбаська» отримали, що 0,643 біомаси можна отримати з м<sup>2</sup> відвалу.

Таким чином, згідно виконаними розрахунками, загальні витрати на проведення фіторекультивуації ділянки відвалу площею 1700 м<sup>2</sup> на один вегетаційний сезон становлять 265 606,2 грн, або 156,2 грн/м<sup>2</sup>.

В додатку Д представлена таблиця, в якій запропонована технологія фіторекультивуації у порівнянні з традиційними методами біологічної рекультивуації.

#### 4.4 Висновки за розділом

1. В розділі 4 обґрунтовано технологію фіторекультивуації відвалів відходів вуглевидобування для умов вугільних підприємств Західного Донбасу. В технології використовуються композитний суглинисто-біогумусного брикету, до складу якого входять природній суглинок (60%-85%) та біогумус (10-30%), Агар-Агар (4-5%), насіння рослин (3-7%) із сімейства Злакових (*Poaceae*) (Ячмінь мишачий (*H. murinum L.*), Стоколос японський (*B. japonicas*), Стоколос безостий (*B. inermis holub*), Вівсюг звичайний (*A. fatua L.*), Грястиця збірна (*Dactylis L.*), Стоколос гіллястий (*B. ramosa*) – Бобових (*Fabaceae*) (Горох (*P. sativum L.*), Конюшина (*T. pratense L.*)) – Хрестоцвіті (*Brassicaceae*) Гірчиця (*S. alba L.*), Грицики звичайні (*Capsella bursa-pastoris L.*).

2. Обґрунтовані параметри фіторекультивуації відвалу шахти для зменшення викидів вуглепородного пилу в атмосферу були обґрунтовані. Проведений розрахунок біомаси рослин для фіторекультивуації поверхні відвалу, який становить 0,643 кг/м<sup>2</sup> для фізико-хімічних параметрів та кліматичних показників для вугільного відвалу шахти «Західно-Донбаська».

3. Виконано економічну оцінку застосування методу фіторемедіації для відвалу відходу вуглевидобування за рахунок зменшення викидів вуглепородного пилу. В якості фіторемедіанта запропоновано використання диких злаків, зокрема такої поширеної рослини як ячмінь мишачий *H. murinum L.* Основа розрахунку полягала в тому, що за рахунок засадження вугільного відвалу рослинами, зменшиться викиди пилу в атмосферне повітря і промислове

підприємство зменшить виплати екологічного податку, за даний вид забруднення. При використанні технології фіторекультивуації даного відвалу може зменшити кількість пилу, що здувається з досліджуваного відвалу. Слід враховувати, що при біологічній рекультивуації, зменшаться викиди інших токсичних речовин, що в свою чергу скоротить загальні витрати даного промислового підприємства на виплату екологічних податків.

4. Очікуванні витрати на проведення фіторекультивуації окремої ділянки відвалу вуглевидобування на один вегетаційний сезон становить 265 606 грн, або 156,2 грн/м<sup>2</sup>.

5. В розділі 4 представлена розробка технології фіторекультивуації відходів відвалів вуглевидобування та результати представлені у працях автора [112, 114].

## ЗАКЛЮЧНІ ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вирішена актуальна науково-практична задача щодо покращення технологій фіторекультиваци відвалів відходів вуглевидобування в цілях зменшення антропогенного впливу даних відвалів на навколишнє середовище. Дана технологія зменшить потрапляння пилових часток в атмосферне повітря, зменшить процеси вітрової та водної ерозії, зупинить міграцію токсичних елементів та дасть можливість утворенню первинного рослинного покриву на відвалах.

1. Відвали відходів вуглевидобування негативно впливають на літосферу, атмосферу та гідросферу гірничо-промислових регіонів України. Аналіз літератури ідентифікував аспекти цього впливу та обґрунтував необхідність досліджень технологій фіторекультиваци, зокрема використання піонерних видів рослин для зниження ерозії ґрунту та міграції хімічних елементів. Таким чином, дослідження спрямоване на розробку технології фіторекультиваци відвалів із застосуванням типових для степової зони України рослин.

2. В експериментальних дослідженнях технологій фіторекультиваци відходів відвалів вуглевидобування визначено фізико-хімічні параметри субстратів з шахт «Павлоградська» та «ім. Героїв Космосу». Для шахти «Павлоградська» виявлено високий рН ґрунту (8,78) та значення питомої електропровідності (301,9  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), а також високі концентрації важких металів, таких як Co, As і Cu, що перевищують норми ГДК в 1,2; 10,1 та 1,9 рази відповідно. Для шахти «ім. Героїв Космосу» отримано значення рН ґрунту 7,68 та високу питому електропровідність (1200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), а також високі концентрації хімічних елементів, таких як Co, As, Cu, Pb, Mn та Zn, що перевищують норми ГДК в 59; 38; 47; 11,5; 2,5 та 25 разів відповідно.

3. Обрані рослини-фіторемедіанти, ячмінь мишачий (*H. murinum L.*) та стоколос японський (*B. japonicus*), демонстрували стресостійкість до солей важких металів до 10 ГДК при поливі. Важкі метали залишаються в основній масі у субстраті, що надає можливість використовувати ці рослини для



стабілізації або екстрагування важких металів. *B. japonicus* виявив більшу здатність до аккумуляції металів порівняно з *H. murinum L.*, що підтверджується послідовністю накопичення металів:  $As < Cu < Pb < Co < Zn < Mn$ . Ці дані сприяють вибору відповідних рослин для подальшого використання у процесах фіторекультиваци забруднених територій.

4. Досліджено вплив фізико-хімічних параметрів на ростові показники рослин, що можуть бути використані як потенційні фіторемедіанти. Виявлено, що рівень рН знаходиться від 8,78 до 8,9, а електропровідність від 301,9 до 303,5  $\mu S/cm$ , що свідчить про те, що біочар не впливає на ці параметри. Результати ростового тесту підтвердили, що біочар покращує продуктивність ґрунту та здатний адсорбувати забруднюючі речовини. *H. murinum L.*, і *B. japonicus* виявилися стресостійкими до впливу рН, що дозволяє використовувати їх як піонерні рослини для фіторекультиваци забруднених вугільних відвалів на Західному Донбасі.

5. Проаналізовано процеси біопоглинання та біовилуговування важких металів з породних субстратів, що базуються на кислотному шахтному дренажі, ініційованому активністю ацидофільних бактерій. Дослідження показало, що зі зростанням бактерій *A. ferrooxidans* на елементарній сірці спостерігалось збільшення концентрації  $H_2SO_4$  і відповідне зниження рН розчину, що сприяє вилуговуванню важких металів з субстрату.

6. Запроваджено метод рослинних сетів як елемента фіторекультиваци земель. Встановлено, що *Pisum sativum L.* та *S. alba L.* мають значну стресостійкість до агресивних породних субстратів та дають значну біомасу, що дає змогу розглядати їх як рослини фіторемедіаторів. Найкращі біометричні показники має рослинний сет, який містить (*H. murinum L.*, *T. pratense L.*, *S. alba L.*), що дає змогу розглядати його як варіант, для технології фіторекультиваци вугільного відвалу.

7. Обґрунтовано технологію фіторекультиваци відвалів відходів вуглевидобування для умов вугільних підприємств Західного Донбасу. В технології використовуються композитний суглинисто-біогумусного брикету,

до складу якого входять природній суглинок (60%-85%) та біогумус (10-30%), Агар-Агар (4-5%), насіння рослин (3-7%) із сімейства Злакових (*Poaceae*) (Ячмінь мишачий (*H. murinum L.*), Стоколос японський (*B. japonicas*), Стоколос безостий (*B. inermis holub*), Вівсюг звичайний (*A. fatua L.*), Грястиця збірна (*Dactylis L.*), Стоколос гіллястий (*B. ramosa*) – Бобових (*Fabaceae*) (Горох (*P. sativum L.*), Конюшина (*T. pratense L.*) – Хрестоцвіті (*Brassicaceae*) Гірчиця (*S. alba L.*), Грицики звичайні (*Capsella bursa-pastoris L.*).

8. Обґрунтовані параметри фіторекультивуації відвалу шахти для зменшення викидів вуглепородного пилу в атмосферу були обґрунтовані. Проведений розрахунок біомаси рослин для фіторекультивуації поверхні відвалу, який становить 0,643 кг/м<sup>2</sup> для фізико-хімічних параметрів та кліматичних показників для вугільного відвалу шахти «Західно-Донбаська».

9. Виконано економічну оцінку застосування методу фіторемедіації для відвалу відходу вуглевидобування за рахунок зменшення викидів вуглепородного пилу. В якості фіторемедіанта запропоновано використання диких злаків, зокрема такої поширеної рослини як ячмінь мишачий *H. murinum L.* При використанні технології фіторекультивуації даного відвалу може зменшити кількість пилу, що здувається з досліджуваного відвалу. При біологічній рекультивуації, зменшаться викиди інших токсичних речовин, що в свою чергу скоротить загальні витрати даного промислового підприємства на виплату екологічних податків. Очікуванні витрати на проведення фіторекультивуації окремої ділянки відвалу вуглевидобування на один вегетаційний сезон 265 606 грн, або 156,2 грн/м<sup>2</sup>.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. OECD. (2019). Enhancing Competitiveness in Ukraine through a Sustainable Framework for Energy Service Companies (ESCOs). *OECD Publishing*. Retrieved from <https://www.oecd.org/eurasia/countries/Enhancing-Competitiveness-in-Ukraine-throughSustainable-Framework-for-Energy-Service-Companies-2019.pdf>
2. IEA. (2019). *IEA Statistics*. Retrieved from <https://www.iea.org/statistics/>
3. NEURC. (2019). Overview of Renewable Energy Sector Development for Quarter 2 in 2019. National Energy and Utilities Regulatory Commission. Retrieved from <https://www.slideshare.net/NKREKP/2019152188845?ref=http%3A%2F%2Fwww.nerc.gov.ua%2F%3Fnews&fbclid=IwAR2NGKRrIpJ7KSFy8QQqUvIMMCeOgQAwINf74iwFnB7bWtkanrKes7KgJU>
4. Naftogaz Group. (2018). Annual Report 2018. *Naftogaz Group*. Retrieved from <http://www.naftogaz.com/files/Zvity/Annual-Report-2018-engl.pdf>
5. Unian. Ukraine increased oil imports - bought 42% in russia. *Unian*. 2019. <https://www.unian.ua/economics/energetics/10510968-ukrajina-zbilshila-importnaftoproduktiv-u-rosiji-kupila-42.html>;
6. OECD. (2019). State-Owned Enterprise Reform in the Hydrocarbons Sector in Ukraine. *OECD Publishing*. Retrieved from <http://www.oecd.org/corporate/SOE-Reform-in-the-Hydrocarbons-Sector-inUkraine-ENG.pdf>
7. Ukrgasvydobuvannya. (2019). *Processing*. Retrieved from <http://ugv.com.ua/en/page/pererobka>
8. DTEK. (2018). *DTEK Oil & Gas*. Retrieved from <https://oilandgas.dtek.com/en/>
9. MECI. Questionnaire for the OECD Project on Supporting Energy Sector Reform in Ukraine. 2019;
10. DTEK. (2017). *Coal Mining and Processing*. Retrieved from [https://energo.dtek.com/en/business/coal\\_industry/](https://energo.dtek.com/en/business/coal_industry/)

11. MECI. Questionnaire for the OECD Project on Supporting Energy Sector Reform in Ukraine. 2019;
12. Ukrhydroenergo. (2018). PJSC “Ukrhydroenergo”. Retrieved from [https://uhe.gov.ua/pro\\_kompaniyu](https://uhe.gov.ua/pro_kompaniyu)
13. MECI. Questionnaire for the OECD Project on Supporting Energy Sector Reform in Ukraine. 2019;
14. Витобток і збагачення вугілля URL : [https://energo.dtek.com/business/coal\\_industry/](https://energo.dtek.com/business/coal_industry/);
15. Білецький, В.С. (2010). Західний Донбас. Енциклопедія Сучасної України: електронна версія [онлайн] / гол. редкол.: І. М. Дзюба, А. І. Жуковський, М. Г. Железняк та ін.; НАН України, НТШ. Київ: Інститут енциклопедичних досліджень НАН України, 2010. Режим доступу: <https://esu.com.ua/article-16395>
16. Snihur, V., Malashkevych, D., & Vvedenska, T. (2016). Tendencies of coal industry development in Ukraine. *Mining of mineral deposits*, 10(2), 1-8. <https://doi.org/10.15407/mining10.02.001>
17. Красовський, С.А. Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2021). Фіторе mediaція вугільних відвалів Західного Донбасу. *Збірник наукових праць НГУ*, 65, 170-178. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/65.170>
18. Рубан, С.А., & Шинкаревський, М.А. (2005). *Гідрогеологічні оцінки та прогнози режиму підземних вод України*. Київ: УкрДГРІ.
19. Бєседа М.І., Лущик А.В., Коваленко Л.Д. та ін. (2000). *Регіональна оцінка змін геологічного середовища Донбасу у зв'язку з виводом вугільних шахт із експлуатації*. Київ: УкрДГРІ.
20. Deka Boruah, H.P., Rabha, B.K., Pathak, N., & Gogoi, J. (2008). Non-uniform patchy stomatal closure of a plant is a strong determinant of plant growth under stressful situation. *Current Science*, 94(10), 1310-1314.
21. Dobson, A.P., Bradshaw, A.D., & Baker, A.J.M. (1997). Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277(5325), 515-522. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.515>

22. Almas, A.R., Bakken, L.R., & Mulder, J. (2004). Changes in tolerance of soil microbial communities in Zn and Cd contaminated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 805-813. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.01.010>
23. Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, P.B.A.N., Dushenkov, V., Enseley, D.D., Chet, I., & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: A novel strategy for removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*, 13(5), 468-474. <https://doi.org/10.1038/nbt0595-468>
24. Cunningham, S.D., & Ow, D.W. (1996). Promises and prospects for phytoremediation. *Plant Physiology*, 110(3), 715-719. <https://doi.org/10.1104/pp.110.3.715>
25. Qian, S.Q. & Liu, Z. (2000). An overview of development in the soil-remediation technologies. *Chemical Industrial and Engineering Process*, 4, 10-20.
26. Zhou, D.M., Hao, X.Z., Xue, Y. (2004). Advances in remediation technologies of contaminated soils. *Ecology and Environmental Sciences*, 13(2), 234-242.
27. Aresta M., Dibenedetto A., Fragale C., Giannoccaro, P., Pastore, C., Zammiello, D., & Ferragina, C. (2008). Thermal desorption of polychlorobiphenyls from contaminated soils and their hydrodechlorination using Pd- and Rh-supported catalysts. *Chemosphere*, 70(6), 1052-1058. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.07.074>
28. Tampouris, S., Papassiopi, N., & Paspaliaris, I. (2001). Removal of contaminant metals from fine grained soils, using agglomeration, chloride solutions and pile leaching techniques. *Journal of Hazardous Materials*, 84(2-3), 297-319. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00233-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00233-3)
29. Alam, G.M., Tokunaga, S., & Maekawa, T. (2001). Extraction of arsenic in a synthetic arsenic contaminated soil using phosphate. *Chemosphere*, 43(8), 1035-1041. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00205-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00205-8)
30. Abumaizar, R.J., & Smith, E.H. (1999). Heavy metal contaminants removal by soil washing. *Journal of Hazardous Materials*, 70(1-2), 71-86. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(99\)00149-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(99)00149-1)

31. Ehsan, S., Prasher, S.O., & Marshall, W.D. (2007). Simultaneous mobilization of heavy metals and polychlorinated biphenyl (PCB) compounds from soil with cyclodextrin and EDTA in admixture. *Chemosphere*, 68(1), 150-158. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.018>
32. Kos, B., & Domen, L. (2003). Induced phytoextraction/soil washing of lead using biodegradable chelate and permeable barriers. *Environmental Science and Technology*, 37(3), 624-629. <https://doi.org/10.1021/es0200793>
33. Hodson, M.E., & Valsami-Jones, E. (2000). Bonemeal additions as a remediation treatment for metal contaminated soil. *Environmental Science and Technology*, 34(16), 3501-3507. <https://doi.org/10.1021/es990972a>
34. Fan, D.F., Huang, S.S., Liao, Q.L., Zhu, B.W., Pan, Y.M., Wang, W., & Tang, H.Y. (2007). Restoring experiment on Cadmium polluted vegetable lands with attapulgite of varied dose. *Jiangsu Geology*, 31(4), 323-328. [https://doi.org/10.1003-6474\(2007\)04-0323-06](https://doi.org/10.1003-6474(2007)04-0323-06)
35. Zhang, L.J, Zhang, Y., & Liu, D.H. (2009). Remediation of soils contaminated by heavy metals with different amelioration materials. *Soils*, 41(3), 420-424.
36. Luo, Q.S., Zhang, X.H., Wang, H., & Qian, Y. (2004). Mobilization of 2,4-dichlorophenol in soils by non-uniform electrokinetics. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 24(6), 1104-1109.
37. Virkutyte, J., Sillanpaa, M., & Latostemaa, P. (2002). Electrokinetic soil remediation-critical overview. *The Science of The Total Environment*, 289(1-3), 97-121. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01027-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01027-0)
38. Wang, H., Ma, J.W., & Fan, X.Y. (2007). Research progress on enhancement of in situ remediation of heavy metal by electrokinetics. *Ecology and Environmental Sciences*, 16(1), 223-227.
39. Fu, J.H. (2008). The research status of soil remediation in China. *Annual meeting of Chinese society for environmental sciences*, 2008, 1056-1060.

40. Bosecker, K. (2001). Microbial leaching in environmental clean-up programmes. *Hydrometallurgy*, 59(2-3), 245-248. [https://doi.org/10.1016/S0304-386X\(00\)00163-8](https://doi.org/10.1016/S0304-386X(00)00163-8)
41. Lamber, D.H., & Weidensaul, T. (1991). Element uptake by mycorrhizal soyea from sewage-treated soil. *Soil Science Society of America Journal*, 55(2), 393-398.
42. Shen, Z.G., & Chen, H.M. (2000). Bioremediation of heavy metal polluted soils. *Rural Eco-Environment*, 16(2), 39-44.
43. Wang, H.F., Zhao, B.W., Xu, J., & Che, H. (2009). Technology and research progress on remediation of soils contaminated by heavy metals. *Environmental Science and Management*, 34(11), 15-20.
44. Watanabe, M.E. (1997). Phytoremediation on the brink of commercialization. *Environmental Science & Technology*, 31(4), 182-187.
45. Wang, J.L., & Wen, X.H. (2001). *Environmental Biotechnology*. Beijing: Tsinghua University press.
46. Wang, D., Huixin, L., Feng, H., & Wang, X. (2007). Role of earthworm-straw interactions on phytoremediation of Cu contaminated soil by ryegrass. *Acta Ecologica Sinica*, 27(4), 1292-1298. [https://doi.org/10.1016/S1872-2032\(07\)60030-4](https://doi.org/10.1016/S1872-2032(07)60030-4)
47. Kou, Y.G., Fu, X.Y., Hou, P.Q., Zhan, Z.C., Bai, W., & Yao, Y. (2008). The study of lead accumulation of earthworm in lead pollution soil. *Environmental Science and Management*, 33(1), 62-73.
48. Cunningham, S.D., & Berti, W.R. (1993). Remediation of contaminated soils with green plants: an overview. *In Vitro Cellular & Developmental Biology – Plant*, 29(4), 207-212. <https://doi.org/10.1007/BF02632036>
49. Jørgensen, S.E. (1993). Removal of heavy metals from compost and soil by ecotechnological methods. *Ecological Engineering*, 2(2), 89-100. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(93\)90032-B](https://doi.org/10.1016/0925-8574(93)90032-B)
50. Huang, J.W.W., Chen, J.J., Berti, W.R., & Cunningham, S.D. (1997). Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead

- phytoextraction. *Environmental Science and Technology*, 31(3), 800-805. <https://doi.org/10.1021/es9604828>
51. Blaylock, M., Salt, D., Dushenkov, V., Zakharova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y., Ensley, B., & Raskin, I. (1997). Enhanced Accumulation of Pb in Indian Mustard by Soil-Applied Chelating Agents. *Environmental Science and Technology*, 31, 860-865. <https://doi.org/10.1021/es960552a>
52. Huang, J.W., & Cunningham, S.D. Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytologist*, 134(1), 75-84. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1996.tb01147.x>
53. Bockers, M., Rivero, C.H., Thiede, B., Jankowski, T., & Schmidt, B. (1994). Uptake, translocation and metabolism of 3,4- dichloroaniline in soybean and wheat plants. *Z. Naturforsch. Teil, C49*(11), 719-726. <https://doi.org/10.1515/znc-1994-11-1205>
54. Hill-Cottingham, D. G., & Lloyd-Jones, C. P. (1965). The Behaviour of Iron Chelating Agents with Plants. *Journal of Experimental Botany*, 16(47), 233-242. <http://www.jstor.org/stable/23686433>
55. Blaylock M.J., Salt D.E., Dushenkov S., Zakharova O., Gussman C, Kapulnik, Y., Ensley, B., & Raskin, I. (1997). Enhanced Accumulation of Pb in Indian Mustard by Soil-Applied Chelating Agents. *Environmental Science and Technology*, 31(3), 860-865. <https://doi.org/10.1021/es960552a>
56. Jeffreys, R.A., & Wallace, A. (1968). Detection of iron ethylenediamine di (o-hydroxyphenylacetate) in plant tissues. *Agronomy Journal*, 60, 613-616.
57. Chaney, R.L. (1983). Plant Uptake of Inorganic Waste Constituents. In: *Parr, J.F., Marsh, P.B. and Kla, J.M., Eds., Land Treatment of Hazardous Wastes, Noyes Data Corporation, Park Ridge*, 50-76.
58. Pollard, J.A, & Baker, A.J.M. (1997). Deterrence of herbivory by zinc hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens* (Brassicaceae). *New Phytologist*, 135(4), 655-658. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1997.00689.x>
59. Krämer, U., Smith, R.D., Wenzel, W., Raskin, I., & Salt, D.E. (1997). The Role of Metal Transport and Tolerance in Nickel Hyperaccumulation by *Thlaspi*



goesingense Halacsy. *Plant Physiology*, 115(4), 1641-1650.  
<https://doi.org/10.1104/pp.115.4.1641>

60. Rugh, C.L., Wilde, H.D., Stack, N.M., Thompson, D.M., Summers, A.O., & Meagher, R. B. (1996). Mercuric Ion Reduction and Resistance in Transgenic *Arabidopsis thaliana* Plants Expressing a Modified Bacterial mer A Gene. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 93(8), 3182-3187.  
<http://www.jstor.org/stable/38931>

61. Robinson, N.J., Tommey, A.M., Kuske, C., & Jackson, P.J. (1993). Plant metallothioneins. *Biochemical Journal*, 295(1), 1-10.  
<https://doi.org/10.1042/bj2950001>

62. Murphy, A.S., & Taiz, L. (1995). Comparison of metallothionein gene expression and nonprotein thiols in ten *Arabidopsis* ecotypes. *Plant Physiology*, 109(3), 945-954. <https://doi.org/10.1104/pp.109.3.945>

63. Howden, R., Goldsbrough, P.B., Andersen, C.R., & Cobbett, C.S. (1995). Cadmium-sensitive, cad1 mutants of *Arabidopsis thaliana* are phytochelatin deficient. *Plant Physiology*, 107(4), 1059-1066. <https://doi.org/10.1104/pp.107.4.1059>

64. Van Steveninck, R.F.M, Van Steveninck, M.E, & Fernando, D.R. (1992). Heavy-metal (Zn, Cd) tolerance in selected clones of duck weed (*Lemna minor*). *Plant and Soil*, 146(1), 271-280. <https://doi.org/10.1007/BF00012021>

65. Läubli, A. (1993). Selenium in plants: uptake, functions, and environmental toxicity. *Botanica Acta*, 106(6), 455-468.  
<https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1993.tb00774.x>

66. Dushenkov, V., Kumar, P.B., Motto, H., & Raskin, I. (1995). Rhizofiltration: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Aqueous Streams. *Environmental Science and Technology*, 29(5), 1239-1245.  
<https://doi.org/10.1021/es00005a015>

67. Römheld, V. (1991). The role of phytosiderophores in acquisition of iron and other micronutrients in graminaceous species: An ecological approach. *Plant and Soil*, 130(1), 127-134. <https://doi.org/10.1007/BF00011867>

68. Vonwiren, N., Marschner, H., & Römheld, V. (1995). Uptake kinetics of iron-phytosiderophores in two maize genotypes differing in iron efficiency. *Physiologia Plantarum*, 93(4), 611-616. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1995.tb05107.x>
69. Yi, Y., & Guerinot, M.L. (1996). Genetic evidence that induction of root Fe(II) chelate reductase activity is necessary for iron uptake under iron deficiency. *The Plant Journal*, 10(5), 835-844. <https://doi.org/10.1046/j.1365-313X.1996.10050835.x>
70. Welch, R.M., Norvell, W.A., Schaefer, S.C., Shaff, J.E., & Kochian, L.V. (1993). Induction of Iron(III) and Copper(II) Reduction in Pea (*Pisum sativum* L.) Roots by Fe and Cu Status: Does the Root-cell Plasmalemma Fe(III)-Chelate Reductase Perform a General Role in Regulating Cation Uptake. *Planta*, 190(4), 555-561. <https://doi.org/10.1007/BF00224795>
71. Crowley, D.E., Wang, Y.C., Reid, C.P., & Szaniszlo, P.J. (1991). Mechanisms of iron acquisition from siderophores by microorganisms and plants. *Plant and Soil*, 130(1), 179-198. <https://doi.org/10.1007/BF00011873>
72. Sakakibara, M.; Watanabe, A.; Sano, S.; Inoue, M.; Kaise, T. Phytoextraction and phytovolatilization of arsenic from Ascontaminated soils by *Pteris vittata*. In *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*, Amherst, MA, USA, , 16-19 October 2006; Volume 12.
73. Lewis, B.G., Johnson, C.M., & Delwiche, C.C. (1966). Release of volatile selenium compounds by plants. Collection procedures and preliminary observations. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, 14, 638-640. <https://doi.org/10.1021/jf60148a027>
74. Evans, C.S., Asher, C.J., & Johnson, C.M. (1968). Isolation of dimethyl diselenide and other volatile selenium compounds from *Astragalus racemosus* (Pursh.). *Australian Journal of Biological Science*, 21, 13-20. <https://doi.org/10.1071/BI9680013>
75. Lewis, B.G., Johnson, C.M., & Broyer, T.C. (1974). Volatile selenium in higher plants. The production of dimethyl selenide in cabbage leaves by enzymic

cleavage of Se-methyl selenomethionine selenonium salt. *Plant and Soil*, 40, 107-118.

<https://doi.org/10.1007/BF00011413>

76. Zayed, A.M., & Terry, N. (1994). Selenium Volatilization in Roots and Shoots: Effects of Shoot Removal and Sulfate Level. *Journal of Plant Physiology*, 143(1), 8-14. [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(11\)82090-0](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(11)82090-0)

77. Terry N., Zayed A. Remediation of selenium-contaminated soils and waters by phytovolatilization. In Proc. Extended Abstr. 4th Int. Conf. Biogeochemistry of Trace Elements, ed. I.K. Iskandar, S.E. Hardy, A.C. Chang, G.M. Pierzynski, 1997. pp. 651–52, Washington, DC: US Gov. Print. Off. 785 pp;

78. Li, C., Li, Y., Cheng, H., Jiang, C., & Zheng, L. (2022). Remediation of Soil Mercury by Modified Vermiculite-Montmorillonite and Its Effect on the Growth of *Brassica chinensis* L. *Molecules*, 27(16), 5340. <https://doi.org/10.3390/molecules27165340>

79. Marques, A.P., Rangel, A.O., & Castro, P.M. (2009). Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39, 622-654. <https://doi.org/10.1080/10643380701798272>

80. Gerhardt, K.E., Gerwing, P.D., Greenberg, B.M. (2017). Opinion: taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. *Plant Science*, 256, 170-185. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2016.11.016>

81. Mench, Michel, & Lepp, Nick & Bert, Valérie & Schwitzguébel, Jean-Paul & Gawronski, Stanislaw & Schröder, Peter & Vangronsveld, Jaco. (2010). Successes and Limitations of Phytotechnologies at Field Scale: Outcomes, Assessment and Outlook from COST Action 859. *Journal of Soils and Sediments*, 10, 1039-1070. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0190-x>

82. Marques, A.P., Rangel, A.O., & Castro, P.M. (2009). Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. *Critical Reviews of Environmental Science and Technology*, 39, 622-654. <https://doi.org/10.1080/10643380701798272>

83. Burges, A., Alkorta, I., Epelde, L., & Garbisu, C. (2018). From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. *International Journal of Phytoremediation*, 20, 384-397. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1365340>
84. Ma, Y., Prasad, M., Rajkumar, M., & Freitas, H. (2011). Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. *Biotechnology Advances*, 29(2), 248-258. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.12.001>
85. Javed, M.T., Tanwir, K., Akram, M.S., Shahid, M., Niazi, N.K., & Lindberg, S. (2019). Phytoremediation of Cadmium-Polluted Water/Sediment by Aquatic Macrophytes: Role of Plant-Induced pH Changes Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants, 2019, 495-529. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814864-8.00020-6>
86. Wuana, R.A., & Okieimen, F.E. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology*, 2011, 402-647. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>
87. Dhanwal, P., Kumar, A., Dudeja, S., Chhokar, V., & Beniwal, V. (2017). Recent Advances in Phytoremediation Technology. *Advances in Environmental Biotechnology*, 227-241. [https://doi.org/10.1007/978-981-10-4041-2\\_14](https://doi.org/10.1007/978-981-10-4041-2_14)
88. Krasovskiy, S., Kovrov, O., Klimkina, I., & Wiche, O. (2022). Impact of substrate acidification on the plant availability of some trace elements in a coal waste material. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 17(1), 171-178. <https://doi.org/10.26471/cjees/2022/017/211>
89. Ojasti, J. (2001). *Estudio sobre el estado actual de las especies exóticas, Proyecto Estrategia Regional de Biodiversidad para los Países del Trópico Andino*. Caracas-Venezuela.
90. Liu, J, Zhang, X-H, Li, T-Y, Wu, Q-X, & Jin, Z-J. (2014). Soil characteristics and heavy metal accumulation by native plants in a Mn mining area of Guangxi, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(4), 2269-2279. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3535-2>

91. Schat, H., Llugany, M., & Bernhard, R. (2000). Metal-specific patterns of tolerance, uptake and transport of heavy metals in hyperaccumulating and non-hyperaccumulating metallophytes. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, 1, 171-188.
92. Heckenroth, A, Rabier, J, Dutoit, T, Torre, F, Prudent, P, & Laffont-Schwob, I. (2016). Selection of native plants with phytoremediation potential for highly contaminated Mediterranean soil restoration: tools for non-destructive and integrative approach. *Journal of Environmental Management*, 183, 850-863. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.029>
93. Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., & Ma, L.Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in terrestrial plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, 368, 456-464. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.016>
94. Maqbool, Arosha, Ali, Shafaqat, Rizwan, Muhammad, Ishaque, Wajid, Rasool, Nasir, Zia-ur-Rehman, Muhammad, Bashir, Arooj, Abid, Muhammad & Wu, Longhua. (2018). Management of tannery wastewater for improving growth attributes and reducing chromium uptake in spinach through citric acid application. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 10848–10856. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1352-4>
95. Красовський, С.А. Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2021). Визначення фізико-хімічних параметрів вугільного відвалу ДТЕК ШУ «Героїв космосу». *Екологічні науки*, 6(39), 137-140. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.6-39.23>;
96. Національний стандарт України. (2005). *Якість ґрунту. Відбирання проб.* (ДСТУ4287:2004). Держспоживстандарт України. URL: <https://environmentallab.com.ua/wp-content/uploads/2021/12/dstu-4287-2004-yakist-gruntu.-vidbirannya-prob.pdf>
97. Національний стандарт України. (2006). *Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб.* (ДСТУ ISO10381-2:2004). Держспоживстандарт України. URL: [http://www.ksv.biz.ua/GOST/DSTY\\_ALL/DSTY1/dsty\\_iso\\_10381-2-2004.pdf](http://www.ksv.biz.ua/GOST/DSTY_ALL/DSTY1/dsty_iso_10381-2-2004.pdf)

98. Державний Стандарт України. (2015). *Якість ґрунту. Методи визначення питомої електропровідності, рН і щільного залишку водної витяжки*. (ДСТУ 8346:2015) Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УкрНДІЕП). URL: [https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id\\_doc=62891](https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=62891)
99. Pech, M. (1965). Hydrogen-ion activity. In: C.A. Black (ed.) *Methods of soil analysis. Agronomy*, 9, 914-920.
100. Державний Стандарт України. (2001). *Якість ґрунту. Визначання питомої електропровідності*. (ДСТУ ISO 11265-2001). Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського Української Академії аграрних наук. URL: [https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id\\_doc=55864](https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=55864)
101. German National Standard. (2011). *German standard methods for examination of water, waste water and sludge - Anions (group D) - Part 9: Spectrometric determination of nitrate (D 9)*. (DIN 38405-9). Standard by Deutsches Institut Fur Normung E.V.
102. German National Standard. (1983). *German standard methods for the examination of water, waste water and sludge; cations (group E); determination of ammonia-nitrogen (E 5)*. (DIN 38406-5). Standard by Deutsches Institut Fur Normung E.V.
103. Державний Стандарт України. (2008). *Якість води. Визначення фосфору. Спектрометричний метод із застосуванням амонію молібдату*. (ДСТУ ISO 6878:2008). Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УкрНДІЕП). URL: [https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id\\_doc=58908](https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=58908)
104. Ковров, О.С., Клімкіна, І.І., Самарська, А.В. & Красовський, С.А. (2020). Лабораторне дослідження процесу біовилуговування важких металів як явища кислотного шахтного дренажу. *Збірник наукових праць НГУ*, 60, 150-161. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/60.150>
105. Красовський, С.А. Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2022). Аналіз на вміст рідкоземельних елементів відвалу вуглевидобування ДТЕК ШУ «Героїв

космосу» з подальшою перспективою біовилуговання. *Техногенно екологічна безпека*, 11(1/2022), 18-22. <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2022.1.3>

106. Wiche, O., Tischler, D., Fauser, C., Lodemann, J., & Heilmeier, H. (2017). Effects of citric acid and the siderophore desferrioxamine B (DFO-B) on the mobility of germanium and rare earth elements in soil and uptake in *Phalaris arundinacea*. *International Journal of Phytoremediation*, 19, 746-754. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1284752>

107. Красовський, С.А., Ковров, О.С., Клімкіна, І.І., Віхе, О., & Хальмаєр, Г., (2022). Вплив важких металів на ростові показники Wall barley (*Hordeum murinum*) та Japanese brome (*Bromus japonicus*). *Збірник наукових праць НГУ*, 68, 184-192. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/68.184>

108. Зворигін, К.О., Красовський, С.А., & Ковров, О.С. (2022). Вивчення залежності росту *Bromopsis inermis holub* від різного поливу та кількості важких металів у ґрунті. *Збірник наукових праць Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова*, 2(489), 89-95. [https://doi.org/10.15589/znp2022.2\(489\).13](https://doi.org/10.15589/znp2022.2(489).13)

109. Красовський С.А., & Ковров О.С. (2022). Вплив солей важких металів Рb та Cd на вегетативні показники *Triticum aestivum*. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*, 12(2/2022), 32-36. <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2022.2.4>

110. Красовський, С.А., Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2022). Вплив біочару на фітореMediaційні властивості *Avena fatua* та *Bromus inermis leys.* *Збірник наукових праць НГУ*, 70, 192-199. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/70.192>

111. Krasovskyi, S., & Kovrov, O. (2023) Study of plant sets with further development of phytoremediation technology. *Ecological Sciences*, 3(48), 176-181. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.3-48.28>

112. Ковров, О.С., & Красовський, С.А. (2023). Спосіб біологічної рекультивациі відвалів відходів вуглевидобування (патент на корисну модель 155114, Україна). Режим доступу <https://base.uipv.org/searchINV/search.php?action=viewdetails&IdClaim=287816>

113. Звіт оцінки впливу на довкілля планованої діяльності «розкриття і підготовка пласта С1 у блоках №1 і №3. підготовка і відробка пласта С в західній частині блоку №3 шахти «Західно-Донбаська», яка розташована у Павлоградському районі, Дніпропетровської області. Реконструкція». URL: <https://adm.dp.gov.ua/storage/app/uploads/public/602/f7b/375/602f7b375ef23539785807.pdf>

114. Ковров, О.С., Красовський, С.А., & Сушко, З.Л. (2023). Обґрунтування параметрів біологічної рекультивації відвалу шахти для зменшення викидів вуглепородного пилу в атмосферу. *Екологічні науки*, 4(49), 97-104. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.4-49.13>

115. Український гідрометеорологічний центр. (2024). *Державної служби України з надзвичайних ситуацій*. Retrieved from <https://www.meteo.gov.ua/>



## ДОДАТКИ

## ДОДАТОК А

## Список публікацій здобувача за темою дисертації

## Статті у фахових наукових виданнях з переліку МОН України

1. Ковров, О.С., Клімкіна, І.І., Самарська, А.В. & **Красовський, С.А.** (2020). Лабораторне дослідження процесу біовилуговування важких металів як явища кислотного шахтного дренажу. *Збірник наукових праць НГУ*, 60, 150-161. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/60.150> (Особистий внесок: проведено літературний аналіз дослідження процесів біовилуговування, підготовка матеріалів до публікації, проведено експериментальні лабораторні дослідження, аналіз отриманих результатів біовилуговування важких металів).

2. **Красовський, С.А.** Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2021). Фіторе mediaція вугільних відвалів Західного Донбасу. *Збірник наукових праць НГУ*, 65, 170-178. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/65.170> (Особистий внесок: проведено літературний аналіз дослідження процесів фіторе mediaції вугільних відвалів, проведено експериментальні лабораторні дослідження, аналіз отриманих результатів щодо фізико-хімічного складу вугільного відвалу шахти «Павлоградська»).

3. Красовський, С.А. Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2021). Визначення фізико-хімічних параметрів вугільного відвалу ДТЕК ШУ «Героїв космосу». *Екологічні науки*, 6(39), 137-140. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.6-39.23> (Особистий внесок: проведено літературний аналіз дослідження гірничодобувних процесів, підготовка матеріалів до публікації, проведено експериментальні лабораторні дослідження, аналіз отриманих результатів щодо фізико-хімічного складу вугільного відвалу шахти «ім. Героїв Космосу»).

4. **Красовський, С.А.** Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2022). Аналіз на вміст рідкоземельних елементів відвалу вуглевидобування ДТЕК ШУ «Героїв космосу» з подальшою перспективою біовилуговування. *Техногенно екологічна безпека*, 11(1/2022), 18-22. <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2022.1.3> (Особистий внесок: проведено літературний аналіз дослідження біовилуговування рідкоземельних елементів із гірських порід, підготовка матеріалів до публікації, проведено експериментальні лабораторні дослідження, аналіз отриманих результатів щодо фізико-хімічного складу вугільного відвалу ДВАТ «Шахта ім. Героїв Космосу» та наявність рідкоземельних елементів).

5. **Красовський, С.А.**, Ковров, О.С., Клімкіна, І.І., Віхе, О., & Хальмаєр, Г., (2022). Вплив важких металів на ростові показники Wall barley (*Hordeum murinum*) та Japanese brome (*Bromus japonicus*). *Збірник наукових праць НГУ*, 68, 184-192. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/68.184>

(Особистий внесок: проведено літературний аналіз дослідження процесів фіторекультивациі вугільних відвалів , підготовка матеріалів до публікації, проведено експериментальні лабораторні дослідження, аналіз отриманих результатів щодо впливу важких металів на біометричні показники досліджуваних рослин).

6. Зворигін, К.О., **Красовський, С.А.**, & Ковров, О.С. (2022). Вивчення залежності росту *Bromopsis inermis holub* від різного поливу та кількості важких металів у ґрунті. *Збірник наукових праць Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова*, 2(489), 89-95. [https://doi.org/10.15589/znp2022.2\(489\).13](https://doi.org/10.15589/znp2022.2(489).13)

(Особистий внесок: проведено літературний аналіз впливу важких металів на біометричні показники росту рослин , підготовка матеріалів до публікації, проведено експериментальні лабораторні дослідження, аналіз отриманих результатів щодо впливу низьких концентрацій поливу та впливу важких металів на досліджувану рослину)

7. **Красовський, С.А.**, Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І. (2022). Вплив біочару на фіторемедіаційні властивості *Avena fatua* та *Bromus inermis leyss.* *Збірник наукових праць НГУ*, 70, 192-199. <https://doi.org/10.33271/crpnmu/70.192>

(Особистий внесок: проведено літературний аналіз дослідження впливу фізичних факторів на ріст рослин , підготовка матеріалів до публікації, проведено експериментальні лабораторні дослідження, аналіз отриманих результатів щодо впливу біочару на біометричні показники досліджуваної рослини).

8. **Красовський С.А.**, & Ковров О.С. (2022). Вплив солей важких металів Pb та Cd на вегетативні показники *Triticum aestivum*. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*, 12(2/2022), 32-36. <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2022.2.4>

(Особистий внесок: проведено літературний аналіз дослідження впливу Pb та Cd на рослини , підготовка матеріалів до публікації, проведено експериментальні лабораторні дослідження, аналіз отриманих результатів щодо впливу Pb та Cd на біометричні показники досліджуваної рослини»).

9. **Krasovskyi, S.**, & Kovrov, O. (2023) Study of plant sets with further development of phytoremediation technology. *Ecological Sciences*, 3(48), 176-181. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.3-48.28>

(Особистий внесок: проведено літературний аналіз дослідження росту рослин фіторемедіантів , підготовка матеріалів до публікації, проведено експериментальні лабораторні дослідження, аналіз отриманих результатів щодо біометричних показників рослин із різних сімейств із вирощуванням них в одному рослиному сеті).

10. Ковров, О.С., **Красовський, С.А.**, & Сушко, З.Л. (2023). Обґрунтування параметрів біологічної рекультивациі відвалу шахти для зменшення викидів вуглепородного пилу в атмосферу. *Екологічні науки*, 4(49), 97-104. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.4-49.13>

(Особистий внесок: проведено літературний аналіз дослідження антропогенного впливу відвалів відходів вуглевидобування, підготовка матеріалів до публікації, проведено розрахунки впливу відвалу на навколишнє середовище та економічні податки, сплачувані підприємством при пилоутворенні).

Статті у виданнях, що індексуються в наукометричній базі даних Scopus:

11. **Krasovskyi, S., Kovrov, O., Klimkina, I., & Wiche, O.** (2022). Impact of substrate acidification on the plant availability of some trace elements in a coal waste material. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 17(1), 171-178. <https://doi.org/10.26471/cjees/2022/017/211>

(Особистий внесок: проведено літературний аналіз дослідження впливу різного рівня рН на міграцію хімічних елементів, підготовка матеріалів до публікації, проведено аналіз впливу пониження рівня рН, на міграцію хімічних елементів та здатність досліджуваних рослин стабілізувати та акумулювати дані елементи).

Матеріали міжнародних наукових конференцій:

12. **Красовський С.А., Ковров О.С., & Клімкіна І.І.** (2020). Огляд технологій фіторекультивуації відвалів вуглевидобування. *IX Всеукраїнській науково-технічній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених "МОЛОДЬ: НАУКА ТА ІННОВАЦІЇ"* (25-27 листопада 2020 р., м. Дніпро), (с. 73-74). Режим доступу <https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/molod-nauka-ta-innovatsii-2020/%D0%A2%D0%BE%D0%BC%2010.pdf>

(Особистий внесок: вивчення фіторекультивуації вугільних відвалів, технічна підтримка)

13. **Krasovskyi, S.** (2021). Phytoremediation of reclaimed coal dumps in Western Donbas. *The 16th International Forum for Students and Young Researchers, "WIDENING OUR HORIZONS"* (April 21-22, 2021; м. Дніпро), 168-169.

14. **Красовський, С.А.** (2021). Токсичний вплив важких металів на фізіологічні процеси рослин. «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи». *Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції* (26 березня 2021 р., м. Львів), (с. 79-81).

15. **Красовський, С.А., Ковров, О.С., & Клімкіна, І.І.** (2021). Використання процесів фіторемедіації для біовилуговування хімічних елементів з відвалів вуглевидобування. *Міжнародний науковий симпозіум «Тиждень еколога – 2021»* (18-20 жовтня 2021р., м. Кам'янське), (с. 158-160).

(Особистий внесок: вивчення фіторемедіації вугільних відвалів, біовилуговування та хімічного складу відвалів, технічна підтримка)

16. **Красовський, С.** (2021). Аналіз фізико-хімічних параметрів відвалу вуглевидобування шахти «Героїв Космосу». *IX Всеукраїнській науково-технічній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених "МОЛОДЬ: НАУКА ТА*

ІННОВАЦІЇ" (11–12 листопада 2021 р., м. Дніпро), (с. 170-171). Режим доступу <https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/molod-nauka-ta-innovatsii-2021/molod-2021.pdf>

17. **Красовський С.,** Ковров О., & Клімкіна І. (2021). Аналіз вмісту водорозчинних хімічних елементів з відвалу вугільної шахти. *II Міжнародна науково-практична конференція «Екологія. Довкілля. Енергозбереження» присвячена 203-річчю Національного університету «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка» (2-3 грудня 2021 р., Полтава), (с.204-206). (Особистий внесок: вивчення фізико-хімічних параметрів вугільних відвалів та водорозчинних форм хімічних елементів, технічна підтримка)*

18. **Красовський, С.,** Ковров, О., Клімкіна, І., & Хальмаєр, Г. (2022). Використання рослин піонерів Wall barley (*Hordeum murinum*) та Japanese brome (*Bromus japonicus*) для подальшої фітостабілізації відвалу вуглевидобування. *The 7th international youth congress sustainable development: environmental protection. energy saving. Sustainable environmental management (10-11 лютого, 2022 р., м. Львів), (с. 164).*

*(Особистий внесок: вивчення фіторекультивувачі вугільних відвалів за рахунок використання рослин-піонерів, технічна підтримка)*

19. Krasovskyi, S. (2022). Environmental impact of metals resulting from military activities: Ukraine. *Всеукраїнській науково-технічній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «МОЛОДЬ: НАУКА ТА ІННОВАЦІЇ» (23-25 листопада, 2022 р., м. Дніпро). (с. 254-255.).* Режим доступу <https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/molod-nauka-ta-innovatsii-2022/molod-2022.pdf>.

20. Krasovskyi, S. (2022). Modeling of the process of migration of chemical elements in coal dumps. *Всеукраїнська науково-практична конференція «Проблеми техногенно-екологічної безпеки в сфері цивільного захисту». (8-9 грудня 2022 р., м. Харків), (с.48-50).*

21. Zvoryhin, K., & **Krasovskyi, S.** (2023). Prospects for the use of phytoremediation for land restoration after hostilities. *Світ наукових досліджень. Збірник наукових публікацій міжнародної Мультидисциплінарної наукової інтернет-конференції. (16-17 лютого 2023 р, м. Тернопіль), (с. 394-396).*

*(Особистий внесок: вивчення впливу військових дій на навколишнє середовище, аналіз методів фіторемедіації території, яка зазнала військового впливу, технічна підтримка)*

22. **Красовський, С.А.,** Прижигалінська, Є.О., & Борисовська, О.О. (2023). Удосконалення технології складування твердих побутових відходів у Дніпропетровській області. *Збірник матеріалів 13 міжнародної науково-технічної конференції аспірантів та молодих вчених «Наукова весна»-2023 (1-3 березня 2023 р., м. Дніпро), (с. 94-96).* Режим доступу [https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/naukova-vesna-2023/Scientific\\_Spring\\_2023.pdf](https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/naukova-vesna-2023/Scientific_Spring_2023.pdf)

*(Особистий внесок: вивчення процесів складування твердих побутових відходів на прикладі Дніпропетровської області, технічна підтримка)*

23. Krasovskyi, S. (2023). Prospects of mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Збірник матеріалів 13 міжнародної науково-технічної конференції аспірантів та молодих вчених «Наукова весна»-2023 (1-3 березня 2023 р., м. Дніпро)*, (с. 113-114). Режим доступу [https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/naukova-vesna-2023/Scientific\\_Spring\\_2023.pdf](https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/naukova-vesna-2023/Scientific_Spring_2023.pdf)

24. Krasovskyi, S. (2023). Possibility of using microorganisms for phytoremediation of coal dumps in Western Donbas. *Світ наукових досліджень. Збірник наукових публікацій міжнародної Мультидисциплінарної наукової інтернет-конференції. (16-17 березня 2023 р., м. Тернопіль)*, (с.252-255).

25. **Krasovskyi, S., & Zvoryhin, K.** (2023). The importance of green energy in wartime. XVII Екологічна безпека держави. Тези доповідей XVII Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених і студентів (20 квітня 2023 р., Київ), (с.22).

*(Особистий внесок: вивчення методів застосування зеленої енергетики під час військового стану, технічна підтримка)*

26. Красовський, С. (2023). Зменшення впливу відвалів відходів вуглевидобування на навколишнє середовище методом ремедіації. *Збірник матеріалів міжнародної науково-практичної конференції «Безпечна, комфортна та спроможна територіальна громада» (11-13 жовтня 2023 р., Дніпро)*, (с.89-90).

27. **Красовський, С., Ковров, О., & Хальмаєр, Г.** (2023). Перспективи використання рослинних сетів для вдосконалення технології фіторемедіації. *Матеріали XI Міжнародної науково-технічної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «МОЛОДЬ: НАУКА ТА ІННОВАЦІЇ», (22-24 листопада 2023 р., м. Дніпро)*, (с. 365-366). Режим доступу <https://rmv.nmu.org.ua/ua/arkhiv-zbirok-konferentsiy/molod-nauka-ta-innovatsii-2023/molod-2023-voll.pdf>

*(Особистий внесок: вивчення та аналіз застосування різних комбінацій із рослин для покращення фіторемедіативних властивостей, технічна підтримка)*

28. Красовський, С.А. (2023). Біологічна рекультивация як метод післявоєнної екологічної відбудови України. *IV Міжнародна науково-практична конференція «Екологія. Довкілля. Енергозбереження» (7-8 грудня 2023 р., Полтава)*, (с.167-169).

*(Особистий внесок: вивчення екологічних методів, які застосовувались післявоєнних дій, та можливість застосування даних методів на території України, технічна підтримка)*

*Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації*

29. Ковров, О.С., & **Красовський, С.А.** (2023). Спосіб біологічної рекультивации відвалів відходів вуглевидобування (патент на корисну модель 155114, Україна). Режим доступу

<https://base.uipv.org/searchINV/search.php?action=viewdetails&IdClaim=287816>

*(Здобувач брав участь у розробці технології та проводив експериментальну частину, патентному пошуку, оформленні заявки).*

## ДОДАТОК Б

## Патент на корисну модель



## ДОДАТОК В

## Довідка про впровадження результатів дисертаційної роботи

ЗАТВЕРДЖУЮ:

Перший проректор  
НТУ «Дніпровська політехніка»

Павличенко А.В.

«16» 05 2024 р.

## ДОВІДКА

про впровадження результатів дисертаційної роботи  
**Красовського Сергія Анатолійовича** «Розробка технології фіторекультивациі відвалів відходів вуглевидобування», що представлена на здобуття наукового ступеня доктора філософії, в навчальному процесі НТУ «Дніпровська політехніка»

В рамках міжнародних освітньо-наукових проектів Німецької служби академічних обмінів DAAD «ЕкоМайнінг: розвиток інтегральної PhD програми зі сталого гірництва» (2019-2022) та «Біотехнології в гірництві - Інтеграція нових технологій в освітню практику» (2015-2018) в рамках програми DAAD «Професійно пов'язане партнерство з університетами країн, що розвиваються» спільно з ТУ «Фрайберзька гірнична академія» (Німеччина) розроблялись і впроваджувались найкращі практики фіторекультивациі та фіторемедіациі техногенно забруднених земель.

Здобувач вищої освіти рівня доктор філософії Красовський С.А. неодноразово приймав участь у професійних стажуваннях в ТУ «Фрайберзька гірнична академія» та виконував дослідження в екологічній та мікробіологічній лабораторіях за тематикою дисертаційної роботи. За результатами досліджень виконаних відповідно до тематики дисертаційних досліджень обґрунтовано методику застосування дикорослих злакових рослин для фіторекультивациі техногенно забруднених земель, зокрема відвалів вуглевидобування, з метою формування піонерних рослинних біоценозів.

Вищезазначений науковий підхід використання дикорослих злакових рослин для фіторекультивациі техногенно забруднених земель впроваджено в дисципліну «Біомайнінг» та «Інноваційні екологічні технології в ЄС та Україні», які викладаються магістрам на кафедрі екології та технологій захисту навколишнього середовища НТУ «Дніпровська політехніка».

Матеріали дисертаційної роботи також використовуються при виконанні кваліфікаційних робіт та лабораторних досліджень студентами спеціальностей 101 «Екологія» та 183 «Технології захисту навколишнього середовища».

Зав. кафедри екології  
та технологій захисту  
навколишнього середовища,  
к.т.н., доцент

Борисовська О.О.



## ДОДАТОК Г

Кошторис на здійснення процесу фіторекультивуації бічної сторони відвалу відходів вуглевидобування шахти «Західно-Донбаська»

<b>№</b>	<b>Найменування робіт</b>	<b>Кількість</b>	<b>Вартість одиниці (шт, грн, год)</b>	<b>Загальна вартість, грн</b>
1	Оренда дозуючого комплексу ДКС-36	1 шт	840 000	22000
2	Оренда прес-екструдера ШП-190	1 шт	140000	4500
2	Суглинок	5950 кг	2500	14875
3	Біогумус	2380 кг	36	85680
4	Насіння сімейства Роасеае	238 кг	20	4760
5	Насіння сімейства Fabaceae	238 кг	20	4760
6	Насіння сімейства Brassicaceae	238 кг	45	10710
7	Агар-агар	54 кг	1474	79596
8	Робота оператора дозуючого станку	1	4583,3	4583,3
9	Робота оператора(ів)станка	2	3916,7	7833,3
10	Робота різноробочих	4	3083,3	12333,2
11	Вартість електроенергії для	340кВт·год	4,32	1468,8

<b>№</b>	<b>Найменування робіт</b>	<b>Кількість</b>	<b>Вартість одиниці (шт, грн, год)</b>	<b>Загальна вартість, грн</b>
	роботи 1 дозуючого комплексу ДКС-36			
12	Вартість електроенергії для роботи 1 прес- екструдера ШП-190	1000кВт·год	4,32	4320
13	Москітна сітка	41,88м <sup>2</sup>	50 за м <sup>2</sup>	2094
14	Вартість палива для Scania XT	1000 м	52.55 грн/л	593,3
15	Вартість водопостачання	39,37 м <sup>3</sup>	52,55 грн/л	53,36
16	Єдиний соціальний внесок			5 444,9
<b>Сума по кошторису</b>				<b>265 606</b>

## ДОДАТОК Д

**Порівняльна таблиця запропонованої технології фіторекультивуації з  
традиційними методами біологічної рекультивації**

<b>Критерії</b>	<b>Запропонована технологія</b>	<b>Традиційні методи біологічної рекультивації</b>
Екологічний ефект	Використання природних матеріалів (суглинок, біогумус), що сприяє зменшенню техногенного впливу на навколишнє середовище. Зниження вітрової та водної ерозії.	Використання різних видів рослин і добрив може мати змінний вплив на екосистему. Іноді використовується хімічні добрива, що можуть негативно впливати на ґрунти і воду.
Економічний фактор	Відносно низька вартість матеріалів (суглинок, біогумус, насіння рослин). Можливість автоматизації процесу виготовлення та розміщення брикетів.	Вартість може бути вищою через необхідність спеціальних добрив, техніки для посадки та догляду за рослинами. Може вимагати більше ручної праці.
Соціальний фактор	Створення нових робочих місць на етапі виготовлення та розміщення брикетів. Позитивний вплив на	Робочі місця створюються в основному на етапі посадки та догляду за рослинами. Вплив на

Критерії	Запропонована технологія	Традиційні методи біологічної рекультивації
	місцеві громади через поліпшення екологічного стану.	громади залежить від ефективності методів і підтримки місцевих ініціатив.
Технологічний фактор	Використання сучасних методів формування брикетів. Можливість контролювати склад брикетів для оптимальних результатів.	Використання традиційних методів посадки та догляду за рослинами. Можливі складнощі з оптимізацією умов для різних типів рослин.
Ефективність	Висока ефективність у створенні первинного рослинного покриву, що сприяє подальшому розвитку рослин вищих класів. Стабільний результат у різних кліматичних умовах.	Ефективність може варіювати залежно від типу ґрунту, клімату та використовуваних рослин. Результати можуть бути менш стабільними без додаткових заходів.
Інноваційність	Інноваційний підхід з використанням композитних брикетів, що включають насіння різних видів рослин та спеціальну форму.	Більшість традиційних методів базуються на використанні окремих видів рослин без комплексного підходу до змішування матеріалів та закріплення форми.

Критерії	Запропонована технологія	Традиційні методи біологічної рекультивації
Довгостроковий вплив	Створення стабільного рослинного покриву, який з часом покращує структуру ґрунту і зменшує ерозійні процеси.	Довгостроковий вплив залежить від догляду та підтримки. Без належного догляду результати можуть бути менш стійкими.
Ризики та обмеження	Можливі ризики, пов'язані з неправильним розрахунком пропорцій матеріалів у брикетах або їх недостатнім закріпленням. Потреба у регулярному моніторингу стану брикетів.	Ризики включають можливість несприятливих умов для росту рослин, необхідність у регулярному догляді та підживленні.
Вплив на біорізноманіття	Збільшення біорізноманіття завдяки використанню суміші насіння різних видів рослин, що сприяє розвитку більш стійкої екосистеми.	Вплив на біорізноманіття залежить від вибору рослин. Мононасадження можуть не сприяти біорізноманіттю так само ефективно, як суміш різних видів.