

Міністерство освіти і науки України  
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара  
Міністерство освіти і науки України  
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара

Кваліфікаційна наукова праця  
на правах рукопису

СЕМАК УЛЯНА ЙОСИПІВНА

УДК 581.502/504.550.4

## **ДИСЕРТАЦІЯ**

**Природньо-колонізуюча рослинність золошлаковідвалів Бурштинської  
ТЕС: флористичне різноманіття, біологічно-екологічний та  
біоіндикаційний потенціали**

091 Біологія

09 Біологічні науки

Подається на здобуття ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень.

Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело \_\_\_\_\_ Семак У.Й.

Науковий керівник:

**Лихолат Юрій Васильович**

доктор біологічних наук, професор

Науковий керівник:

**Миленька Мирослава Миронівна**

кандидат біологічних наук, доцент

Дніпро – 2024

## АНОТАЦІЯ

*Семак У. Й.* Природньо-колонізуюча рослинність золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС: флористичне різноманіття, біологічно-екологічний та біоіндикаційний потенціали. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 091 Біологія. – Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпро, 2024.

Зважаючи на шкідливий вплив полютантів, джерелом яких є Бурштинська ТЕС, актуальним питанням є дослідження рослинної компоненти у зоні впливу підприємства, зокрема на промислових майданчиках – золошлаковідвалах, які являють собою спеціальні гідротехнічні споруди – накопичувачі твердих відходів від спалювання вугілля і є об'єктами підвищеної екологічної небезпеки. В умовах золошлаковідвалів відбувається трансформація всіх компонентів екотопу: мікрокліматичних умов, водного режиму та мікроедафотопів. Продукти згоряння ТЕС впливають на фітобіоту і фауністичну компоненту, результатом чого є порушення екологічної рівноваги. Чинником стабілізації екологічної ситуації на полігонах є рослинність. Оскільки рослинні комплекси є не тільки природними ремедіантами і фітомеліорантами, а й біоіндикаторами, що відображають реальну екологічну ситуацію, вивчення рослинного покриву золошлаковідвалів є важливим завданням для розробки заходів відновлення рослинного покриву деастрованих територій та зниження екологічних ризиків на місцевому та регіональному рівнях.

У роботі представлено результати дослідження фіторізноманіття золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС, подано систематичну структуру, проаналізовано флористичний статус видів, охарактеризовано еколого-ценотичну структуру досліджуваної рослинності. Виявлено, що рослинність золошлаковідвалів різнорідна і перебуває на різних стадіях розвитку – від піонерної рослинності до сформованих рослинних угруповань. На основі аналізу біорізноманіття та його еколого-ценотичних особливостей подано ідеї щодо

відновлення рослинного покриву золошлаковідвалів – уперше запропоновано насіннєву суміш із видів аборигенної флори, запропоновано деревні види для лісової фіторекультивуації, а також описано підходи до встановлення рослинного покриву та підтримки біорізноманіття на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС.

Таксономічний аналіз рослинності золошлаковідвалів показав, що основу флористичного різноманіття складають представники родини *Asteraceae* (22,9 %), *Poaceae* (12,98 %) та *Fabaceae* (7,64 %). Загалом на золошлаковідвалі № 3 виявлено 131 вид із 35 родин і 110 родів. Аналіз флористичного статусу видів та ступеня натуралізації досліджуваної рослинності показало переважання аборигенних видів (61,1 % видового складу). Серед адвентивних видів за ступенем натуралізації домінують агріофіти (54,9 %).

Вивчення біоморфологічної структури свідчить про переважання багаторічних рослин (83,21 %), однорічні трави становлять 23 %, дворічні – 6,11 %. Аналіз життєвих форм за К. Раункієром (1905) показує, що у досліджуваній рослинності домінують гемікриптофіти (42,75 %). Дослідження особливостей репродукції рослинності показало переважання генеративного розмноження (55,73 %), меншій кількості видів властиве генеративно-вегетативне розмноження. Аналіз запилення та розповсюдження діаспор відображає ключове значення взаємодії «рослини-комахи»: 61,07 % видів із дослідженої рослинності є комахозапильними або самозапильними, а 63,36 % видів властива зоохорія як спосіб поширення діаспор. (34,35 %). Проведений аналіз ценотичних стратегій (за Дж. Граймом, 1974) показав, що на території дослідження переважають конкуренти (С) і конкуренти-рудерали (СR) з частками 38,18 % і 27,48 % відповідно.

У ході дослідження природньо-колонізуючих властивостей рослинного покриву, запропоновано насіннєву суміш із видів аборигенної флори. Насіннєва суміш включає 20 багаторічників та 2 дворічника, у тому числі сім видів злаків та п'ять видів бобових. Для ефективного відновлення рослинного покриву з високим показником біорізноманіття рекомендовано такі заходи менеджменту

територій як мульчування, а у залежності від рівня розвитку рослинного покриву – також косіння та видалення небажаних видів.

Здійснено аналіз лінійних фоліарних показників досліджуваних видів – *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Betula pendula* Roth. Виявлено, що мінливість морфометричних коефіцієнтів листкових пластинок, відображаючи ступінь модифікації листків, в умовах високих рівнів антропопресії визначаються видовою специфічністю. Статистичний аналіз результатів лінійної морфометрії шляхом перевірки гіпотези критерієм Стюдента показав, що хоча фоліарні показники дещо знижені в умовах високих рівнів техногенного пресингу золошлаковідвалів БуТЕС, але без статистично достовірних відмінностей для більшості ознак. В умовах золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС листкові пластинки досліджуваних видів-індикаторів зазнають зміни форми. В усіх трьох аналізованих видів спостерігається зменшення площі листків у стресових умовах. Досліджено рівень некротизації листкових пластинок, що на золошлаковідвалах коливається в межах від 18,65 % до 11,17 %. Найвищий рівень ушкодженості некрозами спостерігався у *P. tremula*, найнижчий – у *S. caprea*. Встановлено диференційну стійкість видів-індикаторів за ушкодженістю асиміляційного апарату: *Salix caprea* L. < *Betula pendula* Roth. < *Populus tremula* L. (у спаданні зростання стійкості).

Встановлено, що середній інтегральний показник ФА для *P. tremula* становить 0,0776, для *S. caprea* – 0,0735, найнижчий показник зафіксовано для *B. pendula* – 0,0610. Аналізовані види за показником ФА виявляють чутливість до факторів техногенного навантаження у ряді: *B. pendula* → *S. caprea* → *P. tremula* (зростання чутливості). Показники флуктуючої асиметрії листкових пластинок деревних видів свідчить про критичний стан екологічної ситуації на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС. Високі рівні флуктуючої асиметрії листкових пластинок в умовах золошлаковідвалів виявлено як за лінійними вимірами так і з використанням вимірів та співставлення пів-площі листкових пластинок.



Аналіз морфологічних параметрів типових трав'янистих рослин території дослідження (*Anthemis arvensis* L. та *Achillea millefolium* L.) свідчить про їхню чутливість до впливу факторів техногенного походження. У ході дослідження морфологічних особливостей трав'янистих видів проведено кореляційний аналіз та визначено морфологічну цілісність особин. Оцінка морфологічної цілісності особин через індекси морфологічної інтеграції (цілісності) Ю.А. Злобіна (I) та модифікований індекс морфологічної інтеграції (Im) відображає вищі рівні дезінтегрованості рослин в умовах зростання на золошлаковідвалах.

Техноземи золошлаковідвалів характеризуються вмістом важких металів із перевищенням допустимих рівнів їх концентрацій. Пріоритетними забруднювачами є свинець, мідь та кадмій. Дослідження вмісту важких металів у рослинній біомасі свідчить про те, що в найбільшій концентрації у рослинах знаходиться марганець, залізо, цинк. При порівнянні акумуляції елементів деревними та трав'яними видами, виявлено що листові пластинки володіють більшим потенціалом щодо металонакопичення, аніж трав'яністи види. Дослідження біогеохімічної активності тестованих видів засвідчили їхній металонакопичуючий потенціал у ряді: *Betula pendula* > *Salix caprea* > *Populus tremula* > *Anthemis arvensis* > *Achillea millefolium*. Визначення індексу транслокації елементів відобразив високу рухливість цинку та кадмію. Низький потенціал до акумуляції елементів у наземній біомасі досліджуваних видів свідчить про те що жоден із них не є гіперакумулятором, а отже використання даних видів у фіторе mediaції є обмеженим, проте досліджувані види у складі рослинних угруповань можуть відігравати роль фітостабілізаторів, оскільки здатні виводити елементи із біогеохімічного обігу на певний час.

Зібрані дані про склад рослинності та її екологічні особливості є унікальним теоретичним підґрунтям не тільки для розуміння процесів відновлення рослинного покриву на деастрованих територіях, а також слугують основою для подальшої розробки відновлювальних заходів, які допоможуть встановити рослинний покрив на території золошлаковідвалів. Запропоновані насіннева суміш та види для лісової рекультивації рекомендовано до

використання в ході відновлення рослинного покриву золошлаковідвалів, а запропоновані заходи контролю та управління фіторізноманіттям допоможуть підтримати та сформувати багатовидові стійкі рослинні угруповання на території дослідження. Результати виконаних біоіндикаційних досліджень є джерелом практично-теоретичних знань щодо імплементації фітоіндикаційних методик з використанням морфологічних параметрів рослин та коефіцієнтів акумуляції важких металів. Одержані результати відображають ефективність використання морфопараметрів для біоіндикаційних досліджень екологічних умов золошлаковідвалів. Вивчення особливостей акумуляції важких металів є теоретичною базою для подальших досліджень та вивчення ефективності рослинних організмів для ремедіації ґрунтів.

Основні результати дисертаційної роботи здобувач отримала самостійно. Протягом 2018-2021 років авторка особисто провела польові дослідження та виконала основний обсяг експериментальної частини дисертації. Автором проведено опрацювання літературних джерел та статистичну обробку одержаних результатів та надана графічна інтерпретація результатів дослідження. Основні результати дослідження та висновки опубліковані у фахових наукових виданнях та оприлюднені на міжнародних та всеукраїнських наукових конференціях. За результатами дисертації опубліковано 15 наукових праць, у тому числі: 4 статі у фахових наукових виданнях України категорії «Б», 2 в наукових фахових виданнях, які включені до міжнародних наукометричних баз, в тому числі «Scopus»; 2 статті у фахових наукових виданнях, 7 – у матеріалах і тезах конференцій.

**Ключові слова:** антропогенна трансформація, техногенні викиди та техногенне навантаження, забруднення, фіторізноманіття, дендрофлора, видова структура, трав'яні рослинні угруповання, лісові рослинні угруповання, самовідновлення, адвентивні види, інвазійні види, біоекологічна характеристика, рекультивація, абіотичний стрес, адаптація, стійкість, фітоіндикація, індикаторні види, біометрія, листок, морфометричні показники, флуктуюча асиметрія, важкі метали, акумуляція, коефіцієнт біоакумуляції, фіторемедіація.

## ABSTRACT

*Semak U. Y.* Naturally colonizing vegetation of ash and slag dumps of the Burshtyn TPP: floristic diversity, biological-ecological and bioindicative potentials. – Qualifying scientific work on manuscript rights.

Dissertation for obtaining the scientific degree of Doctor of Philosophy in specialty 091 Biology. – Oles Honchar Dnipro national university, Dnipro, 2024.

Taking into account the harmful effects of pollutants, the source of which is Burshtyn TPP, an urgent issue is the study of the plant component in the zone of influence of the enterprise, in particular at industrial sites – ash and slag dumps, which are special hydrotechnical structures - accumulators of solid waste from coal burning and are objects of increased ecological danger. In the conditions of ash and slag dumps, all components of the ecotope are transformed: microclimatic conditions, water regime, and microedaphotopes. Combustion products of thermal power plants affect the phytobiota and the faunal component, resulting in a disturbance of the ecological balance.

Vegetation is a factor in stabilizing the environmental situation at landfills. Taking into consideration the fact that plant complexes are not only natural remediants and phytomeliorants, but also bioindicators reflecting the real ecological situation, the study of the vegetation cover of ash and slag dumps is an important task for the development of measures to restore the vegetation cover of devastated areas and reduce environmental risks at the local and regional levels.

The research presents the results of the study of the phytodiversity of ash and slag dumps of Burshtyn TPP, presents the systematic structure, analyzes the floristic status of the species, and characterizes the ecological and cenotic structure of the studied vegetation. It was found that the vegetation of ash and slag dumps is heterogeneous and is at different stages of development – from pioneer vegetation to formed plant groups.

Based on the analysis of biodiversity and its ecological and cenotic features, ideas are presented for the restoration of the vegetation cover of ash and slag dumps

- for the first time, a seed mixture of species of aboriginal flora, tree species for forest phytoremediation were proposed, and methodological approaches to establishing plant cover and maintaining biodiversity at the ash and slag dumps of Burshtyn TPP were also described.

Taxonomic analysis of the vegetation of ash and slag dumps showed that the basis of floral diversity is made up of representatives of the family *Asteraceae* (22.9%), *Poaceae* (12.98%) and *Fabaceae* (7.64%). In total, 131 species from 35 families and 110 genera were found at ash and slag dump No. 3. The analysis of the floristic status of the species and the degree of naturalization of the studied vegetation showed the predominance of aboriginal species (61.1% of the species composition). Among alien species, agrophytes (54.9%) dominate by the degree of naturalization.

The study of the biomorphological structure shows the predominance of perennial plants (83.21%), annual grasses make up 23%, biennials - 6.11%. Analysis of life forms according to K. Raunkier (1905) shows that hemicryptophytes (42.75%) dominate in the studied vegetation. The study of the peculiarities of vegetation reproduction showed the predominance of generative reproduction (55.73%), generative-vegetative reproduction is the characteristic of a smaller number of species. The analysis of the features of pollination and diaspore distribution reflects the key importance of the "plant-insect" interaction: 61.07% of the species from the studied vegetation are insect-pollinated or self-pollinated, and 63.36% of the species have zoochory as a method of diaspore distribution. (34.35%).

The analysis of cenotic strategies according to the classification of J. Grime (1974) showed that competitors (C) and competitor-ruderals (CR) prevail in the study area with shares of 38.18% and 27.48%, respectively. The dominance of species with a competitive strategy (C and CR) may indicate a low level of stress and disruption of ecosystem connections.

In the course of the study, a seed mixture of species of aboriginal flora was proposed for the restoration of the vegetation cover of ash and slag dumps. The seed mix includes 20 perennials and 2 biennials, including seven types of cereals and five types of legumes. For the effective restoration of vegetation cover with a high

biodiversity index, such territory management measures as mulching and, depending on the level of vegetation development, mowing and removal of unwanted species are recommended.

An analysis of the linear foliar indicators of the investigated species – *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Betula pendula* Roth – was carried out. It was found that the variability of morphometric coefficients of leaf plates, reflecting the degree of modification of leaves, in conditions of high levels of anthropoprepsis, are determined by species specificity. Statistical analysis of the results of linear morphometry by testing the hypothesis using the Student's test showed that, although the foliar indicators are slightly reduced under the conditions of high levels of man-made pressing of Burshtyn TPP ash and slag dumps, but without statistically significant differences for many characteristics.

In the conditions of the ash and slag dumps of Burshtyn TPP, the leaf plates of the studied indicator species undergo a change in shape. In all three analyzed species, a decrease in the area of leaves under stressful conditions is observed – the largest decrease in area was recorded for *S. caprea*, the smallest – for *B. pendula*. The level of necrotization of leaf plates was studied, which varies from 18.65% to 11.17% on ash and slag dumps. The highest level of damage by necrosis was observed in *P. tremula*, the lowest – in *S. saprea*. The differential resistance of the indicator species according to the damage of the assimilation apparatus was established: *Salix caprea* L. < *Betula pendula* Roth. < *Populus tremula* L. (in the decline of the growth of resistance).

It was revealed that the average integral indicator of FA for *P. tremula* was 0.0776, for *S. caprea* – 0.0735, the lowest indicator was recorded for *B. pendula* – 0.0610. Based on the FA index, the analyzed species show sensitivity to man-made load factors in the following order: *B. pendula* → *S. caprea* → *P. tremula* (increasing sensitivity). Indicators of fluctuating asymmetry of leaf plates of tree species indicate a critical state of the ecological situation at the ash and slag dumps of Burshtyn TPP. High levels of fluctuating asymmetry of leaf plates in the conditions of ash and slag dumps were detected both by linear measurements and using measurements and comparison of the half-area of leaf plates. The analysis of morphological parameters

of typical herbaceous plants of the study area (*Anthemis arvensis* L. and *Achillea millefolium* L.) shows their sensitivity to the influence of man-made factors. In the course of the study of the morphological features of the researched herbaceous species, a correlation analysis was conducted and the morphological integrity of the individuals was determined. Assessment of morphological integrity of individuals through indices of morphological integration (integrity) Yu. A. Zlobina (I) and the modified index of morphological integration (Im) reflect higher levels of plant disintegration under conditions of growth on ash and slag dumps.

Technoland of ash and slag dumps is characterized by contamination with heavy metals exceeding permissible levels of their concentrations. Priority pollutants are lead, copper and cadmium. Research on the content of heavy metals in plant biomass shows that manganese, iron, and zinc are found in the highest concentrations in plants, and the lowest concentrations are recorded for cadmium. When comparing the accumulation of elements by woody and herbaceous species, it was found that leaf plates have a greater potential for metal accumulation than herbaceous species. The analysis of bioaccumulation of metals through the coefficient of biological accumulation shows that zinc has the highest ability to accumulate in the studied species, and lead has the lowest one. Studies of the biogeochemical activity of the tested species proved their metal-accumulating potential in the following order: *Betula pendula* > *Salix caprea* > *Populus tremula* > *Anthemis arvensis* > *Achillea millefolium*. Determination of the translocation index of elements reflected the high mobility of zinc and cadmium.

The low potential for the accumulation of elements in the ground biomass of the studied species indicates that none of them is a hyperaccumulator, and therefore the use of these species in phytoremediation is limited, however, the studied species as a part of plant communities can play the role of phytostabilizers, as they are able to remove elements from the biogeochemical cycle for a certain time.

The collected data on the composition of vegetation and its ecological features are a unique theoretical basis not only for understanding the processes of vegetation restoration on devastated territories, but also serve as a basis for the further

development of restoration measures that will help establish vegetation on the territory of ash and slag dumps. The proposed seed mixture and species for forest reclamation are recommended for use during the restoration of the vegetation cover of ash and slag dumps, and the proposed measures of control and management of phytodiversity will help to support and form multi-species stable plant communities in the study area. The results of the performed bioindicative studies are a source of practical and theoretical knowledge regarding the implementation of phytoindicative methods using morphological parameters of plants, and also reflect their effectiveness for bioindicative studies of the ecological conditions of ash and slag dumps. The study of the features of the accumulation of heavy metals is a theoretical basis for further research and the study of the effectiveness of plant organisms for soil remediation.

The recipient obtained the main results of the dissertation work independently. During 2018-2021, the author personally conducted field research and performed the main scope of the experimental part of the dissertation. The author did the research of literary sources and statistical processing of the obtained results, and provided a graphic interpretation of the research results.

The main research results and conclusions are published in scientific publications and made public at scientific conferences. According to the results of the dissertation, 15 scientific works were published, including: 4 articles in specialized scientific publications of Ukraine, 2 in a specialized scientific publications, which belong to the international scientometric databases, including Scopus; 2 articles in scientific publications, 7 – in materials and theses of conferences.

**Key words:** technogenic load, technogenic emissions, man-made pollution, contamination, phytodiversity, dendroflora, species structure, herbaceous plant communities, forest plant communities, self-regeneration, adventive species, invasive species, bioecological characteristics, reclamation, abiotic stress, adaptation, resistance, phytoindication, indicator species, biometry, leaves, morphometric indicators, fluctuating asymmetry, heavy metals, accumulation, bioaccumulation coefficient, phytoremediation.

**Список публікацій здобувача, в яких опубліковані основні наукові  
результати дисертації**

**Статті у виданнях, які включені до категорії «Б» та міжнародних  
наукометричних баз даних:**

1. Семак У., Миленка М. Морфологічна мінливість фоліарних показників *Populus tremula* L. в умовах техногенного навантаження. *Вісник Львівського національного у-ту. Серія Біологія*. 2020. № 82. С. 121-128. DOI: <https://doi.org/10.30970/vlubs.2020.82.10>. (Фахове видання)
2. Semak U. Y. 2021. Morphological response of the leaf blades of *Betula pendula* Roth. to the influence of man-made environmental factors. *E3S Web of Conferences*. 2021. 255(3):01044. DOI: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202125501044> (Scopus)
3. Семак У.Й., Миленка М.М. Морфологічна дендроіндикація рівня техногенної трансформації екотопів золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС. *Екологічні науки*. 2022. №44. С. 163-167. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.5-44.24> (Фахове видання)
4. Semak U., Mylenka M. Accumulation of heavy metals in leaves of tree species on the ash and slag dumps of the Burshtyn Thermal Power Plant. *ScienceRise: Biological Science*. 2023. (3(36)). С. 22–27. DOI: <https://doi.org/10.15587/2519-8025.2023.288085>. (Фахове видання).
5. Semak U., Mylenka M. Mulching as a restoration method of revegetation at ash and slag dumps of Burshtyn TPP. *Scientific Horizons*. 2024. 27(3), 73–83. <https://doi.org/10.48077/scihor3.2024.73> (Scopus).
6. Semak U. Y., Mylenka M. M. Herbaceous plants as heavy metals accumulators in conditions of ash and slag dumps. *Acta Biologica Ukrainica*. 2024. No 1, 13-20. <https://doi.org/10.26661/2410-0943-2024-1-02> (Фахове видання).



**Статті у періодичних наукових виданнях інших держав, які входять до  
Організації економічного співробітництва та розвитку та/або  
Європейського Союзу:**

1. Semak U., Mylen'ka M., Fischer K. L. Vegetation Description and Functional Traits of Technogenic Ecotopes at a Thermal Power Plant in Western Ukraine. *Urban Naturalist*. 2023. Volume 10, No. 68. P. 1–18.

**Публікації, які додатково відбивають наукові результати дисертації:**

1. Семак У. Вплив факторів техногенного трансформованого середовища на рівень флуктуючої асиметрії листкових пластинок деревних рослин. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія*. 2020. № 48. С. 28-33. DOI: <https://doi.org/10.24144/1998-6475.2020.48.28-33>

**Публікації, які засвідчують апробацію результатів дисертації:**

1. Семак У. Площа та рівень некротичного ушкодження листкових пластинок *Populus tremula* L. в умовах техногенного навантаження. *Молодь і поступ біології: зб. тез XV Міжнародної наукової конференції (м. Львів, 9–11 квітня 2019 р.)* Львів, 2019. С. 206.
2. Семак У.Й. Зміна форми листкових пластинок *Populus tremula* L. у зоні впливу Бурштинської ТЕС. *Екологія. Людина. Суспільство: XX Міжнародна науково-практична конференція (м. Київ, 23 травня 2019 р.)*. Київ: НТУУ «КПІ ім. Ігоря Сікорського», 2019. С. 29-30
3. Semak U.Y. Fluctuating asymmetry of *Populus tremula* L. as a bioindicating marker of technogenous transmitted ecosystems. *Advances in botany and ecology: International Conference of Young Scientists (Kharkiv, 6-9 Sept., 2019)*. Kharkiv, 2019. P. 44.
4. Семак У. Морфологічна мінливість *Anthemis arvensis* L. на території золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС. *Молодь і поступ біології. XVI Міжнародна наукова конференція студентів і аспірантів*. Львів, 2020. С. 106

5. Semak U. Bioindication by the degree of leaves damage of woody plants. VII *International Conference Young Researchers' Innovative Ideas: Science | Start-Ups / Industry*. 2021. P.50.
6. Semak U. Mulching as a technique of restoring and protecting biodiversity of man-made landscapes. *International scientific conference "Natural sciences: history, the present time, the future, EU experience"*. Riga, Latvia: Baltija Publishing, 2023. P. 9-10. DOI: <http://doi.org/10.30525/978-9934-26-344-6-2>.
7. Semak U. Sowing of seed mixtures as a revegetation measure in ecological restoration of technogenic ecotopes. *Актуальні проблеми ботаніки та екології: матеріали міжнар. конф. молодих учених*. Івано-Франківськ: Супрун В.П., 2023. С. 44

## ЗМІСТ

ВСТУП.....	19
РОЗДІЛ I. БІОЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ РОСЛИН ТЕХНОГЕННИХ ЕКОТОПІВ, ЇХ БІОІНДИКАЦІЙНИЙ ТА ВІДНОВНИЙ ПОТЕНЦІАЛИ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ) .....	25
1.1. Біоіндикаційний потенціал рослинних організмів та їх угруповань в умовах техногенної трансформації екосистем.....	26
1.2. Особливості формування рослинних угруповань в умовах техногенного середовища.....	28
1.3. Морфологічні модифікації рослин в умовах впливу факторів техногенезу.....	36
1.3.1. Зміна морфологічних параметрів деревних рослин в умовах техногенного навантаження.....	39
1.3.2. Флуктуюча асиметрія як найбільш інформативний показник стану рослинного організму і якості навколишнього середовища.....	44
1.4. Фітоіндикація металопресингу та ремедіаційний потенціал рослинних організмів в умовах геохімічних аномалій техногенної природи.....	46
1.5. Сучасні підходи до відновлення рослинного покриву девастрованих територій.....	49
РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ, ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ .....	54
2.1. Ґрунтово-кліматична характеристика району досліджень.....	54
2.2. Об'єкт дослідження: характеристика БуТЕС та системи гідравлічного золовідведення.....	60
2.3. Чинники та наслідки техногенного навантаження на екотопи у зоні впливу Бурштинської ТЕС.....	65
2.4. Матеріали та методи досліджень.....	70

РОЗДІЛ 3. ФІТОРІЗНОМАНІТТЯ ТА ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ РОСЛИННОСТІ ЗОЛОШЛАКОВІДВАЛІВ БУРШТИНСЬКОЇ ТЕС.....	87
3.1. Видове багатство та флористичний статус рослинності на території золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС .....	88
3.2. Еколого-ценотичні особливості рослинності золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС.....	92
3.3. Підходи та пропозиції щодо відновлення рослинного покриву на золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС.....	101
3.4. Агротехнічні заходи у системі відтворення та підтримання фіторізнманіття деваствованих територій.....	106
РОЗДІЛ 4. РЕАКЦІЙНІСТЬ МОРФОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ РОСЛИН ЗА ДІЇ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ .....	109
4.1. Реакційність лінійних параметрів дендробіоти в умовах впливу факторів золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС.....	110
4.2. Зміна форми та ступінь модифікації листкових пластинок в умовах техногенного навантаження.....	120
4.3. Площа асиміляційної поверхні в умовах техногенно трансформованих екотопів та при знижених рівнях антропо-техногенного навантаження.....	126
4.4. Некротичні ураження листкових пластинок на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС.....	126
4.5. Флуктуюча асиметрія листкових пластинок: золошлаковідвали Бурштинської ТЕС та контрольна територія .....	129
4.6. Мінливість морфологічних показників трав'янистих рослин в умовах золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС.....	132
РОЗДІЛ 5. АКУМУЛЯЦІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ РОСЛИНАМИ В УМОВАХ ЗРОСТАННЯ НА ЗОЛОШЛАКОВІДВАЛАХ БУРШТИНСЬКОЇ ТЕС.....	146
5.1. Вміст важких металів в техноземах золошлаковідвалів ТЕС.....	147

.2.	Акумуляція важких металів рослинами в умовах зростання на субстратах золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС.....	149
5.3.	Аналіз акумуляції важких металів рослинами що зростають на золошлаковідвалах.....	155
<b>ВИСНОВКИ.....</b>		<b>160</b>
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....</b>		<b>164</b>
<b>ДОДАТКИ.....</b>		<b>191</b>
	Додаток А.....	191
	Додаток Б.....	192
	Додаток В.....	193
	Додаток Г.....	219
	Додаток Д.....	221

## **ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ**

БуТЕС – Бурштинська ТЕС

ГДК – гранично допустимі концентрації

ВМ – важкі метали

СЗЗ – санітарно-захисна зона

ФА – флуктуюча асиметрія

ТФ – транслокаційний фактор

КБП – коефіцієнт біотичного поглинання

БХА – індекс біогеохімічної активності

## ВСТУП

**Обґрунтування вибору теми дослідження.** Екологічні наслідки від накопичення та зберігання твердих відходів від спалювання вугілля, таких як зола та шлак, потребують особливої уваги, адже ці об'єкти впливають на природні геохімічні цикли, спричиняють аеротехногенне забруднення, змінюють хімічні параметри поверхневих і підземних вод, а також займають значні площі. Розуміння особливостей рослинного покриву цих ділянок є важливим для розробки заходів щодо відновлення екосистемної рівноваги та зниження екологічних ризиків на місцевому та регіональному рівнях.

У роботі розглянуто особливості рослинних угруповань, що сформувалися в умовах екотопів золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС. Дано характеристику фіторізноманіття території: видове багатство, флористичний статус та ступінь натуралізації. Оцінено та проаналізовано екологічні особливості рослинності: морфологічні характеристики, репродуктивну стратегію, запилення, особливості розповсюдження рослин, а також екосистемну стратегію рослини. Вивчення таксономічної структури та екологічних особливостей рослинності золошлаковідвалів дозволяє не тільки здійснити оцінку стану рослинності та рівень її техногенної трансформації в умовах золошлаковідвалів, а також виявити потенціал рослинності до відновлення екологічної рівноваги девастрованих територій, передусім через формування рослинного покриву. Таким чином, проаналізований видовий склад рослинності та еколого-ценотичні особливості рослинності золошлаковідвалів можуть слугувати унікальною базою для подальшої розробки заходів фіторекультиваци та екологічної ренатурації, що дозволить вирішити ряд екологічних проблем техногенно порушених територій зони впливу Бурштинської ТЕС.

Перебуваючи в умовах постійного впливу забруднювачів, рослини є незамінними індикаторами стану екосистем. Вивчення біоіндикаційних можливостей рослин мають на меті пошук інформативних біоіндикаторів для оцінки стану середовища та моніторингу техногенно трансформованих

територій. Особливо цінними біоіндикаційними властивостями відзначаються представники фітобіоти техногенно-трансформованих екосистем. У роботі розглянуто біоіндикаційну перспективність деревних та трав'ястих видів в умовах техногенно-трансформованих екотопів золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС. Зважаючи на фітомеліративний та ремедіаційний потенціал рослин, досліджено особливості акумуляції важких металів деревними та трав'яними рослинами в умовах зростання на золошлаковідвалах. Аналіз коефіцієнту біологічного поглинання та транслокаційного фактора дозволить оцінити перспективність використання обраних рослин деконтамінації забруднених важкими металами ґрунтів, насамперед техногенних екотопів золошлаковідвалів. Виявлена акумулятивна здатність щодо фітотоксикантів потребує подальших дослідження та масштабування експерименту.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Дисертаційну роботу виконано під час навчання в аспірантурі у 2018-2024 рр. згідно науковими програмами, планами, темами кафедри біології та екології Прикарпатського національного університету імені Василя Стефаника та кафедри фізіології та інтродукції рослин Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара в рамках держбюджетної тем «Інтродукція рідкісних, реліктових природних видів рослин та малопоширених культиварів культурних рослин в умовах степового Придніпров'я» (№ 0122U001454, замовник – МОН України) та «Порушення та адаптація різнорівневих біосистем в умовах антропогенної трансформації довкілля» (№ 0114U005004, замовник – МОН України).

Протягом 2021-2023 років виконання дисертаційного дослідження відбувалась в рамках стипендійної програми Німецького федерального фонду довкілля (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) в Інституті ландшафтного планування та екології, Штутгартський університет, Німеччина (Institute of Landscape planning and Ecology, Stuttgart University, Germany).

**Мета і завдання дослідження.** Мета роботи – дослідити особливості рослинного покриву золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС, проаналізувати



біорізноманіття та екологічні властивості рослинності, з'ясувати потенціал фітобіоти у біоіндикації стану довкілля та стабілізації екологічної ситуації через встановлення рослинного покриву на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС.

**Для досягнення мети дослідження були поставлені такі завдання:**

1. Дослідити біорізноманіття та еколого-ценотичні особливості рослинності золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС;
2. Розробити пропозиції щодо фіторекультивациі території золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС;
3. Вивчити біоіндикаційний потенціал рослин в умовах чинників золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС;
4. Дослідити вміст важких металів в техногенних субстратах золошлаковідвалів та особливості їх акумуляції рослинами.

*Об'єктом дослідження є рослинність техногенно-трансформованих екотопів золошлаковідвалів Бурштинської теплоелектростанції*

*Предметом дослідження є фіторізноманіття та екологічні властивості рослинності, їх біоіндикаційний, рекультивацийний та ремедіацийний потенціал.*

**Методи дослідження.** У роботі були використані наступні методи дослідження: геоботанічні, фітоіндикаційний, статистичні, а також атомно-абсорбційний метод.

**Наукова новизна одержаних результатів.** У роботі представлено результати дослідження фіторізноманіття золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС, подано систематичну структуру, проаналізовано флористичний статус видів, охарактеризовано еколого-ценотичну структуру досліджуваної рослинності. Виявлено, що рослинність золошлаковідвалів різноманітна і перебуває на різних стадіях розвитку – від піонерної рослинності до сформованих рослинних угруповань. На основі аналізу біорізноманіття та його еколого-ценотичних особливостей подано ідеї щодо відновлення рослинного покриву золошлаковідвалів – уперше розроблено насінневу суміш із видів аборигенної флори, запропоновано деревні види для лісової фіторекультивациі, а також

описано методологічні підходи до встановлення рослинного покриву та підтримки біорізноманіття на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС.

Здійснено апробацію біоіндикаційного потенціалу деревних рослин в умовах зростання на золошлаковідвалах. Показано що фоліарні морфометричні параметри у деревних видів виявляють високу морфологічну реакційність за дії техногенного навантаження і можуть використовуватися у якості біоіндикаційних маркерів для оцінки стану середовища. Рівень флуктуючої асиметрії зарекомендував себе достовірним індикатором техногенного пресингу в умовах золошлаковідвалів. У ході дослідження морфологічних особливостей трав'янистих видів (*Achillea millefolium* та *Anthemis arvensis*) проведено кореляційний аналіз та визначено морфологічну цілісність особин, що засвідчила вищі рівні дезінтегрованості в умовах золошлаковідвалів у порівнянні із рослинами, що зростають на території зі сприятливим режимом екологічних факторів. Здійснено оцінку контамінації важкими металами техноземів золошлаковідвалів та особливості акумуляції поллютантів листковими пластинками і трав'яними рослинами. Виявлено видоспецифічність у накопиченні важких металів, здійснено оцінку ефективності акумуляції видами поллютантів та їх перспективність у фітооремедіації ґрунтів що потребує подальших досліджень із залученням більшої кількості зразків.

**Практичне значення одержаних результатів.** Зібрані дані про склад рослинності та її екологічні особливості є унікальним теоретичним підґрунтям для розуміння процесів формування рослинного покриву на дегазованих територіях та слугують основою для подальшої розробки відновлювальних заходів, які допоможуть встановити рослинний покрив на території золошлаковідвалів. Запропоновані насіннева суміш та види для лісової рекультивації рекомендовано до використання в ході відновлення рослинності на території золошлаковідвалів, а заходи контролю та управління фіторізноманіттям допоможуть підтримати та сформувати багатовидові стійкі рослинні угруповання на території дослідження. Результати виконаних біоіндикаційних досліджень є джерелом практично-теоретичних знань щодо фітоіндикаційних

методик та їх ефективність для біоіндикаційних досліджень. Вивчення особливостей акумуляції важких металів є теоретичною базою для оцінки ефективності рослинних організмів щодо фітореMediaції ґрунтів.

**Особистий внесок здобувача.** Основні результати дисертаційної роботи здобувач отримала самостійно. Протягом 2018-2021 років авторка особисто провела польові дослідження та виконала основний обсяг експериментальної частини дисертації. Автором проведено опрацювання літературних джерел, отримано розрахункові дані, проведено статистичний аналіз та надана графічна інтерпретація результатів дослідження. Аналізи ґрунту та рослин на вміст важких металів проведено в сертифікованих лабораторіях Національного наукового центру «Інститут землеробства НААН». Основні результати дослідження та висновки опубліковані у наукових фахових виданнях та оприлюднені на наукових конференціях. У наукових працях, опублікованих у співавторстві, особистий внесок здобувача – дані польових досліджень, представлення, обробка та інтерпретація результатів дослідження, формулювання мети, завдань та висновків. У дисертаційній роботі представлені тільки ті ідеї та положення, які є результатом особистої роботи здобувача.

**Апробація результатів дисертації.** Основні положення дисертаційної роботи було висвітлено у доповідях на XV Міжнародній науковій конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології» (Львів, 2019); XX Міжнародна науково-практична конференція «Екологія. Людина. Суспільство» (м. Київ, 2019); Міжнародній науковій конференції молодих учених «Актуальні проблеми ботаніки та екології» (Харків, 2019); Міжнародній науковій конференції молодих учених «Young Researchers' Innovative Ideas: Science | Start-Ups | Industry» (2021); International scientific conference “Natural sciences: history, the present time, the future, EU experience (Riga, 2023); Міжнародній науковій конференції студентів і аспірантів «Актуальні проблеми ботаніки та екології» (Івано-Франківськ, 2023).

**Публікації.** За результатами дисертації опубліковано 15 наукових праць, у тому числі: 4 статті у фахових наукових виданнях України (категорія Б), 2 статті в наукових фахових виданнях, включених до міжнародних наукометричних баз,

в тому числі «Scopus»; 2 статті у наукових виданнях, 7 – у матеріалах і тезах конференцій.

**Структура та обсяг дисертації.** Обсяг основного змісту дисертаційної роботи становить 163 сторінки друкованого тексту. Робота складається із вступу, шести розділів, що містить 22 таблиці, 24 рисунки, висновків і списку використаних джерел, який налічує 245 найменувань. Загальний обсяг дисертації разом із списком літератури становить 190 сторінщк.

## **РОЗДІЛ І. БІОЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ РОСЛИН ТЕХНОГЕННИХ ЕКОТОПІВ, ЇХ БІОІНДИКАЦІЙНИЙ ТА ВІДНОВНИЙ ПОТЕНЦІАЛИ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)**

Зважаючи на екологічні ризики, джерелом яких є об'єкти теплоенергетичної галузі, актуальним завданням є вивчення особливостей рослин та їх угруповань в зоні впливу підприємств промисловості. Рослинні організми є зручними об'єктами біоіндикації, адже завдяки особливостям життєдіяльності здатні відображати комплексний вплив факторів навколишнього середовища. Здійснити оцінку техногенного впливу на біоту можна також на синекологічному рівні – аналізуючи видове різноманіття та екологічні особливості рослинних угруповань.

Чинники техногенного походження обумовлюють трансформацію морфо-анатомічних параметрів, зміна яких відображає глибокі перетворення у перебігу фізіологічних процесів. У свою чергу, зміни на біохімічному рівні внаслідок трансформації геохімічних потоків екосистеми у результаті техногенних впливів, призводить до зміни мікро- та макроелементного складу рослинних тканин. Одним із показових явищ зміни геохімічної ситуації є накопичення важких металів у рослинних тканинах.

Актуальним завданням сучасних наукових досліджень є виявлення та аналіз морфологічних змін у рослин як діагностичних маркерів техногенної трансформації довкілля, а також вивчення потенціалу до накопичення важких металів фітобіотою. Вивчення реакцій рослинних організмів на різних рівнях – як окремих організмів, так і їх угруповань, дасть можливість здійснити фітоіндикацію техногенно трансформованих екотопів на аутекологічному та синекологічному рівні. Такий різнорівневий аналіз має на меті закласти підвалини якісно нового підходу до оцінки стану довкілля на території промислових майданчиків та в зоні впливу потенційно небезпечних підприємств, що водночас дозволить отримати теоретичне підґрунття для відновлення рослинного покриву та рекультивації девастрованих територій.

### **1.1. Біоіндикаційний потенціал рослинних організмів та їх угруповань в умовах техногенної трансформації екосистем**

У сучасних умовах техногенне навантаження є окремим екологічним фактором, який обумовлює трансформацію як абіотичної, так і біотичної компоненти екосистем. Актуальним завданням є пошук інформативних методів діагностики стану довкілля, серед яких особливо перспективними є біоіндикаційні методи [38, 145, 226]. Біоіндикаційний підхід дозволяє оцінити характер та ступінь техногенного пресингу на довкілля, діагностувати вплив як окремих факторів, так і їх сукупності, а отже, здійснити інтегральну оцінку стану екосистем [20, 39]. Зважаючи на чутливість живих організмів, біоіндикація виступає ефективним інструментом оцінки екологічної ситуації [39, 145, 226]. Живі організми дають можливість вивчити реальний вплив полютантів у комплексі, враховуючи їх антагонізм, синергізм та адитивність.

Суть біоіндикаційного підходу полягає у дослідженні біохімічних, фізіологічних та морфо-анатомічних змін організму під впливом техногенних факторів. Основні переваги біоіндикаційних методів – простота і швидкість використання при високій ступені чутливості і точності [7, 38, 226]. Окрім того, ці методи не потребують дороговартісного обладнання та матеріалів. Розрізняють короткочасну та довготривалу біоіндикацію. Короткочасна характеризує стан довкілля у конкретний момент, а довготривала дозволяє здійснювати постійну і систематичну діагностику екосистем [145], що є основою екологічного моніторингу та екологічного нормування.

Проблематиці та методологічній базі біоіндикаційних досліджень присвячено велику кількість наукових робіт: аспекти біоіндикації висвітлено у наукових працях минулого століття (Smith, 1972; Lovelock, 1981; Manning, Feder, 1985; Schubert, 1985; Бортник, 1997; Дідух, Плюта, 1994) та у сучасних наукових дослідженнях (Дідух, 2012; Савосько, 2013; Горова, 2014; Гнатів, 2016; Гродзинська, 2016; Комарова, 2018; Коршиков, 2020; Небесний, 2022 та багато інших).

Фітоіндикаційні дослідження займають провідне місце в системі біоіндикації, адже саме рослини найбільш повно відображають весь комплекс стресоутворюючих впливів на організм [52, 59, 90]. Інформативність рослинних організмів як об'єктів біоіндикації полягає передусім у тому, що рослини є первинними ланками трофічних ланцюгів (на рослинну компоненту екосистем припадає до 99% біомаси) [38, 90]. Рослини можуть використовуватися для отримання інформації як про недавній, так і про тривалий вплив забруднюючих речовин [1, 59, 72], а також дозволяють оцінити стан біосистем в цілому та режим екологічних факторів зокрема [112]. До того ж, реакційність рослин фіксують в умовах не екстремального, а слабого та середньої сили антропогенного забруднення [23], що свідчить про високу чутливість фітобіоти до забруднювачів. Рослини, у ряді випадків, виявляються більш чутливими сенсорами, ніж тваринні організми [54] – висока чутливість зумовлена великою площею контакту, інтенсивним газообміном та поглинанням речовин з навколишнього середовища, тривалою експозицією [90, 124].

Фітоіндикація може здійснюватися за реакцією у відповідь для найбільш чутливих видів відносно окремих інгредієнтів, або за накопиченням шкідливих речовин в організмі [38, 159] – тобто серед рослин-біоіндикаторів розрізняють високочутливі до полютнатів та біоіндикатори-накопичувачі [159]. До потенційних рослин-індикаторів висувають ряд вимог: широка екологічна амплітуда та пластичність; широкий ареал поширення; низька спонтанна частота прояву ознаки, що враховується [15, 31, 39], достатня чутливість, тривалий життєвий цикл, здатність до саморегуляції [15]. Для підвищення ефективності рекомендують [59] проводити аналіз одразу за декількома видами.

Таким чином, індикаторними повинні бути ті види, які є чутливими до забруднення, проте навіть у не-індикаторів можна виявити індикаційно значимі ознаки [39]. Я.П. Дідух зазначає, що на сучасному етапі все частіше індикаторами виступають не окремі види рослин, а їх ознаки чи властивості [38, 39]. Тому завданням сучасних фітоіндикаційних досліджень є не тільки пошук видів-

індикаторів, але передусім вибір набору інформативних індикаційних ознак та розробка ефективних методів фітодіагностики довкілля.

Під «екологічним індикатором» слід вважати ознаку, що «характерна для системи чи процесу, на основі якої здійснюватиметься якісна чи кількісна оцінка змін, визначення стану екосистем, процесів та явищ». Основними вимогами до індикаційних показників є: доступність при отриманні результатів, інформативність в процесі аналізу, репрезентативність даних для їх широкої екстраполяції, можливості стандартизації, перевірки та порівняння результатів [38]. Індикаторними є ті показники, які відображають спрямованість фізіолого-біохімічних процесів та анатомо-морфологічні особливості рослин (маркери функцій, процесів, структури системи в цілому за умов забруднення). Такі маркерні параметри дозволяють діагностувати стан біосистеми на функціональному та структурному рівнях її організації, а також ефективно оцінити рівень забруднення та охарактеризувати стан екосистеми.

Сучасна фітоіндикація включає різні напрями, зокрема флористичний (Тохтар, 1994; Соломаха, Мельник, 2002 та інші), еколого-ценотичний (Кучерявий, 2001; Башуцька, 2004; Осипенко, 2006 та інші), аутфітоіндикаційні (Зеленська, 2000; Коршиков, та інші), синфітоіндикаційний (Боднарк, 2009; Буджак, 2020; Дідух, 2023; та інші).

Таким чином, фітоіндикація займає чільне місце в системі біоіндикаційних досліджень і є перспективним прикладним напрямком, що являє собою комплексну систему моніторингу, оцінювання та прогнозу стану біотичних систем, передусім тих, які перебувають під впливом антропогенних факторів техногенно трансформованих екосистем.

## **1.2. Фіторізноманіття техногенно трансформованих територій як показник стабільності екосистем**

Рослинний покрив як сукупність усіх рослин у межах певного топографічного контуру, являє собою природне тіло, яке можна розчленувати у залежності від інтересів вивчення. При дослідженнях особливостей рослинного



покриву техногенних екотопів, предметом досліджень виступає рослинність – у свою чергу основною одиницею рослинності є рослинне угруповання або фітоценоз. Рослинне угруповання як відкрита біотична система є комплексним результатом розвитку біоти і абіотичних факторів, взаємозв'язки між якими здатні зберігатися на певному рівні стабільності [14]. Результатом порушень рівноваги між середовищем і біотою відбувається трансформація структурно-функціональної організації угруповань, що спрямована на досягнення ними стабільного рівноважного стану в нових екологічних умовах [7, 14].

Об'єктивним фактором сучасного розвитку рослинного покриву є техногенез [14, 121]. Вплив техногенезу на рослинність – це ті зовнішні впливи, які можна розцінювати як сукупність своєрідних екологічних факторів. Тобто техногенні фактори є реальними складовими екологічних ніш рослин і угруповань [14, 121, 124], а отже мають прямий вплив на процеси фітоценогенезу [121].

Зміну режиму екологічних факторів та їх вплив можна виявити шляхом спостереження за структурно-функціональними та просторово-структурними параметрами фітоценозу, зокрема загальним числом видів, ступенем покриття, чисельністю особин, біомасою, ритмом продуктивності та іншими екологічними параметрами угруповання [7]. Оцінка таксономічної та екологічної структури відображає динаміку та закономірності змін фітоценозів, а отже слугує одним із способів індикації режиму екологічних факторів [7].

Природна рослинність у техногенних ландшафтах характеризується нестабільністю – характер і темпи спонтанного заростання техногенних екотопів визначаються як загальним екологічним станом регіону, так і конкретними умовами середовища, а також місцем розташування та можливістю потрапляння діаспор [121, 122, 125]. Зазвичай у таких умовах розвиваються відкриті агрегатні рослинні угруповання зі спрощеною несформованою структурою, спостерігається фрагментарність рослинного покриву, збіднене видове багатство та незначне проективне покриття [125].

Видове багатство є одним з найважливіших параметрів що відображає стан рослинних угруповань в умовах техногенно трансформованих та порушених екосистем. Аналіз видового різноманіття та видових композицій є основою для розуміння фітоценотичної динаміки та сукцесій [206]. У попередніх дослідженнях європейських та вітчизняних вчених [74, 108, 181, 200, 244] було виявлено гомогенізацію флори антропогенних та техногенно змінених територій: тут спостерігалось зменшення видового різноманіття як наслідок антропопресингу. Зниження таксономічного (видового і родового) багатства відображає процеси спрощення систематичної структури фітоценозу і свідчить про уніфікацію флори [14].

Поява та поширення видів у флорах техногенних екотопів залежать від ступеня антропотолерантності видів та їх екологічних ніш, що сформувались у процесі філогенезу. Флористичний склад угруповань техногенних територій досить динамічний і безперервно змінюється за рахунок міграції окремих видів. У формуванні рослинності первинних техногенних екотопів важливого значення набуває флористичне оточення [175, 228], зокрема наявність контактів з місцевими рослинними угрупованнями та видами, здатними мігрувати на території техногенного походження та витримувати екотопний відбір в умовах промислового середовища [137, 175].

Фітоіндикаційно значимою є оцінка таксономічної структури видового складу, що вказує на особливості внутрішньої будови й специфічні особливості фітоценозів та є одним з основних якісних показників. Важливим параметром для характеристики таксономічної структури угруповань є не тільки родинний спектр, але і кількість таксонів різного рангу [14]. Дослідження таксономічної структури фітоценозів промислових територій свідчать, що співвідношення видів однодольних і дводольних рослин тут складає 1 : 5. У родинному спектрі перші три місця займають *Asteraceae*, *Poaceae*, *Brassicaceae* – такий спектр характерний і для рослинності золошлаковідвалів теплових електростанцій [93, 97]. Виявлена подібність у таксономічних спектрах флори техногенних екотопів пояснюється впливом схожих чинників техногенного

походження, що детермінують розвиток рослинності в умовах техногенно змінених екосистем [121].

Загалом видове різноманіття деградованих територій у порівнянні із місцевою флорою є збіднене [93, 244] та в основному формується регіональним видовим фондом, часто завдяки природній міграції видів із навколишніх екосистем та поступовою колонізацією техногенних неоедафотопів [175, 186]. У той же час фіксують випадки зростання фіторізноманіття техногенних екотопів, що пояснюється збільшенням варіацій ґрунтового покриву та неоднорідності середовища проживання [192, 182], а також відсутності конкуренції з боку інших видів. Часто тут знаходять прихисток ендемічні і вузькоареальні види [121, 228]. Інколи на техногенних територіях трапляються рослини, що дичавіють із культури чи випадково занесені на дану територію в результаті сільськогосподарської діяльності людини [14].

Видове багатство на території золошлаковідвалів [130, 160, 204], а також місць вуглевидобутку [165, 175, 186] були описані раніше. Ключовий вплив на видове різноманіття тут мають умови едафотопу [121, 216], що загалом сприятливі для поселення рослинності [93]. Відзначається що кам'яновугільний попіл із теплоелектростанцій можна використати для меліорації породних відвалів [128]. Фізико-хімічні властивості ґрунтів відображаються на рості і продуктивності окремих видів та їх популяцій – це призводить до більш чи менш сильного порушення видової структури фітоценозу і навіть до розвитку сукцесійних процесів [216].

Всебічне вивчення видового багатства рослинних угруповань є одним із першочергових кроків оцінки масштабів впливу техногенних факторів на фітоценогенез та фітобіоту в цілому, а також має важливе значення при розробці заходів відновлення та стабілізації екологічної рівноваги техногенно трансформованих екосистем.

Вплив факторів техногенного характеру обумовлює зміну еколого-ценотичної структури рослинних угруповань. В умовах мозаїчності субстратів

техногенних екотопів зберігаються ті екоелементи, які є витривалими до того чи іншого комплексу едафічних та мікрокліматичних умов [137, 242].

Для екологічного аналізу рослинних угруповань використовують комплекс функціональних параметрів: морфологічні особливості, життєвий цикл, репродуктивні параметри (запилення та дисперсія), ценотична стратегія – ці особливості пояснюють механізми поширення, захисту, виживання та конкуренції в умовах техногенно зміненого середовища [148, 152, 207, 206].

Інформативним показником екологічних особливостей рослинності є флористичний статус, оскільки він часто пов'язаний зі змінами регіонального біорізноманіття або функціонування екосистеми [148, 165, 200]. Зокрема, синантропізація, занесення та експансія адвентивних видів є одним із найбільших екологічних наслідків антропогенної трансформації флори [14, 108, 140]. Вториння немісцевих видів може вказувати на високий рівень деградованості екосистем та серйозну екосистемну перебудову – така трансформація режиму екологічних факторів не здатна підтримати місцеве видове різноманіття [157, 167, 200], а отже незмінно приводить до трансформації флористичної компоненти екосистем.

Техногенні екотопи, такі як золошлаковідвали, часто є придатними територіями для розселення адвентивних видів [14, 150]. Одним із результатів експансії немісцевих видів може бути гомогенізація флори, тобто розвиток маловидових угруповань зі спрощеною структурою, якісними та кількісними змінами у видовому складі, втратою рис самобутності, зростанням участі космополітних видів [147, 167, 200]. Так, синантропні види, які вважають піонерами спонтанного заселення техногенних екотопів, в окремих випадках становлять 100% фіторізноманіття [14, 80, 108], а тому рівень синантропізації може використовуватись як маркер стану рослинності.

З іншого боку, контрольована інтродукція швидкорослих немісцевих видів може сприяти швидкому розвитку рослинності [165, 108], що особливо важливо для потенційно небезпечних субстратів, якими є відкладення золи та шлаку. Поява таких видів прискорює темпи заростання порушених земель і сприяє

заселенню вільних екологічних ніш. Проте ці види виявляють так звану «групову» стратегію при поширенні [121] – їх швидка експансія часто суперечить природньому ходу розвитку рослинності [209, 244] і може призвести до порушення екосистемного балансу. Зокрема, ценотичні властивості заносних видів в окремих випадках призводять до формування рослинних угруповань, у яких аборигенні види не можуть впоратися з новими еколого-ценотичними умовами [157, 181]. Таким чином, немісцеві види можуть виконувати функцію видів-трансформерів – тобто таких, які здатні змінити характер, умови, структуру або природу цілої екосистеми [14], тим самим створивши більш або менш сприятливі умови для подальшого розвитку рослинного покриву.

Тривалість життя (життєвий цикл) та життєві форми є інформативними параметрами при аналізі стану рослинного угруповання, адже виявлення біоморфологічних показників дає можливість краще зрозуміти процеси, що відбуваються в системі «рослинність – екотоп» і засвідчують їхні техногенні модифікації [97]. Різноманітність форм життя на техногенно трансформованих ділянках було проаналізовано в ряді досліджень [130, 160, 204, 230]. З посиленням антропогенного впливу відбувається зміна у типологічних структурі фітоценозів техногенних екотопів: деревні і багаторічні види заміщаються одно- та дворічниками [121]. Основу біоморфічної структури рослин техногенних екотопів за загальним габітусом і тривалістю життєвого циклу складають трав'янисті полікарпики та монокарпики [54]. Спектр життєвих форм на золошлаковідвалах на основі класифікації К. Раunkiaer був проаналізований у попередніх дослідженнях, які показали переважання гемікриптофітів [196], також значна частка у рослинному покриві належить терофітам та фанерофітам [133]. Різні життєві форми та тривалість життя демонструють різні переваги та недоліки для процесів рекультивзації [133, 206].

Репродуктивна стратегія видів є одним із ключових аспектів оцінки рослинності, оскільки антропогенні порушення можуть мати сильний вплив на репродукцію рослин [141], зокрема розмноження, поширення та заселення рослин [152]. Що стосується запилення, то деякі види рослин покладаються на

дуже точні механізми запилення [149, 158, 172], тоді як інші не є вузькоспеціалізованими, а тому рідше втрачають можливість запилення [158].

Таким чином, рослини демонструють різний рівень залежності від запилювача: від повної незалежності до запилення виключно певними видами комах [151, 230]. А оскільки запилювачі особливо чутливі до антропогенних порушень [141, 151, 172], то виступають обмежуючим фактором для встановлення рослинності під час процесів колонізації [141]. Подібним чином характер дисперсії діаспор може бути інформативним показником трансформації рослинного покриву у ході сукцесії [185, 227]. Характер розповсюдження діаспор впливає на можливості інвазії немісцевих видів рослин [195, 185]: здатність до активного поширення, особливо вітром і водою, сприяє успішній інвазії. Крім того, види з механізмом поширення на великі відстані (анемохорні та зоохорні види) часто є успішними колонізаторами, тоді як види з обмеженою відстанню поширення діаспор не підходять для колонізації в порушених місцях [133].

Важливою характеристикою рослинності є структура екосистемних стратегій. Система ценотичних стратегій Дж. Грайма [162] використовується в ряді досліджень рослинності деастрованих територій [206, 244, 185, 141], адже через оцінку екосистемної стратегії виду, можна оцінити рівень стресу та порушеності певної ділянки та, навпаки, можна розробити видовий «фільтр», відбираючи тільки ті види, які можуть справлятися з певними режимами екологічного стресу та дисбалансу.

Загалом, фітоценологічні дослідження еко- і ценодинаміки рослинності та фітоценогенезу на техногенних екотопах показують тенденції синатропізації та рудералізації, просторово-часову різномасштабність динаміки, фрагментарність фітоценотичної організованості, зміни екологічних особливостей рослин, зокрема перебудова спектрів життєвих форм, зміну репродуктивних стратегій, запилення та поширення діаспор, а також ценотичної стратегії видів. Здійснюючи дослідження еко- та ценоморф рослинних угруповань, можна дати всебічну ценоморфологічну та екологічну характеристику фітоценозу, розкрити його еколого-біологічну сутність. Такі дослідження є фундаментальною базою для

поглиблення уявлень про рослинну компоненту техногенних екосистем, а також для розробки стратегій оптимізації та відновлення рослинного покриву потенційно небезпечних територій техногенно трансформованого середовища.

### **1.3. Морфологічні модифікації рослин в умовах впливу факторів техногенезу**

Одним із найважливіших і найперспективніших методів біоіндикації та біомоніторингу техногенно-трансформованих екосистем є діагностика їх стану за мінливістю морфологічних параметрів рослин. Реакція рослин за їх морфометричними параметрами є інтегральним показником якості довкілля, що дає можливість оцінити стан екосистеми у поєднанні природних і техногенних факторів [216]. Оскільки зміна морфологічних характеристик рослин є наслідком впливу на морфогенез та метаболізм факторів техносфери [7, 79, 124], морфологічні модифікації виступають як індикатор постійного та інтенсивного ступеня впливу антропогенного навантаження [109, 124]. До того ж, відмічають більшу стабільність морфо-анатомічних показників у порівнянні із фізіолого-біохімічними [79, 114], що робить їх особливо цінними у практиці біоіндикаційних досліджень.

Морфологічні зміни рослин зручні для біоіндикації, оскільки є доступними для оцінки, не потребують складного обладнання, не вимагають значних витрат праці при спостереженні та оцінці [23]. Попри перспективність та вагомість фітомоніторингу кількість робіт, присвячених застосуванню мінливості морфологічних ознак у фітоіндикації, дуже обмежена. В умовах впливу факторів техногенного середовища фіксують різні зміни габітусу як деревних, так і трав'янистих рослин – навіть елементарні кількісні характеристики, такі як висота рослин, довжина і ширина листків, можуть бути інформативними щодо впливу зовнішніх факторів. Ступінь інтенсивності цих морфологічних перетворень залежить як від концентрації політанта, так і від тривалості його впливу [1, 109] та відстані від джерела.

Морфологічні модифікації трав'янистих рослин в умовах впливу факторів техногенного навантаження висвітлені у роботах таких вчених: Бессонова В.П., Бурда Р.І., Лихолат Ю.В., Прохорова С.І., Хархота Г.І. Зміну морфопараметрів у деревних рослин висвітлена у роботах Ганжі Д.Д., Гаврикової В.С., Луцишин О.Г., Миленської М.М. Пляцук Д.Л.

Морфологічну мінливість морфопараметрів рослинних організмів, що в зоні впливу техногенного навантаження збільшується або навпаки зменшується [29], оцінюють через коефіцієнти варіації ознак [1, 109].

Зростання морфологічної мінливості в умовах стресу можна розглядати як пошук шляхів морфологічної адаптації, а подальша стабілізація ознаки може свідчити про знаходження шляху адаптивного морфогенезу [26]. Прохоровою С.І. запропоновано модуль морфологічної мінливості, під якими розуміють «окремі відносні величини спадково не закріплених змін морфологічних ознак рослинного організму під впливом зовнішнього середовища, що являють собою реалізацію адаптивного потенціалу в онтогенезі рослин в певному середовищі» [109]. Модуль морфологічної мінливості обчислюють як відношення коефіцієнта варіації па ознаки із досліджуваного екотопу до коефіцієнта варіації його із екотопу, прийнятого за стандарт [109]. Проте слід зазначити, що існує природна генетично детермінована мінливість морфологічних структур. Для цього необхідно проводити морфологічні дослідження у комплексі із аналізом інших індикаторних ознак, серед яких хімічний склад рослин та вміст токсикантів у навколишньому середовищі.

Проте, хоча трав'янисті рослини і пристосовані до зростання в умовах техногенної трансформації довкілля, при впливі стресових факторів спостерігається модифікація морфологічних структур що і слугує індикаторними ознаками. Вплив факторів зовнішнього середовища відображається передусім на габітусі [124]. Змінені габитуальні форми у техногенних екотопах були описані Г.І. Хархотою – автором наведено 10 типів габутіальних модифікацій [124]. У тих чи інших умовах габітус одного і того ж виду може відрізнятися, і навіть у систематично віддалених видів, він стає схожим у конкретних умовах [72, 124].



Високопластичними морфопараметрами вегетативної сфери, морфологічні характеристики яких можуть варіювати у залежності від зовнішніх впливів є такі показники як висота рослин, кількість та направленість росту пагонів, форма, кількість та щільність листків на пагоні, їх розміри, ксероморфізм, розмір інших органів, щорічний приріст, хлороз і некроз, а також тератологічні перетворення. Морфологічні модифікації зустрічаються також і у генеративній сфері, чутливість якої до стресових впливів фіксували як у трав'яних, так і в деревних рослин [129].

Пригнічення ростових процесів в умовах техногенного навантаження призводить до зменшення середніх значень параметрів всіх габітуальних ознак [105-106, 109]. За рахунок карликовості рослини зменшують ступінь контактності надземних органів із стресовим фактором, а в окремих випадках фіксують гігантизму особин [109]. Часто фіксують модифікацію габітусу, який проявляється у зменшенні висоти та збільшенням листків на одиницю пагона з утворенням «притиснутих» до субстрату рослин, також відмічають утворення лежачих, розпростертих, ампельних пагонів [124]. Інколи рослини набувають специфічного вигляду, наприклад зонтикоподібного, кущистого або мітластого. Це пов'язано із утворенням більшої кількості пагонів другого порядку або, до прикладу, осей другого порядку у суцвіттях [124]. Проте, в окремих випадках спостерігають позитивний вплив кам'яно-вугільних відходів на морфометричні показники рослин [128].

Високочутливим до забруднюючих речовин органом є листкова пластинка. В зоні впливу техногенних об'єктів спостерігається зменшення розмірів листових пластинок, змінюються їх довжина та ширина, спостерігається поліморфізм та тератоперетворення [106, 102]. Також фіксують появу некрозів, хлорозів листових пластинок [105, 216]. Інколи спостерігається зростання листових пластин або порушення їх жилкування, останнє призводить до зміни форми листової пластинки.

Зміни, яких зазнають генеративні органи рослин під впливом факторів техногенезу, свідчать про високий рівень стресу, оскільки першими змін

зазнають вегетативні органи. Серед модифікацій генеративної сфери спостерігають порушення оцвітини – зміну кількості пелюсток або зменшення кількості квіток у суцвітті [105, 106]. Кількість квіток та суцвіть вважається високоінформативним маркером техногенного навантаження [106]. Серед інших модифікацій – зміна форми пелюсток, їх зростання, некротизація, зменшення діаметру суцвіття [106], олігомеризація та полімеризація елементів оцвітини, зафіксовані зміни у гінцеї та андроції квітки [8]. Зміни може зазнавати не тільки окремі квітки, але й суцвіття - зменшення довжини міжвузлів суцвіття, або навпаки – збільшення розгалуженості суцвіть. Це призводить до формування кількох суцвіть поруч, вкорочення, фасціації та проліфікації суцвіть тощо [105]. Такі ознаки, як кількість квіток у суцвітті, довжина суцвіття, діаметр кошика є біоіндикаційними маркерами для окремих видів рослин.

Фактори техногенного навантаження впливають на морфологічну інтегрованість (цілісність) особин [56, 64], що визначається на основі мінливості морфологічних ознак та їх скорельованості [64]. В умовах високого рівня технопресингу окремі види показують високі та середні значення індексу морфологічної цілісності, інші – низькі значення індексу морфологічної цілісності [1]. У сприятливих умовах спостерігають зростання цілісності особин [58, 64], тоді як у стресових умовах рівень інтегрованості особин або показує зростання скорельованості між ознаками [56, 58, 64, 127], або, навпаки, спостерігається дезінтеграція особин [58, 75]. Визначення рівня морфологічної цілісності дозволяє діагностувати стан особин за різного градієнту екологічних факторів, зокрема техногенного походження [64, 127] і може слугувати біоіндикаційним маркером.

Слід зазначити, що морфологічні зміни мають видові особливості. Ступінь морфологічної модифікації кожної конкретної особини виду є суто індивідуальним фактором і визначається структурно-функціональним станом рослинного організму [124]. В окремих випадках морфологічних змін не спостерігають, що пояснюється адаптивним потенціалом рослин.

Зміна низки морфофізіологічних параметрів рослин в умовах техногенної трансформації докiлля лежить в основi адаптивних механiзмiв [73], що ґрунтуються на «варіабельностi, екологічній пластичностi та стійкостi морфофізіологічних параметрів функціонального стану» рослинних органiзмiв [83]. Тобто здатність рослин адаптовуватись до трансформації докiлля ґрунтується на модифікаціях морфологічних структур та фізіологічних процесів [83]. Таку адаптивну здатність рослинних органiзмiв Д. Гродзинський розглядав як прояв надійностi біологічних систем. Гнатiв вважає адаптивні механiзми як здатність відповідати видоспецифічними фенотиповими модифікаціями в межах генетично обумовленої «норми» [26]. Зростання в умовах впливу техногенних факторів свiдчить про наявність у рослин онтогенетичної «пам'ятi», що є результатом адаптивних процесів: рослини здатні проходити своєрiдне «загартовування» iз зниженням чутливостi до полiутантiв в умовах середнього та слабкого рiвнiв техногенного навантаження [73]. В основi морфологічних перебудов закладений еволюційний результат адаптацій на фізіолого-біохімічному рiвнi, що є генетично визначеним як норма реакції [73].

### **1.3.1. Зміна морфологічних параметрів деревних рослин в умовах техногенного навантаження**

У техногенно змінених ландшафтах інформативними біоіндикаторами виступають деревні рослини [51, 95]. Дерева є зручними тест-об'єктами з кількох причин: вони поглинають сполуки з ґрунту і повітря, виступаючи індикаторами інтегрального забруднення; нерухомий спiсiб життя та щорічне відновлення крони дозволяє відобразити не тільки короткотривалий, але і багаторічний вплив факторів; здатні відображати постійний вплив малих доз забруднення; мають широке розповсюдження; характеризуються простотою при зборі матеріалу [21, 73, 100].

Зважаючи на ярусність фітоценозів, саме деревні рослини є перешкодою для потрапляння полiутантiв у нижні яруси, тому деревні рослини є більш

інформативними індикаторами у порівнянні із трав'яними. Індикаційну оцінку за трав'яними рослинами доцільно проводити виключно у трав'яних фітоценозах.

Відмічають видову чутливість деревних рослин щодо фітотоксикантів різні [26]. Популярними об'єктами фітоіндикації серед деревних рослин є *Betula pendula* (Буцяк та ін., 2018; Іванов, 2017), *Acer platanoides* та *A. pseudoplatanus* (Гаврикова, 2014), *Populus pyramidalis* (Пляцук, 2015), *P. balsamifera* (Миленська М.М., 2009), *Quercus geminata* і *Q. myrtifolia* (Cornelissen et al., 2003) та ряд видів-інтродуцентів (Бессонова В. П., 2023).

Біоіндикаційна роль деревних рослин у першу чергу пов'язана із впливом техногенного середовища на листки, що виступають досить зручними об'єктами біоіндикації [8, 57, 111]. Саме стан асиміляційного апарату є критерієм оцінки ходу онтогенетичного розвитку організму [59] та є інтегральним показником стану організму [57]. Асиміляційний апарат як енергоутворююча система [57] що володіє найвищою акумуляційною здатністю щодо фітотоксикантів [59, 111], є найбільш пластичним і водночас чутливим органом рослини, відображає функціональний стан рослинного організму [57, 111] і виступає найінформативнішим об'єктом фітоіндикації [57]. Зміни у асиміляційному апараті розглядають як компенсаційну реакцію організму на техногенний вплив. Об'єктивну оцінку стану асиміляційного апарату рослин у досліджуваних умовах дає характеристика морфологічних параметрів [59, 92, 111, 112].

Основними фітоіндикаційними маркерами функціонального стану деревних рослин є морфофізіологічні ознаки [8, 11, 114]: річний приріст дерев за довжиною онорічних пагонів, кількість листків на пагонах та ряд фоліарних показників: площа, довжина, ширина та індекс форми листків, накопичення сухої біомаси у листках [26, 59, 61, 92, 111], площа листкових пластин, рівень некротичних та дехромаційних пошкоджень [95, 82, 110, 112]. Універсальним біоіндикаторним параметром на морфофізіологічному рівні вважають флуктуючу асиметрію [22], що є основним показником порушення стабільності морфогенетичних процесів.

Приріст деревних рослин є одним із найбільш чутливих параметрів, що дозволяють оцінити техногенне забруднення та відобразити зниження продуктивності рослин [80]. Баланс росту і відмирання характеризують хід онтогенезу рослин в умовах техногенних екотопів – у чутливих видів переважає відмирання, що призводить до формування нехарактерних для виду змінених біоморф [26]. Життєва форма фанерофітів (дерева й кущі) надає їм певні переваги щодо пристосувань у швидкозмінних екотопах у порівнянні із трав'яними формами, проте навіть у дерев фіксують габітуальні зміни [43]: «від високостовбурного лісового дерева першої величини з акротонною кроною до низького тонкостовбурного дерева з широкою щільною кроною». Адаптивною є зміна життєвою форми із формуванням малооб'ємних, щільно зімкнених, слабо продуваємих крон [26].

В умовах техногенезу спостерігається зменшення фоліарних морфологічних показників листкової пластини (середньої довжини, ширини і площі) що пов'язано із ослабленням ростових процесів в несприятливих умовах [81]. Пригнічення росту листя знаходиться в прямій залежності від ступеня забруднення – чим вищий рівень забруднення, тим менша площа листка [61, 92]. Площа листкової пластинки відображає рівень продуктивності фотосинтезу, а отже і стабільність росту та розвитку рослини у конкретних умовах [59, 111]. Відмічене достовірне зниження показника площі листка в умовах високого рівня техногенного навантаження [59, 111, 129]. Загалом, площа листка виступає важливим маркером ростових процесів та є одним із найбільш інформативних методів оцінки стану середовища [92, 110]. Також в умовах техногенного навантаження спостерігається зміна форми листкових пластинок та їх деформація [82], що є результати гострого та хронічного впливу поллютантів на рослинний організм [83].

Окрім того, в умовах антропопресії часто спостерігається опад пошкодженого листя і повторне його відновлення, що пояснюється високоенергетичними затратами на підтримання гомеостазу в умовах стресу, також фіксують передчасне старіння листя та достроковий листопад, загальне

скорочення вегетації [26, 61], а також пришвидшене старіння самих дерев і дострокове завершення онтогенезу [43, 73]. Явище послаблення ростових процесів та пришвидшене старіння свідчать про глибокі внутрішні перебудови [73]. Передчасне скидання листків є одним із адаптаційних процесів, адже забезпечує виведення шкідливих речовин із організму, а також направлення пластичних та енергетичних ресурсів у молоді органи, що підвищує стійкість деревних рослин [73].

Зміна, як правило зменшення, морфометричних параметрів листків в умовах техногенного навантаження може вказувати на неспецифічну адаптивну реакцію рослин [52]. Адаптивні механізми у деревних рослин в ході онтогенезу направлені на зменшення ступеня контактності надземних органів із забрудненим середовищем [73]. Відомо, що величина фільтрації повітря від токсичних домішок визначається площею листкового апарату [103]. У випадку скорочення площі листка та зменшення лінійних показників така адаптація спрямована на зменшення площі контакту асиміляційного апарату із забрудненим середовищем, а також на зниження витрат речовинно-енергетичних ресурсів щодо перебудови захисних механізмів [73]. Загалом слід зазначити що метаболічні процеси та енергетичні перетворення, що призводять до анатомо-морфологічних перебудов та зміни ростових процесів рослинного організму досі маловивчені [72].

Хлорози та некрози листових пластинок поряд із послабленням ростових процесів є індикаційними реакціями рослин на дію стресових факторів техногенно-трансформованого середовища [35, 57, 59, 92]. Ці процеси є наслідком фізіологічних перетворень, оскільки вплив токсикантів призводить до модифікації метаболізму, як наслідок, полютанти пошкоджують не тільки власне пігментні системи, але й призводять до глибоких змін морфології та анатомії листових пластинок [110, 216]. Розподіл фітотоксикантів у межах асиміляційного апарату залежить від складу промислових емісій та пролонгованості їх впливу, концентрації тих чи інших інгредієнтів та швидкості надходження до листка і переміщення провідними елементами. Існує достовірна

залежність площі некротизації при підвищенні концентрації фітотоксикантів [81], тобто чим ближче рослина знаходиться до джерела забруднення, тим вищий відсоток пошкодження листків [92].

Слід зауважити що некротичні ураження також можуть бути спричинені природними шкідниками чи фітопатогенами [13, 52, 57]. Зокрема, в умовах техногенного навантаження фіксують ураження дендробіоти борошнистою росою та чорною плямистістю дерев [13, 43]. Однак, слід зауважити, що в умовах високого рівня антропогенного навантаження ступінь пошкодження листків фітопатогенами вищий, що пов'язано із зниження загальної стійкості рослин в умовах впливу фітотоксикантів [21].

Високий ступінь некротизації асиміляційної системи крони пригнічує фотосинтетичну функцію тим сильніше, чим більше площа ураження листової пластинки, що впливає на процеси росту і розвитку рослин [110]. Зміни у процесах приросту біомаси обумовлених некротизацією та руйнуванням асиміляційної поверхні є одним з основних причин зниження життєздатності рослин в умовах техногенного навантаження.

Зміна морфологічних структур та фізіологічних процесів, що відбувається під впливом факторів техногенного походження, відображає адаптивний потенціал рослин. Такі морфологічні параметри як площа, довжина, ширина листка, індекс його форми є критеріями оцінки адаптивних змін в умовах техногенного пресингу. Інформація, отримана із обмеженого набору морфологічних ознак, дає можливість охарактеризувати сумарний вплив техногенного пресингу та дозволяє оцінити якість середовища в цілому. Таким чином, висока інформативність і простота аналізу фоліарних морфометричних показників робить їх надзвичайно перспективними у практиці біоіндикаційних досліджень.

### **1.3.2. Флуктуюча асиметрія як найбільш інформативний показник стану рослинного організму і якості навколишнього середовища**

Флуктуюча асиметрія (ФА) – випадкова макроскопічна подія, що виявляється як незначні ненаправлені відхилення від строгої білатеральної симетрії біооб’єктів [5]. Зростання асиметричності білатеральних особин в несприятливих умовах їх існування є загальновідомим фактом [20, 201]. Виявлення порушень стабільності індивідуального розвитку особин шляхом оцінки білатерально-симетричних ознак та ступеню їх порушеності є одним із найбільш інформативних та перспективних методів для оцінки якості довкілля [24, 112, 119].

Суть біоіндикації за рівнем ФА полягає у порівнянні відхилень показників білатеральних структур від таких у здорових особин [201]. За проявом флуктуючої асиметрії можна дізнатися про рівень стресу, який переживає організм, визначення флуктуючої асиметрії дає інтегральну оцінку стану живих організмів [110]. Що стосується рослинних організмів, то найчастіше вивчають прояв асиметрії асиміляційного апарату багаторічних деревних рослин [8, 20, 112, 119], що слугує критерієм стабільності їх розвитку.

Перевагою використання ФА у якості біоіндикаційного методу є те, що використовується інформація, отримана обмеженим набором морфологічних параметрів, дає можливість охарактеризувати рівень стабільності організму в цілому, а також відобразити сумарний вплив факторів техногенезу. Використання біоіндикації за показниками флуктуючої асиметрії в системі екомоніторингу дозволяє перейти від використання певних чутливих видів, трапляння достатньої кількості яких в антропогенно трансформованому середовищі є проблематичним, до використання в якості індикаторів фонових видів, які є у достатній кількості [22]. До того ж, порівняння ступеню та характеру асиметрії теоретично можливе для будь-якого виду [22].

Флуктуюча асиметрія є мінімальною виключно за оптимальних умов середовища і неспецифічно зростає при будь-яких стресових впливах [5, 20, 23, 99, 100, 111], оскільки в умовах впливу факторів середовища,



механізми, що націлені на контроль симетричності, не здатні забезпечити протистояння негативним зовнішнім впливам. Численні дослідження свідчать, що величина флуктуючої асиметрії зростає в місцях високого антропогенного навантаження [15, 22, 20, 23, 24, 112, 119]. Одними із прямих факторів впливу на рівень флуктуючої асиметрії асиміляційного апарату мають аерополютнанти [112]. Вплив атмосферного забруднення на зростання ФА фіксували у ряді досліджень [5, 99, 100].

У біонідикаційних дослідженнях з визначенням ФА традиційним об'єктом є *Betula pendula* – цей вид відмічений як ефективний біоіндикатор [100]. Непошивайченко вважає представників роду *Populus* зручними біоіндикаторами на основі ФА [100]. Серед інших видів біоіндикаторами за показником ФА можуть бути *Acer platanoides*, *A. negundo* [20, 22], *Salix alba* [100]. Всі перераховані види мають чітко виражену двосторонню симетрію, що є головною вимогою для визначення ФА [31].

Важливо, що при використанні показника ФА можлива кількісна оцінка як стабільності розвитку окремих особин, так і цілих популяцій [22]. Незважаючи на те, що при визначенні асиметрії здійснюється оцінка стану окремих особини, інтегральна оцінка впливу факторів середовища на функціонування буферних гомеостатичних механізмів, що забезпечують оптимальне протікання процесів розвитку, здійснюється на більш високому рівні – популяційному. Таким чином, флуктуюча асиметрія є чутливим індикатором стану природних популяцій.

Отже, показник величини флуктуючої асиметрії можна вважати показником стабільності розвитку як окремого організму так і біосистем популяційного рівня. Біоіндикаційний підхід на основі ФА прийнято вважати чутливим та інформативним, що дозволяє виявити порушення будови та функціонального стану організму ще до появи видимих змін.

#### **1.4. Фітоіндикація металопресингу та ремедіаційний потенціал рослинних організмів в умовах геохімічних аномалій техногенного походження**

Рослинний покрив як важлива ланка геохімічного кругообігу в екосистемі відіграє ключову роль в акумуляції та подальшому транспортуванні трофічними ланцюгами політантів, зокрема важких металів (ВМ) [238]. Інтенсивне надходження токсикантів до трофічних ланцюгів спостерігається при високому ступені забруднення ґедофотопів, до прикладу, така тенденція спостерігається довкола вугільних шахт, де зафіксовано геохімічні аномальні концентрації рухомих форм сполук важких металів [29, 32, 34, 213, 238]. Теплові електростанції та їх промислові майданчики також є джерелом важких металів [238].

Як забруднювачі довкілля та потенційно небезпечні політанти, важкі метали потребують постійного контролю та моніторингу їх вмісту у елементах навколишнього середовища. Найбільш зручними та інформативними біоіндикаторами забруднення важкими металами вважають рослинні організми [29, 36]. Разом з тим, проблема контамінації ВМ, їх надходження у навколишнє середовище та небезпека потрапляння у харчові ланцюги потребує ефективних рішень спрямованих на зниження екологічних ризиків та відновлення безпечного середовища. Одним із сучасних підходів до вирішення проблеми забруднення важкими металами є використання рослинних організмів у ремедіації забруднених територій [134].

За класифікацією М.Ф. Реймерса (1980), важкими металами слід вважати хімічні елементи з густиною більше 8 г/см<sup>3</sup>. За ступенем накопичення виділяється декілька груп елементів: елементи легкого поглинання (кадмій, цезій, рубідій); елементи що мають середній ступінь поглинання (цинк, молібден, купрум, плюмбум, аргентум, арсеній, кобальт); елементи слабого поглинання (манган, нікель, літій, хром, берилій, стибій) та важкодоступні для рослин елементи (селен, , цинк, барій, теллур).

Здатність до поглинання ВМ та фізіологічні механізми толерантності сильно відрізняються серед різних видів рослин [171, 193, 239, 240]. Це вказує на

видову специфічність щодо акумуляції та наявність різних стратегій накопичення цих елементів [239]. Слід зазначити, що для нормального росту і метаболізму рослини потребують елементів серед яких ті, що відносяться до важких металів [183], однак механізми токсичності та гіперакумуляція досі залишається до кінця не вивченими [193, 239]. Потенціал до накопичення ВМ залежить від ряду факторів, зокрема від віку рослин, концентрації металів, кислотно-лужного балансу (рН) і навіть сезону відбору проб [146]. Різний характер біоаккумуляції спостерігається у різних рослинних угрупованнях, зокрема відмічено [214] що лісові фітоценози обумовлюють активнішу міграцію важких металів у глибші горизонти ґрунтового профілю, що пояснюється наявністю органічних кислот у листовому опаді. Таким чином, тип рослинного покриву впливає на міграцію елементів та рівні забруднення важкими металами ґрунтового профілю [214].

Численні дослідження вчених присвячені вивченню акумуляції важких металів рослинними організмами – як трав'яними видами [17, 37, 42, 193, 240] так і деревними [34, 198, 212]. Серед деревних видів для оцінки металопресингу широко використовуваними видами є *Populus* sp., *Betula* sp. [17, 50, 71] і *Salix* sp. [69, 123], а також такі види як *Quercus* sp., *Acer negundo*, *Aesculus hippocastanum*, *Tilia cordata* [32, 33, 34, 115]. У дослідженні [11] виявлено кореляцію між накопиченням важких металів та реакцією морфологічних показників деревних видів. Ряд досліджень присвячені вивченню акумуляції ВМ рослинами на золівдвалах, а також на територіях прилеглих до вугільних електростанцій [190, 197, 202, 203].

Фіторемедіація як одна із стратегій ремедіації забруднених територій є високоефективною та недорогою стратегією очищення ґрунтів та водних об'єктів від важких металів [131, 134, 146]. Порівнюючи фіторемедіацію із іншими меліоративними технологіями, такими як хімічні та інженерні, використання рослин у відновленні екосистемного балансу є сучасним перспективним підходом сталого розвитку. Проте фіторемедіація має певні недоліки, серед яких тривалий час деконтамінації та утилізація забрудненого рослинного матеріалу [131]. Незважаючи на ці недоліки, переваги фіторемедіації очевидні,

адже такий підхід сприяє збереженню біорізноманіття, захисту ґрунтів та водних ресурсів, зменшує вуглецеве споживання та, у порівнянні з іншими заходами, є більш естетичним [153].

Першочерговим етапом розвитку ремедіаційних заходів є скринінг рослин на толерантність та афільність щодо тих чи інших металів [131, 239]. Рослинні організми мають різні стратегії накопичення металів. Одна із стратегій – фітоекстракція – фіксація елементів що ввійшли в біогеохімічний цикл на певний час. Після екстракції рослинний матеріал може бути вилучений та утилізований із території яка піддалась ремедіації. Акумуляція надзвичайно високих концентрацій ВМ у надземній біомасі називається гіперакумуляцією [139] – близько 450 видів вищих рослин характерна ця стратегія акумуляції [211]. Іншим способом акумуляції є фітостабілізація – рослини поглинають важкі метали та вилучають із біогеохімічних циклів шляхом зв'язування. У подальшому ці ВМ надходять в опад, де після його розкладання переходять у водорозчинні форми, таким чином вони здатні до виведення водними потоками за межі екосистеми [69].

Аборигенні домінантні види рослин вважаються ключовими для рекультивації та ремедіації забруднених ВМ ґрунтів [134, 225], оскільки саме місцеві рослини краще адаптувалися до властивостей ґрунту, рівня токсичності та екологічних умов забрудненої ділянки [142, 202]. Спонтанна рослинність, сформована здебільшого із місцевих видів, показала високу фіторемедіаційну ефективність на прикладі шахтних ділянок, що було показано у ряді досліджень [142, 225].

Для цілей фіторемедіації можуть використовуватись види різних життєвих форм [223], проте зазначають, що трав'янисті та чагарникові види зазвичай адаптуються до несприятливих умов швидше, аніж дерев'янисті види, через їх короткий життєвий цикл [202]. На противагу, дослідження Савосько В.М. з авторами [215] свідчить про перспективність лісових угруповань у рекламації та ремедіації дегазованих земель.

Головними вимогами до видів-ремедіантів є добре розвинена коренева система та утворення великої біомаси, а також толерантність до високих концентрацій ВМ [238]. Види що домінують серед рослинності забруднених ділянках характеризуються значною толерантністю та акумулятивністю щодо ВМ. Металтолерантні види рослини можна використовувати як піонерні види для рекультиваційних заходів у цілому [238].

Підсумовуючи, слід зазначити що рослинні організми завдяки особливостями життєдіяльності є зручними біоіндикаторами металопресингу та водночас можуть забезпечити економічно ефективний, довгостроковий підхід до моніторингу контамінації важкими металами. Окрім того, рослинний покрив може слугувати для ремедіації забруднених ВМ ділянок [160, 202, 203], зокрема через процеси фітоекстракції, фітодеградації та фітостабілізації. Вивчення здатності фітобіоти накопичувати мікроелементи та толерувати металотоксичність є необхідною умовою для розробки біоіндикаційних методів, а також зелених технологій меліорації що дозволить вирішити проблему забруднення ґрунтів важкими металами.

### **1.5. Підходи до відновлення рослинного покриву девастрованих територій**

Традиційні підходи до рекультивації деградованих територій, включаючи золошлаковідвали, складаються з двох етапів: технічної та біологічної рекультивації. Рекультивація зазвичай включає в себе конструювання рельєфу, фізико-хімічна меліорація, біологічна меліорація, формування рослинних угруповань, реколонізація фауни, реабілітаційний менеджмент [136, 161].

Біологічні етапи рекультивації включають агротехнічні та фітомеліоративні заходи, які спрямовані на відновлення середовища проживання видів та екосистемного балансу в цілому. Кінцева мета біологічної рекультивації – відновлення економічної та сільськогосподарської цінності земель [203].

Сучасним підходом до фіторекультивації зруйнованих територій є близько природне відновлення (near-natural restoration) [208], що веде до створення високоцінних ландшафтів. Перевагою близько природного відновлення є його

низька вартість порівняно з традиційними методами, які потребують великих бюджетів [208, 160] (приблизно 80 000 євро на 1 га). Незважаючи на те, що стабілізація сукцесій які відбуваються природнім шляхом займає кілька десятиліть [227], близько природне відновлення веде до формування рослинних угруповань з високим рівнем біорізноманіттям та навіть із рідкісними видами [189, 228]. Крім того, завдяки ремедіаційним властивостям рослин, розвиток рослинності в ході близько природного відновлення відіграє роль меліоративного та ремедіаційного фактора, що пом'якшує та зменшує токсичний вплив забруднюючих речовин [160, 217].

Першочергове завдання при організації рекультиваційних заходів – вибір цільових видів флори. Спонтанна сукцесія зазвичай приводить до відновлення цінних екосистем шляхом послідовного встановлення видів, екологічні вимоги яких відповідають місцевим умовам [175, 208, 244], тобто тих, які здатні пройти «екосистемний фільтр» [243]. Формування рослинності на золошлаковідвалах обмежене токсичністю (важкі метали), солоністю, високим рН, а також нестачею азоту та органічної компоненти [135, 203, 210]. Неприятливі едафічні умови золошлаковідвалів впливають на відбір видів та формування рослинності [135, 150, 205, 208]. Таким чином, спонтанна сукцесія як інструмент відновлення на таких ділянках є ефективним, проте повільним процесом, що потребує відповідного управління та менеджменту з метою швидкого та ефективного встановлення цільових рослинних угруповань.

Найкращими рослинами для фіторекультивації є аборигенні види місцевої флори [203, 160, 196] – місцевим видами належить ключова роль у відновленні рослинної компоненти екосистем [155]. Тому ті види-аборигени, які виявлені на цільових ділянках до початку рекультивації, повинні бути включені у фіторекультиваційний проект [155, 204]. Загалом, місцеві види показали вищий потенціал у відновленні рослинного покриву у порівнянні із комерційними насіннєвими сумішами [168]. Використання місцевих видів рослин гарантує швидке відновлення рослинності та гармонічну інтеграцію нової екосистеми в навколишній ландшафт. До того ж, місцеві види рослин перебуваючи у

взаємозв'язку з тваринами, підтримують становлення фауністичної складової екосистем на рекультивованих ділянках [155, 187].

На першому етапі встановлення рослинного покриву територію відновлення заселяють піонерні види, які легко приживаються в умовах стресу. Такі види рекомендують використовувати для насінневих сумішей, оскільки вони виконують середовищнотвірну роль та є джерелом органічних речовин, що в перспективі створює сприятливі умови для заселення більш вимогливих видів [191, 210, 196]. Під час встановлення рослинного покриву слід уникати заносні види, незважаючи на те, що вони допомагають прискорити процес сукцесії [196, 161, 187]. Чужорідні рослини, серед яких багато інвазивних, можуть швидко поширюватися і витіснити види-аборигени – інвазивні види повинні бути видалені або локалізовані перед встановленням цільової рослинності [155]. Окрім того, існує ризик проникнення інвазивних видів із техногенних територій у навколишню екосистему, проте немає жодних доказів того, що такі екотопи є місцем інтенсивного розвитку і поширення саме чужорідних видів [208, 244].

Успішними піонерами в екотопах із дефіцитом поживних речовин у ґрунті, особливо на ґрунтах створених із розкритих порід, є азотфіксуючі рослини [210, 224, 235]. На бідних поживними речовинами субстратах бобові більш конкурентоспроможні, аніж інші види, і в поєднанні із злаковими можуть суттєво покращити баланс азоту та інших поживних речовин бідних ґрунтів [191]. Таким чином, для формування рослинності цільовими видами є трав'янисті рослини, включаючи бобові трави [224, 160].

Лісовідновлення девастрованих територій має багато переваг, зокрема покращення ґрунтових умов, стимулювання розвитку ґрунтової флори, активація ґрунтових процесів у субстраті кореневої системи, запобігання ґрунтовій ерозії. Аналіз штучних насаджень девастрованих ландшафтів степової зони України, показало їх ефективність щодо збереження вологи на сільськогосподарських угіддях, запобіганні вітрової ерозії ґрунтів, а також щодо збереження та розвитку біорізноманіття [184, 191, 215].

Висадження кущів і напівчагарників разом із деревами забезпечує ефективніше перехоплення часточок поліутантів через щільніші шари біомаси крон. Окрім того, існують рекомендації щодо висадки кущів поблизу джерел викидів поліутантів із утворенням так званих «зелених поясів» що може бути ефективною стратегією для золошлаковідвалів. Таке формування рослинності утворює буферну зону для адсорбції та поглинання забруднюючих речовин, а також підвищує естетичні властивості ландшафту.

Деревні види здатні створювати особливі мікрокліматичні умови та обумовлювати екологічні обмеження для деяких видів [241], проте інколи існує зворотній зв'язок. Наприклад, коли сукцесія блокується деякими експансивними або інвазивними видами, такими як *Calamagrostis epigejos*, насадження лісу може бути більш ефективним [208]. Разом з тим, висадження дерев потребує також формування трав'янистої рослинності території [205, 241]. На золошлаковідвалах дерева не приживаються на початковій стадії сукцесії [196], проте через 20 років після початку сукцесії екосистема досягає самопідтримуваного стану з домінуванням деревного покриву [224, 241].

Піонерні види дерев визначають якість меліорації та рекультивації в довгостроковій перспективі, що називається «ефектом запуску» сукцесії [241]. Цільове угруповання у напрямку лісовідновлення має бути сформованим залежно від кінцевої мети, наприклад, шляхом вибіркової вирубки або посадки бажаних видів. Щодо лісорозведення на деастрованих територіях, рекомендують водночас висаджувати ранні сукцесійні види (види-піонери) та цінні культурні дерева [136]. Ранніми сукцесивними видами є *Populus deltoides*, *Robinia pseudoacacia* [136]. Змішана рослинність із таких видів як *Populus* і *Salix* разом з *Alnus* spp. зарекомендували себе як ефективні фіторекультиванти [113]. До того ж, *Populus* і *Salix* володіють високим потенціалом накопичення фітотоксикантів [199, 217], а тому виконують роль ремедіантів.

Спонтанна сукцесія на місцях вуглевидобутку часто веде до формування лісової рослинності з домінуванням *Betula pendula* [208]. Для лісової рекультивації рекомендованими також є такі види: *Quercus robur* і *Fraxinus*



*excelsior*, *Pinus sylvestris* і *Alnus* ssp. (*Alnus incana* та *Alnus glutinosa*) [113, 205]. Співдомінантами можуть бути *Tilia cordata*, *Sorbus aucuparia*, *Acer campestre*, підлісок можуть формувати *Sambucus* spp., *Viburnum* spp. [113, 215]. Стабілізується лісова рослинність на другу декаду – зрілий ліс включає дерева та кущі, головним чином *Salix caprea*, *Populus* sp. і особливо *Betula pendula*, зрідка *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Rosa canina*, *Sambucus nigra*, *Crataegus* spp. та інші [144, 184, 208, 244].

Окрім висівання насіннєвої суміші із регіональними видами у випадку відновлення трав'яних рослинних угруповань та лісової рекультивації, використовують різноманітні агротехнічні методи інтродукції цільових видів рослин на ділянках відновлення: перенесення свіжого сіна (мульчування), усунення небажаних видів, косіння, збирання насіння, перенесення біомаси або ґрунту, що містить насіння [154, 191, 178, 208]. Посів насіннєвих сумішей із регіональних видів, лісова рекультивація, а такі агротехнічні прийоми як мульчування, косіння та інші заходи управління є ефективними підходами до відновлення рослинного покриву девастрованих територій [138, 161, 208].

Підсумовуючи, вважаємо, що близько природне відновлення є перспективним підходом до формування рослинного покриву на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС. Кінцевим результатом близько природного відновлення досліджуваної ділянки будуть сформовані рослинні угруповання, які не потребуватимуть управління в майбутньому, а володітимуть природними механізмами регуляції та стійкості.

## **РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ, ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ**

Природні умови території дослідження сформувались завдяки сукупності чинників, серед яких – геолого-геоморфологічні, гідрокліматичні, едафічні умови, а також фактори біотичного впливу. При формуванні сучасних природно-ландшафтних комплексів та екосистем мали місце прямі і зворотні зв'язки при взаємодії біотичної складової з фізичними умовами довкілля. Новим перетворюючим чинником сучасних умов є антропогенний вплив.

Природні умови та ресурси території як рушійна сила екосистемного розвитку потребують детального вивчення та аналізу, особливо в умовах техногенно трансформації довкілля. Їхній стан та ступінь розвитку відображають природно-ресурсний потенціал території та рівень антропогенної трансформації природних ландшафтів.

Вивчення природних особливостей території свідчить про глибокі взаємозв'язки між компонентами екосистем, а оскільки, зміна одного з компонентів фізичного середовища неминуче призводить до реакції біотичної складової, дослідження фізико-географічних умов території має важливе значення для розуміння ролі і стану біотичного складової, зокрема фітокомпоненти екосистем що зазнали техногенної трансформації.

### **2.1. Ґрунтово-кліматична характеристика району досліджень**

Особливості природних умов досліджуваної території у значній мірі визначаються специфікою її географічного положення.

Територія дослідження знаходиться в Галицькому районі, Івано-Франківської області. Галицький район займає площу 21,58 тис. га і розташований у північно-східній частині Івано-Франківської області. Територія належить до зони широколистяних лісів Розтоцько-Опільської горбогірної області природно-господарської зони Лісостепу, Лісостепової Західної провінції Опільського округу. Прилягає до природно-географічного регіону Передкарпаття, підобласті

Східне Передкарпаття, сформованої лісостеповими та лучно-лісовими ландшафтами.

За фізико-географічним районуванням територія розташована в межах Придністровського Поділля. Опіллям називають західну частину Подільської височини у межах Львівської, Івано-Франківської і Тернопільської областей (Подільське горбогір'я) у межиріччях річок Щирець, Зубрі, Гнила Липа, Золота Липа, Коропець, Сірет. Особливості природних умов дають підставу виділити Бурштинське Опілля як окрему фізико-географічну одиницю. Географічно цей природно-територіальний комплекс розташований в південній частині Рогатинського і північній частині Галицького районів Івано-Франківської області між річками Свірж і Нараївка. Територія Бурштинського Опілля становить близько 400 км<sup>2</sup> [25].

Природне ландшафтне різноманіття суттєво збіднене внаслідок антропогенних навантажень. У ландшафтній структурі переважають сільськогосподарські землі, що становлять 51,8% (205,3 тис. га), ліси та заліснені території займають 67,9 тис га (39,1%), болота та заболочені землі 0,8% (0,7 тис га), водні поверхні – 1,7% (6,2 тис га), землі без рослинного покриву – 2,0% (4,4 тис га), забудовані землі – 4,6% (12,4 тис га) [86]. Масштабне перетворення природних ландшафтів потребує дослідження їх структури та закономірностей впливу антропогенно трансформованих чи штучностворених геосистем на природний баланс території, її цілісність, стійкість та біотичне різноманіття.

Геологічно територія дослідження розташована на південному заході Волино-Подільської плити – тектонічній структурі Східно-Європейської платформи, що належить до Подільської Височини [12, 25]. Волино-Подільська плита розташована на захід від Українського щита [86] і межує з Карпатською Складчастою Областю. Опільський округ, в межах якого знаходиться територія дослідження, у геоструктурному відношенні знаходиться в осьовій зоні Галицько-Волинської Западини з переходом до Передкарпатського Прогину [86]. В основі геологічної будови – осадові породи палеозою, мезозою і кайнозою що залягають на кристалічному фундаменті [86].

Різноманітність геологічних відкладів, особливості тектонічної будови та екзогенних процесів зумовили своєрідність характеру поверхні території. Територія відноситься до природно-географічної Розтоцько-Опільської горбогірної області південного заходу Східно-Європейської рівнини [12]. Рельєф рівнинний, відзначається густим розчленуванням поверхні долинами рік [12, 25]. В орографічному плані переважають горбасті пасма і горби з напрямком з північного заходу на південний схід, що характеризуються плескатими вершинами та пологими схилами [25]. Найнижчі абсолютні висоти приурочені до річкових долин, натомість територія межиріч характеризується підняттям [12].

Територія Бурштинського Опілля належить до атлантико-континентального клімату, вологої помірно теплої агрокліматичної зони [12]. Кліматичний режим формують тепле морське повітря Атлантичного океану та сухі східні вітри [25]. Середньорічна температура повітря коливається від  $+7\text{ }^{\circ}\text{C}$  до  $+8,4\text{ }^{\circ}\text{C}$  і становить в середньому для Галицького району  $+7,3\text{ }^{\circ}\text{C}$  [12]. Зима м'яка з нестійким сніговим покривом, найхолоднішим місяцем року є січень із середньомісячною температурою від  $-5,6\text{ }^{\circ}\text{C}$  до  $-8,2\text{ }^{\circ}\text{C}$  і відзначається найменшою кількістю атмосферних опадів, безморозний період – 180-190 днів [12, 86]. Літо помірно тепле з достатньою кількістю опадів під час вегетаційного періоду, що триває 205-210 днів [12]. Середньорічний температурний максимум спостерігається в липні, інколи в серпні, коли середні температури сягають  $+34\text{ }^{\circ}\text{C}$  [86]. Період з температурою більше  $10\text{ }^{\circ}\text{C}$  – 164 дні [12]. Тривалість теплового періоду в регіоні становить 260–267 днів [63]. Кількість сумарної радіації становить приблизно  $97\text{--}100\text{ ккал/см}^2$ , більше половини якої поглинається земною поверхнею і витрачається на турбулентний теплообмін між підстилаючою поверхнею і атмосферою та на випаровування [86].

Інтенсивність, розподіл у часі і просторі опадів є одним із основних метеорологічних елементів, які у комплексі з іншими природними і антропогенними факторами визначають формування природних умов середовища. Атмосферна циркуляція типова для Подільської височини: за рік

тут фіксують 45 циклонів і 35 антициклонів. Активна циклонна діяльність зумовлює велику кількість опадів [25]. Івано-Франківська область знаходиться в зоні найвологішого в Україні клімату. Велику роль відіграють Карпатські гори, які обумовлюють підняття повітря по схилах з подальшим хмароутворенням. Кількість опадів у Галицькому районі становить 630 мм [12], 75% річної суми випадає протягом теплого періоду року. Влітку часто бувають зливи, нерідко грози, добові суми опадів становлять в середньому 100 мм [86], досягаючи в окремих місцях 170-180 мм [86]. Зимой сніговий покрив становить в середньому 15 см (20-25 см), наявний від другої половини грудня напочатку березня, характеризується нестійкістю [12].

Вітровий режим повною мірою віддзеркалює циркуляцію повітряних мас над місцевістю, а тому напрямок вітру залежить від рельєфу місцевості та метеорологічних особливостей [25]. Взимку й восени дують холодні північно-східні, а влітку та навесні переважають західні та північно-західні помірні вітри – середня швидкість вітру 2-4 м/сек. [25].

На формування місцевого клімату Бурштинського Опілля великий вплив має водосховище Бурштинської ТЕС [12]. Його теплі повітряні маси, разом із викидами електростанції, піднімаючись вгору, зумовлюють місцевий парниковий ефект. Одним із наслідків локального підвищення температур є порівняно частіші опади.

Орографічні умови Опілля є сприятливими для формування малих річок та струмків. Всі ріки регіону належать до басейну Дністра [12]. Загальна довжина річки Дністер – 1352 км. Окрім правобережних приток, що витікають з Карпат, в річку впадає ще кілька приток з лівого берега. Найбільші серед них – Гнила Липа та Золота Липа. Сумарно водні ресурси Галицького району становлять 279,8 млн м<sup>3</sup>, з них 155,8 млн м<sup>3</sup> – поверхневі [25**Error! Reference source not found.**].

Територія дослідження знаходиться в межах басейну річки Гнила Липа – лівої притоки середньої течії Дністра. Площа басейну річки становить 1,21 тис. км<sup>2</sup>, об'єм річкового стоку – 150 млн. м<sup>3</sup> в рік [12]. Тече ріка майже в меридіальному напрямку з півночі на південь, найбільші її притоки – Нараївка,

Студена Поглибиця, Болотна [12]. Протяжність Гнилої Липи становить 87 км, перепади ширини ріки на Бурштинщині становлять від 2 до 5 метрів, глибина коливається від 0,5 до 1,5 м, похил річки 1,4 м/км, швидкість течії – 0,2-0,3 м/с, середній багаторічний модуль стоку становить 5 л/сек, максимальний стік — 230 л/сек [12, 25]. За своїм режимом річки району належать до типу рівнинних зі змішаним живленням: за рахунок атмосферних опадів і підземних вод.

У 1965 році на річці Гнила Липа збудовано Бурштинське водосховище для забезпечення потреб Бурштинської ТЕС [12, 25]. Довжина водосховища 6,5 км, ширина – до 3,5 км, площа – 1260 га.

Значна різноманітність ґрунтів території обумовлена різноманітністю материнських порід, орографічними особливостями, кліматичними та гідрологічними чинниками. У Передкарпатті переважаючими материнськими породами виступають делювіальні та алювіально-делювіальні суглинки [120], генезис пов'язаний із змивом атмосферними опадами продуктів руйнування порід та текучими водами або наносами що утворилися при розливах річок [3]. Разом із високим рівнем зволоження змив обумовив формування підзолистого, дернового і болотного типів ґрунтів. Ґрунтоутворюючими породами виступають лесовидні суглинки, флювіогляціальні делювіальні відклади, алювіально-делювіальні відклади четвертинного період та мергелі крейди.

Основний ґрунтовий фон регіону представлений дерново-підзолистими, зокрема їх поверхнево-оглеєними відмінами [25]. Локалізовані ці ґрунти на плакорних місцевостях та пологих схилах, де відсутній або незначний поверхневий стік води. Головною особливістю ґрунтів Передкарпаття є чітка диференціація профілю на елювіальний та ілювіальний горизонти, що обумовлено складним поєднанням процесів опідзолення і псевдоопідзолення, псевдооглеєння і сегрегації, лесиважу [25, 120].

На території дослідження трапляються такі ґрунти: сірі опідзолені, опідзолені чорноземи, чорноземи глибокі, дернові; у долині рік – лучно-болотні, лучні, болотні. На окремих ділянках сформувалися лесовидні суглинки та опідзолені чорноземи, які вважаються найбільш родючими

грунтами [12, 25, 86]. Найбільш поширеними є малогумусні опідзолені чорноземи [12]. За гумусованістю, фізико-хімічними властивостями та запасами поживних речовин темно-сірі ґрунти та опідзолені чорноземи близькі між собою [3, 25]. Території з чорноземами опідзоленими, темно-сірими опідзоленими належать до особливо цінних земель [3, 86].

Сірі опідзолені ґрунти зустрічаються на легких глинистих лесових породах. У минулому були вкриті дубовими, дубово-грабовими і дубово-буковими лісами [12, 25]. У генезисі сірих лісових ґрунтів основними процесами є підзолювання і гумусово-аккумулятивний процес. Профіль чітко диференційований на елювіально-ілювіальні горизонти [3].

Опідзолені чорноземи утворюються на рівнинно чи горбисто-хвилястих формах рельєфу, вкритих середньо суглинистими лесовими породами, з помітною карбонатністю та значною глибиною залягання ґрунтових вод [3, 25]. Ці території спочатку були зайняті лучними степами, а пізніше внаслідок зростання вологості клімату – дубовими та дубово-грабовими лісами [3, 25]. Внаслідок інтенсивної гумусованості верхні горизонти чорноземів мають унікальні за наближеністю до оптимуму фізичні, фізико-хімічні, біологічні та агрохімічні властивості [3].

До групи найбільш родючих ґрунтів території дослідження належать глибокі малогумусні чорноземи, що знаходяться у басейні річки Гнила Липа [25]. Вони характеризуються значною потужністю гумусового профілю з вмістом гумусу до 6,0% і слабкислою або нейтральною реакцією [3, 12, 25].

Дерновопідзолисті ґрунти сформувались в умовах достатнього зволоження на важких делювіальних суглинках на територіях колись вкритих смереково-буковими та дубовими лісами [12, 25, 86]. У межах території дослідження дернові ґрунти трапляються на межиріччі Лімниці та Лукви.

У річкових долинах, заплавах, днищах балок поширені лучно-болотні ґрунти, дернові глеюваті та глейові ґрунти сформовані в умовах постійного надмірного зволоження ґрунтовими і близьким розташуванням ґрунтових вод [25, 86]. Власне територія промислових майданчиків Бурштинської ТЕС

розташована на лучно-болотних ґрунтах. Лучно-болотні ґрунти слабокислі, характеризуються високою родючістю що пояснюється потужно розвиненим гумусовим профілем (у верхньому горизонті вони містять у середньому 5,3% гумусу, інколи до 8%) [12, 25]. Ґрунтові води залягають на глибині 0,5-1,5 м – у зв'язку з цим перехідний горизонт у них повністю оглеєний [25]. Характерною ознакою лучних ґрунтів – глибокий, понад 40 см, гумусового горизонту та гумусовий перехідний горизонт під ним [3].

Для території Галицького району характерним є розвиток природних процесів руйнації ґрунтового покриву, серед яких найбільш розповсюдженими є зсуви, ерозія по річкових берегах і схилах балок [3], іноді спостерігається перезволоження та заболочення окремих ґрунтів [86], водночас негативно впливає осушувальна меліорація [120], також трапляються ґрунти важкого механічного складу [86]. На розвиток деградаційних процесів впливають як природні чинники (особливості рельєфу, метеорологічні умови, протиерозійні властивості ґрунту), так і антропогенні, основним з яких є рівень сільськогосподарської експлуатації земель.

## **2.2. Об'єкт дослідження: характеристика Бурштинської ТЕС та системи гідравлічного золовідведення**

Бурштинська ТЕС ПАТ “ДТЕК Західенерго” розташована на території Галицького району Івано-Франківської області, на відстані 6 км (на південний схід) від м. Бурштин, що має статус міста обласного значення.

Основний промисловий майданчик ДТЕК Бурштинська ТЕС, що займає 25 га, розташований на землях с. Бовшів Галицького р-ну в 1,5 км на схід від залізничної станції Бурштин на вузькій смузі землі на правому березі водосховища, розташованого на річці Гнила Липа.

До складу промислового майданчика теплової електростанції належить сама територія ТЕС на якій розміщені основні потужності та інші території. До складу основного промайданчика належить котло-турбінний цех, паливно-транспортний цех, золонавантажувальний цех, мазутне господарство, цех



централізованого ремонту, цех електромеханізації, гідротехнічний цех, асфальтобетонний цех, хімічний цех та інші технічні приміщення.

До складу підприємства належать золошлаковідвали: недіючі з золовідвали №1 та №2 розташовані поряд з проммайданчиком електростанції на території, що належить Бовшівській сільській раді. Загальна площа золовідвалів №1 та №2 – 68,9 га. Діючий золошлаковідвал №3 розташований за 5 км від станції. Рельєф золовідвалів штучно сформований відкладами золи та дамбами. Існуючий односекційний шлаковідвал площею 21 га розміщений за 1 км на південь від проммайданчика ДТЕК Бурштинська ТЕС.

Бурштинська ТЕС належить до теплоелектростанцій великої потужності – 2400 МВт або 507,2 Гкал/год [74]. Режим роботи станції цілодобовий, закритий. БуТЕС має 12 енергоблоків, що можуть працювати в синхронному режимі з енергосистемою Європи (European Network of Transmission Operator for Electricity (ENTSO-E) [53].

Для нормальної роботи ТЕС необхідне водоймище, розміри якого повинні відповідати потребам електростанції: 5-8 м<sup>2</sup> поверхні на кожний кіловат встановленої потужності [84]. Для технічних потреб БуТЕС використовується водосховище місткістю 50 млн м<sup>3</sup>, що займає понад 1260 га.

Енергоблоки електростанції оснащені котлами типу ТП-100 та ТП-100А, паровими турбінами ЛМЗ типу К-200-130 [53]. Котли мають газоочисне обладнання: встановлені електрофільтри типу ПГД: електрофільтри типу ПГД-4-38 та типу ПГД-4-70 [53]. Основним видом палива є кам'яне вугілля, яке містить близько 5-15 % сірки, нафта (27 %) та газ (21 %) [87]. Бурштинська ТЕС працює на бурому вугіллі Львівсько-Волинського буровугільного басейну, проте БуТЕС відноситься до числа тих теплоелектростанцій, які використовують низькосортну сировину [74]. На Бурштинській ТЕС використовується вугілля марки Г [74]. Кількість твердих відходів від спалювання кам'яного і бурого вугілля коливається від 15 до 40 %.

Для основного проммайданчика ДТЕК Бурштинська ТЕС встановлено санітарно-захисну зону розміром: 760 м у від основних джерел викидів

забруднюючих речовин та джерел шуму теплової електростанції у західному напрямку, 900 м – у південно-західному, 1000 м – у решта напрямках (північно-західному, північному, північно-східному, східному та південно-східному), 150-200 м від території золошлаковідвалу №1-2 у інших напрямках.

При спалюванні вугілля в топках котлів органічна частина твердого пального згорає, утворюючи димові гази, а неорганічна (мінеральна) частина утворює золошлаки [27, 66, 85, 104]. Зола і золошлакові суміші представляють собою твердий незгорілий залишок палива, який накопичується у золовідвалах [27, 66]. Деяка частина золи осідає на грубах котла, поді і стінках топки, але основна її маса (зола-винесення) виноситься з димовими газами, вловлюється і накопичується в бункерах, звідки видаляється потоком води.

На більшості діючих ТЕС України, в тому числі на Бурштинській ТЕС застосовують систему гідравлічного видалення для транспортування золошлакових сумішей у золошлаковідвали (ЗШВ) [53].

На мокрі золовловлювачі подається вода, яка зрошує їх та змиває легку золу та рідкий шлак, утворюючи пульпу. Однак ця пульпа недостатньо текуча, тому додається вода у об'ємі 10-15 разів більшому ніж пульпи. На БуТЕС підживлення обігової системи водопостачання ГЗВ здійснюється за рахунок водосховища та стічних вод [53]. За допомогою золозмивних апаратів пульпа направляється у пульпопроводи, скидається в канал ГЗВ з подальшим гідротранспортуванням до шламових насосних станцій [53], що забезпечують подачу золи на золовідвал. На БуТЕС відбувається транспортування від шламової насосної станції №2 до золошлаковідвалу №3. Перекачку шлакової пульпи від котлів забезпечують багерні насосні станції [53]. Багерні насоси транспортують пульпу золопроводами на золовідвал [16]. На золовідвалі гідротранспортні води відокремлюються від золи і шлаку [126].

Із золовідвалу до пульпопроводу подається освітлена вода. Вздовж дамб відвалів прокладають дренажний канал для відводу із чаш золовідвалу освітленої води [126]. У систему гідрозоловидалення включені золовідстійники, де відбувається освітлення води [94, 126] – після відстійників вода відводиться на

насосну станцію і трубопроводом потрапляє в головний корпус ТЕС, де знову використовується [53, 126]. Таким чином, загальна втрата води для процесів змиву і транспортування практично не збільшується.

У залежності від виду палива і умов його спалювання, зола і золошлакові суміші характеризуються різними фізичними властивостями і хімічним складом [27]. Мінерально-фазовий склад золошлакових сумішей включає неорганічну і органічну складові. Неорганічна складова включає склоподібні і кристалічні мікрокомпоненти. Склоподібні поділяються на агреговані та неагреговані. Перші – формуються з кількох сплавлених частин, другі – однорідні за фазовим складом [27]. Органічна фаза – це незгорілий або напівзгорілий компонент, що є коксовими або напівкоковими залишками [27].

Зола є м'яким, однорідним за текстурою, сипучим порошком від світло-сірого до темно-сірого відтінку [27]. За гранулометричним складом зола – це фракція розміром менше 0,25 мм, а шлак більше 0,25 мм [93]. Гранулометричний склад золи та золошлаків в основній масі (90%) є пилоподібним, неоднорідним і змінюється в широких межах – це обумовлює пилуватість частинок і робить їх схильними до вітрової ерозії.

Хіміко-мінералогічний склад зольної частини як правило відповідає складу мінеральної частини палива, що спалюється в котлоагрегатах енергоблоків. До складу шлаків і золи входять ті мікроелементи, які містяться і у вугіллі, але вміст мікроелементів у золі і шлаках може значно відрізнятись від тих показників, які стосувались вугілля. Як правило, спостерігається зростання вмісту мікроелементів у золі і шлаках. Концентрація оксидів важких металів в шлаку і золі на 2-3 порядки (а іноді і більше) вище, ніж у паливі [102].

Шлаки при згоранні палива, виділяється з котла, охолоджується, кристалізується, подрібнюється і по системі ГЗВ потрапляє на шлаковідвал. Шлаки в порівнянні з золами містять менше органічних залишків і морфованих глинистих речовин, але більше склофази. Обумовлено це тим, що шлаки більший час знаходяться в високотемпературній зоні топки. Кристалічна фаза в них

представлена кварцом, мулітом, магнетитом, польовим шпатом, анортитом тощо.

Золошлаковідвали – спеціальні гідротехнічні споруди для зберігання відходів від спалювання вугілля (додаток Б). Це виритий глибокий котлован, який оточений огорожувальними дамбами, сюди шляхом гідротранспортування подаються вугільна зола та шлаки [100]. З екологічної точки зору золошлаковідвал – це територія підвищеної екологічної небезпеки.

Побудова золонакопичувача включає такі етапи як вибір земельної ділянки (проектна площа золовідвалу повинна відповідати потужності роботи ТЕС), проектування та будівельні роботи. На етапі будівельних робіт відбувається нарощування дамб зі шлаку [126] – оскільки основа золовідвалу представлена насипним золошлаковим матеріалом, огорожуючими дамбами [53]. Ємності для складування золи створюються шляхом поярусного нарощуванням огорожуючих та розділяючих дамб [53].

Наступним етапом є встановлення протифільтраційного плівкового екрану [102, 104, 126]. Протифільтраційний екран являє собою геохімічний бар'єр з матеріалів, які мають високі протифільтраційні показники та здатність до перетворення забруднюючих компонентів у малорухомі форми [102]. Такою протифільтраційною мембраною може бути глина або мулісті суглинки, сучасними матеріалами є поліетиленові плівки та асфальтополімерні матеріали [104, 126]. Вибір гідроізоляційних геомембран є одним із найважливіших етапів при будівництві золовідвалу, оскільки при відсутності належного протифільтраційного екрану через гідравлічні вікна в основі золовідвалу вода може потрапляти у водоносні горизонти [104].

Золошлаковідвали, як правило, розташовують на окремих промислових майданчиках суттєво віддалених від основних майданчиків ТЕС, де розташовані енергоблоки. Під золошлаковідвали БуТЕС діяні понад 200 га землі, де зберігається понад 28 млн. тон відходів із щорічним поповненням близько пів мільйона тон. Золошлаковідвал № 1–2 (розташований поблизу с. Бовшів) вичерпав свої складуючі властивості, а золошлаковідвал № 3 (розташований

поблизу с. Більшівці) функціонує на даний час, проте він також знаходиться на межі вичерпання складуючих можливостей. Складування золи в даний час здійснюється при нарощуванні 10-го ярусу дамб.

Загальна потужність золошлаковідвалу №1 та №2 становить 7,3 млн. м<sup>3</sup>, діючого золошлаковідвалу №3 – 25,04 млн. м<sup>3</sup>. Станом на 2018 рік перші два заповнено на 96,9%, діючий – на 98,5% [53]. Наразі планується нарощування 4 та 5 ярусів золовідвалів №1-2 для подальшої експлуатації [53]. Після вичерпання складувальних можливостей золовідвалу він вимагає рекультивації.

Золошлаковідвали як об'єкти підвищеної екологічної небезпеки потребують встановлення окремої санітарно-захисної зони. Згідно з п 8.33 ДСП № 173-96 «Державні санітарні правила планування та забудови населених пунктів» розмір санітарно-захисних зон від майданчиків накопичувачів промвідходів до сельбищної території визначаються видом, агрегатним станом і класом небезпеки відходів. Для відвалів твердих відходів об'єктів енергетики СЗЗ встановлюються розрахунковим методом, але не менше 300 м. Таким чином, нормативна СЗЗ довкола золошлаковідвалу №1-2 та золошлаковідвалу №3 не дотримана, оскільки житлові забудови сіл Бовшів та Задністрянське, Слобідка Більшівцівська розташовані у межах СЗЗ.

### **2.3. Чинники та наслідки техногенного навантаження на екотопи у зоні впливу Бурштинської ТЕС**

Теплова енергетика характеризується комплексним впливом на довкілля та, шляхом зміни режиму екологічних факторів, спричинює трансформацію природних екосистем. Перетворюючий фактор полягає не тільки у видобуванні та споживанні природних ресурсів, але також у забрудненні довкілля, що включає викиди атмосферних поллютантів, їх потрапляння у водні горизонти та едафотопи, радіаційне, електромагнітне випромінювання, утворення багатотонажних відходів тощо. Джерелом екологічного ризику як для місцевих екосистем, так і в регіональному масштабі є золошлаковідвали, що як спеціальні гідротехнічні споруди відносяться до об'єктів підвищеної небезпеки для

навколишнього середовища і виявляють прямий та опосередкований вплив на компоненти екотопу.

У Івано-Франківській області на електроенергетичну галузь припадає 73% атмосферного забруднення [85]. На регіональному рівні у західному регіоні Бурштинська теплоелектростанція є найбільшим забруднювачем [87] і входить у список 100 підприємств України, які завдають найбільшої шкоди довкіллю. Викиди цієї електростанції сягають близько 85% від загальної кількості викидів стаціонарних джерел загалом по Івано-Франківській області [66, 87, 88]. Галицький район і Бурштинська урбоекосистема зокрема належать до територій з високим рівнем небезпеки [126]. Території дана четверта категорія екологічної безпеки – територія надзвичайної екологічної небезпеки.

У викидах Бурштинської ТЕС техногенний вуглець становить 32%, двоокис сірки 50%, окис азоту 35%, пил 35% [74, 87]. Сумарні середньорічні викиди БуТЕС складають 237,173 тис. тонн, з яких 31,68 тис. тонн належить вугільному пилу, 194,402 тис. тонн – сірчистому ангідриду та 11,091 тис. тонн – сполукам нітрогену [88]. Адміністративний район, де розташована БуТЕС має найвищі показники за забрудненням повітря пилом, діоксидом вуглецю, діоксидом сірки [2]. Окрім того, у атмосферу потрапляють мікродомішки, до складу яких може входити берилій, миш'як, селен, ванадій та інші важкі метали [74, 85].

Викиди з двох 250-метрових й однієї 180-метрової труб Бурштинської ТЕС розносять переважаючі у місцевості західні й північно-західні вітри на відстань до 100 кілометрів [98]. Безпосередньо біля станції через висоту труб знаходиться «мертва зона», де поллютанти не осідають, а поширюються далі [91]. Ближче осідають важчі частинки (пил), а аерозолі розносяться на дальші відстані [98]. Різні метеорологічні умови обумовлюють розсіювання шкідливих речовин через труби БуТЕС не тільки у межах Карпатського регіону, але і за межі регіону [2, 66]. У Галицькому районі (на 1 км<sup>2</sup> обсяги викидів досягли 340,6 т) поширення забруднювачів відбувається радіально і має вигляд еліпсоподібної плями [2, 91],

що простягається від Івано-Франківська до Городенки паралельно долині Дністра [91].

У зоні впливу теплових електростанцій відбувається зміна гідрології водного басейну, модифікація якісних та кількісних характеристик річкових стоків [65]; спостерігається мінералізація підземних вод, зростання у підґрунтових водах концентрацій рухомих форм важких металів, зокрема свинцю, міді та нікелю [77, 84, 101]. Вплив ТЕС на водні геосистеми здійснюється двома шляхами: використанням води системами технічного водопостачання і привнесення до водного середовища політантів шляхом скидання стічних вод [85].

Теплові електростанції є великими споживачами водних ресурсів – кожна тисяча кіловат потужності ТЕС потребує мільйона кубічних метрів води щороку [85], а використані води теплоенергетикою у глобальному масштабі становлять 8,5% усіх стічних вод [85]. Використання водних ресурсів зумовлює потрапляння забруднюючих речовин до поверхневих і підземних вод. Для технічних потреб БуТЕС використовує водоймище місткістю 50 млн м<sup>3</sup> займає понад 1260 га. До того ж, щорічно Бурштинська ТЕС скидає у річку Гнила Липа близько 2,11 млн м<sup>3</sup> зворотних вод. Згідно звітних даних ТЕС про використання води за 2018 рік відведення зворотних вод на ДТЕК Бурштинська ТЕС становило 2497,7 тис. м<sup>3</sup> у р. Гнила Липа [53]. Щорічно із стічними водами БуТЕС у довкілля надходить 66 тонн органічних відходів, 82 тони сірчаної кислоти, 26 тонн хлоридів, 41 тонна фосфатів і майже 500 тонн зважених часток [74].

Екологічні ризики для водних ресурсів пов'язані з використанням води у системі гідрозоловидалення. Золошлаковідвали належать до потенційних стаціонарних джерел забруднення водних геосистем [85, 101 104]. Оскільки вони не є гідрологічно замкненою системою, існують ризики пов'язані з потраплянням політантів у зовнішнє середовище. Незважаючи на те, що системи гідрозоловидалення споживають лише 7% від водних потреб станції, саме від них надходить основна кількість забруднювачів гідросфери [85]. Потрапляння шкідливих елементів крізь протифільтраційний бар'єри

золошлаковідвалів може обумовити забруднення питної води регіону [78]. До того ж, забруднений сполуками ВМ пил, що вивітрюється з території золошлаковідвалу осідає на прилеглі території на верхній шар ґрунту, згодом разом з опадами чи талими водами проникає у підґрунтові води [94].

Теплові електростанції є джерелом забруднення ґрунтів. Спалювання на ТЕС вугілля приводить до осідання на поверхню ґрунту біля промислових майданчиків поллютантів, а також формування відвалів відпрацьованих матеріалів – накопичення в золосховищах золи, шлак, пилу та попелу [16, 85]. Усі ці чинники впливу трансформують властивості ґрунтів, впливають на геохімію підземних вод, що у свою чергу погіршує умови зростання рослинності і скорочує фауністичне різноманіття.

Небезпечними поллютантами в зоні впливу ТЕС є важкі метали. Найбільш поширеними в зоні впливу теплових електростанцій є купрум, ферум, кобальт, манган, плюмбум, цинк, нікель, кадмій – що цілком закономірно: кислотні залишки утворюються у слаболужних ґрунтах утворюють і з ВМ нерозчинні або малорозчинні сполуки, що призводить до їх накопичення [76, 98]. У межах впливу Бурштинської ТЕС фіксується зростання концентрацій рухомих форм сполук важких металів [66, 87], серед яких – плюмбум, купрум, ферум, цинк, нікель, кадмій [87, 89]. Крім того, спостерігається забруднення ґрунтів радіонуклідами [16, 30], яке залежить від відстані.

Потенційно небезпечними забруднювачами ґрунтів є місця накопичення відходів від спалювання вугілля (золи і шлаку). Золовідвали являють собою особливі неоедафотопи із специфічними фізико-хімічними властивостями [93]. Техногенні едафотопи золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС характеризуються особливими фізико-хімічними властивостями [74, 93]. Зола, складування якої відбувається на відвалах, є джерелом ВМ [68, 74, 77]. Мінеральна частина вугілля містить германій, уран, молібден, вольфрам, срібло, селен, галій, ванадій, а також такі екологічно небезпечні речовини як кадмій, цинк, ртуть, миш'як, берилій, фтор, хлор, нікель фосфор, селен [74, 85]. Ці елементи належать до I і II класу небезпечних сполук. В умовах зростання вмісту цих елементів вище ГДК



виникає екологічна небезпека для біотичних компонентів екосистем [104]. Джерелом ВМ також є шлаки, ВМ потрапляють шляхом вилугування із шлаків [77]. Поведінка ВМ, їхня локалізація у горизонтах різна і залежить як від зовнішніх (агрохімічних) умов, так і від міграційних властивостей елемента.

У золі також міститься вільний діоксид кремнію, вільний оксид кальцію [74]. Наявність окисів лужних металів, що реагують з водою, загрожує утворенням лугів, потрапляння яких в ґрунтові води неприпустиме, адже зола, яка містить розкладений вапняк, при взаємодії з водою утворює вапно [93]. Головними характеристиками золи з огляду її впливу на довкілля є дисперсність, змішуваність, сипучість, щільність, абразивність і електропровідність [85]. Відомо, що через дрібнодисперсність золи відбувається її пилення, при цьому забруднюючі частинки разносяться вітровими потоками і осідають на навколишніх територіях [74].

На золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС спостерігається акумулювання радіоактивних елементів, при чому на золошлаковідвалах концентрація кларків у кілька разів переважає території прилеглі до самої ТЕС [77, 74]. В зоні впливу ТЕС спостерігається наявність таких природних радіонуклідів:  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  (сімейство  $^{238}\text{U}$ );  $^{228}\text{Ac}$ ,  $^{208}\text{Tl}$  (сімейство  $^{232}\text{Th}$ ) і  $^{40}\text{K}$  [30, 77]. Кларки перевищено за вмістом  $^{226}\text{Ra}$  та  $^{232}\text{Th}$  у 7 та 3 рази, відповідно, за вмістом  $^{238}\text{U}$  – в 4 рази [93].

Окрім зазначеного вище забруднення довкілля викидами, ТЕС завдає довкіл्लю ряд локальних впливів фізичної природи серед яких: тепловий вплив, електромагнітний та шумовий впливи. Серед інших екологічних наслідків – складування твердих відходів, відчуження земельних ресурсів, зміна ландшафтів та аеротехногенне забруднення внаслідок пилення золи.

Золошлаковідвали є потенційно небезпечними об'єктами і через можливість аварій із проривом огорожувальних дамб золошлаковідвалів, можуть мати катастрофічні наслідки не тільки для станції, але і для всього регіону. З огляду на небезпеку золошлаковідвалів теплових, важливим є вжиття заходів спрямованих на мінімізацію екологічних ризиків цих об'єктів, передусім шляхом стабілізації неодафотопів золошлаковідвалів.

## 2.4. Матеріали та методи досліджень

Для оцінки фіторізноманіття золошлаковідвалів проведено фітоценти́чні спостереження золошлаковідвалу №3 Бурштинської ТЕС, що розташований у с. Слобідка Більшівцівська (Галицький р-н, Івано-Франківська область). Загальна площа золошлаковідвалу – 91 га. Під час здійснення спостережень складений конспект флори, зібраний гербарний матеріал та оцінені фітоценотичні умови зростання.

Дослідження території проводилося маршрутним методом. За складеним маршрутом здійснювалися спостереження вздовж і впоперек території. Для вивчення особливостей рослинності застосовувався метод пробних ділянок. У найбільш репрезентативних місцях були закладені пробні ділянки певної площі і здійснювався опис згідно плану. Кількість описів відповідає різноманіттю рослинного покриву. Використовувався метод випадкового або рандомізованого розташування дослідних ділянок. Розмір дослідної ділянки відповідає площі виявлення фітоценозу [67, 130]. Були використані ділянки площею  $10 \times 10 \text{ м}^2$  та  $20 \times 20 \text{ м}^2$  [67]. Дослідні ділянки такої площі є мінімум-ареалом для трав'янистих рослин та деревно-чагарникових угруповань відповідно.

Таксономічний склад флори визначався у польових умовах та на основі зібраного гербарного матеріалу за Визначником вищих рослин України [40]. За гербарним матеріалом, зібраним під час маршрутного методу, проведено його систематичний аналіз. Назви рослин техногенних екотопів наведено за сучасними номенклатурними зведеннями (Mosyakin, Fedoronchuk, 1999).

Екологічний аналіз рослинності за попередньо складеним конспектом флори, а також розробку пропозицій щодо фіторекультиваци́ї проводили в Інституті ландшафтного планування та екології, Штутгартський університет, Німеччина (Institute of Landscape planning and Ecology, Stuttgart University, Germany) в рамках стипендії Німецького федерального фонду довкілля (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) під керівництвом професорки Леоні Фішер (Leonie

Fischer, Univ.-Prof. Dr. rer. nat., Professor of Landscape Planning and Ecology at the University of Stuttgart).

Для екологічного аналізу рослинності використовували базу даних «Datenbank biologisch-ökologischer Merkmale der Flora von Deutschland» (Bioflor) [180], The LEDA Traitbase [179], The World flora online [237], та літературні джерела, зокрема «Екофлора України» (2000-2010) [46, 47, 48, 49] та «Синантропна флора України та шляхи її розвитку» [108]. Дані щодо флористичного статусу та рівня натуралізації у вітчизняних та європейських джерелах звірялись та взаємодоповнювалися.

У ході екологічного аналізу визначали флористичний статус і ступінь натуралізації видів, життєвий цикл та життєві форми, особливості розмноження, характер запилення, типи дисперсії діаспор та CSR стратегії за Дж. Граймом (Табл. 2.1).

Аналіз флористичного статусу видів здійснювався на основі бази даних Bioflor та літературних джерелах [108]. Флористичний статус відображає приналежність виду до природної флори або чи є вид чужорідним (заносним), серед останніх виділяють археофіти (з'явилися в місцевій флорі до 1500 року) та неофіти (з'явилися в місцевій флорі після 1500 року). Вітчизняний та європейський підходи до характеристики флористичного статусу видів дещо відрізняється. Протопопова В.В. (1991) на прикладі синантропної флори поділяє види на апофіти або автохтонні синантропи та адвенти або алохтонні види. Апофіти поділяються на евапофіти, геміапофіти та випадкові апофіти; адвентивні види класифікуються за часом проникнення на археофіти і кенофіти [108].

Таблиця 2.1

## Екологічні параметри, проаналізовані у дослідженні

Екологічний параметр	Група ознак	Джерело
Флористичний статус	Native (Природня флора)	Biolflor; «Синантропна флора України та шляхи її розвитку» (Протопопова, 1991).
	Archeophyte (Археофіти)	
	Neophyte (Неофіти)	
Рівень натуралізації	Agriophyte (Агріофіти)	Biolflor; «Синантропна флора України та шляхи її розвитку» (Протопопова, 1991).
	Erecophyte (Епекофіти)	
	Ephemeroophyte (Ефемерофіти)	
Життєвий цикл	A (Annual)	Biolflor; «Синантропна флора України та шляхи її розвитку» (Протопопова, 1991); «Екофлора України» (2000-2010)
	B (Biannual)	
	P (Pluriannual)	
Життєва форма	Трава	Biolflor; «Екофлора України» (2000-2010); «Синантропна флора України та шляхи її розвитку» (Протопопова, 1991)
	Кущ	
	Дерево	
Життєва форма за Раункієром (1934, 1937)	C (Хамефіти)	Biolflor; «Екофлора України» (2000-2010)
	G (Геофіти)	
	H (Гемікриптофіти)	
	M (Макрофанерофіти)	
	N (Нанофанерофіти)	
	P (Псевдофанерофіти)	
Тип репродукції	T (Терофіти)	Biolflor; «Екофлора України» (2000-2010)
	S (насінням/спорами)	
	SV (насінням та вегетативно)	
	SSV (частіше насінням, рідше вегетативно)	
	VVS (частіше вегетативно, рідше насінням)	
	V (вегетативно)	
Запилення	in (комахи)	Biolflor; «Екофлора України» (2000-2010)
	se (самозапилення)	
	wi (вітер)	
Поширення діаспор	Анемохорія	The LEDA Traitbase; «Екофлора України» (2000-2010)
	Автохорія	
	Гідрохорія	
	Зоохорія	
	Антропохорія	
CSR стратегія за Граймом (1974)	C (конкуренти)	Biolflor; «Екофлора України» (2000-2010)
	CR (конкуренти/рудерали)	
	CS (конкуренти/стрес-толеранти)	
	CSR (конкуренти /стрес-толеранти/рудерали)	
	R (рудерали)	
	S (стрес-толеранти)	
	SR (стрес-толеранти/ рудерали)	

У своїй роботі ми керуватимемось західноєвропейською категоризацією видів за флористичним статусом та поділяли види на археофіти та неофіти. Оцінку рівня натуралізації заносних видів здійснювали на основі класифікації Schroeder (1969): 1) ефемерофіти (EH, ephemerophyte) – види зі слабким ступенем натуралізації; 2) епекофіти (EO, ересорphyte) – повністю натуралізовані в антропогенних ландшафтах; 3) агріофіти (AG, agriophyte) – натуралізовані види у природній флорі. Класифікація чужорідних видів за ступенем натуралізації у вітчизняній літературі аналогічна [108].

У ході дослідження проаналізовано проективне покриття трав'яних видів та рясність видів деревно-чагарникового ярусу фітоценозу. Проективне покриття визначалось окомірним методом та за допомогою сіточки Раменського: крізь отвір розміром 2х5, поділений на 1-1,5 см<sup>2</sup> клітин, розглядався травостій, за кількістю зайнятих клітинок сіточки рослинністю визначали проективне покриття видів [130].

Для оцінки рясності видів деревно-чагарникового ярусу застосовано метод прямого обліку з використанням бальної системи – шкали О. Друде (1913). Згідно цієї системи оцінки рясності виду за такою градацією: soc (socialis) – рослини зникаються надземними частинами; cop<sup>3</sup> (copiosae) – рослини ростуть дуже рясно; cop<sup>2</sup> – рослини ростуть рясно; cop<sup>1</sup> – рослини ростуть досить рясно; sp (sparsae) – рослини ростуть рідко; sol (solitariae) – рослини ростуть поодинокі; un (unicum) – рослина одна [130].

Морфологічну пристосованість до умов зростання відображають життєві форми рослин та особливості життєвого циклу. Для характеристики біоморфологічної структури була використано системи життєвих форм, що висвітлюють габітуальні особливості рослинності в умовах зростання на золошлаковідвалах.

У залежності від життєвого циклу рослини поділяють такі категорії: однорічні (A, Annual) – індивідуальний цикл триває максимум один рік (12 місяців); дворічні (B, Biannual) – характеризується вегетативним розвитком у перший рік до досягнення генеративної фази на наступний рік, після якої

завершує свій життєвий цикл; багаторічні (Р, Pluriannual) – ріст і розвиток триває декілька вегетативних сезонів.

Життєві форми рослин подано у спрощеному варіанті (дерева, кущі, трави), а також за класифікацією К. Раункієра (1934, 1937), що базується на оцінці розташування бруньок відновлення відносно поверхні ґрунту: 1) макрофанерофіти (Ph, Macrophanerophyte) – високі дерева, високі кущі сплячі бруньки яких розташовані на здерев'янілих пагонах; 2) нанофанерофіти (N, Nanophanerophyte) – високі кущі, невисокі дерева – бруньки відновлення розташовані на здерев'янілих пагонах, які утворюють безстеблову систему пагонів із сильним прикореневим розгалуженням; 3) псевдофанерофіти (Р, Pseudophanerophyte) – бруньки відновлення знаходяться на цьогорічних пагонах, утворюючи надземну, сильно розгалужену злегка здерев'янілу систему пагонів; 4) геміфанерофіти (S, Hemiphanerophyte) – сплячі бруньки розташовані на здерев'янілих, базально розгалужених пагонах висотою до 50 см (карликовий чагарник) або на лише прикореневих частинах вищих пагонів, які у верхній частині не здерев'яніють, а періодично відмирають; 5) хамефіти (С, Chamaephyte) – бруньки відновлення розташовані на трав'янистих або злегка здерев'янілих пагонах, розташовуються на кілька сантиметрів над поверхнею ґрунту, захищені частинами самої рослини та/або сніговим покривом (особливо подушкоподібні рослини); 6) гемікриптофіти (Н, Hemicryptophyte) – багаторічні трав'янисті рослини, бруньки відновлення яких зимують під землею або на рівні ґрунту; 7) геофіти (G, Geophyte) – рослини, у яких бруньки знаходяться під землею, часто на запасуючих органах, захищених ґрунтом; 8) терофіти (Т, Therophyte) – однорічні рослини зимують у вигляді насіння або виводкових бруньок.

Для характеристики особливостей розмноження і поширення видів на дослідній території проаналізовано репродуктивні стратегії, використано такі категорії: 1) насінням та спорами (S, by seed/by spore; 2) здебільшого насінням, рідше вегетативно (SSV, mostly by seed, rarely vegetatively; 3) насінням та вегетативно (SV, by seed and vegetatively); 4) здебільшого вегетативно, рідше

насінням (VVS, mostly vegetatively, rarely by seed); 5) вегетативно (V, vegetatively).

Не менш важливим параметрами що характеризують стратегію самовідтворення та поширення рослин є тип запилення та розповсюдження діаспор. Використано такі категорії щодо полінації: 1) вітром (Wi, wind); 2) водою (Wa, water); 3) самозапилення (Se, selfing); 4) псевдоклейстогамія (Pk, pseudocleistogamy) – самозапилення в не розкритій квітці; 5) клейстогамія (Kl, cleistogamy) – самозапилення в нерозкритій рудиментарній квітці; 6) гейтогамія (Ge, geitonogamy) – самозапилення сусідньою квіткою; 7) комахами (In, insects). Серед типів дисемінації виділено такі категорії: 1) автохорія – поширення діаспор без будь-якого зовнішнього чинника; 2) барохорія – поширення діаспор під впливом сили тяжіння; 3) балохорія – тип дисемінації при якому діаспори викидаються під тиском розкриття плоду; 4) анемохорія – поширення вітром, еволюційно один із найбільш ранніх способів поширення діаспор наземними рослинами; 5) гідрохорія – поширення водою; 6) зоохорія – участь тварин у поширенні рослинних діаспор. Насіння може транспортуватися на поверхні тіла тварин – цей процес відомий як (Erz) епізоохорія, або всередині організму – (Enz) ендозоохорія; 7) мірмекохорія – поширення насіння мурахами; 8) антропохорія – поширення через людський фактор.

Екологічна стратегія видів є інтегральною характеристикою, що відображає як біоекологічні особливості виду, так і їхню ценотичну функцію та екосистемну роль. Структуру екологічної стратегії видів досліджуваної рослинності подано за системою Дж. Грайма (1974): 1) конкуренти (C, competitors) – дерева, кущі та різнотрав'я з високою конкурентоспроможністю завдяки своїм морфологічним та/або фізіологічним характеристикам та особливостям життєвої історії; 2) рудерали (R, ruderals) – зазвичай однорічні, бур'янисті види рослин, які дають багато насіння та можуть легко колонізувати нові місця існування; 3) стрес-толеранти (S, stress-tolerators) – види з повільним ростом і морфологічними та/або фізіологічними адаптаціями до лімітуючих умов; 4) конкуренти/рудерали (Cr, competitors/ruderals) – проміжний тип між

конкурентами та рудералами; 5) конкуренти/стрес-толеранти (Cs, competitors/stress-tolerators) – проміжний тип між конкурентами та стрес-толерантами; 6) конкуренти/стрес-толеранти/рудерали (Csr competitors/stress-tolerators/ruderals) – проміжний тип, як правило, розеткові рослини або невеликі багаторічні види, які можуть ефективно використовувати просторово-часові ніші; 7) рудерали (R, ruderals) – зазвичай однорічні, бур'янисті види рослин, які дають багато насіння та можуть легко колонізувати нові місця існування; 8) стрес-толеранти (S, stress-tolerators) – види з повільним ростом і морфологічними та/або фізіологічними адаптаціями до лімітуючих умов; 9) стрес-толеранти/рудерали Sr (stress-tolerators/ruderals) – проміжний тип між стрес-толерантами та рудералами.

Екологічний аналіз дозволяє виявити тонкі екологічні особливості конкретних місцезростань, адже розподіл видів досліджуваної рослинності на групи (екоморфи) відображає спектр екологічних вимог досліджуваної рослинності щодо екосистемних параметрів території. Таким чином, екологічний аналіз слугує своєрідним індикатором стану як самої рослинності, так і навколишнього середовища. Окрім того, екологічний аналіз слугує основою для прогнозування розвитку рослинних угруповань та розробки пропозицій щодо відновлення територій. На основі результатів екологічного аналізу рослинності золошлаковідвалів запропоновано рекомендації щодо фіторекультивациї території золошлаковідвалів.

Рекомендації щодо рекультивациї та менеджменту техногенно трансформованих екотопів золошлаковідвалів запропоновано на основі літературних та інтернет-джерел, зокрема платформи «Інформаційна система заходів природного озеленення» (Informationssystem Naturnahe Begrünungsmaßnahmen (INB), Hochschule Anhalt in Bernburg, Germany) [166].

У ході дослідження запропоновано ряд фіторекультивацийних заходів спрямованих на відтворення біорізноманіття та вирішення екологічних проблем територій золошлаковідвалів. На основі складеного в ході польових досліджень списку видів, здійсненого екологічного аналізу рослинності та вивчення



європейського досвіду відновлення рослинності на деградованих територіях, складено насіннєву суміш трав'яних рослин, запропоновано список видів дендрофлори для лісової рекльтивації, а також надано рекомендації щодо менеджменту рослинності на дослідній території.



Рис. 2.1. Схема відбору видів для рекультиваційних цілей на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС

Оскільки попередніх знань щодо фіторекультивації золошлаковідвалів недостатньо, у ході досліджень використано інформацію з досвіду рекультивації ділянок після видобутку корисних копалин, зокрема вуглевидобутку. У ході розробки списку рекомендованих видів ми аналізували результати вивчення фіторізноманіття не тільки золошлаковідвалів, а також інших деградованих територій (Рис 2.1.) та здійснювали їх порівняння. Опираючись на рекомендовані види для фіторекультиваційних цілей у попередніх дослідженнях, спільність у видовому складі схожих територій, а також флористичний статус видів, здійснено селекцію потенційно перспективних видів.

Для біоіндикаційних досліджень території золошлаковідвалів було обрано три види деревних рослин: тополя тремтяча (*Populus tremula* L.), береза повисла (*Betula pendula* Roth.), верба козяча (*Salix caprea* L.) та два види трав'яних

рослин: деревій звичайний (*Achillea millefolium* L.) та роман польовий (*Anthemis arvensis* L.).

*Populus tremula* – листопадне дерево до 30-40 м висотою, що належить родини *Salicaceae*. Стовбур циліндричний до 1-1,5 м в діаметрі, кора світло-зелена або зеленувато-сіра та темно сіра у старих екземплярів [19, 40]. Пагони від оливково- до каштаново-бурих, диференційовані на видовжені і вкорочені; видовжені річні пагони циліндричні, блискучі, червонувато-коричневі [19]. Вегетативні бруньки яйцеподібні загострені (6-10 мм довжиною), генеративні – кулясті (13-15мм) [19, 40]. Листки голі, міцні, сірувато-зелені, з пальчастим жилкуванням, по краю городчасті або городчасто-крупнозубчасті, діаметром 3-7 (12) см – у молодих рослин трикутні або серцеподібні, у дорослих – майже круглі, трохи ширші за довжину, на видовжених пагонах трикутноеліптичні, на вкорочених – майже округлі [19]. Черешок по довжині майже дорівнює листовій пластинці, сплюснутий у напрямку, паралельному до неї, тому листки навіть при найменшому вітрі починають вібрувати – тремтіти [19]. Суцвіття – вітрозапильні сережки, що розпускаються до появи листя, рослина дводомна з чоловічими і жіночими сережками на різних деревах. Вид вимогливий до води та світла, проте здатний активно заселяти відкриту місцевість, зокрема після пожежі, суцільної рубки чи інших пошкоджень рослинного покриву.

*Betula pendula* – листопадне дерево родини *Betulaceae*. Зазвичай досягає від 15 до 25 м у висоту, рідше до 31 м [19, 40]. Кора на стовбурі та гілках спочатку золотисто-коричнева, але згодом стає білою. Бруньки дрібні та липкі, розвиток відбувається симподіально. Гілочки тонкі й часто звисають, листки трикутні з подвійно зазубреними краями [19, 40]. Вид однодомний, чоловічі та жіночі сережки знаходяться на одному дереві [19]. Незрілі чоловічі сережки присутні взимку, а жіночі розвиваються навесні, незабаром після розпускання листя. В середині літа жіночі сережки дозрівають, а чоловічі розростаються і випускають пилок – відбувається запилення вітром [19, 40]. Вид витривалий, як піонерний можу з'являтися одним з перших після пожеж чи у інших випадках.

*Salix caprea* – листопадне невелике дерево або кущ родини *Salicaceae*. Досягає висоти 8-10 м, рідше до 13 м [19, 40]. Листя 3-12 см в довжину і 2-8 см в ширину, ширше, ніж у більшості інших видів ряду *Salix* [19]. Ранньою весною до появи нових листків утворюються сріблясті сережки довжиною 3-7 см; чоловічі і жіночі сережки знаходяться на різних рослинах (вид дводомний) [19, 40]. Чоловічі сережки сірі із жовтим пилком, жіночі – блідо-зелені. *S. caprea* характеризується широкою екологічною амплітудою, тому зустрічається як у вологому середовищі, наприклад на берегах річок і озер, так і в більш сухих місцях, зокрема на голих ґрунтах як вид-піонер.

*Achillea millefolium* – багаторічна трав'яниста розсіяноопушена рослина родини *Asteraceae* з прямостоячим стеблом висотою 25-60 см [40]. Листя лінійно-ланцетні, двічіперситорозсічені з лопатевими сегментами, рівномірно розподілені вздовж стебла, при цьому листя біля середини та нижньої частини стебла є найбільшими [40]. Довжина листка 5–20 сантиметрів. Квітки зібрані у кошик, що утворюють щитковидне суцвіття; крайові квіти кошика язичкові, білі, серединні – трубчасті, двостатеві [40]. Обгортка кошика з світло-бурою каймою. Плід – сім'янка [40]. Період цвітіння з березня по жовтень. Рослина віддає перевагу добре дренованому ґрунту, світлолюбна, але також трапляється в інших екологічних умовах.

*Anthemis cotula* – однорічна трав'яниста рослина родини *Asteraceae*. Особини можуть виростати до 37 см. Рідковолосиста або густоопушена однорічна або дворічна рослина, можливо, іноді багаторічна [40]. Стебло (4,5, 10-50(-80) см, зазвичай більш-менш розгалужене, прикореневі гілки за довжиною дорівнюють або довші за основне стебло [40]. Листки від обернено-видовжених до оберненояйцеподібних, 1-3-перистороздільні або перисто-розсічені, не залозисто-точкові, більш-менш опушені [40]. Приквітки волосисті, довгасті або видовжено-оберненояйцеподібні.

Вибір видів у якості біонідикаторів пов'язано з їх поширеністю в межах досліджуваного екотопу, а також біоекологічними особливостями. Значна

чисельність обраних видів на території дослідження та їх поширеність у регіоні дозволить одержати результати зіставних спостережень із інших територій.

Для біоіндикаційних досліджень відбір рослинного матеріалу та ґрунтових зразків проводився на території діючого золошлаковідвалу №3 Бурштинської ТЕС, що розташований у с. Слобідка Більшівцівська (Галицький р-н, Івано-Франківська область). За умовно чисту територію використовували територію Галицького національного парку (околиці села Ворониця, Галицький район, Івано-Франківська область). Карту досліджуваної території та картосхеми дослідних ділянок подано у додатках (Додаток А).

У кожній з обраних точок відбору проб випадковим чином обирали 5 дерев, з яких збирали по 50 листків. Матеріал збирали наприкінці вегетаційного періоду, коли завершується повний розвиток асиміляційної системи. Відбір листків здійснювали з гілок одного порядку галуження, розташованих на висоті 1-2 м над поверхнею ґрунту. Обирали рослини приблизно одного віку.

Свіжозрізані листки дигіталізували з використанням сканера Samsung SCX-3205. За допомогою програмного пакету CoralDRAW X63 з кожної листкової пластинки знімали по 8 параметрів (рис. 2.2. А, Б):

1 – довжина черешка, см; 2 – довжина листка, см; 3 – ширина правої і лівої частини листкової пластинки, см; 4 – довжина першої від краю листка жилки із правого і лівого боку листкової пластинки, см; 5 – довжина другої від краю жилки з правого і лівого боку, см; 6 – відстань між першою і другою жилкою, см; 7 – кут між центральною і першою від краю листкової пластинки жилкою; 8 – кут між центральною і другою від краю листка жилкою.

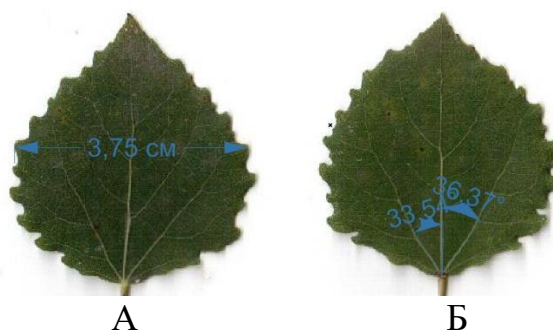


Рис. 2.2. Вимірювання довжини (А), кутових значень (Б) у середовищі програмного пакету CoralDRAW X6.

Використовуючи програму CoralDRAW X6 визначали площу листка, а також площу половин листкової пластинки (Рис. 2.3.).

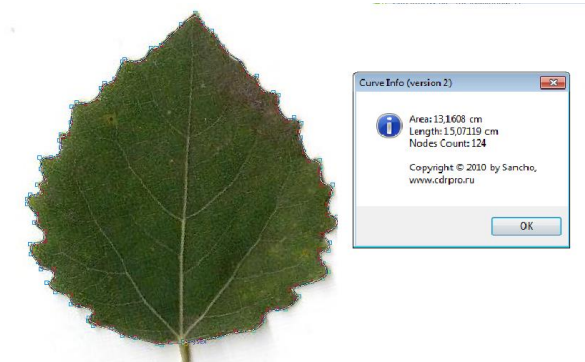


Рис. 2.3. Визначення площі листкових пластин у середовищі програми CoralDRAW X6.

Біометричний аналіз даних проведено методами математичної статистики [59] з використанням програмного середовища для статистики R та OriginPro.

Коефіцієнт видовженості визначали як відношення довжини листкової пластинки до її ширини. Перевищення коефіцієнта видовженості одиничного рівня свідчить про низький рівень забруднення чи відсутність такого. При високому рівні забруднення показник видовженості буде нижче одиниці.

Коефіцієнт площі листкової пластинки ( $K_{SL}$ ) обчислювали як відношення її площі до площі круга [23]:

$$K_{SL} = S_L \cdot S_A^{-1},$$

де  $S_L$  – виміряна площа листкової пластинки,  $\text{cm}^2$ ;  $S_A$  – площа кола ( $\text{cm}^2$ ) із радіусом, що дорівнює пів довжині листкової пластинки (см) та центром, розташованим на пів довжині центральної жилки листка.

При обчисленні коефіцієнта форми ( $K_{FL}$ ) листкової пластинки за ознакою площі їх частин розділяли листову пластинку поперечним перерізом на рівні пів довжини й обчислювали значення  $K_{FL}$  як відношення площі верхньої частини до нижньої [23]:

$$K_{FL} = S_t \cdot S_b^{-1},$$

де  $S_t$  – площа верхньої частини листкової пластинки,  $\text{cm}^2$ ;  $S_b$  – площа нижньої частини,  $\text{cm}^2$ .

Для порівняння проведено обчислення морфологічної реакції листків за лінійними параметрами.

Значення коефіцієнта асиметрії [23] обчислювали як добуток подвоєного модуля різниці промірів зліва та справа до суми промірів зліва та справа:

$$FA=2|L-R|/|L+R|,$$

де FA – флуктуюча асиметрія, L – промір листкової пластинки з лівої сторони, R – промір листкової пластинки з правої сторони.

Порівнювали рівень флуктуючої асиметрії через показники площі, вимірюючи площі лівого та правого боків листкової пластинки.

Для кожного дерева та місцезростання окремо знаходили середнє арифметичне та визначали межі довірчого інтервалу ( $p = 0,05$ ). Достовірність відмінностей одержаних даних із контрольними оцінювали за допомогою t-критерію Стюдента. Нульову гіпотезу відкидали при  $P \leq 0,05$ .

Відбір трав'янистих рослин для морфометричного аналізу проведено у червні-липні під час повного цвітіння на території золошлаковідвалів та на території фоновієї екосистеми. Вибірка особин кожного виду для кожної дослідної ділянки становила 30 екземплярів у кожній моніторинговій точці.

Для морфологічного аналізу *Achillea millefolium* здійснювали заміри наступних ознак: 1 – висота стебла, см; 2 – кількість міжвузлів префлоральної зони пагона шт.; 3 – середнє значення довжини міжвузлів, см; 4 – кількість листків, шт.; 5 – довжина листка (середнє значення), см; 6 – довжина флоральної зони (синфлоресценції), см; 7 – кількість паракладіїв, шт.; 8 – кількість флоральних одиниць, шт.

Набір аналізованих морфометричних параметрів для *Anthemis arvensis* наступний: 1 – висота стебла, см; 2 – кількість міжвузлів префлоральної зони пагона, шт.; 3 – середнє значення довжини міжвузлів префлоральної зони пагона, см; 4 – кількість листків, шт.; 5 – довжина листка (середнє значення), см; 5 – ширина листка, см; 6 – довжина флоральної зони (синфлоресценції), см; 7 –

кількість флоральних одиниць, шт.; 8 – к-сть язичкових квіток, шт.; 9 – к-сть трубчастих квіток, шт.; 10 – діаметр суцвіття, см.

Значення морфометричних ознак опрацьовували загальноприйнятими методиками [59]. Обчислено середнє арифметичне і його похибка ( $M \pm m$ ), ліміти значень (min, max); середній квадрат відхилень або дисперсію ( $S_x^2$ ); коефіцієнт варіації (CV). Залежно від величини коефіцієнта варіації мінливість ознаки оцінювали за такою шкалою:  $CV < 10 \%$  – варіація незначна;  $10 < CV < 20 \%$  – варіація середня;  $CV > 20 \%$  – варіація значна.

Порівняння середніх арифметичних і визначення достовірності різниці між ними проведено за допомогою t-критерію Стюдента. Довірчу ймовірність t-розподілу було обрано рівною 0,95 % (тобто ймовірність помилки 5 %); обсяг вибірок – однаковий; розподіл значень у вибірці – двобічний.

Для трав'яних видів оцінювали морфологічну цілісність особин. Методом оцінки морфологічної цілісності рослин є аналіз кореляційних зв'язків між ознаками на основі визначення коефіцієнта кореляції та з подальшим формуванням кореляційної матриці [56]. Зв'язок між ознаками визначали шляхом обчислення коефіцієнтів лінійної кореляції Пірсона ( $r$ ). Напрям зв'язку встановлювали за знаком коефіцієнта кореляції:  $+r$  – зв'язок прямий;  $-r$  – зв'язок зворотний.

Для оцінки морфологічної цілісності особин у різних умовах визначали індекс інтегрованості особин за Ю. А. Злобіним [55, 54] за формулою:

$$I_{m.i.} = \frac{B}{(n^2 - n)/2} \times 100$$

де  $B$  – кількість статистично достовірних коефіцієнтів кореляції;  $n$  – загальна кількість коефіцієнтів кореляції в кореляційній матриці.

Також визначали модифікований індекс морфологічної інтеграції ( $I_m$ ) [127]:

$$I_m = \frac{1B \leq 0,5 + 2B \leq 0,5 \dots < 0,8 + 3B \geq 0,8}{(n^2 - n)/2} \times 100$$

де  $I_m$  – модифікований індекс морфологічної інтеграції;  $B \leq 0,5$  – кількість у матриці статистично достовірних (на рівні ймовірності 0,95) коефіцієнтів кореляції, значення яких за модулем перебувають у діапазоні від 0 до 0,5 включно;  $B > 0,5 \dots < 0,8$  – кількість у матриці статистично достовірних (на рівні ймовірності 0,95) коефіцієнтів кореляції, значення яких за модулем є більшими за 0,5 і меншими за 0,8;  $B \geq 0,8$  – кількість у матриці статистично достовірних (на рівні ймовірності 0,95) коефіцієнтів кореляції, значення яких за модулем дорівнюють або є більшими за 0,8;  $n$  – загальна кількість оцінених морфометричних параметрів.

Індекс морфологічної мінливості відображає ступінь взаємозв'язку різних структурних ознак рослини [64]. Чим вищий індекс морфологічної цілісності особин, тим вища скорельованість різних ознак рослини.

Для оцінки рівня забруднення важкими металами едафотопів золошлаковідвалів Бурштиської ТЕС здійснено аналіз їх вмісту у техногенних ґрунтах території дослідження.

Відбір проб ґрунту проводився у відповідності до ДСТУ ISO 10381-2:2004 [45]. Відбиранню проб ґрунту передувала підготовка карти території дослідження із зазначенням точок відбору зразків. Відбір ґрунту здійснювали з глибини 5-20 см методом конверта. Одна проба є усередненою пробою з 5 точок, які відбирали у чотирьох кутах уявного конверта та посередині нього. Маса змішаного зразку складала один кілограм. Загалом проаналізовано 9 ґрунтових зразків.

Вміст рухомих форм металів у ґрунті визначався згідно з ДСТУ 4770.1:2007 – ДСТУ 4770.9:2007 [44]. Вміст хімічних елементів у рослинних пробах визначався відповідно до вимог ГОСТ 30178–96 (ISO 874:1980) [28]. Хімічний аналіз зразків ґрунту та рослинної продукції проводився у відділі агроекології і



аналітичних досліджень ННЦ «Інститут землеробства НААН» за методиками, що відповідають нормативній базі України.

Для визначення вмісту ВМ у рослинах на території дослідження закладались дослідні ділянки, де відбирали 10-15 екземплярів. Зібрані зразки висушували до повітряно-сухого стану, розділяли на надземну і підземну частини, формували змішаний зразок вагою 100 гр. Листки із деревних видів збирали наприкінці вегетаційного сезону із 10 дерев кожного виду. Змішані зразки висушених листків становили 100 грам у 4 кратній повторюваності. Загалом було підготовлено та проаналізовано більше 18 змішаних зразків повітряно-сухої маси рослин кожного виду трав'яних рослин та 12 зразків деревних видів.

Вміст важких металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Cd) визначався методом атомно-абсорбційного спектрального аналізу на атомно-абсорбційному спектрофотометрі ААС-3 після кислотного гідролізу з наступною термодеструкцією. Оцінку властивостей ґрунтового покриву здійснено відповідно до загальноприйнятих методик [67, 107].

Для оцінки акумуляції важких металів із ґрунту в рослини застосовували коефіцієнт біологічного поглинання (КБП) або рослинно-ґрунтовий коефіцієнт, який дорівнює відношенню вмісту ВМ у рослинах до їх вмісту у ґрунті [134, 240]. Цей коефіцієнт є показником видової селективності хімічних елементів рослинами. Значення коефіцієнту біотичного поглинання є відображенням біогеохімічної активності рослин у кругообігу елемента в екосистемі [69].

$$\text{КБП} = C_p / C_r$$

де  $C_p$  – концентрація металу в тканинах рослини, мг/кг,  $C_r$  – концентрація металу в ґрунті, мг/кг.

Для кількісного виразу загальної здатності виду рослин до концентрації ВМ використовували біогеохімічний показник активності (БХА) виду, що являє собою сумарну величину, яку отримують від складання КБН окремих ВМ:

$$\text{БХА}_{\text{виду}} = \sum \text{БХА}$$

Для характеристики переходу ВМ із коренів в надземну частину трав'яних рослин розраховували транслокаційний фактор (ТФ) який рівний співвідношенню вмісту металу в надземній біомасі до вмісту у коренях [134, 240]:

$$ТФ = C_{н.б.} / C_{п.б.}$$

де  $C_{п.б.}$  – концентрація металу в підземній біомасі (коренях рослини), мг/кг,  $C_{н.б.}$  – концентрація металу в надземній біомасі (пагонах рослини), мг/кг.

Види рослин із коефіцієнтом біоконцентрації (КБП) і фактором транслокації (ТФ) більше одиниці потенційно можуть бути використані для фітоекстракції та/або фітостабілізації важких металів [134, 240]. Види рослин із  $ТФ > 1$  вважаються хорошими фітотранслокаторами. Це означає, що ці види ефективно накопичували та переносили важкі метали з ґрунту в надземні частини [171]. Рослини зі значеннями КБП та ТФ менше одиниці є непридатними для вилучення важких металів із ґрунтів [194], а тому не ефективні для ремедіації забруднених ґрунтів.

### **РОЗДІЛ 3. ФІТОРІЗНОМАНІТТЯ ТА ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ РОСЛИННОСТІ ЗОЛОШЛАКОВІДВАЛІВ БУРШТИНСЬКОЇ ТЕС**

Фактори техногенного походження здатні здійснювати вплив на формування видового складу рослинних угруповань та їх екологічного профілю, таким чином визначаючи перебіг фітоценогенезу та особливості становлення рослинного покриву в умовах техногенно трансформованого середовища.

Розкрити еколого-біологічну сутність рослинних угруповань, що формуються в умовах техногенно трансформованого середовища, можна шляхом аналізу видового різноманіття, його систематичної структури, морфологічних та репродуктивних особливостей, а також ценотичної стратегії видів. Різносторонній аналіз біологічно-екологічних особливостей рослинності в умовах зростання на техногенних територіях дає можливість не тільки висвітлити особливості фітоценогенезу в даних умовах, а також слугує надійною теоретичною базою для розробки стратегій оптимізації, відновлення, використання та охорони рослинного покриву в умовах широкомасштабних трансформаційних змін спричинених промисловістю.

Золошлаковідвали як неоедафотопи що не мають аналогів у природі є унікальними субстратами для заселення та формування рослинного покриву. Зважаючи на екологічні ризики цих об'єктів теплової енергетики, дослідження особливостей флористичного різноманіття, біологічно-екологічних рис рослинності на території золошлаковідвалів є першочерговим завданням для розробки заходів відновлення потенційно небезпечних територій. Вивчення особливостей рослинних угруповань девастрованих територій та розробка підходів щодо їх відновлення є глобальною ціллю в рамках Декади відновлення екосистем ООН (UN Decade on Ecosystem Restoration, 2022) [231].

### 3.1. Видове багатство та флористичний статус рослинності на території золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС

У ході польових досліджень територій золошлаковідвалу №3 Бурштинської ТЕС складено перелік видів дослідної території. Конспект флори та таксономічну структуру рослинності подано додатку В 1.

В умовах промислових територій спостерігається загальне зниження видового і родового різноманіття, що свідчить про уніфікацію флори, тобто відображає процеси спрощення систематичної структури рослинності [14, 181]. Загалом на золошлаковідвалі № 3 налічується 131 вид із 35 родин і 110 родів (Табл. 3.1). Найчисельнішими родинami рослин є *Asteraceae* (30 види, 22,9 %), *Poaceae* (17 видів, 12,98 %), *Fabaceae* (10 видів, 7,64 %). Родина *Brassicaceae* включає 8 видів, на які припадає 6,1 % спектру фіторізноманіття. Крім того, п'ять родин представлено двома видами, а 16 родин представлено одним родом і одним видом, зокрема *Betulaceae*, *Cornaceae*, *Juglandaceae*, *Aceraceae*, *Urticaceae* та інші.

Таблиця 3.1

Систематична структура дослідженої рослинності

Родина	К-сть видів	К-сть родів	Відсоток, %
<i>Asteraceae</i>	30	27	25.20 %
<i>Poaceae</i>	17	14	12.98 %
<i>Fabaceae</i>	10	6	7.64 %
<i>Brassicaceae</i>	8	8	6.10 %
<i>Rosaceae</i>	7	6	5.34 %
<i>Salicaceae</i>	5	2	4.58 %
<i>Caryophyllaceae</i>	5	4	3.82 %
<i>Plantaginaceae</i>	4	3	3.05 %
<i>Amaranthaceae</i>	3	2	3.05 %
<i>Apiaceae</i>	3	3	2.29 %
<i>Boraginaceae</i>	3	3	2.29 %
<i>Onagraceae</i>	3	2	2.29 %
<i>Polygonaceae</i>	3	2	2.29 %
<i>Lamiaceae</i>	3	3	2.29 %
<i>Betulaceae</i>	3	3	2.29 %
Інші*	24	22	22.13 %

Категорія «Інші» включає *Adoxaceae*, *Betulaceae*, *Cornaceae*, *Juglandaceae*, *Oxalidaceae*, *Urticaceae*, *Lamiaceae*, *Primulaceae*, *Equisetaceae*, *Pinaceae*, *Sapindaceae*, *Elaeagnaceae*, *Verbenaceae*, *Scrophulariaceae*, *Resedaceae*, *Violaceae*, *Malvaceae*, *Campanulaceae*, *Papaveraceae*, *Rubiaceae*, *Geraniaceae*, *Ranunculaceae*.

Домінування в таксономічній структурі родин *Asteraceae*, *Poaceae*, *Brassicaceae* є типовим для рослинності техногенних екотопів, що підтверджується результатами інших досліджень [132, 189, 196, 204].

Під час розвитку рослинності на дегазованих територіях, наприклад, місцях видобутку корисних копалин що екологічно є близькими до золошлаковідвалів, багатство видів поступово та неухильно зростає, а рослинні угруповання з часом досягають збалансованого стану [186]. На формування рослинності техногенно трансформованих територій ключове значення має навколишня рослинність і регіональне біорізноманіття [175, 244]. Проте, навіть якщо в близькому оточенні існує значне видове багатство, види, які здатні колонізувати дегазовані сайти, повинні бути адаптовані до конкретних умов середовища проживання [243]. Тобто, види, для колонізації території, повинні здолати «середовищний фільтр» – таким чином, колонізувати території зможуть тільки ті види, які витримують екологічні умови техногенно змінених екосистем. У випадку золошлаковідвалів середовищним фільтром є екстримальні абіотичні умови (особливості едафотопів, а саме рівень поживних речовин ґрунту та вміст токсичних елементів), а також еколого-ценотична взаємодія видів [132, 163, 244].

Фіторізноманіття золошлаковідвалів представлено видами місцевої флори (native species), тобто аборигенними видами, а також чужорідними видами (non-native species). На території дослідження виявлено 80 аборигенних видів, що становить 61,1 % видового складу (табл. 3.2.).

Таблиця 3.2

## Оцінка флористичного статусу рослинності золошлаковідвалу №3

Ознака	Категорія	К-сть видів	Відсоток, %
Флористичний статус	Native	80	61.10 %
	Neophyte	13	9.91 %
	Archeophyte	38	29.00 %
Рівень натуралізації	Agriophyte	25	49.02 %
	Erecophyte	25	49.02 %
	Ephemerophyte	1	1.96 %

Серед чужорідних видів зафіксовано 37 археофітів і 4 неофітів – 28,24 % і 10,69 % відповідно. За ступенем натуралізації серед немісцевих видів домінують агріофіти (54,9 %), епекофіти становлять 43,14 %, лише один вид є ефемерофітом. Загалом висока частка місцевих видів у рослинності свідчить про провідну роль природної флори у формуванні рослинного покриву золошлаковідвалів.

Переважання аборигенних видів на території золошлаковідвалів виявилось несподіваним результатом, оскільки ряд попередніх досліджень флористичного статусу фіторізноманіття техногенних екотопів [80, 163, 165, 200] показали домінування чужорідних видів в екосистемах що зазнали антропогенного втручання, до того ж, тут спостерігалось зростання синантропізації та рудералізації рослинного покриву [108, 167, 244]. Зокрема, у дослідженнях дендрофлори постмайнінгових ділянок металургійного регіону показало переважання тут алохтонних або чужорідних видів [215]. Встановлено, що чужорідні види активно колонізують ділянки рекультивації [165] з поступовим зменшенням їх частки під час сукцесивних змін. На постмайнінгових сайтах виявлено зростання аборигенних видів з часом [132], тобто місцева флора виявляє більшу стійкість та витісняє чужорідні види. Це підтверджує ключову роль природного відновлення рослинності шляхом природного відновлення рослинності на девастрованих ділянках за рахунок спонтанної колонізації [132, 160, 175]. Проте формування рослинного покриву таким чином є ненадійним процесом, що потребує належного моніторингу та управління для запобігання поширення небажаних, насамперед інвазивних видів та формування малоцінних моновидових угруповань [147].

Вивчення сучасного стану рослинного покриву золошлаковідвалів та аналіз результатів схожих досліджень свідчить про тенденцію до закономірного зростання фіторізноманіття дослідної території в майбутньому, насамперед за участі видів аборигенної флори. Проте вектор розвитку рослинності та екотопний відбір видів потребує подальшого аналізу. Згідно з нашими результатами, значна частка видів родини *Fabaceae* у видовому багатстві території

є потенційно екологічною перевагою завдяки здатності видів родини до азотфіксації та збагачення ґрунту азотом. Таким чином види бобових виступають чинником стабілізації екологічних умов та створюють сприятливе середовище для появи нових видів [160, 186]. Цільовими видами для фіторекультиваційних заходів є види місцевої флори, тобто аборигени, натомість чужорідні види, зокрема ті, що характеризуються високоінвазивним потенціалом повинні бути вилучені з території дослідження. Окрім того, необхідно враховувати чисельність уже існуючих видів, їхнє проективне покриття та стан сукцесії рослинного покриву золошлаковідвалів.

Аналіз проективного покриття засвідчив значну роль видів родини *Asteraceae* у формуванні рослинного покриву (додаток В 2). Зокрема, проективне покриття *Achillea millefolium* коливається від 3,50 до 56,0 % загального проективного покриття дослідних ділянок, *Anthemis arvensis* сягає у середньому 16,53 % на дослідних ділянках. У значній мірі участь в утворенні рослинного покриву беруть представники родини *Poaceae*. Високий показник проективного покриття характерний також для *Calamagrostis epigejos* – 15,70 % що входить в склад формацій дернових злаків на території дослідження. Інші види беруть меншу участь у формуванні рослинного покриву. Деякі види, доприкладу *Plantago major* (середній показник проективного покриття 12,29 %) та *Centaurea cyanus* (середній показник – 9,51 %) мають високий показник покриття на одних ділянках, тоді як на інших характеризуються низьким покриттям або взагалі відсутні. До того ж, зафіксовано сезонну змінність рівня проективного покриття. Так, ранньою весною утворює суцільний покрив сягаючи на окремих ділянках *Tussilago farfara* 39 % проективного покриття.

Вивчення рясності деревних та чагарникових видів свідчить про формування деревно-чагарникового ярусу рослинності такими видами як *Populus tremula* – вид на окремих дослідних ділянках змикається кронами (Soc). *Salix caprea* на окремих ділянках також утворює суцільний покрив (Soc), на інших трапляється поодинокі або як один екземпляр. Рясність *Betula pendula* коливається на рівні показника  $\text{Cop}^2$  -  $\text{Cop}^3$  – спостерігається рясний і дуже рясне

розміщення видів. Інші види дерев та чагарників трапляються рідко, поодинокі або представлені одним екземпляром. Окремі види на території дослідження виявлені однократно, наприклад *Juglans regia* – виявлено декілька екземплярів на одній дослідній ділянці. Інші види, зокрема *Hippophae rhamnoides* – на одних дослідних ділянках трапляється як один екземпляр, на інших – рясно. Це пояснюється відмінними екологічними умовами різних ділянок золошлаковідвалу.

Таким чином, аналіз проективного покриття свідчить про домінування та едифікаторну роль таких видів трав'яних рослин як *Achillea millefolium* та *Anthemis arvensis*. Серед деревних видів ценотичною значимість характеризуються *Populus tremula*, *Salix caprea* та *Betula pendula*.

### **3.2. Еколого-ценотичні особливості рослинності золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС**

У ході екологічного аналізу було визначено морфологічні особливості та репродуктивні властивості видів, зокрема характер запилення та поширення діаспор, а також ценотичну стратегію видів. Аналіз еколого-ценотичних особливостей рослинності подано у додатку В 3 – В 4.

Вивчення морфологічних особливостей рослин золошлаковідвалу №3 засвідчило переважання багаторічних видів, що налічують 82 види (62,59 %). Загалом, спектр життєвих форм виглядає наступним чином (Рис. 3.1.): трави (83,21 %), кущі (3,82 %), дерева 12,98 %. Серед трав'яних 16 видів – це злакові (12,21 %), дворічні становлять 6,11 %, однорічні – 23 %. Слід зауважити, що окремі види можуть відноситись до різних категорій, зокрема зафіксовано 11 видів які належать до категорій однорічні-дворічні, однорічні-багаторічні та дворічні-багаторічні, і становлять 6,11 %, 1,53 % та 0,76 % у кожній із цих проміжних категорій відповідно.

Аналіз життєвих форм за К. Раункієром (1905) показує, що у досліджуваній рослинності домінують гемікриптофіти – їх частка становить 42,75 %, частка терофітів становить 19,85 %. Макрофанерофіти становлять 9,16 % (12 видів).



Категорія, що включає ті види, які є терофітами або гемікриптофітами налічує 14 видів і становить 10,69 % усього фіторізноманіття.

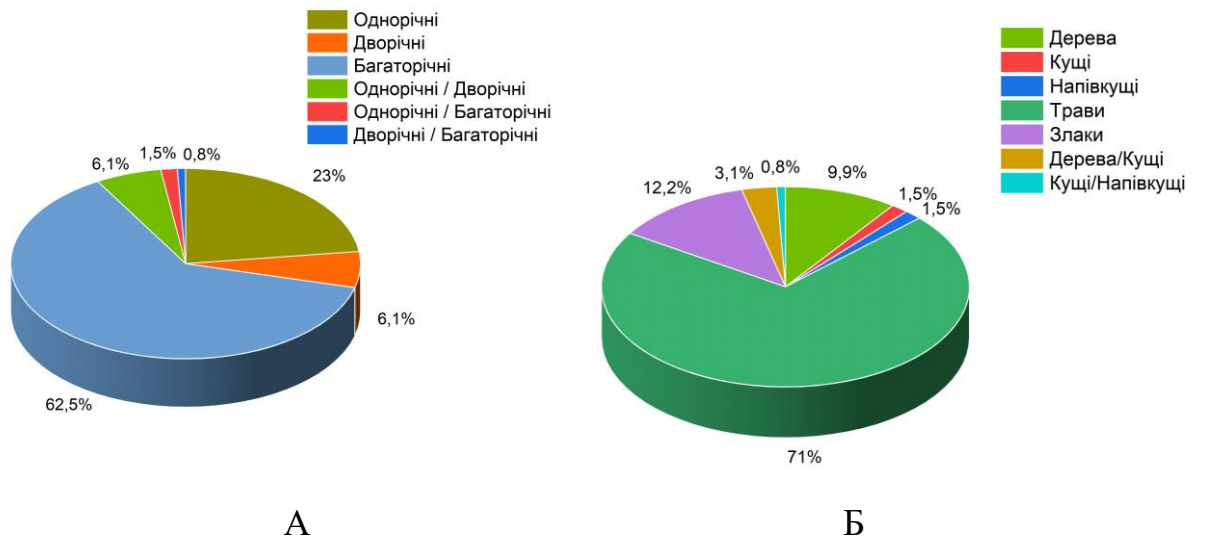


Рис. 3.1. Спектр видової насиченості біоморф за життєвим циклом (А) та життєвою формою (Б)

Аналіз життєвих форм рослин на золошлаковідвалах та на постмайнінгових територіях у ряді попередніх досліджень [132, 133, 160, 186, 244] відображає широку різноманітність життєвих форм та їх функціональне значення у формуванні рослинного покриву цих територій. Наприклад, Gajić та ін. (2018) та Pandey et al. (2014) описали роль однорічних і багаторічних трав'яних видів у рекультивації золошлаковідвалів і гірничих ділянок у Сербії та Індії [132, 160]. Інші [133] визначили позитивний вплив чагарників на мікрокліматичні умови золошлаковідвалів що сприяли заселенню тіньолюбивих видів. Деревні види також були відмічені як такі, що мають значний вплив на формування фіторізноманітності девастрованих територій [206], їхня частка зростає у ході сукцесійних перетворень. На прикладі золошлаковідвалів у Косово [196] було показано домінування гемікриптофітів у рослинності цих територій. У степовій зоні України на пост-майнінгових майданчиках також відмічається домінування багаторічних трав'яних рослин [189].

Результати аналізу життєвих форм показав домінування багаторічних трав, проте значну частину рослинності складають деревні види, що відображає проходження сукцесійних стадій – від піонерної стадії до формування лісового фітоценозу. Становлення рослинності відбувається через колонізацію видів із навколишніх екосистем, а також здійсненням фіторекультивацийних заходів із висадженням дерев. На час проведення дослідження у внутрішній частині золошлаковідвалу переважає трав'яниста рослинність, а на зовнішній частині – на відкосах дамб – деревна рослинність. Для більш детального аналізу сукцесійних фаз вегетації золошлаковідвалів необхідна додаткові польові дослідження з оцінкою часу становлення рослинності та поточною фазою її розвитку.

Що стосується особливостей репродукції, більшість видів в умовах зростання на золошлаковідвалах розмножуються генеративно (насінням і спорами) – 73 види (55,73 %), менша кількість видів зі змішаним типом розмноження – генеративно і вегетативно – 40 видів (30,53 %). На досліджуваній території виявлено 14 видів (30,5 %), що належать до категорії «переважно вегетативно, рідше генеративно». Видів із виключно вегетативним розмноженням немає.

Вважається, що генеративний тип розмноження, тобто насінням і спорами, є типовими для ранніх стадій сукцесії [207]. Очевидне домінування видів із генеративним розмноженням може свідчити про незрілість рослинних угруповань золошлаковідвалів (Рис. 3.2).



Рис. 3.2. Репродуктивні стратегії видів в умовах зростання на золошлаковідвалах

Водночас, роль вегетативного розмноження на досліджених ділянках незначна. Слід зазначити, що в окремих випадках [206] вегетативне розмноження в ускладнених умовах має переваги у порівнянні із генеративним, оскільки вегетативне розмноження не потребує біотичної взаємодій [207], що є перевагою для техногенно трансформованих територій де фауністичне різноманіття часто збіднене.

Що стосується особливостей запилення, то 80 видів що зростають на золошлаковідвалах є комахозапильними або самозапильними (61,07 %), серед них 37 видів, які запилюються виключно комахами (28,24 %), 26 видів (19,84 %) є вітрозапильними (Рис. 3.3). Інші типи запилення зустрічаються значно рідше. Приблизно 52 % видам властивий один спосіб запилення, в той час як для 62 видів характерно два або більше шляхів запилення.

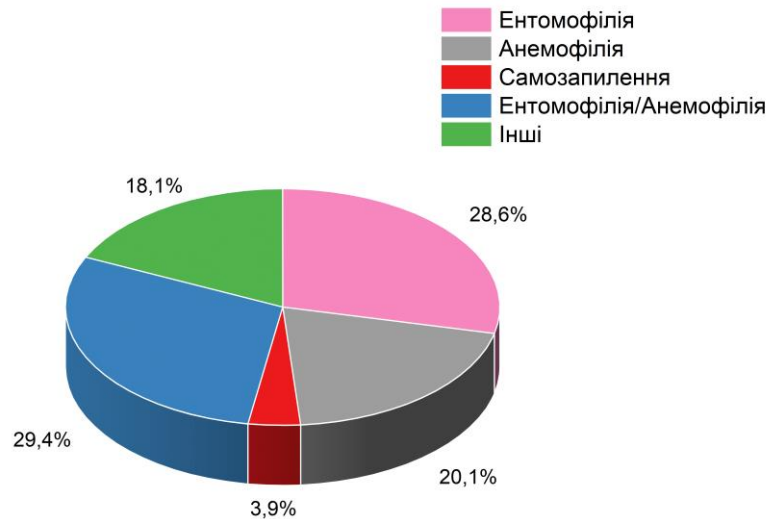


Рис. 3.3. Шляхи запилення рослин що зростають на золошлаковідвалах

Досліджувана рослинність золошлаковідвалаів характеризується переважанням видів, які запилюються комахами та поширюються шляхом зоохорії. Ці результати показують, що комахи відіграють ключову роль запилювачів для досліджуваних рослинних угруповань, що узгоджується з іншими дослідженнями полінаційних особливостей в контексті відновлення рослинного покриву [152, 172, 143]. Ці результати свідчать про те, що склад рослин у досліджуваній області також залежить від комах як запилювачів. Залежність рослин від комах підкреслює потенційний вплив навколишніх екосистем на ефективність становлення рослинного покриву, оскільки, наприклад фрагментація ландшафту внаслідок людського втручання спричиняє втрату взаємодії комахи-рослини [149]. Разом з тим, слід зауважити, що рослини яким характерні два і більше запилювачі є більш стійкими до зовнішніх факторів, оскільки їм легше закріпитись в новій екосистемі у порівнянні з вузькоспеціалізованими рослинами щодо запилювачів [143].

З іншого боку, велика частка анемофільних рослин (або тих що характеризуються мультивекторністю щодо запилення), свідчить про те, що досліджувані рослинні угруповання є слабосформовані, оскільки у більш

сфкладних рослинних угрупованнях несприятливі умови для запилення вітром, наприклад, через густі крони дерев у лісах [206].

Серед різних типів запилення, частка самозапильних рослин досліджуваної рослинності має найбільший потенціал до виживання та розмноження в екстремальних та ізольованих середовищах, оскільки така стратегія є єдиною можливістю для розмноження в таких умовах [141, 152, 245]. Попередні дослідження [152, 206] свідчать що в ході сукцесії на порушених та трансформованих територіях спостерігається тенденція до зменшення частки вітрозапильних та самозапильних рослин [152, 206], тому ми припускаємо що в перспективі частка ентомофільних рослин на території золошлаковідвалів збільшуватиметься. Отже, роль і значення фауністичного компоненту зростатиме, тому вважаємо доцільним у майбутніх дослідження детально вивчити взаємозв'язки «рослини-комахи», а також оцінити біорізноманіття останніх та їхню чутливість до дії факторів техногенного характеру на території золошлаковідвалів.

Що стосується особливостей поширення насіння та діаспор, серед 131 видів території дослідження, 74 види (56,49 %) належать лише до однієї категорії поширення, 55 видів (41,98 %), які поширюються двома способами, і два види (1,53 %), які мають більше двох шляхів поширення. Найбільш поширеним способом дисперсії насіння та діаспор є зоохорія – ця категорія налічує 45 видів (34,35 %) які поширюються виключно таким чином (Рис. 3.4). Окрім того, 31 (23,66 %) вид може поширюватися зоохорією та іншими шляхами: 19 видів поширюються зоо- та автохорією (14,50 %), а 12 видів поширюються зоо- та анемохорією (9,16 %). Чотири види (3,95 %) є зоо- та гідрохорними, одному виду характерний поліваріантний тип дисперсії: зоо-, гідро- та антропохорія. Загалом, на території золошлаковідвалів виявлено 83 види (63,36 %), яким серед способів і шляхів поширення властива зоохорія: 45 (34,35 %), які поширюються тільки зоохорією і 38 (29 %), які мають кілька векторів розповсюдження, включаючи зоохорію.

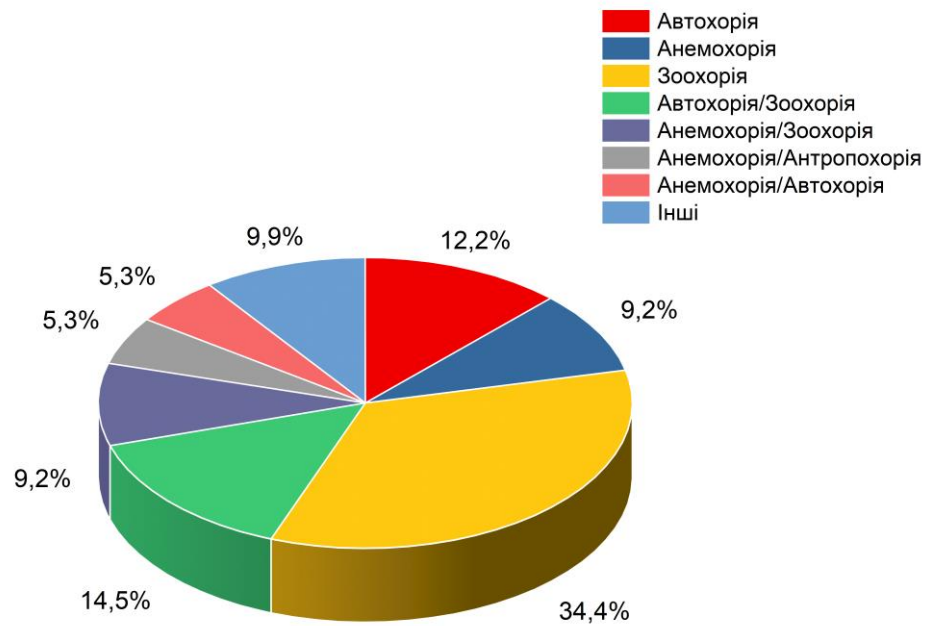


Рис. 3.4. Способи поширення насіння та діаспор рослинами на золошлаковідвалах

Серед дослідженої рослинності 9,16 % видів розповсюджуються анемохорією, до того ж 7 видів належать до категорії «анемо-антропохорія» та «анемо-автохорія» (5,34 % для обох категорій). Частка автохорних видів становить 12,21 % (16 видів). 31 вид, тобто 23,66 %, здатні до поширення кількома шляхами, але включно з автохорією. Лише один вид відноситься до суто гідрохорних, однак п'ятьом видам (3,82 %) властиві кілька векторів розповсюдження, включаючи гідрохорію.

Оскільки зоохорія є найпоширенішим типом поширення для рослинності золошлаковідвалів, ми можемо зробити висновок, що фауністичний компонент відіграє важливу роль також як агент поширення і розповсюдження видів. Потенціал представників фауни як ефективних агентів розповсюдження рослин на деградованих або відновлених ділянках було відмічено раніше [175, 227, 233]. Також є свідчення (Willson 1990) що зоохорія є типовою стратегією для розсіювання діаспор саме у порушених середовищах існування, таких як золошлаковідвали [236]. Проте ефективність зоохорії залежить від поведінки

розсіювача [233], що зважаючи на непередбачуваність останнього, в умовах техногенно змінених та девастрованих земель може бути менш ефективною та мати менше значення у встановленні рослинного покриву [152].

Що стосується автохорних видів, зважаючи на особливості репродукції, такі види зазвичай не здатні поширюватися на великі відстані [233], тому зазвичай розвиваються поблизу батьківських особин [152, 233]. Проте за певних обставин, зокрема в критичних умовах, це не є недоліком, а радше перевага у виживанні, оскільки коротка відстань розповсюдження насіння від батьківських особин підтримує проростання та виживання нових особин [152]. Загалом, автохорія є характерним типом дисперсії для відкритих місцезростань і типовим для піонерної рослинності [227].

Значна участь анемохорних видів у рослинному покриві часто вказують на те, що рослинність має риси піонерної рослинності [175], оскільки поширення вітром є стратегією рослин, які першими заселяють відкриті ділянки [185, 195]. Анемохорія є не серед найпоширеніших типів розповсюдження насіння на золошлаковідвалів – це може свідчити про те, що досліджувана рослинність має риси більш складних рослинних формацій та угруповань [185]. Не зважаючи на те, що ця територія є результатом діяльності людини, антропохорія як вид розселення майже не впливає на формування рослинності.

Проведений аналіз ценотичних стратегій згідно з класифікацією Дж. Грайма (1974) показав, що рослини категорії конкуренти (C) і конкуренти-рудерали (CR) домінують на досліджуваній території з частками 38,18 % і 27,48 % відповідно. Категорія конкуренти/стресостійкі/рудерали (CSR) складає 17,56 %, менша частина рослинності відноситься до категорії CS (конкуренти/стрес-толеранти) та категорії R (рудерали). Ці категорії становлять 7,63 % сукупності видів. Стрес-толеранти/рудерали (SR) та стрес-толеранти (S) майже відсутні, їхня частка становить менше % (Рис. 3.5).

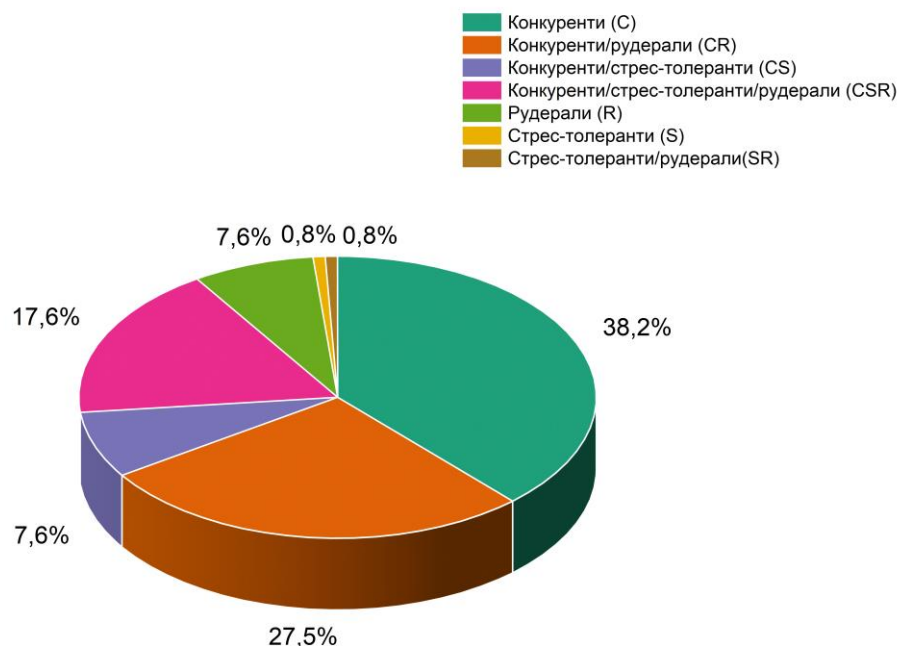


Рис. 3.5. Ценотичні стратегії за Дж. Граймом рослин що зростають на золошлаковідвалах

Аналіз ценотичних стратегій, відображаючи домінування видів із конкурентною стратегією (C і CR), свідчить про низький рівень стресу та порушення в даних умовах [162]. Тенденцію зростання C-стратегів на постмаїнінгових ділянках було показано у дослідженні Zołnierz et al. (2016), а також на територіях після господарської діяльності [206]. Водночас частка рудералів (R) є низькою – що також підтверджує факт відносної екосистемної стійкості, оскільки рудерали зазвичай займають вільні ніші, коли екосистемні зв'язки руйнуються [167, 206], їх відсутність навпаки свідчить про сформованість рослинного покриву.

Характер рослинності найкраще відображають види-домінанти. Так, на території дослідження серед домінуючих видів трав'яного ярусу *Achillea millefolium* та *Anthemis arvensis*. Так, *Achillea millefolium* є багатрічником, гемікриптофітом, що запилюється комахами, розмножується як насінням, так і вегетативно. Насіння поширюється шляхом барохорії та анемохорії. За ценотичною стратегією вид є конкурентом (C). Інший домінантний вид –



*Anthemis arvensis* – є одно-дворічною рослиною, гемі- або терофітом, запилюється комахами, поширюється шляхом анемохорії або антропохорії. Вид є конкурент-рудералом (CR). Серед деревно-чагарникового ярусу видами з ценотичною значимістю є *Populus tremula*, *Salix caprea* та *Betula pendula*. Досліджувані види за життєвою формою є макрофанерофітами, а *Salix caprea* також може бути представлена життєвою формою нанофанерофіту. Види є вітрозапильними. *Populus tremula* та *Salix caprea* розмножуються насінням та вегетативно, а *Betula pendula* – виключно насіннєво. Види поширюються автохорно (тополя та верба), а також енто-епізоохорно (верба та береза). За ценотичною стратегією всі три види є конкурентами (C).

Спільними характеристиками усіх п'яти домінантних видів є багаторічна життєва форма, розмноження переважно насінням, у трав'яних – запилення комахами, а в деревних вітром. Типи поширення діаспор у трав'яних анемохорні, а в деревних авто- та зоохорні. Всі види, окрім *A. arvensis*, за ценотичною стратегією є висококонкурентними видами. Наведені еколого-ценотичні характеристики дозволяють видам ефективно колонізовувати неоедафотопи золошлаковідвалів БуТЕС.

### **3.3. Підходи та пропозиції щодо відновлення рослинного покриву на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС**

Для відновлення рослинного покриву деастрованих територій використовують різні техніки та прийоми біологічної рекультивації, серед яких важлива роль належить посіву трав'яних рослин. Висівання багатовидових насінних сумішей, особливо із місцевих дикорослих видів, посилює і пришвидшує розвиток рослинного покриву та веде до формування стійких багатовидових рослинних угруповань та в цілому забезпечує підтримку місцевого біорізноманіття [177]. Висівання швидкорослих видів сприяє стрімкому утворенню зеленого покриву, який запобігає процесам ерозії та допомагає стабілізації поверхні [178, 169, 191, 235]. Сформований рослинний покрив відіграє не тільки середовищнотвірну та сануючу роль, а також є

джерелом органіки після відмирання. Так, трав'яні види, що утворюють велику кількість підземної біомаси, здатні утримувати кореневою системою часточки ґрунту, запобігаючи ерозії [169, 191] та, водночас, підземна біомаса є джерелом ґрунтової органіки після відмирання [161].

Зазвичай комерційні насіннєві суміші є маловидивими сумішами культурних трав, часто це одно- та багаторічники, а також азотфіксуючі бобові [224]. Використання маловидових насіннєвих сумішей призводить до формування нестійких, низькопродуктивних угруповань із збідненим біорізноманіттям. Такі угруповання є вразливими щодо проникнення небажаних видів та фітоінвазій. На противагу, багатовидові рослинні угруповання є більш стабільними і стійкими щодо проникнення небажаних видів та інших екологічних впливів [176].

В ході дослідження запропоновано насіннєву суміш із місцевих видів аборигенної флори. Для відбору видів використовували такі критерії: 1) флористичний статус; 2) здатність до виживання в складних мікрокліматичних та едафічних умовах золошлаковідвалів; 3) низька потреба у поживних речовинах; 4) стійкість до важких металів та полютантів; 5) добре розвинена коренева система; 6) багаторічний життєвий цикл та трав'яна життєва форма; 6) ценотична стратегія.

У насіннєву суміш ми включили 20 багаторічників та 2 дворічника, у тому числі 7 злаків та 5 бобових (Додаток В 5). Незважаючи на очевидні переваги однорічних видів – середовищнотвірна функція для багаторічників та утворення органіки після відмирання [224, 161], ми не включали однорічні види у список, з метою уникнення ризику фітоінвазій та формування малоцінних угруповань, оскільки всі виявлені однорічні види на території дослідження мають статус чужорідних.

Види злакових широко використовуються для відновлення рослинного покриву у ході рекультиваційних заходів. Популярними видами для таких цілей є *Festuca* spp., *Poa trivialis*, *Dactylis glomerata* and *Arrhenatherum elatius* [173]. Використання злакових пояснюється їхнім потенціалом до швидкого та

ефективного створення рослинного покриву. До того ж, раніше було виявлено здатність деяких злакових витримувати високі концентрації важких металів в умовах зростання на золошлакових сумішах [135], а такий вид як *Phleum pratense* є стійким в умовах підвищеної кислотності, а завдяки здатності утворювати глибоке і густе коріння запобігає процесам ерозії [224].

Проте при відборі злакових видів для заселення девастрованих територій слід зважати на їхній ценотичний вплив, насамперед конкурентну здатність, оскільки висококонкурентні види злакових (*Festuca rubra*, *Arrhenatherum elatius* та *Calamagrosti epigejos*) заселяючись шляхом спонтанної сукцесії формують монодомінантні угруповання та перешкоджають заселенню тут інших видів [174, 235].

У запропонованій суміші висококонкурентними видами є *Poa pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius* та *Elymus repens*. Поширення цих видів та їхній ценотичний вплив слід контролювати шляхом регулярного моніторингу відновлюваних ділянок та відповідними технічними заходами регуляції біорізноманіття що будуть описані у наступному підрозділі. Загалом, оцінка ценотичної стратегії за Граймом [162] свідчить що більшість запропонованих видів для насінневої суміші є конкуренти-стрес-толеранти-рудерали, конкуренти-стрес-толеранти таконкуренти-рудерали – це відображає високий конкурентний потенціал та водночас толерантність до факторів довкілля, а отже ці види мають необхідний потенціал для росту в несприятливих умовах золошлаковідвалів.

Важливою умовою для поселення видів є сприятливі ґрунтові умови, покращити які здатні азотфіксуючі бобові рослини. У насінневу суміш ми включили такі бобові як *Trifolium* spp., *Melilotus* spp., а також *Securigera varia*. *Trifolium repens* широко використовується у насінневих сумішах, зокрема для відновлення рослинності після інтенсивного випасання [224]. Завдяки глибокому корінню з китицевою кореневою системою що розвивається приповерхнево, *Trifolium pratense* запобігає розвитку ерозії. Позитивну роль у становленні рослинного покриву відіграють також представники роду *Melilotus*. До

запропонованої суміші ми включили такі види як *Melilotus officinalis* та *Melilotus albus* – ці види широко використовуються у фіторекультивациї завдяки їхній посухостійкості та здатності до ґрунтотворення [224]. Зокрема, *Melilotus officinalis* був запропонований для рекультивациї золових поверхонь у Великій Британії [218].

Одним із найпопулярніших видів для фіторекультивациї є люцерна посівна (*Medicago sativa*). До прикладу, *Medicago sativa* був використаний в рекультивациї місць вуглевидобутку [224], а *Medicago lupulina* запропонований як потенційно ефективний вид для відновлення рослинності на золових сумішах [218]. Інший приклад використання *Medicago* spp. – ревегетація золових басейнів в Австралії [170]. Зважаючи на флористичний статус виду ми не включали його в список видів насінневої суміші, однак зважаючи на рекультивацийні властивості та потенціал *Medicago* spp., використання *Medicago sativa* та інших видів роду на дослідних ділянках залишається можливим після проведення відповідних досліджень.

Розвиток рослинності безпосередньо на поверхні золових басейнів є найскладнішим завданням через несприятливі умови субстрату – низька водоутримуюча здатність золи та низький вміст поживних речовин [196]. В ході польових досліджень нами виявлено заростання басейну *Pragmites australis*. Однак потенціал виявленого виду, а також перспективи його використання чи інших видів потребуватиме подальшої апробації видової стійкості рослин до несприятливих умов субстрату та їх відбору для використання у формуванні рослинного покриву.

Окрім встановлення трав'яного покриву, наступним важливим етапом відновлення рослинності території золошлаковідвалів є формування деревних насаджень.

Таблиця 3.4

Дерева та кущі рекомендовані для висаджування на території  
золошлаковідвалів

№	Вид	Життєва форма	Ценотичне значення
1	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaerth.	Дерево	Едифікатор
2	<i>Betula pendula</i> Roth.	Дерево	Едифікатор
3	<i>Euonymus europaea</i> L.	Кущ	Підлісок
4	<i>Carpinus betulus</i> L.	Дерево	Співдомінант
5	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Дерево	Підлісок
6	<i>Hippophae rhamnoides</i> L.	Кущ/Дерево	Підлісок
8	<i>Populus alba</i> L.	Дерево	Едифікатор
9	<i>Populus tremula</i> L.	Дерево	Едифікатор
10	<i>Pinus sylvestris</i> L.	Дерево	Співдомінант
11	<i>Rosa canina</i> L.	Напівкущ	Підлісок
12	<i>Salix caprea</i> L.	Кущ/Дерево	Підлісок
13	<i>Sambucus nigra</i> L.	Кущ/Дерево	Підлісок

Деревні види дозволять закріпити схили дамб та сприятимуть захисту від ерозивних процесів на етапі експлуатації золовідвалу та в подальшому, після виведення відвалу із експлуатації, сприятимуть формуванню штучного лісового фітоценозу – який є кінцевим цільовим угрупованням (додаток Г). Саме тому аналіз існуючої дендрофлори на території дослідження та відбір видів для майбутніх заходів фіторекультиваци є одним із пріоритетних завдань. Для лісової рекультиваци ми пропонуємо такі види: *Populus* spp., *Salix* spp., *Betula pendula* та *Alnus glutinosa* (Табл. 3.4). У якості співдомінантів – *Carpinus betulus* L. або *Pinus sylvestris* L.

Для формування підліску рекомендовано використовувати такі види як *Crataegus monogyna* та *Euonymus europaea*, серед кущових видів – *Rosa canina* та *Sambucus nigra*. Використання *Hippophae rhamnoides* лімітується потребами у кількості світла, оскільки вид є дуже світлолюбивим. Проте може бути використаний для відкритих місцевостях що тимчасово не придатні для створення лісового фітоценозу із запропонованих видів.

Окремі дослідження [144, 205, 244] рекомендують *Robinia pseudoacacia* для закріплення схилів дамб, оскільки коренева система робінії є глибокою і розгалуженою, окрім того вид належить до азотфіксуючих рослин що

стимулюють процеси ґрунтотворення [244]. Проте зважаючи на флористичний статус виду (чужорідна флора) ми не включали цей вид у список. Зважаючи на те, що даний вид уже поширений на території дослідження, вид потребує контролю.

### **3.4. Агротехнічні заходи у системі відтворення та підтримання фіто-різноманіття девастрованих територій**

Для відновлення рослинного покриву та успішного заселення цільових видів ефективними є біотехнічні методи та заходи менеджменту територій фіторекультиватії. Для успішного встановлення рослинних видів та їх угруповань необхідно дотримуватись агротехнічних рекомендацій щодо посіву чи/та висадження дерев. Окрім того, існують допоміжні технології які сприяють встановленню видового багатства та водночас є інструментом контролю за рівнем біорізноманіття.

При використанні насіннєвих сумішей, першочергово важливо знати час посіву, адже висівання насіння є критичним моментом для успішної ревегетації територій [235]. Рекомендують два періоди для висівання – осінь або весну. Осінній посів проводять з середини серпня до середини вересня, весняний – до кінця квітня [178]. Ми вважаємо підходящим періодом як весняний, так і осінній посів – у залежності від особливостей території, сезонних погодних умов та доступності матеріалів. Перед посівом бажано провести перевірку схожості насіння для визначення рівня життєздатності насіння у суміші. Щодо кількості насіння для посіву, то прийнятою є 2000-3000 діаспор на м<sup>2</sup> або 2-5 г/м<sup>2</sup> [178].

Перед висіванням насіння, субстрат може потребувати обробки. Існують різні методи та підходи щодо підготовки ґрунту до посіву, а також різні способи висівання. Методи посіву залежать як від ґрунтових особливостей, так і від наявності робочої сили та обладнання [178]. Висівання насіння може відбуватись шляхом розкидання вручну, сільськогосподарською технікою (так званим розкидувачем культурного насіння або сівалкою) [161, 178]. Ми пропонуємо розкидати насіння вручну, що дозволить зробити це в польових умовах без

залучення сільськогосподарської техніки, зокрема такий підхід буде зручним для території золошлаковідвалів.

Що стосується лісовідновлення, першочергово слід розробити модель цільового угруповання враховуючи видовий склад та ґрунтово-кліматичні умови [215]. Виходячи з чого, спочатку здійснюють відбір видів для майбутнього угруповання, після чого проводять підготовчі роботи на території висадки.

При здійсненні лісовідновлення на початковій стадії revegetacji, важливо врахувати просторові потреби видів. Дерева висаджують регулярно з інтервалом 1 м і міжряддями 1 м, тобто 1 дерево на  $\text{m}^2$  [208, 241]. Ями для саджанців повинні бути глибиною 40 см (ширина 30 см, довжина 40 см). Ми рекомендуємо дотримуватися цієї техніки лісорозведення. Найкращий час для висадки саджанців – жовтень-листопад [215].

Частина рекультивації та менеджменту таких ділянок є видалення небажаної рослинності та контроль існуючого біорізноманіття [136]. Було помічено [173], що темпи встановлення рослинності на ділянках що зазнали такого втручання, зокрема косіння, були вищими ніж на ділянках без такого управління. Скошування, а також мульчування пригнічують конкуренцію з боку шару трав'яного шару, що сприяє приживленню інших видів [178, 208]. Проте не всі ділянки потребують косіння чи видалення рослинного покриву – рішення про здійснення такого втручання приймаються на основі оцінки біомаси [178].

Іншим заходом відновлення рослинного покриву є перенесення сіна або мульчування. Мульчування передбачає безпосереднє перенесення сіна з донорської ділянки у період дозрівання насіння [173, 234]. Для успішного встановлення рослинності на сайті-реципієнті, як донорську ділянку слід обрати територію з високим рівнем біорізноманіття [234]. Мульчування є ефективним методом швидкого встановлення рослинного покриву та формування багатовидових рослинних угруповань, та навіть здатний зупинити існуючу сукцесію [177] – якщо ж сукцесія не зупиняється, відбувається зміна рослинного угруповання: зменшується кількість рудеральних видів та збільшується покрив місцевих видів [208].

Використання мульчі, що не містить рудеральних та інвазивних видів, сприяє формуванню рослинних угруповань завдяки створенню сприятливих умов для проростання насіння: зменшує ерозію ґрунту та утримує вологу, створює фізичний субстрат і захист для насіння, є джерелом насіння та діаспор [170, 176, 161]. Застосування зеленого сіна прискорює розвиток рослинності та веде до формування багатих на видів рослинних угруповань, зокрема лук [138, 174, 156, 234]. Окрім того, цей метод пригнічує вплив висококонкурентних видів, таких як *Calamagrostis epigejos* [208].

Для території золошлаковідвалів пропонуємо такі заходи як мульчування, а у залежності від рівня розвитку рослинного покриву – також косіння. Пропонований час для мульчування – літній період (разом чи без висівання насіння), рекомендований період здійснення косіння та видалення небажаних видів – середина червня. Для мульчування донорськими ділянками можуть бути як заповідні території з відповідними статусом експлуатації (Галицький національний природний парк), так і природні території з природними луками у Галицькому районі та інших ближніх районах Івано-Франківської області.



## **РОЗДІЛ 4. РЕАКЦІЙНІСТЬ МОРФОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ РОСЛИН ЗА ДІЇ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ**

Перебудова внутрішніх процесів рослинного організму внаслідок впливу факторів техногенного походження відображаються на морфологічних параметрах, що характеризуються значною чутливістю до зовнішніх впливів. Морфологічні модифікації різної масштабності – від незначного підвищення мінливості до повної зміни габітусу, фіксують як у трав'яних, так і у деревних видів. Тому аналіз морфологічної чутливості у рослин різних життєвих форм є перспективним та інформативним методом біоіндикаційних досліджень, що дозволяє оцінити стан рослин та комплекс екологічних факторів антропогенного походження.

У ході дослідження оцінено ступінь морфологічних модифікацій рослин в умовах зростання на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС. Для дослідження обрано найбільш поширені на території дослідження трав'янисті та деревні види. Для листових пластинок обчислювали морфологічні коефіцієнти, а також вимірюючи показники площі асиміляційного апарату та рівня його некротизації. Для загальної оцінки стабільності розвитку особин через морфологічні параметри використовували показник флуктуючої асиметрії. З метою вивчення стану та стабільності розвитку трав'янистих видів на золошлаковідвалах, окрім оцінки лінійних морфопараметрів, визначали коефіцієнти кореляції морфопараметрів та морфологічну цілісність особин.

Проведене дослідження реакційності морфологічних параметрів трав'янистих та деревних рослин, що зростають на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС, дозволить оцінити якість середовища та стан особин в умовах впливу факторів техногенного характеру території дослідження. Зважаючи на популярність фітоіндикаційних досліджень, представлені результати сприятимуть розвитку теретично-практичних знань в сфері біоіндикаційних досліджень стану середовища з використанням морфометричних параметрів вищих рослин.

#### 4.1. Реакційність лінійних параметрів дендробіоти в умовах впливу факторів золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС

У ході дослідження вивчено морфологічну реакцію листків *Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Betula pendula* Roth. – найбільш поширених видів дендрофлори золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС.

Результати проведеного аналізу фоліарних показників *Populus tremula* L. методами лінійної морфометрії свідчать про незначний рівень їх мінливості в умовах золошлаковідвалів та на фоновій території. З'ясовано, що модифікація фоліарних показників *Populus tremula* L. в умовах техногенного навантаження та при відсутності такого не однакова.

Довжина черешка *P. tremula* L. на золошлаковідвалах у середньому становить 4,04 см і 4,57 см на умовно чистій території; довжина листка – 4,46 см і 4,77 см відповідно. Ці параметри не зазнають суттєвих змін в умовах техногенного навантаження. Щодо ширини листка, то на золошлаковідвалах ширина правої і лівої половини листкової пластинки становить 2,31 і 2,29 см відповідно, а на фоновій території – 2,25 і 2,19 см. Спостерігається деяка відмінність між показниками лівої і правої половини листкової пластинки – на обох територіях ширина правої половини дещо більша.

Виміряні довжини першої і другої жилок від краю листкової пластинки свідчать про відсутність відмінностей між двома вибірками для першої жилки, довжина якої становить 3,76 і 3,66 см на двох дослідних територіях відповідно. Довжина другої жилки більша на контрольній території і становить в середньому 2,7 см, тоді як на території техногенного впливу – 2,4 см. Показник відстані між двома жилками на золошлаковідвалах дещо нижчий і становить 1,47-1,48 см, тоді як на умовно чистій території – 1,6 см.

Виміряні кути між першою і центральною та другою і центральною жилкою свідчать про їх відмінність для двох територій. На золошлаковідвалах кутове значення менше, насамперед це стосується кута між другою і центральною жилкою, що становить 44-45° на золошлаковідвалах і 50-53° на умовно чистій території. Різниця спостерігається між значеннями правої і лівої

половини листка. Так, кут між першою і центральною жилкою на золошлаковідвалах становить  $42,3^\circ$  для лівої і  $41,5^\circ$  для правої половини листка; тоді як на контрольній території ці кути –  $44,7^\circ$  і  $47,35^\circ$  відповідно.

Таблиця 4.1

Морфометричні параметри листка *Populus tremula* L.: 1 – фонові територія; 2 – територія золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС.

Морфометричні параметри		Показники					
		$M \pm m$		min max		CV, %	
		1	2	1	2	1	2
Довжина черешка, см		$4,04 \pm 0,5$	$4,57 \pm 0,56$	2,94 5,39	3,16 6,32	15,2	15,4
Довжина листка, см		$4,46 \pm 0,42$	$4,77 \pm 0,42$	3,35 5,42	3,62 5,99	11,4	11
Ширина листка, см	L	$2,29 \pm 0,2$	$2,19 \pm 0,23$	1,8 2,76	1,68 2,82	10,6	12,4
	R	$2,31 \pm 0,21$	$2,25 \pm 0,23$	1,69 2,84	1,69 2,88	11,2	12,2
Довжина першої жилки, см	L	$3,76 \pm 0,34$	$3,66 \pm 0,36$	2,88 4,62	2,77 4,75	11,2	12
	R	$3,76 \pm 0,34$	$3,68 \pm 0,36$	2,74 4,64	2,84 4,88	11,8	12
Довжина другої жилки, см	L	$2,43 \pm 0,47$	$2,84 \pm 0,33$	0,8 3,47	1,44 3,7	25,4	16,4
	R	$2,4 \pm 0,49$	$2,64 \pm 0,34$	0,89 3,51	1,34 3,58	25,4	16,2
Відстань між 1 і 2 жилкою, см	L	$1,47 \pm 0,27$	$1,6 \pm 0,28$	0,82 2,31	0,85 2,48	23	19
	R	$1,48 \pm 0,28$	$1,55 \pm 0,29$	0,76 2,36	0,74 2,51	29	25
Кут між центральною і 1 жилкою	L	$42,28 \pm 4,91$	$44,66 \pm 4,68$	29,12 58,22	32,88 60	14,8	14
	R	$41,54 \pm 3,52$	$47,35 \pm 4,66$	32,94 53,12	33,88 61,68	10,2	13,2
Кут між центральною і 2 жилкою	L	$44,12 \pm 7,02$	$50,8 \pm 6,54$	28,2 66,72	34,12 69,46	20,4	16,4
	R	$45,8 \pm 6,02$	$53,0 \pm 6,22$	31,62 65,42	36,12 70,48	17,4	15,6

Примітки.  $M \pm m$ , см – середнє арифметичне; CV, % – коефіцієнт варіації.

Для оцінки морфологічної мінливості досліджуваних параметрів обчислили коефіцієнт варіації. Більшість морфологічних параметрів в обох моніторингових точках характеризуються середніми показниками варіабельності (Табл. 4.1).

Найбільш варіабельною ознакою є показник відстані між першою і другою жилкою. На території золошлаковідвалів цей показник становить 23-29 %. Однак, ця ознака показує підвищену варіативність як при високих рівнях антропопресії, так і за умови мінімізованого впливу техногенного навантаження і на умовно чистій території становить 19-25 %.

Незначне перевищення середнього рівня варіації у кута між центральною і другою жилкою спостерігається на золошлаковідвалах – 20,4%; на контрольній території коефіцієнт варіації за цією ознакою – 16,4 %. Натомість коефіцієнт варіації показника кута між першою і центральною жилкою становить 14,8-10,2 % на умовно чистій території та 14-13,2 % для золошлаковідвалів.

Високим показником варіативності характеризується також довжина другої жилки, що на золошлаковідвалах становить 25 %, тоді як на контрольній території – 16,2 %. На противагу показник довжини першої жилки, хоча і показує середній рівень варіативності на обох територіях, характеризується дещо меншим коефіцієнтом варіації на золошлаковідвалах – 11,2-11,8 %, тоді як на контрольній території – 12 %. Схожа тенденція мінливості ширини листка, що на золошлаковідвалах характеризується нижчим рівнем варіативності (10-11,2 %), ніж на фоновій території (12,2-12,4 %). Інші показники, зокрема, довжина черешка та довжина листка, характеризуються середнім показником коефіцієнту варіації і становлять приблизно 15 % і 11 % на обох територіях. Діапазон варіювання морфологічних параметрів представлено на рисунку 4.1.

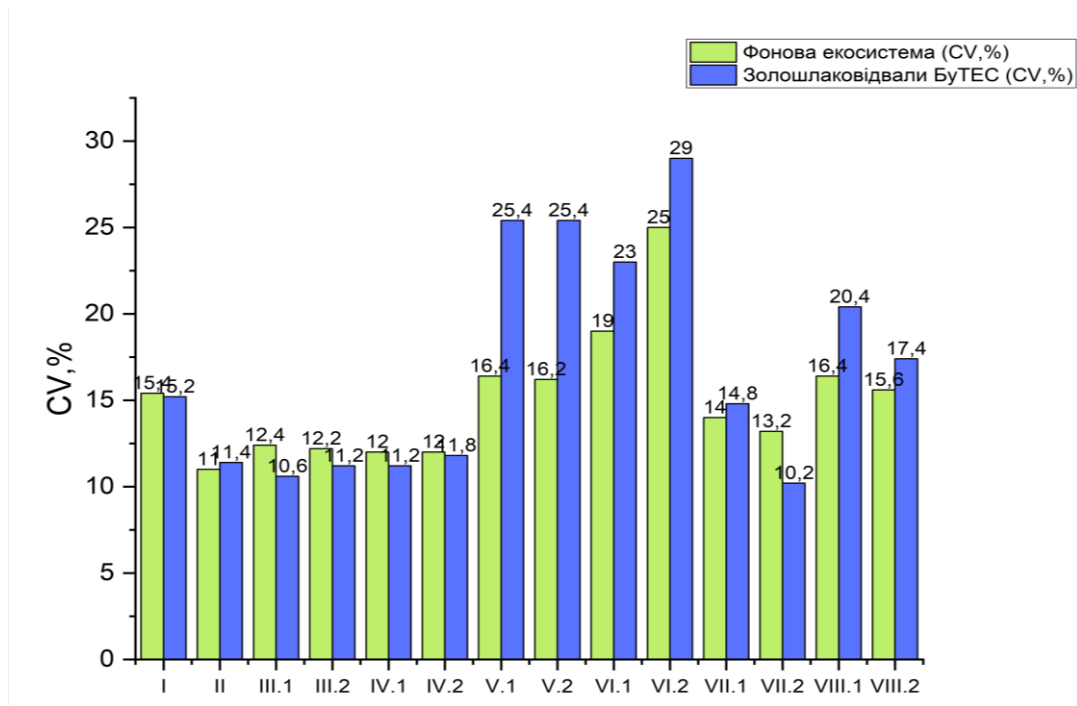


Рис. 4.1. Мінливість морфометричних фоліарних показників *Populus tremula* L. (0 – 30 – значення коефіцієнтів варіації, %): I – довжина черешка, см; II – довжина листка, см; III.1 – ширина лівої половини листкової пластинки, см; III.2. – ширина правої половини листкової пластинки, см; IV.1., IV.2. – довжина першої жилки від основи листка, лівої і правої половини відповідно, см; V.1., V.2. – довжина другої жилки від основи листка, лівої і правої половини відповідно, см; VI.1 – відстань між першою і другою жилкою лівої половини листкової пластинки, см; VI.2. – відстань між першою і другою жилкою правої половини листкової пластинки, см; VII.1., VII.2. – кут між центральною і першою жилкою з лівої і правої половинки листкової пластинки; VIII.1., VIII.2. – кут між центральною і другою жилкою з правого і лівого боку листка.

Перевірка гіпотези критерієм Стюдента показала, що хоча фоліарні показники дещо знижені в умовах високих рівнів техногенного пресингу золотшляковідвалів БуТЕС, але без статистично достовірних відмінностей для більшості ознак. Статистично достовірну різницю між досліджуваними вибірками виявлено за ознаками ширини листкової пластинки та довжини першої і другої жилки при  $p \leq 0,05$  (гіпотеза справедлива на 95 %).

Результати аналізу морфометричних показників *Salix caprea* L. свідчать про різну їх мінливість в умовах зростання на золошлаковідвалах та при відсутності впливу факторів техногенної сфери.

В умовах еталонної екосистеми довжина черешка у середньому становить 1,42 см, тоді як на золошлаковідвалах – 1,3 см; довжина листка також дещо менша при впливі факторів навантаження – 7,82 см і 8,5 на фоновій території. Така ж тенденція спостерігається відносно ширини листка – 2,08 см і 1,99 см відповідно. Значно більша різниця у показника відстані між першою і другою жилкою – різниця становить 0,11 мм (0,66 на фоновій території та 0,55 на території золовідвалів). Також відмічається дещо більша ширина правої частини листкової пластинки. Щодо довжини жилок, то в умовах золошлаковідвалів вони коротші – 2,28-3,0 см, тоді як на еталонній території – 2,61-2,72 см. Така ж тенденція спостерігається і щодо довжини другої відоснови листка жилки; 2,74 см на золошлаковідвалах і 3,43 на території Галицького національного природного парку. Відмінності спостерігаються і у кутових значеннях: кут між центральною та першою жилкою в умовах золошлаковідвалах більший на 5,65 (51,3 та 56,95 відповідно); схожа тенденція і кута між центральною та другою жилкою, де різниця становить 2,85 (60,35 та 63,2 відповідно). Слід зазначити, що в умовах стресу кутові значення показників правої і лівої частини листка більш відрізняється, тоді як на фоновій території значення з правого і лівого боку практично однакові.

Для оцінки морфологічної мінливості досліджуваних параметрів обчислили коефіцієнт варіації. Рівні мінливості морфологічних показників *Salix caprea* L. свідчать про мінливість морфологічних показників на середньому та високих рівнях. Однак мінливість досліджуваних показників виявляє схожі тенденції на території еталонної екосистеми (Табл. 4.2).

Найбільш варіабельною ознакою є показник відстані між першою і другою жилкою: на території золошлаковідвалів цей показник становить 31,1-33,2 %, на території еталонної екосистеми – 31,4-31,6%.

Таблиця 4.2

Мінливість морфологічних показників *Salix caprea* L.: 1 – фонова територія; 2 – територія золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС.

Морфометричні параметри		Показники					
		M ± m		min max		CV, %	
		1	2	1	2	1	2
Довжина черешка, см		1,42 ± 0,04	1,3 ± 0,05	0,77 21,2	0,6 2,3	24,6	31
Довжина листка, см		8,5 ± 0,14	7,82 ± 0,17	2,11 11,88	4,45 11,7	14,2	18,9
Ширина листка, см	L	2,09 ± 0,04	1,98 ± 0,43	1,21 3,6	1,29 3,1	19,9	19,7
	R	2,07 ± 0,04	1,99 ± 0,44	1,3 3,4	1,3 3,2	19,2	19,02
Довжина першої жилки, см	L	2,61 ± 0,06	2,28 ± 0,07	1,25 3,9	1,09 4,02	20,8	29,52
	R	2,712 ± 0,07	2,3 ± 0,08	1,05 4,1	1,1 4,1	20,7	29,5
Довжина другої жилки, см	L	3,43 ± 0,08	2,74 ± 0,07	1,87 5,5	1,46 5,45	19,6	24,09
	R	3,42 ± 0,08	2,74 ± 0,07	1,99 5,5	0,78 5,54	19,08	24,2
Відстань між 1 і 2 жилкою	L	0,67 ± 0,02	0,55 ± 0,02	0,32 1,2	0,3 1,2	31,14	31,11
	R	0,64 ± 0,023	0,55 ± 0,02	0,33 1,24	0,28 1,11	31,63	33,2
Кут між центральною і 1 жилкою	L	51,54 ± 0,88	56,7 ± 1,17	34,33 71,42	35,31 77,8	14,7	17,8
	R	51,09 ± 0,93	57,2 ± 1,02	31,36 72	31,36 81,5	15,8	15,4
Кут між центральною і 2 жилкою	L	60,5 ± 1,04	63,8 ± 1,06	42,67 79,61	41,7 85,5	14,8	14,4
	R	60,7 ± 1,1	62,6 ± 1,03	42,3 79,56	41,5 79,9	15,7	14,2

Примітки. M ± m, см – середнє арифметичне; CV, % – коефіцієнт варіації.

Високий рівень мінливості також в довжини черешка, і на умовно чистій території становить 19,6, а в стресових умовах – 31%. Високомінливими є показники довжини першої та другої жилки від основи листка. В умовах золошлаковідвалів коефіцієнт варіації для першої жилки становить 29,42-

29,52%, тоді як на еталонній території – 20,7-20,8%. Щодо другої жилки, то її мінливість в умовах стресу становить 24,09-24,2%, на еталонній території – 19,08-19,6%.

На середньому та на високому рівні на дослідних територіях варіюють такі ознаки як довжина листка (14,2% і 21,9% відповідно), ширина листка (19,5% та 24,9%). Коефіцієнт варіації для показників кута між центральною та першою жилкою перебуває на середньому рівні і становить в середньому 15,25% для фонові території та 16,6% в умовах стресу. Середньоваріабельним є показник кута між центральною та другою жилкою і в умовах еталонної екосистеми є дещо вищим – 16,6%, тоді як на території золошлаковідвалів 14,3%. Слід зазначити, що спостерігається незначна відмінність у показниках коефіцієнта варіації з правої та лівої сторони листкової пластинки.

Діапазон варіювання морфологічних параметрів представлено на рисунку 4.2.

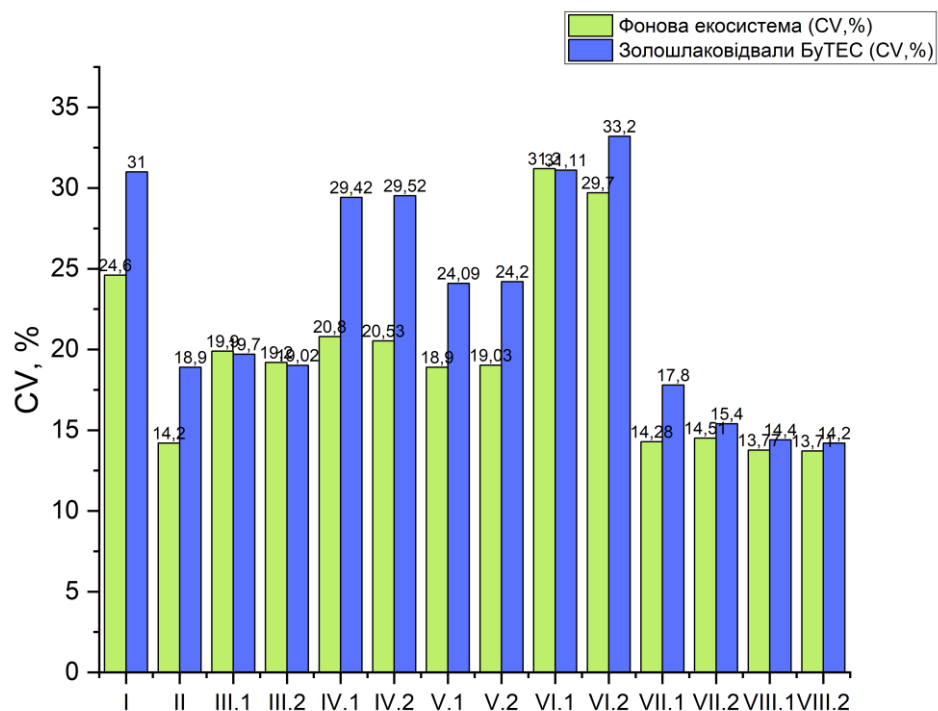


Рис. 4.2. Мінливість морфометричних фоліарних показників *Salix caprea* L. (0 – 35 – значення коефіцієнтів варіації, %): I – довжина черешка, см; II – довжина листка, см; III.1 – ширина лівої половини листкової пластинки, см; III.2. – ширина



правої половини листкової пластинки, см; IV.1., IV.2. – довжина першої жилки з правого та лівого боку листкової пластинки, см; V.1 – довжина першої від основи листка жилки, см; V.2 - довжина другої від основи листка жилки, см; VI.2. – відстань між першою і другою жилкою правої половини листкової пластинки, см; VII.1., VII.2. – кут між центральною і першою жилкою з лівої і правої половинки листкової пластинки; VIII.1., VIII.2. – кут між центральною і другою жилкою з правого і лівого боку листка.

Перевірка гіпотези критерієм Ст'юдента показала статистично достовірну різницю між досліджуваними вибірками виявлено за всіма ознаками, окрім показників кута між першою та центральною жилкою, а також між другою та центральною жилкою при  $p \leq 0,05$  (гіпотеза справедлива на 95 %).

Вивчення мінливості морфологічних показників листкових пластинок *Betula pendula* Roth. ТЕС свідчить про незначну зміну морфологічних параметрів листкових пластинок *Betula pendula* Roth. в умовах золошлаковідвалів Бурштинської у порівнянні із фоновою територією.

Довжина листка та довжина черешка на обох територіях приблизно однакові: черешок 1,56 см та (фонова територія – 1,6), листок 5,22 та 5,29 відповідно. Щодо ширини листка, то вона менша в стресових умовах і на золошлаковідвалах становить 1,9-1,86, тоді як на території Галицького національного природного парку 1,98-2.

Щодо довжини жилок, то довжина першої жилки 2,51-2,5 в умовах зшв (на фоневій території 2,54-2,58), довжина другої жилки 2,55-2,54 см (на фоневій території – 2,64-2,65 см). Відстань між жилками на території золошлаковідвалів більша і становить 0,53-0,52, в умовах Галицького національного природного парку – 0,43-0,49 см.

Щодо кутових значень, то кут між центральною та першою жилкою в умовах золошлаковідвалів більший і становить 64,4-63,04, тоді як на умовно чистій території – 53,7-54,2. Кут між центральною та другою жилкою в умовах

золошлаковідвалів становить 53,5-53,6, в умовах еталонної екосистеми – 49,9-49,6.

Таблиця 4.3

Мінливість морфологічних показників *Betula pendula* Roth.: 1 – фонова територія; 2 – територія золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС.

Морфометричні параметри		Показники					
		M ± m		min max		CV, %	
		1	2	1	2	1	2
Довжина черешка, см		1,57 ± 0,05	1,56 ± 0,03	1,05 6,97	0,98 2,14	21,2	15,04
Довжина листка, см		5,29 ± 0,11	5,22 ± 0,12	0,54 6,97	3,93 7,64	14,8	16,5
Ширина листка, см	L	1,98 ± 0,04	1,9 ± 0,06	1,5 2,6	1,19 3	15,7	22,9
	R	2,0 ± 0,04	1,86 ± 0,06	1,4 2,64	1,17 2,81	14,6	22,3
Довжина першої жилки, см	L	2,54 ± 0,06	2,51 ± 0,08	1,6 3,3	1,7 0,94	17,02	22,38
	R	2,58 ± 0,06	2,5 ± 0,09	1,62 3,5	1,7 4,08	17,8	24,73
Довжина другої жилки, см	L	2,65 ± 0,05	2,55 ± 0,09	1,77 3,28	1,7 3,96	14,7	24,04
	R	2,65 ± 0,06	2,54 ± 0,09	1,85 3,29	1,6 4,24	19,08	24,9
Відстань між 1 і 2 жилкою, см	L	0,43 ± 0,02	0,53 ± 0,02	0,1 0,7	0,23 0,98	35,9	32,8
	R	0,49 ± 0,02	0,51 ± 0,03	0,2 0,86	0,38 0,62	34,6	36,3
Кут між центральною і 1 жилкою	L	53,69 ± 1,36	64,4 ± 1,5	38 79,6	40,6 87,7	17,9	17,03
	R	54,22 ± 1,34	64,4 ± 1,35	40,7 75,05	39,9 80,1	17,5	14,85
Кут між центральною і 2 жилкою	L	49,9 ± 1,1	53,5 ± 1,02	30,1 69,3	40,1 67,5	13,4	15,6
	R	49,6 ± 0,97	53,63 ± 1,5	32,1 63,6	32,3 87,5	13,8	19,8

Примітки. M ± m, см – середнє арифметичне; CV, % – коефіцієнт варіації.

Для оцінки морфологічної мінливості досліджуваних параметрів обчислили коефіцієнт варіації. Більшість морфологічних параметрів в обох

моніторингових точках характеризуються середніми показниками варіабельності (Табл. 4.3).

Найбільш варіабельною ознакою є показник відстані між першою і другою жилкою: на території золошлаковідвалів цей показник становить 32,8-36,3 %, на території еталонної екосистеми – 35,9-34,6%.

Високий рівень мінливості показника довжини черешка на умовно чистій території: 21,2%, на противагу в стресових умовах – 15,04%. Середньомінливими є показники довжини першої та другої жилки від основи листка. В умовах золошлаковідвалів коефіцієнт варіації для першої жилки становить 22,8-22,7%, тоді як на еталонній території – 17,02-17,8%. Щодо другої жилки, то її мінливість в умовах стресу становить 24,04-24,9%, на еталонній території – 14,7-19,08%.

На середньому та на високому рівні на дослідних територіях варіюють такі ознаки як довжина листка (16,5% і 14,7% відповідно), ширина листка (22,6% та 15,5%). Коефіцієнт варіації для показників кута між центральною та першою жилкою перебуває на середньому рівні і становить 17,5-17,9% для фонові території та 17,0-14,85% в умовах стресу. Середньоваріабельним є показник кута між центральною та другою жилкою і в умовах еталонної екосистеми становить – 13,8-14,6%, тоді як на території золошлаковідвалів 13,4-19,8%. Слід зазначити, що спостерігається незначна відмінність у показниках коефіцієнта варіації з правої та лівої сторони листкової пластинки.

Діапазон варіювання морфологічних параметрів представлено на рисунку 4.3.

Перевірка гіпотези критерієм Стюдента свідчить про статистично достовірну відмінність між такими ознаками *Betula pendula* Roth. як: довжина черешка, ширина листка, довжина першої та другої жилок від основи листка. Не є статистично значимою різниця між показниками відстані між жилками, а також значення кутів.

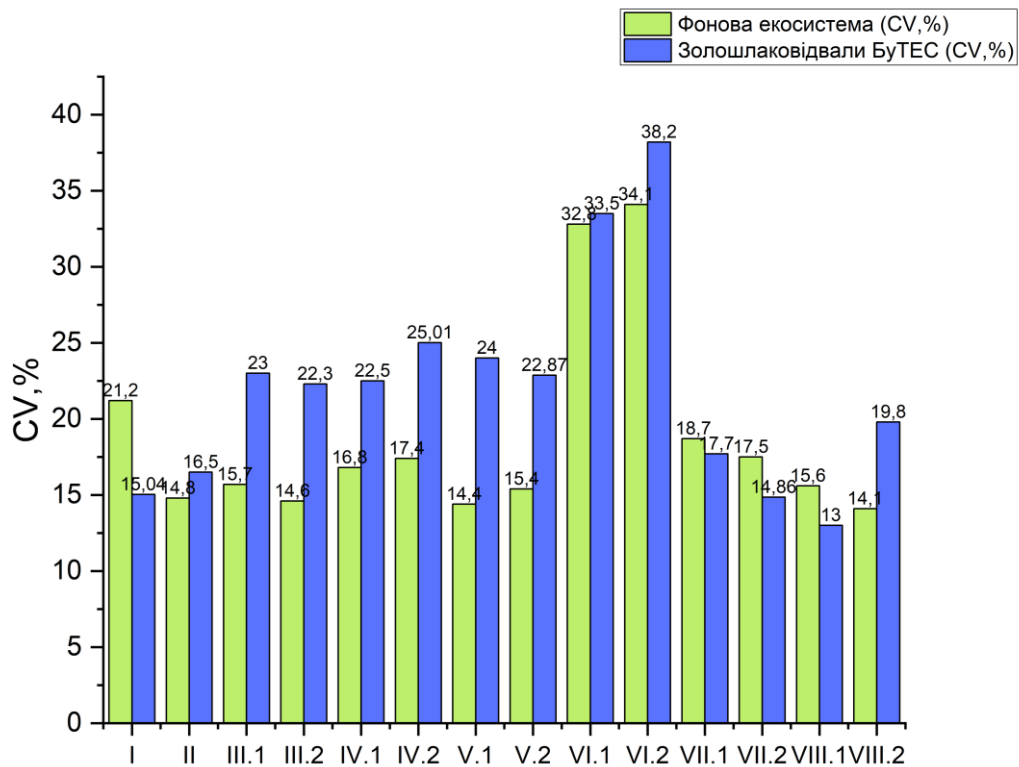


Рис. 4.3. Мінливість морфометричних фоліарних показників *Betula pendula* Roth. (0 – 35 – значення коефіцієнтів варіації, %): I – довжина черешка, см; II – довжина листка, см; III.1 – ширина лівої половини листкової пластинки, см; III.2. – ширина правої половини листкової пластинки, см; IV.1., IV.2. – довжина першої жилки з правого та лівого боку листкової пластинки, см; V.1 – довжина першої від основи листка жилки, см; V.2 - довжина другої від основи листка жилки, см; VI.2. – відстань між першою і другою жилкою правої половини листкової пластинки, см; VII.1., VII.2. – кут між центральною і першою жилкою з лівої і правої половинки листкової пластинки; VIII.1., VIII.2. – кут між центральною і другою жилкою з правого і лівого боку листка.

#### 4.2. Зміна форми та ступінь модифікації листкових пластинок в умовах техногенного навантаження

В умовах високого рівня антропогенного пресингу форма листкових пластинок деревних рослин зазнає змін, що спостерігається і в умовах золошлаківдвалів Бурштинської ТЕС.

Листки *P. tremula* змінюють свою форму від трикутноеліптичної (рис. 4.4. А) на еталонній території до овальних (рис. 4.4, В, Г) та оберненотрикутноеліптичних (рис. 4.4, Б) на території золошлаковідвалів.

У відсотковому співвідношенні листки трикутноеліптичної форми становлять 46 %, а оберненотрикутноеліптичні 28 % і округлі – 22 %, на інші форми (овальні, яйцеподібні) припадає 4 %.

Однак на умовно чистій території також спостерігається наявність листків «неправильної» форми. Зокрема, частка овальних листків тут становить 14 %, а оберненотрикутноеліптичної 12 %.

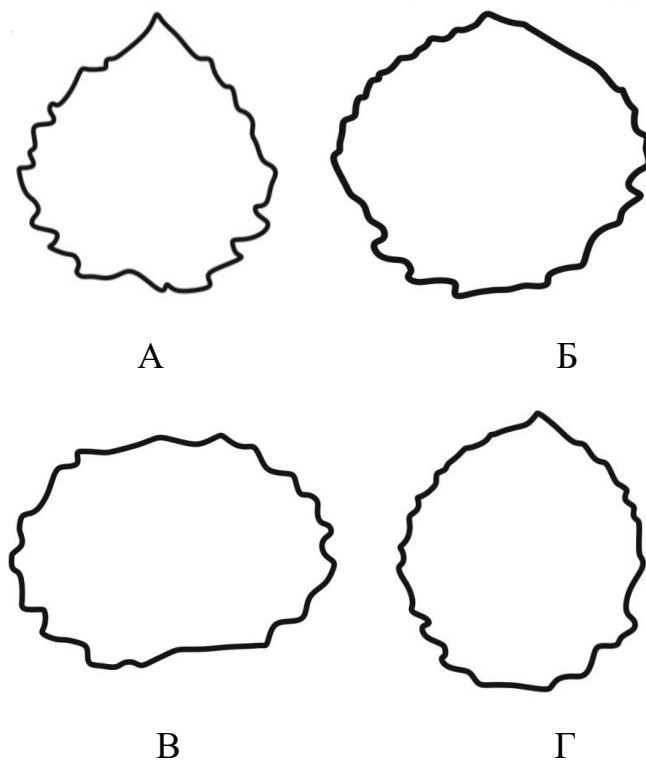


Рис. 4.4. Форма листкових пластинок *Populus tremula* L.: А – фонова територія; Б, В, Г – територія золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС.

Однак на умовно чистій території також спостерігається наявність листків «неправильної» форми. Зокрема, частка овальних листків тут становить 14 %, а оберненотрикутноеліптичної 12 %.

Для листків *S. caprea* характерною морфологічною рисою є перевищення довжиною ширини листка у 1,5-2 рази. За формою листової пластинки на фоновій території 58% – оберненояйцевидні, 40% – овальної форми; 2% – інші (яйцевидні, широкояйцевидні, оберненоланцетні, продовгуваті). На території зололаковідвалів переважаючою формою є овальна (47,5%), оберненояйцевидна – 39%; 12% – яйцевидна; 1,5% – інша форма листка.

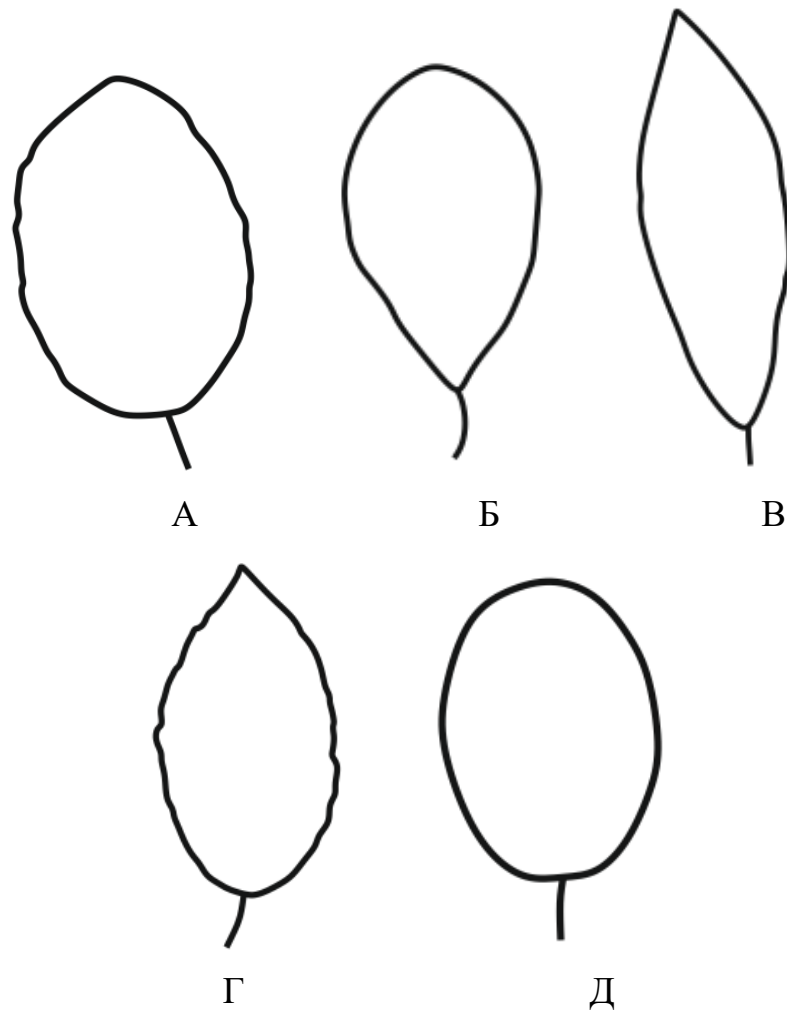


Рис. 4.5. Форма листових пластинок *Salix caprea* L.: А – овальна; Б – оберненояйцеподібна; В – яйцевидна; Г – округла; Д – продовгувата.

Типовою формою листової пластинки для *B. pendula* є ромбо-яйцеподібні та трикутно-ромбічні. В умовах золошлковідвалів спостерігається поява нетипової форми листових пластинок: овальної, серцеподібної. Проте у відсотковому співвідношенні такі форми становлять меншість – 6,4%. Тоді

як типова форма листка – трикутно-ромбічна – переважає (48,4%), на ромбойцеподібну форму припадає 45,2 %.

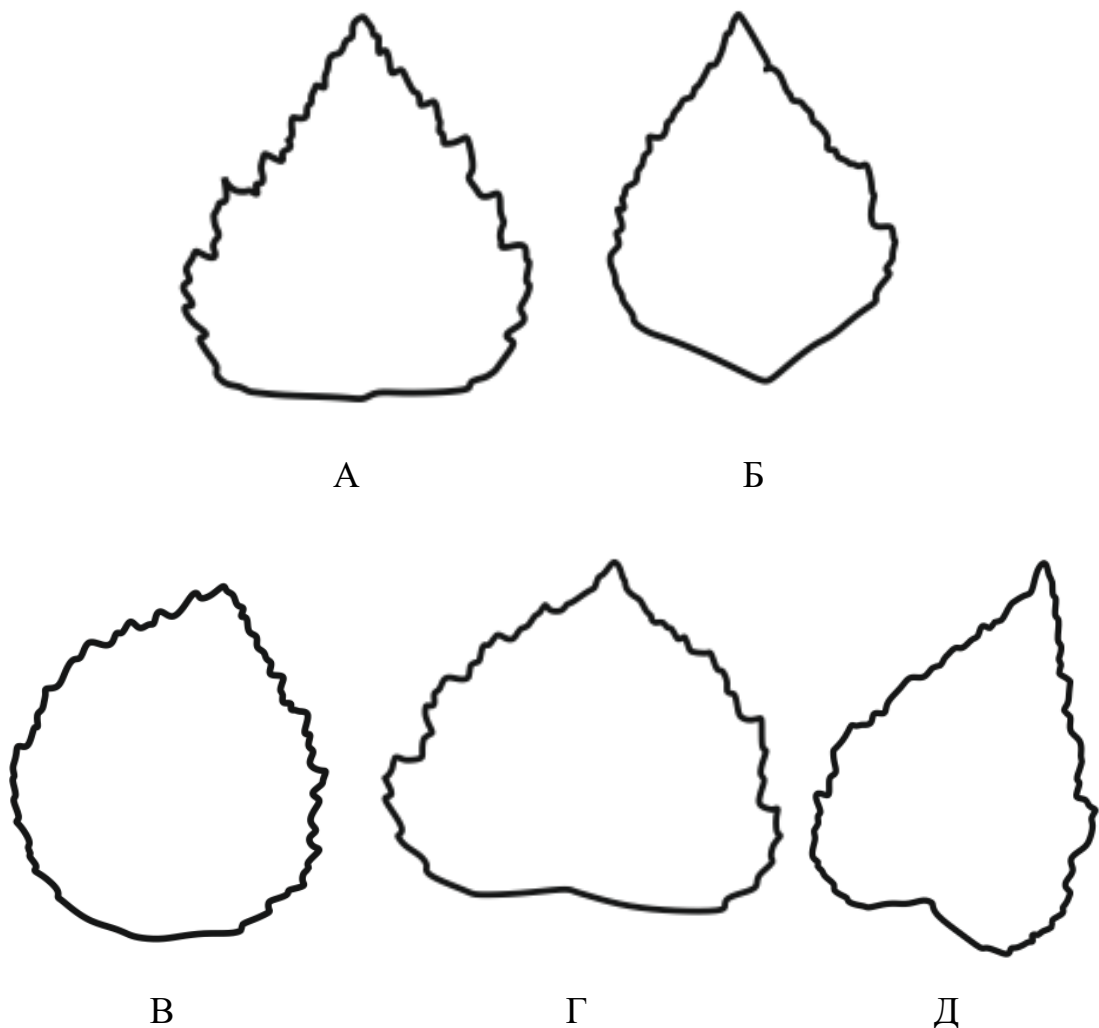


Рис. 4.6. Листкова пластина *Betula pendula* Roth.: А, Б – типові форми листкової пластинки; В – округла; Г – широкояйцеподібна; Д – серцеподібна.

В умовах відсутності факторів впливу техногенного середовища переважачими формами є трикутноромбічна та ромбойцеподібна, що становлять 97,5%, а інші форми припадає 2,5%.

У ході аналізу форми листкових пластинок визначено коефіцієнт видовженості та коефіцієнт форми (табл. 4.4).

Коефіцієнт форми листків *P. tremula* на території золошлаковідвалів вищий на 0,13 порівняно із фоновою територією і становить 0,78. Це пояснюється тим, що «неправильна», насамперед оберненотрикутно еліптична форма листкової

пластинки на золошлаковідвалах трапляється значно частіше, що і обумовлює вищий показник співвідношення верхньої і нижньої частини листкової пластинки, відображаючи тим самим ступінь модифікації листків в умовах техногенного навантаження.

Таблиця 4.4

Коефіцієнт видовженості та форми листкових пластинок: 1 – фонова територія; 2 – територія золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС

Вид	Коефіцієнт форми		Коефіцієнт видовженості	
	1	2	1	2
<i>Populus tremula</i> L.	0,65	0,78	1,09	0,97
<i>Salix caprea</i> L.	1,01	0,98	2,07	1,4
<i>Betula pendula</i> Roth.	1,02	1,0	1,33	0,84

Коефіцієнт форми листків *S. caprea* в умовах оптимуму та на території золошлаковідвалів суттєво не відрізняється. Це підтверджує те, що даний вид суттєво не змінює форми листкової пластинки в умовах стресу. Коефіцієнт форми для та *B. pendula* також суттєво не відрізняється у різних умовах.

Результати обчислення коефіцієнту видовженості для контрольної території підтверджують те, що перевищення даним коефіцієнтом одиничного рівня відображають низький рівень забруднення. На території з мінімізованим антропогенним пресингом коефіцієнт видовженості листкових пластинок *P. tremula* дорівнює 1,09. При високому рівні забруднення коефіцієнт видовженості нижчий за одиницю і в умовах золошлаковідвалів становить 0,97 для тополі і 0,84 для *B. pendula*. Що стосується *S. caprea*, то для цього виду в умовах стресу також спостерігається перевищення одиничного рівня.

Таким чином, показник коефіцієнту форми є чутливим для тополі, інші два види не показали різницю за цими показниками. Коефіцієнт видовженості індикує умови стресу у двох видів – *P. tremula* та *B. pendula*.



#### 4.3. Площа асиміляційної поверхні в умовах техногенно трансформованих екотопів та при знижених рівнях антропогенного навантаження

Площа асиміляційної поверхні *P. tremula* на умовно чистій території – 17,84 см<sup>2</sup>. Площа листкових пластинок дерев, що зростають на золошлаковідвалах менша в середньому на 3,9 см<sup>2</sup> і становить 15,75 см<sup>2</sup> (Рис. 4.7).

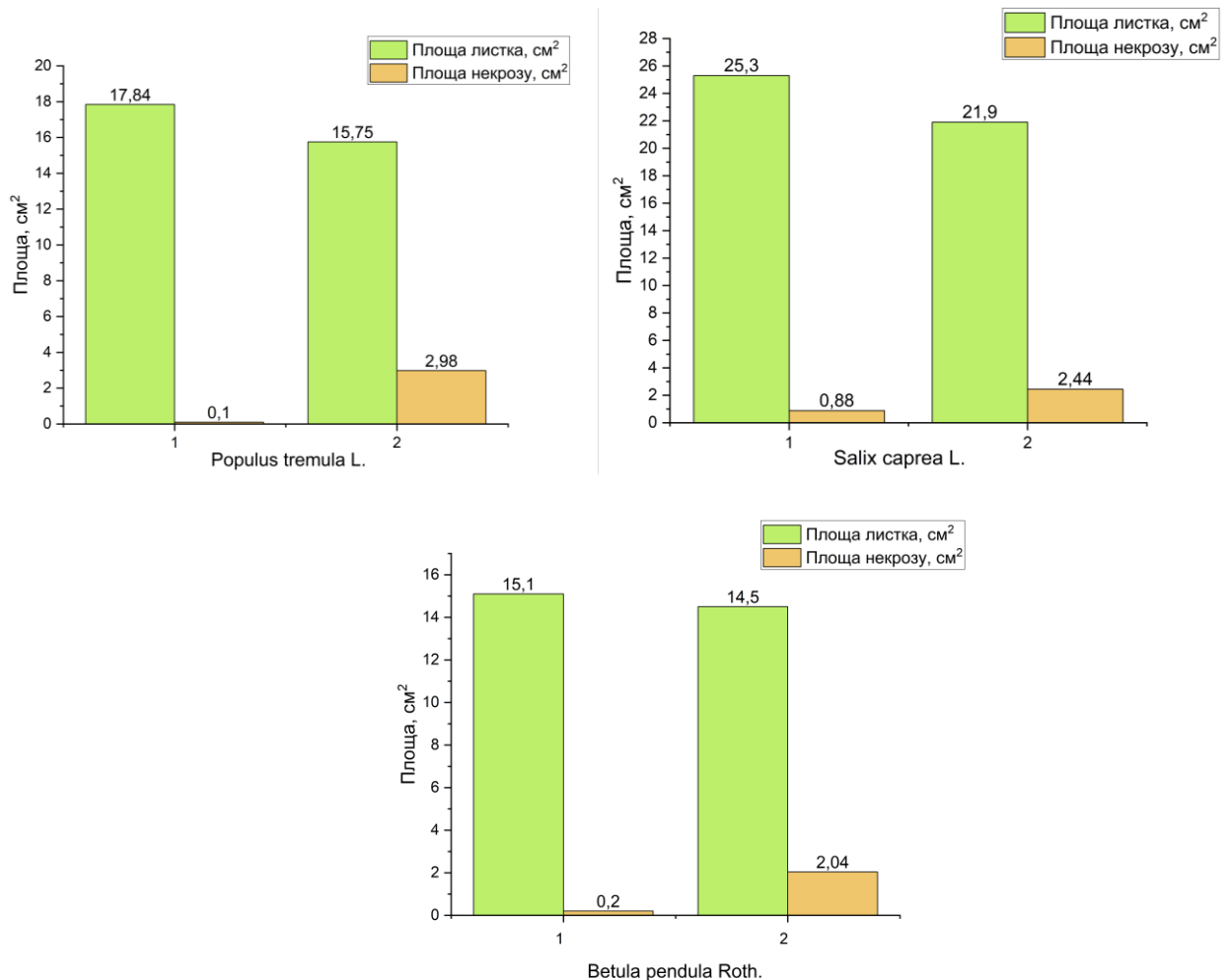


Рис. 4.7. Співвідношення площі листкової пластинки та площі некрозів контрольної території і золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС: А – *Populus tremula* L.; Б – *Salix caprea* L.; В – *Betula pendula* Roth.

Площа асиміляційної поверхні у рослин *S. caprea* фоновій території – 25,3 см<sup>2</sup>. Площа листкових пластинок дерев, що зростають на золошлаковідвалах менша в середньому на 3,4 см<sup>2</sup> і становить 21,92 см<sup>2</sup> (Рис. 4.7, Б).

Хоча площа листкових пластинок *B. pendula* в умовах стресу та при відсутності такого суттєво не відрізняється і становить 14,5 см<sup>2</sup> та 15,1 см<sup>2</sup> відповідно, в умовах стресу спостерігається зростання рівня некротизації, що сягає 14,1% асиміляційної поверхні. Площа некротичних ушкоджень становить 2,05 см<sup>2</sup>. В умовах відсутності впливу факторів антропопресингу площа некрозів становить 0,2 см<sup>2</sup> (Рис. 4.7, В).

Обчислено коефіцієнт площі (Табл. 4.5), що пов'язаний із коефіцієнтом форми і відображає рівень техногенного пресингу (чим нижчий показник коефіцієнту площі, тим рівень забруднюючих речовин менший).

Таблиця 4.5

Коефіцієнт площі листкових пластинок

Вид	Значення коефіцієнту площі	
	Фонові територія	Територія впливу БуТЕС
<i>Populus tremula</i> L.	0,93	1,01
<i>Salix caprea</i> L.	0,43	0,44
<i>Betula pendula</i>	0,52	0,57

Показник коефіцієнту площі *P. tremula* на золошлаковідвалах дорівнює одиниці, на противагу контрольній території, де цей коефіцієнт становить 0,89. Показник коефіцієнту площі *S. caprea* на золошлаковідвалах та в умовах фонові території відрізняється несуттєво. Показник коефіцієнту площі для *P. tremula* та *B. pendula* підтверджує високий рівень антропопресії в зоні впливу БуТЕС.

Перевірка показників площі за критерієм Ст'юдента показує наявність достовірної різниці за коефіцієнтом площі для досліджуваних видів в умовах стресу та при відсутності такого.

#### **5.4. Некротичні ураження листкових пластинок на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС**

Листки дерев *P. tremula*, що зростають на золошлаковідвалах, зазнають некротичних уражень, які займають приблизно 2,98 см<sup>2</sup> площі листової

пластинки і 18,65 % асиміляційного апарату (Табл. 4.6). На контрольній території площа некрозів становить менше 1%, займаючи площу 0,1 см<sup>2</sup>. Некротичне ураження асиміляційного апарату *S. caprea* займає 2,45 см<sup>2</sup> площі, що становить 11,17 % листкової поверхні (табл. 5.5). На контрольній території площа некрозів становить менше 3,47%, займаючи площу 0,88 см<sup>2</sup> (рис. 5.8). щодо *B. pendula*, то площа некрозу становить 2,05 см<sup>2</sup> (14,1% асиміляційної поверхні). В умовах еталонної екосистеми – 0,2 см<sup>2</sup> (1,32% асиміляційної поверхні).

Некрози розвиваються по периферії листкових пластинок на місці хлорозів. У рослин, що зростають на території золошлаковідвалів БуТЕС найчастіше розвивається некроз типу «риб'ячий скелет» (Рис. 4.8), що свідчить про найвищий рівень накопичення токсичних елементів рослинами. Також спостерігаються асиметричні некрози, що поширюються на половину листкової пластинки.

Таблиця 4.6

Площа листків та площа некротичних уражень листкових пластинок: 1 – фонові території; 2 – території золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС

Вид	Площа листка, см <sup>2</sup>		Площа некрозу, см <sup>2</sup>		% некротизації	
	1	2	1	2	1	2
<i>Populus tremula</i> L.	17,84	15,75	0,1	2,98	0,54	18,65
<i>Salix caprea</i> L.	25,3	21,92	0,88	2,44	3,47	11,17
<i>Betula pendula</i> Roth.	15,1	14,5	0,2	2,05	1,32	14,1

Високий рівень некротизації асиміляційного апарату відображається на зниженні фоліарних показників, насамперед площі, лінійних показників; також обумовлює модифікацію форми листкових пластинок. Це спричинює пригнічення життєвості рослин, що зростають на золошлаковідвалах БуТЕС.



А



Б



В

Рис. 4.8. Некротичні плями на листках рослин, що зростають на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС: А – *Populus tremula* L., Б – *Salix caprea* L.; В – *Betula pendula*

### 5.5. Флуктуюча асиметрія листкових пластинок: золошлаковідвали Бурштинської ТЕС та контрольна територія

За результатами аналізу флуктуючої асиметрії *P. tremula* найбільш нестійкою виявилась ознака відстані між першою та другою жилкою – 0,081 в умовах стресу. Однак, у стабільних умовах даний показник також характеризується доволі високим показником – 0,049. Іншою нестабільною ознакою є довжина другої жилки – 0,086 на золошлаковідвалах та 0,049 на умовно чистій території. В умовах золошлаковідвалів чутливими виявились також ознаки довжини першої жилки (0,07) та кут між центральною та другою жилкою (0,057). Середня стійкість у ознаки кут між першою та центральною жилкою (0,039). Найбільш стійкою виявилась ознака ширини правої та лівої половини листкової пластинки, що показала низький рівень асиметричності на обох територіях (Табл. 4.7).

В умовах стресу інтегральний показник флуктуючої асиметрії *P. tremula* становить 0,07845 що свідчить про критичний стан рослин. У рослини, що зростали на території із стабільною екологічною обстановкою, інтегральний показник флуктуючої асиметрії становить 0,31.

Найбільш нестійким показником *S. caprea* виявився показник довжини першої жилки (0,0824), у сприятливих мовах цей показник характеризується середнім рівнем відхилення від норми (0,051). Високі рівні нестійкості зафіксовані також для показника довжини другої жилки (0,061). Значним відхиленням характеризується кутові показники: 0,079 для першого кута та 0,064 для другого від основи листкової пластинки кута. Дані показники на контрольній території характеризуються незначним відхиленням від норми. Показник відстані між жилками показав середній рівень стабільності – 0,04 на золошлаковідвалах та 0,034 на умовно чистій території. Найвищий рівень стабільності у показника ширини листкової пластинки, що відмічено для обох дослідних територій.

Таблиця 4.7

Рівень флуктуючої асиметрії листкових пластинок досліджуваних видів: 1 – умовно чиста територія; 2 – територія золошлаковідвалів БуТЕС

Вид	Ознака	1	2
<i>Populus tremula</i> L.	1	0,013147	0,135447
	2	0,016599	0,070619
	3	0,049881	0,086252
	4	0,081081	0,08164
	5	0,010611	0,039071
	6	0,014787	0,057704
	ФА	0,031018	0,078456
<i>Salix caprea</i> L.	1	0,01632	0,01111
	2	0,051069	0,0824
	3	0,03982	0,0619
	4	0,03459	0,0409
	5	0,04325	0,0797
	6	0,0488	0,064
	ФА	0,03897	0,054668
<i>Betula pendula</i> Roth.	1	0,003322	0,030124
	2	0,048433	0,07531
	3	0,02618	0,025258
	4	0,039063	0,142915
	5	0,014981	0,10282
	6	0,044953	0,0533
	ФА	0,029489	0,071621

На території золошлаковідвалів показник флуктуючої асиметрії листкових пластинок *S. caprea* в середньому становить 0,054, що свідчить про значне відхилення від норми, тоді як на умовно чистій території 0,04.

Нестійким показником *B. pendula* в умовах стресу є показник відстані між двома жилками (0,142), на фоновій території цей показник на середньому рівні

стабільності (0,039). Нестабільними ознаками також виявились кут між першою та центальною жилкою (0,1) та довжина першої жилки 0,07. Середньостабільною є ознака кута між другою та центральною жилкою і в умовах стресу становить 0,05, а на території Галицького національного природного парку 0,04. Дані ознаки в сприятливих умовах характеризуються середніми рівнями стійкості. Найбільш стабільною виявилась ознака довжини другої жилки і показала незначні відхилення на обох територіях: 0,026 і 0,025.

Інтегральний показник флуктуючої асиметрії в стресових умовах становить 0,07 що свідчить про високий рівень ушкодженості рослин. Аналіз рослин еталонної території свідчить про сприятливість умов.

Результати аналізу флуктуючої асиметрії *P. tremula*, *S. caprea* та *B. pendula* наведені на графіку (Рис. 4.9).

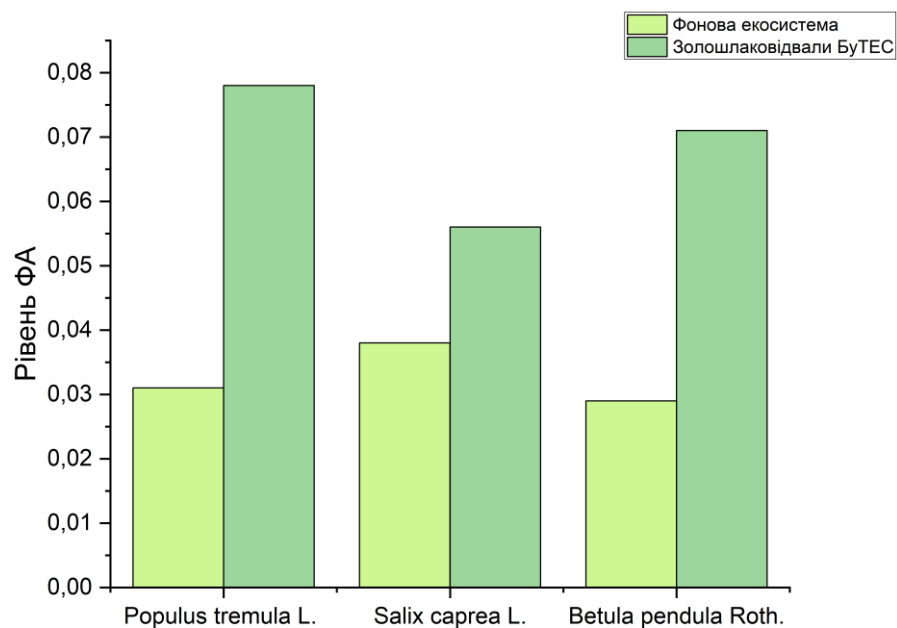


Рис. 4.9. Флуктуюча асиметрія листкових пластинок досліджуваних видів: золошлаковідвали БуТЕС та фонові територія.

У результаті визначення рівня флуктуючої асиметрії шляхом аналізу показників площі виявлено, що інтегральний показник ФА *P. tremula* на золошлаковідвалах становить 0,072, тоді як на фоновій території 0,035. Щодо рівня флуктуючої асиметрії *S. caprea* за даними площі листкових пластинок, то у

стресових умовах вона становить 0,0642, тоді як на умовно чистій території 0,04. Інтегральний показник ФА за даними площі для *B. pendula* становить 0,0643 (0,023 в умовах фонової екосистеми).

Таким чином, використання лінійних показників при оцінці ФА відображають більші рівні асиметричності листкових пластинок, а ніж використання показників площі.

Перевірка гіпотез критерієм Стюдента показує достовірну різницю для вибірок у випадку вимірювання флуктуючої асиметрії через вимірювання площі половин та при лінійному визначенні ( $t_{\text{роз}} < t_{\text{гр}}$ ).

#### **4.6. Мінливість морфологічних показників трав'янистих рослин в умовах золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС**

Морфологічні параметри трав'янистих рослин є чутливими до впливу факторів зовнішнього середовища, зокрема факторів техногенного походження. Для дослідження морфологічних особливостей що зростають на золошлаковідвалах Бурштинської ТЕС обрано два найбільш поширені види на території дослідження – *Anthemis arvensis* L. та *Achillea millefolium* L.

Для аналізу морфологічних особливостей досліджуваних видів проаналізовано мінливість морфопараметрів, а також проведено кореляційний аналіз та визначено морфологічну цілісність особин.

Результати дослідження свідчать про зростання рівнів морфологічної мінливості досліджуваних видів та зниження морфологічної цілісності особин в умовах впливу факторів техногенного походження.

В умовах високих рівнів техногенного навантаження виявлено значну морфологічну мінливість *Anthemis arvensis* L. Особини, що зростали на території золошлаковідвалів та на території Галицького національного парку, виявляють подібні рівні мінливості в межах сильно- і середньоваріабельності. Однак на території золошлаковідвалів зафіксовано вищі рівні мінливості. Ступінь варіювання морфологічних ознак подано у таблиці (Табл. 4.8).



Найбільш варіабельним морфопараметрами є ознаки генеративної сфери: в даних умовах є кількість флоральних одиниць та кількість трубчастих квіток, коефіцієнти варіації за даними ознаками становлять 32% і 30% відповідно (Рис. 4.10.).

Таблиця 4.8

Морфологічна мінливість *Anthemis arvensis* L.: 1 – фонові територія (Галицький національний природний парк); 2 – золошлаковідвали БуТЕС

	Морфометричні параметри	Показники											
		M ± m		min		max		Sx <sup>2</sup>		Sx		CV, %	
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
1.	Висота стебла, см	60,7 ± 2,15	34 ± 7,7	45,0 0	21,3 0	78,2 0	48,90	139,7 3	59,40	11,8 2	7,70	19,0 0	23,0 0
2.	Кількість міжвузлів префлоральної зони	14 ± 2,44	15,1 ± 2,98	10,0 0	9,00	19,0 0	20,00	5,97	8,85	2,44	2,97	18,0 0	20,0 0
3.	Довжина міжвузлів префлоральної зони, см	3,17 ± 0,9	1,57 ± 0,09	2,26	1,10	4,43	2,20	0,35	0,09	0,58	0,30	19,0 0	20,0 0
4.	К-сть листків, шт.	16,2 ± 3,12	14,6 7 ± 3,78	7,00	9,00	24,0 0	23,00	9,75	14,30	3,12	3,78	19,0 0	26,0 0
5.	Довжина листка, см	4,69 ± 0,87	3,37 ± 0,87	2,7	2,1	6,4	4,8	0,75	0,75	0,87	0,87	18,0 0	26,0
6.	Ширина листка, см	2,2 ± 0,37	1,32 ± 0,11	1,5	0,8	2,9	1,9	0,14	0,33	0,37	0,11	17,0 0	25,0
7.	Довжина синфлоресценції, см	13,9 ± 3,21	6,8 ± 1,84	6,70	4,30	20,7 0	10,40	10,35	3,40	3,22	1,84	23,0 0	27,0 0
9.	К-сть флоральних одиниць, шт.	3,4 ± 0,61	3,5 ± 1,4	2,00	2,00	5,00	6,00	0,37	1,29	0,61	1,14	18,0 0	32,0 0
10.	К-сть язичкових квіток, шт.	20 ± 2,92	20 ± 2,55	12,0 0	12,0 0	24,0 0	24,00	8,55	6,52	2,92	2,55	15,0 0	13,0 0
11.	К-сть трубчастих квіток, шт.	135 ± 25,3 7	175 ± 51,9 3	89,0 0	98,0 0	185	277,0 0	643,0 0	2607,4 0	25,3 7	51,9 4	19,0 0	30,0 0
12.	Діаметр суцвіття, см	2,1 ± 0,32	1,54 ± 0,34	1,00	1,00	2,60	2,40	0,11	0,12	0,32	0,33	15,0 0	21,0 0
13.	Діаметр обгортки, см	0,7 ± 0,09	0,72 ± 1,4	0,50	0,50	0,80	1,00	0,01	0,02	0,10	0,14	14,0 0	19,0 0

На території прийнятої за умовно чистої, ці ознаки виявляють дещо нижчі рівні варіабельності: кількість флоральних одиниць – 18%, кількість трубчастих квіток – 19%. Показник довжина синфлорисценції на обох територіях виявляє високі рівні – 27% і 23% відповідно.

Натомість ознака кількості язичкових листків є низьковаріабельною – 13% на золошлаковідвалах і 15% на території Галицького національного природного парку. Незначною мінливістю на обох територіях характеризується такий параметр генеративної сфери як діаметр діаметр обгортки (14% і 19%). Коефіцієнт варіації діаметру суцвіття в умовах техногенного навантаження показує високі рівні мінливості – 21%, тоді як на фоновій території цей показник становить 15%, тобто є середньоваріабельною ознакою.

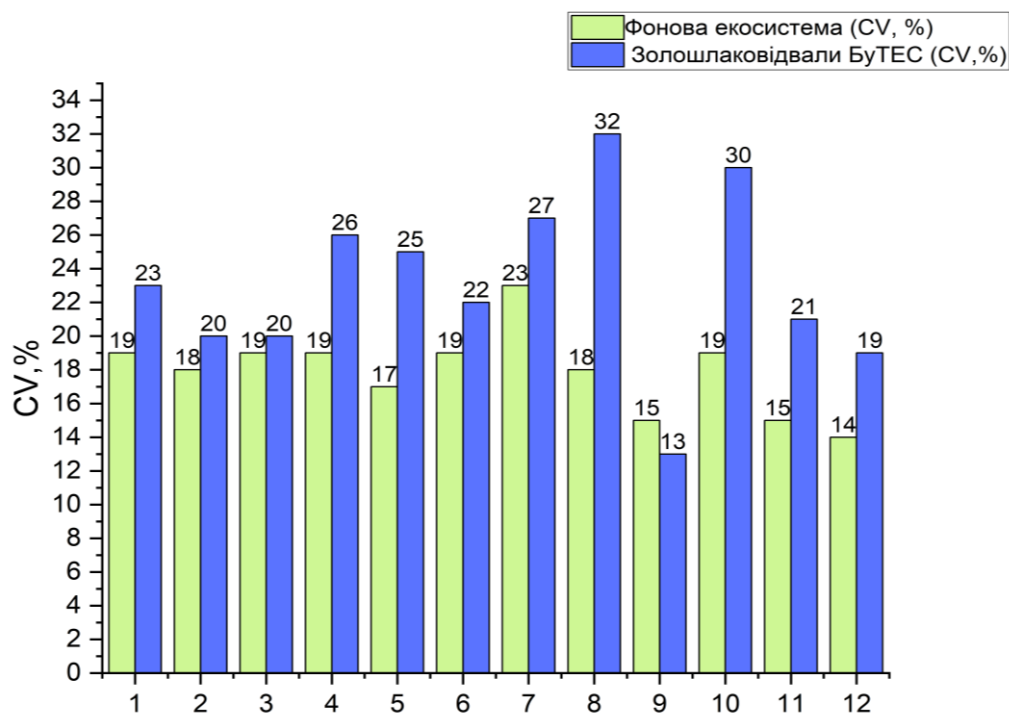


Рис. 4.10. Морфологічна мінливість *Anthemis arvensis* L. (0 – 40% значення коефіцієнта варіації; 1-12 морфологічні параметри: 1 – висота стебла (см), 2 – кількість міжвузлів (шт.) префлоральної зони пагона, 3 – середнє значення довжини міжвузлів (см), 4 – кількість листків (шт.), 5 – довжина листка (середнє значення, см), 6 – ширина листка (см), 7 – довжина флоральної зони (синфлоресценції) (см), 8 – кількість флоральних одиниць (шт.), 9 – кількість

язичкових квіток (шт.), 10 – кількість трубчастих квіток (шт.), 11 – діаметр суцвіття (см), 12 – діаметр обгортки (см).

Що стосується вегетативної сфери, то найбільш варіативними є показники кількості листків (26%), довжини листків (26%) та ширини листка (25%). На умовно чистій території показники кількості листків (19%), довжини листків (18%) та ширини (17%) виявляють середню мінливість. Коефіцієнт варіації за показником довжини стебла на території золошлаковідвалів становить 23%, на умовно чистій території – 19%. Менш варіабельними є ознаки кількості та довжини міжвузлів – 20% на території золошлаковідвалів, в межах Галицького національного природного парку 19% і 18% відповідно.

Найбільш чутливими до умов техногенного навантаження виявилися ознаки кількості та довжина листків, кількості флоральних одиниць та кількість трубчастих квіток зокрема.

Перевірка t-критерієм Стюдента засвідчує достовірну різницю (на рівні 95%) між досліджуваними вибірками за такими ознаками: висота стебла, довжина міжвузлів, кількість та довжина листків, кількість суцвіть, кількість трубчастих квіток, довжина синфлорисценції.

Кореляційний аналіз відображає взаємозв'язок між досліджуваними морфологічними параметрами в особин фоновій території та території золошлаковідвалів. Відмічається менша кількість кореляційних зв'язків між ознаками на високому та середньому рівні значимості у особин золошлаковідвалів БуТЕС. Кофіцієнти кореляції (на достовірному рівні значущості  $\alpha = 0,01\%$ ) подано у кореляційній матриці (Табл. 4.9).

Високий рівень кореляції в рослин обох моніторингових точок спостерігається між ознакою висоти стебла та іншими аналізованими ознаками:  $r = 0,55-0,8$  (за винятком кількості трубчастих квіток, діаметра суцвітті та діаметра обгортки). Такі ознаки як довжина міжвузлів високоскорельована із ознаками кількості, довжини та ширини листків (0,46-0,82). На рівні значущості 0,458-0,75 корелюють такі ознаки як кількість міжвузлів та їх довжина, кількість

листіків та довжина синфлорисценції. Велика кількість кореляційних зв'язків на достовірному рівні між кількістю листків, довжини і ширини листків з іншими ознаками кореляційної матриці (0,4-0,75). В умовах стресу спостерігається менша кількість взаємозв'язків між вище переліченими ознаками.

Слабкий зворотній зв'язок ( $r = -0,09-0,12$ ) виявлено між ознаками кількості міжвузлів та ширини листка, діаметр обгортки, а також кількості листків та кількістю язичкових квіток.

Таблиця 4.9

Коефіцієнти кореляції морфоознак *Anthemis arvensis* L. в умовах золошлаковідвалів

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	1	0,773**	0,815**	0,688**	0,751**	0,565**	0,552**	0,573**	0,545**	0,146	0,145	0,306
		0,578**	0,578**	0,422*	0,542**	0,433*	0,812**	0,428*	0,374*	0,261	0,295	0,28
2	0,773**	1	0,753**	0,747**	0,789**	0,182	0,621**	0,431*	0,421*	0,356	0,314	0,166
	0,578**		0,581**	0,662**	0,214	-0,087	,458*	0,127	0,037	0,328	0,034	-0,104
3	0,815**	0,753**	1	0,822**	0,739**	0,511**	0,469**	0,143	0,106	0,153	0,155	0,138
	0,393*	0,581**		0,741**	0,681**	0,491*	0,621	-0,037	-0,222	0,022	0,3	0,163
4	0,688**	0,747**	,822**	1	0,749**	0,389*	0,535**	0,394*	0,425*	,476**	0,372*	0,162
	0,422*	0,662**	0,741**		0,26	-0,009	0,415*	0,168	-0,112	0,176	0,003	0,02
5	0,751**	0,789**	0,739**	0,749**	1	0,484**	0,404*	0,466**	0,454*	0,445*	0,455*	0,402*
	0,542**	0,214	0,681**	0,26		0,254	0,613**	0,504**	0,298	0,29	0,245	0,396*
6	0,565**	0,182	0,511**	0,389*	0,484**	1	0,486**	0,401*	0,637**	0,694**	0,222	0,144
	0,433*	-0,087	0,491*	-0,009	0,254		,388*	0,301	0,112	-0,129	0,187	0,181
7	0,552**	,621**	0,469**	0,535**	0,404*	0,486**	1	0,447*	0,204	0,358	0,105	-0,095
	0,812**	,458*	0,216	0,415*	0,613**	0,388*		0,440*	0,18	0,233	0,438*	0,236
8	0,573**	,431*	0,143	0,394*	0,466**	0,401*	0,447*	1	0,378*	0,376*	0,266	0,055
	0,428*	0,127	-0,037	0,168	,504**	0,301	0,440*		,469**	0,137	0,171	0,108
9	0,545**	,421*	0,106	0,425*	0,454*	0,637**	0,204	0,378*	1	0,660**	0,409*	0,465**
	0,374*	0,037	-0,222	-0,112	0,298	0,112	0,18	0,469**		0,530**	0,411*	0,48**
10	0,146	0,356	0,153	0,476**	0,445*	0,694**	0,358	0,376*	0,660**	1	0,420*	0,441*
	0,261	0,328	0,022	0,176	0,29	-0,129	0,233	0,137	0,530**		0,432*	0,462*
11	0,145	0,314	0,155	0,372*	0,455*	0,222	0,105	0,266	0,409*	0,420*	1	0,407*
	0,295	0,034	0,3	0,003	0,245	0,187	0,438*	0,171	0,411**	0,432*		0,502*
12	0,306	0,166	0,138	0,162	0,402*	0,144	-0,095	0,055	0,465**	0,441*	0,407*	1
	0,28	-0,104	0,163	0,02	0,396*	0,181	0,236	0,108	0,48**	0,462*	0,502*	

\*\* . Кореляція значима на рівні 0,01 (двостороння)

\* . Кореляція значима на рівні 0,05 (двостороння)

Примітки: Коефіцієнти кореляції морфоознак *Anthemis arvensis* L.: 1-12 морфологічні параметри: висота стебла (см), кількість міжвузлів (шт.) префлоральної зони пагона, середнє значення довжини міжвузлів (см), кількість листків (шт.), довжина листка (середнє значення, см), ширина листка (см), довжина флоральної зони (синфлоресценції) (см), кількість

флоральних одиниць (шт.), кількість язичкових квіток (шт.), кількість трубчастих квіток (шт.), діаметр суцвіття (см), діаметр обгортки (см)

Найбільша кількість слабоскорельованих показників на найнижчому рівні значущості (0,03-0,1) виявлено між ознаками вегетативної та генеративної сфери. Дана тенденція характерна для обох моніторингових ділянок – рівень значущості показників вегетативної сфери та таких показників як довжини синфлоресценції, кількості флоральних одиниць, кількості трубчастих та язичкових квіток, діаметр суцвіття, діаметр обгортки становить 0,06-0,3.

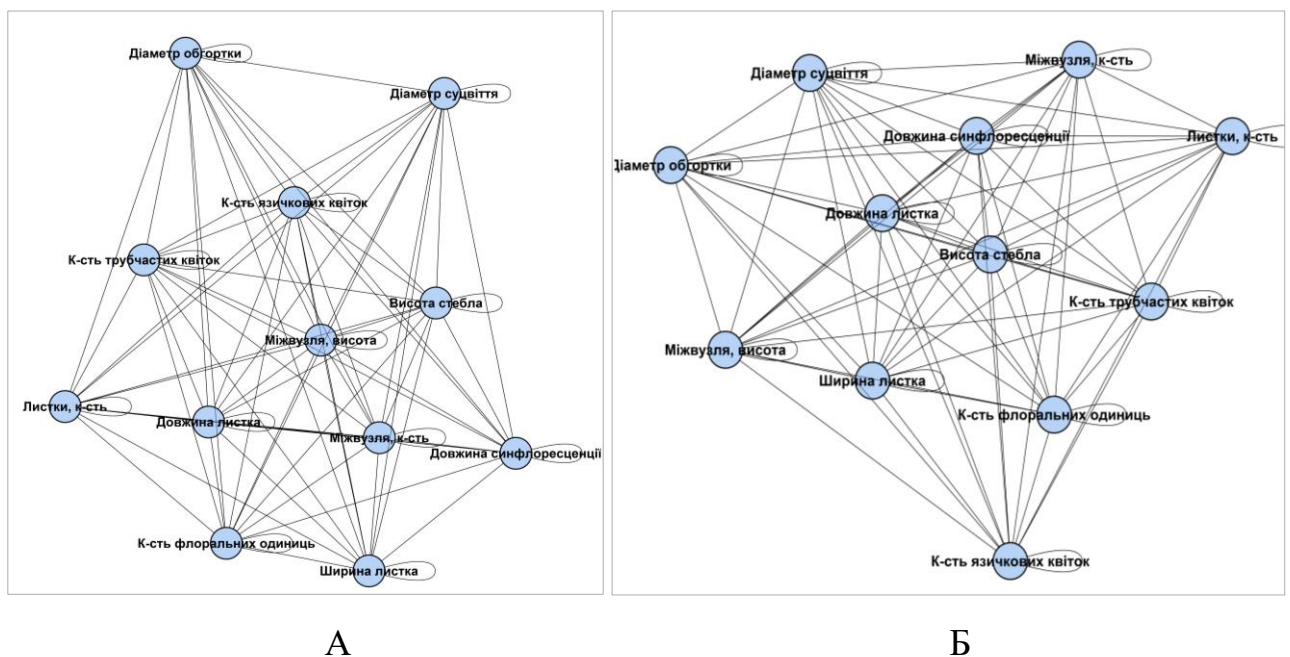


Рис. 4.11. Кореляційна структура морфологічної цілісності *Anthemis arvensis* L.: фонова територія (А) та територія золошлаковідвалів БуТЕС (Б). 1-12 морфологічні параметри: висота стебла (см), кількість міжвузлів (шт.) префлоральної зони пагона, середнє значення довжини міжвузлів (см), кількість листків (шт.), довжина листка (середнє значення, см), ширина листка (см), довжина флоральної зони (синфлоресценції) (см), кількість флоральних одиниць (шт.), кількість язичкових квіток (шт.), кількість трубчастих квіток (шт.), діаметр суцвіття (см), діаметр обгортки (см)

Натомість всі ознаки генеративної сфери скорельовані між собою на лостовірному рівні значущості, дана тенденція простежується на обох дослідних територіях. Довжина синфлорисценції сфкорельована із кількістю суцвіть на середньому рівні (0,4). Середній рівень кореляції між показниками кількості флоральних одиниць та кількості трубчастих квіток (0,37-0,47). Також на обох територіях спостерігаються достовірні зв'язки між такими ознаками як кількість язичкових, трубчастих квіток, діаметр обгортки та діаметр суцвіття – 0,41-0,66. Кореляційну структуру особин *A. arvensis* відображено на діаграмах (Рис. 4.11).

Отже, проаналізована кореляційна структура особин *A. arvensis* свідчить про наявність сильних і середніх зв'язків між досліджуваними ознаками на обох територіях.

Таблиця 4.10

Морфологічна цілісність особин *Anthemis arvensis* L.

Моніторингова точка	Індекс морфологічної цілісності Ю.А. Злобіна (I)	Індекс морфологічної цілісності модифікований (Im)
Галицький національний природний парк	68%	1,02
Золошлаковідвали Бурштинської ТЕС	42,4%	0,64

Однак в стресових умовах золошлаковідвалів спостерігається менша кількість коефіцієнтів на високому на середньому рівні значущості, що свідчить про зниження рівня скорельованості ознак *A. arvensis* в умовах зростання тиску техногенного середовища.

В умовах високих рівнів антропогенно пресингу рівень морфологічної цілісності особин *A. arvensis* становить 42,4%, що менше на 25,6% ніж в умовах оптимуму. Показники морфологічної цілісності особин подано у таблиці 5.3. При оцінці інтегрованості особин через модифікований показник

спостерігається аналогічна ситуація – в умовах стресу рівень інтегрованості особин знижується.

У результаті досліджень виявлено значну морфологічну мінливість *Achillea millefolium* L. в умовах техногенного навантаження. На фоновій території мінливість досліджуваних показників перебуває в межах середньої та низької варіабельності. Діапазон варіювання морфологічних ознак подано у таблиці (Табл. 4.11).

Таблиця 4.11

Морфологічна мінливість *Achillea millefolium* L.: 1 – фонові територія (Галицький національний природний парк); 2 – золошлаковідвали БуТЕС

	Морфометричні параметри	Показники											
		M ± m		min		max		Sx <sup>2</sup>		Sx		CV, %	
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
1.	Висота стебла, см	49,5 ± 1,68	48,14 ± 14,12	26,50	23,50	61,50	78,00	84,47	199,46	9,19	14,12	19,00	29,00
2.	Кількість міжвузлів префлоральної зони	15 ± 2,64	14,43 ± 3,54	11,00	7,00	20,00	23,00	6,99	12,53	2,64	3,54	17,00	25,00
3.	Довжина міжвузлів префлоральної зони	2,7 ± 0,69	2,9 ± 0,84	1,32	1,47	4,10	5,23	0,47	0,71	0,69	0,84	25,00	29,00
4.	К-сть листків, шт.	14 ± 2,6	13,67 ± 7,22	10,00	7,00	19,00	48,00	6,78	52,22	2,60	7,22	19,00	53,00
5.	Довжина листка, см	4,71 ± 1,07	5,836 ± 1,44	2,90	3,02	7,02	8,52	1,15	2,10	1,07	1,45	23,00	27,00
6.	Ширина листка, см	1 ± 0,17	0,85 ± 0,25	0,4	0,5	1,2	1,7	0,029	0,065	0,17	0,26	24,00	30,00
7.	Довжина синфлоресценції, см	5,0 ± 1,98	3,87 ± 1,81	2,10	1,10	9,00	8,50	3,96	3,28	1,99	1,81	42,00	47,00
8.	К-сть паракладіїв, шт.	5,0 ± 1,27	5,22 ± 1,48	3,00	3,00	8,00	10,00	1,56	2,19	1,25	1,48	24,00	28,00
9.	К-сть флоральних одиниць, шт.	65,0 ± 15,22	62,20 ± 35,51	28,00	17,00	92,00	158,00	231,70	1216,13	15,22	35,51	23,00	57,00

В умовах золошлаковідвалів всі морфопараметри показали високі рівні варіабельності. Найбільш варіабельним морфопараметром території золошлаковідвалів є кількість суцвіть – коефіцієнт варіації становить 57% (Рис. 4.12). Мінливість довжини зібраного суцвіття (синфлоресценції) – 47%. Така ознака як довжина міжвузів префлоральної зони характеризуються варіабельністю у 29%.

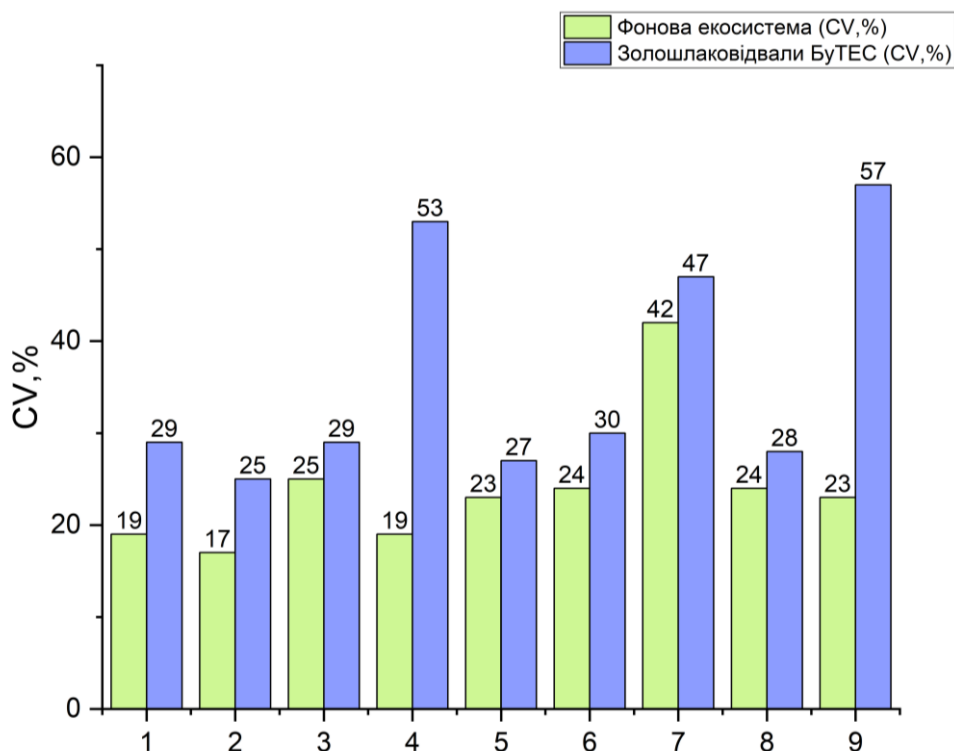


Рис. 4.12. Морфологічна мінливість *Achillea millefolium* L. (0 – 60% значення коефіцієнта варіації; 1-9 морфологічні параметри): висота стебла (см), кількість міжвузлів (шт.) префлоральної зони пагона, середнє значення довжини міжвузлів (см), кількість листків (шт.), довжина листка (середнє значення, см), довжина флоральної зони (синфлоресценції) (см), кількість паракладіїв (шт.), кількість флоральних одиниць (шт.)

Значна мінливість характерна для параметрів вегетативної сфери: високоваріабельною ознакою є кількість листків – 53%. Менш мінливими є показники довжини (27%) та ширини листка (30%), а також висоти стебла (29%). Мінливість таких ознак як довжина міжвузлів та кількість паракладіїв становить



29% і 28% відповідно. Найнижча мінливість характерна для кількості міжвузлів префлоральної зони – 25%.

На території Галицького національного природного парку спостерігається середня варіабельність *A. millefolium* за такими ознаками як довжина міжвузлів (25%), довжина листка (23%), кількість паракладіїв (24%) та кількість флоральних одиниць (23%). Середньо мінливими є ознаки висоти стебла (19%), кількості листків (19%), кількості міжвузлів префлоральної зони (17%).

Найбільш варіабельною ознакою на обох територіях виявився показник довжини синфлоресценції: на території золівдвалів становить 47%, на фоновій території 42%. Найбільш чутливими до умов техногенного навантаження виявилися ознаки довжини міжвузлів префлоральної зони та кількості флоральних одиниць.

Перевірка t-критерієм Стюдента засвідчує достовірну різницю (на рівні 95%) між досліджуваними вибірками за такими ознаками: висота стебла, кількість міжвузлів, кількість листків, їх довжина та ширина, довжина синфлоресценції.

Кореляційний аналіз свідчить, що в особин фоновій території існує прямий взаємозв'язок (на достовірному рівні значущості  $\alpha = 0,01$  %) між такими ознаками: висота стебла та кількість міжвузлів, кількість листків, ширина листка; довжина та ширина листка, кількість листків та кількість міжвузлів ( $r = 0,7-0,8$ ). На рівні значущості 0,48-0,63 корелюють такі ознаки: довжина міжвузлів та висота стебла, довжина листка, кількість листків та довжина листка.

Середня скорельованість спостерігається між показниками вегетативної та генеративної сфери: кількість паракладіїв, довжина синфлоресценції, кількість флоральних одиниць та висота стебла, кількість міжвузлів та кількість паракладіїв, довжина міжвузлів та довжина синфлоресценції, кількість флоральних одиниць. Рівень значущості для показників довжини синфлоресценції, кількості паракладіїв, кількості флоральних одиниць та висоти стебла, кількості та довжини міжвузлів, кількості, довжини та ширини листка становить 0,009-0,3.

Таблиця 4.12

Коефіцієнти кореляції морфологічних ознак *Achillea millefolium* L. в умовах  
золошлаковідвалів

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	1	0,313	0,504**	0,143	0,122	0,090	0,603**	0,466**	0,698**
		0,092	0,004	0,452	0,521	0,634	0,000	0,009	0,000
2	0,313	1	-0,295	0,312	0,227	0,250	-0,198	-0,166	-0,047
	0,092		0,113	0,093	0,228	0,183	0,294	0,379	0,806
3	0,504**	-0,295	1	-0,053	-0,024	-0,103	0,609**	0,170	0,437*
	0,004	0,113		0,781	0,901	0,586	0,000	0,370	0,016
4	0,143	0,312	-0,053	1	0,297	0,267	-0,052	-0,181	-0,057
	0,452	0,093	0,781		0,112	0,154	0,785	0,339	0,763
5	0,122	0,227	-0,024	0,297	1	0,945**	-0,151	0,080	0,006
	0,521	0,228	0,901	0,112		0,000	0,424	0,674	0,974
6	0,090	0,250	-0,103	0,267	0,945**	1	-0,181	0,096	-0,024
	0,634	0,183	0,586	0,154	0,000		0,337	0,613	0,899
7	0,603**	-0,198	0,609**	-0,052	-0,151	-0,181	1	0,502**	0,863**
	0,000	0,294	0,000	0,785	0,424	0,337		0,005	0,000
8	0,466**	-0,166	0,170	-0,181	0,080	0,096	0,502**	1	0,588**
	0,009	0,379	0,370	0,339	0,674	0,613	0,005		0,001
9	0,698**	-0,047	0,437*	-0,057	0,006	-0,024	0,863**	0,588**	1
	0,000	0,806	0,016	0,763	0,974	0,899	0,000	0,001	

\*\* . Кореляція значима на рівні 0,01 (двостороння)

\* . Кореляція значима на рівні 0,05 (двостороння)

Примітки: Коефіцієнти кореляції морфоознак *Achillea millefolium* L.: 1 – висота стебла (см), 2 – кількість міжвузлів (шт.) префлоральної зони пагона, 3 – середнє значення довжини міжвузлів (см), 4 – кількість листків (шт.), 5 – довжина листка (середнє значення, см), 6 – ширина листків, 7 – довжина флоральної зони (синфлоресценції) (см), 8 – кількість паракладіїв (шт.), 9 – кількість флоральних одиниць (шт.). Верхнє число – еталонна терииторія, нижнє число – територія золовідвалів.

На найнижчому рівні значущості виявлений зв'язок між такими параметрами, як довжина міжвузлів та довжина синфлорисценції, довжина листків, ширина листків, а також між шириною листків та довжиною синфлорисценції (Табл. 4.12).

Слабкий зворотній зв'язок ( $r = -0,009-0,25$ ) виявлено між ознаками довжини міжвузлів та кількості міжвузлів, довжиною синфлорисценції; між кількістю листків та кількістю флоральних одиниць.

Показники генеративної сфери виявляють достовірну скорельованість між собою. Такі ознаки генеративної сфери як довжина синфлоресценції, кількість

паракладіїв та кількість флоральних одиниць виявляють кореляцію на середньому рівні ( $r = 0,42-0,56$ ). Кореляційну структуру особин, що зростають на фоновій території відображено на діаграмі (Рис. 4.13).

Кореляційний аналіз морфологічних ознак особин техногенно змінених територій показує прямий взаємозв'язок (на достовірному рівні значущості  $\alpha = 0,01$  %) між такими ознаками: висота стебла та кількість флоральних одиниць, кількість міжвузлів та листків, довжина та ширина листка, довжина синфлорисценції та кількість флоральних одиниць ( $r = 0,7-0,95$ ). На рівні 0,46-0,61 виявлений зв'язок між такими ознаками як: висота стебла та кількість міжвузлів, їх довжина, кількість листків, довжина синфлорисценції, кількість паракладіїв, а також між кількістю паракладіїв та кількістю вузлів, довжиною синфлорисценції та довжиною міжвузля. На рівні 0,56-0,86 спостерігається кореляція між параметрами генеративної сфери.

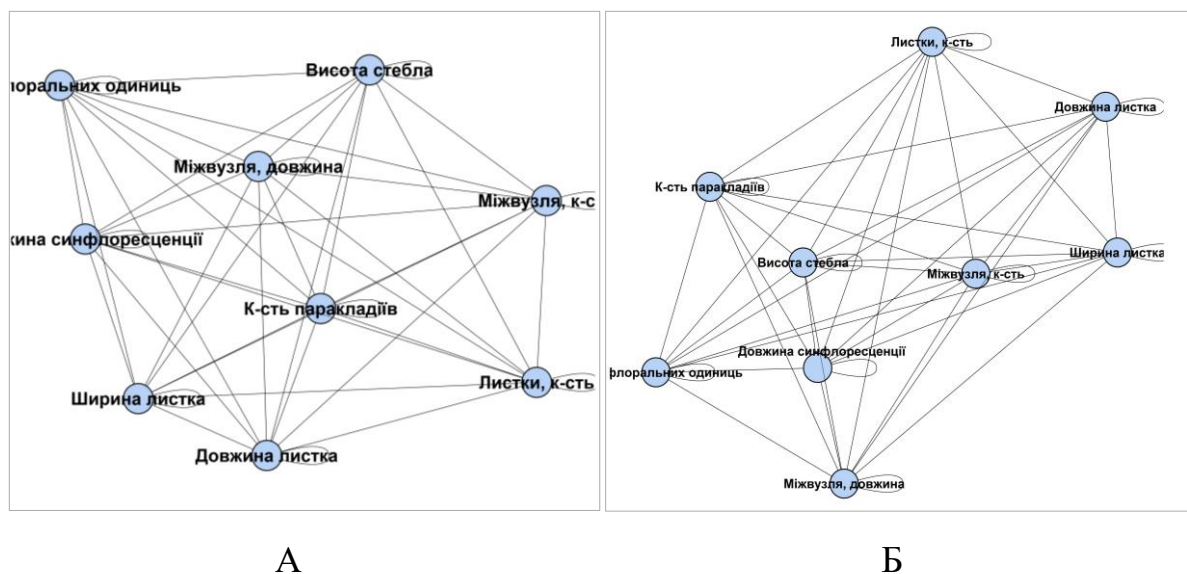


Рис. 4.13. Кореляційна структура морфологічної цілісності *Achillea millefolium* L.: фонові територія (А) та територія зошлаковідвалів БуТЕС (Б). 1-9 морфологічні параметри: 1 – висота стебла (см), 2 – кількість міжвузлів (шт.) префлоральної зони пагона, 3 – середнє значення довжини міжвузлів (см), 4 – кількість листків (шт.), 5 – довжина листка (середнє значення, см), 6 – ширина листків, 7 – довжина флоральної зони (синфлоресценції) (см), 8 – кількість паракладіїв (шт.), 9 – кількість флоральних одиниць (шт.).

На найнижчому рівні значущості виявлений зв'язок між такими параметрами, як довжина міжвузлів та довжина листка, кількість флоральних одиниць. Слабкий зворотній зв'язок ( $r = -0,09-0,29$ ) виявлено між ознаками кількості міжвузлів та довжина міжвузлів, кількість листків, параметрами генеративної сфери; між кількістю листків і всіма параметрами генеративної сфери; довжиною міжвузлів та шириною листків; шириною листків та параметрами генеративної сфери; шириною листків та довжиною синфлорисценції.

Такі ознаки генеративної сфери як довжина синфлоресценції, кількість паракладіїв та кількість флоральних одиниць виявляють кореляцію на середньому та високому рівнях ( $r = 0,5-0,86$ ).

Слід зазначити, що в умовах стресу ознаки вегетативної та генеративної сфери виявляють дещо вищі показники скорельованості.

На відміну від території золошлаковідвалів, в умовах відсутності факторів антропопресингу, такі ознаки як висота стебла та ширина листка, кількість міжвузлів та кількість листків, кількість паракладіїв, а також кількість листків та довжина листків є більш скорельовані. Натомість взаємозв'язки між довжиною міжвузлів та кількістю флоральних одиниць сильніші на території антропопреснгу.

Таким чином, більша кількість достовірних кореляційних зв'язків на високому рівні значущості спостерігається за умови відсутності факторів антропопресингу. Хоча в стресових умовах окремі морфологічні показники *A. millefolium* показують дещо вищий рівень скорельованості.

За результатами дослідження морфологічної цілісності особин *A. millefolium*. на фоновій території показник інтегрованість становить 52,7%, тоді як на території золошлаковідвалів – 41,6%. Модифікований індекс морфологічної цілісності особин на золошлаковідвалах становить 1,06, тоді як на фоновій території – 1,14.

Результати аналізу морфологічної цілісності наведено у таблиці 4.13.

Таблиця 4.13

Морфологічна цілісність особин *Achillea millefolium* L.

Моніторингова точка	Індекс морфологічної цілісності Ю.А. Злобіна (I)	Індекс морфологічної цілісності модифікований (Im)
Галицький національний природний парк	52,7%	1,14
Золошлаковідвали Бурштинської ТЕС	41,6%	1,06

Таким чином, особини виду *Achillea millefolium* L. в умовах зростання на території золошлаковідвалів показують вищі рівні дезінтегрованності у порівнянні із рослинами, що зростають на території зі сприятливим режимом екологічних факторів.

## **РОЗДІЛ 5. АКУМУЛЯЦІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ РОСЛИНАМИ В УМОВАХ ЗРОСТАННЯ НА ЗОЛОШЛАКОВІДВАЛАХ БУРШТИНСЬКОЇ ТЕС**

Теплова енергетика є одним із джерел надходження у навколишнє середовище важких металів, що як високотоксичні поллютанти є потенційно небезпечними для біоти. На промислових майданчиках та у зоні впливу теплових електростанцій фіксують геохімічні аномалії, які супроводжуються зростанням вмісту небезпечних елементів, серед яких цинк, нікель, свинець, кобальт, марганець тощо.

Контамінація ґрунтових горизонтів важкими металами призводить не тільки до зміни фізико-хімічних властивостей ґрунту, а також є фактором екологічної небезпеки для всіх екосистемних складових, насамперед живих організмів. Шляхом потрапляння важких металів у харчові ланцюги токсиканти розсіюються в екосистемі, впливають на фітобіоту і фауністичну компоненту екосистем. Критично небезпечним є надходження важких металів трофічними ланцюгами у сільськогосподарську продукцію, що несе пряму загрозу для здоров'я людини.

Зважаючи на екологічні ризики важких металів у складі емісій промислових підприємств, дослідження рівня реактивності та резистентності рослин щодо токсичних елементів є важливим теоретичним та практичним завданням сучасних екологічних досліджень. Вивчення закономірностей акумуляції важких металів рослинами, їх адаптації та толерантності до високих концентрацій полютантів, слугуватиме основою для розробки заходів детоксикації забруднених земель, реабілітації та відновлення порушених внаслідок господарської діяльності територій та в цілому сприятиме збереженню та відновленню біорізноманіття в умовах техногенного трансформованого середовища.

### 5.1. Вміст важких металів в техноземах золошлаковідвалів ТЕС

На основі аналізу ґрунтових зразків відібраних на території золошлаковідвалу №3 в червні 2021, проаналізовано вміст мобільних форм важких металів у дослідних зразках (Додаток Д).

Концентрація рухомих форм важких металів в субстратах золошлаковідвалу подано у таблиці 5.1. Результати вмісту рухомих форм показують відмінні рівні концентрацій елементів від попередніх результатів визначення валового вмісту важких металів у досліджуваних субстратах [93].

Таблиця 5.1

Вміст рухомих форм важких металів (мг/кг) в техноземах золошлаковідвалу №3 Бурштинської ТЕС

№	Вміст рухомих форм важких металів, мг/кг						
	Cu	Zn	Pb	Ni	Cd	Mn	Fe
1	2,24	5,6	8,9*	2,2	0,63	130,7	124,6
2	0,53	2,6	0,7	0,7	0,35	9,8	46,3
3	0,14	1	0,7	0,4	0,21	9,9	40,4
4	0,9	1,3	1,5	0,9	0,28	8,9	61,4
5	0,74	1,3	2*	0,7	0,33	6	60,2
6	1,84	4,8	3,3*	2,1	0,8*	148,7	103
7	0,66	2,4	1,9	1,5	0,6	8,6	18,9
8	7,35*	8,4	8*	2,4	0,83*	119,8	112,2
9	0,43	2,9	1,6	0,9	0,52	10,1	9,5
Max	7,35	8,4	8,9	2,4	0,83	148,7	124,5
Min	0,14	1	0,7	0,4	0,21	6	9,5
M $\pm$ m	1,65 $\pm$ 0,75	3,37 $\pm$ 0,81	3,18* $\pm$ 1,03	1,31 $\pm$ 0,25	0,51 $\pm$ 0,06	50,28 $\pm$ 20,8	64,06 $\pm$ 13,6
CV, %	136,2%	73,0%	97,4%	57,5%	44,8%	124,4%	63,9%
Допустимий рівень	3	23	2	4	0,7	–	–

\*перевищення допустимих рівнів виділено

Серед аналізованих елементів у дослідних зразках, перевищення допустимого рівня було зафіксовано для свинцю у чотирьох дослідних зразках. Загалом концентрація у зразка свинцю варіювала від 0,7 до 8,9 мг/кг. Виявлено перевищення допустимих рівнів концентрації кадмію у двох дослідних зразках – концентрація кадмію варіювала від 0,21 до 0,83 мг/кг. У одному із зразків

виявлено перевищення допустимих рівнів вмісту міді. Концентрація міді у дослідних зразках коливався від 0,14 до 7,35 мг/кг.

Нікель та цинк не перевищують допустимі рівні, їхня концентрація коливається у межах від 1 до 8,4 мг/кг та від 0,4 до 2,4 мг/кг відповідно. Для таких елементів як марганець та залізо допустимі рівні концентрації не встановлені, концентрація елементів у дослідних зразках коливається від 6 до 148,7 мг/кг та від 9,5 до 124,6 мг/кг відповідно.

Вміст рухомих форм важких металів (мг/кг) в субстратах золошлаковідвалу №3 наступний: Fe (64,06) > Mn (50,28) > Zn (3,37) > Pb (3,18) > Cu (1,65) > Ni (1,35) > Cd (0,51). Такий розподіл елементів співпадає з іншими дослідженням [213]. Середнє значення концентрації мобільних форм важких металів (мг/кг) у дослідних зразках у порівнянні із допустимими рівнями показано на діаграмі (Рис. 5.1.).

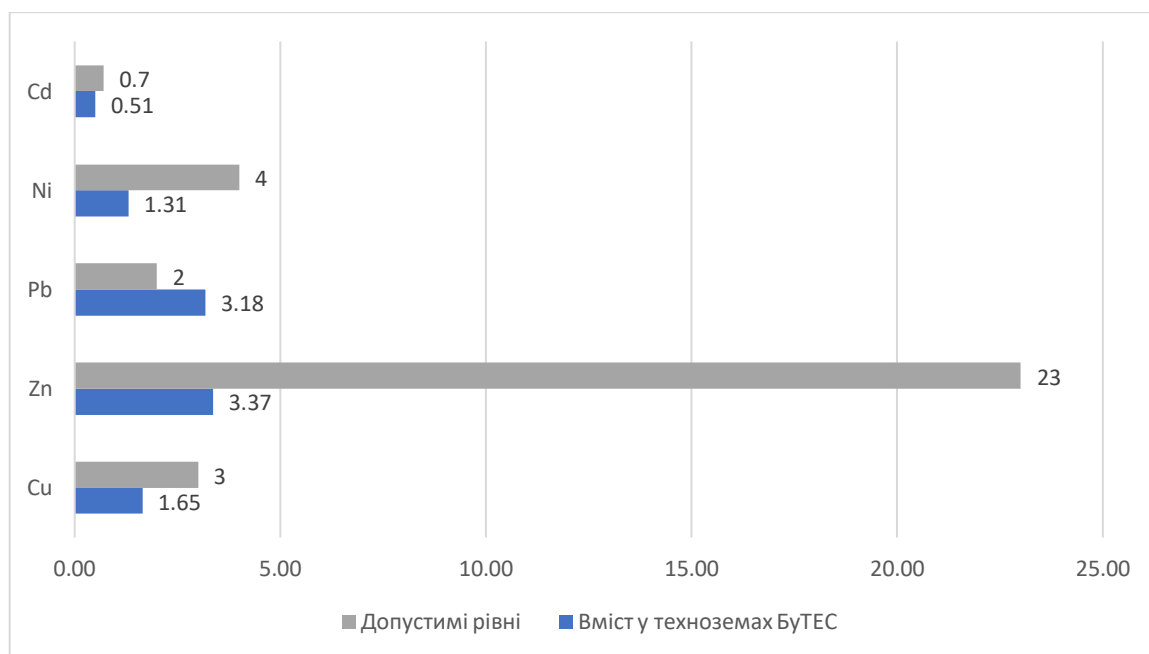


Рис. 5.1. Вміст мобільних форм важких металів (мг/кг) на території золошлаковідвалу №3 Бурштинської ТЕС

Відповідно до результатів, техноземи золошлаковідвалів в основному забруднені свинцем, міддю та кадмієм. Найчастіше спостерігається перевищення допустимих рівнів свинцю. Однак, зважаючи на обмежену кількість зразків,



вміст важких металів потребує подальших досліджень. Представлені результати є попередніми та неповними.

## 5.2. Акумуляція важких металів рослинами в умовах зростання на субстратах золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС

Концентрація металів та їхня поведінка у різних видів рослин відрізняється, тобто є видоспецифічною [32, 33, 202, 240]. Щоб оцінити потенціал рослин до акумуляції важких металів ми визначали їх концентрацію в найбільш поширених видах на території дослідження. Оскільки проведене дослідження мало на меті здійснити апробацію видів та включало обмежену кількість зразків, результати є гіпотетичними та не мають статистичної перевірки.

Як тест-об'єкти було обрано три деревні види (*Populus tremula* L., *Betula pendula* Roth., *Salix caprea* L.) та два трав'яні види (*Achillea millefolium* L. and *Anthemis arvensis* L.).

Акумуляцію важких металів у листових пластинках деревних видів подано у таблиці (Табл. 5.2). Серед аналізованих металів залізо, марганець та цинк показали найвищу концентрацію, найменше акумулюється листовими пластинками кадмій.

Листкові пластинки *Populus tremula* накопичують важкі метали в наступному порядку:  $Fe > Zn > Mn > Cu > Pb > Ni > Cd$ . Максимально накопичується залізо та цинк – 161,75 мг/кг та 108,58 мг/кг відповідно, мінімальні концентрації у листових пластинках зафіксовано для кадмію – 0,88 мг/кг.

У листках *Betula pendula* накопичення металів відбувається в такому порядку:  $Mn > Fe > Zn > Cu > Ni > Pb > Cd$ . Максимально накопичується залізо та марганець – у концентраціях 633,9 мг/кг та 200,2 мг/кг відповідно, мінімально листові пластинки акумулюють кадмій – 0,475 мг/кг.

Листкові пластинки *Salix caprea* накопичують метали в наступному порядку:  $Fe > Mn > Zn > Cu > Ni > Pb > Cd$ . Максимально накопичується залізо

та марганець – у концентраціях 317,4 мг/кг та 204,93 мг/кг відповідно, мінімально листові пластинки акумулюють кадмій – 1,775 мг/кг.

Таблиця 5.2.

## Концентрація важких металів у листках досліджуваних видів

<i>Populus tremula</i>							
	Heavy metal						
	Cu	Zn	Pb	Ni	Cd	Mn	Fe
M $\pm$ m	5,83 $\pm$ 0,31	108,6 $\pm$ 10,8	3,25 $\pm$ 0,12	3,15 $\pm$ 0,4	0,86 $\pm$ 0,09	48,96 $\pm$ 2,6	161,75 $\pm$ 8,3
Max	6,7	131,8	3,5	3,8	1	53,8	179,6
Min	5,3	87,1	3	2,1	0,6	43,1	140
CV, %	11%	20%	7%	24%	22%	11%	10%
<i>Betula pendula</i>							
	Heavy metal						
	Cu	Zn	Pb	Ni	Cd	Mn	Fe
M $\pm$ m	5,15 $\pm$ 0,25	94,4 $\pm$ 13,5	2,8 $\pm$ 0,14	3,25 $\pm$ 0,88	0,48 $\pm$ 0,17	633,9 $\pm$ 349,8	200,2 $\pm$ 21,41
Max	5,7	129,1	3,2	5,1	0,9	1365	242,1
Min	4,6	63,1	2,6	1,6	0,2	27,4	148,4
CV, %	10%	29%	10%	54%	72%	110%	21%
<i>Salix caprea</i>							
	Heavy metal						
	Cu	Zn	Pb	Ni	Cd	Mn	Fe
M $\pm$ m	6,56 $\pm$ 0,26	85,35 $\pm$ 5,95	3,4 $\pm$ 0,28	5,96 $\pm$ 1,48	1,78 $\pm$ 0,82	204,93 $\pm$ 149,2	317,4 $\pm$ 20,09
Max	7,3	98,6	4,1	10,3	4,2	650	365,8
Min	6,1	70	2,9	3,6	0,6	22,5	273,3
CV, %	8%	14%	16%	50%	92%	146%	13%

Листкові пластинки *Populus tremula* накопичують важкі метали в наступному порядку: Fe > Zn > Mn > Cu > Pb > Ni > Cd. Максимально накопичується залізо та цинк – 161,75 мг/кг та 108,58 мг/кг відповідно, мінімальні концентрації у листових пластинках зафіксовано для кадмію – 0,88 мг/кг.

У листках *Betula pendula* накопичення металів відбувається в такому порядку: Mn > Fe > Zn > Cu > Ni > Pb > Cd. Максимально накопичується залізо

та марганець – у концентраціях 633,9 мг/кг та 200,2 мг/кг відповідно, мінімально листові пластинки акумулюють кадмій – 0,475 мг/кг.

Листкові пластинки *Salix caprea* накопичуються метали в наступному порядку: Fe > Mn > Zn > Cu > Ni > Pb > Cd. Максимально накопичується залізо та марганець – у концентраціях 317,4 мг/кг та 204,93 мг/кг відповідно, мінімально листові пластинки акумулюють кадмій – 1,775 мг/кг.

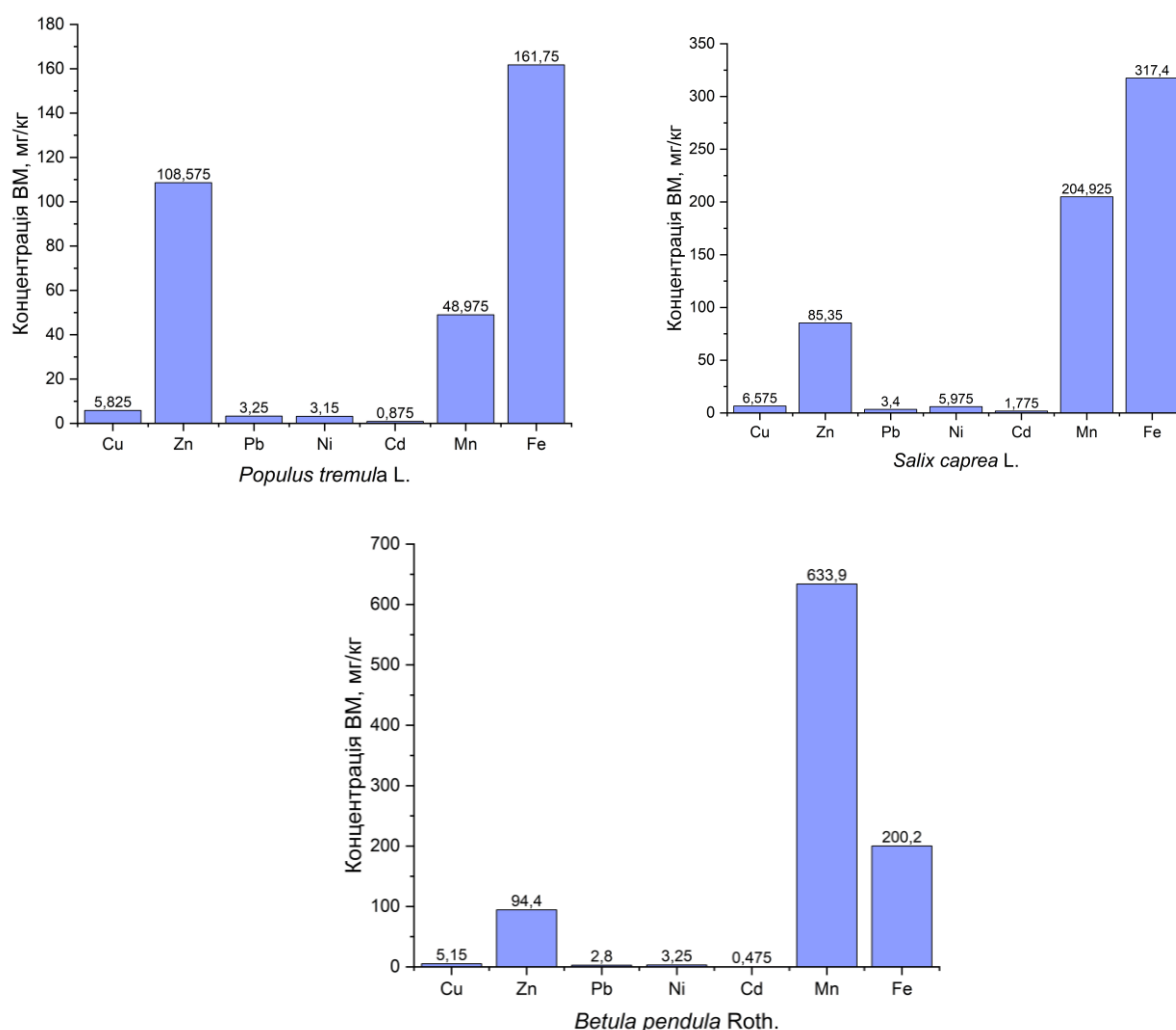


Рис. 5.2. Акумуляція важких металів деревними видами на території золошлаковідвалу №3 Бурштинської ТЕС

Серед досліджуваних видів *Populus tremula* показав найвищу концентрацію цинку, але найнижчу концентрацію марганцю порівняно з іншими видами. Висока концентрація цинку у *Populus* spp. а також *Betula pendula* були показані також при дослідженні накопичення металів у міських

агломераціях [17]. *Betula pendula* виявляє потенціал до накопичення марганцю у листках, тоді як цинк активно накопичується видами *Populus* spp. [115].

Проте інші дослідження [32, 71] показали що *Populus* spp. мають низьку здатність накопичувати цинк і середній потенціал до накопичення свинцю та кадмію в листових пластинках. За даними [32] листки іншого виду *Populus* spp. – *P. deltoides* – мають високий потенціал до накопичення заліза.

Згідно з нашими результатами *Salix caprea* у порівнянні з іншими видами акумулює більші концентрації таких елементів як мідь, свинець, нікель, кадмій та залізо, проте менше накопичує цинк. На прикладі досліджень акумуляційного потенціалу *Salix viminalis* [123], *Salix* spp. володіють потенціалом інтенсивно накопичувати ці елементи. Згідно з іншими дослідженнями [6, 69] представники роду *Populus* spp. також є видами-концентраторами цинку та кадмію. Проте результати наших досліджень показали низький потенціал до накопичення кадмію листовими пластинками досліджуваних видів.

Загалом всі досліджувані види показали високу концентрацію марганцю, заліза, цинку та низьку концентрацію кадмію (Рис. 5.2.). Активну акумуляцію марганцю деревними видами було показано раніше [6, 115]. Однак, вважається що листові пластинки мають низький потенціал до накопичення заліза та марганцю. Середній рівень акумуляції деревними видами міді, цинку та свинцю показано у ряді наукових праць [6, 33, 115].

Аналіз вмісту важких металів в трав'яних видів відображає схожу тенденцію – як і у деревних видів – найінтенсивніше накопичується залізо, марганець та цинк, найменша концентрація характерна для кадмію. Концентрація важких металів у досліджуваних зразках трав'янистих рослин показано у таблиці (табл. 5.3.).

*Achillea millefolium* накопичує метали в наступному порядку:  $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cd}$ . Зафіксовано максимальну концентрацію для заліза та марганця – 549,02 мг/кг та 58,9 мг/кг відповідно, найнижчі концентрації виявлені для кадмію – 0,34 мг/кг.

*Anthemis arvensis* акумулює метали в такій же послідовності як і попередній вид, проте з різницею в концентрації нікелю та свинцю:  $Fe > Mn > Zn > Cu > Pb > Ni > Cd$ . *A. arvensis* у порівнянні з *A. millefolium* акумулює менше нікелю, аніж свинцю. У *A. arvensis* максимальні концентрації виявлено для заліза та марганця – 529,67 мг/кг та 46,7 мг/кг відповідно. Мінімально акумулюється кадмій – 0,49 мг/кг. Загалом, *A. arvensis* накопичує вищі концентрації міді, цинку, свинцю, кадмію, аніж *A. millefolium*.

Таблиця 5.3

<i>Achillea millefolium</i>							
	Heavy metal						
	Cu	Zn	Pb	Ni	Cd	Mn	Fe
M $\pm$ m	7,71 $\pm$ 0,45	19,36 $\pm$ 1,74	2,37 $\pm$ 0,19	3,04 $\pm$ 0,34	0,34 $\pm$ 0,06	58,88 $\pm$ 27,8	549,02 $\pm$ 268,9
Max	9,9	28,6	3,6	5,5	0,7	279,5	2544
Min	6,2	12,3	1,5	1,8	0,2	17,1	93
CV, %	17,43%	27,05%	24,82%	33,46%	56,43%	141,77%	146,98%
<i>Anthemis arvensis</i>							
	Heavy metal						
	Cu	Zn	Pb	Ni	Cd	Mn	Fe
M $\pm$ m	9,56 $\pm$ 0,77	28,78 $\pm$ 3,31	2,83 $\pm$ 0,18	2,89 $\pm$ 0,64	0,49 $\pm$ 0,08	46,66 $\pm$ 5,71	529,67 $\pm$ 211,82
Max	13,5	51,3	4,1	6,4	0,9	67	1556
Min	6,6	16,9	2,3	1,1	0,2	15,8	77,8
CV, %	24,25%	34,51%	19,09%	66,23%	51,59%	36,75%	119,97%

Таким чином, обидва види концентрують високі кількості марганця та заліза, найменші концентрації виявлено кадмію (Рис. 5.3). Тенденція до інтенсивного накопичення цинку та слабкої акумуляції кадмію пояснюється тим що цинк інгібує акумуляцію кадмію, оскільки обидва метали транспортуються тими ж каналами через плазматичну мембрану клітин кореня, які мають більшу афільність щодо цинку, ніж щодо кадмію. Така ж закономірність акумуляції важких металів трав'янистими видами виявлена у дослідженні [202]. Високі

концентрації цинку та марганцю на території золівідвалів також було виявлено для *Cynodon dactylon* [190].

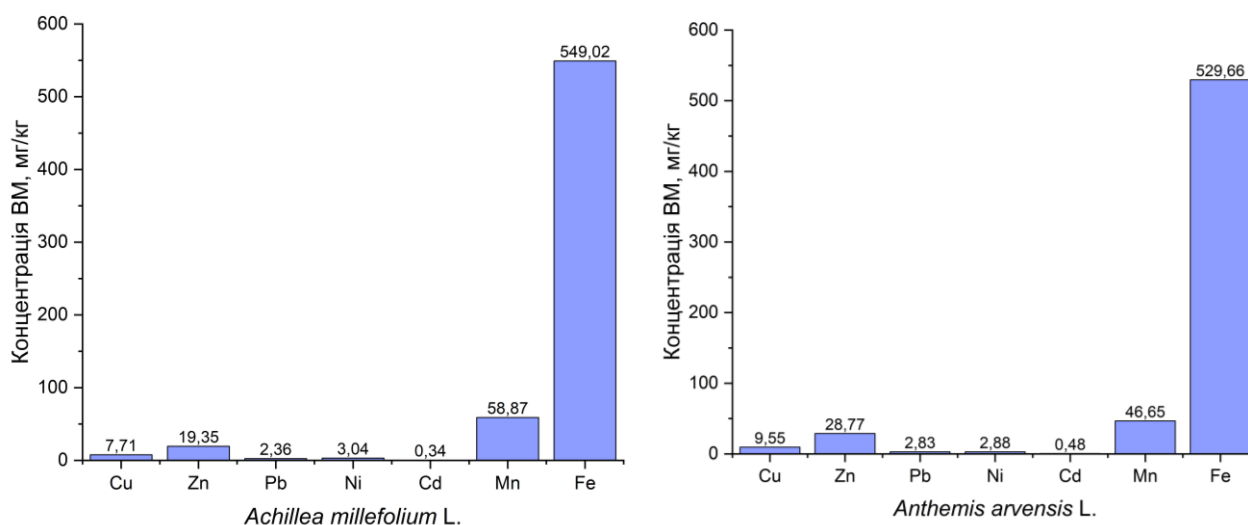


Рис. 5.3. Вміст важких металів (мг/кг) в зразках трав'янистих рослин на території золошлаковідвалу №3 БуТЕС

Ряд досліджень акумуляції важких металів видом *Achillea millefolium* [18, 36] показали що вид має здатність до накопичення свинцю [62], особливо у суцвіттях [18]. Наші результати відображають порівняно низьку концентрацію свинцю, проте підтверджують попередні свідчення про низьку здатність до накопичення кадмію [29, 36, 62].

На прикладі дослідження акумуляції важких металів *Trifolium pratense* [42] спостерігалось зростання акумуляції міді при зниженні накопичення цинку – у такий спосіб імовірно відбувається адаптація організмів до високих концентрацій токсикантів у субстраті.

### 5.3. Аналіз акумуляції важких металів рослинами що зростають на золошлаковідвалах

За результатами представленого дослідження концентрація металів у рослинних організмах вища, аніж у ґрунтах на яких вони зростають. Відсутність кореляції між вмістом важких металів у ґрунті та рослинах на золошлаковідвалах було показано раніше [93, 188]. Така ж тенденція підвищеної концентрації металів у рослинній біомасі у порівнянні із субстратом була описана для рослинності територій видобутку мінералів [198].

Інтенсивна акумуляція металів рослинною біомасою при якій спостерігаються вищі концентрації елементів у порівнянні з ґрунтом свідчать про відсутність толерантності у рослин щодо важких металів [239]. Здатність акумулювати високі концентрації металів в надземній біомасі називається гуперакумуляцією [139] та оцінюється через коефіцієнт біологічного накопичення. Показники біологічного накопичення та є більш інформативними індикаторами доступності елементів для рослин на відміну від валового вмісту металу у рослинному організмі [240].

Для аналізу біоаккумуляції важких металів досліджуваними видами ми обчислили коефіцієнт біологічного накопичення (КБН), показник біогеохімічної активності (БХА) та транслокаційний фактор (ТФ).

Серед аналізованих видів, середнє значення коефіцієнту біологічного накопичення важких металів зменшується у порядку:  $Zn > Fe > Cu > Mn > Cd > Ni > Pb$  (Табл. 6.4). Найвищу здатність до біоаккумуляції показав цинк, найнижчу – свинець.

Дослідження акумуляції важких металів *Artemisia absinthium*, *Melilotus officinalis* та *Hippophae rhamnoides* що зростали на золошлаковідвалах [23] показало найвищу акумулюючу здатність рослин щодо цинку. Відповідно до ряду праць [29, 36] цинк є елементом інтенсивного накопичення, в той час як свинець виявляє різну активність у різних видів [36].

Таблиця 5.4

## Коефіцієнт біологічного накопичення досліджуваних видів

	<i>Populus tremula</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Salix caprea</i>	<i>Achillea millefolium</i>	<i>Anthemis arvensis</i>
Cu	3,535	3,125	3,990	4,680	5,799
Zn	32,250	28,040	25,351	2,827	8,548
Pb	1,023	0,881	1,070	4,767	0,892
Ni	2,403	2,479	4,557	2,441	2,203
Cd	1,731	0,940	3,511	9,033	0,967
Mn	0,974	12,608	4,076	0,011	0,928
Fe	2,525	3,125	4,955	3,152	8,269
БХА	44,440	51,198	47,511	26,910	27,606

Потенціал до акумуляції важких металів є видоспецифічним – досліджувані види за показником біогеохімічної активності утворюють наступний ряд: *Betula pendula* > *Salix caprea* > *Populus tremula* > *Anthemis arvensis* > *Achillea millefolium*. Найбільш біогеохімічно активним є вид *Betula pendula*, найменш – *Achillea millefolium*. Потенціал *Betula pendula* до накопичення важких металів у високих концентраціях було показано в декількох дослідженнях [6, 123].

Наші результати свідчать про те, що деревні види є більш ефективними накопичувачами металів, аніж трав'янисті види. Для оцінки здатності акумуляції металів деревними видами важливо враховувати різну концентрацію елементів на різних сходинках транслокації металів – від коренів через пагони до листя. Окремі дослідження [33, 123] показують найвищу концентрацію важких металів у пагонах. Але, залежно від елементів, вони можуть мати найвищу концентрацію в корені, наприклад свинець як агресивний фітотоксикант здебільшого концентрується в кореневій системі, що є адаптивний явищем захисту фотосинтезуючих органів від надмірного накопичення високотоксичних елементів [83]. На прикладі *Quercus rubra* [229] показано інтенсивне переміщення металів у листові пластинки, однак інше дослідження [71] демонструє протилежну ситуацію – висока концентрація металів у ґрунті не впливала на їх концентрацію у листі *P. pyramidalis* [71].



Більше того, існує сезонна динаміка концентрації важких металів: найнижчою концентрація є на початку вегетаційного сезону та зростає до кінця вегетації [50]. Існує також фенологічна динаміка – на прикладі *Chelidonium majus* було показано зростання концентрації цинку в надземній біомасі протягом цвітіння [41].

Для трав'яних видів визначали транслокаційний фактор (ТФ), що визначається як співвідношення між концентрацією металу у надземній та підземній біомасі та відображає перенесення та перерозподіл важких металів між різними частинами рослин [238]. Транслокаційний фактор є видоспецифічним показником та сильно варіює щодо різних металів [202, 240]. Перевищення одиничного рівня свідчить про інтенсивну міграцію та накопичення елемента у надземній біомасі.

Транслокаційний фактор у виду *Achillea millefolium* в умовах зростання на території золошлаковідвалів зростає у ряді:  $Zn > Cd > Pb > Cu > Ni > Mn > Fe$ . Найвище значення ТФ було зафіксовано для цинку з середнім значенням 1,516, найнижче – для заліза із середнім значенням 0,115 (Табл. 5.5).

Таблиця 5.5

Транслокаційний фактор досліджуваних видів		
Метал, мг/кг	<i>Achillea millefolium</i>	<i>Anthemis arvensis</i>
Cu	0,782	0,685
Zn	1,516*	1,609*
Pb	0,768	0,917
Ni	0,757	0,318
Cd	0,909	1,944*
Mn	0,211	0,635
Fe	0,115	0,082
Середнє значення	0,722	0,884

\*Перевищення одиничного рівня

Транслокаційний фактор у виду *Anthemis arvensis* в умовах зростання на території золошлаковідвалів складає наступний ряд:  $Zn > Cd > Pb > Cu > Mn > Ni > Fe$ . Найвище значення ТФ було зафіксовано для цинку з середнім значенням 1,609, найнижче – для заліза із середнім значенням 0,082.

Досліджувані види мають схожий характер концентрації металів за транслокаційний фактором, відмінність полягає у вищому показнику перенесення до надземної біомаси нікелю, аніж марганцю у *Achillea millefolium* у порівнянні з *Anthemis arvensis*.

Перенесення тих чи інших металів у рослинному організмі обмежується наявністю бар'єрів у провідних елементах рослин: першою бар'єрною лінією є коріння, наступними бар'єрними «сходишками» є пагони та листя, в останню чергу токсиканти надходять до репродуктивних органів, оскільки це критично важливі органи рослин [17, 18, 60].

Бар'єрні механізми показують різну ефективність для різних елементів у та у різних умовах. Існує бар'єр для транслокації міді від коренів до листя, але немає жодних бар'єрів для таких елементів, як цинк, нікель та кадмій [70]. На прикладі накопичення цинку у *Trifolium pratense*, показано інтенсивну акумуляцію елемента у листках, а в іншому випадку [70] високу концентрацію зафіксовано у коренях рослини. Тобто транслокація елементів визначається не тільки наявністю внутрішньо- та міжклітинних бар'єрів, а також рядом інших факторів. Такі елементи, як мідь та нікель, переважно накопичуються в коренях [70]. Вважається, що інтенсивніше накопичення металів у корені, аніж у пагоні відображає стійкість до металів.

У нашому дослідженні ТФ всіх елементів нижче одиниці, окрім цинку у двох зразках і кадмію в одному зразку. Це відображає низьку рухливість міді, свинцю, нікелю, мангану та заліза від коренів до пагонів та акумуляцію важких металів у коренях. Показник ТФ більше одиниці для цинку та кадмію в умовах золошлаковідвалів було показано у результатах попередніх досліджень [190] – це свідчить про інтенсивну міграцію цих елементів у надземну біомасу в умовах росту на досліджуваному субстраті.

Високий показник перенесення цинку в надземну частину знаходить пояснення у винятковій ролі цього елемента у життєдіяльності рослин [183]. В окремих випадках [239] навпаки спостерігається більша концентрація цинку в коренях, аніж у пагонах – у цьому випадку ТФ цих елементів був нижче одиниці.

На відміну від цинку, кадмій не бере участі у метаболічних процесах, а навпаки є токсичним для рослинних організмів. Його інтенсивне накопичення у надземній біомасі свідчить про неефективність буферних механізмів рослинного організму в умовах зростання на сильнозабруднених субстратах. Висока здатність до транслокації важких металів у надземні частини є небезпечним явищем, адже може бути причиною легкого потрапляння цього токсиканта у харчовий ланцюг [190].

Результати нашого дослідження вказують на те, що метали переважно накопичуються в коренях і рідко транспортуються до пагонів. Таким чином корені виступають своєрідними резервуарами для токсикантів [238].

На основі низького показника транслокаційної міграції елементів ми можемо зробити припущення що ні один із тестованих видів не є гіперакумулятором, але через акумуляцію елементів кореневою системою, аналізовані види можуть брати участь у фітостабілізації, вилучаючи токсиканти із геохімічного колообігу на певний час. Для підтвердження представлених тенденцій щодо накопичення важких металів, їх транслокації у надземну біомасу необхідно провести подальші дослідження із залученням більшої кількості зразків та здійснення статистичної обробки даних з метою виявлення статистично достовірних закономірностей міграції важких металів в умовах золошлаковідвалів.

## ВИСНОВКИ

1. У дисертаційній роботі представлено результати дослідження фіторізноманіття золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС, подано систематичну структуру, проаналізовано флористичний статус видів, охарактеризовано екологічну, біоморфологічну та ценотичну структуру досліджуваної рослинності. Таксономічний аналіз рослинності золошлаковідвалів показав, що основу флористичного різноманіття складають представники родини *Asteraceae* (30 видів, 22,9 %), *Poaceae* (17 видів, 12,98 %) та *Fabaceae* (10 видів, 7,64 %). Менш чисельними є родини *Brassicaceae* та *Rosaceae*. Загалом на золошлаковідвалі № 3 виявлено 131 вид із 35 родин і 110 родів. Аналіз флористичного статусу видів та ступеня натуралізації досліджуваної рослинності показало переважання аборигенних видів (61,1 % видового складу). Серед чужорідних видів за ступенем натуралізації домінують агріофіти (54,9 %).

2. Вивчення біоморфологічної структури свідчить про переважання багаторічних рослин (83,21 %), однорічні трави становлять 23 %, дворічні – 6,11 %. Спектр життєвих форм виглядає наступним чином: трави (83,21 %), кущі (3,82 %), дерева 12,98 %. Аналіз життєвих форм за К. Раункієром показує, що у досліджуваній рослинності домінують гемікриптофіти (42,75 %). Дослідження особливостей репродукції рослинності показало переважання генеративного розмноження (55,73 %), меншій кількості видів властиве генеративно-вегетативне розмноження. Аналіз особливостей запилення та розповсюдження діаспор відображає ключове значення взаємодії «рослини-комахи»: 61,07 % видів дослідженої рослинності є комахозапильними або самозапильними, а 63,36 % видів властива зоохорія як спосіб поширення діаспор. Проведений аналіз ценотичних стратегій згідно з класифікацією Дж. Грайма (1974) показав, що на території дослідження переважають конкуренти (С) і конкуренти-рудерали (СR) з частками 38,18 % і 27,48 % відповідно. Домінування видів із конкурентною стратегією (С і СR) може свідчити про низький рівень стресу та порушеності екосистемних зв'язків.

3. У ході дослідження запропоновано насіннєву суміш із видів аборигенної флори для відновлення рослинного покриву золошлаковідвалів. Насіннєва суміш включає 20 багаторічника та 2 дворічника, у тому числі 7 видів злаків та 5 видів бобових. Для ефективного відновлення рослинного покриву з високим показником біорізноманіття рекомендовано такі заходи як мульчування, а у залежності від рівня розвитку рослинного покриву – також косіння та видалення небажаних видів. Перспективним підходом до відновлення рослинного покриву девастрованих територій є створення штучних насаджень.

4. За результатами аналізу лінійних фоліарних показників досліджуваних видів (*Populus tremula* L., *Salix caprea* L., *Betula pendula* Roth.) виявлено, що мінливість морфометричних коефіцієнтів листкових пластинок, відображаючи ступінь модифікації листків, в умовах високих рівнів антропопресії визначаються видовою специфічністю. Статистичний аналіз результатів лінійної морфометрії шляхом перевірки гіпотези критерієм Стюдента показав, що хоча фоліарні показники дещо знижені в умовах високих рівнів техногенного пресингу золошлаковідвалів БуТЕС, але без статистично достовірних відмінностей для багатьох ознак. В умовах золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС листкові пластинки досліджуваних видів-індикаторів зазнають зміни форми. В усіх трьох аналізованих видів спостерігається зменшення площі листків у стресових умовах – найбільше скорочення площі зафіксовано у *S. caprea*, найменше – у *B. pendula*. Досліджено рівень некротизації листкових пластинок, що на золошлаковідвалах коливається в межах від 18,65 % до 11,17 %. Найчастіше тут трапляється некроз типу «риб'ячий скелет». Найвищий рівень ушкодженості некрозами спостерігався у *P. tremula*, найнижчий – у *S. caprea*. Встановлено диференційну стійкість видів-індикаторів за ушкодженістю асиміляційного апарату: *Salix caprea* L. < *Betula pendula* Roth. < *Populus tremula* L. (у спаданні зростання стійкості).

5. Встановлено, що середній інтегральний показник ФА для *P. tremula* становить 0,078, для *S. caprea* – 0,054, найнижчий показник зафіксовано для *S. caprea* – 0,054. Аналізовані види за показником ФА виявляють чутливість до

факторів техногенного навантаження у ряді: *S. caprea* → *B. pendula* → *P. tremula* (зростання чутливості). Показники флуктуючої асиметрії листкових пластинок деревних видів свідчить про критичний стан екологічної ситуації на золошлаковідвалах БуТЕС. Високі рівні флуктуючої асиметрії листкових пластинок в умовах золошлаковідвалів виявлено як за лінійними вимірами так і з використанням вимірів пів-площі листкових пластинок.

6. Аналіз морфологічних параметрів типових трав'янистих рослин території дослідження (*Anthemis arvensis* L. та *Achillea millefolium* L.) свідчить про їхню чутливість до впливу факторів техногенного походження. В ході дослідження морфологічних особливостей досліджуваних трав'янистих видів проведено кореляційний аналіз та визначено морфологічну цілісність особин. Оцінка морфологічної цілісності особин через індекси морфологічної інтеграції (цілісності) Ю. А. Злобіна (I) та модифікований індекс морфологічної інтеграції (Im) відображає вищі рівні дезінтегрованості рослин в умовах зростання на золошлаковідвалах.

7. Техноземи золошлаковідвалів характеризуються контамінацією важкими металами із перевищенням допустимих рівнів їх концентрацій. Пріоритетними забруднювачами є свинець, мідь та кадмій. Дослідження вмісту важких металів у рослинній біомасі свідчить про те, що в найбільшій концентрації у рослинах знаходиться марганець, залізо, цинк, найнижчі концентрації зафіксовано для кадмію. При порівнянні акумуляції елементів деревними та трав'яними видами, виявлено що листкові пластинки володіють більшим потенціалом щодо металонакопичення, аніж трав'яністі види. Аналіз біоаккумуляції металів через коефіцієнт біологічного накопичення, відображає те, що найвищу здатність до накопичення у досліджуваних видів має цинк, а найнижчу – свинець. Дослідження біогеохімічної активності тестованих видів засвідчили їхній металонакопичуючий потенціал у ряді: *Betula pendula* > *Salix caprea* > *Populus tremula* > *Anthemis arvensis* > *Achillea millefolium*. Визначення індексу транслокації елементів відобразив високу рухливість цинку та кадмію. Низький потенціал до акумуляції елементів у наземній біомасі досліджуваних видів

свідчить про те що жоден із них не є гіперакумулятором, а отже використання даних видів у фіторе mediaції є обмеженим, проте досліджувані види у складі рослинних угруповань можуть відігравати роль фітостабілізаторів, оскільки здатні виводити елементи із біогеохімічного обігу на певний час. Перспективність використання видів для фіторе mediaції потребує подальших досліджень та апробації рослинних тест-об'єктів щодо акумуляції фітотоксикантів.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Агурова І. В., Прохорова С. І. Моніторинг стану рослинного покриву техногенних земель: популяційний та морфологічний аспекти. *Чорноморський ботанічний журнал*. 2014. Т. 10, №. 2. С. 249–262.
2. Адаменко О. М. Екологічна безпека територій: колективна монографія / за ред. проф. О. М. Адаменка, Я. О. Адаменка. Івано-Франківськ : Голіней, 2014. 361 с.
3. Аріон О. В., Купач Т. Г., Дем'яненко С. О. Географія ґрунтів з основами ґрунтознавства: навчально-методичний посібник. Київ: Видавничий дім «Слово», 2017. 226 с.
4. Архипова Л. М. Аналіз екологічного стану та загроз безпеки водних ресурсів Івано-Франківської області. *Екологічна безпека*. 2011. №2. С. 101–105.
5. Барабаш О. В., Лозова Т. М., Козлова Т. А. Оцінка інтенсивності антропогенного впливу за рівнем флуктуаційної асиметрії морфологічних структур. *Біологія та екологія*. 2018. Т. 4, № 1. С. 66–72.
6. Баранов В. І., Гузь М. М., Гавриляк М. С., Ващук С. П. Вивчення вмісту важких металів у деревних рослин на дегазованих ґрунтах породного відвалу вугільних шахт. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2010. № 20(1). С. 68–72.
7. Бессонова В. П. Методи фітоіндикації в оцінці екологічного стану довкілля: навч. посіб. Запоріжжя: ЗНУ, 2001. 196 с.
8. Бессонова В. П., Чонгова А. С. Морфометричні показники деревних рослини в індикації забруднення довкілля. *Екологічні науки*. 2023. 1 (46), 102–108.
9. Бессонова В. П., Іванченко О. Є., Скляренко А. В. Видове багатство деревних насаджень та їх життєвий стан в Обухівкому парку Дніпропетровської області. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2024. 34 (2), 17–25.
10. Білонога В., Малиновський А. Первинні сукцесії техногенних ландшафтів сірчаних родовищ. *Екологічні проблеми природокористування та біорозмаїття Львівщини: Праці НТШ*. 2001. Т. VII. С. 76–82.



11. Белик Ю. В., Савосько В. М., Лихолат Ю. В. Екологічна обумовленість показників життєвості та дендрометричних параметрів дендрофітоценозів природно поширених на девастрованих землях залізорудного відвалу. *Вісник Одеського національного університету. Біології*. 2022. Т. 27, Вип. 1 (50). С. 7–23.
12. Біотичне та ландшафтне різноманіття басейну р. Гнила Липа (стан і планування збереження, невиснажливого використання та відтворення). Монографія / за ред. М. М. Приходько, В. І. Карамушка, М. М. Приходько (старший) [та ін.]. Івано-Франківськ, 2009. 220 с.
13. Бортнік Л. М. Екологічна оцінка урболандшафтів за вмістом важких металів у системі ґрунт-рослина (на прикладі міста Харкова): автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16. Дніпропетровськ, 1999. 19 с.
14. Бурда Р.И. Антропогенная трансформация флоры. Київ: Наук. думка, 1991. 168 с.
15. Буцяк А. А., Буцяк В. І., Музика Л. І. Використання рослинних біоіндикаторів для оцінки стану атмосферного повітря в зоні діяльності Добротвірської ТЕС. *Науковий вісник Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій імені С. З. Гжицького. Серія : Сільськогосподарські науки*. 2018. Т. 20, № 89. С. 122–126.
16. Варламов Г. Б., Любчик Г. М., Маляренко В. А. Теплоенергетичні установки та екологічні аспекти виробництва енергії : підручник. Київ: ІВЦ “Видавництво «Політехніка»”, 2003. 232 с.
17. Вовк К. В. Геохімія мікроелементів в об’єктах довкілля київської агломерації : дис. ... канд. геол. наук : 04.00.02. Київ. 180 с.
18. Волощинська С. С. Біоіндикація стану забруднення довкілля важкими металами (на прикладі автомагістралі «Київ – Варшава»). *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія*. 2008. Вип. 16, т. 2. С. 24–28.
19. Ворон В. П. Деревя та чагарники України. Харків: Нове слово, 2011. 156 с.

20. Гаврикова В. С. Біоіндикація урбосередовища за показником флуктуючої асиметрії дерев *Acer saccharinum* L. *Екологічні науки*. 2018. №6. С. 77–81.
21. Гаврикова В. С. Скринінг видів клена (*Acer*) як тест-об'єктів для оцінювання ступеня забруднення навколишнього середовища. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2014. Вип. 24.6. С. 70–73.
22. Гаврикова В. С., Ігнатюк О. А. Динаміка флуктуючої асиметрії листків *Acer platanoides* L. урбанізованих територій. *Ecology and noospherology*. 2014. Vol. 25, № 3-4. С. 34–44.
23. Ганжа Д. Морфологічна реакція листків тополі в різних умовах урботехногенного навантаження. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2012. Вип.60. С. 163–170.
24. Ганжа Х. Д., Ганжа Д. Д. Порушення симетрії листків *Phragmites australis* в умовах урботехногенного навантаження довкілля. *Вісник Запорізького національного університету*. 2009. № 2. С. 131–137.
25. Геренчук К. І. Природа Івано-Франківської області. Львів: Вища школа, 1973. 160 с.
26. Гнатів П. С. Функціональна адаптація деревних рослин до умов урбанізованого середовища на Заході України : дис. ... д-ра біол. наук : 03.00.16. Чернівці, 2006.
27. Гнеушев В. О. Формування та розробка техногенних родовищ. Рівне: Волинські обереги, 2013. 152 с.
28. ГОСТ 30178–96. Сировина і продукти харчові. Атомно-абсорбційний метод визначення токсичних елементів [Чинний від 01.01.2002]. URL : [http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id\\_doc=76401](http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=76401) (дата звернення 12.03.2022).
29. Готвянська В. О., Демура В. І. Розподіл та накопичення важких металів в ґрунтово-рослинному покриві в умовах техногенного впливу. *Вісник Дніпропетровського університету. Серія: Геологія. Географія*. 2013. Т. 21, вип. 15. С. 112–115.

30. Грабовський В., Браташ О. Оцінка впливу діяльності Добротвірської ТЕС (Львівська область) на радіоактивність ґрунтів // *Фізичні методи в екології, біології та медицині* : матеріали міжнар. наук. конф. (м. Львів–Шацьк, 15–18 вересня 2011 р.). Львів, 2011. С. 131–134.
31. Грицак Л. Р., Барна І. М., Кодлюк І. М., Сельська І. І., Сплавінська Ю. Т, Сукар Х. В., Барна С. С. Біоіндикаційні методи для потреб системного аналізу якості довкілля. *Наукові записки Тернопільського національного пед. у-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Географія*. 2017. № 2. С. 153–165.
32. Гришко В. М., Данильчук О. В. Акумуляція деяких важких металів тополями та особливості міграції елементів у системі "ґрунт-рослина". *Інтродукція рослин*. 2007. № 3. С. 84–91.
33. Гришко В. М., Зубровська О. М. Накопичення важких металів та перебіг вільнорадикальних реакцій в асиміляційних органах деревних рослин в умовах забруднення. *Фізіологія рослин і генетика*. 2015. Т. 47, № 1. С. 47–57.
34. Гришко В. М., Піскова О. М. Особливості акумуляції важких металів у листках деревних рослин при аерогенному забрудненні екотопів. *Інтродукція рослин*. 2014. № 1. С. 93–100.
35. Данильчук О. В., Гришко В. М. Оцінка стану насаджень тополь на промислових майданчиках гірничорудних підприємств. *Агробіологія*. 2012. № 8. С. 57–60.
36. Демура В. І., Готвянська В. О., Павличенко А. В. Розподіл та накопичення важких металів в рослинах та ґрунтах на територіях розміщення відходів вуглевидобутку. *Геотехнічна механіка*. 2013. Вип. 111. С. 23–29.
37. Денчиля-Сакаль Г. М., Ніколайчук В. І., Колесник А. В., Вакерич М. М., Ткач О. П. Особливості акумуляції важких металів в рослинах *Trifolium pratense* L. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія*. 2012. Вип. 33. С. 189–191.
38. Дідух Я. П. Основи біоіндикації. Київ: Наук. думка, 2012. 344 с.
39. Дідух Я. П., Плюта П. Г. Фітоіндикація екологічних факторів. Київ: Наук. думка, 1994. 280 с.

40. Доброчаєва Д. М., Котов М. І., Прокудін Ю. Н., Барбарих А. Ю. Визначник вищих рослин України. Київ, Наукова думка, 1999. 548 с.
41. Довганич Н. В. Оцінка ступеня забруднення цинком системи ґрунт–вода–рослина території Бурштинської теплоелектростанції та зони активного її впливу. *Ґрунтознавство*. 2011. Т.12, №3–4. С. 49–54.
42. Довгопола К. А. Екологічна оцінка вмісту важких металів у ґрунті та *Trifolium pratense* L. *Problems of environmental biotechnology*. URL : [http://nbuv.gov.ua/UJRNpeb\\_2016\\_1\\_9.pdf](http://nbuv.gov.ua/UJRNpeb_2016_1_9.pdf) (дата звернення 12.02.2022).
43. Драган Н. В. Біоекологічні особливості видів роду сосна (*Pinus* L.) в урбанізованому середовищі правобережного лісостепу України : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.05. Київ, 2003. 21 с.
44. ДСТУ 4770:2007. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук марганцю в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії [Чинний від 01.01.2009]. Київ: Держспоживстандарт України, 2009. 14 с.
45. ДСТУ ISO 10381-2:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб [Чинний від 01.04.2004]. Київ: Держспоживстандарт України, 2004. 10 с.
46. Екофлора України. Т. 2 / відпов. ред. Я. П. Дідух. Київ, 2004. 480 с.
47. Екофлора України. Т. 3 / відпов. ред. Я. П. Дідух. Київ, 2004. 496 с.
48. Екофлора України. Т. 5 / відпов. ред. Я. П. Дідух. Київ, 2007. 584 с.
49. Екофлора України. Т. 6 / відпов. ред. Я. П. Дідух. Київ, 2010. 422 с.
50. Жицька Л. І. Рослинний покрив урбосистеми як індикатор стану едафотопів та атмосферних забруднень (на прикладі м. Черкаси): автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16. Київ, 2011. 22 с.
51. Задорожна Д.В. Мінливість морфометричних параметрів листка *Platanus×Acerifolia* Willd. в урбанізованому середовищі м. Донецьк. *Modern Phytomorphology*. 2012. С. 99–101.

52. Зайцева І.А. Зміни морфометричних характеристик та стан рослин роду *Ulmus* L. у зелених насадженнях промислових міст Дніпропетровської області. *Питання біоіндикації та екології*. 2012. Вип. 17, № 1. С. 176–183.
53. Звіт з оцінки впливу на довкілля нарощування золівдвалів №1-2 (реконструкція) ВП «Бурштинська ТЕС» АТ «ДТЕК ЗАХІДЕНЕРГО» // Рестраційний номер 2019262788. ТОВ «Центр екології та розвитку нових технологій». Київ. 2019.
54. Зеленська В. І. Аутоекологічні аспекти впливу техногенного середовища на вищі рослини автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.16. Дніпропетровськ, 2000. 23 с.
55. Злобин Ю. А. Структурная интеграция особей растений. *Наука: teoria i praktika*. 2007. Т. 4. С. 37–41.
56. Злобін Ю. А., Скляр В. Г., Клименко Г. О. Біологія та екологія фітопопуляцій: монографія. Суми : Університетська книга, 2022. 512 с.
57. Іванченко О. Є., Бессонова В. П. Індикація стану деревних рослин парків м. Дніпропетровськ за морфофізіологічними показниками. *Вісник Дніпропетровського у-ту. Біологія, екологія*. 2016. № 26(1). С. 109–118.
58. Каземірська М. А. Особливості віталітетної структури популяцій *Fritillaria montana* Норре (Liliaceae) на північно-східній межі ареалу. *3rd International Scientific Conference on Plant Morphology, Modern Phytomorphology* : матеріали конференції (Lviv, 13-15 May 2014). Lviv, 2014. Vol. 5. P. 249–256.
59. Калінін М. І., Єлісєєв В. В. Біометрія: Підручник для студентів вузів біологічних і екологічних напрямків. Миколаїв, 2000. 204 с.
60. Кармазиненко С. П., Кураєва І. В., Самчук А. І., Войтюк Ю. Ю., Манічев В. Й. Важкі метали у компонентах навколишнього середовища м. Маріуполь (еколого-геохімічні аспекти). Київ, 2014. 168 с.
61. Карпин Н. І., Заика В. К., Соханьчак Р. Р. Морфологічні показники асиміляційного апарату видів роду *Tillia* L. в урбогенних умовах Львова. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2015. Вип. 25.4. С. 35–39.

62. Киричук Г. Є., Л. О. Перепелиця Л. О., Перепелиця І. П., Козаченко М. С. Особливості біологічної акумуляції важких металів. *Scientific Issues Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University Series: Biology*. 2011, № 4 (49). 60–66.
63. Клімат України / за ред. В. М. Ліпінського, В. А. Дячука, В. М. Бабіченко. Київ : Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, 2002. 189 с.
64. Коваленко І. М. Морфологічна цілісність особин у популяціях рослин травяно-чагарничкового ярусу. *Проблеми екологічної біотехнології*. 2016. № 1. URL : [http://nbuv.gov.ua/UJRN/peb\\_2016\\_1\\_8](http://nbuv.gov.ua/UJRN/peb_2016_1_8) (дата звернення 18.12.2022).
65. Коваленко Т., Коваленко П. Аналіз та оцінка впливу шкідливих викидів ТЕС України на навколишнє середовище. *Electric Power Engineering & Control Systems 2013 (EPECS-2013)* : матеріали конференції (Львів, 21–23 Листопада 2013). Львів, 2013. С. 36–39.
66. Ковалів Л. М. Екологічні проблеми теплових електростанцій. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2013. № 23 (18). С. 57–56.
67. Ковальчук В. П., Васильев В. Г., Бойко Л. В., Зосимов В. Д. Сборник методов исследования почв и растений. Київ: Труд-ГриПол-XXI. 2010. 252 с.
68. Ковальчук О. П., Снітинський В. В., Шкумбатьок Р. С. Моніторинг вмісту важких металів у ґрунтах територій, прилеглих до Добротвірської ТЕС. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(4). С. 87–90.
69. Козловський В., Романюк Н., Терек О., Чонка І., Колесник О., Болаші Ш., Бойко Н. Важкі метали у ґрунтах та рослинах заплави ріки Тиса. *Вісник Ужгородського університету. Серія біологічна*. 2005. Вип. 40. С. 35–50.
70. Комарова І. О. Еколого-біологічні особливості *Taraxacum officinale* Wigg за дії забруднення важкими металами в умовах промислового Криворіжжя. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16. Дніпро, 2019. 27 с.
71. Корнелюк Н. М, Хоменко О. М. Особливості біоаккумуляції важких металів деревною рослинністю в зоні локальної дії Черкаської

теплоелектроцентралі (на прикладі м. Черкаси). *Ukrainian Journal of Ecology*. 2018. 8. URL : 953-960. 10.15421/2018\_298 (дата звернення 10.02.2022).

72. Коршиков И. И. Адаптация растений к условиям техногенно загрязненной среды. Київ, 1996. 238 с.

73. Коршиков І. І., Гнатів П. С. Концептуальні питання адаптації деревних рослин до умов природного й антропогенно зміненого середовища. *Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона: Межведомственный сборник научных трудов*. 2004. Вып. 4. С. 22–40.

74. Красова О. О., Павленко А. О. Територіальна диференціація рослинного покриву старовікових відвалів Кривбасу. *Екологічний Вісник Криворіжжя*. 2022. Вип. 7. С. 44–59.

75. Крічфалушій В. В., Мезев-Крічфалушій Г. М. Популяційна біологія рослин. Ужгород, 1994. 80 с.

76. Левченко А. Є., Ігнатенко М. І., Хоботова Е. Б. Забруднення важкими металами ґрунтів поблизу теплових електростанцій. *Енергетика. Екологія. Людина: наук-тех. конф.* (Київ, 17–19 травня 2013). Київ, 2013. С. 462–468.

77. Левченко В. А., Вакалюк І. П., Карабанович М. М., Свистун І. І., Овчар А. І., Криль М. З. Аналіз радіаційної обстановки в зоні техногенного впливу Бурштинської ТЕС. *Український Радіологічний Журнал*. 2016. Т. XXIV. Вип. 2. С. 27–29.

78. Лега Ю. Г., Мислюк О. О., Корнелюк Н. М. Шляхи покращення очищення димових газів теплоелектростанції. *Екологічна безпека*. 2008. Вип. 1. С. 42–50.

79. Лихолат Ю В. Еколого-фізіологічні основи формування дернових покривів в умовах степової зони України (стійкість, динаміка, техногенез) : автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 03.00.16. Чернівці, 2003. 40 с.

80. Лисогор Л. П., Красова О. О., Коршиков І. І. Дендрофлора модельних залізорудних відвалів Криворіжжя: структурний аналіз, здатність до колонізації техногенних екотопів. *Автохтонні та інтродуковані рослини*. 2017. Вип. 13. С. 36–44.

81. Луцишин О. Г., Радченко В. Г., Палапа Н. В., Яворовський П. П. Макроморфологічні зміни реакції-відповіді рослинних організмів деревних вуличних насаджень Київського мегаполісу при стресовому рівні техногенного забруднення. *Доповіді Національної академії наук України*. 2010. № 6. С. 180–187.
82. Луцишин О. Г., Тесленко І. К. Видова специфічність адаптації деревних рослин техногенно трансформованих урбоедафотопів Київського мегаполісу. *Ecology and noospherology*. 2015. Vol. 26, № 3-4. С. 42–61.
83. Луцишин О. Г., Тесленко І. К., Биков В. В. Стратегія виживання деревних рослин тополі пірамідальної (*Populus pyramidalis* Roz.) в умовах урботехногенного заднення. *Доповіді Національної академії наук України*. 2014. № 8. С. 156–163.
84. Маковецька К. В. Вплив об'єктів теплоенергетики на довкілля (на прикладі Трипільської ТЕС). *Екологічна безпека держави: Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених та студентів (Київ, 19-21 квітня 2011)*. Київ, 2011. С. 187–188.
85. Малярєнко В. А. Енергетика і навколишнє середовище. Харків, 2008. 364 с.
86. Мартин А. Г., Осипчук С. О., Чумаченко О. М. Природно-сільськогосподарське районування України: монографія. Київ, 2002. 328 с.
87. Миленка М. М. Біоіндикаційна оцінка екологічного стану Бурштинської урбоєкосистеми : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16. Дніпропетровськ. 2009. 20 с.
88. Миленка М. М. Біоіндикаційна оцінка екологічного стану Бурштинської урбоєкосистеми. *Екологічний вісник*. 2016. №1 (95). С. 19–22.
89. Миленка М. М. Цитогенетична оцінка стану ґрунтів Бурштинської урбоєкосистеми. *Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна*. 2009. № 49. С. 128–137.
90. Міхєєв О. М., Гуца М. І., Шиліна Ю. В., Овсяннікова Л. Г. Застосування рослинних тест-систем для оцінки комбінованої дії стресорів різної природи на екосистеми. *Наукові праці. Екологія*. 2006. № 53 (40). С. 56–64.



91. Міщенко Л. В., Зоріна Н. О. Оцінка впливу золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС на довкілля. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2007. № 2. С. 46–51.

92. Морозова Т. В., Кирнична Л. І. Морфо-фізіологічні особливості деревних рослин в умовах аеротехногенного забруднення. *Вісник Прикарпатського національного у-ту. Серія Біологія*. 2012. Вип. XVI. С. 175–179.

93. Неспляк О. С. Екологічні особливості формування флори і рослинності золошлаковідвалів Бурштинської теплової електростанції та їх використання в рекультивації : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16. Дніпропетровськ. 2011. 23 с.

94. Нечаєва Т. П., Шульженко С. В., Сас Д. П., Парасюк М. В. Фактори екологічного впливу електроенергетичних об'єктів на довкілля. *Проблеми загальної енергетики*. 2008. 18. С. 54–60.

95. Парпан В. І., Миленька М. М. Методологічні аспекти оцінки екологічного стану урбанізованих і техногенно змінених територій. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія*. 2010. Вип. 18, т. 2. С. 61–68.

96. Парпан В. І., Миленька М. М. Морфофізіологічні особливості *Populus pyramidalis* Roz. в умовах урботехногенного забруднення середовища. *Екологія та ноосферологія*. 2009. Т. 20, № 3-4. С. 84–90.

97. Парпан В. І., Неспляк О. С. Аналіз флори золошлаковідвалів Бурштинської теплової електростанції. *Екологія та ноосферологія*. 2010. Т. 21, № 3-4. С. 57–61.

98. Пендерецький О. В. Оцінка екологічної ситуації в зоні впливу Бурштинської теплової електростанції : автореф. дис. ... канд. тех. наук : 21.06.01. Івано-Франківськ. 2005. 21 с.

99. Петрушкевич Ю. М. Вплив промислових умов на величину флуктуючої асиметрії листкової пластинки *Betula pendula*. *Наукові записки*

*Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія : Біологія. 2018. № 1. С. 82–89.*

100. Пляцук Д. Л. Проведення інтегральної експрес-оцінки якості атмосферного повітря в умовах зміни промислової інфраструктури регіону. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2015. № 3(6). С. 58–63.*

101. Пляцук Л. Д., М'якаєва Г. М., М'якаєв О. В. Моніторинг підземних вод в районі розміщення Сумської ТЕЦ. *Екологічна безпека: Розробка та експлуатація систем екологічного моніторингу. 2016. №2 (22). С. 29–34.*

102. Пляцук Л. Д., М'якаєва Г. М., М'якаєв О. В. Зниження впливу золошлаконакопичувача Сумської ТЕЦ на гідросферу. *Вісник НТУ «ХПІ»: Нові рішення в сучасних технологіях. 2018. № 9 (1285). С. 230–235.*

103. Поворотня М. М. Еколого-фізіологічний аналіз стійкості роду Асер в техногенних умовах теплових електростанцій Дніпропетровщин : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16. Дніпропетровськ. 2016. 24 с.

104. Прибилова В.М. Оцінка впливу техногенного навантаження на геологічне середовище та особливості накопичення забруднювачів в зоні розміщення Зміївської ТЕС (Харківська область). *Вісник Харківського національного університету, Серія «геологія – географія – екологія». 2013. № 1084 випуск 39. С. 237–243.*

105. Приймак О. П. Фітоіндикація забруднення автотранспортом культур фітоценозів в межах Дніпропетровського мегаполісу : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16. Дніпропетровськ. 2011. 21 с.

106. Приймак О. П. Оцінка стану примігстральних територій за зміною основних характеристик цвітіння деяких декоративних квітникових рослин. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія. 2007. №3/1. С. 119–128.*

107. Прістер Б. С., Созінов О. О. Методика суцільного ґрунтово-агрохімічного моніторингу сільськогосподарських угідь України. Київ: МСГіП, 1994. 162 с.

108. Протопопова В. В. Синантропная флора Украины и пути ее развития. Киев: Наукова думка. 1991. 204 с.
109. Прохорова С. І. Деякі морфологічні ознаки синантропних видів рослин як біомаркери стану техногенного середовища на південному сході України. *Актуальні проблеми ботаніки та екології* : матеріали міжнар. конф. молодих учених-ботаніків (Київ, 17 – 20 вересня 2007). Київ, 2007. С. 169.
110. Радченко В. Г. Луцишин О. Г., Палапа Н. В., Яворовський П. П., Коломієць Н. В., Ковальова О. М., Тесленко І. К. Функціональний стан гірко каштану звичайного (*Aesculus hippocastanum* L.) в умовах техногенного забруднення довкілля Київського мегаполісу. *Екологія та ноосферологія*. 2010. Т.21. № 1-2. С. 4–18.
111. Савосько В. М., Домшина К. М., Савосько В. В. Морфологічні особливості листків берези повислої культурдендроценозів степу в умовах промислового міста. *Питання біоіндикації та екології*. 2013. Вип. 18, № 2. С. 121–133.
112. Савосько В.М., Католиченко О.М. Флюктуюча асиметрія листків берези повислої в умовах аеротехногенного забруднення Криворіжжя. *Питання біоіндикації та екології*. 2014. Вип. 19, №2. С. 90–102.
113. Савосько В. М. Меліорація та фіторекультивация земель навчальний посібник. Кривий Ріг : Видавництво «Діоніс». 2011. 288 с.
114. Самохвалова В., Ворона В. Спосіб індикації та оцінки екологічного стану повітряно забрудненої системи рослина – ґрунт. *Вісник Львівського університету. Серія біологія*. 2009. Вип. 51. С. 71–82.
115. Самчук А. І, Гродзинська Г. А., Вовк К. В. Акумуляція макро- і мікроелементів у листках різних деревних порід в умовах Київського мегаполісу. *Ecology and noospherology*. 2015. Vol. 26, № 1-2. С. 34–43.
116. Семак У., Миленка М. Морфологічна мінливість фоліарних показників *Populus tremula* L. в умовах техногенного навантаження. *Вісник Львівського національного у-ту. Серія Біологія*. 2020. № 82. С. 121–128.

117. Семак У. 2020. Вплив факторів техногенного трансформованого середовища на рівень флуктуючої асиметрії листкових пластинок деревних рослин. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія*. 2020. № 48. С. 28–33.

118. Семак У. Й., Миленька М. М. Морфологічна дендроіндикація рівня техногенної трансформації екотопів золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС. *Екологічні науки*. 2022. № 44. С. 163–167.

119. Скляренко А. В. Оцінювання впливу промислових умов на величину флуктуючої асиметрії листової пластинки *Betula pendula* м. Запоріжжя. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2019. № 29(6). С. 54–57.

120. Смага І. С. Еколого-генетична оцінка профільно-диференційованих ґрунтів Передкарпаття : автореф. дис. ... док. біол. наук : 03.00.16. Чернівці. 2010. 39 с.

121. Сучасний стан антропогенної трансформації екосистем степового Придніпров'я /за ред. Ю. В. Лихолат, Н. О. Хромих, О. О. Дідур, С. І. Оковитий, В. Л. Матюха, В. М. Савосько, Т. Ю. Лихолат. Кривий Ріг : ФОП Чернявський Д.О., 2019. 146 с.

122. Тохтарь В. К. Флори техногенних екотопів та їх розвиток (на прикладі південного сходу України): автореф. дис. ... док. біол. наук : 00.03.05. Київ. 2005. 38 с.

123. Фецюх А., Буньо Л., Пацула О., Терек О. Накопичення важких металів рослинами *S. viminalis* за росту на субстраті зі Стебницького хвостосховища. *Вісник Львівського університету. Серія біологія*. 2019. Вип. 81. С. 96–110.

124. Хархота Г. І., Прохорова С. І., Агурова І. В. Зміни габітуальних ознак синантропних видів у техногенних фітосистемах. *Питання біоіндикації та екології*. 2013. Вип. 18, № 2. С. 90–100.

125. Хархота Г. І., Прохорова С. І., Агурова І. В. Адаптація степових видів рослин у техногенних екотопах Південного Сходу України. *Чорноморський ботанічний журнал*. 2013. Том 9, № 1. С. 15–23.

126. Чобан А. Ф., Чобан С. Я. Оцінка впливу стічних вод ТЕС на природні водні об'єкти. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2008. № 4. С. 52–58.
127. Шерстюк М. Морфологічна інтегрованість репрезентативних автохтонних раритетних хамефітів Українського Полісся. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2017. Вип. 76. С. 97–104.
128. Шпак Я., Баранов В., Терек О. Фітостресорність породних відвалів кам'яновугільних шахт за впливу додавання кам'яновугільного попелу. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2016. Випуск 74. С. 127–135.
129. Яковлєва-Носарь С. О. Мінливість морфометричних показників вегетативної та генеративної сфер *Robinia pseudoacacia* L. у різних газодимових зонах м. Запоріжжя. *Актуальні питання біології, екології та хімії*. 2017. Т. 13, № 1. С. 16–26.
130. Якубенко Б. Є., Попович С. Ю., Устименко П. М. Геоботаніка. Київ: Ліра-К, 2019. 346 с.
131. Adams A., Raman A., Hodgkins D. How do the plants used in phytoremediation in constructed wetlands, a sustainable remediation strategy, perform in heavy-metal-contaminated mine sites? *Water and Environment Journal*. 2013. P. 1–14.
132. Alday J., Marrs R., Ruiz C. Vegetation convergence during early succession on coal wastes: A 6-year permanent plot study. *Journal of Vegetation Science*. 2011. № 22. P. 1072–1083.
133. Alday J., Santana V., Marrs R., Ruiz C. Shrub-induced understory vegetation changes in reclaimed mine sites. *Ecological Engineering*. 2014. № 73. P. 691–698.
134. Ali H., Khan E., Sajad M.A. Phytoremediation of Heavy Metals—Concepts and Applications. *Chemosphere*. 2013. № 91. P. 869–881.
135. Anca P., Mășu S., Lixandr B., Morariu F., Dragomir N., Laffont-Schwob I., Popescu D. Strategies for Covering Fly Ash Dumps with Plant Species Suitable for Phytostabilization. *Animal Science and Biotechnologies*. 2011. № 44. URL :

[https://www.researchgate.net/publication/228441545\\_Strategies\\_for\\_Covering\\_Fly\\_Ash\\_Dumps\\_with\\_Plant\\_Species\\_Suitable\\_for\\_Phytostabilization](https://www.researchgate.net/publication/228441545_Strategies_for_Covering_Fly_Ash_Dumps_with_Plant_Species_Suitable_for_Phytostabilization). (дата звернення 15.01.2022).

136. Angel P. N., Burger J. A., Zipper C. E., Eggerud S. Reforesting unused surface mined lands by replanting with native trees / *In* D. L. Haase, J. R. Pinto, L. E. Riley (Eds). National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2011. P. 10–15.

137. Aronson M. F. J., Nilon C. H., Lepczyk C. A., Parker T. S., Warren P. S., Cilliers S. S., Goddard M. A., Hahs A. K., Herzog C., Katti M., La Sorte F. A., Williams N. S. G., Zipperer W. Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. *Ecology*. 2016. № 97. P. 2952–2963.

138. Baasch A., Kirmer A., Tischew S. Nine years of vegetation development in a postmining site: effects of spontaneous and assisted site recovery. *Journal of Applied Ecology*. 2012. № 49. P. 251–260.

139. Baker A. J. M., Brooks R. R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. № 1. P. 81–126.

140. Baranovski B. A., Karmyzova L. A., Dubyna, D. V., Shevera, M. V. Bioecology and hemeroby of flora species in the Northern Steppe Dnipro Region. *Biosystems Diversity*. 2023. 31(4), 548–577.

141. Barrett S. Why reproductive systems matter for the invasion biology of plants / *In* D. M. Richardson (Ed.). Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton. Blackwell Publishing Ltd, Chichester, 2011.

142. Bech J., Duran P., Roca N., Poma W., Sánchez I., Roca-Pérez L., Boluda R., Barceló J., Poschenrieder C. Accumulation of Pb and Zn in *Bidens triplinervia* and *Senecio* sp. Spontaneous species from mine spoils in Peru and their potential use in phytoremediation. *Journal of Geochemical Exploration*. 2012. № 123. P. 109–113.

143. Bennett J., Steets J., Burns J., Burkle L., Vamosi J., Wolowski M., Arceo-Gómez G., Burd M., Durka W., Ellis A., Freitas L., Li J., Rodger J., Ştefan V., Xia J.,

Knight T., Ashman T-L. Land use and pollinator dependency drives global patterns of pollen limitation in the Anthropocene. *Nature Communications*. 2020. № 11: 3999. URL : <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17751-y> (дата звернення 17.01.2022).

144. Bielyk Y. V., Savosko V. M., Lykholat Y. V. Assessment of the woody plant species vital condition distributed on the devastated lands of the iron ore dump. *Journal of Native and Alien Plant Studies*. 2021. № 1. С. 22–27.

145. Bioindicators and Biomonitors: Principles, Concepts and Applications. / In Markert B. A., Breure A.M., Zechmeister H.G. (Eds.). Kidlington, Oxford: Elsevier Science Ltd., 2003. 6. 997 p.

146. Boechat C. L., Pistóia V. C., Gianelo C., Camargo F. A. Accumulation and translocation of heavy metal by spontaneous plants growing on multi-metal-contaminated site in the Southeast of Rio Grande do Sul state, Brazil. *Environmental science and pollution research international*. 2016. № 23(3). P. 2371–2380.

147. Burda R. Alien Plant Species in the Agricultural Habitats of Ukraine. Diversity and Risk Assessment. *Ekológia Bratislava*. 2018. № 37. P. 24–31.

148. Burda R., Koniakin S. The non-native woody species of the flora of Ukraine: Introduction, naturalization and invasion. *Biosystems Diversity*. 2019. 27. P. 276–290.

149. Ceccon E., Varassin I. Plant-pollination interactions in ecosystem restoration / In M. Benítez, O. Miramontes, A. Valiente-Baunet (Eds). Mexico: CopIt-arXives, 2014. URL : [https://www.researchgate.net/publication/263928111\\_Plant-pollination\\_interactions\\_in\\_ecosystem\\_restoration](https://www.researchgate.net/publication/263928111_Plant-pollination_interactions_in_ecosystem_restoration) (дата зврнення 02.12.2021).

150. Chu L. M. Natural revegetation of coal fly ash in a highly saline disposal lagoon in Hong Kong. *Appl Veget Sci*. 2008. № 11. P. 297–306.

151. Clough Y., Ekroos J., Báldi A., Batary P., Bommarco R., Gross N., Holzschuh A., Hopfenmüller S., Knop E., Kuussaari M., R. Lindborg, Marini L., Öckinger E., Potts S., Pöyry J., Roberts S., Steffan-Dewenter I., Smith H. Density of insect-pollinated grassland plants decreases with increasing surrounding land-use intensity. *Ecology Letters*. 2014. № 17. P. 1168–1177.

152. Di Musciano M., Carranza M.L., Frate L., Di Cecco V., Di Martino L., Frattaroli A.R., Stanisci A. Distribution of Plant Species and Dispersal Traits along Environmental Gradients in Central Mediterranean Summits. *Diversity*. 2018. № 10(3). P. 58. URL : <http://www.mdpi.com/1424-2818/10/3/58>. Accessed 24 November 2021 (дата звернення 07.12.2022).

153. Dickinson N. M., Baker A. J., Doronila A., Laidlaw S., Reeves R. D. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. *International journal of phytoremediation*. 2009. № 11(2). P. 97–114.

154. Doležal J., Mašková Z., Leps J., Steinbachová D., Bello F., Klimešová J., Tackenberg O., Zemek F., Květ J. Positive long-term effect of mulching on species and functional trait diversity in a nutrient-poor mountain meadow in Central Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2011. № 145(1). P. 10–28.

155. Dorner J. An introduction to using native plants in restoration projects. Bureau of Land Management, Washington, DC. Center for Urban Horticulture, Seattle, WA. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 2004. URL : [https://www.fs.fed.us/wildflowers/Native\\_Plant\\_Materials/documents/intronatplant.pdf](https://www.fs.fed.us/wildflowers/Native_Plant_Materials/documents/intronatplant.pdf) ( дата звернення 10.02.2022).

156. Edwards A. R., Mortimer S. R., Lawson C. S., Westbury D. B., Harris J. S., Woodcock B. A., Brown V. K. Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation*. 2007. № 134. P. 372–382.

157. Ewel, J., Putz F. E. A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2004. № 2 (7). P. 354–360.

158. Forup L. M., Henson K. S. E., Craze P. G., Memmott J. The restoration of ecological interactions: plant–pollinator networks on ancient and restored Heathlands. *Journal of Applied Ecology*. 2008. № 45. P. 742–752.

159. Gadzała-Kopciuch R., Berecka B., Bartoszewicz J., Buszewski B. Some considerations about bioindicators in environmental monitoring. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2004. № 5. P. 453–462.



160. Gajic G., Djurdjević L., Kostic O., Jarić S., Mitrović M., Pavlović P. Ecological potential of plants for phytoremediation and ecorestoration of fly ash deposits and mine wastes. *Frontiers in Environmental Science*. 2018. № 6. P. 124. Available online at 10.3389/fenvs.2018.00124. (дата звернення 09.11.2022).
161. Grant C., Loch R., McCaffrey N., Anstee S., Doley D. Mine rehabilitation: leading practice sustainable development program for the mining industry. 2016. URL : [https://nt.gov.au/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0016/203416/mine-rehabilitation.pdf](https://nt.gov.au/__data/assets/pdf_file/0016/203416/mine-rehabilitation.pdf) (дата звернення 10.02.2023).
162. Grime J. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*. 1974. № 250. P. 26-31.
163. Hobbs R. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology*. 2008. № 16. P. 363–366.
164. Hódar A. J. Leaf fluctuating asymmetry of holm oak in response to drought under contrasting climatic conditions. *Journal of Arid Environment*. 2002. V.52, issue 2. P. 233–234.
165. Holl K. Long-Term Vegetation Recovery on Reclaimed Coal Surface Mines in the Eastern USA. *Journal of Applied Ecology*. 2002. № 39. P. 960–970.
166. Informationssystem Naturnahe Begrünungsmaßnahmen (INB). URL: <https://www.spenderflaechenkataster.de/en/information-system-of-nature-oriented-greening-measures/>. (дата звернення 10.01.2022).
167. Jansen F., Ewald J., Zerbe S. Ecological preferences of alien plant species in North-Eastern Germany. *Biological Invasions*. 2011. № 13. P. 2691–2701.
168. Jongepierová I., Mitchley J., Tzanopoulos J. A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation*. 2007. № 139. P. 297–305.
169. Josa R., Jorba M., Vallejo V.R. Opencast mine restoration in a Mediterranean semi-arid environment: Failure of some common practices. *Ecological Engineering*. 2012. № 42. P. 183–191.

170. Jusaitis M., Pillman A. Revegetation of waste fly ash lagoons. Plant selection and surface amelioration. *Waste Management & Research*. 1997. № 15. P. 307–321.

171. Kahangwa C., Nahonyo C., Sangu G., Kisetu Nassary E. Assessing phytoremediation potentials of selected plant species in restoration of environments contaminated by heavy metals in gold mining areas of Tanzania. *Heliyon*. 2021. № 7 e07979. URL : <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07979> (дата звернення 12.02.2023).

172. Kaiser-Bunbury C., Mougat J., Whittington A., Valentin T., Gabriel R., Olesen J., Blüthgen N. Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. *Nature*. 2017. 542. P. 223–227.

173. Kiehl K., Kirmer A., Donath T.W., Rasran L., Hölzel N. 2010. Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*. 2010. № 11(4). P. 285–299.

174. Kirmer A., Mahn E.-G. Spontaneous and Initiated Succession on Unvegetated Slopes in the Abandoned Lignite-Mining Area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science*. 2010. № 4(1). P. 19–27.

175. Kirmer A., Tischew S., Ozinga W., Lampe M., Baasch A., van Groenendael J. Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: Predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology*. 2008. № 45. P. 1523–1530.

176. Kirmer A., Lorenz A., Baasch A., Tischew T. Renaturierung von Offenlandlebensräumen. 2011. URL : [https://www.offenlandinfo.de/fileadmin/user\\_upload/Downloads/Projektbroschuere\\_2.\\_ueberarb.\\_Auflage.pdf](https://www.offenlandinfo.de/fileadmin/user_upload/Downloads/Projektbroschuere_2._ueberarb._Auflage.pdf). (дата звернення 12.02.2023).

177. Kirmer A., Baasch A., Tischew S. Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration. *Applied Vegetation Science*. 2011. № 15. P. 198–207.

178. Kirmer A. Vegetationstechnik der Renaturierung im Offenland. In: Renaturierungsökologie. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg. 2019. URL : [https://doi.org/10.1007/978-3-662-54913-1\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-662-54913-1_5) (дата звернення 15.02.2022).

179. Kleyer M., Bekker R. M., Knevel I., Bakker J. P., Thompson K., Sonnenschein M., Poschlod P., van Groenendael J., Klimeš L., Klimešová J., Klotz S., Rusch G., Hermy M., Adriaens D., Boedeltje G., Bossuyt B., Dannemann A., Endels P., Götzenberger L., Peco B. The LEDA Traitbase A database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology*. 2008. № 96. P. 1266–1274.

180. Klotz S., Kühn I., Durka W. BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde. 2002. 333 p. (Bundesamt für. Bonn, Bundesamt für Naturschutz)

181. Kühn I., Klotz S. Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation*. 2006. № 127. P. 292–300.

182. Kühn I., Brandl R., Klotz S. The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research*. 2004. № 6. P. 749–764.

183. Küpper H., Andresen E. Mechanisms of metal toxicity in plants. *Metallomics: integrated biometal science*. 2016. № 8(3). P. 269–285.

184. Kvitko M., Savosko V., Kozlovskaya I., Lykholat Yu., Podolyak A., Hrygoruk I., Karpenko A. Woody artificial plantations as a significant factor of the sustainable development at mining & metallurgical area. *Second International Conference on Sustainable Futures: Environmental, Technological, Social and Economic Matters (ICSF 2021)* (Kryvyi Rih, May 19-21, 2021). Kryvyi Rih, 2021. Volume 280. URL: [http://ds.knu.edu.ua/jspui/bitstream/123456789/3750/1/e3sconf\\_icsf2021\\_06005.pdf](http://ds.knu.edu.ua/jspui/bitstream/123456789/3750/1/e3sconf_icsf2021_06005.pdf) (дата звернення 12.03.2022).

185. Latzel V., Klimešová J., Doležal J., Pyšek P., Tackenberg O. The association of dispersal and persistence traits of plants with different stages of succession in Central European man-made habitats. *Folia Geobotanica*. 2011. № 46. P. 289–302.

186. Lei H., Peng Z., Yigang H., Zhao Y. Vegetation and soil restoration in refuse dumps from open pit coal mines. *Ecological Engineering*. 2016. № 94. P. 638–646.
187. Lestari D., Foga A., Fauziah P., Budiharta S. Growth evaluation of native tree species planted on post coal mining reclamation site in East Kalimantan, Indonesia. 2019. URL : <https://smujo.id/biodiv/article/view/3399/2695> (дата звернення 12.02.2023).
188. Lovynska V., Holoborodko K., Ivanko I., Sytnyk S., Zhukov O., Loza I., Wiche O., Heilmeier H. Heavy metal accumulation by *Acer platanoides* and *Robinia pseudoacacia* in an industrial city (Northern Steppe of Ukraine). *Biosystems Diversit.* 2023. 31(2), 246–253.
189. Lykholat Y., Khromykh N., Didur O., Kotovych O., Kovalenko I., Kovalenko V., Tsyliuryk O., Lykholat T. The study of transformed herbaceous vegetation in the area flooded due to coal mine workings. *Ekológia (Bratislava)*. 2021. Vol. 40, No. 3. P. 222–229. URL : <http://dspace.dsau.dp.ua/jspui/handle/123456789/5439>
190. Maiti S. K., Kumar A., Ahirwal J., Das R. Comparative study on bioaccumulation and translocation of metals in Bermuda grass (*Cynodon dactylon*) naturally growing on fly ash lagoon and topsoil. *Applied ecology and environmental research*. 2016. № 14(1). P. 1–12.
191. Maiti S., Maiti D. Ecological restoration of waste dumps by topsoil blanketing, coir-matting and seeding with grass–legume mixture. *Ecological Engineering*. 2015. № 77. P. 74–84.
192. Martin C., Proulx R., Vellend M., Fahrig L. How the relationship between vegetation cover and land-cover variance constrains biodiversity in a human dominated world. *Landscape Ecology*. 2021. № 36. P. 3097–3104.
193. Mehes-Smith M., Nkongolo K. K., Narendrula R., Cholewa E. Mobility of heavy metals in plants and soil: a case study from a mining region in Canada. *American Journal of Environmental Sciences*. 2013. 9(6). P. 483–493.
194. Mganga N., Manoko M.L.K., Rulangeranga Z.K. Classification of plants according to their heavy metal content around North Mara gold mine, Tanzania:

Implication for Phytoremediation. *Tanzania Journal of Science*. 2011. №37. P. 109–119.

195. Moravcová L., Pyšek P., Jarošík V., Havlíčková V., Zákavský P. Reproductive characteristics of neophytes in the Czech Republic: traits of invasive and non-invasive species. *Preslia-Praha*. 2010. № 82. P. 365–390.

196. Mustafa B., Hajdari A., Krasniqi F., Morina I., Riesbeck F., Sokoli A. Vegetation of the ash dump of the "Kosova A" Power Plant and the slag dump of the "Ferronikeli" smelter in Kosovo. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*. 2012. № 4(9). P. 823–834.

197. Mundała P., Szwałec A., Kędzior R. Accumulation of selected heavy metals in willow shoots (*Salix viminalis* L.) cultivated in the neighbourhood of a coal ash and slag landfill. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*. 2017. № III (1). P. 1043–1051.

198. Nirola R., Megharaj M., Thavamani P., Rupak A., Venkateswarlu K. Evaluation of interaction of major native trees colonizing an abandoned copper mine soil with heavy metals – a quest for phytostabilization. *Journal of Sustainable Mining*. 2015. № 14. P. 115–123.

199. Nissim G.W., Palm E., Pandolfi C., Mancuso S., Azzarello E. Willow and poplar for the phyto-treatment of landfill leachate in Mediterranean climate. *Journal of Environmental Management*. 2021. № 277. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479720313797> (дата звернення 10.02.2023).

200. Paclibar G. C. B., Tadosa E. R. Ecological niche modeling of invasive alien plant species in a protected landscape. *Global Journal of Environmental Science and Management*. 2019. № 5(3). P. 371–382.

201. Palmer A. R., Strobeck C. Fluctuating asymmetry: measurement, analysis, patterns. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 1986. V.17. P. 391–421.

202. Pandey S. K., Bhattacharya T., Chakraborty S. Metal phytoremediation potential of naturally growing plants on fly ash dumpsite of Patratu thermal power

station, Jharkhand, India. *International journal of phytoremediation*. 2016. № 18(1). P. 87–93.

203. Pandey V. C. 2015. Assisted phytoremediation of fly ash dumps through naturally colonize plants. *Ecological Engineering*. 2015. 82. P. 1–5.

204. Pandey V., Prakash P., Bajpai O., Kumar A., Singh N. Phytodiversity on fly ash deposits: Evaluation of naturally colonized species for sustainable phytoremediation. *Environmental science and pollution research international*. 2014. № 22. P. 2776–2787. URL : <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25209541/>. (дата звернення 03.02.2022).

205. Pietrzykowski M. Tree species selection and reaction to mine soil reconstructed at reforested post-mine sites: Central and eastern European experiences. *Ecological Engineering*. 2019. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2590290319300124> (дата звернення 19.01.2022).

206. Prévosto, B., Kuiters A.T., Bernhardt-Römermann M., Dölle M., Schmidt W., Hoffmann M., Van J., A. Böhner, Kreiner D., Stadler J., Klotz S., Brandl R., Van Uytvanck J. Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats. *Folia Geobotanica*. 2011. 46. P. 303–325.

207. Ramírez N. Reproductive biology and plant species selection for habitat restoration in the Venezuelan Gran Sabana plateau. *Interciencia*. 2006. № 31. P. 330–337.

208. Řehouňková K., Řehounek J., Prach K. Near-natural restoration vs. technical reclamation of mining sites in the Czech Republic. University of South Bohemia in České Budějovice, České Budějovice, 2011. 112 pp.

209. Ren H., Yang L., Liu N. Nurse plant theory and its application in ecological restoration in lower subtropics of China. *Progress in Natural Science*. 2008. № 18. P. 137–142.

210. Roy M., Roychowdhury R., Mukherjee P. Remediation of fly ash dumpsites through bioenergy crop plantation and generation: a review. *Pedosphere*. 2018. № 28. P. 561–580.

211. Sarma H. Metal hyperaccumulation in plants: a review focussing on phytoremediation technology. *Environmental Science and Technology*. 2011. № 4. P. 118–138.
212. Sawidis T., Breuste J., Mitrovic M., Pavlovic P., Tsigaridas K. Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. *Environmental pollution*. 2011. № 159. P. 3560–3570.
213. Savosko V.M., Bielyk Y.V., Lykholat Y.V., Heilmeier H. Assesment of heavy metals concentration in initial soils of post-mining landscapes in Kryvyi Rih District (Ukraine). *Ekológia (Bratislava)*. 2022. Vol. 41, No. 3. P. 201–211.
214. Savosko V., Lykholat Yu., Komarova I., Yevtushenko E. The impact of forest plant communities on the content of heavy metals in soil profiles of the iron ore mining area, Kryvyi Rih District, Ukraine. *Baltic Forestry*. 2022. № 28(1). URL : <https://doi.org/10.46490/BF631> (дата звернення 20.05.2023).
215. Savosko V. M., Lykholat Y. V., Bielyk Y. V. Foresting of technogenic devastated lands as an effective factor for environmental safety at the mining & metallurgical district. / In Y.V., Lykholat (ed.). Effects of pollution and climate change on the ecosystem components. Praha: Oktan Print, 2021. P. 6–39.
216. Schubert R. Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Stuttgart, 1985. 462 p.
217. Schwitzguebel J.-P., van der Lelie D., Baker A., Glass D., Vangronsveld J. Phytoremediation: european and american trends. successes, obstacles and needs. *Journal of Soils and Sediments*. 2002. № 2. P. 91–99.
218. Semak U. Y. Morphological response of the leaf blades of *Betula pendula* Roth. to the influence of man-made environmental factors. *E3S Web of Conferences*. 2021. 255(3):01044. URL: [https://www.e3s-conferences.org/articles/e3sconf/abs/2021/31/e3sconf\\_iscmee2021\\_01044/e3sconf\\_iscmee2021\\_01044.html](https://www.e3s-conferences.org/articles/e3sconf/abs/2021/31/e3sconf_iscmee2021_01044/e3sconf_iscmee2021_01044.html). (звернення 12.03.2022).
219. Semak U., Mylenka M. Accumulation of heavy metals in leaves of tree species on the ash and slag dumps of the Burshtyn Thermal Power Plant. *ScienceRise: Biological Science*. 2023. 3(36). C. 22–27.

220. Semak Uliana, Mylen'ka Myroslava, Fischer Leonie. Vegetation Description and Functional Traits of Technogenic Ecotopes at a Thermal Power Plant in Western Ukraine. *Urban Naturalist*. 2023. Volume 10, No. 68. P. 1–18.
221. Semak U., Mylenka M. Mulching as a restoration method of revegetation at ash and slag dumps of Burshtyn TPP. *Scientific Horizons*. 2024. 27(3), 73–83.
222. Semak U. Y., Mylenka M. M. Herbaceous plants as heavy metals accumulators in conditions of ash and slag dumps. *Acta Biologica Ukrainica*. 2024. No 1, 13–20.
223. Sinha S., Mishra R., Sinam G., Mallick S., Gupta A. Comparative evaluation of metal phytoremediation potential of trees, grasses, and flowering plants from tannery-wastewater-contaminated soil in relation with physicochemical properties. *Soil and Sediment Contamination an International Journal*. 2010. № 22. URL : 10.1080/15320383.2013.770437 (дата звернення 21. 10. 2022).
224. Skousen J. G., Zipper C. E. Revegetation species and practices. Produced by Virginia Cooperative Extension: Virginia Tech. Publication, 2018. P. 460-122. URL : <https://vtechworks.lib.vt.edu/bitstream/handle/10919/84267/CSES-210.pdf?sequence=1>. (дата звернення 24.02.2022).
225. Stylianou M., Gavriel I., Vogiatzakis I. N., Zorpas A., Agapiou A. Native plants for the remediation of abandoned sulphide mines in Cyprus: A preliminary assessment. *Journal of environmental management*. 2020. № 274, 110531. URL : <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110531> (дата звернення 23. 12. 2022).
226. Stravinskiene. V. Environmental bioindication. Textbook for Erasmus students. Kaunas: Vytauto Universitetas, 2017. 148 p.
227. Tischew S., Lorenz A. Spontaneous Development of Peri-Urban Woodlands in Lignite Mining Areas of Eastern Germany. / In I. Kowarik, Körner S. (Eds). *Urban Wild Woodlands*. Berlin: Springer Verlag, 2005. P. 163–180.
228. Tischew S., Baasch A., Grunert H., Kirmer A. How to develop native plant communities in heavily altered ecosystems: Examples from large-scale surface mining in Germany. *Applied Vegetation Science*. 2014. 17. P. 288–301.



229. Tran A., Kabwe N., Smith M., Narendrula M., Spiers R., Beckett G. Heavy metal analysis in Red oak (*Quercus rubra*) populations from a mining region in Northern Ontario (Canada): Effect of soil liming and analysis of genetic variation. *American journal of Environmental Sciences*. 2014. № 10. P. 363–373.
230. Tyler T., Herbertsson L., Olofsson J., Olsson P. Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. *Ecological Indicators*. 2021. № 120 (106923). URL : <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106923> (дата звернення 14. 12. 2021).
231. UN United Nations. 2022. Preventing, halting and reversing the degradation of ecosystems worldwide. URL : <https://www.decadeonrestoration.org/> (дата звернення 20.09.2022).
232. Valen L. A study of fluctuating asymmetry. *Evolution*. 1962. V. 16. P. 125–141.
233. Vittoz P., Engler R. Seed dispersal distances: A typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica*. 2007. № 117. P. 109–124.
234. Wagner M., Hulmes S., Hulmes L., Redhead J. W., Nowakowski M., Pywell R. F. Green hay transfer for grassland restoration: species capture and establishment. *Restoration Ecology*. 2021. № 29 (13259). URL : <https://doi.org/10.1111/rec.13259> (дата звернення 26.10.2022).
235. Walker L., Del Moral R. Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science*. 2009. № 12. P. 55–67.
236. Willson M. F., Whelan C. J. Variation in postdispersal survival of vertebrate-dispersed seeds: Effects of density, habitat, location, season, and species. *Oikos*. 1990. № 57. P. 191–198.
237. World Flora Online (WFO). 2022. URL : <http://www.worldfloraonline.org>. (дата звернення 20.09.2022).
238. Wu B., Peng H., Sheng M., Luo H., Wang X., Zhang R., Xu F., Xu H. Evaluation of phytoremediation potential of native dominant plants and spatial distribution of heavy metals in abandoned mining area in Southwest China.

*Ecotoxicology and environmental safety*. 2021. № 220 (112368). URL : <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34082243/>. (дата звернення 20.10.2022).

239. Yang S., Liang S., Yi L. Heavy metal accumulation and phytostabilization potential of dominant plant species growing on manganese mine tailings. *Front. Environ. Sci. Eng.* 2014. № 8. P. 394–404.

240. Yoon J., Cao X., Zhou Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *The Science of the total environment*. 2006. № 368. P. 456–464.

241. Yuan Y., Zhao Z., Niu S. The reclaimed coal mine ecosystem diverges from the surrounding ecosystem and reaches a new self-sustaining state after 20–23 years of succession in the Loess Plateau area, China. *Science of the Total Environment*. 2020. № 727. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720322567>. (дата звернення 20.10.2022).

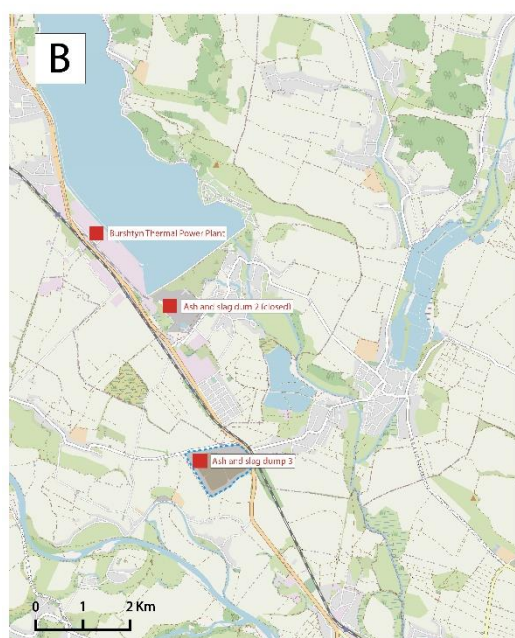
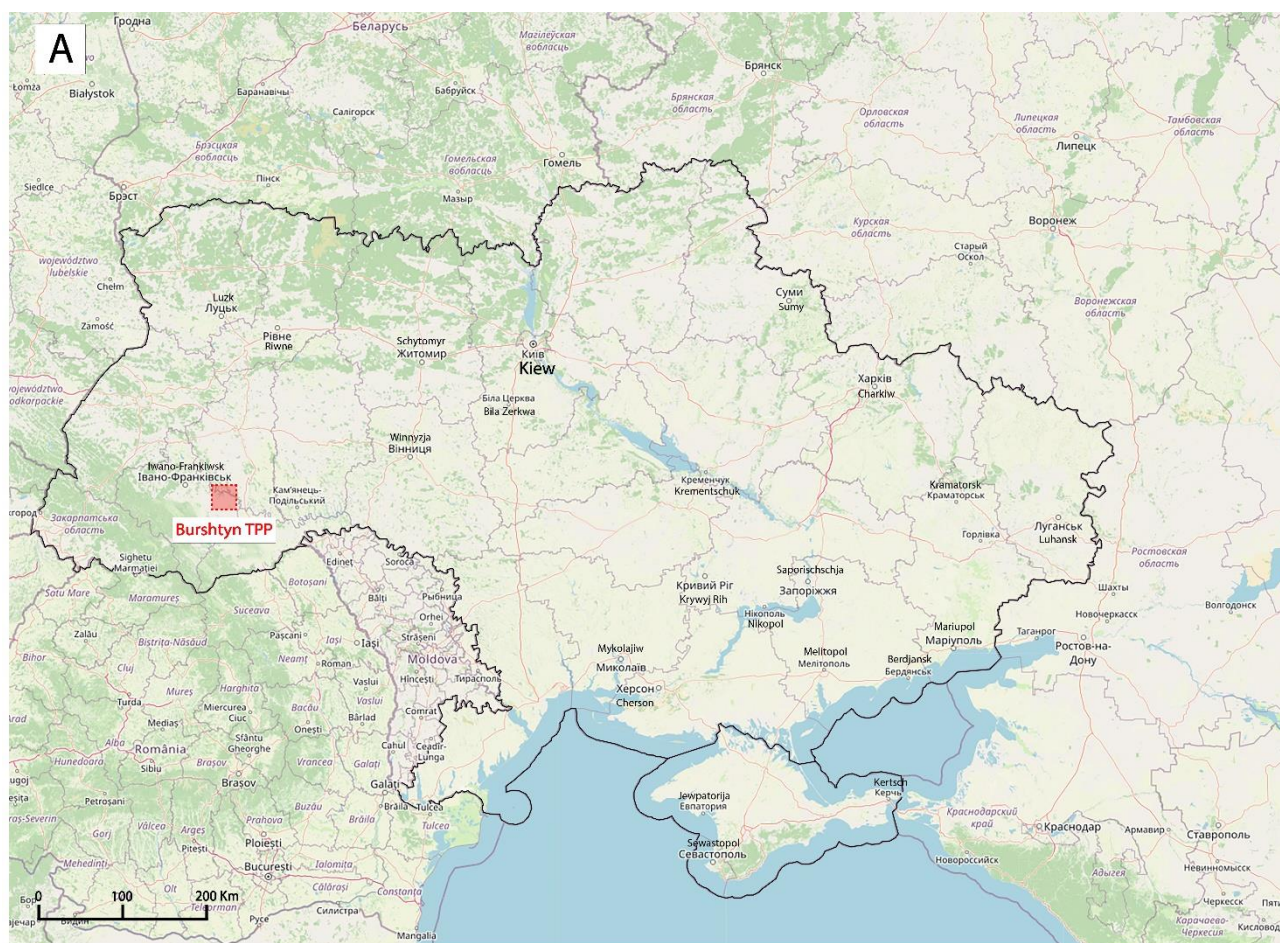
242. Zobel M. The relative role of species pools in determin-ing plant species richness: an alternative explanation of species coexistence. *Trends in Ecology and Evolution*. 1997. №2. P. 266–269.

243. Zobel M., Van der Maarel E., Dupré C. Species pool: The concept, its determination and significance for community restoration. *Applied Vegetation Science*. 1998. № 1. P. 55–66.

244. Żołnierz L., Weber J., Gilewska M., Strączyńska S., Pruchniewicz D. The spontaneous development of understory vegetation on reclaimed and afforested post-mine excavation filled with fly ash. *Catena*. 2016. № 136. P. 84–90.

245. Zou,Y., Bianchi F., Jauker F., Xiao H. J., Chen J., Cresswell J., Luo S., Huang J., Deng X., Hou L., Van der Werf W. Landscape effects on pollinator communities and pollination services in small-holder agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2017. 246. P. 109–116.

## Додаток А



Картоschema території дослідження: А – розташування Бурштинської ТЕС; В – промислові майданчики БуТЕС; С – золошлаковідвал №3 БуТЕС.





Рис. Б 1., Б 2. Золошлаковідвали Бурштинської ТЕС

## Додаток В 1

## Таксономічний аналіз рослинності золошлаковідвалу № 3

№ п/п	Родина	Рід	Вид
1.	Хвоцеві <i>Equisetaceae</i>	Хвощ <i>Equisetum</i>	Хвощ польовий <i>Equisetum arvense</i> L.
2.	Соснові <i>Pinaceae</i>	Сосна <i>Pinus</i>	Сосна звичайна <i>Pinus sylvestris</i> L.
3.	Жовтецеві <i>Ranunculaceae</i>	Жовтець <i>Ranunculus</i>	Жовтець багатоквітковий <i>Ranunculus polyanthemos</i> L.
4.	Макові <i>Paraveraceae</i>	Чистотіл <i>Chelidonium</i>	Чистотіл звичайний <i>Chelidonium majus</i> L.
		Мак <i>Papaver</i>	Мак дикий <i>Papaver rhoeas</i> L.
5.	Кропивові <i>Urticaceae</i>	Кропива <i>Urtica</i>	Кропива дводомна <i>Urtica dioica</i> L.
6.	Горіхові <i>Juglandaceae</i>	Горіх <i>Juglans</i>	Горіх волоський <i>Juglans regia</i> L.
7.	Березові <i>Betulaceae</i>	Бере́за <i>Betula</i>	Бере́за повисла <i>Betula pendula</i> Roth.
		Ві́льха <i>Alnus</i>	Ві́льха чорна <i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaerth.
		Граб <i>Carpinus</i>	Граб звичайний <i>Carpinus betulus</i> L.
8.	Амарантові <i>Amaranthaceae</i>	Лобода <i>Chenopodium</i>	Лобода біла <i>Chenopodium album</i> L.
			<i>Chenopodium glaucum</i> L.
		Щириця <i>Amaranthus</i>	Щириця звичайна <i>Amaranthus retroflexus</i> L.
9.	Гвоздичні <i>Caryophyllaceae</i>	Собаче мило <i>Saponaria</i>	Мильнянка лікарська <i>Saponaria officinalis</i> L.
		Смі́лка <i>Silene</i>	Корона́рія зозуляча <i>Lychnis flos-cuculi</i> (L.) A. Br
			Смі́лка звичайна <i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke
		Зі́рочник <i>Stellaria</i>	Зі́рочник середній <i>Stellaria media</i> (L.) Vill.
			Зі́рочник ланцетолистий <i>Stellaria graminea</i> L.
10.	Гречкові <i>Polygonaceae</i>	Гі́рчак <i>Polygonum</i>	Гі́рчак почечу́йний <i>Persicaria maculosa</i> Gray
			Гі́рчак звичайний <i>Polygonum aviculare</i> L.
		Ща́вель <i>Rumex</i>	Кі́нський ща́вель дикий <i>Rumex confertus</i> Willd.
11.	Мальвові <i>Malvaceae</i>	Калачики <i>Malva</i>	Калачики лісові <i>Malva sylvestris</i> L.

12.	Фіалкові <i>Violaceae</i>	Фіалка <i>Viola</i> .	Фіалка запашна <i>Viola odorata</i> L.
13.	Вербові <i>Salicaceae</i>	Вербка <i>Salix</i>	Вербка козяча <i>Salix caprea</i> L.
			Вербка гостролиста <i>Salix acutifolia</i> Willd.
		Тополя <i>Populus</i>	Тополя біла <i>Populus alba</i> L.
			Осика або тополя тремтяча <i>Populus tremula</i> L.
			Тополя чорна <i>Populus nigra</i> L.
14.	Капустяні <i>Brassicaceae</i>	Гикавка <i>Berteroa</i>	Гикавка звичайна <i>Berteroa incana</i> L.
		Грицики <i>Capsella</i> .	Грицики звичайні <i>Capsella bursa-pastoris</i> L.
		Жовтушник <i>Erysimum</i> .	Жовтушник дрібноцвітий <i>Erysimum cheiranthoides</i> L.
		Хрінниця <i>Lepidium</i>	Хрінниця смердюча <i>Lepidium ruderae</i> L.
		Редька <i>Raphanus</i> .	Редька дика <i>Raphanus raphanistrum</i> L.
		Водяний хрін <i>Rorippa</i>	Водяний хрін лісовий <i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser
		Гірчиця <i>Sinapis</i>	Гірчиця польова <i>Sinapis arvensis</i> L.
		Талабан <i>Thlaspi</i>	Талабан польовий <i>Thlaspi arvense</i> L.
15.	Резедові <i>Resedaceae</i>	Резеда <i>Reseda</i>	Резеда жовта <i>Reseda lutea</i> L.
16.	Первоцвітові <i>Primulaceae</i>	Курячі очка звичайні <i>Anagallis</i>	Курячі очка звичайні <i>Anagallis arvensis</i> L.
		Первоцвіт <i>Primula</i>	Первоцвіт весняний <i>Primula veris</i> L.
17.	Розові <i>Rosaceae</i>	Глід <i>Crataegus</i>	Глід одноматочковий <i>Crataegus monogyna</i> Jacq.
		Перстач <i>Potentilla</i>	Перстач гусячий <i>Potentilla anserina</i> L.
			Перстач прямостоячий <i>Potentilla erecta</i> (L.) Raeusch
		Слива <i>Prunus</i>	Слива розлога <i>Prunus cerasifera</i> Ehrh.
		Груша <i>Pyrus</i>	Груша звичайна <i>Pyrus communis</i> L.
		Шипшина <i>Rosa</i>	Шипшина собача <i>Rosa canina</i> L.
		Ожина <i>Rubus</i>	Ожина сиза <i>Rubus caesius</i> L.
18.	Бобові	Робінія	Робінія псевдоакація

	<i>Fabaceae</i>	<i>Robinia</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.
		Люцерна <i>Medicago</i>	Люцерна серповидна <i>Medicago falcata</i> L.
			Люцерна посівна <i>Medicago sativa</i> L.
		Буркун <i>Melilotus</i>	Буркун лікарський <i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.
			Буркун білий <i>Melilotus albus</i> Medik.
		Секурігера <i>Securigera</i>	Секурігера барвиста <i>Securigera varia</i> (L.) Lassen
		Конюшина <i>Trifolium</i>	Конюшина гібридна <i>Trifolium hybridum</i> L.
			Конюшина лучна <i>Trifolium pratense</i> L.
			Конюшина повзуча <i>Trifolium repens</i> L.
		Горошок <i>Vicia</i>	Горошок мишачий <i>Vicia cracca</i> L.
19.	Маслинкові <i>Elaeagnaceae</i>	Обліпиха <i>Hippophae</i>	Обліпиха крушиновидна <i>Hippophae rhamnoides</i> L.
20.	Онагрові <i>Onagraceae</i>	Енотера <i>Oenothera</i>	Енотера дворічна <i>Oenothera biennis</i> Scop.
		Зніт <i>Epilobium</i>	Хамерій вузьколистий <i>Epilobium angustifolium</i> L.
			Зніт шорсткий <i>Epilobium hirsutum</i> L.
21.	Кизилові <i>Cornaceae</i>	Свидина <i>Swida</i>	Свидина криваво-червона <i>Swida sanguinea</i> (L.) Opiz
			Свидина біла <i>Swida alba</i> (L.) Opiz.
22.	Сапіндові <i>Sapindaceae</i>	Клен <i>Acer</i>	Клен ясенелистий <i>Acer negundo</i> L.
23.	Квасеницеві <i>Oxalidaceae</i>	Квасениця <i>Oxalis</i>	Квасениця пряма <i>Oxalis fontana</i> Bunge
24.	Геранієві <i>Geraniaceae</i>	Грабельки <i>Erodium</i>	Грабельки звичайні <i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.
25.	Зонтичні <i>Apiaceae</i>	Яглиця <i>Aegopodium</i>	Яглиця звичайна <i>Aegopodium podagraria</i> L.
		Морква <i>Daucus</i>	Морква дика <i>Daucus carota</i> L.
		Пастернак <i>Pastinaca</i>	Пастернак дикий <i>Pastinaca sylvestris</i> Mill
26.	Шорстколисті <i>Boraginaceae</i>	Воловик <i>Anchusa</i>	Воловик лікарський <i>Anchusa officinalis</i> L.
		Синяк <i>Echium</i>	Синяк звичайний <i>Echium vulgare</i> L.

		Медунка <i>Pulmonaria</i>	Медунка лікарська <i>Pulmonaria officinalis</i> Dumort.
27.	Губоцвіті <i>Lamiaceae</i>	Кропива <i>Lamium</i>	Кропива глуха біла <i>Lamium album</i> L.
		Жабрій <i>Galeopsis</i>	Жабрій звичайний <i>Galeopsis tetrahit</i> L.
		Суховершки <i>Prunella</i>	Суховершки звичайні <i>Prunella vulgaris</i> L.
28.	<i>Plantaginaceae</i>	Льоннок <i>Linaria</i>	Льоннок звичайний <i>Linaria vulgaris</i> Mill.
		Подорожник <i>Plantago</i>	Подорожник ланцетолистий <i>Plantago lanceolata</i> L.
			Подорожник великий <i>Plantago major</i> L.
		Вероніка <i>Veronica</i>	Вероніка дібровна <i>Veronica chamaedrys</i> L.
29.	Ранникові <i>Scrophulariaceae</i>	Дивина <i>Verbascum</i>	Дивина густоквіткова <i>Verbascum thapsiforme</i> Schrad.
30.	<i>Campanulaceae</i>	Дзвоники <i>Campanula</i> .	Дзвоники круглолисті <i>Campanula rotundifolia</i> L.
31.	Маренові <i>Rubiaceae</i>	Підмаренник <i>Galium</i>	Підмаренник чіпкий <i>Galium aparine</i> L.
32.	<i>Viburnaceae</i>	Бузина <i>Sambucus</i>	Бузина чорна <i>Sambucus nigra</i> L.
			Бузина трав'яна <i>Sambucus ebulus</i> L.
33.	Айстрові <i>Asteraceae</i>	Амброзія <i>Ambrosia</i>	Амброзія полинолиста <i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.
		Роман <i>Anthemis</i>	Роман польовий <i>Anthemis arvensis</i> L.
			Роман собачий <i>Anthemis cotula</i> L.
		Лопух <i>Arctium</i>	Лопух великий <i>Arctium lappa</i> L.
		Деревій <i>Achillea</i>	Деревій звичайний <i>Achillea millefolium</i> L.
		Полин <i>Artemisia</i>	Полин гіркий <i>Artemisia absinthium</i> L.
			Полин звичайний <i>Artemisia vulgaris</i> L.
		Череда <i>Bidens</i>	Череда трироздільна <i>Bidens tripartita</i> L.
		Будяк <i>Carduus</i>	Будяк акантоподібний <i>Carduus acanthoides</i> L.
			Будяк звичайний <i>Carduus crispus</i> L.
		Осот <i>Cirsium</i>	Осот польовий <i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.
		Жовтий осот <i>Sonchus</i>	Осот жовтий польовий <i>Sonchus arvensis</i> L.



		Цикорій <i>Cichorium</i>	Цикорій звичайний <i>Cichorium intybus</i> L.
		Волошка <i>Centaurea</i>	Волошка лучна <i>Centaurea jacea</i> L.
			Волошка синя <i>Centaurea cyanus</i> (All.) Dost.
		Скереда <i>Crepis</i>	Скереда покрівельна <i>Crepis tectorum</i> L.
		Сідач <i>Eupatorium</i>	Сідач коноплевий <i>Eupatorium cannabinum</i> L.
		Злинка <i>Erigeron</i>	Злинка канадська <i>Erigeron canadensis</i> L.
			Злинка однорічна <i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.
		Галінсога <i>Galinsoga</i>	Галінсога дрібноквіткова <i>Galinsoga parviflora</i> Cav.
			Оман британський <i>Inula britannica</i> L.
		Королиця <i>Leucanthemum</i>	Королиця звичайна <i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.
		Жовтозілля <i>Senecio</i>	Жовтозілля звичайне <i>Senecio vulgaris</i> L.
		Золотушник <i>Solidago</i>	Золотушник канадський <i>Solidago canadensis</i> L.
		Пижмо <i>Tanacetum</i>	Пижмо звичайне <i>Tanacetum vulgare</i> L.
		Кульбаба <i>Taraxacum</i>	Кульбаба лікарська <i>Taraxacum officinale</i> Webb ex Wigg.
		Козельці <i>Tragopogon</i>	Козельці лучні <i>Tragopogon pratensis</i> L.
		Триреберник <i>Tripleurospermum</i>	Триреберник непахучий <i>Tripleurospermum perforatum</i> (Mérat) M. Lainz
		Підбіл <i>Tussilago</i>	Підбіл звичайний <i>Tussilago farfara</i> L.
		Нетреба <i>Xanthium</i>	Нетреба звичайна <i>Xanthium strumarium</i> L.
34.	Злакові <i>Poaceae</i>	Райграс <i>Arrhenatherum</i>	Райграс високий <i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J Presl & C Presl
		Овес <i>Avena</i>	Вівсюг звичайний <i>Avena fatua</i> L.
		Стоколос <i>Bromus</i>	Стоколос польовий <i>Bromus arvensis</i> L.
			Стоколос житній <i>Bromus secalinus</i> L.
			Стоколос покрівельний <i>Bromus tectorum</i> L.

	Куничник <i>Calamagrostis</i>	Куничник наземний <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth.
	Грястиця <i>Dactylis</i>	Грястиця збірна <i>Dactylis glomerata</i> L.
	Плоскуха <i>Echinochloa</i>	Плоскуха звичайна <i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.Beauv.
	Пирій <i>Elymus</i>	Пирій звичайний <i>Elymus repens</i> (L.) Gould.
	Гусятник <i>Eragrostis</i>	Гусятник волосистий <i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.
	Костриця <i>Festuca</i>	Костриця червона <i>Festuca rubra</i> L.
		Костриця лучна <i>Festuca pratensis</i> (Huds.)
	Медова трава <i>Holcus</i>	Медова трава шерстиста <i>Holcus lanatus</i> L.
	Очерет <i>Phragmites</i>	Очерет звичайний <i>Phragmites australis</i> Cav.
	Тимофіївка <i>Phleum</i>	Тимофіївка лучна <i>Phleum pratense</i> L.
	Тонконіг <i>Poa</i>	Тонконіг однорічний <i>Poa annua</i> L.
	Мишій <i>Setaria</i>	Мишій сизий <i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. & Schult.

## Додаток В 2

## Фітоценотичні показники рослинності золошлаковідвалу №3 БуТЕС

	Вид	Проективне покриття, %							Середнє значення	Рясність видів (шкала О. Друде)					
		Дослідні ділянки трав'яної рослинності								Дослідні ділянки деревно-чагарникової рослинності					
		1	2	3	4	5	6	7		1	2	3	4	5	6
1	<i>Achillea millefolium</i> L.	13,00	0,00	12,00	24,00	3,50	56,00	5,50	16,29	—	—	—	—	—	—
2	<i>Acer negundo</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	Un	Sol	0,00	Sp	Un	0,00
3	<i>Aegopodium podagraria</i> L.	14,00	0,95	1,00	0,00	0,00	5,00	0,20	3,02	—	—	—	—	—	—
4	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaerth.	—	—	—	—	—	—	—	—	Cop <sup>1</sup>	Un	0,00	Sol	0,00	Sp
5	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	0,00	8,25	4,25	0,00	0,00	2,00	0,95	2,21	—	—	—	—	—	—
6	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	0,00	5,40	12,00	0,00	13,00	18,00	0,50	6,99	—	—	—	—	—	—
7	<i>Anagallis arvensis</i> L.	0,35	0,00	0,00	0,00	0,45	0,00	1,60	0,34	—	—	—	—	—	—
8	<i>Anchusa officinalis</i> L.	0,00	1,25	0,00	0,00	3,20	1,00	4,50	1,42	—	—	—	—	—	—
9	<i>Anthemis arvensis</i> L.	24,00	42,00	0,00	9,20	12,00	15,00	13,50	16,53	—	—	—	—	—	—
10	<i>Anthemis cotula</i> L.	0,00	0,00	12,00	0,00	34,00	0,00	0,00	6,57	—	—	—	—	—	—
11	<i>Arctium lappa</i> L.	0,00	0,00	0,00	0,00	3,00	0,00	25,00	4,00	—	—	—	—	—	—
12	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	0,95	0,00	0,00	2,56	3,50	0,00	8,00	2,14	—	—	—	—	—	—
13	<i>Artemisia absinthium</i> L.	12,00	0,00	8,00	6,50	2,00	0,00	12,00	5,79	—	—	—	—	—	—
14	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	12,00	3,50	0,00	13,40	24,30	0,00	7,60	8,69	—	—	—	—	—	—
15	<i>Avena fatua</i> L.	1,23	0,00	3,00	2,30	4,50	34,00	5,60	7,23	—	—	—	—	—	—
16	<i>Berteroa incana</i> L.	3,40	0,00	7,60	0,00	0,00	8,90	13,00	4,70	—	—	—	—	—	—
17	<i>Betula pendula</i> Roth.	—	—	—	—	—	—	—	—	Cop <sup>3</sup>	Cop <sup>2</sup>	Cop <sup>2</sup>	Cop <sup>3</sup>	Cop <sup>2</sup>	0,00
18	<i>Bidens tripartita</i> L.	0,00	3,50	0,00	3,60	0,00	0,00	0,00	1,01	—	—	—	—	—	—
19	<i>Bromus arvensis</i> L.	5,40	14,00	27,00	14,50	5,00	3,60	0,00	9,93	—	—	—	—	—	—
20	<i>Bromus secalinus</i> L.	0,00	0,00	7,00	0,80	0,00	0,00	0,00	1,11	—	—	—	—	—	—
21	<i>Bromus tectorum</i> L.	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,80	0,00	0,40	—	—	—	—	—	—

22	<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth.	12,30	46,00	0,00	40,50	11,10	0,00	0,00	15,70	—	—	—	—	—	—
23	<i>Campanula rotundifolia</i> L.	0,00	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	1,50	0,56	—	—	—	—	—	—
24	<i>Capsella bursa-pastoris</i> L.	15,00	0,00	0,95	0,00	24,00	15,00	0,00	7,85	—	—	—	—	—	—
25	<i>Carduus acanthoides</i> L.	0,00	36,00	0,00	24,00	0,00	0,00	0,00	8,57	—	—	—	—	—	—
26	<i>Carduus crispus</i> L.	0,00	0,00	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	—	—	—	—	—	—
27	<i>Carpinus betulus</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	0,00	0,00	Sp	0,00	Un	0,00
28	<i>Centaurea cyanus</i> (All.) Dost.	0,00	24,00	0,00	7,60	0,00	35,00	0,00	9,51	—	—	—	—	—	—
29	<i>Centaurea jacea</i> L.	0,00	0,00	2,45	0,00	0,00	1,89	1,00	0,76	—	—	—	—	—	—
30	<i>Cichorium intybus</i> L.	0,00	0,00	0,00	3,45	0,00	2,59	0,00	0,86	—	—	—	—	—	—
31	<i>Cirsium arvense</i> L.	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	—	—	—	—	—	—
32	<i>Chelidonium majus</i> L.	0,00	5,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	—	—	—	—	—	—
33	<i>Chenopodium glaucum</i> L.	1,26	3,80	0,00	9,00	0,00	4,90	0,00	2,71	—	—	—	—	—	—
34	<i>Chenopodium album</i> L.	0,00	0,00	2,59	0,00	0,00	0,00	12,50	2,52	—	—	—	—	—	—
35	<i>Conyza canadensis</i> L.	0,00	3,45	0,00	0,00	2,90	0,00	0,00	0,91	—	—	—	—	—	—
36	<i>Cornus sanguinea</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	0,00	Sp	0,00	0,00	Un	0,00
37	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	—	—	—	—	—	—	—	—	Sp	0,00	Un	0,00	Sol	Un
38	<i>Crepis tectorum</i> L.	0,00	0,00	5,80	0,00	0,00	0,00	2,30	1,16	—	—	—	—	—	—
39	<i>Dactylis glomerata</i> L.	12,00	7,80	3,60	0,00	21,00	3,40	0,00	6,83	—	—	—	—	—	—
40	<i>Daucus carota</i> L.	1,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,90	0,00	0,39	—	—	—	—	—	—
41	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.Beauv.	2,10	0,00	4,50	0,00	3,40	0,00	0,00	1,43	—	—	—	—	—	—
42	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould,	24,00	2,35	11,00	0,00	0,90	1,35	14,00	7,66	—	—	—	—	—	—
43	<i>Epilobium angustifolium</i> L.	0,00	0,00	0,00	4,50	0,00	0,00	7,80	1,76	—	—	—	—	—	—
44	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	0,00	1,24	0,00	0,00	0,00	0,00	3,50	0,68	—	—	—	—	—	—
45	<i>Equisetum arvense</i> L.	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,57	—	—	—	—	—	—
46	<i>Echium vulgare</i> L.	0,00	8,00	7,50	0,00	14,00	0,00	0,00	4,21	—	—	—	—	—	—
47	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	0,00	3,40	12,00	6,00	0,00	0,00	0,00	3,06	—	—	—	—	—	—

48	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	3,50	0,00	5,00	0,00	0,00	16,00	0,00	3,50	—	—	—	—	—	—
49	<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	0,00	0,00	0,00	3,50	0,00	4,20	0,00	1,10	—	—	—	—	—	—
50	<i>Erysimum cheiranthoides</i> L.	0,00	0,00	3,50	0,00	0,00	6,00	0,00	1,36	—	—	—	—	—	—
51	<i>Euonymus europaea</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	0,00	Sol	Un	0,00	Un	Un
52	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	0,00	0,00	0,00	0,00	2,30	0,00	0,00	0,33	—	—	—	—	—	—
53	<i>Festuca rubra</i> L.	1,50	14,00	1,00	0,00	3,50	0,00	0,00	2,86	—	—	—	—	—	—
54	<i>Festuca pratensis</i> (Huds.)	0,00	1,50	0,00	0,00	0,60	2,00	0,00	0,59	—	—	—	—	—	—
55	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	0,00	0,00	2,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	—	—	—	—	—	—
56	<i>Galium aparine</i> L.	0,00	12,00	0,00	1,50	3,00	1,00	0,00	2,50	—	—	—	—	—	—
57	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	14,00	0,00	34,00	0,00	4,50	3,50	3,00	8,43	—	—	—	—	—	—
58	<i>Hippophae rhamnoides</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	Un	0,00	0,00	Sol	0,00	Cop <sup>1</sup>
59	<i>Holcus lanatus</i> L.	0,00	4,00	36,00	2,00	0,00	14,00	15,00	10,14	—	—	—	—	—	—
60	<i>Inula britannica</i> L.	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	—	—	—	—	—	—
61	<i>Juglans regia</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	0,00	0,00	Sol	0,00	0,00	0,00
62	<i>Lamium album</i> L.	0,00	0,00	2,50	0,00	2,00	0,00	4,50	1,29	—	—	—	—	—	—
63	<i>Lepidium ruderale</i> L.	0,00	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,36	—	—	—	—	—	—
64	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	5,50	0,00	0,00	8,00	0,00	0,00	0,00	1,93	—	—	—	—	—	—
65	<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	2,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	—	—	—	—	—	—
66	<i>Lychnis flos-cuculi</i> (L.) A. Br	0,00	1,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	—	—	—	—	—	—
67	<i>Malva sylvestris</i> L.	0,00	0,00	3,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	—	—	—	—	—	—
68	<i>Melilotus albus</i> L.	0,00	2,30	1,56	0,00	3,50	0,00	1,45	1,47	—	—	—	—	—	—
69	<i>Melilotus officinalis</i> L.	1,34	1,50	2,30	0,00	2,50	0,00	0,00	1,09	—	—	—	—	—	—
70	<i>Medicago falcata</i> L.	2,30	0,00	1,50	0,00	39,00	2,30	12,00	8,16	—	—	—	—	—	—
71	<i>Medicago sativa</i> L.	0,00	4,50	0,00	5,00	0,00	37,00	0,00	6,64	—	—	—	—	—	—
72	<i>Oenothera biennis</i> Scop.	0,00	0,80	0,00	14,00	0,50	9,00	0,00	3,47	—	—	—	—	—	—
73	<i>Oxalis fontana</i> Bunge	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,90	0,13	—	—	—	—	—	—
74	<i>Papaver rhoeas</i> L.	0,00	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	—	—	—	—	—	—

75	<i>Pastinaca sylvestris</i> Mill.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,50	0,00	0,36	—	—	—	—	—	—
76	<i>Persicaria maculosa</i> Gray	4,50	0,00	34,00	35,00	1,40	0,00	0,00	10,70	—	—	—	—	—	—
77	<i>Phragmites australis</i> L.	0,00	12,00	0,00	0,00	45,00	0,00	3,40	8,63	—	—	—	—	—	—
78	<i>Phleum pratense</i> L.	1,30	0,00	0,96	2,30	0,00	0,30	0,00	0,69	—	—	—	—	—	—
79	<i>Pinus sylvestris</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	Un	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
80	<i>Plantago lanceolata</i> L.	0,00	0,00	1,80	0,00	1,50	0,00	0,00	0,47	—	—	—	—	—	—
81	<i>Plantago major</i> L.	36,00	3,50	0,00	0,00	45,00	1,50	0,00	12,29	—	—	—	—	—	—
82	<i>Poa trivialis</i> L.	1,00	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	—	—	—	—	—	—
83	<i>Polygonum aviculare</i> L.	0,00	12,30	0,00	0,00	8,60	15,40	0,00	5,19	—	—	—	—	—	—
84	<i>Populus alba</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	Cop <sup>2</sup>	Sp	Sol	Sp	0,00	Un
85	<i>Populus nigra</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	0,00	Sp	Sol	Cop <sup>2</sup>	Cop <sup>2</sup>	0,00
86	<i>Populus tremula</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	Soc	Cop <sup>3</sup>	Cop <sup>2</sup>	Soc	Un	0,00
87	<i>Potentilla anserina</i> L.	0,00	4,30	0,00	0,00	0,00	1,25	0,00	0,79	—	—	—	—	—	—
88	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Raeusch	0,00	0,00	3,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	—	—	—	—	—	—
89	<i>Primula veris</i> L.	2,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,10	0,63	—	—	—	—	—	—
90	<i>Prunella vulgaris</i> L.	0,00	1,80	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,54	—	—	—	—	—	—
91	<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Un	0,00	Sp	0,00
92	<i>Pyrus communis</i> L.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Un	0,00	0,00
93	<i>Pulmonaria officinalis</i> Dumort.	14,00	2,34	5,00	0,00	25,00	0,00	12,00	8,33	—	—	—	—	—	—
94	<i>Ranunculus polyanthemus</i> L.	13,00	0,00	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	2,06	—	—	—	—	—	—
95	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	39,00	3,50	2,40	0,00	12,00	0,00	1,50	8,34	—	—	—	—	—	—
96	<i>Reseda lutea</i> L.	0,00	0,00	1,30	18,00	2,00	0,00	0,00	3,04	—	—	—	—	—	—
97	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	0,00	0,00	Sol	Sp	Sol	Cop <sup>2</sup>
98	<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser	1,34	0,00	0,00	0,00	1,05	0,00	0,00	0,34	—	—	—	—	—	—
99	<i>Rosa canina</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	Sol	0,00	0,00	Un	0,00	0,00
100	<i>Rumex crispus</i> L.	0,00	0,00	0,00	2,35	0,00	0,00	0,00	0,34	—	—	—	—	—	—
101	<i>Rubus caesius</i> L.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	—	—	—	—	—	—

102	<i>Salix acutifolia</i> Willd.	—	—	—	—	—	—	—	—	0,00	Sp	Sol	Sp	0,00	Sp
103	<i>Salix caprea</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	Un	Soc	Cop <sup>2</sup>	Un	Sp	Sp
104	<i>Sambucus ebulus</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	0,00	Sp	0,00	0,00	0,00	Sol
105	<i>Sambucus nigra</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—	Un	0,00	Un	0,00	Un	Sp
106	<i>Saponaria officinalis</i> L.	0,00	0,00	0,00	3,40	0,00	0,00	0,00	0,49	—	—	—	—	—	—
107	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	1,24	0,00	3,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	—	—	—	—	—	—
108	<i>Senecio vulgaris</i> L.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,30	0,33	—	—	—	—	—	—
109	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. & Schult.	0,00	1,50	0,00	0,00	2,50	0,00	0,00	0,57	—	—	—	—	—	—
110	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	0,00	0,00	0,00	13,00	0,00	0,00	0,00	1,86	—	—	—	—	—	—
111	<i>Sinapis arvensis</i> L.	0,00	14,50	0,00	0,00	0,00	2,70	0,00	2,46	—	—	—	—	—	—
112	<i>Solidago virgaurea</i> L.	14,50	0,00	25,00	0,00	9,00	0,00	0,00	6,93	—	—	—	—	—	—
113	<i>Sonchus arvensis</i> L.	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	5,60	0,00	1,16	—	—	—	—	—	—
114	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	0,90	34,00	0,00	2,50	0,00	2,30	0,00	5,67	—	—	—	—	—	—
115	<i>Stellaria graminea</i> L.	0,00	1,34	0,00	0,00	3,60	0,00	0,00	0,71	—	—	—	—	—	—
116	<i>Tanacetum vulgare</i> L.	0,00	0,00	0,00	14,00	8,60	0,00	0,00	3,23	—	—	—	—	—	—
117	<i>Taraxacum officinale</i> Wigg.	0,00	5,60	23,00	2,50	0,00	19,00	0,00	7,16	—	—	—	—	—	—
118	<i>Thlaspi arvense</i> L.	0,00	2,30	0,00	0,00	3,40	1,50	0,00	1,03	—	—	—	—	—	—
119	<i>Tragopogon pratensis</i> L.	0,00	1,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	—	—	—	—	—	—
120	<i>Trifolium hybridum</i> L.	0,00	3,40	2,60	0,00	3,70	0,00	0,00	1,62	—	—	—	—	—	—
121	<i>Trifolium pratense</i> L.	0,00	6,50	0,00	0,00	1,50	0,00	0,00	1,14	—	—	—	—	—	—
122	<i>Trifolium repens</i> L.	1,20	13,40	22,00	15,00	0,00	26,00	2,45	11,44	—	—	—	—	—	—
123	<i>Tripleurospermum perforatum</i> (Mérat) M. Lainz	0,00	0,00	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,36	—	—	—	—	—	—
124	<i>Tussilago farfara</i> L.	8,00	0,00	39,00	14,00	9,00	0,00	0,00	10,00	—	—	—	—	—	—
125	<i>Urtica dioica</i> L.	2,00	0,00	0,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42	—	—	—	—	—	—
126	<i>Verbena officinalis</i> L.	0,00	2,34	0,00	0,00	3,50	0,00	0,00	0,83	—	—	—	—	—	—

127	<i>Verbascum thapsiforme</i> Schröd.	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	1,09	0,23	—	—	—	—	—	—
128	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	0,00	4,60	0,00	0,00	2,50	0,00	0,86	1,14	—	—	—	—	—	—
129	<i>Vicia cracca</i> L.	5,00	0,00	10,00	23,00	0,00	14,00	0,00	7,43	—	—	—	—	—	—
130	<i>Viola odorata</i> L.	0,00	0,00	0,00	10,00	0,00	2,00	0,00	1,71	—	—	—	—	—	—
131	<i>Xanthium strumarium</i> L.	14,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	—	—	—	—	—	—



## Екологічний аналіз рослинності золошлаковідвалу №3

Ознака	Категорія	Кількість видів	Відсоток, %
Життєвий цикл	Однорічники	30	23 %
	Дворічники	8	6.11 %
	Багаторічники	82	62.59 %
	Однорічники / Дворічники	8	6.11 %
	Інші (Однорічники / Багаторічник; Дворічники / Багаторічник)	3	2.29 %
Життєва форма	Дерева	13	9.92 %
	Кущі	2	1.53 %
	Напівкущі	2	1.53 %
	Трави	93	70.99 %
	Злаки	16	12.21 %
	Кущі / Дерева	4	3.06 %
	Кущі / Напівкущі	1	0.76 %
Життєві форми рослин за Раункієром	Хамефіти	2	1.53 %
	Геофіти	5	3.82 %
	Гемікриптофіти	56	42.75 %
	Макрофанерофіти	12	9.16 %
	Нанофанерофіти	4	3.05 %
	Псевдофанерофіти	1	0.76 %
	Терофіти	26	19.85 %
	Терофіти / Гемікриптофіти	14	10.69 %
	Інші (Гемікриптофіти / Геофіти; Макрофанерофіти / Нанофанерофіти; Гемікриптофіти / Хамефіти)	11	8.39 %
Тип репродукції	Насінням/Спорами	73	55.73 %
	Переважно насінням, рідше вегетативно	14	10.69 %
	Насінням та вегетативно	40	30.53 %
	Переважно вегетативно, рідше насінням	4	3.05 %
	Вегетативно	-	-
Запилення	Самозапилення / ентомофілія	38	29,24%
	Ентомофілія	37	28,46%
	Анемофілія	26	20%
	Самозапилення	5	3,85%
	Анемофілія / Самозапилення	3	2,31%
	Анемофілія / Ентомофілія	3	2,31%
	Ентомофілія / Гейтоногамія	3	2,31%

	Самозапилення / Клейстогамія / Ентомофілія	3	2,31%
	Анемофілія / Клейстогамія	2	1,53%
	Ентомофілія / Анемофілія / Гейтоногамія	2	1,53%
	Самозапилення / Псевдоклейстогамія / Ентомофілія	2	1,53%
	Самозапилення / Псевдоклейстогамія	1	0,77%
	Анемофілія / Самозапилення / Ентомофілія	1	0,77%
	Псевдоклейстогамія / Ентомофілія	1	0,77%
	Клейстогамія / Ентомофілія	1	0,77%
	Самозапилення / Ентомофілія / Гейтоногамія	1	0,77%
	Анемофілія / Самозапилення / Клейстогамія / Псевдоклейстогамія	1	0,77%
	Автохорія	16	12,21 %
	Анемохорія	12	9,16 %
Поширення діаспор	Зоохорія	45	34,35 %
	Зоохорія-Автохорія	19	14,50 %
	Зоохорія-Антропохорія	2	1,53 %
	Автохорія-Антропохорія	4	3,05 %
	Анемохорія-Антропохорія	7	5,34 %
	Анемохорія-Автохорія	7	5,34 %
	Анемохорія-Зоохорія	12	9,16 %
	Гідрохорія-Зоохорія	4	3,05 %
	Гідрохорія	1	0,76 %
	Автохорія/Анемохорія/Антропохорія	1	0,76 %
	Зоохорія/Гідрохорія/Антропохорія	1	0,76 %
Екологічна стратегія	Конкуренти (C, competitors)	50	38.18 %
	Конкуренти-рудерали (CR, competitors/ruderals)	36	27.48 %
	Конкуренти-стрес-толеранти (CS, competitors/stress-tolerators)	10	7.63 %
	Конкуренти-стрес-толеранти- рудерали (CSR, competitors/stress- tolerators/ruderals)	23	17.56 %
	Рудерали (R, ruderals)	10	7.63 %
	Стрес-толеранти (S, stress-tolerators)	1	0.76 %
	Стрес-толеранти-рудерали (SR, stress-tolerators/ruderals)	1	0.76 %

## Додаток В 4

## Екологічний аналіз рослинності золошлаковідвалу №3 Бурштинської ТЕС

№	Вид	Флористичний статус		Ступінь натуралізації	Морфологічна характеристика			Особливості репродукції			Ценотична стратегія
		Археофіт/Неофіт	Абориген		Життєвий цикл	Життєва форма	Життєва форма за К. Раункієром	Запилення	Тип відтворення	Поширення	
1.	<i>Achillea millefolium</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Барохорія; Анемохорія	С (конкурент)
2.	<i>Acer negundo</i> L.	Неофіт		Агіофіт	Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Анемофілія	Насінням та вегетативно	Анемохорія	С (конкурент)
3.	<i>Aegopodium podagraria</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Переважно вегетативно, рідше насінням	Автохорія	С (конкурент)
4.	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaerth.		Абориген		Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Анемофілія	Переважно насінням, рідше вегетативно	Епізоохорія; Антропохорія	С (конкурент)
5.	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	Неофіт		Агіофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Анемофілія/Автогамія	Насінням/Спорами	Барохорія; Ендозоохорія	CR (конкурент/рудерал)
6.	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	Неофіт		Епекофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Анемофілія	Насінням/Спорами	Барохорія	CR (конкурент/рудерал)
7.	<i>Anagallis arvensis</i> L.	Археофіт		Агіофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Автогамія/Псевдоклейстогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Барохорія; Антропохорія	R (рудерал)
8.	<i>Anchusa officinalis</i> L.	Археофіт		Агіофіт	Дворічний/Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Мірмекохорія	CS (конкурент/стрес-толерант)
9.	<i>Anthemis arvensis</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Однорічний	Трава	Терофіт/Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Антропохорія	CR (конкурент/рудерал)
10.	<i>Anthemis cotula</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Однорічний	Трава	Терофіт/Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Антропохорія	CR (конкурент/рудерал)

11.	<i>Arctium lappa</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Дворічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Антропохорія	С (конкурент)
12.	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl		Абориген		Багаторічний	Злак	Гемікриптофіт	Анемофілія	Переважно насінням, рідше вегетативно	Епізоохорія; Ендозоохорія	С (конкурент)
13.	<i>Artemisia absinthium</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Анемофілія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Зоохорія; Анемохорія	CS (конкурент/стрес-толерант)
14.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Анемофілія	Насінням та вегетативно	Зоохорія	С (конкурент)
15.	<i>Avena fatua</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Однорічний	Злак	Терофіт/ Гемікриптофіт	Анемофілія/ Автогамія	Насінням/Спорами	Епізоохорія; Ендозоохорія	CR (конкурент/рудерал)
16.	<i>Berteroa incana</i> L.	Неофіт		Епекофіт	Однорічний/Дворічний	Трава	Терофіт/ Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Антропохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
17.	<i>Betula pendula</i> Roth.		Абориген		Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Анемофілія	Насінням/Спорами	Епізоохорія; Ендозоохорія	С (конкурент)
18.	<i>Bidens tripartita</i> L.		Абориген		Однорічний	Трава	Терофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Зоохорія; Гідрохорія; Антропохорія	CR (конкурент/рудерал)
19.	<i>Bromus arvensis</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Однорічний	Злак	Терофіт	Автогамія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Епізоохорія; Ендозоохорія	CR (конкурент/рудерал)
20.	<i>Bromus secalinus</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Однорічний	Злак	Терофіт	Анемофілія/ Автогамія/Клейстогамія/Псевдоклейстогамія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Епізоохорія; Ендозоохорія	CR (конкурент/рудерал)
21.	<i>Bromus tectorum</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Однорічний	Злак	Терофіт	Анемофілія/ Автогамія/Клейстогамія	Насінням/Спорами	Епізоохорія	R (рудерал)
22.	<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth.		Абориген		Багаторічний	Злак	Геофіт	Анемофілія	Насінням та вегетативно	Епізоохорія	С (конкурент)

23.	<i>Campanula rotundifolia</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Автохорія; Епізоохорія; Ендозоохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
24.	<i>Capsella bursa-pastoris</i> L.		Абориген		Однорічний/Дворічний	Трава	Терофіт/Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Автохорія; Антропохорія	R (рудерал)
25	<i>Carduus acanthoides</i> L.	Археофіт		Агіофіт	Дворічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Антропохорія	CR (конкурент/рудерал)
26	<i>Carduus crispus</i> L.		Абориген		Дворічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Епізоохорія; Ендозоохорія	CR (конкурент/рудерал)
27	<i>Carpinus betulus</i> L.		Абориген		Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Анемофілія	Переважно насінням, рідше вегетативно	Ендозоохорія	C (конкурент)
28	<i>Centaurea cyanus</i> (All.) Dost.	Археофіт		Епекофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Автохорія; Епізоохорія; Ендозоохорія	CR (конкурент/рудерал)
29	<i>Centaurea jacea</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Анемофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Барохорія	C (конкурент)
30	<i>Cichorium intybus</i> L.	Археофіт		Агіофіт	Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Зоохорія; Антропохорія	C (конкурент)
31	<i>Cirsium arvense</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Геофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Автохорія; Анемохорія; Антропохорія	C (конкурент)
32.	<i>Chelidonium majus</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Автохорія; Мірмекохорія; Антропохорія	CR (конкурент/рудерал)
33.	<i>Chenopodium glaucum</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Анемофілія	Насінням/Спорами	Ендозоохорія	CR (конкурент/рудерал)
34.	<i>Chenopodium album</i> L.	Археофіт		Агіофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Анемофілія	Насінням/Спорами	Барохорія; Ендозоохорія	SR (стрес-толерант/рудерал)

35.	<i>Conyza canadensis</i> L.	Неофіт		Агріофіт	Однорічний/Ві Однорічний	Трава	Терофіт/Гемікриптофіт	Автогамія	Насінням/Спорами	Анемохорія	CR (конкурент/рудерал)
36.	<i>Cornus sanguinea</i> L.		Абориген		Багаторічний	Кущ	Нанофанерофіт	Ентомофілія/Гетіогамія	Насінням та вегетативно	Ендозоохорія	C (конкурент)
37.	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Абориген			Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт/Нанофанерофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Ендозоохорія	C (конкурент)
38.	<i>Crepis tectorum</i> L.		Абориген		Однорічний	Трава	Терофіт/Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія/Гетіогамія	Насінням/Спорами	Анемохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
39.	<i>Dactylis glomerata</i> L.		Абориген		Багаторічний	Злак	Гемікриптофіт	Анемофілія	Переважно насінням, рідше вегетативно	Епізоохорія; Ендозоохорія	CS (конкурент/стрес-толерант)
40.	<i>Daucus carota</i> L.		Абориген		Дворічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Зоохорія	CR (конкурент/рудерал)
41.	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.Beauv.	Археофіт		Агріофіт	Однорічний	Злак	Терофіт	Анемофілія/Автогамія/Клейстогамія	Насінням/Спорами	Епізоохорія; Ендозоохорія	CR (конкурент/рудерал)
42.	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould,		Абориген		Багаторічний	Злак	Гемікриптофіт/Геофіт	Анемофілія	Переважно вегетативно, рідше насінням	Барохорія; Ендозоохорія	CR (конкурент/рудерал)
43.	<i>Epilobium angustifolium</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Ендозоохорія	S (стрес-толерант)
44.	<i>Epilobium hirsutum</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія	Насінням та вегетативно	Анемохорія	C (конкурент)
45.	<i>Equisetum arvense</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Геофіт	-	Насінням та вегетативно	Гідроохорія	CR (конкурент/рудерал)
46.	<i>Echium vulgare</i> L.	Археофіт		Епекіофіт	Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Епізоохорія	CR (конкурент/рудерал)
47.	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	Неофіт		Агріофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія	CR (конкурент/рудерал)

48.	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.		Абориген		Однорічний	Трава	Терофіт	Автогамія/Ен- томофілія	Насінням/Сп- орами	Автохорія	R (рудерал)
49.	<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	Неофіт		Епекофіт	Однорічний	Злак	Терофіт	Анемофілія	Насінням/Сп- орами	Епізоохорія	R (рудерал)
50.	<i>Erysimum cheiranthoides</i> L.		Абориген		Однорічний/Ві- Однорічний	Трава	Терофіт/Гемікри- птофіт	Автогамія/Ен- томофілія	Насінням/Сп- орами	Анемохорія; Балохорія	CR (конкурент/рудерал)
51.	<i>Euonymus europaea</i> L.		Абориген		Багаторічний	Кущ	Нанофанерофіт	Ентомофілія	Насінням/Сп- орами	Ендозоохорія	C (конкурент)
52.	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія/ Гетіогамія	Насінням та вегетативно	Анемохорія	C (конкурент)
53.	<i>Festuca rubra</i> L.		Абориген		Багаторічний	Злак	Гемікриптофіт	Анемофілія	Насінням та вегетативно	Епізоохорія; Ендозоохорія	C (конкурент)
54.	<i>Festuca pratensis</i> (Huds.)		Абориген		Багаторічний	Злак	Гемікриптофіт	Анемофілія	Насінням/Сп- орами	Епізоохорія	C (конкурент)
55.	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.		Абориген		Однорічний	Трава	Терофіт	Автогамія/Ен- томофілія	Насінням/Сп- орами	Барохорія; Епізоохорія	CR (конкурент/рудерал)
56.	<i>Galium aparine</i> L.		Абориген		Однорічний	Трава	Терофіт	Автогамія/Ен- томофілія	Насінням/Сп- орами	Епізоохорія	CR (конкурент/рудерал)
57.	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Неофіт		Агріофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Автогамія/Ен- томофілія	Насінням/Сп- орами	Анемохорія	CR (конкурент/рудерал)
58.	<i>Hippophae rhamnoides</i> L.		Абориген		Багаторічний	Кущ/Дерево	Нанофанерофіт	Анемофілія	Насінням та вегетативно	Зоохорія	C (конкурент)
59.	<i>Holcus lanatus</i> L.		Абориген		Багаторічний	Злак	Гемікриптофіт	Анемофілія/ Автогамія	Насінням та вегетативно	Епізоохорія; Ендозоохорія	C (конкурент)
60.	<i>Inula britannica</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Анемохорія	CSR (конкурент/стрес- толерант/рудерал)
61.	<i>Juglans regia</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Анемофілія	Насінням/Сп- орами	Зоохорія; Антропохорія	C (конкурент)
62.	<i>Lamium album</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ен- томофілія	Насінням та вегетативно	Барохорія	CSR (конкурент/стрес- толерант/рудерал)
63.	<i>Lepidium ruderales</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Однорічний/Д	Трава	Терофіт/Гемікри- птофіт	Автогамія	Насінням/Сп- орами	Балохорія	R (рудерал)

					ворічний						
64.	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Балохорія; Епізоохорія	С (конкурент)
65	<i>Linaria vulgaris</i> Mill.		Абориген		Багаторічний	Трава	Геофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Балохорія; Епізоохорія; Ендозоохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
66.	<i>Lychnis flos-cuculi</i> (L.) A. Br		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Автохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
67.	<i>Malva sylvestris</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Балохорія	С (конкурент)
68.	<i>Melilotus albus</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Автохорія; Анемохорія	CS (конкурент/стрес-толерант)
69.	<i>Melilotus officinalis</i> L.	Неофіт		Епекофіт	Багаторічний	Трава	Хамефіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Епізоохорія	С (конкурент)
70.	<i>Medicago falcata</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Однорічний/Дворічний	Трава	Терофіт/Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Ендзоохорія	CR (конкурент/рудерал)
71.	<i>Medicago sativa</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Однорічний/Багаторічний	Трава	Терофіт/Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Ендзоохорія	CR (конкурент/рудерал)
72.	<i>Oenothera biennis</i> Scop.		Абориген		Дворічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Балохорія	CR (конкурент/рудерал)
73.	<i>Oxalis fontana</i> Bunge	Неофіт		Агріофіт	Багаторічний	Трава	Геофіт	Автогамія/Псевдоклейстогамія	Насінням та вегетативно	Ендозоохорія	R (рудерал)
74.	<i>Papaver rhoeas</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Балохорія	CR (конкурент/рудерал)
75.	<i>Pastinaca sylvestris</i> Mill.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія	С (конкурент)
76.	<i>Persicaria maculosa</i> Gray		Абориген		Однорічний	Трава	Терофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Ендозоохорія; Антропохорія	CR (конкурент/рудерал)



77.	<i>Phragmites australis</i> L.		Абориген		Багаторічний	Куш/Напівкущ	Гідрофіт/Геофіт	Анемофілія	Переважаю вегетативно, рідше насінням	Епізооохорія; Гідроохорія	CS (конкурент/стрес-толерант)
78.	<i>Phleum pratense</i> L.		Абориген		Багаторічний	Злак	Гемікриптофіт/Геофіт	Анемофілія/Автогамія/Ентомофілія	Переважаю насінням, рідше вегетативно	Епізооохорія; Ендозоохорія	CS (конкурент/стрес-толерант)
79.	<i>Pinus sylvestris</i> L.		Абориген		Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Анемофілія	Насінням/Спорами	Автоохорія; Епізооохорія; Ендозоохорія	C (конкурент)
80.	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Анемофілія/Автогамія/Гетіогамія	Переважаю насінням, рідше вегетативно	Анемоохорія; Епізооохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
81.	<i>Plantago major</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Анемофілія/Автогамія/Гетіогамія	Переважаю насінням, рідше вегетативно	Епізооохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
82.	<i>Poa trivialis</i> L.		Абориген		Багаторічний	Злак	Гемікриптофіт/Геофіт	Анемофілія	Насінням та вегетативно	Епізооохорія; Ендозоохорія; Бароохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
83.	<i>Polygonum aviculare</i> L.		Абориген		Однорічний	Трава	Терофіт	Автогамія/Клейстогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемоохорія; Зоохорія	R (рудерал)
84.	<i>Populus alba</i> L.		Абориген		Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Анемофілія	Переважаю насінням, рідше вегетативно	Автоохорія; Епізооохорія	C (конкурент)
85.	<i>Populus nigra</i> L.		Абориген		Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Анемофілія	Переважаю насінням, рідше вегетативно	Автоохорія; Епізооохорія	C (конкурент)
86.	<i>Populus tremula</i> L.		Абориген		Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Анемофілія	Насінням та вегетативно	Автоохорія; Епізооохорія	C (конкурент)
87.	<i>Potentilla anserina</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Ендозоохорія; Гідроохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)

88.	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Raeusch		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Епізооохорія; Ендозоохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
89.	<i>Primula veris</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Епізооохорія; Ендозоохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
90.	<i>Prunella vulgaris</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт/Геофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Епізооохорія; Ендозоохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
91.	<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh.	Неофіт		Епекофіт	Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Ендозоохорія	С (конкурент)
92.	<i>Pyrus communis</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Ентомофілія	Переважно насінням, рідше вегетативно	Ендозоохорія	С (конкурент)
93.	<i>Pulmonaria officinalis</i> Dumort.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Зоохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
94.	<i>Ranunculus polyanthemos</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Епізооохорія	CS (конкурент/стрес-толерант)
95.	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Балохорія	CR (конкурент/рудерал)
96.	<i>Reseda lutea</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Однорічний/Дворічний	Трава	Терофіт/Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Балохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
97.	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Неофіт		Агріофіт	Багаторічний	Дерево	Макрофанерофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Автохорія	С (конкурент)
98.	<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Автохорія; Анемохорія	CS (конкурент/стрес-толерант)
99.	<i>Rosa canina</i> L.		Абориген		Багаторічний	Напівкущ	Нанофанерофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Ендозоохорія	С (конкурент)
100.	<i>Rumex crispus</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Анемофілія	Насінням та вегетативно	Ендозоохорія	С (конкурент)
101.	<i>Rubus caesius</i> L.				Багаторічний	Напівкущ	Псевдофанерофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Ендозоохорія	С (конкурент)

102.	<i>Salix acutifolia</i> Willd.	Неофіт		Ефемерофіт	Багаторічний	Куш/Дерево	Макрофанерофіт/Нанофанерофіт	Анемофілія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Автохорія; Антропохорія	С (конкурент)
103.	<i>Salix caprea</i> L.		Абориген		Багаторічний	Куш/Дерево	Макрофанерофіт/Нанофанерофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Автохорія; Антропохорія	С (конкурент)
104.	<i>Sambucus ebulus</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Ендозоохорія	С (конкурент)
105.	<i>Sambucus nigra</i> L.		Абориген		Багаторічний	Куш/Дерево	Макрофанерофіт/Нанофанерофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Ендозоохорія	С (конкурент)
106.	<i>Saponaria officinalis</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Балохорія	С (конкурент)
107.	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Переважно насінням, рідше вегетативно	Епізоохорія	С (конкурент)
108.	<i>Senecio vulgaris</i> L.		Абориген		Однорічний/Дворічний	Трава	Терофіт/Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемохорія; Мірмекохорія	R (рудерал)
109.	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. & Schult.	Археофіт		Агріофіт	Однорічний	Злак	Терофіт	Автогамія	Переважно насінням, рідше вегетативно	Барохорія; Мірмекохорія	CS (конкурент/стрес-толерант)
110.	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke		Абориген		Багаторічний	Трава	Хамефіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Автохорія; Епізоохорія; Ендозоохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
111.	<i>Sinapis arvensis</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Псевдоклейстогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Автохорія; Анемохорія	CR (конкурент/рудерал)
112.	<i>Solidago virgaurea</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Епізоохорія	С (конкурент)
113.	<i>Sonchus arvensis</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Анемохорія; Антропохорія	CR (конкурент/рудерал)

114.	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Археофіт		Агріофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Автогамія/Клейстогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Епізооохорія; Мірмекоохорія	CR (конкурент/рудерал)
115.	<i>Stellaria graminea</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Анемоохорія	CS (конкурент/стрес-толерант)
116.	<i>Tanacetum vulgare</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Переважно насінням, рідше вегетативно	Ендозоохорія; Анемоохорія	C (конкурент)
117.	<i>Taraxacum officinale</i> Wigg.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемоохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
118.	<i>Thlaspi arvense</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Автогамія/Клейстогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемоохорія; Балохорія	R (рудерал)
119.	<i>Tragopogon pratensis</i> L.		Абориген		Дворічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Епізооохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
120.	<i>Trifolium hybridum</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Анемоохорія; Ендзоохорія	C (конкурент)
121.	<i>Trifolium pratense</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Епізооохорія; Ендозоохорія	C (конкурент)
122.	<i>Trifolium repens</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Ендозоохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
123.	<i>Tripleurospermum perforatum</i> (Mérat) M. Lainz	Археофіт		Агріофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Ентомофілія	Насінням/Спорами	Балохорія	CR (конкурент/рудерал)
124.	<i>Tussilago farfara</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія/Гетіогамія	Насінням та вегетативно	Анемоохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
125.	<i>Urtica dioica</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт/Хамефіт	Анемофілія/Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Мірмекоохорія	C (конкурент)
126.	<i>Verbena officinalis</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Однорічний/Багаторічний	Трава	Терофіт/Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Епізооохорія; Ендозоохорія	CR (конкурент/рудерал)
127.	<i>Verbascum thapsiforme</i> Schrad.		Абориген		Дворічний	Трава	Гемікриптофіт	Автогамія/Ентомофілія	Насінням/Спорами	Автохорія	C (конкурент)

128.	<i>Veronica chamaedrys</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт/Геофіт	Псевдоклейстогамія/Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Автохорія; Епізоохорія; Ендозоохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
129.	<i>Vicia cracca</i> L.		Абориген		Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Ентомофілія	Переважно насінням, рідше вегетативно	Автохорія; Ендозоохорія	C (конкурент)
130.	<i>Viola odorata</i> L.	Археофіт		Агріофіт	Багаторічний	Трава	Гемікриптофіт	Клейстогамія / Ентомофілія	Насінням та вегетативно	Автохорія; Балохорія	CSR (конкурент/стрес-толерант/рудерал)
131.	<i>Xanthium strumarium</i> L.	Археофіт		Епекофіт	Однорічний	Трава	Терофіт	Анемофілія	Насінням/Спорами	Епізоохорія; Гідрохорія	CR (конкурент/рудерал)

## Насіннева суміш для цілей відновлення рослинного покриву золошлаковідвалів

№	Вид	Життєва форма	Життєвий цикл	Ценотична стратегія
1	<i>Achillea millefolium</i> L.	Трав'яний вид	Багаторічник	Конкурент (С)
2	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	Злак	Багаторічник	Конкурент (С)
3	<i>Campanula rotundifolia</i> L.	Трав'яний вид	Багаторічник	Конкурент/стрес- толернат/рудерал (CSR)
4	<i>Centaurea jacea</i> L.	Трав'яний вид	Багаторічник	Конкурент (С)
5	<i>Dactylis glomerata</i> L.	Злак	Багаторічник	Конкурент/стрес- толерант (CS)
6	<i>Daucus carota</i> L.	Трав'яний вид	Дворічник	Конкурент/рудерал (CR)
7	<i>Echium vulgare</i> L.	Трав'яний вид	Багаторічник	Конкурент/рудерал (CR)
8	<i>Festuca rubra</i> L.	Злак	Багаторічник	Конкурент (С)
9	<i>Festuca pratensis</i> (Huds.)	Злак	Багаторічник	Конкурент (С)
10	<i>Holcus lanatus</i> L.	Злак	Багаторічник	Конкурент (С)
11	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	Трав'яний вид	Багаторічник	Конкурент (С)
12	<i>Melilotus albus</i> L.	Трав'яний вид (бобові)	Багаторічник	Конкурент/стрес- толерант (CS)
13	<i>Melilotus officinalis</i> L.	Трав'яний вид (бобові)	Багаторічник	Конкурент (С)
14	<i>Phleum pratense</i> L.	Злак	Багаторічник	Конкурент/стрес- толерант (CS)
15	<i>Plantago lanceolata</i> L.	Трав'яний вид	Багаторічник	Конкурент/стрес- толернат/рудерал (CSR)
16	<i>Poa trivialis</i> L.	Злак	Багаторічник	Конкурент/стрес- толернат/рудерал (CSR)
17	<i>Prunella vulgaris</i> L.	Трав'яний вид	Багаторічник	Конкурент/стрес- толернат/рудерал (CSR)
18	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	Трав'яний вид (бобові)	Багаторічник	Конкурент (С)
19	<i>Tragopogon pratensis</i> L.	Трав'яний вид	Дворічник	Конкурент/стрес- толернат/рудерал (CSR)
20	<i>Trifolium pratense</i> L.	Трав'яний вид (бобові)	Багаторічник	Конкурент (С)
21	<i>Trifolium repens</i> L.	Трав'яний вид (бобові)	Багаторічник	Конкурент/стрес- толернат/рудерал (CSR)
22	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	Трав'яний вид	Багаторічник	Конкурент/стрес- толернат/рудерал (CSR)



Рис. Г 1, Г 2. Рослинні угруповання золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС





Рис. Г 3, Г 4. Рослинні угруповання золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС



## Додаток Д

## Результати лабораторних досліджень вмісту важких металів у ґрунтових пробах

НАЦІОНАЛЬНИЙ НАУКОВИЙ ЦЕНТР «ІНСТИТУТ ЗЕМЛЕРОБСТВА  
НАЦІОНАЛЬНОЇ АКАДЕМІЇ АГРАРНИХ НАУК УКРАЇНИ»  
РЕЗУЛЬТАТИ ХІМІЧНОГО АНАЛІЗУ НАДАНИХ ПРОБ ҐРУНТУ  
(згідно договору № 28-21 з Семак У.І. від 07.06.2021 р.)

Проба	Мідь, Cu	Цинк, Zn	Свинць, Pb	Нікель, Ni	Кадмій, Cd	Марганець, Mn	Залізо, Fe
Рухомі форми (вилучення ацетатно-амонійним буферним розчином рН 4,8), мг/кг на повітряно сухий ґрунт							
1.1	2,24	5,6	8,9	2,2	0,63	130,7	124,6
1.2	0,53	2,6	0,7	0,7	0,35	9,8	46,3
1.3	0,14	1,0	0,7	0,4	0,21	9,9	40,4
1.4	0,90	1,3	1,5	0,9	0,28	8,9	61,4
1.5	0,74	1,3	2,0	0,7	0,33	6,0	60,2
2.1	1,84	4,8	3,3	2,1	0,80	148,7	103,0
2.2	0,66	2,4	1,9	1,5	0,60	8,6	18,9
2.3	7,35	8,4	8,0	2,4	0,83	119,8	112,2
2.4	0,43	2,9	1,6	0,9	0,52	10,1	9,5
ОЦІНКА РЕЗУЛЬТАТІВ							
За фоном України (рівень забруднення)							
1.1	помірний	слабкий	дуже високий	слабкий	середній	помірний	—
1.2	у межах фону	у межах фону	у межах фону	у межах фону	помірний	у межах фону	—
1.3	у межах фону	у межах фону	у межах фону	у межах фону	помірний	у межах фону	—
1.4	у межах фону	у межах фону	помірний	у межах фону	помірний	у межах фону	—
1.5	у межах фону	у межах фону	помірний	у межах фону	помірний	у межах фону	—
2.1	помірний	у межах фону	підвищений	слабкий	середній	помірний	—
2.2	у межах фону	у межах фону	помірний	у межах фону	середній	у межах фону	—
2.3	дуже високий	слабкий	дуже високий	слабкий	середній	помірний	—
2.4	у межах фону	у межах фону	помірний	у межах фону	середній	у межах фону	—
Забезпеченість мікроелементами (уміст)							
1.1	дуже високий	дуже високий	—	—	—	дуже високий	—
1.2	дуже високий	підвищений	—	—	—	середній	—
1.3	низький	низький	—	—	—	середній	—
1.4	дуже високий	низький	—	—	—	середній	—
1.5	дуже високий	низький	—	—	—	низький	—
2.1	дуже високий	високий	—	—	—	дуже високий	—
2.2	дуже високий	підвищений	—	—	—	середній	—
2.3	дуже високий	дуже високий	—	—	—	дуже високий	—
2.4	високий	підвищений	—	—	—	підвищений	—
Гранично допустима концентрація (ГДК)							
	3	23	2	4	0,7	—	—

Аналізи виконані у відділі агроєкології і аналітичних досліджень ННЦ «Інститут землеробства НААН» за методами, що відповідають нормативній базі України. Агрохімічний аналіз проводили за ДСТУ 4770 (1,2,3,4,6,7,9)-2007 Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук Mn, Zn, Cd, Fe, Cu, Ni, Pb у буферній ацетатно-амонійній витяжці.

Оцінку результатів аналізу проводили за «Методикою суцільного ґрунтово-агрохімічного моніторингу сільськогосподарських угідь України» / за ред. О.О. Созінова і Б.С. Прістера, Київ, 1994 р., за Ковальчук В.П. і др. Сборник методов исследования почв и растений. — К. Изд-во «ХХІ-вік Тул ГриПол», 2010.

Свідчення про визнання вимірювальних можливостей № 15 від 22.08.2019 р. видано Вінницьким центром «Облагостандарт».

Аналіз проведений

11.06.2021 р.

Зав. відділу агроєкології  
і аналітичних досліджень  
ННЦ «ІЗ НААН»

Г.В. Давидюк



## Результати лабораторних досліджень вмісту важких металів у рослинному матеріалі

НАЦІОНАЛЬНИЙ НАУКОВИЙ ЦЕНТР «ІНСТИТУТ ЗЕМЛЕРОБСТВА  
НАЦІОНАЛЬНОЇ АКАДЕМІЇ АГРАРНИХ НАУК УКРАЇНИ»

**РЕЗУЛЬТАТИ ХІМІЧНОГО АНАЛІЗУ НАДАНОГО РОСЛИННОГО МАТЕРІАЛУ**  
(згідно договору № 28-21 з Семак У.Й. від 07.06.2021 р.)

№ з/п	№ проби	Мідь, Cu	Цинк, Zn	Свинець, Pb	Нікель, Ni	Кадмій, Cd	Марганець, Mn	Залізо, Fe
		мг/кг на повітряно суху речовину						
1.	I – 1.1	5,3	87,1	3,1	2,1	0,6	43,1	140,0
2.	I – 1.2	6,7	93,4	3,5	3,1	0,9	46,1	179,6
3.	I – 2.1	5,5	122,0	3,0	3,8	1,0	53,8	167,4
4.	I – 2.2	5,8	131,8	3,4	3,6	1,0	52,9	160,0
5.	II – 1.1	6,4	84,0	3,0	3,6	0,6	22,5	331,8
6.	II – 1.2	6,5	70,0	4,1	5,3	1,1	48,1	365,8
7.	II – 2.1	6,1	98,6	3,6	10,3	4,2	650,0	298,7
8.	II – 2.2	7,3	88,8	2,9	4,7	1,2	99,1	273,3
9.	III – 1.1	4,9	63,1	2,6	1,9	0,2	27,4	227,7
10.	III – 1.2	5,7	94,4	2,7	1,6	0,2	43,2	148,4
11.	III – 2.1	4,6	91,0	2,7	5,1	0,6	1365,0	242,1
12.	III – 2.2	5,4	129,1	3,2	4,4	0,9	1100,0	182,6
13.	IV – 1.1	6,8	33,9	2,4	1,2	0,6	25,9	77,8
14.	IV – 1.2	6,6	24,0	2,6	1,1	0,3	15,8	88,2
15.	IV – 1.3	9,5	51,3	3,0	1,6	0,3	44,8	152,1
16.	IV – 2.1	9,1	30,8	2,8	2,2	0,9	40,7	115,2
17.	IV – 2.2	9,7	28,2	2,6	2,1	0,7	51,1	108,7
18.	IV – 2.3	8,0	29,4	3,1	1,9	0,7	56,6	131,0
19.	IV – 3.1.1	12,3	16,9	2,3	5,1	0,2	52,2	1138,0
20.	IV – 3.1.2	13,5	23,2	4,1	6,4	0,2	67,0	1556,0
21.	IV – 3.2.1	10,5	21,3	2,6	4,4	0,5	65,8	1400,0
22.	V – 1.1	6,3	17,7	1,9	3,0	0,2	22,9	251,3
23.	V – 1.2	6,2	19,3	2,4	1,8	0,2	17,1	145,1
24.	V – 1.3	6,8	17,2	1,5	2,6	0,2	28,8	226,4
25.	V – 2.1	7,3	23,5	2,3	2,9	0,4	28,8	101,5
26.	V – 2.2	7,8	28,6	2,6	2,9	0,4	32,2	93,0
27.	V – 2.3	7,6	24,7	2,2	3,3	0,6	27,2	106,2
28.	V – 3.1.1	9,8	15,0	2,7	3,0	0,2	56,8	1052,0
29.	V – 3.1.2	7,7	12,3	2,1	2,4	0,2	36,6	421,7
30.	V – 3.2.1	9,9	15,9	3,6	5,5	0,7	279,5	2544,0

Аналізи виконані в відділі агроєкології і аналітичних досліджень ННЦ «Інститут землеробства НААН» (свідцтво про визнання вимірювальних можливостей № 15 від 22.08.2019 р.). Вміст Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, Mn, Fe у рослинному матеріалі визначали методом атомної абсорбції (ГОСТ 30178–96) на атомно-абсорбційному спектрофотометрі ААС-3 після кислотного гідролізу з наступною термодеструкцією.

Аналіз проведений

22.06.2021 р.

Зав. відділу агроєкології  
і аналітичних досліджень  
ННЦ «ІЗ НААН»



Г.В. Давидюк

**Список публікацій здобувача, в яких опубліковані основні наукові  
результати дисертації**

**Статті у виданнях, які включені до категорії «Б» та міжнародних  
наукометричних баз даних:**

7. Семак У., Миленька М. Морфологічна мінливість фоліарних показників *Populus tremula* L. в умовах техногенного навантаження. *Вісник Львівського національного у-ту. Серія Біологія*. 2020. № 82. С. 121-128. DOI: <https://doi.org/10.30970/vlubs.2020.82.10>. (Фахове видання)
8. Semak U.Y. 2021. Morphological response of the leaf blades of *Betula pendula* Roth. to the influence of man-made environmental factors. *E3S Web of Conferences*. 2021. 255(3):01044. DOI: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202125501044> (Scopus)
9. Семак У.Й., Миленька М.М. Морфологічна дендроіндикація рівня техногенної трансформації екотопів золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС. *Екологічні науки*. 2022. №44. С. 163-167. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.5-44.24> (Фахове видання)
10. Semak U., Mylenka M. Accumulation of heavy metals in leaves of tree species on the ash and slag dumps of the Burshtyn Thermal Power Plant. *ScienceRise: Biological Science*. 2023. (3(36). С. 22–27. DOI: <https://10.15587/2519-8025.2023.288085>. (Фахове видання).
11. Semak U., Mylenka M. Mulching as a restoration method of revegetation at ash and slag dumps of Burshtyn TPP. *Scientific Horizons*. 2024. 27(3), 73–83. <https://doi.org/10.48077/scihor3.2024.73> (Scopus)
12. Semak U. Y., Mylenka M. M. Herbaceous plants as heavy metals accumulators in conditions of ash and slag dumps. *Acta Biologica Ukrainica*. 2024. No 1, 13-20. <https://doi.org/10.26661/2410-0943-2024-1-02> (Фахове видання)

**Статті у періодичних наукових виданнях інших держав, які входять до  
Організації економічного співробітництва та розвитку та/або Європейського  
Союзу:**

1. Semak U., Mylen'ka M., Fischer K. L. Vegetation Description and Functional Traits of Technogenic Ecotopes at a Thermal Power Plant in Western Ukraine. *Urban Naturalist*. 2023. Volume 10, No. 68. P. 1–18.

**Публікації, які додатково відбивають наукові результати дисертації:**

1. Семак У. Вплив факторів техногенного трансформованого середовища на рівень флуктуючої асиметрії листкових пластинок деревних рослин. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія*. 2020. № 48. С. 28-33. DOI: <https://doi.org/10.24144/1998-6475.2020.48.28-33>

**Публікації, які засвідчують апробацію результатів дисертації:**

1. Семак У. Площа та рівень некротичного ушкодження листкових пластинок *Populus tremula* L. в умовах техногенного навантаження. *Молодь і поступ біології*: зб. тез XV Міжнародної наукової конференції (м. Львів, 9–11 квітня 2019 р.) Львів, 2019. С. 206.
2. Семак У.Й. Зміна форми листкових пластинок *Populus tremula* L. у зоні впливу Бурштинської ТЕС. *Екологія. Людина. Суспільство*: XX Міжнародна науково-практична конференція (м. Київ, 23 травня 2019 р.). Київ: НТУУ «КПІ ім. Ігоря Сікорського», 2019. С. 29-30
3. Semak U.Y. Fluctuating asymmetry of *Populus tremula* L. as a bioindicating marker of technogenous transmitted ecosystems. *Advances in botany and ecology*: International Conference of Young Scientists (Kharkiv, 6-9 Sept., 2019). Kharkiv, 2019. P. 44.
4. Семак У. Морфологічна мінливість *Anthemis arvensis* L. на території золошлаковідвалів Бурштинської ТЕС. *Молодь і поступ біології*. XVI Міжнародна наукова конференція студентів і аспірантів. Львів, 2020. С. 106.



5. Semak U. Bioindication by the degree of leaves damage of woody plants. VII *International Conference Young Researchers' Innovative Ideas: Science | Start-Ups / Industry*. 2021. P.50.
6. Semak U. Mulching as a technique of restoring and protecting biodiversity of man-made landscapes. *International scientific conference "Natural sciences: history, the present time, the future, EU experience"*. Riga, Latvia: Baltija Publishing, 2023. P. 9-10. DOI: <http://doi.org/10.30525/978-9934-26-344-6-2>.
7. Semak U. Sowing of seed mixtures as a revegetation measure in ecological restoration of technogenic ecotopes. *Актуальні проблеми ботаніки та екології: матеріали міжнар. конф. молодих учених*. Івано-Франківськ: Супрун В.П., 2023. С. 44.