

Міністерство освіти і науки України
Мелітопольський державний педагогічний університет
імені Богдана Хмельницького

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

МОЛОЖОН КАРИНА ОЛЕКСАНДРІВНА

УДК 502.211:582:712.2(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ
ВПЛИВ РЕКОНСТРУКЦІЇ МІСЬКОГО ПАРКУ
НА РОСЛИННИЙ ПОКРИВ

Спеціальність 091 – Біологія

Галузь знань 09 – Біологія

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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

К.О.Моложон

(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник: Жуков Олександр Вікторович,
доктор біологічних наук, професор

Запоріжжя – 2024

АНОТАЦІЯ

Моложон К.О. Вплив реконструкції міського парку на рослинний покрив. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 091 – Біологія. – Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького, Запоріжжя, 2024.

Феномен міста в сучасній науці має численні інтерпретації. Однією з них є трактування міста як системи землекористування, яка формує матеріально-просторові передумови життєдіяльності людини і через яку вони реалізуються. Зелені насадження у межах населених пунктів відіграють важливу роль як компонент озеленення так і елемент формування сприятливого міського середовища. Розвиток і трансформація мережі озеленення територій як місць масового відпочинку, ґрунтується на аналізі потреби у територіях такого типу, оцінюванні ландшафтних і планувальних умов міста. Основною ланкою мережі території масового відпочинку є парки та лісопарки, які несуть основні рекреаційні навантаження у великих містах. Система міських парків включає взаємодію діяльності людини, ґрунту, повітря та біоти. Вони функціонують як зелені осередки в місті та забезпечують різноманітні екологічні ніші, які підтримують і зберігають біологічне різноманіття. Розуміння цих взаємодій необхідне для управління міським ґрунтом і активізації виконуваних ґрунтом екосистемних функцій.

Існування та якість міських парків є необхідною умовою для сталого розвитку міст, придатних для життя. Захист, відновлення та оптимізація екосистемних послуг у містах вимагає розробки адекватних процедур управління, включаючи реконструкцію парків. Цей процес є досить значущим, адже суттєво змінює екологічні режими штучної екосистеми, впливає на ґрунтовий покрив та рослинні угруповання. Для дослідження механізмів взаємодії цих компонентів екосистем міського парку мною була обрана рекреаційна зона Ботанічного саду Дніпровського національного університету

імені Олеся Гончара, м. Дніпро, Україна. На території цього об'єкту були проведені роботи з реконструкції, проте питання впливу антропогенного навантаження на взаємозв'язок основних компонентів екосистеми міського парку вивчено не було.

Проблема визначення впливу міста як соціоекосистеми на життя рослин, що необхідне у подальшому визначенні стратегії і тактики оптимізації міського середовища, знаходиться у початковій стадії розв'язання. Вивчення, з одного боку, структурних та фізіолого-біохімічних змін у рослинних організмах за умов дії специфічних умов урбанізованого середовища, а, з іншого – перспектив впливу рослин на підвищення санітарно-гігієнічного стану міських екосистем – найважливіші завдання сучасних екологічних досліджень.

Саме тому збереження та ефективне управління мають вирішальне значення для збереження та використання міських парків, підвищення функціональної цінності лісових насаджень у місті та забезпечення їх стійкості. Таким чином, встановлення впливу реконструкції парку на рослинний покрив є актуальною науковою проблемою.

Метою роботи є встановлення закономірності впливу заходів з реконструкції та благоустрою міських парків на рослинний покрив, вивчення умов реконструкції та її вплив на рослинність міського парку. В роботі визначено вплив антропогенної діяльності на ґрунт, ґрунтову макрофауну та рослинний покрив, проведений аналіз та оцінка взаємного впливу ґрунту та рослинного покриву в умовах реконструкції парку, визначено параметри агрегатної структури, фізичних властивостей ґрунту та потужності лісової підстилки, досліджено вегетативну та генеративну екоморфічну структуру рослинного покриву міського парку, встановлено закономірності трансформації ґрунтових властивостей в динаміці трав'яного покриву, дана оцінка доцільності фітоіндикаційного методу дослідження ґрунту.

Об'єктом дослідження є рекреаційна зона міського парку. Предметом вивчення є трансформація рослинного покриву зони міського парку за умов

рекреаційного навантаження. Дослідження проводилось у зелених насадженнях загального користування Ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара протягом 2021-2023 років. Було досліджено 4 експериментальні полігони, 2 з яких були розміщені у зоні реконструкції, а 2 – в аналогічній зоні парку, де реконструкція не проводилася. Кожний полігон представляв собою сукупність пробних 105 точок, які були зібрані уздовж 7 трансект, розміщених паралельно, по 15 пробних точок в кожній трансекті. Між найближчими трансектами відстань була 3 метри та 3 метри була відстань між найближчими точками відбору проб в трансекті. Таким чином, точки відбору проб представляють собою регулярну сітку з лагом 3 метри розміром 7×15 точок відбору проб (24×45 метрів). У кожній точці експериментальних полігонів були зроблені ґрунтово-зоологічні проби для збору ґрунтової макрофауни, проведено вимірювання електропровідності та вологості ґрунту, потужності підстилки. Облік ґрунтової макрофауни було здійснено у 420 ґрунтово-зоологічних пробах, в яких було виявлено 166 видів судинних рослин. Ординацію угруповань рослин здійснено за допомогою ОМІ- та RLQ-процедур.

В роботі уперше розроблений алгоритм комплексної діагностики впливу реконструкції парку на рослинний покрив, здійснено різновекторне порівняльне дослідження агрегатної структури, фізичних властивостей ґрунту та потужності лісової підстилки до та після реконструкції, досліджено специфічні зв'язки екоморфічної структури рослинного покриву та характеристики паркових насаджень міста. Удосконалено та доповнено методи діагностики агрегатної структури ґрунтів до та після антропогенного навантаження. Набули подальшого розвитку тенденції менеджменту сучасного паркобудівництва та методи дослідження ґрунтів.

В результаті роботи було встановлено наслідки впливу реконструкції міського парку на зміни фізичних властивостей ґрунтового покриву та на трансформацію рослинного покриву. Це дозволило визначити, що стан агрегатної структури ґрунту в зоні реконструкції був оцінений як задовільний

та добрий у переважній кількості випадків. Реконструкція викликає ряд негативних змін фізичного стану ґрунту. Комбінація продувності місцевості внаслідок реконструкції зі збільшенням вмісту пилюватої фракції підвищує ризику утворення кірок, що уповільнює газообмін та прискорює водну ерозію. Зниження коефіцієнту структурності ґрунту, що проявляє себе за рахунок зменшення частки мезоагрегатів та збільшенню частки мікроагрегатів в структурі внаслідок реконструкції парку вказує на погіршення умов існування ґрунтової біоти. Такі зміни викликають кольматацію ґрунту з подальшим погіршенням водного та повітряного режимів ґрунтів, що пояснює трансформацію екологічної структури рослинного покриву.

Було виявлено збільшення компактності ґрунту за показниками ґрунтової penetраційної резистентності внаслідок впливу технологічних процесів під час реконструкції парку та висихання ґрунту через збільшення інсоляції та покращенням аерації як наслідок заходів менеджменту деревостанів під час реконструкції парку. Вплив реконструкції на рослинний покрив чітко може бути індукований за допомогою показника гемеробії. Вірогідним є зворотній вплив рослин на ґрунт внаслідок чого компактність ґрунту буде поступово зменшуватися.

Геоботанічний аналіз дозволив встановити, що парк представлений 166 видами рослин. Це свідчить про високий рівень різноманіття рослинного угруповання в межах міського парку. Деревний ярус представлений фанерофітами, у підліску переважають нанофанерофіти. Трав'яний покрив представлений гемікриптофітами, геофітами, терофітами та гелофітами. Широке екологічне різноманіття кліоморф свідчить про наявність у насадженнях парку постійних видозмін та потенційну стійкість рослинного комплексу в цілому. Низьке різноманіття гелофітів свідчить про значну трансформацію ландшафтного покриву внаслідок реконструкції міського середовища.

Порушення екологічних режимів внаслідок реконструкції, які забезпечують лісовий тип кругообігу речовин та потоку енергії, призводить до

рудералізації екологічного середовища паркового насадження. Виявлено, що паркові насадження мають специфіку діаспорної структури. Вона полягає у підвищенні ролі зоогенного фактору в поширенні діаспор для фанерофітів і нанофанерофітів, підвищенні ролі вітру в поширенні геофітів і теророфітів та зниженні ролі вітру в поширенні гемікриптофітів.

При оцінці фітоіндикаційної шкали визначено зміни екологічних режимів, які виникають внаслідок реконструкції парку. Виявлено, що реконструкція призводить до суттєвої зміни світлового режиму паркового насадження, що має прямий вплив на рослинний покрив та ґрунт. Більша кількість сонячної радіації в поєднанні з кращою продувністю призводять до більшої інтенсивності випаровування води з поверхні ґрунту та зростанню його твердості. Зміни стану лісової підстилки у парку внаслідок реконструкції виступають фактором варіювання кислотності ґрунту. Реконструкція виступає провідним чинником, який визначає режим мінливості зволоження ґрунту та мікрокліматичних умов у парку.

Загальні тенденції змін мікрокліматичних умов у парку внаслідок реконструкції можуть бути пояснені зменшенням щільності кронового простору через обрізку крон та видалення старих дерев. Реконструкція парку порушує перебіг довготривалих процесів які забезпечують структурування рослинного покриву, внаслідок чого відбувається часова та просторова розсинхронізація динаміки екологічних процесів. Збільшення «шорсткості» просторої мінливості рослинного покриву під впливом реконструкції супроводжувалось збільшенням видового різноманіття угруповання.

Первинний ефект реконструкції парку може мати несприятливі наслідки для забезпечення протиерозійного екосистемного сервісу, який виконує паркове насадження. Очевидно, що для покращення менеджменту паркових територій, розробка плану заходів реконструкції має передбачати інструменти, які би запобігали можливим негативним наслідкам. До прикладу, це може бути висадження трав'янистих рослин з мочкуватою кореневою системою, які значно покращують протиерозійні властивості екосистеми через

створення щільного дернового шару, що в свою чергу призведе до сталості рослинного покриву.

У перспективі подальших досліджень особливий інтерес становить встановлення закономірностей часової динаміки екологічних режимів, які встановлені за допомогою фітоіндикаційних шкал. Також важливо знайти зв'язок між характеристиками видового різноманіття угруповань рослин паркових насаджень та екосистемними сервісами, які вони надають. Можна припустити зв'язок між просторовою організацією угруповань рослин та екосистемними сервісами паркових насаджень.

Ключові слова: екосистемні сервіси, екологія людини, якість ґрунту, екологічний менеджмент, стійкість екосистем, управління парком, екосистемні послуги, просторова екологія, біометричні показники, стійкість міської дендрофлори, природна зона України, зелена інфраструктура, ефективність управління, зелена зона міста, деревні насадження.

SUMMARY

Molozhon K.O. Influence of the reconstruction of the city park on the vegetation cover.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in the specialty 091 - Biology. - Melitopol Bohdan Khmelnytskyi State Pedagogical University, Zaporizhzhia, 2024.

The phenomenon of the city in modern science has numerous interpretations. One of them is the interpretation of the city as a land use system that forms the material and spatial prerequisites for human activity and through which they are realized. Green spaces within settlements play an important role as both a component of landscaping and an element of creating a favorable urban environment. The development and transformation of the network of green areas as places of mass recreation is based on the analysis of the need for such areas, assessment of landscape and planning conditions of the city. Parks and forest parks are the main link in the network of mass recreation areas, which bear the main recreational load in large cities. The system of urban parks includes the interaction of human activity, soil, air, and biota. They function as green spaces in the city and provide a variety of ecological niches that support and preserve biodiversity. Understanding these interactions is essential for managing urban soil and enhancing the ecosystem functions performed by soil.

The existence and quality of urban parks is a prerequisite for the sustainable development of livable cities. Protecting, restoring, and optimizing ecosystem services in cities requires the development of adequate management procedures, including parks' reconstruction. This process is quite significant, as it significantly changes the ecological regimes of the artificial ecosystem, affects the soil cover and plant communities. To study the mechanisms of interaction between these components of urban park ecosystems, I chose the recreational area of the Botanical Garden of the Oles Honchar Dnipro National University, Dnipro, Ukraine. Reconstruction works were carried out on the territory of this object, but the issue

of the impact of anthropogenic load on the interconnection of the main components of the urban park ecosystem has not been studied. The problem of determining the impact of the city as a socio-ecosystem on plant life, which is necessary for further determining the strategy and tactics of optimizing the urban environment, is in the initial stages of solution. The study of structural, physiological and biochemical changes in plant organizations under the influence of specific conditions of the urbanized environment, and, on the other hand, the prospects of plant influence on improving the sanitary and hygienic state of urban ecosystems are the most important tasks of modern ecological research.

That is why conservation and effective management are crucial for the preservation and use of urban parks, increasing the functional value of forest plantations in the city and ensuring their sustainability. Thus, determining the impact of park reconstruction on vegetation cover is an urgent scientific problem. The aim of the study is to establish the regularity of the impact of urban parks reconstruction and improvement measures on vegetation cover, to study the conditions of reconstruction and its impact on the vegetation of the city park. The paper determines the impact of anthropogenic activities on soil, soil macrofauna and vegetation cover, analyzes and evaluates the mutual influence of soil and vegetation cover in the conditions of park reconstruction, determines the parameters of aggregate structure, physical properties of soil and forest floor thickness, studies the vegetative and generative ecomorphic structure of the vegetation cover of the city park, establishes the regularities of transformation of soil properties in the dynamics of grass cover, and assesses the feasibility of phytoindication method.

The object of study is the recreational area of a city park. The subject of the study is the transformation of the vegetation cover of the city park area under conditions of recreational load. The study was conducted in the public green spaces of the Botanical Garden of the Oles Honchar Dnipro National University during 2021-2023. Four experimental landfills were investigated, 2 of which were located in the reconstruction area and 2 in a similar area of the park where no reconstruction was carried out. Each polygon was a set of 105 test points that were collected along

7 transects placed in parallel, with 15 test points in each transect. The distance between the closest transects was 3 meters and 3 meters was the distance between the closest sampling points in a transect. Thus, the sampling points represent a regular grid with a lag of 3 meters with a size of 7×15 sampling points (24×45 meters). At each point of the experimental plots, soil and zoological samples were taken to collect soil macrofauna, and measurements of soil conductivity and moisture, and litter thickness were made. The soil macrofauna was recorded in 420 soil-zoological samples, in which 166 species of vascular plants were identified. The plant communities were organized using OMI and RLQ procedures.

This paper is the first to develop an algorithm for comprehensive diagnostics of the impact of park reconstruction on vegetation cover, to conduct a multidirectional comparative study of the aggregate structure, physical properties of soil and forest floor thickness before and after reconstruction, and to investigate the specific relationships between the ecomorphic structure of vegetation cover and the characteristics of urban park plantations. The methods for diagnosing the aggregate structure of soils before and after anthropogenic load were improved and supplemented. Trends in the management of modern park construction and methods of soil research have been further developed.

As a result of the work, the effects of the reconstruction of the city park on changes in the physical properties of the soil cover and on the transformation of the vegetation cover were determined. This made it possible to determine that the state of the soil aggregate structure in the reconstruction area was assessed as satisfactory and good in the vast majority of cases. Reconstruction causes a number of negative changes in the physical condition of the soil. The combination of the blowing of the area as a result of reconstruction with an increase in the content of the dusty fraction increases the risk of crusting, which slows down gas exchange and accelerates water erosion. A decrease in the soil structure coefficient, which is manifested by a decrease in the proportion of meso-aggregates and an increase in the proportion of micro-aggregates in the structure as a result of the park's reconstruction, indicates a deterioration in the conditions for the existence of soil biota. Such changes cause

soil colmatization with further deterioration of water and air regimes of soils, which explains the transformation of the ecological structure of the vegetation cover.

An increase in soil compactness in terms of soil penetration resistance was found as a result of the impact of technological processes during the park's reconstruction and soil drying due to increased insolation and improved aeration as a result of stand management measures during the park's reconstruction. The impact of the reconstruction on the vegetation cover can be clearly indicated by the hemerobia index. It is likely that plants will have a reverse effect on the soil, resulting in a gradual decrease in soil compactness.

The geobotanical analysis revealed that the park is represented by 166 plant species. This indicates a high level of plant community diversity within the city park. The woody layer is represented by pineophytes, with nanophanerophytes predominating in the undergrowth. The herbaceous cover is represented by hemicryptophytes, geophytes, therophytes and helophytes. The wide ecological diversity of cliomorphs indicates the presence of constant modifications in the park's plantations and the potential stability of the plant complex as a whole. The low diversity of helophytes indicates a significant transformation of the landscape cover as a result of the reconstruction of the urban environment.

Violation of ecological regimes as a result of reconstruction, which provide a forest type of substance cycle and energy flow, leads to ruderalization of the ecological environment of the park plantation. It has been found that park plantations have a specific diasporic structure. It consists in increasing the role of the zoogenic factor in the spread of diaspores for pine and nanopine, increasing the role of wind in the spread of geophytes and therophytes, and reducing the role of wind in the spread of hemicryptophytes. The assessment of the phytoindicative scale identified changes in ecological regimes that occur as a result of the park's reconstruction. It was found that the reconstruction leads to a significant change in the light regime of the park plantation, which has a direct impact on the vegetation and soil. More solar radiation, combined with better ventilation, leads to a greater intensity of water evaporation from the soil surface and an increase in soil hardness. Changes in the

condition of the forest floor in the park as a result of the reconstruction are a factor in the variation of soil acidity. Reconstruction is the leading factor that determines the regime of variability of soil moisture and microclimatic conditions in the park.

The general trends of changes in microclimatic conditions in the park as a result of reconstruction can be explained by a decrease in the density of crown space due to crown pruning and removal of old trees. The reconstruction of the park disrupts the course of long-term processes that ensure the structuring of the vegetation cover, resulting in temporal and spatial disconnection of the dynamics of ecological processes. The increase in the "roughness" of spatial variability of the vegetation cover under the influence of reconstruction was accompanied by an increase in species diversity of the community.

The primary effect of park reconstruction may have adverse consequences for the provision of erosion control ecosystem services provided by park plantations. Obviously, in order to improve the management of park areas, the development of a reconstruction action plan should include tools that would prevent possible negative consequences. For example, this could be planting herbaceous plants with fibrous root systems, which significantly improve the anti-erosion properties of the ecosystem by creating a dense sod layer, which in turn will lead to the sustainability of the vegetation cover.

In terms of further research, it is of particular interest to establish patterns of temporal dynamics of ecological regimes, which are established using phytoindicative scales. It is also important to find a link between the characteristics of species diversity of plant communities in park plantations and the ecosystem services they provide. It is possible to assume a connection between the spatial organization of plant communities and ecosystem services of park plantations.

Key words: ecosystem services, human ecology, soil quality, ecological management, sustainability of ecosystems, park management, ecosystem services, spatial ecology, biometric indicators, sustainability of urban dendroflora, natural zone of Ukraine, green infrastructure, management efficiency, green zone of the city, tree plantations.

**Список публікацій здобувача в яких опубліковані основні
наукові результати дисерації**

У виданнях, які включені до наукометричних баз Web of Science та Scopus

1. Molozhon, K. O., Lisovets, O. I., Kunakh, O. M., & Zhukov, O. V. (2023). The structure of beta-diversity explains why the relevance of phytoindication increases under the influence of park reconstruction. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, 14(4), 634–651. doi:10.15421/022392 *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)*

2. K. O. Molozhon, O. I. Lisovets, O. M. Kunakh, O. V. Zhukov (2023). Increased soil penetration resistance drives degrees of hemeroby in vegetation of urban parks. *Biosystems Diversity*, 31(4), 411–419 doi: 10.15421/012349 *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)*

3. O. Zhukov, O. Lisovets, K. Molozhon (2023). Differential ecomorphic analysis of urban park vegetation. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1254 (2023) 012023 doi:10.1088/1755-1315/1254/1/012023 *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)*

Публікації у наукових фахових виданнях України

4. O. M. Kunakh, O. V. Zhukov, F. A. Zots, K. O. Molozhon (2022). The impact of urban park reconstruction on the aggregate structure of soil. *Agrology*, 5(1), 15–26 doi: 10.32819/021103 *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)*

Список публікацій які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

5. Моложон К.О. (2023). Вплив реконструкції міського парку на агрегатний склад ґрунту. International scientific-practical conference “Current issues of science, education and society: theory and practice”: conference proceedings (Aarhus, Denmark, October 20, 2023). Aarhus, Denmark: Scholarly Publisher ICSSH, 2023.p.55-57

6. Моложон К.О. (2023). Диференціальний екоморфний аналіз рослинності міських парків. International scientific-practical conference “Current issues of science, education and society”: conference proceedings (Tampere, Finland, November 14, 2023). Tampere, Finland: Scholarly Publisher ICSSH, 2023. p.82-84

7. Моложон К.О. (2023). Ґрунтова пенетраційна резентентність як середовищний фільтр для рослинного парку. Editorial board of International Electronic Scientific and Practical Journal «WayScience» (ISSN 2664-4819 (Online) Progressive Opportunities and Solutions of Advanced Society: Proceedings of the 1st International Scientific and Practical Internet Conference, November 16-17, 2023. FOP Marenichenko V.V., Dnipro, Ukraine, p.106-107

8. Моложон К.О. (2023). Фітоіндикація впливу реконструкції парку на бета-різноманіття угруповань рослин трав'янистого ярусу. Збірник тез доповідей Міжнародної науково-практичної конференції “Вектори розвитку науки, освіти, технологій і суспільства в умовах глобалізації” (Полтава, 19 жовтня 2023 р.): у 2 ч. Полтава: ЦФЕНД, 2023. Ч. 1. 62-63.

Додаткові публікації:

9. Моложон К. О., Кунах О. М., Жуков О.В. (2024). Екологія рослин і тварин: лабораторний практикум. Мелітополь-Запоріжжя (протокол №6 від 22.02.2024 р.).

ЗМІСТ

ВСТУП.....	18
РОЗДІЛ 1. Історико-аналітичний огляд розвитку світового і вітчизняного паркобудівництва	24
1.1. Садово-паркове господарство: історичні аспекти та сучасний стан	24
1.2. Становлення українського паркобудівництва в контексті історичної парадигми	37
1.3. Сучасні тенденції та проблеми розвитку паркобудівництва в незалежній Україні.....	46
Висновки по розділу	58
Розділ 2. Матеріали та методи дослідження	59
2.1. Розміщення дослідних полігонів	59
2.2. Дослідження ґрунту методом сухого просіювання	61
2.3. Дослідження структури рослинних угруповань екоморфічним методом.....	62
2.4. Вимірювання механічного опору ґрунту	70
2.5. Фітоіндикаційна оцінка екологічних режимів	71
2.6. Геостатистичний аналіз	75
2.7. Регресійний кригінг	76
2.8. Точність карти, перехресна перевірка, ME, NRMSE та MSDR	77
2.9. Мультиноміальне моделювання динаміки бета-різноманіття угруповань рослин	78
Розділ 3. Вплив реконструкції парку на ґрунтові властивості.....	81
3.1. Динаміка агрегатної структури ґрунту під впливом реконструкції ...	81
3.2. Динаміка фізичних властивостей ґрунту та потужності лісової	

підстілки	89
3.3. Оцінка впливу реконструкції парку та властивості ґрунту	93
Висновки по розділу	97
Розділ 4. Екоморфічна структура рослинного покриву міського парку	99
4.1. Структура вегетативних екоморф	99
4.2. Структура генеративних екоморф	108
4.3. Оцінка інформативності екоморфічного аналізу для характеристики паркових насаджень в умовах міста	110
Висновки по розділу	116
Розділ 5. Ґрунтова penetраційна резентентність як середовищний фільтр для рослинного парку	118
5.1. Варіювання ґрунтових властивостей	118
5.2. Ординація угруповання рослин	123
5.3. Трансформація ґрунтових властивостей під впливом реконструкції парку	126
5.4. Відгук трав'яного покриву на реконструкцію парку	128
5.5. Роль трансформації ґрунту в динаміці трав'яного покриву	130
Висновки по розділу	132
Розділ 6. Фітоіндикація впливу реконструкції парку на бета-різноманіття угруповань рослин трав'янистого ярусу	133
6.1. Фітоіндикаційна оцінка екологічних режимів ґрунту	133
6.2. Фітоіндикаційна оцінка кліматичних режимів	137
6.3. Просторова варіація фітоіндикаційних оцінок	140
6.4. Аналіз головних компонент варіювання фітоіндикаційних оцінок екологічних режимів	156
6.5. Мультиноміальне моделювання динаміки бета-різноманіття	

угруповань рослин	158
6.6. Оцінка інформативності фітоіндикаційного підходу.....	166
Висновки по розділу	179
Висновки.....	180
Література.....	183

ВСТУП

Актуальність. Феномен міста в сучасній науці має численні інтерпретації. Однією з них є трактування міста як системи землекористування, яка формує матеріально-просторові передумови життєдіяльності людини і через яку вони реалізуються. Зелені насадження у межах населених пунктів відіграють важливу роль як компонент озеленення так і елемент формування сприятливого міського середовища [1]. Розвиток і трансформація мережі озеленення територій як місць масового відпочинку, ґрунтується на аналізі потреби у територіях такого типу, оцінюванні ландшафтних і планувальних умов міста. Основною ланкою мережі території масового відпочинку є парки та лісопарки, які несуть основні рекреаційні навантаження у великих містах. Система міських парків включає взаємодію діяльності людини, ґрунту, повітря та біоти [2,3]. Вони функціонують як зелені осередки в місті та забезпечують різноманітні екологічні ніші, які підтримують і зберігають біологічне різноманіття [4]. Розуміння цих взаємодій необхідне для управління міським ґрунтом і активізації виконуваних ґрунтом екосистемних функцій [5].

Існування та якість міських парків є необхідною умовою для сталого розвитку міст, придатних для життя [6]. Захист, відновлення та оптимізація екосистемних послуг у містах вимагає розробки адекватних процедур управління, включаючи реконструкцію парків. Цей процес є досить значущим, адже суттєво змінює екологічні режими штучної екосистеми, впливає на ґрунтовий покрив та рослинні угруповання [7]. Для дослідження механізмів взаємодії цих компонентів екосистем міського парку мною була обрана рекреаційна зона Ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара, м. Дніпро, Україна. На території цього об'єкту були проведені роботи з реконструкції, проте питання впливу антропогенного навантаження на взаємозв'язок основних компонентів екосистеми міського парку вивчено не було.

Проблема визначення впливу міста як соціоекосистеми на життя рослин, що необхідне у подальшому визначенні стратегії і тактики оптимізації міського середовища, знаходиться у початковій стадії розв'язання. Вивчення, з одного боку, структурних та фізіолого-біохімічних змін у рослинних організмах за умов дії специфічних умов урбанізованого середовища, а, з іншого – перспектив впливу рослин на підвищення санітарно-гігієнічного стану міських екосистем – найважливіші завдання сучасних екологічних досліджень.

Саме тому збереження та ефективне управління мають вирішальне значення для збереження та використання міських парків, підвищення функціональної цінності лісових насаджень у місті та забезпечення їх стійкості [8]. Таким чином, встановлення впливу реконструкції парку на рослинний покрив є актуальною науковою проблемою.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Зміст дисертаційного дослідження має зв'язок з науково-дослідною темою кафедри ботаніки та садово-паркового господарства Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького як частина державних науково-дослідних тем: «Антропогенна динаміка та біорізноманіття екосистем Північного Приазов'я (діагностика, моніторинг, соціально-екологічний аспект)» (ДР № 0116U006755, 2016–2018 рр.), «Біологічні системи природних та антропогенних територій півдня України (сучасний стан, управління та оптимізація)» (№ ДР 0119U101383, 2019–2021 рр.).

Мета і завдання дослідження. Мета дослідження – встановити закономірності впливу заходів з реконструкції та благоустрою міських парків на рослинний покрив; з'ясувати умови реконструкції та її вплив на рослинність міського парку.

Для реалізації зазначеної мети передбачається виконання таких завдань:

- визначити вплив антропогенної діяльності на ґрунт, ґрунтову

- макрофауну та рослинний покрив;
- провести аналіз та оцінку взаємного впливу ґрунту та рослинного покриву в умовах реконструкції парку;
 - визначити параметри агрегатної структури, фізичних властивостей ґрунту та потужності лісової підстилки під впливом реконструкції;
 - дослідити вегетативну та генеративну екоморфічну структуру рослинного покриву міського парку;
 - встановити закономірності трансформації ґрунтових властивостей в динаміці трав'яного покриву;
 - оцінити доцільність фітоіндикаційного методу дослідження ґрунту.

Об'єкт дослідження – рекреаційна зона міського парку (на прикладі Ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара)

Предмет вивчення – трансформація рослинного покриву зони міського парку за умов рекреаційного навантаження.

Методи дослідження. Специфіка даної роботи, мета та завдання дослідження обумовили комплексне застосування різноманітних методів дослідження. Серед загальнонаукових методів перевагу надано методам аналізу (критичного та історіографічного), математичному, кількісному, синтезу фактів та джерел, системно-структурному. Методи дослідження, які були використані при дослідженні включали: польовий, морфологічно-описовий, лабораторний та статистичний. Кінцевим результатом роботи є: висновки та рекомендації, які отримані у результаті стосовно планування та проектування парків а також використання видів, сортів та форм для покращення просторової структури парків.

Наукова новизна отриманих результатів.

Уперше:

- розроблений алгоритм комплексної діагностики впливу

- реконструкції парку на рослинний покрив;
- здійснене різновекторне порівняльне дослідження агрегатної структури, фізичних властивостей ґрунту та потужності лісової підстилки до та після реконструкції;
 - досліджено специфічні зв'язки екоморфічної структури рослинного покриву та характеристики паркових насаджень міста;
 - визначено ефективність ґрунтової пенетраційної резистентності як середовищного фільтру для паркової рослинності;
 - обґрунтована ефективність застосування фітоіндикаційної оцінки впливу реконструкції парку на різноманіття угруповань рослинного покриву;
 - доведена доцільність використання статистичних методів обробки даних для оцінки інформативності різних типів дослідження.

Удосконалено та доповнено: діагностику агрегатної структури ґрунтів до та після антропогенного навантаження, дослідження фізичних властивостей ґрунту з використанням у якості критерію відношення електричної провідності, вологості, щільності ґрунту та потужності підстилки.

Набули подальшого розвитку: тенденції менеджменту сучасного паркобудівництва; методи дослідження ґрунтів.

Практичне значення дисертації.

Отримані в дисертаційній роботі результати доповнюють існуючі теоретичні знання про зміни агрегатного складу ґрунту та структури рослинності під впливом фізичних і механічних факторів, що дозволить використовувати отримані дані в сучасній практиці менеджменту міських парків, зокрема для управління екосистемними функціями паркових зон. Матеріали та сформульовані наукові положення роботи можуть представляти інтерес для наукових та навчальних закладів, зокрема під час

викладання дисциплін, розробці лекційних, семінарських і спеціальних курсів, підготовці підручників і навчальних посібників з дисциплін садово-паркового господарства. Міські парки можуть стати сучасним та екологічним простором для проведення різноманітних заходів: психолого-реабілітаційних, соціальних, освітньо-профорієнтаційних тощо.

Особистий внесок здобувача. Авторка дисертації безпосередньо планувала дослідження, провела аналіз сучасної наукової літератури, брала участь у зборі польових експериментальних матеріалів, лабораторному їх опрацюванні, особисто складала схеми, виконала аналіз та обробку отриманих наукових результатів, брала участь в апробації результатів та підготовці матеріалів до друку в наукових виданнях. Концептуальні рішення та обґрунтування нового напрямку досліджень, які знайшли своє відображення у висновках, науковій новизні та практичних рекомендаціях, є науковим результатом авторки дисертації.

Апробація результатів дисертації. Основні положення дисертаційної роботи та результати досліджень доповідались і обговорювались на щорічних засіданнях кафедри ботаніки та садово-паркового господарства; на науково-практичних конференціях професорсько-викладацького складу Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького (Мелітополь, 2021–2023 рр.); на Міжнародній науково-практичній конференції «Вектори розвитку науки, освіти, технології і суспільства в умовах глобалізації» 19 жовтня 2023 року м. Полтава; на Міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні проблеми науки, освіти і суспільства: теорія і практика» 20 жовтня 2023 року, м. Орхус, Данія; на Міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні питання науки, освіти та суспільства» 14 листопада 2023 року, м. Тампере, Фінляндія; на I Міжнародній науково-практичній інтернет-конференції «Progressive Opportunities and Solution of Advanced Society» 16-17 листопада 2023 року, м. Дніпро.

Публікації. Основні матеріали дисертаційної роботи опубліковані в 9

наукових працях, із них 3 – у виданнях, які включені до міжнародних наукометричних баз Web of Science або Scopus з яких 3 – що входять до переліку «А» фахових, 1 – наукова стаття, 4 – матеріали наукових конференцій, 1 – науково-методична праця.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота викладена на 214 сторінках комп'ютерного тексту й складається зі вступу, 6 розділів, висновків і списку використаних джерел. Вона містить 10 таблиць і 41 рисунок. Список літературних посилань містить 348 джерел.

РОЗДІЛ 1.
ІСТОРИКО-АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД РОЗВИТКУ
СВІТОВОГО І ВІТЧИЗНЯНОГО
ПАРКОБУДІВНИЦТВА

1.1. Садово-паркове господарство: історичні аспекти та сучасний стан

Світові садово-паркові об'єкти представляють найбільше соціальне багатство людства. У парках перетворена природа постає у вигляді середовища існування і основа для виконання важливих соціальних функцій людини. Історія створення парків, садів і розвиток ландшафтного мистецтва розпочалась на ранніх щаблях розвитку людської цивілізації і сягає корінням у давні часи Єгипту, Ірану, Персії та Месопотамії. Вже Платон вважав, що в Атлантиді, яка існувала за його уявленнями більше 12 тис. років. тому було безліч садів [9]. Про те, якими були садово-паркові об'єкти стародавнього світу, можна судити тільки з уривчастих відомостей з літописів і фрагментів настільних рельєфів і фресок, що збереглись [10].

Перші основи садово-паркового мистецтва були закладені в Стародавньому Єгипті (XX століття до н.е.) в храмових комплексах фараонів. Історія їх створення сягає вглиб століть [11]. У цілому для стародавнього єгипетського саду було характерне органічне злиття релігійних, утилітарних і естетичних функцій [12]. Дещо пізніше в Стародавньому Ірані та Персії не тільки створюються прекрасні палацові сади, а й упорядковуються досить великі території, призначені для царського полювання, так звані парадизи. У сучасному уявленні це окультурена стараннями садівника природна рослинність, що більше нагадує парк [13].

Персія подарувала світові ряд виключно декоративних культур, що любилися садівникам усього світу: троянди, спіреї, лілії, тюльпани. Вона дуже вплинула в розвитку ландшафтного мистецтва як країн Сходу, а й Стародавню Грецію та Іспанії (мавританські сади) . Згодом окремі композиційно-мистецькі прийоми, розроблені майстрами Вавілону та Ассирії, знайшли своє застосування й у

західно-європейських садах доби Ренесансу [14] .

Месопотамія зі своєю багатою рослинністю та природними лісами була ідеальним місцем для реалізації проектів раннього садово-паркового мистецтва. Вавилонський епос доніс до нас відомості про доглянуті сади, ліси та чагарники. Заслуговує на увагу і високий рівень технології садівництва, зокрема селекції. Найбільш відомим історичним прикладом, зарахованих до «одного з семи чудес світу», є висячі сади Семіраміди – унікальна споруда VII ст. до н.е. у стародавньому місті Вавилон. Перші згадки про чудові сади збереглися в «Історії» Геродота, який, ймовірно відвідав Вавилон і залишив його найповніший опис [15]. Таким чином, в підходах майстрів Стародавнього Єгипту, Месопотамії та Персії були закладені принципи симетричності, впорядкованості, планування тих чи інших паркових об'єктів і саме це були перші кроки закладення основ сучасної садово-паркової архітектури та дизайну.

Наступним етапом розвитку паркобудівництва стала активна розбудова садів Східної Азії. Їх розуміння вимагає не тільки прямого сприйняття організованого певним чином простору, а й знання східної культури та філософії, заснованої на буддистській релігії. Витоки традиційного китайського садівництва лежать у часах ханської та цзінзьської династій (221 р. до н. е. – 220 р. н. е.). Воно було відображенням культурної традиції світорозуміння, зі своєю специфікою філософсько-релігійного, естетичного та етичного бачення світу. Характерними елементами його композиції є штучні гори та пагорби, острови, струмки та водоспади, доріжки та ділянки піску чи гравію, прикрашені камінням незвичайних контурів. Пейзаж саду формується за допомогою дерев, чагарників, бамбука, злаків, красиво квітучих трав'янистих рослин, а також моху. Це свого роду «наочний посібник», модель взаємин людей та природи, реалізована китайською культурною традицією. У давнину значення садів та парків осмислювалося зовсім інакше. У ранніх повідомленнях про парках йдеться як про показник імператорської влади та її священства [16]. Вже в найдавнішому каноні – «Книзі Пісень» [17] – була згадка про «радість

парку». Головний принцип побудови китайського саду полягає у необхідності створення граничної гармонії між природним та рукотворним ландшафтом. Важливо, що втручання людини мало йти не на «заміну» елементів природного ландшафту, а в його «доповнення». Найбільшого розквіту садово-паркове мистецтво Китаю досягло у X-XII ст. та знов – у XIII-XIV ст. В північній частині Китаю були популярні сади з великою територією, а на півдні – малі при житлових будинках [18].

Аналізуючи вищезазначене, можна зробити висновок, що перші зачатки садово-паркового мистецтва Східної Азії були сформовані в Китаї. Торкаючись лише зовнішньої сторони садово-паркового мистецтва Китаю слід відзначити властиву їм особливу витонченість, гармонійність, смак та почуття міри. Китайські сади дуже вплинули на садово-паркове мистецтво інших країн, вони сприяли розвитку пейзажного стильового спрямування у Європі (середини і кінця XVIII в.) і спонукали до створення так званого англо-китайського стилю.

Китайську філософію побудови садово-паркових об'єктів підхопила Японська культура паркобудівництва. З усіх суміжних Китаю країн, Японія найбільш віддалена, але незважаючи на це, саме Японія виявилася найбільш сприйнятливою до китайської садової культури, адаптувавши її під власні естетичні норми. Значну роль цих контактах зіграв північний потік Великого Шовкового шляху [19].

Японський сад розвивався разом із культурою свого часу, тому у його розвитку виділяють декілька періодів: VI-VIII ст. – період Нара, характеризується впливом китайської культури; IX-XII ст. – Хейанський період, який характеризується витонченим культурним життям та розвитком мистецтва; XIII – початок XIV ст. – період Камакура, що характеризується приходом до влади військового дворянства та поширенням секти дзен-буддизму, при цьому сади стають частиною храмового комплексу [20].

У XIV–XVI ст. в період Муроматі сади розвиваються при монастирях та створюються ченцями, а у XVI ст. з'являється новий вид саду – сад чайної церемонії. У період пізнього середньовіччя (XVII–XVIII ст.) створюються

великі сади-парки, що є комплексом садів, які переходять один в інший. Це сади імператорських резиденцій та палаців сьогунів. Найбільш відомими є паркові ансамблі Кацура (1625–1659) та Шигакуїн (1656–1695 та пізніше) [21].

Найголовніший ранній трактат про сади – Sakuteiki – Сакутейки (Зразок створення садів). Теоретична основа японських садів базується на буддійській інтерпретації стародавніх китайських філософських навчань: сад, як імітація природного об'єкта; естетика простоти; теорія порожнечі та контрастів, а також теорія загальної гармонії «Інь-Ян» [22]. Це в свою чергу відображалось у практичній реалізації прийомів реконструкції: обов'язкове включення каменів (пагорбів) та води, включення зелених насаджень, які відновлюються щовесни, символізм архітектурних композицій (кам'яних ліхтарів та пагод, цукубаїв, мостів, альтанок та павільйонів) та вирощування рослин, що мають символічне значення для цієї території [23]. Ван Вей – китайський художник (1699-1759) сказав: «Створити сад – значить, розкрити природу Природи, закінчивши діяння Творця!». Будівельники садів керувалися теоретичними приписами Гокійокі, Соамі, Мусо, які започаткували вчення про ландшафти [24]. Яскравим прикладом садово-паркового мистецтва Японії є сад Тенрюдзі поблизу Кіото, Реандзі, або Сад храму умиротвореного дракона, Імператорська вілла Сюгакуїн, палац Кацура, Сад святилища Хейан-дзінгу (Кіото) [25].

Можна зробити висновок, що китайське паркобудівництво знайшло своє продовження у садово-парковому мистецтві Японії. У процесі розвитку та становлення національних садів Японії з китайської культури було запозичено: основи планування міст, імператорських, храмових садів та парків, садів житлових резиденцій, архітектурні прийоми будівництва дерев'яних будівель та павільйонів (система модульних конструкцій), малі архітектурні форми, принципи підбору рослин. [26]. А кожен японський сад – це храм поклоніння природі, це досягається за допомогою синтезу релігії, культури та технологій садово-паркового будівництва [27].

Наступним етапом у становленні садово-паркового мистецтва та

розвитку прийомів реконструкції стала ландшафтна архітектура на території країн сучасного Європейського простору [28]. Напрочуд повна злитість грецьких міст з природою та ландшафтом досить добре відома ще у період античності VII-IV ст. до н.е. Це були акрополі та театри грецьких та еллінських міст Пелопоннесу та Малої Азії, що становили центри міських композицій, ніби виростали із ландшафту [29].

Незаперечним є те, що знання стародавніх греків про рослинний світ були досить широкими. Гомер у своїх піснях згадує 63 рослини. «Батько медицини» Гіпократ, який жив близько 460 р. до н. е., наводить у своїх працях 250 назв рослин [30], а в «Природній історії» Теофраста описано 500 рослин [31].

Характерною особливістю садово-паркового мистецтва Стародавнього Риму був органічний зв'язок із природним ландшафтом та архітектурою [32]. Воно існувало у формі садів при будинках та садибах. Скромні сади в атріумах міських житлових будинків були схожі на грецькі. Вони добре відомі за матеріалами розкопок у Помпеї I століття. Незліченні багатства, що стікалися до Риму із завойованих країн разом із рабами, дозволяли будувати розкішні вілли та палаци, оточені декоративними та утилітарними садами [33]. Опис таких об'єктів залишив відомий римський історик I ст. н.е. Молодший Пліній [34].

Античний Рим залишив нам не лише терми, храми та амфітеатри, а й величезний досвід організації середовища відкритих просторів, починаючи від мініатюрних садків в атріумах житлових будинків і закінчуючи продуманою, архітектурно відпрацьованою системою доріг та акведуків, що простягалися на сотні кілометрів [35]. Більшість прийомів пристрою регулярних садів, поєднання штучних споруд з природою, використання землі, води і рослин для створення штучного середовища отримали початок ще в античний період [36]. Антична школа ландшафтної архітектури мала прямий і сильний вплив не тільки на Європу, її вплив поширився на багато регіонів світу.

Можна зробити висновок, що саме в період античності вже можна

прослідкувати перші спроби реконструкції садово-паркових об'єктів та становлення сучасної садово-паркової культури на території сучасної Європи. Характерними особливостями паркобудівництва є тісний взаємозв'язок природного ландшафту з витворами архітектурного мистецтва, панування розкоші та утилітаризму.

Наступний шабель розвитку європейського паркобудівництва припадає на епоху Середньовіччя. Через постійні війни, активний розвиток та реконструкція мали уповільнений темп. Проте, на розвиток садово-паркового мистецтва Середньовіччя впливало знайомство з працями вчених античного світу [37], які збиралися в монастирях. Саме у монастирських садах накопичувався досвід вирощування диких рослин за умов культури, цілеспрямовано формувалися перші ботанічні колекції. Дещо пізніше при університетах з'являються і перші ботанічні сади. У плануванні з'являється нова деталь - лабіринти - мережа звивистих і переплітаються доріжок. Цей планувальний мотив знайшов застосування не тільки в садах Середньовіччя, а й в садах більш пізніх часів.

Водночас монахи, опрацьовуючи ці джерела, мали власні трактати. Наприклад, у IX ст. монах монастиря у Фулдзі Рабанус Маурус у своєму трактаті "De universo" [38] подає, між іншим, відомості стосовно вирощування садів, які мав можливість особисто оглянути. Цінним документом, в якому збереглися відомості про сади часів французького короля Карла Великого (768-814), є так звані «капітулярії короля» (єдині для усієї Франції закони), де в частині, що стосується садів, знаходимо звернення до трактату Колумелли «Простеньке господарство» [39].

Великий вплив на розвиток природознавства, а також рослинництва і садівництва мали праці німецького філософа і богослова, монаха-домініканця Альберта Великого [40]. Однак фундаментальною працею тих часів слід вважати трактат "Opus Ruralium Commodium" [41] Піетро де Кресцентіса (1230-1320), в якому восьмий розділ був повністю присвячений створенню садів. Праця була написана у 1305 р. і стала відомою у всій Європі, справивши значний вплив на розвиток садів [42]. У описах садів Страбон візантійського

історика Філона, Квінт Курцій Руф розповідає про унікальні прийоми реконструкції із застосуванням крапельної методики зрошування рослин, завдяки особливій технології укладання шарів із різних природних матеріалів та застосуванню трубок, що були прокладені по всій території об'єкту [43].

Особливу увагу слід звернути на еволюцію садово-паркового мистецтва в Іспанії, яка протягом семи століть (з VII по XIV ст.) перебувала під впливом країн Сходу. Саме тому, на основі досвіду та традицій як східного, так і римського садівництва сформувався новий тип саду – мавританський сад. Основним мотивом у вирішенні саду стала вода, яка була присутня у вигляді каналів, басейнів, джерел в русі і спокої. У плануванні обов'язковою була наявність внутрішнього дворику та ряду однакових арок – патіо з аркадами. Стосовно рослинного наповнення, сади мавританського стилю мали багато екзотичних рослин, зелені квітучі галереї та огорожі, а також велика кількість мощення та незвичайного газону [44].

Загалом можна зробити висновок, що активні процеси паркобудівництва епохи Середньовіччя були утруднені військовими конфліктами. Саме це стало поштовхом до виникнення монастирських садів, які в «таємниці» від усіх стали осередками розвитку садово-паркового мистецтва Європи тих часів. В монастирях поряд з розвитком реконструкції з'являється новий елемент – колекціонування рідких рослин як прототип сучасних ботанічних садів. Новаторами цього підходу стали саме монахи. Особливими витворами мистецтва паркобудівництва стали іспано-мавританські сади, які поєднали у собі оформлення арабських садових ділянок з кращими зразками античного садово-паркового мистецтва [45]. Регулярність планування з композиційним центром, використання геопластика, рослинності і води, а також нові видові майданчики були покладені за основу кращих традицій іспано-мавританського саду.

Після епохи Середньовіччя настала епоха Відродження, або Ренесансу (XIV – XV ст.) – епоха розквіту європейської культури та мистецтва. Особливе місце в історії садово-паркового мистецтва цього часу займає саме паркобудівництво в Італії [46]. Саме завдяки формуванню капіталістичних відносин, розвитку торгівельних зв'язків та буржуазії, з'являються меценати, які вкладають

великі кошти в будівництво парків та віл, таким чином сприяють активному розвитку паркобудівництва. Ця доба була натхненна античними ідеалами, а головними ідеями стали здивування («сюрпризність»), театральність та насолода красою природи [47]. Починає формуватися новий тип саду – «італійський», для якого характерна насамперед композиційна єдність із архітектурними спорудами. В основі композиції, як і в мавританських садах, велика увага надавалась водним ресурсам, які підпадали під вплив масштабних реконструкцій. Провідною темою саду стає і рельєф, а саме геоластика в поєднанні з водою. Споруджувалися дуже складні гідротехнічні системи, що подавали воду в безліч фонтанів, ставків, каналів та басейнів. Регулярне планування садів передбачало алеїну посадку дерев та чагарників, що підкреслювали осьову симетрію саду. Перевагу віддавали тим рослинам, які добре піддаються стрижці і довго після неї зберігають правильну форму (вічнозелені, повільнорослі, дрібнолисті) – лавру, мирту, самшиту. Впроваджується новий тип реконструкції зелених насаджень – прийом боскет, що характеризується обмеженою ділянкою саду геометричної форми, внутрішній простір якого заповнювався вічнозеленими деревами і оточувався стінами живої огорожі [48].

Велику роль в будівництві садів та парків відіграла творчість таких видатних архітекторів та художників як Леонардо да Вінчі, Браманте, Рафаель, Палладіо, у роботі яких вперше застосовуюся новий принцип реконструкції – принцип анфлідності (розділення саду стіною зі стриженої зелені). Садівником-практиком був вже знаний поет Франческо Петрарке [49]. Звістку про перший дизайн декоративного саду в текстах доби Відродження знайдено в творі Альберті «Десять книг з архітектури» [50]. Яскравий приклад театральності італійського саду – Сади Боболі (італ. Giardino di Boboli) – знаменитий парк у Флоренції, один із найкращих паркових ансамблів італійського Ренесансу [51].

Таким чином, особливе місце в історії садово-паркового мистецтва Європи зайняли італійські сади епохи Ренесансу, які наче «відродили» найкращі риси давньоримських античних прийомів паркобудівництва [52]. Для садово-паркового

мистецтва цієї епохи характерним було планування та композиційна єдність архітектурних ансамблів, що робило їх природними та мальовничими. Замкнуті регулярні сади на схилах, наповнені скульптурами, гротами та водними спорудами, відкривали неповторний краєвид на ландшафт поза садом, відрізнялись симетричністю планування, декоративністю архітектури та новаторськими прийомами озеленення території [53].

В цілому італійські сади виявили великий вплив на розвиток регулярного стилю при формуванні ландшафтних об'єктів Європи, в першу чергу Франції.

Ці неповторні садово-паркові ансамблі, красу та гармонію яких, здавалося б, неможливо перевершити, продовжили своє вдосконалення на території іншої частини Європи. Так, вже у XVI – XVII ст. у Франції будуються парки, які ні в чому не поступалися італійським, а за масштабністю рішення і перевершували їх. Використовуючи відому спадщину, французи створили свою школу садово-паркового мистецтва, так званій «французький сад», набуває більшого поширення регулярний стиль [54]. Характерна риса регулярного стилю у Франції – панування палацу над навколишнім садом або парком [55]. Андре Ленотр увійшов до історії як один із найкращих представників цієї професії. Він створив Во-ле-Віконт поблизу м. Фонтенбло, Тюїльрі в Парижі, Марлі поблизу Лондона та ін. Вершиною його творчості став Версаль – символ «французького саду» [56]. Саме у Франції вперше почали застосовувати новий підхід до реконструкції зелених насаджень – топіарне та трельяжне мистецтво. Опис садів Франції періоду Ренесансу знаходимо у трактаті Анрі Молле, найбільшого будівельника парків на той час – «Садові орнаменти задоволення» (1651) [57].

Основні прийоми паркобудування Італії, безумовно, використовувалися французькими архітекторами, проте при цьому були враховані і природні умови Франції – рівнинний ландшафт і помірніший клімат. Будівельники парків цього періоду прагнули максимально розкрити простір, що було передумовою створення великих рівнинних парків [58]. У цей час у Франції плідно працювали італійський майстер Марколіано, архітектори Дю Серсо, Делорен

та інші. Чудовим садівником був Клод Оскар Моне, який створив відомі імпресіоністичні сади у Живерні [59].

Найвідомішою теоретичною працею з улаштування парків був «Трактат з теорії садівництва» Дезале Держанвіля у 1709 році [60]. Жан Боало – майстер і теоретик паркового мистецтва написав книгу в трьох томах про композицію, будівництво парків та догляд за парковою рослинністю. До характерних прийомів композиції відносяться також порушення симетрії у внутрішніх деталях партерів та боскетів, застосування суцільних масивів рослинності, великих візерункових партерів, лабіринтів, обводнення парку за допомогою каналів. Скульптура, як елемент композиції, використовувалася мало. З початком панування стилю Романтизму в садах з'являється велика кількість храмів, альтанок, хатин, присвячених романтичним темам [61].

Таким чином, можна зробити висновок що на розквіт французького паркобудівництва великий вклад мало садово-паркове мистецтво італійського Відродження, а класичний французький стиль розвивається водночас з архітектурним стилем бароко, головним і яскравим прикладом якого став палацово-парковий ансамбль Версаля. Регулярний стиль у плануванні відображався у розподілу саду на вісі, а територій на функціональні зони, поширенням топіарного мистецтва зелених насаджень та перевагою газонів і вічнозелених посадок [62].

Ще одним яскравим центром еволюції садово-паркового мистецтва на європейському просторі стала Англія, ландшафтний дизайн якої отримав найбільший розвиток в XVIII ст. Паркобудівництво тут набуває статусу мало не наукової дисципліни, адже його розвиток збігається з розвитком науки: образ раціональності переноситься на навколишній світ [63]. Так, наприклад, стрижка дерев і чагарників під певні геометричні форми відсилає до філософії Декарта, який вважав, що дерева – те саме, що машини: не мають почуттів, просто штучні автомати [64].

У цей час зароджується новий напрям у паркобудівництві – пейзажний, який згодом буде названий «садовою революцією». Цьому сприяв м'який

клімат і висока вологість, теорія англійського Просвітництва також зіграли свою роль в розвитку цього напрямку, особливо філософія Локка і Шефтсбері про божественність природи, що позначилось на відчутті навколишнього простору [65]. Основоположником пейзажних парків у Англії був Вільям Кент, який у 1725-1735 рр. заклав кілька садів, які завоювали велику популярність [66]. Найвдалішим вважається парк Дармера. До найбільш відомих пейзажних парків Англії належить парк Стоу в районі Букінгема (близько 100 км від Лондона). Створена Кентом Концепція планування саду побудована на твердженні, що природі не властива пряма лінія [67].

Основою пейзажного парку стає повне наслідування природи. На зміну лінійним посадкам приходять групові, з'являються галявини і лужка вільних обрисів, водоймища в звивистих берегах, криволінійні доріжки. У той же час у парках розміщують павільйони, альтанки, трельяжі, іноді влаштовують фонтани. Найкращим майстром цього стилю, «королем ландшафту», вважається Ланселот Браун (1715-1783). Разом з архітектором Рептоном, вони увійшли в історію як видатні майстри ландшафтної архітектури [68]. Прямі доріжки вони замінили звивистими стежками; на зміну підстриженого живоплоту прийшли вільно розташовані групи рослин. Струмки та водоспади були розміщені таким чином, що представляли безперервно рухому панораму [69]. Значною мірою садово-паркове мистецтво завдячує також англійському професору Х.Рентону (1752-1817 рр.) [70]. Окрему увагу треба приділити пануванню стилю Борокко, що відрізнявся появою у садовому мистецтві іронічного ефекту (статуї народжувались із живих підстрижених дерев та кущів) та створення власної міфології (поява емблем та алегорій) [71].

Таким чином, англійське паркобудівництво характеризувалося появою нового напрямку у садово-парковому мистецтві – пейзажного, що пояснюється насамперед природними особливостями країни. Сад уособлював не просто ділянку природи, а своєрідний природний архітектурно-планувальний комплекс. Пейзажний парк має свої закони побудови, а саме, обов'язково виявляється і підкреслюється природна краса ландшафту, застосовується

вільне планування, але зберігається підпорядкованість усіх елементів парку єдиному цілому, спостерігається плавність ліній рельєфу та відсутність ошатності [72].

Проаналізувавши інформацію, можна зробити висновок що центрами активного розвитку паркобудівництва, розробки та впровадження нових підходів у реконструкції, починаючи з періоду Античності, поряд з країнами Східної Азії стали країни сучасної Європи. Саме це у подальшому відіграватиме одну з ведучих ролей вдосконалення садово-паркового мистецтва всього цивілізованого світу. Епоха Середньовіччя стала визначною завдяки діяльності монахів та створення перших ботанічних садів, які наповнювалися колекціями рідкісних зелених насаджень. Масштабні зміни у концепції паркобудівництва були впроваджені в епоху Відродження [73].

Саме тоді з'являється італійський напрям планування садів, який відтворював найкращі риси давньоримських садів. Велика увага приділялась модернізації водних об'єктів та створенню нових підходів до реконструкції і організації зелених насаджень. Сади епохи Ренесансу наче «відродили» найкращі риси давньоримських садів. Така композиційна єдність архітектурних ансамблів продовжила свій розвиток у садах Франції. Французька школа садівництва завойовувала заслужене визнання, що дало поштовх до створення аналогічних садово-паркових ансамблів по всій Європі, включаючи Австрію, Польщу, Україну та Німеччину [74].

Нові підходи до планування та співвідношення деталей садово-паркових композицій, а також інноваційні прийоми реконструкції зелених насаджень вивело паркобудівництво на новий щабель історичного розвитку. Творчість англійських архітекторів, що створювали пейзажні парки, знайшла своїх послідовників у ряду інших європейських країн. Поява ще одного стилю планування, максимальне відображення ідеї природності, вільне планування садового комплексу стали візитною карткою садово-паркової культури Європи XVIII-XIX століття [75].

Кардинальні зміни у «філософії» садово-паркового мистецтва відбулися на рубежі XIX-XX століття. У час бурхливого розвитку індустрії, збільшення

швидкостей пересування, стрімкої зміни технологій – економічні, політичні та культурні кордони між країнами ставали досить прозорими для взаємного проникнення культур та обміну досягненнями. Поділ садів на «французьки», «англійські», «італійські» починає зникати. Середина XIX ст. була примітна переломною подією у розвитку паркобудівництва та ландшафтної архітектури завдяки працям Фредеріка Олмстеда – засновника американської ландшафтної архітектури [76]. Він є автором відомого Центрального парку в Нью-Йорку (1858 рік). Це був справжній «острівець недоторканої природи» в центрі урбанізованого району міста, а ідея лягла у створення першого в США природного заповідника в Йосемітській долині Каліфорнії [77].

Проте у цей період відмічається занепад художнього смаку, який проявився у вигляді влаштування рослинних глобусів, килимових клумб, сонячного годинника тощо. Усе це не пов'язувалось з природним стилем. Через виникнення такого типу озеленення вже на початку XX ст. виникло усвідомлення необхідності цілеспрямованої підготовки фахівців, що мотивувало на відкриття у 1901 р. в Гарвардському університеті США першої світової школи ландшафтної архітектури. З того часу садово-паркове мистецтво виокремлюється як самостійна дисципліна, а на арені паркобудівництва з'являються нові напрями і стилі планування – авангардизм, модерн, югендстиль, хай-тек та інші [78]. Вони відрізнялись застосуванням нових штучних матеріалів та технологій – прийому мінімалізму, оптичної ілюзії, яскравих барв, динамічністю, асиметрією, абстрактними скульптурами тощо [79]. У цей же період в Англії, Франції, США, Японії, Австралії виник рух за збереження цінних природних ландшафтів та охорони навколишнього середовища. Ця ідея була вперше проголошена у книзі «Місто-сад майбутнього» Е.Ховарда, а його теорія про «зелений пояс навколо великих міст» знайшла послідовників у багатьох країнах Європи [80].

Таким чином, можна зробити висновок, що пройшовши величезний шлях розвитку, вдосконалення та нових відкриттів, садово-паркове мистецтво отримало своєрідну форму синтезу філософії, релігії, естетичних форм побуту

та різних видів мистецтва. Це дало усвідомлення для створення самостійного виду діяльності – ландшафтного дизайну, що було реалізовано у перших світових школах садово-паркового мистецтва спочатку в США, а далі по всій Європі та світу [81].

Еволюція садово-паркового будівництва складалась під впливом різноманітних соціально-культурних факторів, які пов'язані з розвитком цивілізації, зміною суспільно-політичних формацій та виробничих відносин. Основами садово-паркового мистецтва різних епох постають: регулярність стилю та супідрядність елементів саду в епоху Стародавніх віків; триумфальність та національна ідентичність садово-паркової культури Китаю та Японії; спрямованість на просвітництво та публічність садово-паркової культури Античності; релігійний символізм та алегоричність садів Середньовіччя; відродження давньоримських засад та впровадження новітніх підходів та прийомів реконструкції зелених насаджень і водних споруд доби Ренесансу; динамічне та послідовне панування «французького», «англійського», «італійського» паркобудівництва у європейському просторі, що залишило по собі справжні «перлини» світового садово-паркового мистецтва; усвідомлення важливості професійного підходу до планування та розбудови садів і впровадженням перших професійних освітніх середовищ, що дозволило садово-парковому мистецтву вийти на новий щабель свого історичного розвитку. Протягом історії садово-паркового господарства спостерігалися повторення сценаріїв розвитку садів та парків, що мали особливості, які були зумовлені світоглядними засадами різних епох. Велика кількість садів і парків, що збереглися, отримали статус пам'яток архітектури, національних та природних заповідників. Завдяки високому професіоналізму та художній майстерності окремі з них стали взірцями світового садово-паркового мистецтва [82].

1.2. Становлення українського паркобудівництва в контексті історичної парадигми

Перші згадки про садово-паркові об'єкти на території сучасної України з'являються за часів існування Київської Русі у XI-XII ст. в роботах Нестора Літописця [83]. Передумовою їх створення стало запровадження християнства та будівництва численних монастирів, в яких монахи займалися садівництвом, розводили квіти та декоративні рослини і називали плоди своєї праці «раєм». Вони розміщувались на височинах, обносились живоplotом, головне місце у них відводилось плодовим деревам, з часом з'явилися і декоративні дерева. До XVI ст. були розповсюджені монастирські сади, а вже в кінці XVI ст. з'явилися та звані аптечні сади, в яких вирощували лікарські рослини [84].

На Україні декоративне садівництво широкий розвиток отримало в XVIII в., на розвиток якого значно вплинули європейські тенденції в садово-парковому мистецтві – ідеї гуманізму та раціоналізму. Більшість садів створювались в регулярному стилі. Довкілля, яке оточувало людину, мало створюватися з урахуванням законів природи, наукових досягнень та раціоналістичних прагнень до якості, простоти і порядку. Тому широко використовувалися нагромаджені століттями наукові знання в галузі архітектури, будівельної справи, ботаніки та зоології [85].

До створення ренесансних садово-паркових пам'яток в Україні також долучилися представники релігійної сфери, які своєрідно розвинули середньовічну архітектуру монастирських садів. Садово-паркові об'єкти вперше починають виконувати роль публічних культурних пам'яток. Так, архімандритом Києво-Печерського монастиря Петром Могилою у 1631 р. у його митрополичому дворі в Голосієві, був закладений перший відомий культурний парк Києва [86]. У 1960 р. Київський Голосіївський парк був названий пам'яткою садово-паркового мистецтва загальнодержавного значення [87].

Створення садово-паркових ансамблів у XVIII столітті відбувалося за умов поєднання накопиченого впродовж століть практичного досвіду з акліматизації рослин та наявних наукових знань з архітектури, будівельної справи, ботаніки, зоології. Одним з найстаріших садів є теперішній

Першотравневий парк в Києві, закінчення будівництва якого відноситься до 1735 року [88]. Його прикрашали скульптура, фонтани і архітектурні споруди, великий розарій. З регулярних садів другої половини XVIII ст. можна відзначити Почепський сад графа Розумовського, створений за проектом професора архітектури Академії мистецтв Деламотта.

І.Н. Каразін заснував парк у Основ'янцях за власним проектом, з оранжереєю, для якої його брат В.Н. Каразін винайшов оригінальну систему опалення. Це був вишуканий парк в англійському стилі, але головною цінністю його було проведення широкомасштабного дослід з акліматизації деревних порід [89]. Ще одним яскравим прикладом садово-паркового комплексу, який функціонував на території університетського кампусу, був ботанічний сад Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара.

Саме в XVIII ст. вперше в Україні з'являється термін «парк», завдяки розвитку пейзажного укладу планування. Під терміном «парк» тоді розуміли велику територію, облаштовану та прикрашену скульптурами і малими архітектурними формами, для активного відпочинку під відкритим небом [90].

Особливо значного розмаху садово-паркове будівництво набуло на території Правобережної України, де в таких об'єктах простежується перехід від сентименталізму до романтизму. Прикладом цього є Уманський декоративно-пейзажний парк «Софіївка», закладений у резиденції магната Станіслава Щенсного Потоцького у 1796 р. [91]. В основу композицій парку інженер П. Метцель поклав міфологію Стародавньої Греції. Природний ландшафт було ефективно підсилено штучними спорудами: гротами, лабіринтами, водоспадами, павільйонами, масивними насадженнями та ступінчастими маршрутами. «Майже всі композиції парку створювалися за принципом несподіванок, коли глядач з кожної видової точки бачив тільки одну композицію, а за невеликим заворотом доріжки – іншу. Кожному дереву відводився відповідний символ» [92].

Парк створювався на сильно пересіченій степовій місцевості,

позбавленої деревної рослинності. Скелясті береги р. Кам'янки були вміло використані при будівництві парку. У парку були створені великі деревні насадження, включаючи екзотичні декоративні дерева. Влаштовані канали, басейни, фонтани і навіть підземна річка. У міру віддалення від парадних місць групи дерев ставали все більшими і густими, поступово переходячи в суцільний лісовий масив. Однак і в цьому лісовому масиві майстерно розміщені великі галявини, газони і квітники. Красу «Софіївки» описав у своїх працях відомий мандрівник Іван Долгорукий [93].

В кінці XVIII - початку XIX ст. в парковому будівництві на Україні пануюче становище починає займати пейзажний стиль, а період інтенсивного будівництва можна розділити на дві частини: будівництво парків романтичного і реалістичного типів. На перших етапах розвитку парків ландшафтного типу природа сильно ідеалізується і природний ландшафт в садах і парках відображається через призму видатних творів кращих майстрів живопису епохи романтизму [94].

У 1797 р. за планом і під керівництвом французького архітектора паркового будівництва Мюффо у Білій Церкві в резиденції графів Браницьких був закладений ландшафтний парк «Олександрія», що гармонійно поєднував елементи романтизму та сентименталізму, як і водні потоки з каскадами та водоспадами із зеленими луками, широкими полями і висячими скалами у своєму пейзажі [95].

Період кінця XVIII – першої половини XIX ст. подарував світові і національній культурі неповторні зразки українського садово-паркового будівництва. Це пов'язано із діяльністю української, польської шляхти, російського панства, які володіли великими маєтками в Україні, і намагалися створити у своїх володіннях парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва в кращих традиціях світової та європейської культури. Для реалізації цієї мети запрошувались найкращі іноземні фахівці [96].

Розквіт садово-паркового мистецтва дає багато прикладів вирішення композиції малого саду як складової частини палацу, приватної споруди,

садиби, позаміського будинку та ін. Їх особливістю є функціональне та композиційне використання рельєфу в формі терас, каскадів та басейнів води, зелених насаджень, скульптури та інших прикрас. Велика частина українських парків будується як дендропарки, на перше місце висувається майстерність вирощування різноманітних рослин [92].

В цих парках шляхом об'єднання деревної і чагарникової рослинності художньо побудовані групи й масиви, втілюється їх гармонізація з рельєфом, плануванням дорожньої сітки і дзеркальними водними просторами, завдяки чому досягається велика художня виразність всього паркового комплексу в цілому. В Україні одним з поширених елементів паркового мистецтва є водна поверхня. Штучно створені водоймища, найрізноманітніші за розмірами і формою берегової лінії, активно залучались до композиції паркового пейзажу. Значна частина українських парків створюється на основі природного лісового масиву поблизу міст чи сіл. При створенні парків використано асортимент декоративних рослин [97].

З другої чверті XIX ст. ландшафтний тип парку поступово починає очищатися від впливу романтизму і сентименталізму і паркові ландшафти стають більш реалістичними. Завдяки цьому головним елементом парку і саду стає безпосередньо сама рослинність, а паркові композиції закладаються за принципом повного використання природного ландшафту, що виключає всі елементи симетрії. З використанням нерукотворної природи та за мотивами первинного ландшафту формувався Корсунь-Шевченківський парк-пам'ятка садово-паркового мистецтва загальнодержавного значення, закладений 1782 р. [98].

З-поміж інших його відрізняє розташування аж трьох мальовничих острівців річки Рось. Проект композиції у стилі англійських пейзажних парків створив французький художник Жан-Анрі Мюнц, який у своїх нотатках зазначав, що парк було закладено у чарівному місці «зі стежками через острів, мостами, скелями, каскадами, лебедями й вітряками, розташованими серед скель», а там, де були ожини, посаджено виноградники [99]. На сьогодні в

парку росте близько 300 видів рослин (180 вищих і 120 нижчих), зокрема близько 80 видів дерев та кущів (з них 10 декоративних); близько 250 видів – є лікарськими рослинами. На території цієї пам'ятки зберіглося близько 140 дерев віком понад 100 років, одне з яких стало меморіальним – гіркокаштан, під яким любив відпочивати Тарас Шевченко [100].

Одним із найкраще збережених поміщицьких, штучно створених парків садово-паркового мистецтва середини ХІХ ст. є дендрологічний парк загальнодержавного значення «Тростянець», закладений у 1834 р. в Ічнянському районі Чернігівської обл. у маєтку родини Івана Скоропадського. Він є одним з кращих творів вітчизняного ландшафтного паркового мистецтва. На його території створено тінисті гаї з насаджень берези, сосни та дуба, що значно покращило мікроклімат довкілля. Штучні височини, на які накладалось привезене каміння, підсилювали естетичне враження гірського пейзажу парку [92].

Справжніми перлинами садово-паркового мистецтва є магнацькі палацові парки Західної України, зокрема Львівської обл. Серед них статус загальнодержавного значення в Україні отримав Буський парк (Парк імені Івана Франка), закладений на площі 8 га наприкінці ХVІІ ст. на берегах р. Західний Буг [101]. У Буському парку переважає ландшафтне планування з домінуванням ясена звичайного. На сьогодні на його території зберіглося близько 50 дерев, вік яких понад 100 р. [102].

Високий рівень розвитку та різноманітність садово-паркових комплексів була притаманна і південному узбережжю Криму. Сади європейського типу були закладені тут в добу панування в Криму Російської імперії та панування пейзажних парків. Нібито єдина стилістика (пейзажний парк) не стала в перешкоді для створення декоративних садів за індивідуальними планами (Парк Суук-Су, Гаспра, Дюльбер, Лівадія, Ореанда, Тесселі, Місхор. На їх розпланування вплинули розміри земельних ділянок, фінансовий стан володарів, пропорції використання місцевих та завезених рослинних форм. На створення садів і парків на південному узбережжі Криму вплинуло декілька

факторів. Серед важливих – вузькі земельні ділянки, небагаті ґрунти, відсутність річок і дефіцит прісної води, а на склад паркових композицій впливала активна діяльність Нікітського ботанічного саду [103].

Таким чином можна зробити висновок, що динамічні зміни в створенні та модернізації садово-паркових комплексів, що починалось ще за часів Київської Русі, отримали широкого значення саме під впливом європейських стандартів паркобудівництва XVII-XIX століття. Саме в цей час по всій території України були закладені монументальні садово-паркові комплекси, які стали взірцем вітчизняного садово-паркового мистецтва. XIX століття є періодом прогресу наукових досліджень та початком формування нового розуміння парків і більш сучасного погляду на їх створення і функціональні властивості. Якщо напередодні садово-паркове мистецтво (особливо садибне, декоративне) здебільшого слугувало для дозвілля привілейованих станів, то у XIX столітті сади і парки позбавляються монополії аристократів і демократизуються. Виникають суто ботанічні сади, завданням яких є збільшення колекцій рослин, поширюється їх наукове дослідження та шляхи використання в державному господарстві та промисловості [104].

З початком радянських часів художнє садівництво стає пережитком буржуазної культури, а пролетарська культура не передбачала організацію відпочинку трудящих у високохудожніх садах, де саме середовище виховує естетичні почуття, дарує відчуття прекрасного, вчить краще розуміти природу, викликає бажання самовдосконалюватися [105]. Хибно вважалося, що трудящі не здатні розуміти високе мистецтво, натомість їм треба перебувати весь час у постійній динаміці «світової перемоги». Тим самим штучно обмежувався духовний розвиток суспільства [106].

Якщо раніше шанувалися приватні високохудожні сади, то пізніше від них майже нічого не залишилося, бо вважалося, що новому суспільству вони шкідливі. Значна їх частина під час революції та війн була спустошена і втратила своє естетичне значення. Вціліли лише окремі парки, які опинилися під охороною держави. Високоосвічені фахівці, які будували ці парки та

утримували їх в належному стані, відрізнялися витонченим смаком, знаннями рослинної естетики та рослинної пластики (топіарним мистецтвом), у нових умовах виявилися непотрібними [107].

«Нова пролетарська культура» назвала художнє садівництво буржуазним пережитком і зовсім відкинула його. Зі збільшенням міського населення, з появою нових житлових масивів, промислових центрів, виникла потреба покращити їх санітарно-гігієнічний і естетичний стан. З'явився новий напрям – «озеленення населених міст». За роки радянської влади значно збільшилась площа зелених насаджень загального користування в містах, адже завданням садово-паркового мистецтва в умовах соціалістичного суспільства було створення оптимальних умов для життя і праці, охорони здоров'я і відпочинку, розвитку духовної і фізичної культури радянських людей. У кожному місті з'являються нові парки відпочинку: Центр. парки культури і відпочинку ім. О.С. Щербакова в Донецьку, ім. Т.Г. Шевченка в Дніпропетровську, ім. В.І. Леніна в Одесі, ім. 50-річчя Жовтня в Черкасах, Олександрійський парк в Орджонікідзе Дніпровської області (закладено на місці колишніх кар'єрів), Олексіївський, Журавлівський та Жовтневий гідропарки в Харкові, парк культури і відпочинку ім. М. Горького в Мелітополі та ін. В Києві, який перетворено на місто-сад, сформовано велику зону відпочинку на о-вах Дніпра – парки Дніпровський на Трухановому о-ві, парк Дружби народів, гідропарк ім. 50-річчя Жовтня, а також парки ім. М. Т. Рильського, ім. Ленінського комсомолу, Партизанської Слави, Центр. респ. бот. сад АН УРСР та ін., значна кількість лісопарків. Бульвари та сади стали прикрашатися квітниками, фонтанами, водоймами, скульптурами [108].

З розбудовою України як незалежної держава, починається новий етап розвитку паркобудівництва, що вирізнявся інтеграційними процесами із взаємопроникненням та взаємо доповненням знань з різних галузей. В царині мистецтва означені процеси втілювались у садово-паркових об'єктах, побудованих із застосуванням принципів, що були сформовані окремо у Західній та Східній культурах [109]. Проте варто зазначити, що значна частина

монументальних садово-паркових ансамблів на території України є зруйнованою, а та, що залишилася, потребує відновлення. Причина цього полягає у руйнівному впливі часу на паркові будівлі та з часом трансформації живого рослинного матеріалу. Соціальні перетворення, що відбуваються в сучасній Україні, зміни матеріально-просторового середовища міст і способу життя людей висунули нові вимоги до парків. Більш перспективними стають роботи по реконструкції парків – їх перебудови та трансформації залежно від можливостей використання [110].

Однією із важливих передумов реконструкції є вироблення нових моделей садово-паркового середовища. Такі моделі повинні мати проектно-прогностичний характер та об'єднувати цілий перелік предметних моделей — соціологічну (склад відвідувачів), культурологічну (модель поведінки у сфері культурної діяльності, спілкуванні, відпочинку), функціональну (основні сфери діяльності парку), архітектурну (зонування, склад обладнання й пристроїв), екологічну (природне середовище парку) [111].

Таким чином, можна стверджувати, що швидкі та кардинальні зміни суспільно-політичного життя країни, які відігравали провідну роль у подальшому існуванні держави у ХХ ст., поклали відбиток на садово-паркове мистецтво цього періоду. Інтенсивна забудова та активне зростання міст України сприяло посиленню уваги до формування садів і парків. Ця увага зумовлює необхідність планувати та облаштовувати рекреаційні зони для відновлення кисневого запасу міста, поєднуючи їх з ділянками для розваг і відпочинку населення. Ця необхідність стала поштовхом до створення сотні об'єктів садово-паркового мистецтва по всій території України та нового світоглядного напрямку їх реконструкції.

Підводячи підсумки, можна зробити висновок, що мистецтво формування садово-паркових об'єктів в Україні пройшло значний історичний шлях свого зародження, випробувань і становлення. Садово-паркові об'єкти України є невід'ємними компонентами загальнодержавного архітектурного простору, безцінними пам'ятками багатьох історичних епох і надбанням

світової та національної культурної спадщини.

Питання подальшого відновлення та створення нового ландшафтного середовища лишається одним із принципових і потребує від фахівців тактовного і виваженого вирішення. Адже садово-паркові об'єкти мають значну наукову, дендрологічну та рекреаційну цінність, завдяки чому підлягають збереженню та охороні державою відповідно до українського законодавства.

Сьогодні постає велика потреба у створенні оптимальних та перспективних моделей парків та обґрунтованих планів розвитку садово-паркового господарства, а їх багатофункціональність спонукає приділяти значну увагу принципам композиційно-планувального та архітектурно-художнього формування садів та парків. В цьому плані виникає багато питань щодо організацій нових типів сучасного садово-паркового мистецтва в складних умовах суспільно-економічних відносин.

1.3. Сучасні тенденції та проблеми розвитку паркобудівництва в незалежній Україні

Парки, як і біоценози, перебувають у постійному розвитку, а садово-паркові комплекси є невід'ємною складовою частиною екосистем населених пунктів України. Паркові насадження збільшують біологічне різноманіття, слугують одним із основних елементів у формуванні архітектурного середовища, відіграють важливу роль у вирішенні рекреаційних, екологічних та санітарно-гігієнічних питань, покращуючи тим самим умови проживання населення та збільшуючи туристичну привабливість регіонів. Це в свою чергу робить актуальним створення нових парків та реконструкції вже існуючих [112].

Україна, яка має 88 парків загальнодержавного значення площею 5,9 тис. га (у тому числі 68 старовинних парків площею 4675 га) та 414 — місцевого значення площею 7,1 тис. га, є справжньою скарбницею об'єктів садово-паркового мистецтва, що належить до світової культурної спадщини.

Крім того, до складу природно-заповідного фонду України входять 34 дендропарки, 24 ботанічні сади, 27 регіональних ландшафтних парків. Сучасні міські парки більшості українських міст формувалися і створювалися в нашій країні переважно у радянський період, чим пояснюється їх загальнодоступний характер, разом із тим, недоліки, властиві багатьом об'єктам, що перебували у державній власності [113].

Парки виконували основну функцію, пов'язану із забезпеченням тривалого відпочинку населення в природному оточенні. Серед переваг вітчизняних парків слід відзначити можливість проведення часу в межах міста, доступність рекреаційних можливостей для городян різних вікових категорій, використання парків для проведення міських свят та заходів. Водночас, планувальна організація й ландшафтна композиція садово-паркових об'єктів, створених у другій половині ХХ ст. мали істотні недоліки. Міські парки займали великі площі, були багатопрофільними, перевантаженими житловою забудовою та спорудами культурно-просвітнього призначення. Незосереджене розміщення об'єктів на території парку без дотримання принципів зонування часто призводило до виникнення дискомфортних умов середовища, поганої орієнтації відвідувачів на території тим самим знижуючи роль парку як основної ланки міської системи озеленення. У 90-х роках політичні та економічні трансформації вплинули на всі сфери життя суспільства, зокрема на існування парків. Поступово парки втрачали основні функції, забудовувалися сторонніми об'єктами, втрачали архітектурно-ландшафтну єдність. На жаль, недостатній нагляд за станом міських парків призвів до занедбаності, а частина з них нині перебувають на різних стадіях деградації. Їх реконструкція є загальнонаціональною справою, а проблема має історичний, біологічний, ландшафтний та соціальний аспекти [114].

Проблеми збереження, реставрації та відновлення старовинних парків України є досить актуальними, саме тому вони регулярно порушуються, як на рівні теоретичних засад у науковій проблематиці, так і в практичній діяльності. Основні дані про історію, архітектурні особливості,

дендрологічний склад та проблеми (перспективи) реконструкції садово-паркових об'єктів на території України знайшли своє відображення у роботах вітчизняних авторських колективів учених.

Роботи з повної або часткової ландшафтної реконструкції із збереженням функціонального змісту, планувальної основи й зовнішнього благоустрою, були використанні та вивчені у низці садово-паркових комплексах України. Так наукова праця Т.Г. Басока та К.І. Вяткіна присвячена питанням реконструкції та відновленню рекреаційних зон великих міст [115]. Були проаналізовані паркові території у межах міст, визначені основні проблемні питання у сфері ландшафтного проектування. У ході аналізу виявлено необхідність проведення ряду заходів – з реконструкції та благоустрою території та інших заходів, метою яких є удосконалення існуючих природних зон в межах великих міст. Запропоновані підходи спрямовані на підвищення рекреаційної привабливості існуючих і тільки спроектованих паркових територій. Науковці роблять великий акцент на тому, що ефективність використання паркових територій безпосередньо пов'язана зі змінами, що відбуваються в суспільстві, а нові функціональні, естетичні, композиційні, екологічні та економічні підходи дозволять увійти парковим територіям в міські процеси, тим самим відродити паркову культуру і підвищити рівень життя міських жителів.

Об'єктом дослідження у роботі Р.Б. Дудина, М.М. Фітака, І.І. Фалка став найстаріший міський парк в Україні – парк імені Івана Франка у Львові [116]. Основний акцент автори роблять на актуальність збереження, охорони та відновлення старовинних парків, які розташовані у населених пунктах нашої держави. Вони складають значну частку культурно-історичної, екологічної та соціально-економічної цінності природних ресурсів України. Стан насаджень Стрійського парку м. Львова, розгляд флористичного складу та вікової структури рослинності, а також проблеми, пов'язані із реконструкцією окремих ділянок парку, та пропозиції щодо їх вирішення були розкриті у праці Р.Б. Дудина [117].

У праці К.Ю. Ряби та В.І. Дриженка були обґрунтовані методи реконструкції парків в місті Києві та на їх основі поставлена оцінка стану та перспективи розвитку міських парків. Актуальність таких досліджень визначається складною екологічною ситуацією в Україні, особливо в мегаполісах, адже особливу роль у оздоровленні міського середовища відіграють великі зелені масиви у вигляді міських парків[118]. Робота О.А. Суханової та А.О. Пархоменка також присвячена оцінці сучасного стану парків Київщині. В ній запропоновані прийоми розпланування території, підібрано та обґрунтовано асортимент рослин, садово-паркових споруд та обладнання для благоустрою різних функціональних підзон парку [119].

Ю.О. Клименко у своїй науковій праці проаналізував зміни насаджень старовинних парків-пам'яток садово-паркового мистецтва Вінницької області. Їх сучасний стан став наслідком антропогенного впливу, а результати реконструкції та відтворення первинного вигляду залежать від використання похідних насаджень [120].

У дослідженнях І.С. Косенка та В.М. Грабового висвітлена проблема збереження, реконструкції та перспективи подальшого розвитку Національного дендрологічного парку «Софіївка» в місті Умань [121]. Іншим об'єктом дослідження в місті Умань став парк ім. І.Д. Черняховського. У роботі О.Ю. Марно-Куца внаслідок аналізу сучасного стану, були запропоновані пропозиції щодо реконструкції, підбору декоративних культур і формування зелених паркових насаджень [122].

Проблеми реконструкції існуючих зон рекреації приморських міст та формування нових на території кримського півострова були розкриті у праці Є.О. Одінцева. Актуальність дослідження пролягає в тому, що система зелених насаджень приморських міст Кримського півострова значно відставала від все більш зростаючих потреб городян. Це в свою чергу робить необхідним створення програми її реконструкції [123].

Проблема ландшафтної реконструкції парків із частковою або повною зміною елементів зовнішнього благоустрою були розглянуто у працях відомих

авторських колективів учених. Так, у роботах І.В. Русанова, Г.П. Петришина та С.П. Тупісь визначено проблеми і основні напрямки в програмі реконструкції ландшафтно-історичного комплексу «Високий замок» м.Львів як пам'ятки всесвітньої історичної спадщини з врахуванням етапів його формування [124]. Також надаються проектні пропозиції стосовно містобудівельних рішень і реконструкції фрагментів парку у контексті природного каркасу Львова. Головними проектними завдання цієї роботи стали реконструкція розпланувальної структури та дендрофлори парку, збагачення новими елементами і зручними зв'язками [125].

Дослідженню історії створення та розвитку пам'ятки садово-паркового мистецтва, планувальній структурі та сучасному стану насаджень парку імені Трильовського у Коломиї присвячена робота В.П. Кучерявого, Р.Б. Дудина, Т.М. Левуся. На основі зібраних даних запропоновано методи оптимізації паркового ландшафту: реконструкція доріжково-стежкової мережі, зелених насаджень, реставрація та консервація його окремих елементів [126].

З метою охорони, збереження та створення умов для розвитку і вдосконалення екологічного виховання суспільства у праці В.В. Дідика на багатофункціональній основі були розглянуті проблеми реконструкції ботанічного саду на Цетнерівці у м. Львові [127]. Поряд з дослідженням ботанічних садів, проблему реконструкції та відновлення насаджень Р.Б. Дудин та Г.В. Денисова вивчають на прикладі Оброшинського дендропарку Львівської області. В роботі було досліджено історію створення та розвитку палацово-паркового комплексу, його стильові особливості та сучасний стан насаджень. На основі результатів досліджень запропоновано методи оптимізації сучасної фітоценотичної структури парку: реконструкція насаджень, реставрація палацово-паркового комплексу та консервація його окремих елементів [128].

У роботі Д.В. Безпалої та Ю.О. Клименка на прикладі проекту реконструкції скверу «Павлівський» викладено прийоми, які можуть становити інтерес для розробників проектів реконструкцій інших подібних

об'єктів, а саме: використання сучасних малих архітектурних форм та дорожніх покриттів, освітлення загущених насаджень, використання нових сортів хвойних та квітучих кущових рослин [129].

На Хмельниччині увага до ландшафтного облаштування та принципів реконструкції була прикута у праці дослідників В.П. Кучерявого, Р.Б. Дудина, Т.М. Левуся та С.М. Мельничука. Ними було розглянуто сучасний стан насаджень парку, його видове різноманіття та проблеми планувальної структури. Висвітлено результати ландшафтної таксації та характеристику ландшафтних відділів. На основі розробленого функціонального зонування запропоновано заходи з реконструкції насаджень, створення нових планувальних елементів та благоустрою території [130].

Свою увагу до питання реконструкції центрального парку з влаштуванням функціональних зон у місті Луцьк звернули увагу колектив вчених І.О. Парфентієва, Н.І. Ільчук та О.З. Шафранська. У їх роботі було розглянуто сучасні норми при проектуванні та реконструкції парків, наведено основні проблеми даної території, перспективи реконструкції. Розглянуто концепцію реконструкції Центрального парку у місті Луцьку та принцип його функціонального зонування [131].

Свій вклад до загального усвідомлення масштабів реконструкції паркових об'єктів України внесли В.П. Кучерявий, Р.Б. Дудин, Т.М. Левусь, які у одній із своїх робіт дослідили територію палацово-паркового комплексу Перені у місті Виноградіві Закарпатської області. В їх роботі було розглянуто сучасний стан насаджень, встановлено видовий склад та висвітлено проблеми планувальної структури парку, розроблено функціональне зонування території із виділенням чотирьох зон, влаштування дитячого майданчика, реконструкція доріжково-стежкової мережі та збагачення асортименту декоративних рослин введенням 36 нових видів [132].

Нетрадиційний планувальний прийом організації території рекреаційного призначення, ціллю якого є постійна відвідуваність різними віковими та соціальними групами населення яскраво висвітлені у праці Т.В.

Прилипка, Т.Е. Потапової, О.В. Сіромахи. У статті було проаналізовано садово-паркові насадження у межах міських територій у містах України, визначено основні проблемні питання у сфері ландшафтного проектування. У ході аналізу виявлено необхідність проведення ряду заходів – лісівничих, лісовідновлюючих, з благоустрою території та інших, метою яких є удосконалення існуючих ландшафтів з метою посилення їх рекреаційних властивостей [133].

У зв'язку з інтенсивною «урбанізацією», зростанням чисельності населення, змінами в життєдіяльності людей, у великих містах збільшується навантаження на загальнодоступні та упорядковані місця рекреації. Тому основними завданнями певної кількості наукових робіт стало визначення проблеми і основних напрямків в програмі реконструкцій паркових об'єктів з метою їх охорони, збереження та створення умов для розвитку і вдосконалення екологічного виховання суспільства. У них проаналізовано сучасний стан парків та видове різноманіття зелених насаджень, на основі якого запропоновано заходи з реконструкції насаджень, створення нових планувальних елементів та благоустрою території. Так, прийоми реконструкції в парках культури і відпочинку в пострадянських країнах на прикладі парку імені Горького в місті Харків були розглянуті в роботі В.А.Щурова [134]. На основі аналізу історичних змін та особливостей реконструкції парків культури і відпочинку, в різних пострадянських країнах виявлено та ще раз підтверджено, що колишні культурні, виховні функції центральних парків культури і відпочинку поступово розчинились, втратили своє значення і перейшли в закриті культурно-просвітницькі центри, медіатеки тощо. У зв'язку з цим багато парків культури і відпочинку потребували реконструкції та зміни функціонального призначення, які є актуальними на сьогодні.

Свої міркування та науковий аналіз передумов реконструкцій парків відпочинку радянського періоду висловили К.О. Конопкіна, А.В. Чижова, Т.О. Черногорова. За їх словами, головною метою реконструкції є створення

сучасного комфортного середовища, що зможе задовольнити людину в потребі різних видів відпочинку, враховуючи вплив об'єктивних зовнішніх умов: інтенсивну урбанізацію, стійкість міської системи зелених насаджень, зміну форм власності на землю, пріоритети економічного, соціального, культурного розвитку в сучасному суспільстві [135].

Необхідність ландшафтної реконструкції міських парків як засобу компенсації урбанізаційних збитків [136] та важливість реконструкції парків у невеликих містах були підкреслені у роботах Д.І. Бідолахи, Ю.Г. Гринюка, В.С. Кузьовича, Я.М. Шляхти. На прикладі міського парку м. Зборів було запропоновано взяти за основу ландшафтний аналіз та функціональне зонування території, а ландшафтна реконструкція парків і активне їх залучення до рекреації та культурно-естетичного відпочинку частково компенсують негативні наслідки урбанізації [137].

Питання реконструкція садово-паркових об'єктів, як фактору змін у видовому складі та зовнішній конфігурації зелених насаджень, має досить широкий інтерес у сучасній науковій практиці. Так, унікальною за своєю специфікою та предметом дослідження стала праця М.М. Фітака, М.М. Лабойка та В.С. Кучерявого [138], в якій досліджено фітоценотичну структуру 68 рослинних асоціацій у 12 етнотонах на території 50 га. За результатами досліджень, було запропоновано шляхи реконструкції насаджень та ландшафтного облаштування території етнотон, розроблено проект еколого-рекреаційного маршруту із розкриттям лісоекологічних особливостей краю та характеру господарювання населення етнографічних регіонів. Проблема вивчення стану зелених насаджень парків в місті Дніпрі добре представлена у роботі А.М. Кабара, Н.В. Мартинової, Ю.В. Лихолат, Н.А. Хромих [139]. Отримані результати інвентаризації зелених насаджень дозволило визначити порядок дій для реконструкції та її перспективний вплив на зелену зону парку [140].

Сучасний стан та перспективи реконструкції парків Вінниччини розглянуті у дипломних працях О.Я. Петрище та А.В. Горбатюка [141] [142].

Ці напрацювання є досить актуальними, адже зумовлені необхідністю запровадження заходів щодо інвентаризації зелених насаджень та їх реконструкції, удосконаленням просторової, видової структури, з метою розширення асортименту та оздоровлення деревно-чагарникових насаджень в умовах міського середовища Вінниччини. Увагу до реконструкції зелених насаджень та озеленення території м. Ужгорода приділив у своїй праці В.П. Легеза. Автор наголошує, що озеленення та утримання наявних зелених зон парків та скверів у гарному стані є однією з найголовніших ознак сучасного успішного міста, тому доцільно створити таке озеленення території, яке б було не тільки перспективним у своєму значенні, але й економічно вигідним. Адже, Ужгород завжди був одним із прикладів в Україні щодо озеленення [143].

Ландшафтно-терапевтичні методи та перспективи їх використання під час реконструкції парків м. Києві були розглянуті у роботі Н.В. Гатальської. У статті представлено результати аналізу сучасних методів ландшафтотерапії та перспективи їх використання під час реконструкції наявних парків. Сформовано принципові підходи до вибору парку, де організація ландшафту, спрямованого на терапевтичний ефект за рахунок активізації відповідних емоцій відвідувачів є доцільною. Обґрунтовано доцільність проведення реконструктивних заходів, відповідно до розробленої концепції, яка передбачає формування паркового середовища дослідного об'єкта з точки зору психоемоційного впливу та перспектив застосування ландшафтно-терапевтичних методів [144].

Дослідженню екологічного стану парків-пам'яток садово-паркового мистецтва в аспекті збереження біорізноманітності присвячені праці талановитих науковців сучасності. Методи збереження та використання об'єктів природно-заповідного фонду у структурі міст широко представлені у дисертаційному дослідженні С.П. Тупісь. Було визначено, що основною формою збереження природоохоронних територій в світі є інтеграція стратегії охорони природи у містобудівну документацію шляхом накладання обмежень на використання усіх категорій ландшафтів, що є складовими екологічної

мережі міста. На основі аналізу чинників впливу урбанізації середовища були виділені 3 рівні збереження об'єктів природно-заповідного фонду [145].

Дослідженню екологічного стану парків-пам'яток садово-паркового мистецтва Східного Поділля як об'єктів збереження біорізноманіття присвячена праця Ю.А. Єлісавенка, Л.В. Смашнюка, О.Г. Василевського. На основі проведених польових досліджень було встановлено, що більшість з них мають незадовільний і критичний екологічний стан, що є важливою проблемою для формування регіональної екологічної мережі [146].

Використання рекреаційного потенціалу національних природних парків України розглянули у своїй праці Т.М. Микитин та В.О. Шелюк. Метою роботи стала розробка екологічних стежок з включенням елементів геоінформаційних систем та визначення місця маркетингу у просуванні цього напрямку [147].

Великий вплив в дослідження та перспективи використання природно-заповідного фонду Буковини в цілях збагачення її біорізноманіття мала праця О.В. Решетюка [148]. Ним було висвітлено результати вивчення колекційних парків природно-заповідного фонду Буковини, зроблено їх типологічну класифікацію та комплексний аналіз категорій відповідно до місцевих містобудівельних і стильових особливостей. Описано історичні етапи створення колекційних парків і особливості їх формування на цих етапах. Обґрунтовано історичні передумови створення парків краю, встановлено основні періоди паркобудування, виявлено тенденції їх розвитку. Виконано географічний аналіз розташування парків, встановлено залежність величини площі від функціонального призначення парків. Намічено перспективні напрями розвитку мережі природно-заповідного фонду області завдяки збільшенню кількості колекційних парків.

Проблеми розвитку паркової системи в Україні описали в своїй роботі В.О. Сисак та Л.М. Бармашина. Вони зазначають, що сьогодні настає потреба у створенні оптимальних та перспективних моделей парків та обґрунтованих планів розвитку паркової галузі в напрямку створення інноваційних

комплексів, які б мали значно ширші можливості для здійснення соціально-культурного впливу й спрямовані на урізноманітнення існуючої типової структури парків відповідно до кращих світових зразків та практики вітчизняного паркобудівництва, з урахуванням духовного розвитку, менталітету, традицій українського народу [149].

Сучасний стан та перспективи розвитку ботанічних садів в Україні описані у доповіді Т.М. Черевченка. Було наголошено на важливості ролі, яку відіграють ботанічні сади та дендропарки України в сьогоденні, виділено основне практичне завдання при розробці ландшафтного сценарію експозицій природної флори — розбудова архітектурного простору на екологічній основі [150].

Грунтовні положення про паркознавство та зелене будівництво розглянуті у праці С.І. Кузнецова та Ю.О. Клименка. У ній було сформульовано основні положення наукової та освітньої дисципліни «паркознавство», яка базується на біоекологічних і фітоценотичних особливостях створення різних категорій паркових культурфітоценозів, а також на використанні видових, родових та флористичних комплексів. Подано розгорнуте обґрунтування 10 основних складових частин та напрямів подальшого розвитку паркознавства [151].

Підводячи підсумки на основі проведених досліджень в мережі парків-пам'яток садово-паркового мистецтва можна стверджувати, що більшість з них мають незадовільний екологічний стан і це є важливою проблемою для формування національної екомережі. Наведені наукові праці окреслюють певне коло важливих заходів, що вдалося вивчити, а саме встановлено причини погіршення екологічного стану, запропоновано інноваційні напрямів подальшого розвитку паркознавства та приділено особливу увагу на потреби впровадження різних прийомів реконструкції – розчищення території, видалення сухостою, проведення санітарних й омолоджуючих обрізок та збагачення видового різноманіття.

Таким чином, можна зробити висновок, що основним та перспективним

початковим чинником, який впливає на реконструкцію парку є велика кількість відвідувачів. В зв'язку з цим зростає навантаження на територію парку. Саме тому виникає необхідність розвитку доріжок, збільшення їх протяжності та розширення поперечного профілю. Безумовно, для кожного парку, в залежності від рослинності, характеру рельєфу, розташування паркових споруд, буде реалізована своя реконструкція. При цьому важливим чинником залишається збереження цінних порід дерев та видів рослин. Зменшення площі незручних ділянок та 44 крутих відкосів доводить рельєф до стану повсюдної доступності.

Проаналізувавши вищезазначені дані на основні реконструкції садово-паркових об'єктів, можна виокремити три варіанти відновлювальних робіт, а саме:

1. Повна або часткова ландшафтна реконструкція із збереженням функціонального змісту, планувальної основи й зовнішнього благоустрою. В цьому випадку реконструктивні заходи спрямовані лише на переформування насаджень. Такий вид реконструкції застосовується якщо функціональна спрямованість парку, зонування й зміст зон, архітектурно-планувальна організація, елементи благоустрою й інші штучні компоненти паркового середовища задовольняють всі вимоги відвідувачів і запити міста.

2. Ландшафтна реконструкція парків із частковою або повною зміною елементів зовнішнього благоустрою. Її проводять, якщо елементи зовнішнього благоустрою фізично або морально застаріли, їх номенклатура й кількість не задовольняють вимоги відвідувачів, а функціональне призначення парку і його планувальна структура не потребують перебудови.

3. Повна реконструкція парку припускає зміну планувальної основи, корінну реконструкцію існуючого ландшафту або його окремих компонентів, створення штучних елементів ландшафту, заміну елементів зовнішнього й інженерного благоустрою, винос з території парку споруд та штучних елементів, що не відповідають новим функціям парку.

Тому головною метою реконструкції парків є створення сучасного

комфортного середовища, що зможе задовольнити людину в потребі різних видів відпочинку, ураховуючи вплив об'єктивних зовнішніх умов: інтенсивну урбанізацію, стійкість міської системи зелених насаджень, зміну форм власності на землю, пріоритети економічного, соціального, культурного розвитку в сучасному суспільстві. Практика європейських країн показує, що оновлення екологічного, естетичного, рекреаційного, просвітницького змісту міських парків є однією з перспективних галузей розвитку «зеленого» містобудування.

Висновки по розділу

Еволюція садово-паркового будівництва складалась під впливом різноманітних соціально-культурних факторів, які пов'язані з розвитком цивілізації, зміною суспільно-політичних формацій та виробничих відносин. Протягом історії садово-паркового господарства спостерігалися повторення сценаріїв розвитку садів та парків, що мали особливості, які були зумовлені світоглядними засадами різних епох. Садово-паркові об'єкти України є невід'ємними компонентами загальнодержавного архітектурного простору, безцінними пам'ятками багатьох історичних епох і надбанням світової та національної культурної спадщини. Сьогодні питання подальшого відновлення та створення нового ландшафтного середовища лишається одним із принципових і потребує від фахівців тактовного і виваженого вирішення. Адже садово-паркові об'єкти мають значну наукову, дендрологічну та рекреаційну цінність. Наразі існує велика потреба у створенні оптимальних та перспективних моделей парків та обґрунтованих планів розвитку садово-паркового господарства, а їх багатофункціональність спонукає приділяти значну увагу принципам композиційно-планувального та архітектурно-художнього формування садів та парків. В цьому плані виникає багато питань щодо організацій нових типів сучасного садово-паркового мистецтва в складних умовах суспільно-економічних відносин.

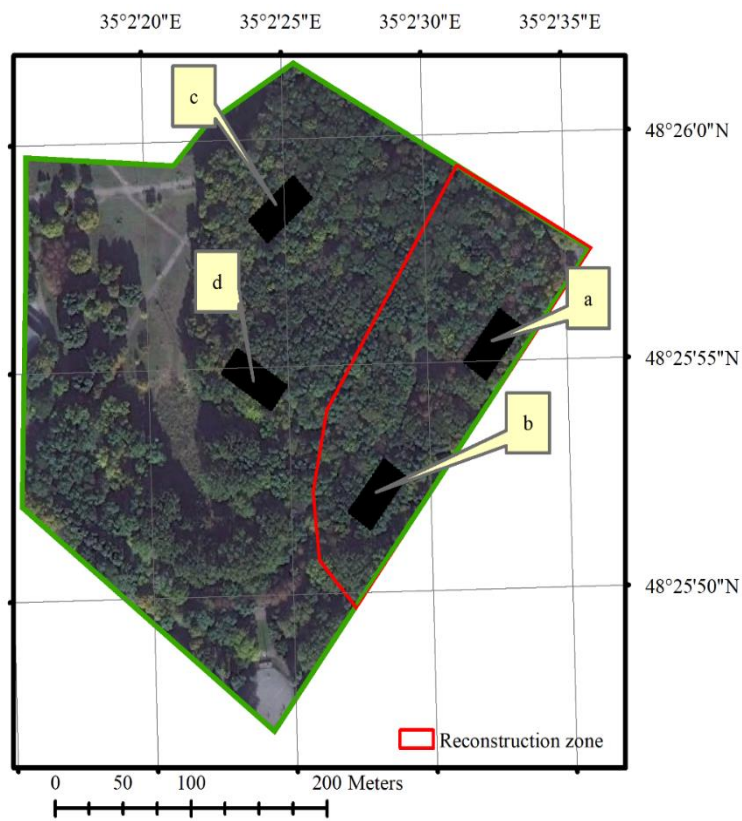
РОЗДІЛ 2.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

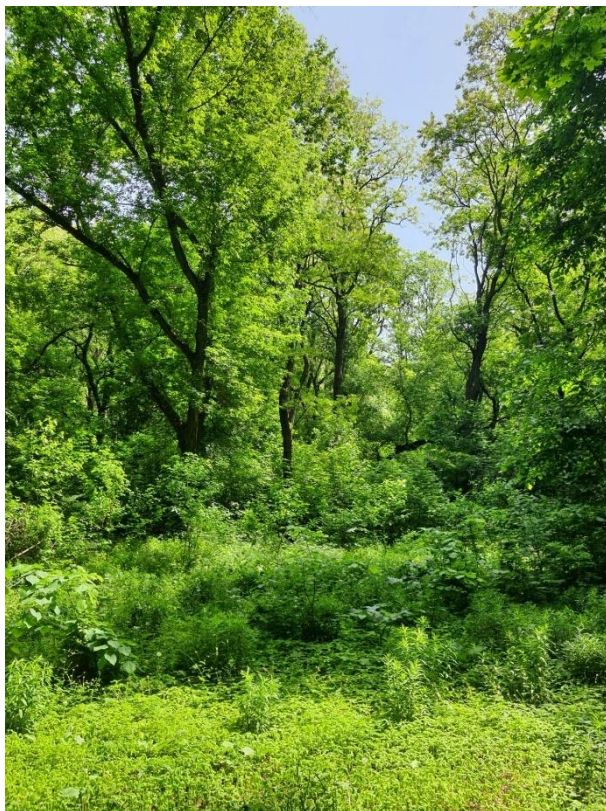
2.1. Розміщення дослідних полігонів

Об'єктом мого наукового дослідження стала рекреаційна зона Ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара, м. Дніпро, Україна (48,43° пн. ш. 35,05° сх. д.) (рис. 2.1). Штучна лісопосадка була створена після Другої світової війни на місці теплолюбного природного дубового лісу [152,153]. Класифікаційне положення ґрунтів згідно WRB: Calcic Chernozem (Siltic, Tonguic) [154]. У 2019 році було проведено реконструкцію ділянки парку площею 2,8 га [155]. Роботи з реконструкції парку включали такі процеси, як відновлення пішохідних доріжок, видалення чагарників та старих пошкоджених дерев, а також обрізка крон дерев. На місці віддалених старих дерев було висаджено молоді дерева. Також було демонтовано старі господарські споруди, які погіршували естетичне сприйняття парку. У реконструкції була задіяна транспортна та будівельна техніка. Роботи проводилися протягом усього теплого періоду року.

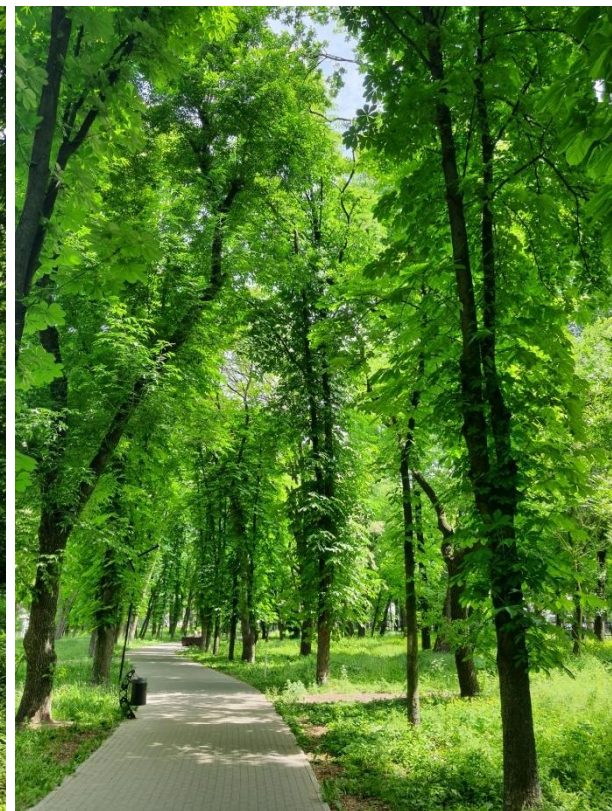
Усього на досліджуваній території було зареєстровано 65 видів рослин, серед яких фанерофіти представлені 11 видами, нефанерофіти – двома видами, гемікриптофіти – 29 видами, терофіти – 16 видами та геофіти – 7 видами [155]. Серед деревних рослин переважали *Acer platanoides*, *Fraxinus excelsior*, *Gleditsia triacanthos*, *Robinia pseudoacacia*. Серед трав'янистих рослин переважали *Alliaria petiolata*, *Chelidonium majus*, *Geum urbanum*, *Viola mirabilis*, *Galium aparine* [156].



A



B



C

Рис. 2.1. Розташування експериментальних полігонів у межах парку (A). Червона лінія позначає зону реконструкції парку. Зона парку без реконструкції (B) та зона парку після реконструкції (C).

2.2. Дослідження ґрунту методом сухого просіювання

Відбір проб ґрунту для вимірювання властивостей ґрунту проводився у травні 2021 року на чотирьох ділянках, 2 з яких були розміщені у зоні реконструкції, а 2 – в аналогічній зоні парку, де реконструкція не проводилася. Кожна ділянка відбору проб складалася з 105 точок відбору проб. Точки відбору проб розташовувалися вздовж 7 трансект з 15 точками відбору проб у кожній. Відстань між точками у трансекті, а також відстань між трансектами становила 3 м.

Розподіл сухих агрегатів за розмірами було визначено стандартним методом сухого просіювання [157]. Зразок ґрунту, відібраний циліндричним пробовідбірником об'ємом 500 см³ висушувався на повітрі, після чого був просіяний через набір сит з квадратними отворами, що послідовно зменшуються 10, 7, 5, 3, 2, 1, 0,5 та 0,25 мм, так що було одержано дев'ять агрегатних фракцій (>10, 10–7, 7–5, 5–3, 3–2, 2–1, 1–0,5, 0,5–0,25 та <0,25 мм).

Використовуючи ваги агрегатних фракцій, був визначений середній зважений діаметр агрегату в сухій вазі (*mean weight diameter* – dMWD) (мм) [158]:

$$\text{dMWD} = \sum_{i=1}^n x_i \times \frac{w_i}{100\%},$$

де w_i є відсотком ваги фракції i від загальної сухої ваги зразка, x_i є середнім діаметром кожної агрегатної фракції: 0.1, 0.375, 0.75, 1.5, 2.5, 4, 6, 8.5, 12 мм відповідно.

Середній геометричний діаметр агрегату в сухій вазі (*dry geometric mean diameter* – dGMD) був визначений наступним чином [158]:

$$\text{dMWD} = \exp\left(\sum_{i=1}^n \log(x_i) \times \frac{w_i}{100\%}\right),$$

де w_i відсотком ваги фракції i від загальної сухої ваги зразка, x_i є середнім діаметром кожної агрегатної фракції: 0.125, 0.375, 0.75, 1.5, 2.5, 4, 6, 8.5, 12 мм відповідно.

Розподіл агрегатів по розмірах, виражений у вигляді коефіцієнта структурності (K_s), був розрахований відповідно до формули [159]:

$$K_s = a / b,$$

де a є сума агрегатів розміром від 0,25 до 10 мм, b є сума агрегатів розміром менше 0,25 та більше 10 мм.

Якісно стан агрегатної структури ґрунту оцінено за кількісним значенням коефіцієнту структурності [160]: відмінний стан ($K_s > 4$); добрий стан ($K_s = 1.5-4$); задовільний стан ($K_s = 0.67-1.5$); незадовільний стан ($K_s = 0.25-0.67$); поганий стан ($K_s < 0.25$).

2.3. Дослідження структури рослинних угруповань екоморфічним методом

Для аналізу структури природних рослинних угруповань розроблено екоморфний підхід. Цей метод було застосовано для аналізу екологічної структури штучних паркових насаджень у міському середовищі. Міські парки виконують важливі та різноманітні функції в міському середовищі. Як антропогенні об'єкти, міські парки повинні підлягати адекватному та ефективному управлінню, здатному підвищити функціональну цінність лісових насаджень у місті та забезпечити їхню стійкість. У зв'язку з цим вибір кількісних параметрів паркових насаджень, що підлягають управлінню, є визначальним. Я припускаю, що екоморфний аналіз може бути основою для вибору оптимальних кількісних критеріїв управління парковими насадженнями.

Списки видів судинних рослин фіксували на пробних площадках розміром 3×3 м, а також проводили візуальну оцінку видового покриття за шкалою Браун-Бланке [161]. Проективне покриття видів рослин вимірювали на рівні ґрунту, підліску (до 2 м заввишки) та намету (понад 2 м заввишки). Всі види були визначені до видового рівня на всіх ділянках. Таксономія рослин базується на базі Euro+Med Plantbase (<http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed>).

О. Л. Бельгард [162] наприкінці 40-х років минулого століття створив типологію лісів степової зони України, яка є яскравим прикладом ефективності застосування принципів біогеоценології і в цьому сенсі цю концепцію, безумовно, слід визнати структуралістською. Типологія була доповнена системою екоморф рослин. Згідно з уявленнями О. Л. Бельгарда, екоморфа розкриває взаємовідносини організмів з навколишнім середовищем і відображає пристосованість окремих видів рослин до найважливіших елементів біогеоценозу: до фітоценозу в цілому і до кожного із структурних елементів екотопу (термотопу, геліотопу, трофотопу, гігротопу, термотопу) окремо.

Будь-яка система життєвих форм (біоморфа, екоморфа) має таке широке філософське підґрунтя [163]:

- а) рослини мають різні екологічні амплітуди, тобто вони більш-менш обмежені у своїй здатності переносити різні умови середовища;
- б) часто існує кореляція між морфологією та адаптацією;
- в) рослина у своєму успішному існуванні являє собою те, що можна назвати автоматичною фізіологічною інтеграцією всіх чинників свого середовища.

Терміну "ekomорфа" надається перевага тому, що під життєвою формою зазвичай розуміють адаптації, які виражаються в зовнішньому вигляді рослини, тоді як адаптації не до всіх структурних елементів біогеоценозу мають фізіономічне вираження. О. Л. Бельгард розглядав екотоп як поєднання кліматопу та едатопу (або едафотопу). Кліматоп він поділяв на термотоп і геліотоп (космічні фактори), едатоп (або едафотоп) - на трофотоп і гігротоп (наземні фактори).

Коеноморф рослин характеризує пристосованість живого організму до біогеоценозу в цілому. Серед коеноморф рослин степової зони України виділяють:

- степанти (St) - степові рослини;
- сільванти (Sil) - лісові рослини;

- рудеранти (Ru) - рослини бур'янових угруповань;
- псаммофіти (Ps) - рослини піщаних угруповань;
- пратанти (Pr) - лучні рослини;
- палюданти (Pal) - рослини болотних угруповань;
- петрофіти (Ptr) - рослини скельних угруповань;
- галофіти (Hald) - рослини солончаків;
- галофіти (Hal) - рослини солончаків;
- кальцефіти (Clc) - рослини угруповань крейдяних відслонень;
- chasmophytes (Chs) - рослини угруповань гравійних відслонень;
- акванти (Aq) - водні рослини;
- культурні рослини (Cul) - культурні рослини.

В інших географічних зонах також можна виділити такі ценоморфи, як тундранти (Tn) - рослини тундри, монтанти (Mont) - гірські рослини, літоранти (Lit) - літоральні рослини морських узбереж, пустельні рослини (Ds) - рослини пустель.

Лісові види включають найбільш типові види, що утворюють лісові угруповання. Крім деревних і чагарникових рослин, до силвантів належать також трави, мохи та лишайники, які тісно пов'язані з лісовим середовищем. Степовики представлені переважно трав'янистими видами, а також деякими чагарниками, мохами та лишайниками. Переважна більшість степових видів посухостійкі та світлолюбні, віддають перевагу ґрунтам з нейтральною або слаболужною реакцією. Лучні види (пратанти) - трав'янисті багаторічні мезофіти. Від лісових видів пратанти відрізняються легкою екологією. Лісові трави також зникають після знищення лісового намету, а лучні, навпаки, розвиваються швидше. До палюдантів належать переважно трав'янисті та мохоподібні види, які ростуть в умовах надмірного зволоження. До галофітів належать напівчагарники і трав'янисті види, які живуть на засоленних ґрунтах і характеризуються світлолюбністю і, як правило, значним осмотичним тиском клітинного соку. Рудеранти - бур'яни з різноманітними екологічними властивостями, які зазвичай тяжіють до ґрунтів з високим вмістом азоту.

Поряд з коеноморфами виділяють інші екоморфи за критерієм пристосування до найбільш істотних факторів середовища. За В. Р. Вільямсом [164], фактори життя зелених рослин слід розділити на дві групи:

1) космічні фактори - світло і тепло;

2) наземні фактори - вода та їжа.

Тому в системі О. Л. Бельгарда виділяють екологічні групи рослин, подібні за пристосуванням до певних космічних чинників:

клімаморфи - пристосування до кліматичних умов в цілому;

геліоморфи - пристосування до умов освітлення;

термоморфи - пристосування до умов теплового режиму клімату.

А екологічні групи рослин схожі за пристосуванням до певних наземних факторів:

трофоморфи - пристосування до умов родючості ґрунту;

гігроморфи - до умов режиму вологості.

В якості клімаморф О.Л. Бельгард використовував життєві форми Раункієра [165,166]: фанерофіти, хамеофіти, гемікриптофіти, криптофіти (геофіти, гідрофіти), терофіти, епіфіти. При виборі ознак життєвих форм для розпізнавання і класифікації зв'язків між життям рослин і кліматом Раункієр керувався трьома основними правилами:

а) ознака повинна бути структурною і суттєвою, вона повинна представляти важливу морфологічну адаптацію;

б) ознака має бути достатньо очевидною, щоб у природі можна було легко визначити, до якої життєвої форми належить рослина;

в) усі життєві форми, що використовуються, повинні мати таку природу, щоб становити однорідну систему; вони повинні представляти єдину точку зору або аспект рослин і, таким чином, уможливити порівняльну статистичну обробку рослинності різних регіонів.

Враховуючи ці вимоги, Раункієр диференціював життєві форми за типом і ступенем захисту, що надається точкам росту багаторічних бруньок, які відповідають за відновлення після несприятливого сезону. За винятком

деяких тропічних кліматів, які є постійно теплими і вологими, всі вони демонструють певний сезонний ритм з чергуванням періодів, які є сприятливими або несприятливими для росту. При порівнянні двох кліматів різниця між ними в сприятливий сезон може бути відносно невеликою, в той час як відмінності в несприятливий сезон можуть бути значними і мати велике значення.

Несприятливі сезони можуть бути викликані холодом або посухою, або тим і іншим разом, вони можуть бути короткими або довгими, їх може бути один або два на рік, але цілком ймовірно, що ті структурні відмінності між рослинами, які дозволяють їм пережити несприятливі сезони, є хорошим показником рослинного клімату. На основі цих фактів Раункієр розробив свою класифікацію життєвих форм, яка залежить насамперед від ступеня захисту, що надається багаторічній бруньці. Система складається з наступних п'яти основних класів, розташованих відповідно до підвищеного захисту бруньок: фанерофіти, хамеофіти, гемікриптофіти, криптофіти і терофіти. К. Раункієр вважав, що життєві форми формуються історично в результаті пристосування рослин до кліматичних умов середовища. Відсотковий розподіл видів за життєвими формами в рослинних угрупованнях досліджуваної території називається біологічним спектром. Біологічні спектри для різних фізико-географічних зон і країн слугують індикаторами кліматичних умов.

Раункієр класифікував рослини відповідно до того, де знаходиться точка росту в менш сприятливих сезонах, за умови, що рослина зберігає здатність виживати в цих складних умовах. Залежно від місця на Землі, цей несприятливий період може бути, наприклад, в холодний зимовий період або в сухий літній час. У регіонах з помірним кліматом точка росту в несприятливий сезон відповідає переважно зимовим брунькам.

Серед трофоморфів розрізняють:

- оліготрофи (OgTr) пристосовані до бідних ґрунтів;
- мезотрофи (MsTr) пристосовані до помірно багатих ґрунтів;
- мегатрофи (MgTr) пристосовані до багатих ґрунтів;

- алкалітрофи (AlkTr) - рослини засолених фізіологічно бідних ґрунтів;
- паразитичні рослини (Par), напівпаразитичні рослини (S/par), сапрофіти (Sapr) та кальцифіли (Ca).

Серед гігроморфів розрізняють:

- еуксерофіти (EuKs) - високостійкі до посухи види;
- ксерофіти (Ks) - посухостійкі види;
- мезофіти (Mc) - рослини помірного зволоження;
- гігрофіти (Hg) - земноводні види;
- плейстофіти (Pl) - водні рослини з плаваючими листками;
- гідатофіти (Hy) - рослини, повністю занурені у воду.

Перехідні форми можуть бути названі через поєднання двох гігроморф, які розташовані поруч. У цьому випадку провідний спосіб позначається другим, а допоміжний - префіксом, наприклад: ксеромезофіти - мезофіти, більш посухостійкі, ніж звичайні мезофіти, або: мезогігрофіти - гігрофіти, які здатні існувати в більш посушливих умовах.

Екологічний аналіз заплавних екосистем не може бути повним без урахування заплавного фактору. Тому необхідно розрізняти заплавні екоморфи, а саме:

- позазаплавні види - трапляються переважно за межами заплави;
- коротко-заплавні - характерні для заплав, де повінь триває не більше 10 днів;
- середньо заплавні - види витримують паводки, що тривають не більше 40 днів;
- довга заплава - витримують паводки тривалістю понад 40 днів.

Тривалість повені залежить від розміру річки: на малих річках вона триває не більше 10 днів, на великих річках повінь може тривати понад 40 днів. Кількість видів, здатних адаптуватися до повені, зменшується пропорційно її інтенсивності. Тому видове різноманіття заплавних угруповань зменшується від екосистем коротких заплав до екосистем довгих заплав. Тому різноманіття

рослинних угруповань в екосистемах коротких заплав малих річок є вищим, ніж в екосистемах довгих заплав великих річок.

Серед геліоморф розрізняють:

- геліофіти (He) - світлолюбні види;
- сціогеліофіти (ScHe) - світлолюбні види;
- геліосціофіти (HeSc) - тіньовитривалі види;
- сціофіти (Sc) - тіньолюбні види.

Серед термоморф розрізняють:

- мікротерми (MT°) - види, що походять з полярної географічної кліматичної зони;
- мезотерми (MsT°) - види, що походять з помірною поясу;
- мегатерми (MgT°) - види, що походять із субтропічних або тропічних зон;
- евритерми (EuT°) - види, які можуть рости майже в усіх кліматичних зонах Землі.

Ці екоморфи в основному відображають адаптацію до умов зростання, тому їх можна назвати вегетативними. Поряд з вегетативними екоморфами існують генеративні екоморфи, які характеризують відношення видів до запилення та поширення діаспор. Проблему створення системи генеративних екоморф вирішив Віктор Тарасов [167].

Голонасінні - це групи рослин, які розрізняють за типом запилення (для спорових рослин - за типом перенесення гамет). Серед них розрізняють

- автогамні рослини (Ah) - самозапильні;
- гідрофільні рослини (Hdph) - запилення відбувається у воді;
- гаметогідрофільні рослини (Hdgrh) - перенесення гамет відбувається у водному середовищі;
- анемофільні рослини (Anph) - запилення вітром;
- ентомофільні рослини (Ent) - запилення комахами;

- протандрофні рослини (Pa) - більш раннє дозрівання пилку порівняно з приймочками маточок у квітках рослин. Це пристосування до перехресного запилення.

- протогінні рослини (Pg) - більш раннє дозрівання приймочок у квітках рослин порівняно з пилком.

Діаспорохорні (екобіохорні) - група рослин, які розрізняють за типами поширення рослинних діаспор. Відповідно до способів поширення діаспор розрізняють:

- ендозоохорія (EndZ) - перенесення насіння тваринами після поїдання та випорожнення;

- синзоохорія (SynZ) - перенесення плодів рослин тваринами при збиранні врожаю;

- мірмекохорія (Myrm) - перенесення здійснюється мурахами;

- епізоохорія (EpZ) - перенесення на поверхні тварин, діаспори живучі;

- анемохорія (Anch) - поширення насіння, плодів і спор рослин повітрям;

- гідрохорія (Hdch) - діаспори переносяться водою;

- автохорія (Ach) - саморозповсюдження рослин, які поширюють плоди, насіння, спори та вегетативні частини рослинного організму за допомогою самої рослини без дії зовнішніх агентів; розрізняють активне розсіювання насіння з розтрісканого стиглого плоду (механохорія), закопування плодів у ґрунт (геокарпія), осипання плодів і насіння лише під впливом сили тяжіння (барохорія);

- барохорія (Bar) - різновид автохорії, що осипає плоди та насіння лише під дією сили тяжіння;

- балістохорія (Bal) - діаспори розкидаються еластичними стеблинками при поштовхах;

- геохорія (Gch) - діаспори повзуть і зариваються в землю, змінюючи свою форму;

- криптогеохорія (KrGch) - прихований геохорій;

- первольвента (Perv) - переміщення рослини під дією вітру внаслідок її перекочування (tumble-field);

- антропохорія (Antrch) - поширення насіння, плодів і спор рослин людиною.

2.4. Вимірювання механічного опору ґрунту

Механічний опір ґрунту вимірювали в польових умовах ручним пенетрометром Eijkelkamp на глибину 100 см з інтервалом 5 см [168]. Середня похибка вимірювання приладу становить $\pm 8\%$. Вимірювання проводили конусом з поперечним перерізом 1 см². У кожній точці механічний опір ґрунту вимірювали лише один раз. Для вимірювання електропровідності ґрунту *in situ* використовували датчик HI 76305 (Hanna Instruments, Woodsocket, R. I.) у поєднанні з портативним пристроєм HI 993310 [169]. Розподіл агрегатних фракцій ґрунту за розміром визначали відповідно до рекомендацій "Методології відбору та аналізу ґрунтових зразків" [170]. Вологість ґрунту вимірювали в польових умовах за допомогою діелектричного цифрового вологоміра MG-44 (vlagomer.com.ua). Для вимірювання насипної щільності ґрунту використовували керновий метод [171].

Для кожної точки відбору проб розміром 3×3 м складали списки видів судинних рослин, а також візуально оцінювали видове покриття за шкалою Браун-Бланке [161]. Проективне покриття видів рослин вимірювали на рівні ґрунту, підліску (до 2 м заввишки) та намету (понад 2 м заввишки). Проективне покриття видів рослин вимірювали на рівні ґрунту, підліску (до 2 м заввишки) та намету (понад 2 м заввишки). На всіх ділянках всі види були ідентифіковані до видового рівня. Сіянци та саджанці деревних порід згодом були виключені з аналізу. Таксономія рослин на основі Euro+Med Plantbase (<http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed>). Для оцінки гемеробності використовували шкалу Д. Франка та С. Клотца [172]. Шкала гемеробії була переведена в 100-бальну шкалу [173]. Описову статистику, ANOVA та аналіз головних

компонент розраховували за допомогою програмного забезпечення Statistica (Statsoft).

2.5. Фітоіндикаційна оцінка екологічних режимів

Екологічні режими були оцінені на основі описів рослинного покриву за допомогою фітоіндикаційних шкал Я. Дідуха [174]. Фітоіндикаційні включають едафічні та кліматичні шкали. До едафічних шкал фітоіндикації належать водний режим ґрунту (H_d), мінливість зволоження (fH), аерація ґрунту (A_e), кислотність ґрунту (R_c), загальний сольовий режим (S_l), вміст карбонатів у ґрунті (C_a) та вміст азоту в ґрунті (N_t). Кліматичні шкали включають параметри теплового клімату (терморезим, T_m), вологості (O_m), кріоклімату (C_r) та континентальності клімату (K_n). Крім того, виділено шкалу освітленості (L_c), яка характеризується як шкала мікроклімату. Фітоіндикаційна оцінка екологічних чинників проводилася за методом ідеальних індикаторів Бузука [175].

Екогрупи рослин за їх відношенням до режиму вологості розділено на 23 градації [174]. Бальні оцінки режиму вологості можна перевести у фітоіндикаційні оцінки запасу продуктивної вологи у метровому шарі ґрунту за формулою:

$$W = 18.65 \exp(0.15H),$$

де W це вміст продуктивної вологи у метровому шарі ґрунту, мм; H це бальна оцінка режиму вологості. Вміст продуктивної вологи в метровому шарі менше ніж 60 мм вважається як дуже низький, вміст у діапазоні 60–90 мм вважається як низький, вміст у діапазоні 90–130 мм вважається як задовільний, вміст у діапазоні 130–160 мм вважається як добрий та вміст у діапазоні більше 160 мм вважається як дуже добрий [176].

Екогрупи рослин за їх ставленням до мінливості режиму зволоження

розділено на 12 градацій. Бальні оцінки можна перевести у значення коефіцієнту нерівномірності зволоження ω , який змінюється від 0 (найменший рівень контрастності умов зволоження постійно зволених або постійно сухих екоотопів) до 0,5 (найбільший рівень контрастності умов зволоження де умови практично повного занурення у воду змінюються станом засухи):

$$\omega = 0.042fH - 0.032,$$

де ω це коефіцієнт нерівномірності зволоження, fH це бальна оцінка мінливості режиму зволоження.

Екогрупи рослин за їх ставленням до режиму аерації розділено на 15 градацій. Бальні оцінки можна перевести у значення шпаруватості аерації від загальної шпаруватості наступним чином:

$$P = \frac{100 - Ae^4}{100 * (Ae^4 - 1700)},$$

де P це шпаруватість аерації, % від загального об'єму простору шпар у ґрунті; Ae це бальна оцінка режиму аерації.

Екогрупи рослин за їх ставленням до кислотності ґрунту розділено на 15 градацій. Бальні оцінки можна перевести у рН водного розчину ґрунту наступним чином:

$$pH = 2.26 \ln(Rc) + 1.88,$$

де рН це від'ємний логарифм концентрації іонів водню в ґрунтовому розчині, Rc це бальна оцінка кислотності.

Екогрупи рослин за їх ставленням до загального сольового режиму розподілена на 19 градацій. Бальні оцінки у вміст водорозчинних солей можна перевести наступним чином:

$$S = 2^{0.6Sl+1},$$

де S це вміст солей у ґрунтовому розчині, мкг/л; Sl це бальна оцінка режиму засолення ґрунту.

Екогрупи рослин за їх ставленням до вмісту карбонатів у ґрунті розподілена на 13 градацій. Бальні оцінки у вміст $CaO+MgO$ можна перевести наступним чином:

$$CaO + MgO = 14 \frac{Ca^{4.5}}{Ca^{4.5} + 45000},$$

де $CaO+MgO$ це вміст карбонатів (у перерахунку на оксиди кальцію та магнію), %; Ca це бальна оцінка вмісту карбонатів.

Екогрупи рослин за їх ставленням до вмісту азоту в ґрунті розподілені на 11 градацій. Бальні оцінки можна перевести у вміст азоту в ґрунті наступним чином:

$$N = 5 \frac{Nt^{3.7}}{Nt^{3.7} + 345},$$

де N це вміст азоту в ґрунті, г/кг; Nt це бальна оцінка режиму трофності ґрунта.

Екогрупи рослин за їх ставленням до терморезиму розподілені на 17 градацій. Бальні оцінки можна перевести у радіаційний баланс наступним чином:

$$RB = 0.21 Tm,$$

де RB це радіаційний баланс, гДж \cdot м² \cdot рік⁻¹; Tm це бальна оцінка терморезиму. Слід відзначити, якщо радіаційний баланс представити у Ккал \cdot см² \cdot рік⁻¹, тоді бальну оцінку достатньо помножити на 5.

Екогрупи рослин за їх ставленням до атмосферного режиму вологості розподілені на 23 градації. Бальні оцінки омброклімата можна перевести у різницю кількості опадів до випаровування з відкритої водної поверхні у середньому за рік на добу:

$$Hum = 0.54 Om - 7,$$

де *Hum* це різниця між кількістю опадів у середньому за рік у перерахунку на добу до випаровування з відкритої водної поверхні за той самий період, мм; *Om* це бальна оцінка гумідності клімата.

Екогрупи рослин за їх ставленням до континентальності розподілені на 17 градацій. Бальні оцінки континентальності можна перевести у шкалу континентальності за Івановим [177] наступним чином:

$$SKn = 10 Kn + 41,$$

де *SKn* це шкала континентальності за Івановим, *Kn* це бальна оцінка режиму континентальності.

Екогрупи рослин за їх ставленням до кріоклімату розподілені на 15 градацій. Бальні оцінки кріоклімату можна перевести у середню температуру найхолоднішого місяця року наступним чином:

$$Temp = 3.83 Cr - 38.17,$$

де *Temp* це середня температура найхолоднішого місяця, °C; *Cr* це бальна оцінка кріоклімату.

Режим освітлення оцінюється у балах фітоіндикації та досі процедура переведення у фізичні показники не запропонована.

2.6. Геостатистичний аналіз

Кригінг широко використовується в геостатистиці для побудови просторових моделей [178]. Варіограма є ключовим поняттям у геостатистиці так як відомості про адекватну математичну форму варіограми дозволяє точно оцінити просторову варіацію [179] що є запорукою прогнозування мінливості екологічних ознак на локальному або регіональному рівні [178]. Варіограма дозволяє розрізнити просторову складову мінливості ознаки від складової, яка не залежить від простору. Перетин модельної кривої варіограми з віссю ординат називається самородком (τ^2). Самородок вказує на мінливість ознаки, яка не залежить від простору. Різниця між асимптотою і самородком називається порогом (σ^2). Поріг вказує на складову мінливості ознаки, яка залежить від простору. Вплив просторових взаємодій затухає з відстанню, яка характеризується діапазоном. Відстань, на якій теоретична крива варіограми досягає свого максимуму, називається діапазоном (ϕ). Уявлення про практичний діапазон може бути застосоване для моделей з нескінченним діапазоном значення. Практичний діапазон це відстань за якої варіограма досягає 95% від асимптоти. Практичний поріг залежить від параметрів τ^2 , σ^2 та ϕ відповідно, де останній зазвичай множиться на константу, що залежить від моделі. Наприклад, практичний діапазон становить 3ϕ для експоненційної моделі, $\sqrt{3}\phi$ для гаусової моделі, 4ϕ та 5ϕ для моделі Матерна з $\kappa = 1$ та 2 відповідно, та дорівнює ϕ для сферичної моделі [180].

Найпоширеніші моделі варіограми є сферична, експоненціальна та гаусова, але вони характеризуються недостатньою гнучкістю для описання більш широкого кола просторових патернів [181]. Клас моделей варіограми Матерна можна розглянути як альтернативу поширеним моделям [178]. Моделі Матерна мають значну гнучкість для моделювання просторової коваріації і здатні описувати широкий спектр локальних просторових процесів. Виходячи з цього, модель Матерна пропонується використовувати як загальний підхід для моделювання властивостей ґрунтів [178] та екологічних процесів [182]. Ізотропна коваріаційна функція Матерна має

вигляд [181,183]:

$$F(h) = \frac{1}{2^{\kappa-1}\Gamma(\kappa)} \left(\frac{h}{\varphi}\right)^{\kappa} K_{\nu} \left(\frac{h}{\varphi}\right),$$

де h є відстанню розділення; K_{ν} є модифікованою функцією Бесселя другого роду порядку κ ; Γ є гамма-функцією; φ є параметром діапазону або відстані ($\varphi > 0$), який вимірює, наскільки швидко кореляція спадає з відстанню; κ є параметром згладжування. Модель Матерна характеризується високою гнучкістю порівняно зі звичайними геостатистичними моделями з огляду на параметр згладжування κ . Коли параметр κ є малим ($\kappa \rightarrow 0$) модель описує шорсткий просторовий процес [184], якщо параметр κ є великим ($\kappa \rightarrow \infty$) модель описує згладжений просторовий процес [178]. Модель Матерна повністю відповідає експоненціальній моделі за умови якщо $\kappa = 0.5$. Модель Матерна повністю відповідає моделі Гауса якщо $\kappa \rightarrow \infty$. Якщо $\kappa = 1$, модель Матерна відповідає функції Уїтла [185,186]. Якщо параметр діапазону r є великим ($r \rightarrow \infty$), тоді просторовий процес апроксимується степеневою функцією, якщо $\kappa > 0$. Якщо $\kappa \rightarrow 0$ тоді просторовий процес моделюється лог-функцією або функцією Війса [187,188]. Відношення самородків до порогів розглядалось як показник сили просторової автокореляції. Вважається, що змінна має сильну просторову залежність, якщо відношення менше 25%, і має помірну просторову залежність, якщо відношення становить від 25% до 75%; в іншому випадку змінна має слабку просторову залежність [189].

2.7. Регресійний кригінг

Просторовий процес може бути результатом просторової автокореляції та впливу загального тренду. Автокореляція розглядається як результат внутрішньої взаємодії явища або процесу, який моделюється. Автокореляція як результат взаємодії згасає з відстанню між точками у просторі, так як зменшується і сила взаємодії, яка є причиною автокореляції. Кригінг є

адекватною процедурою для моделювання просторових процесів які є результатом просторової автокореляції. Загальний тренд є результатом зовнішнього тотального впливу, який закономірно змінюється залежно від географічних координат. Тому координати можуть виступати у якості предикторів у регресійному аналізі, які пояснюють просторову мінливість ознаки під впливом загального тренду. Залежно від складності просторового патерну, якого зазнає просторовий процес, тотальний тренд може бути описаний поліномом першого, другого, третього або більшого порядків. Реальні явища змінюються у просторі під впливом як зовнішніх так і внутрішніх причин. Тому для моделювання складних випадків використовується регресійний кригінг. Регресійний кригінг (RK) є методом просторової інтерполяції, який поєднує регресію залежних змінних на предиктори з кригінгом залишків прогнозу [190]. Наступне рівняння обчислює регресійну кригінг-інтерполяцію:

$$Z^*(x_0) = \hat{m}(x_0) + \hat{e}(x_0),$$

де $\hat{m}(x_0)$ є підігнаною детермінованою частиною, $\hat{e}(x_0)$ є інтерпольованим залишком. Таким чином, перша частина правої половини рівняння представляє регресію, а друга частина - кригінг залишку. Розрахунки виконано з використанням бібліотеки geoR [191].

2.8. Точність карти, перехресна перевірка, ME, NRMSE та MSDR

Процедура перехресної перевірки була застосована для вимірювання точності просторових моделей. Нормована середньоквадратична похибка (NRMSE), середня похибка (ME) та відношення середньоквадратичного відхилення (MSDR) були розраховані як статистики адекватності просторових моделей [192]. Корінь квадратний середньоквадратичної похибки (RMSE) був розрахований наступним чином:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_{1,i} - x_{2,i})^2}{n}}$$

Нормалізована середньоквадратична похибка (NRMSE) розраховувалася наступним чином:

$$NRMSE = \frac{RMSE}{x_{1,max} - x_{1,min}}.$$

Відношення середнього квадратичного відхилення (MSDR) розраховувалося наступним чином:

$$MSDR = \frac{\sum_{i=1}^n \left[\frac{(x_{1,i} - x_{2,i})^2}{var_i} \right]}{n}.$$

де x_1 це прогноз змінної X ; x_2 це вимірювання цієї змінної; n кількість спостережень; var кригінгова дисперсія.

Чим менше значення NRMSE, тим точніша просторова модель. MSDR показує, наскільки добре дисперсія даних вимірювань відтворюється за допомогою інтерполяції Крігінга, і в ідеалі дорівнює 1 [192]. R^2 регресії між спостережуваними та прогнозованими після перехресної перевірки значеннями був використаний, оскільки він є дуже інтуїтивно зрозумілим. Процедура перехресної перевірки виконувалася за допомогою функції *xvalid* з бібліотеки *geoR* [191].

2.9. Мультиноміальне моделювання динаміки бета-різноманіття угруповань рослин

Параметричне мультиноміальне моделювання (MDM) дозволяє відображати зміни в бета-різноманітті угруповань під впливом складних екологічних чинників за допомогою теорії Загальних Лінійних Моделей що є основою для оцінки змін різноманіття екосистеми в часі та просторі та виокремлення важливих екологічних чинників, які спричиняють динаміку

бета-різноманіття в просторі або часі [193]. Ентропія Шеннона H була застосована для оцінки різноманіття D :

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i, \quad D = \exp(H),$$

де H – ентропія Шеннона, D – різноманіття за Шенноном, p_i – пропорція i -го виду в угрупованні, S – кількість видів в угрупованні.

Різноманіття угруповання може бути охарактеризовано у термінах α -, β - та γ -різноманіття. Для сукупності з N -сайтів, α -ентропія H_α це є середнє арифметичне ентропій окремих сайтів:

$$H_\alpha = -\frac{\sum_{j=1}^N \sum_{i=1}^S p_{ij} \ln p_{ij}}{N}.$$

де p_{ij} це пропорція i -го виду в j -му сайті.

Відповідно, α -різноманіття D , або D_α , буде дорівнювати середньому геометричному різноманіття сайтів.

H_γ це ентропія, яка обрхована на основі усереднених пропорцій видів по сайтах:

$$H_\gamma = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i = -\frac{\sum_{j=1}^N \sum_{i=1}^S p_{ij} \ln p_i}{N},$$

де p_i це усереднена пропорція i -го виду по N -сайтах. Відповідно, γ -різноманіття можна оцінити як $D_\gamma = \exp(H_\gamma)$.

Оберт видів між сайтами, або β -різноманіття, може бути визначений так [194]:

$$D_\beta = D_\gamma / D_\alpha \text{ та звідси випливає, що } H_\beta = H_\gamma - H_\alpha.$$

Вплив окремих предикторів або наборів предикторів може бути кількісно оцінений для ентропії, перетворених в показники різноманіття та інтерпретований як ефективна чисельність видів. MDM є надзвичайно ефективним і дієвим інструментарієм для аналізу різноманіття. Він також

структурований так само, як і аспект природи, який він моделює. Екологічні чинники безпосередньо впливають на види, і різноманіття змінюється в результаті цих впливів. Цей процес відображається в MDM за допомогою якого моделюються зміни в пропорційній чисельності видів під впливом екологічних чинників, і ці зміни трансформуються в різноманіття [193]. MDM складається з трьох компонентів: (1) Визначення параметричної ентропії (H), та параметричного різноманіття (D). H має масштаб обчислень, який є адитивним. D має масштаб обчислень, в якій виражає результати як ефективну кількість видів, і є мультиплікативним. (2) Мільтиноміальна модель (ММ), яка оцінює зв'язок, встановлюється між пропорційною чисельністю видів і предикторами. (3) Взаємозв'язок між H та функцією лог-правдоподібності ММ, яка надає найкращі оцінки пропорційної чисельності для будь-яких обраних предикторів, і одночасно мінімізує H та D [193].

РОЗДІЛ 3.

ВПЛИВ РЕКОНСТРУКЦІЇ ПАРКА НА ҐРУНТОВІ ВЛАСТИВОСТІ

3.1. Динаміка агрегатної структури ґрунту під впливом реконструкції

Висока результативність екосистемних послуг парку залежить від рівня менеджменту [195]. Управління міськими парками розглядається як інструмент досягнення цілей соціальної взаємодії [196]. Цінність екосистемних послуг міських парків стає важливою цільовою функцією управління міськими зеленими просторами [197]. Гармонізація рекреаційної функції та максимізація екологічних переваг є важливим завданням в управлінні парками [198,199]. Реконструкція є важливим інструментом управління парками [200].

Перетворення структури рослинності вважається найважливішою метою реконструкції парків [201]. Також якість ґрунту є однією з основних цілей в управлінні міськими парками [202]. Часова динаміка властивостей ґрунту міських парків обумовлена як природними процесами [203], так і керованими людиною процесами, такими як управління зеленими насадженнями та реконструкція парків [204]. Інтенсивна реконструкція парку може покращити хімічні властивості ґрунтів [205]. Інформація про просторовий розподіл ключових властивостей ґрунту (кислотність, вміст органічного вуглецю та поживних речовин) може бути використана для прогнозування можливих змін ґрунтового покриву в результаті реконструкції зелених насаджень, що необхідно для підтримки міського планування та прийняття рішень щодо управління ґрунтом у стійких містах [206]. Забезпечення хорошої якості ґрунту є важливим для стимулювання росту рослин у міських парках та створення екологічно стійкого міського ландшафту [207].

Таким чином, якість ґрунту є однією цільових функцій при реконструкції міських парків як елементу системи керування екосистемними

послугами. Агрегатна структура є важливою ознакою, яка вказує на стан ґрунту та можливість його ефективно виконувати екосистемні послуги. Але питання про вплив реконструкції парку на агрегатний склад ґрунтів не досліджено у сучасній науковій літературі. Тому ціллю мого дослідження було встановити вплив реконструкції парку на рослинний покрив.

У результаті проведених досліджень встановлено, що між розміром фракцій та їх представленістю у структурі існує протилежна залежність: чим більший розмір має агрегатна фракція, тим меншу вагову частку вона має (табл. 3.1).

Таблиця 3.1. Описові статистики вмісту агрегатних фракцій та індексів структури ґрунту (% , N = 420)

Показник	Середня± ст.помилка	Персентиль		CV, %	Асиметрія± ст.помилка	Екссес± ст.помилка
		2.5%	97.5%			
Агрегатні фракції, мм						
>10	0.14±0.01	0.02	0.44	77.02	1.41±0.12	1.87±0.24
7–10	0.45±0.01	0.07	1.10	63.58	0.78±0.12	0.43±0.24
5–7	0.46±0.01	0.14	0.81	39.57	0.18±0.12	-0.61±0.24
3–5	12.55±0.16	5.25	17.52	26.31	-0.62±0.12	-0.38±0.24
2–3	16.03±0.13	10.69	20.82	16.78	-0.16±0.12	-0.38±0.24
1–2	15.77±0.15	9.75	20.90	19.15	-0.24±0.12	-0.48±0.24
0.5–1.0	12.24±0.07	9.88	15.32	11.03	0.41±0.12	-0.01±0.24
0.25–0.5	12.12±0.06	9.80	14.42	9.57	0.04±0.12	-0.09±0.24
<0.25	30.26±0.30	19.24	42.43	20.04	0.25±0.12	-0.41±0.24
Індекси структури ґрунту						
dMWD, мм	1.40±0.01	1.04	1.71	-0.27±0.12	-0.70±0.24	1.40±0.01
dGMD, мм	0.70±0.01	0.48	0.95	0.17±0.12	-0.55±0.24	0.70±0.01
Ks	2.43±0.03	1.35	4.15	0.75±0.12	0.58±0.24	2.43±0.03

Цей тренд підтверджується ранговою кореляцією розміру та проценту фракції (коефіцієнт Спірмена -0.72 , $p = 0.029$). Коефіцієнт варіювання навпаки, зростає зі збільшенням розміру фракції (коефіцієнт Спірмена 0.82 , p

= 0.007). За значеннями індексів, стан агрегатної структури можна визначити як добрий у переважному числі випадків. У незначній кількості випадків стан можна оцінити як задовільний, або відмінний.

Індекси структури ґрунту сильно позитивно корельовані між собою (рис. 3.1). Коефіцієнт кореляції між dMWD та dGMD становить $r = 0.92$, $p < 0.001$, коефіцієнт кореляції між Ks та dMWD становить $r = 0.76$, $p < 0.001$, а з dGMD становить $r = 0.95$.

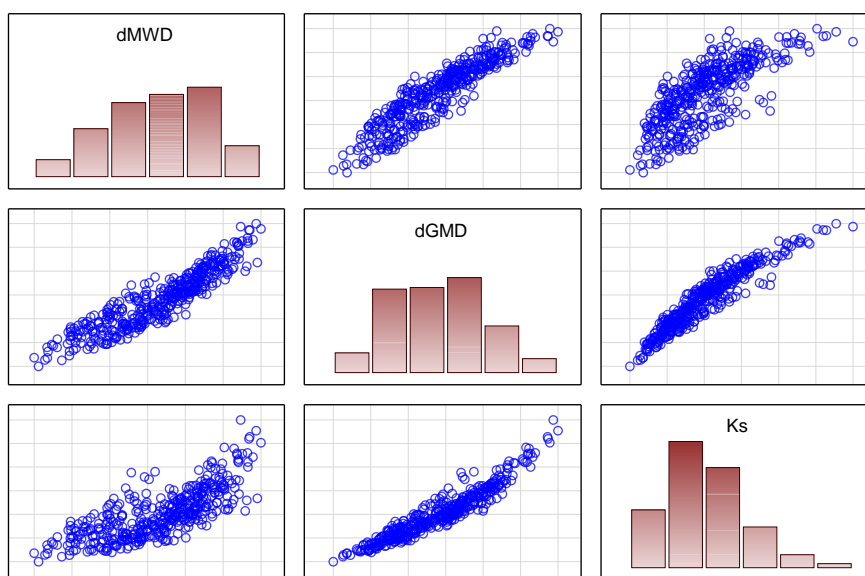


Рис. 3.1. Гістограми та діаграми розсіювання середнього зваженого розміру агрегату (dMWD), середнього геометричного розміру агрегату (dGMD) та коефіцієнту структурності (Ks).

Кореляційна матриця дозволяє встановити, до змін вмісту саме яких агрегатних фракцій є чутливими індекси структури (табл. 3.2). Середній зважений розмір агрегат найбільшою мірою відображає зміни вмісту агрегатів розміром 2–5 мм (позитивна кореляція) та менше 0.5 мм (від’ємна кореляція). Середній геометричний розмір агрегату віддзеркалює протилежну динаміку вмісту агрегатів розміром більше 0,5 (позитивна кореляція) та менше 0,5 мм (від’ємна кореляція). Коефіцієнт структурності не залежить від варіювання вмісту агрегатів розміром більше 5 мм, але позитивно корелює з вмістом

агрегатів розміром від 0,5 до 5 мм та від'ємно корелює з вмістом агрегатів розміром менше 0,5 мм.

Таблиця 3.2. Кореляція індексів структури з вмістом агрегатних фракцій (наведені тільки статистично вірогідні коефіцієнти для $p < 0.05$)

Агрегатна фракція, мм	dMWD	dGMD	Ks
>10	0.42	0.20	–
7–10	0.46	0.18	–
5–7	0.45	0.20	–
3–5	0.85	0.62	0.42
2–3	0.70	0.85	0.83
1–2	0.16	0.49	0.63
0.5–1.0	–	0.25	0.46
0.25–0.5	–0.53	–0.44	–0.24
<0.25	–0.78	–0.95	–0.97

Розподіл агрегатних фракцій може бути описаний гамма-законом, нормальним законом, або сумішшю гаусових (нормальних) законів (рис. 3.2). Розподіл великих за розміром фракції, розмір яких перевищує 5 мм, найкраще може бути описаний гамма-законом. Розподіл малих за розміром фракції, розмір яких менший за 3 мм, найкраще може бути описаний нормальним законом. Фракція розміром 3–5 мм представляє собою суміш нормальних розподілів.

Розподіли значень середнього зваженого діаметру агрегатів в сухій вазі та середнього геометричного діаметру агрегатів в сухій вазі можуть бути описані сумішшю двох нормальних розподілів (рис. 3.3). Розподіл значень коефіцієнту структурності може бути описаний нормальним законом.

Вплив реконструкції та просторовий аспект мінливості здатні пояснити 15–69 % варіювання вмісту агрегатних фракцій (табл. 3.3). В умовах реконструкції вміст більш великих фракцій зменшується, а вміст малих фракцій навпаки, зростає (рис. 3.4). У результаті реконструкції середній розмір агрегатних фракцій та коефіцієнт структурності зменшуються (рис. 3.5).

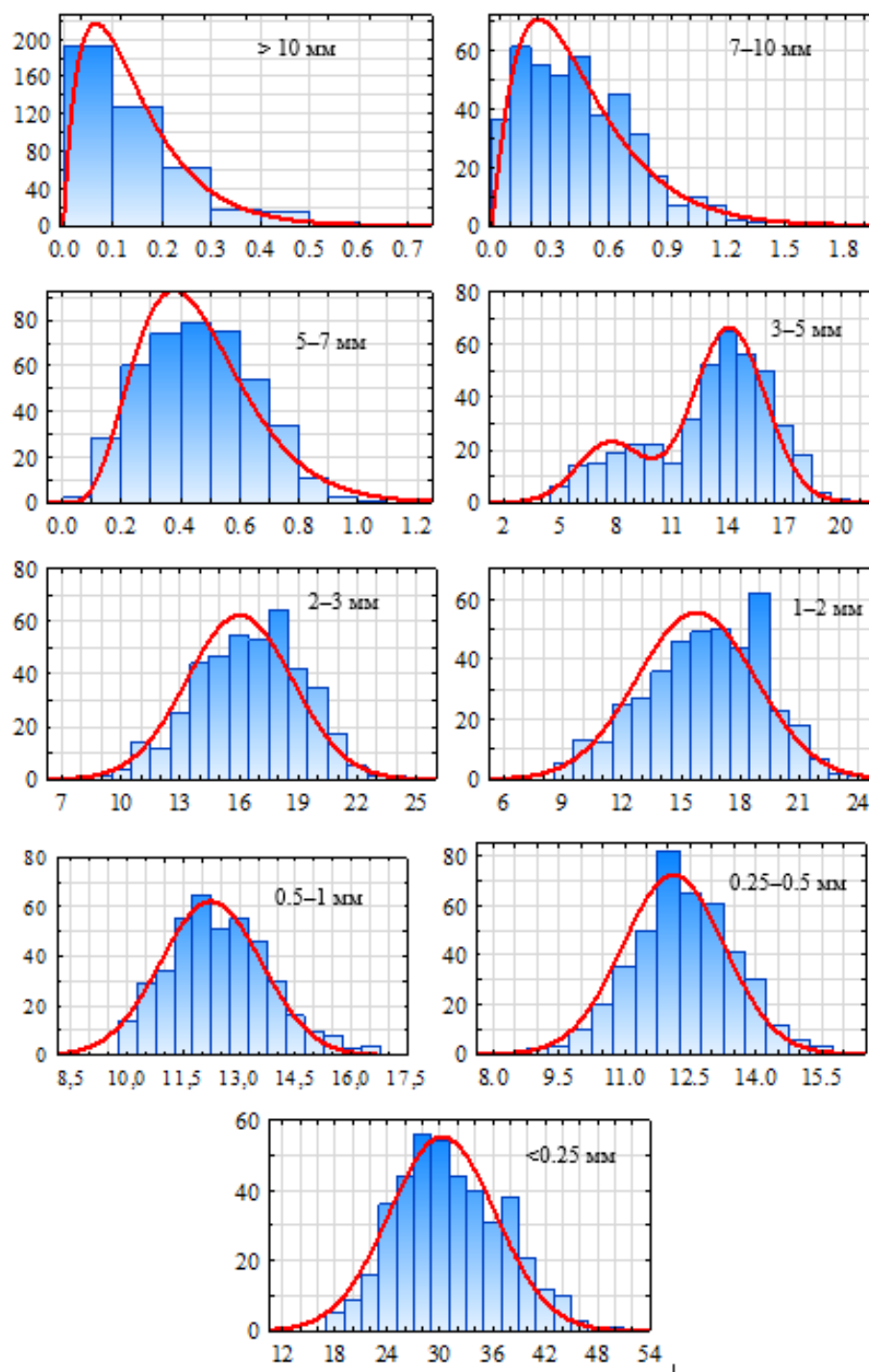


Рис. 3.2. Розподіли вмісту агрегатних фракцій. Червона лінія позначає теоретичний розподіл: > 10 мм – гамма-розподіл ($KS\ d = 0.05, p = n.s.$), 7–10 мм – гама-розподіл ($KS\ d = 0.06, p = 0.2$), 5–7 мм – гама-розподіл ($KS\ d = 0.06, p = 0.15$), 3–5 мм – суміш двох гаусових розподілів ($KS\ d = 0.03, p = 0.92$), 2–3 мм – нормальний розподіл ($KS\ d = 0.05, p = 0.27$), 1–2 мм – нормальний розподіл ($KS\ d = 0.05, p = 0.20$), 0.5–1 мм – нормальний розподіл ($KS\ d = 0.04, p = 0.35$), 0.25–0.5 мм – нормальний розподіл ($KS\ d = 0.03, p = 0.91$), <0.25 мм – нормальний розподіл ($KS\ d = 0.05, p = 0.31$)

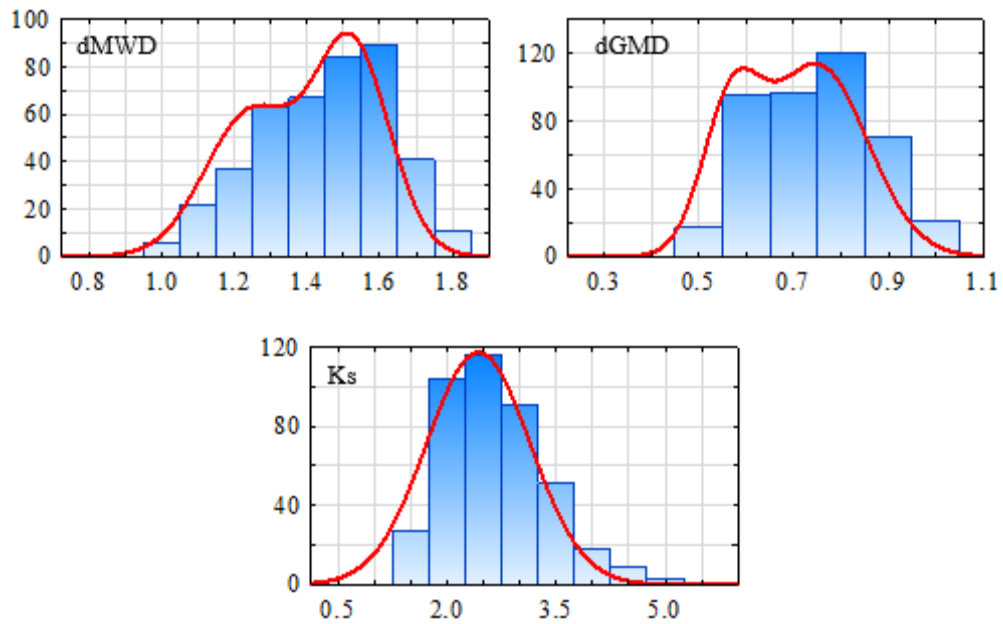


Рис. 3.3. Розподіли індексів агрегатної структури. Червона лінія позначає теоретичний розподіл: dMWD – суміш двох гаусових розподілів (KS $d = 0.03$, $p = 0.88$), dGMD – суміш двох гаусових розподілів (KS $d = 0.02$, $p = 0.99$), Ks – нормальний розподіл (KS $d = 0.06$, $p = 0.16$)

За допомогою агрегатних фракцій можна провести результативну дискримінацію полігонів між собою (табл. 3.4). Канонічна ось 1 диференціює полігон a від усіх інших (рис. 3.10). Для цього полігону характерним є зростання агрегатних фракцій розміром менше 1 мм та, відповідно зменшення агрегатних фракцій більшого розміру. Відповідно, для усіх інших полігонів характерним є обернена тенденція. Канонічна ось 2 диференціює полігон b від усіх інших. Для полігону b характерним є збільшення фракцій розміром менше 0.5 мм та більше 5 мм. Полігони a та b знаходяться у зоні впливу реконструкції парку, тому вказані тенденції слід розглядати як наслідок реконструкції.

Дискримінантна модель здатна достатньо добре розрізняти полігони за агрегатним складом (табл. 3.5). Полігони a та b мають порівняно подібну агрегатну структуру, що пояснює спостережувані взаємні помилки класифікації. Також точки в межах полігону b часто помилково можуть бути діагностовані як d .

Таблиця 3.3. Загальна лінійна модель з вкладеним дизайном ANOVA оцінки впливу реконструкції парку ($F = 117.9, p < 0.001$) та просторової мінливості (вплив полігонів $F = 71.8, p < 0.001$) як вкладеного предиктора на агрегатний склад ґрунту

Фракція, мм	R_{adj}^2	Сума квадратів моделі	Ступені волі моделі	Середня сума квадратів моделі	Сума квадратів залишків	Ступені волі залишків	Середня сума квадратів залишків	F -відношення	p -рівень
>10	0.15	0.78	3	0.26	4.17	416	0.01	25.79	<0.001
7–10	0.35	12.00	3	4.00	21.70	416	0.05	76.68	<0.001
5–7	0.57	8.06	3	2.69	5.91	416	0.01	189.00	<0.001
3–5	0.69	3150.29	3	1050.10	1415.77	416	3.40	308.55	<0.001
2–3	0.52	1575.74	3	525.25	1455.01	416	3.50	150.17	<0.001
1–2	0.50	1935.46	3	645.15	1882.54	416	4.53	142.56	<0.001
0.5–1.0	0.29	227.76	3	75.92	535.62	416	1.29	58.96	<0.001
0.25–0.5	0.34	197.04	3	65.68	366.52	416	0.88	74.55	<0.001
<0.25	0.42	6495.42	3	2165.14	8912.42	416	21.42	101.06	<0.001

Це може вказувати на те, що за умов реконструкції не вся територія полігону зазнала однотипного антропогенного впливу і деякі ділянки залишились порівняно не сильно трансформованими. Також слід відзначити те, що точки у межах полігону d можуть бути порівняно часто діагностовані як b . Це вказує на те, що іноді за умов нормального функціонування парку деякі ділянки можуть зазнавати порівняно більшого антропогенного тиску.

Процедура класифікаційного дерева (рис. 3.11) здатна одержати дихотомічні класифікаційні правила, які більш доступні для сприйняття, але за точністю трохи поступається результативності дискримінантного аналізу (табл. 3.6). Класифікаційне вказує на те, що точки полігону a відрізняються від інших тим, що найчастіше вміст агрегатних фракцій розміром 3–5 мм в них є меншим за 10,8 %. Якщо вміст агрегатних фракцій розміром 2–3 мм менший за 15,1 %, але вміст агрегатних фракцій розміром 3–5 мм є більшим за 10,8 %, так найбільш вірогідно, що відповідний зразок ґрунту взятий з полігону b . Взаємна диференціація зразків з полігонів c і d є більш складною, що вказує на їх подібність.

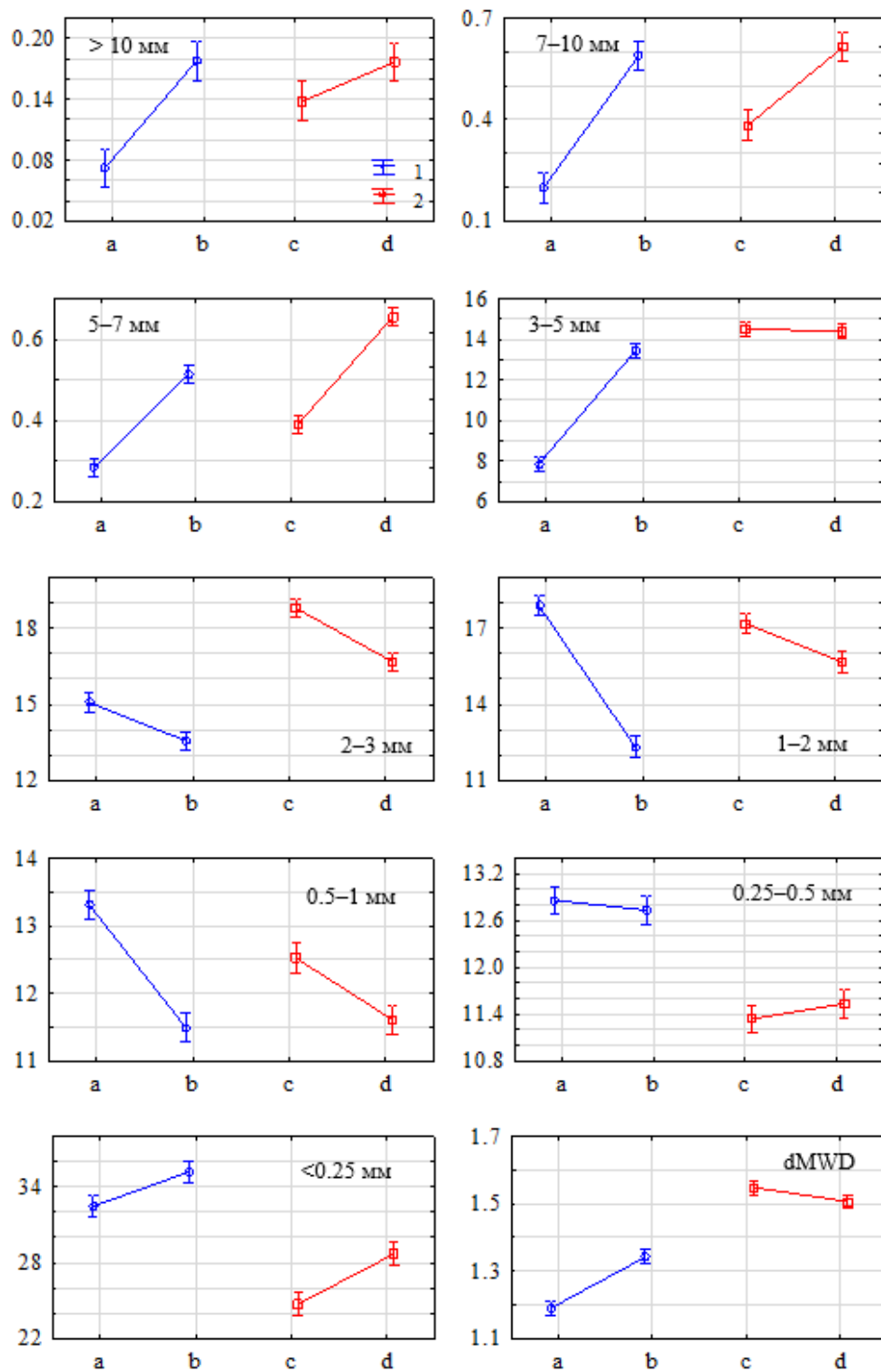


Рис. 3.4. Залежність вмісту агрегатних фракцій (%) та середнього зваженого розміру агрегату (мм) від впливу реконструкції парку та просторової мінливості: синім кольором позначені полігони після реконструкції (*a*, *b*); червоним позначені полігони без реконструкції (*c*, *d*)

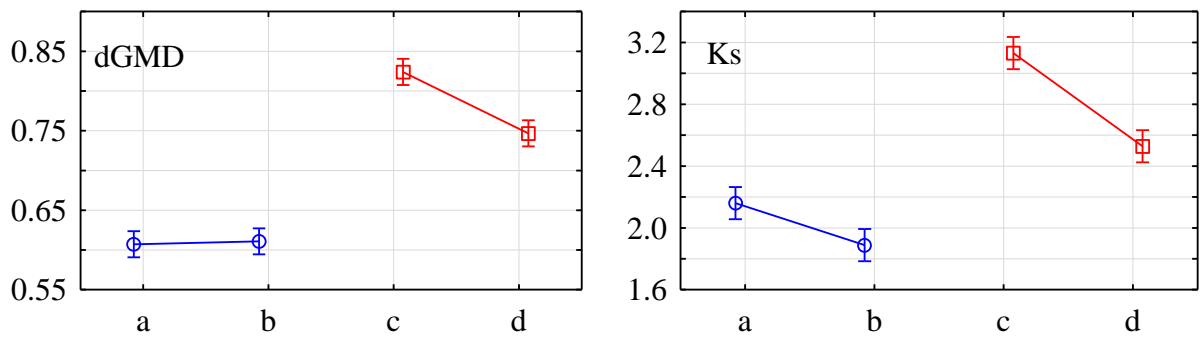


Рис. 3.5. Середнього геометричного розміру агрегату (мм) та коефіцієнту структурності від впливу реконструкції парку та просторової мінливості: синім кольором позначені полігони після реконструкції (*a*, *b*); червоним позначені полігони без реконструкції (*c*, *d*)

Для нашого дослідження найбільш важливо знайти правило для виокремлення зразків з зони реконструкції (а це полігони *a* та *b*). Таким чином, за умов після реконструкції в ґрунті парку вміст агрегатних фракцій розміром 3–5 мм не перевищує 10,8 %, та (або) вміст агрегатних фракцій 2–3 мм не перевищує 15,1 %. Слід вказати, що вказані рівні вмісту відповідних агрегатних фракцій є трохи меншими за середній їх показник по вибірці.

3.2. Динаміка фізичних властивостей ґрунту та потужності лісової підстилки

Найменша електрична провідність ґрунту була встановлена для полігону *c*, де цей показник становив $0,29 \pm 0,06$ дСМ/м. Найбільша електрична провідність ґрунту була встановлена в полігоні *a*, де цей показник становив $0,45 \pm 0,06$ дСМ/м. Проміжний рівень електричної провідності був встановлений в полігонах *b* та *d*, де цей показник становив $0,40 \pm 0,07$ та $0,34 \pm 0,06$ дСМ/м відповідно. Відповідно GLM, тип полігону визначає 42% варіювання електричної провідності ґрунту. Тип полігону є статистично

вірогідним предиктором, який здатен пояснити варіювання електричної провідності ґрунту ($F = 104.6$, $p < 0.001$).

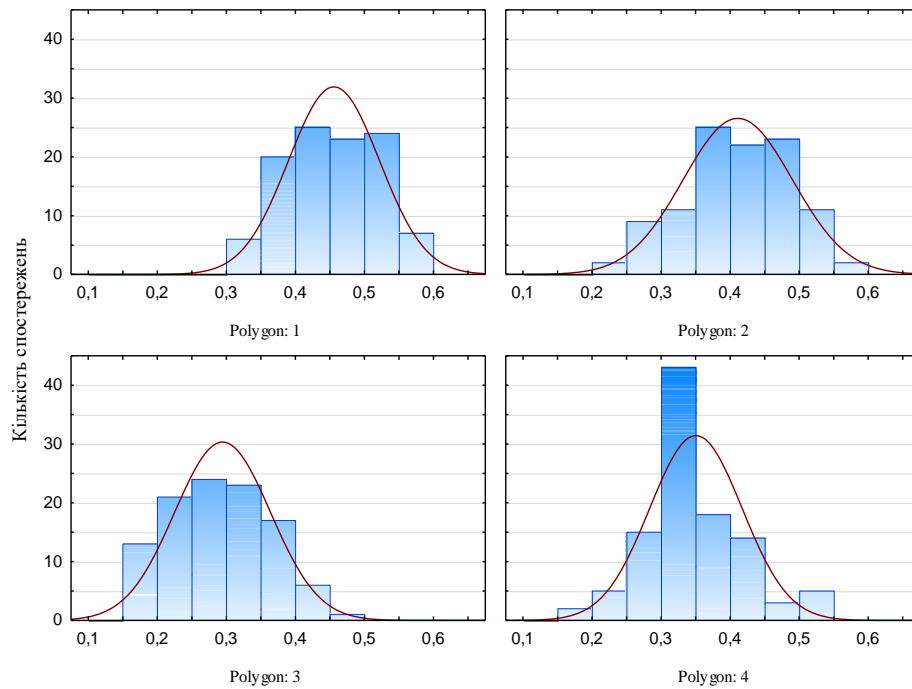


Рис. 3.6. Гістограма розподілу електричної провідності ґрунту в експериментальних полігонах. Ось абсцис – це електрична провідність ґрунту, дСМ/м; ось ординат – це кількість спостережень.

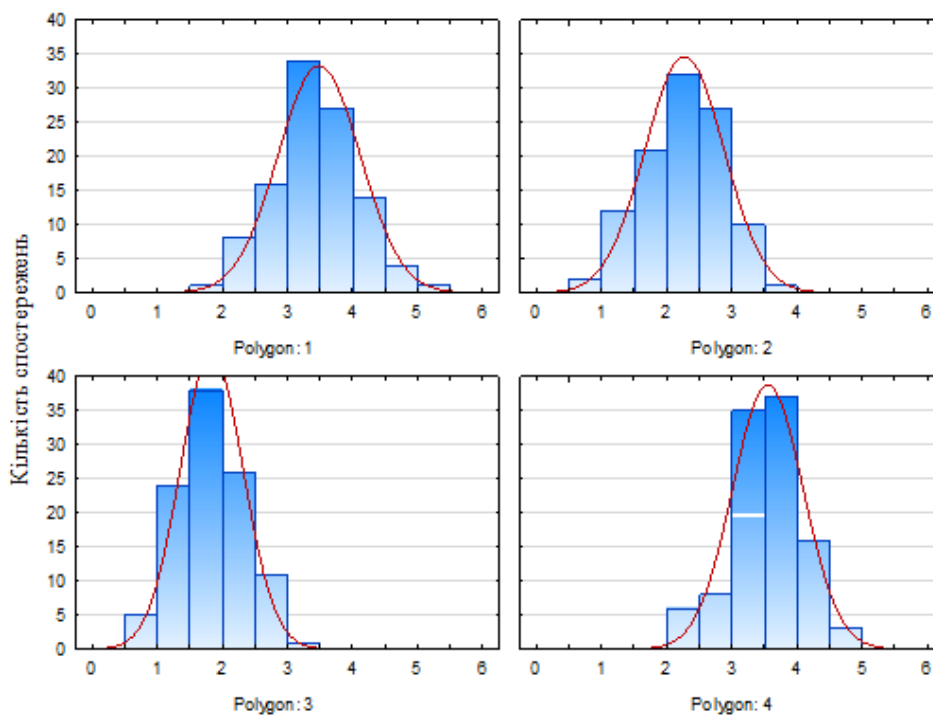


Рис. 3.7. Гістограма розподілу підстилки в експериментальних полігонах. Ось абсцис – це підстилка, см; ось ординат – це кількість спостережень.

Найменший рівень підстилки ґрунту був встановлений для полігону с, де цей показник становив $1,83 \pm 0,48$ см. Найбільший рівень підстилки ґрунту був встановлений в полігоні d, де цей показник становив $3,54 \pm 0,54$ см. Проміжний рівень підстилки ґрунту був встановлений в полігонах а та b, де цей показник становив $3,47 \pm 0,63$ та $2,26 \pm 0,60$ см відповідно. Відповідно GLM, тип полігону визначає 63% варіювання підстилки ґрунту. Тип полігону є статистично вірогідним предиктором, який здатен пояснити варіювання підстилки ґрунту ($F = 242, p < 0.001$).

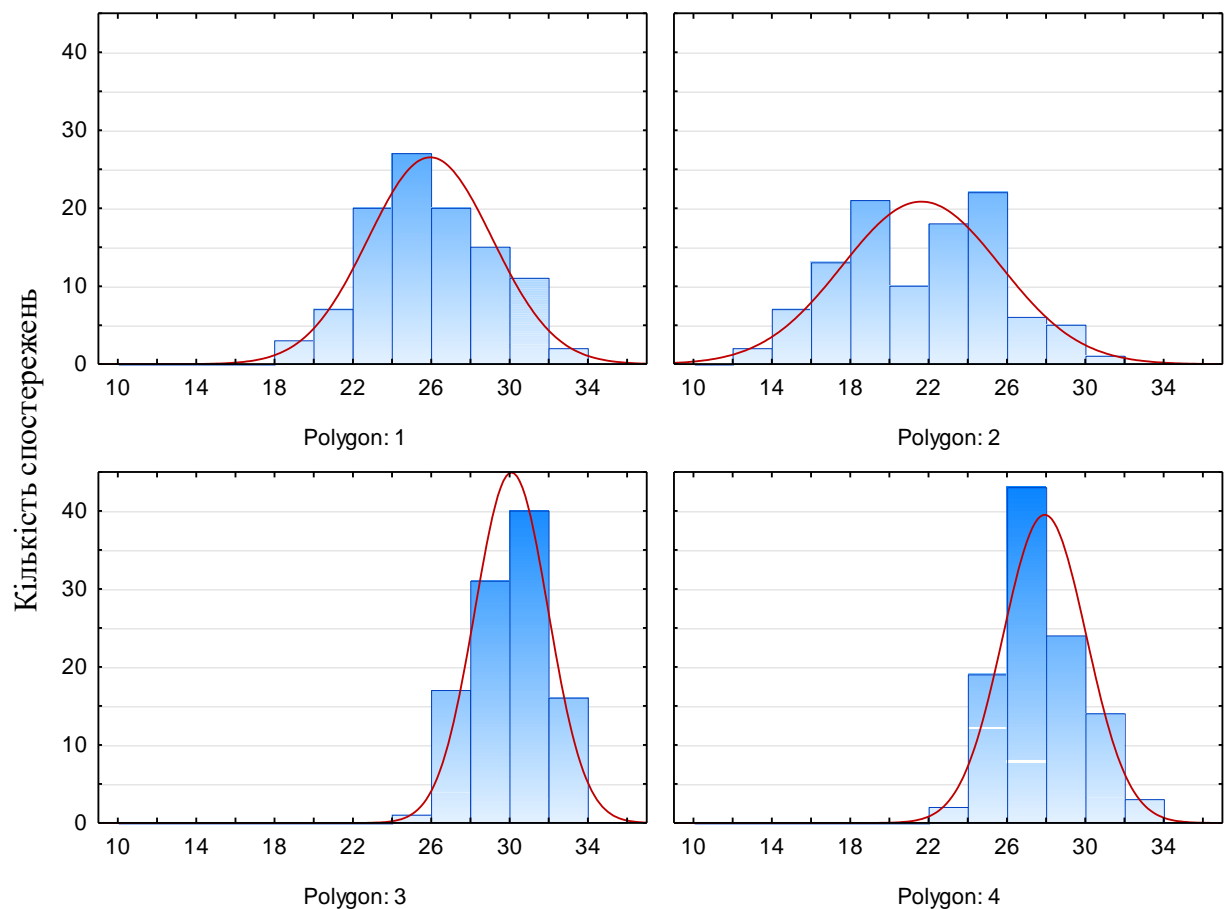


Рис. 3.8. Гістограма розподілу вологості ґрунту в експериментальних полігонах. Ось абсцис – це вологість ґрунту, %; ось ординат – це кількість спостережень.

Найменша вологість ґрунту була встановлена для полігону b, де цей показник становив $21,57 \pm 4,02$ %. Найбільша електрична провідність ґрунту була встановлена в полігоні с, де цей показник становив $30,00 \pm 1,86$ %. Проміжний рівень електричної провідності був встановлений в полігонах а та

d, де цей показник становив $25,87 \pm 3,16$ та $27,83 \pm 2,12$ % відповідно. Відповідно GLM, тип полігону визначає 53% варіювання вологості ґрунту. Тип полігону є статистично вірогідним предиктором, який здатен пояснити варіювання вологості ґрунту ($F = 158.4$, $p < 0.001$).

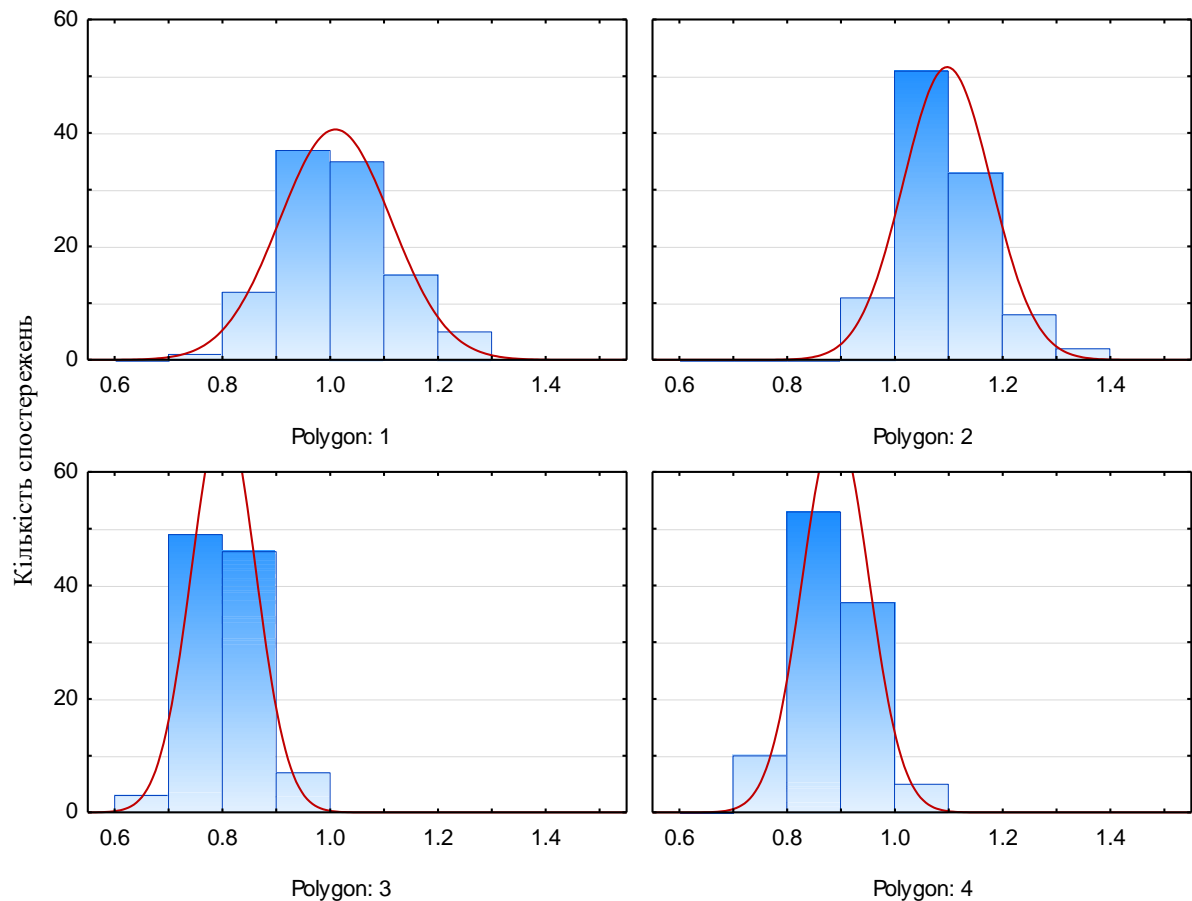


Рис. 3.9. Гістограма розподілу щільності ґрунту в експериментальних полігонах. Ось абсцис – це щільність ґрунту, г/см³; ось ординат – це кількість спостережень.

Найменша щільність ґрунту була встановлена для полігону с, де цей показник становив $0,80 \pm 0,06$ г/см³. Найбільша електрична провідність ґрунту була встановлена в полігоні b, де цей показник становив $1,09 \pm 0,08$ г/см³. Проміжний рівень електричної провідності був встановлений в полігонах а та d, де цей показник становив $1,01 \pm 0,10$ та $0,89 \pm 0,06$ г/см³ відповідно. Відповідно GLM, тип полігону визначає 67% варіювання щільності ґрунту. Тип полігону є статистично вірогідним предиктором, який здатен пояснити варіювання щільності ґрунту ($F = 286.6$, $p < 0.001$).

3.3. Оцінка впливу реконструкції парку та властивості ґрунту

Реконструкція парку є важливим заходом, який сприяє досягненню комплексу управлінських цілей. Передусім, це покращення естетичного стану насаджень, що надає можливості покращити його привабливість для відвідувачів. Важливим аспектом є вирішення питань санітарного стану дерев у насажденні. Загалом, покращення естетичного сприйняття парку та санітарні заходи є пов'язаними, так як видалення старих хворих дерев значно позитивно змінює сприйняття паркової композиції. Трансформація рослинного покриву в процесі реконструкції парку передбачає застосування технологічних процесів, під час яких здійснюється інтенсивний, але порівняно короткочасний вплив на ґрунтовий покрив.

Таблиця 3.4. Результати дискримінантного аналізу полігонів на основі відомостей про агрегатну структуру

Показник	Канонічна ось 1	Канонічна ось 2	Канонічна ось 3
Агрегатні фракції, мм			
>10	0.23	0.11	-0.03
7-10	0.37	0.24	0.10
5-7	0.56	0.26	0.66
3-5	0.80	-0.17	-0.39
2-3	0.17	-0.76	0.00
1-2	-0.29	-0.63	0.39
0.5-1.0	-0.32	-0.24	-0.02
0.25-0.5	-0.27	0.41	-0.11
<0.25	-0.16	0.62	-0.02
Статистики канонічних осей			
Власне числи	3.28	1.70	0.53
Канонічне R	0.88	0.79	0.59
Статистика Уїлкса	0.06	0.24	0.65

Також зміни структури рослинності формують нові умови, за яких відбувається функціонування ґрунтового покриву. Обрізка крон дерев, видалення старих дерев, видалення чагарникового підліску викликає зміну світлового режиму паркової екосистеми. Більша кількість сонячної енергії, яка

поступає на поверхню ґрунту, призводить до підвищення температури ґрунту та прискоренню випаровування вологи з поверхні ґрунту. Також інтенсивність прогрівання ґрунту протягом весни зростає, а протягом осені швидкість охолодження уповільнюється. Таким чином, створюються умови для зсуву в часі фенологічних циклів біоти.

Безпосередній короткочасний вплив технологічних процесів та більш тривалий у часі вплив зміни екологічних режимів віддзеркалюються на стані ґрунту, що кількісно може бути оцінено за допомогою вивчення показників агрегатного стану ґрунту. Традиційними кількісними показниками ґрунту є такі інтегральні індекси, як середній розмір агрегату (арифметичний або геометричний), та коефіцієнт структурності. Одержані нами результати вказують на те, що ці показники є сильно скорельованими та фактично кожний з цих індексів дублює інформацію, яку несе інший індекси.

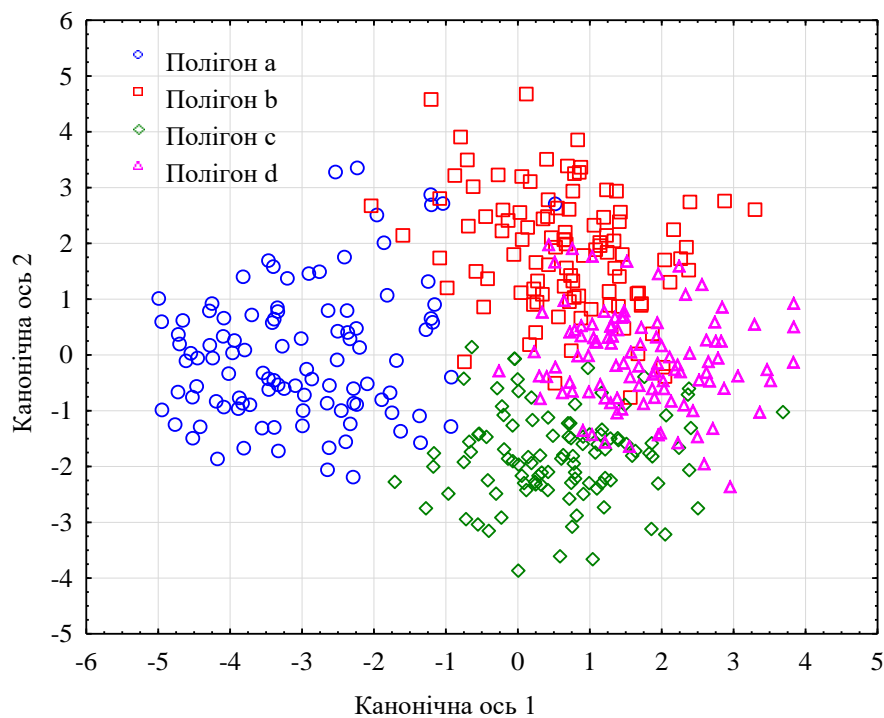


Рис. 3.10. Положення точок відбору проб у просторі канонічних осей

Таким чином, для характеристики агрегатного стану достатньо доволіно обрати один з цих індексів, так як застосування додаткових індексів суттєво не додає нової інформації. Сене застосування комплексу індексів полягає у можливості екологічно інтерпретувати одержані результати. Так, зменшення

середнього розміру агрегатів у результаті реконструкції можна розглядати як свідчення зниження протидефляційної стійкості ґрунту, яке відбувається на фоні погіршення стану агрегатної структури за показником коефіцієнту структурності. Зменшення протидифляційної здатності ϵ , без сумніву, негативним трендом. Слід відзначити, що реконструкція передбачає розрідження деревинного та чагарникового горизонтів, що сприяє підвищенню продувності місцевості та збільшенню ризиків вітрової ерозії. Крім втрати ґрунту, вітрова ерозія у міському середовищі може негативно впливати на умови життя населення. Поряд з негативним впливом пилу як такого, поширення пилу призводить до руху токсичних речовин та алергенів, які концентруються саме у поверхневому шарі ґрунту. Тому поєднання продувності місцевості зі збільшенням вмісту пилюватої фракції є дуже небезпечним явищем, індукованим реконструкцією парку.

Таблиця 3.5. Класифікаційна матриця за результатами дискримінантного аналізу

	Полігон	% правильних класифікацій	Прогнозовані значення			
			<i>A</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>D</i>
Спостережувані значення	<i>a</i>	90.5	95	8	2	–
	<i>b</i>	84.8	1	89	3	12
	<i>c</i>	87.6	–	1	92	12
	<i>d</i>	86.7	–	7	7	91
	Усього	87.4	96	105	104	115

Очевидно, що реконструкція парку має передбачати залуження ґрунту дернинними травами для відновлення структури ґрунту та захисту ґрунтового покриву від повітряної ерозії.

Зниження коефіцієнту структурності ґрунту вказує на погіршення умов існування ґрунтової біоти. Погіршення відбувається за рахунок зменшення частки мезоагрегатів та збільшенню частки мікроагрегатів в структурі. Такий тренд може мати наслідком кольматацию, тобто простір між мезо- та макроагрегатами може щільно заповнюватися мікроагрегатами, внаслідок

чого погіршується водний та повітряний режим ґрунтів. Також збільшення пилюватої фракції збільшує ризики утворення кірки. Ґрунтова кірка уповільнює газообмін, а також гальмує проникнення води, яка попадає на поверхню ґрунту з опадами, при цьому вертикальний стік води, який поповнює вологозапаси ґрунту, змінюється на латеральний, який може прискорювати водну ерозію ґрунту.

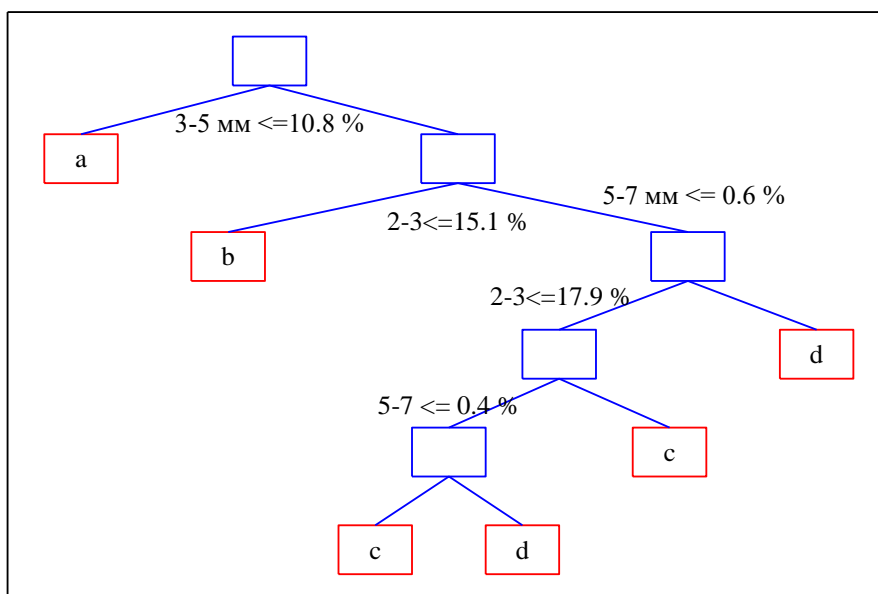


Рис. 3.11. Класифікаційне дерево для встановлення результатів впливу реконструкції парку на ґрунт за показниками агрегатного складу

Реконструкція здійснює неоднорідний вплив на агрегатний стан ґрунтів. У межах полігону *a* відбувається збільшення фракцій розміром менше 1 мм, а в межах полігону *b* відбувається збільшення фракцій розміром менше 0,5 мм та більше 5 мм. Слід відзначити, що збільшення макроагрегатів може мати негативний вплив через погіршення водного режиму та гіпераерацію, але великі за розміром агрегати мають добрі протидефляційні властивості.

Діагностичним рівнями для диференціації ґрунтів після реконструкції парку є фракції 2–3 та 3–5 мм. Під впливом реконструкції їх вміст зменшується, очевидно внаслідок чого відбувається спільне для обох полігонів зростання вмісту пилюватої фракції. Таким чином, головним трендом трансформації агрегатного стану ґрунту внаслідок реконструкції

парку є руйнування агрономічно цінних мезоагрегатів, переважно розміром у діапазоні 2–5 мм, та перетворення їх у пиловату фракцію.

Таблиця 3.6. Класифікаційна матриця за результатами застосування класифікаційного дерева

	Полігон	% правильних класифікацій	Прогнозовані значення			
			<i>A</i>	<i>b</i>	<i>C</i>	<i>D</i>
Спостережені значення	<i>a</i>	89.5	94	8	1	2
	<i>b</i>	83.8	4	88	1	12
	<i>c</i>	96.2	2	–	101	2
	<i>d</i>	65.7	–	19	17	69
	Усього	83.8	100	115	120	85

Діагностика ґрунтів на основі агрегатного стану за межами зони реконструкції може бути здійснена за допомогою більш складних діхотомічних правил, так як відмінності між цими ґрунтами не значні. Очевидно, можна припустити, що результатом впливів, які пов'язані з реконструкцією парку, може бути гомогенізація ґрунтових умов. У цьому зв'язку як перспективу подальших досліджень можна розглядати перевірку наступних гіпотез:

- 1) реконструкція парку приводить до гомогенізації ґрунтового покриву парку;
- 2) розвиток рослин з мочкуватою кореневою системою за умов освітленого світового режиму внаслідок реконструкції парку здатний відновити агрегатну структуру ґрунту;
- 3) фактором відновлення агрегатної структури ґрунту виступають представники ґрунтової макрофауни, які належать до ценоморфи степантів.

Висновки по розділу

Міські парки виконують важливі екосистемні послуги, для оптимізації яких необхідна розробка адекватних процедур менеджменту, до яких

належить реконструкція парку. В результаті реконструкції парку суттєво змінюються екологічні режими штучної екосистеми, а у при виконанні технологічних процедур відбувається значний вплив на середовище, передусім на ґрунтовий покрив. Агрегатна структура ґрунту зазнає змін внаслідок реконструкції парку. Головним трендом змін є зменшення вмісту агрегатних фракцій розміром 3–5 мм (мезоагрегати) та збільшення вмісту агрегатних фракцій розміром <0,25 мм (мікроагрегати). Такі зміни є свідченням негативних перетворень на наслідком зниження якості міського ґрунту. Для запобігання негативним явищам доцільно до процедур реконструкції міського парку додати процедуру створення газонів з рослин з мочковатою кореневою системою для запобігання розвитку ерозії та відновленню агрегатного стану ґрунту.

РОЗДІЛ 4.

ЕКОМОРФІЧНА СТРУКТУРА РОСЛИННОГО ПОКРИВУ МІСЬКОГО ПАРКУ

4.1. Структура вегетативних екоморф

Зміни умов існування та фізичне знищення рослин в умовах міського середовища має значний вплив на формування флори в цілому, що представляє собою мікс елементів місцевого та чужорідного походження [208]. Урбанофлора - це сукупність видів, які самостійно існують на урбанізованій території. З точки зору сучасної флористики - це локальна флора або елементарна флора регіонального рівня [209]. Гемеробність - це стійкість рослин та їхня реакція на антропогенний вплив. З цієї точки зору виділяють дві основні категорії [210–212]. Гемерофіли - види, які позитивно реагують на антропогенне втручання і збільшують свою чисельність у його присутності [213]. Гемерофоби - види з різко негативною реакцією на антропогенні фактори [214–217]. Також використовується більш детальна класифікація [218], яка включає наступні категорії. Агемеробні види нестійкі до впливу урбанізації. Часто це лісові та болотні види, які з різних причин не пристосовані до життя в міських умовах. Олігогемеробні види мають слабку стійкість. Мезогемеробні види - помірно стійкі, витримують екстенсивний антропогенний вплив. Інтенсивний антропогенний вплив витримують β -еугемеробні види. У свою чергу, α -евгемеробні види живуть на удобрених луках або у сильно деградованих лісах і польових бур'янах. Полігемеробні види є типовими рудеральними рослинами, а метагемеробні види живуть у повністю порушених біотопах [219,220].

Виділяють чотири найважливіші типи факторів антропогенного впливу на живий надґрунтовий покрив у рекреаційних лісах. Механічне пошкодження (аж до повного знищення) при витоптуванні наземних органів рослин, у тому числі бруньок відновлення. Найбільше страждають найменш захищені рослини з високими соковитими пагонами і бруньками відновлення,

розташованими над поверхнею ґрунту або на її поверхні. Відносно стійкішими є види з розетковим розташуванням листків, низькими пружними пагонами, з достатньо захищеними бруньками відновлення. Зміни фізичних параметрів ґрунту - вологості, аерації, щільності, температури тощо [221]. В результаті порушується нормальне функціонування підземних систем органів рослин. При цьому велике значення має природа підземних органів: глибина їх проникнення та розподіл у ґрунтового профілі, міцність тощо. Зрізання наземних пагонів і викопування рослин, які привертають увагу рекреантів своєю декоративністю. При цьому особливо страждають генеративні пагони квіткових рослин, що гальмує процес природного відтворення ценопопуляції виду. Збір ягід, заготівля харчової або лікарської сировини. Очевидно, що останній вид антропогенного впливу за рідкісними винятками (наприклад, масовий збір журавлини) не має вирішального впливу на лісові екосистеми урбанізованих територій. Однак не враховувати існування цього фактору неможливо.

Стрес - це процес внутрішніх змін у системах організму у відповідь на будь-який сильний або тривалий вплив навколишнього середовища [222,223]. Існує й ширше тлумачення цього терміну. Стрес - це неспецифічна відповідь організму на будь-яку пред'явлену йому вимогу, що супроводжується перебудовою захисних сил [224]. З точки зору цієї концепції, зміну характеру росту і розвитку рослин можна розглядати як адаптаційний синдром, який характеризує ступінь перебудови рослинного організму під впливом антропогенного тиску, як компенсаторну реакцію, з одного боку, на погіршення умов існування, а з іншого - на зниження інтенсивності конкурентних відносин.

Адаптаційний синдром являє собою поєднання трьох фаз [225]:

1) Фаза первинної стресової реакції - сигнал до активації захисних сил організму.

2) Фаза адаптації, або резистентності, виникає при тривалому впливі фактора, який може викликати стрес. Ступінь стресового впливу визначається

рівнем перебудови організму - чим значніший вплив, тим більше змінюється організм. На цій стадії рослини проявляють різні форми росту, можуть збільшувати інтенсивність росту і розмноження.

3) Фаза виснаження, яка настає після тривалого впливу подразника, коли організм втрачає досягнуту адаптацію.

Зниження стійкості до джерела стресу виражається у зменшенні розмірів особин, зниженні інтенсивності їх росту і розмноження. Зрештою, рослина може загинути. Тривалість цієї чи іншої фази визначається адаптаційними можливостями виду. У деяких видів стадія виснаження настає досить швидко, в інших фаза адаптації відносно довга. Види з більшою пластичністю є більш стійкими. Виразним показником стану виду є тип його ценопопуляції в конкретному угрупованні, який визначається співвідношенням особин різних вікових груп - віковий спектр [226].

Деревні рослини в містах можуть зростати в різних типах зелених насаджень (у дворах серед житлових будинків, на вулицях і магістралях, у скверах, садах і парках, у лісопарках і в так званих міських лісах) [227–229]. Ліси на урбанізованих територіях виконують ряд важливих функцій - від природоохоронних до рекреаційних [230,231]. Лісові насадження мають позитивний вплив на кліматичне середовище міста, змінюючи температуру повітря, освітленість, швидкість вітру тощо. Чим краще збережені насадження, тим цей вплив значніший [230,232]. Найбільші зміни при цьому стосуються радіаційного режиму [233–235]. Під наметом лісу освітленість значно менша, причому в різних типах і на різних ділянках лісу вона різна, оскільки відрізняється склад порід, світлопроникність намету, повнота деревостану. Сумарна радіація різко зменшується, оскільки значна її частина перехоплюється кронами дерев і чагарників [236,237]. Освітлення стає дуже строкатим, що залежить не тільки від деревно-чагарникового намету, а й від руху сонця протягом дня, від розгойдування дерев вітром, від хмарності [238]. Зміни відбуваються протягом усього вегетаційного періоду у зв'язку з настанням різних фенологічних фаз [19]. При цьому кожен тип лісу має свою

специфіку, зумовлену, насамперед, видом-едифікатором та структурою екосистеми. У штучних насадженнях (лісових культурах) визначальний вплив на світловий режим мають головна порода та щільність посадки [239,240]. Швидкість вітру в лісі зменшується [241]. Усередині лісу, на відстані 30-50 м від узлісся, швидкість вітру зменшується до 30-40%, на відстані 120-240 м настає повний штиль, особливо якщо в насадженні є підлісок [242]. Влітку, в безхмарну і безвітряну погоду, в зоні контакту між містом і сусідніми зеленими насадженнями часто виникає так званий бриз - місцевий вітерець, спрямований вдень від лісу в бік міської забудови, а вночі дме у зворотному напрямку [243]. Він здатний знижувати температуру повітря на кілька градусів. Причиною його виникнення є різниця в тепловому режимі лісу та міської забудови. В результаті такого руху повітря в місті очищується і зволожується, що також сприяє покращенню екологічної ситуації [244,245].

Міські та приміські лісові насадження мають значну роль у підтримці стабільності газового складу атмосфери. Кількість оксиду вуглецю, що поглинається зеленою масою, і кількість кисню, що виділяється нею, залежать від стану насадження, його віку, видового складу, повноти та низки інших факторів. Зелені насадження слугують надійним фільтром, який очищує повітря від пилу [246]. У лісі частинки пилу осідають на стовбурах і гілках, на поверхні листя, прилипають до смолистих виділень. Ефективність збору пилу визначається структурою насаджень та їх видовим складом [247]. Велике значення має листкова поверхня. Пил більше затримується на шорсткому, опушеному або липкому листі, ніж на гладкому, а тим більше на хвої. Дрібні листки зазвичай затримують пил краще, ніж великі. Листя складної конфігурації очищає повітря ефективніше. В середньому 1 гектар лісу може затримати від 30 до 70 тон пилу. Багатоярусні насадження ефективніші за одноярусні, листяні ліси ефективніші за хвойні, але хвойні зберігають свої пиловловлюючі функції цілий рік [248].

Ліси очищають повітря від промислових і транспортних викидів, які часто є токсикантами [249]. Серед них - діоксид сірки, який може завдати

серйозної шкоди дихальній системі людини. В середньому 1 га лісу може щорічно утримувати до 400 кг цієї сполуки. Викиди свинцю, що містяться у вихлопних газах, дуже небезпечні для здоров'я людини [250]. В особливо великих кількостях свинець накопичується в рослинах, що ростуть в безпосередній близькості від транспортних шляхів. Гостролистий клен і дрібнолиста липа є одними з видів дерев, які накопичують токсичні речовини в найбільших кількостях [251]. Хвойні породи, такі як сосна, ялина та модрина, дуже чутливі до токсикантів [252].

Негативним фактором великих міст виступає шум, який може призвести до розвитку різноманітних патологічних станів таких як, невроз, безсоння, гіпертонія, зниження працездатності, особливо у людей похилого віку [253,254]. Лісові насадження гасять звукові хвилі, усувають найбільш шкідливі високочастотні звуки та знижують рівень шуму. Рівень зниження шумового забруднення залежить від густоти крон, структури насаджень, їх видового складу [255]. Найефективнішими в шумопоглинанні є клен гостролистий, тополя, липа, дуб, в'яз, береза; дещо менш ефективними є хвойні насадження. Найкращі екрануючі властивості мають змішані насадження, де під деревами ростуть чагарники. Пухка поверхня ґрунту також збільшує потенціал шумопоглинання лісу [256]. Рослини виділяють фітонциди - леткі або водорозчинні речовини, здатні знищувати патогенні або затримувати їх розвиток. Активність фітонцидів тісно пов'язана з видовим складом і віком насаджень, з фізіологічним станом дерев, з сезоном, часом доби і багатьма іншими факторами. Встановлено, що для більшості людей 5-7-годинне перебування в лісі покращує тонус і самопочуття. Однак можуть з'явитися і негативні відчуття. Наприклад, високий вміст парів скипидару в хвойному лісі в спекотний сонячний день може погіршити стан людей, які страждають на серцево-судинні захворювання; їм краще відпочивати в дубових лісах [257]. Рекреація є одним із чинників лісоутворення, який часто має досить негативний вплив на лісові екосистеми [258,259]. У зв'язку з цим вибір кількісних параметрів паркових насаджень, що підлягають управлінню,

є визначальним. Саме тому я маю припущення, що екоморфний аналіз може бути основою для вибору оптимальних кількісних критеріїв управління парковими насадженнями.

У парку виявлено 166 видів судинних рослин, які представлені фанерофітами (19,9%), наннофанерофітами (8,4%), гемікриптофітами (40,4%), геофітами (11,4%), терофітами (18,7%) та гелофітами (1,2%) (рис. 4.1). *Acer negundo L.*, *Acer platanoides L.* та *Robinia pseudoacacia L.* були найпоширенішими серед фанерофітів. Серед наннофанерофітів найпоширенішими були *Parthenocissus quinquefolia (L.) Planch.* та *Sambucus nigra L.* були найпоширенішими. Серед гемікриптофітів найчисельнішими були *Alliaria petiolate (M.Bieb.) Cavara et Grande*, *Anthriscus sylvestris (L.) Hoffm.*, *Chelidonium majus L.*, *Geum urbanum L.* та *Viola odorata L.* Серед терофітів найчисельнішими були *Galium aparine L.*, *Impatiens parviflora DC.*, *Stellaria media (L.) Vill.* Серед геофітів найчисельнішими були *Cirsium arvense (L.) Scop.* та *Humulus lupulus L.* Гелофіти були представлені лише двома видами - *Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.* та *Sium latifolium L.*

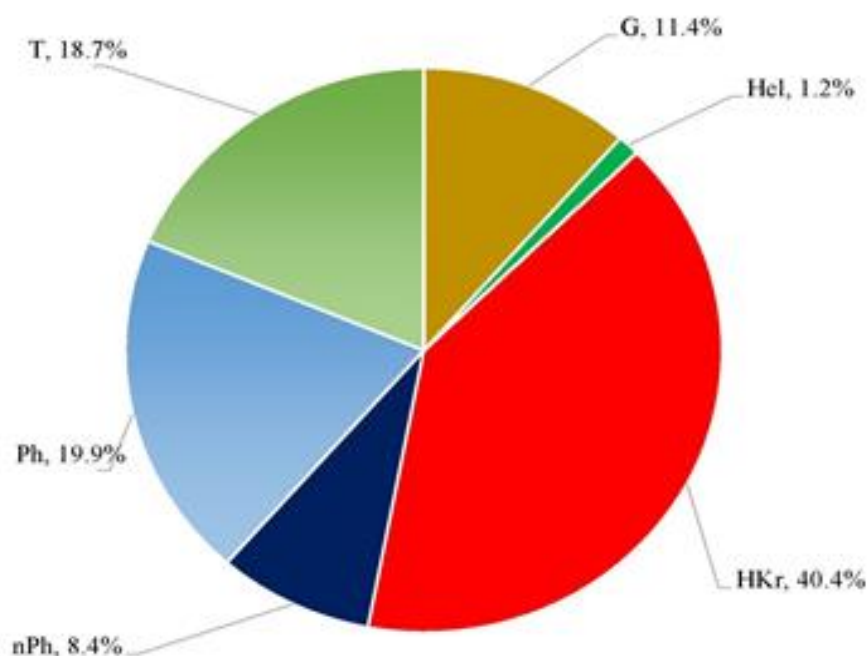


Рис. 4.1. Структура життєвих форм за Раункієром (клімаморфи): Ph - фанерофіт; nPh - наннофанерофіт; Ch - хамеофіт; HKr - гемікриптофіт; T - терофіт; G - геофіт, Hel - гелофіт.

Серед ценоморф переважають сільванти (35,5%), дещо менше пратантів (22,3%), рудерантів (18,7%) та степантів (14,5%). Зрідка зустрічаються культиванти (3,0%), псаммофіти (3,0%) та палюданти (3,0%). Серед фанерофітів переважають сільванти (рис. 4.2). Високою була частка сільвантів і серед наннофанерофітів. Для наннофанерофітів, гемікриптофітів, геофітів та терофітів встановлена частка степантів, яка варіювала в межах 12,9-21,4%. Серед гемікриптофітів переважали пратанти (35,8%). Серед терофітів та геофітів переважали рудеранти (31,6 та 45,2% відповідно). Гелофіти були представлені палюдантами. Найвище ценоморфне різноманіття виявлено для гемікриптофітів (2,24), дещо нижче - для терофітів і геофітів (2,02 і 2,26 відповідно). Найнижче ценоморфне різноманіття характерне для фанерофітів та наннофанерофітів. Закономірно, що різноманіття гелофітів, які представлені лише двома видами, дорівнювало нулю. Найнижче видове різноманіття було характерне для фанерофітів, а найвище - для геофітів.

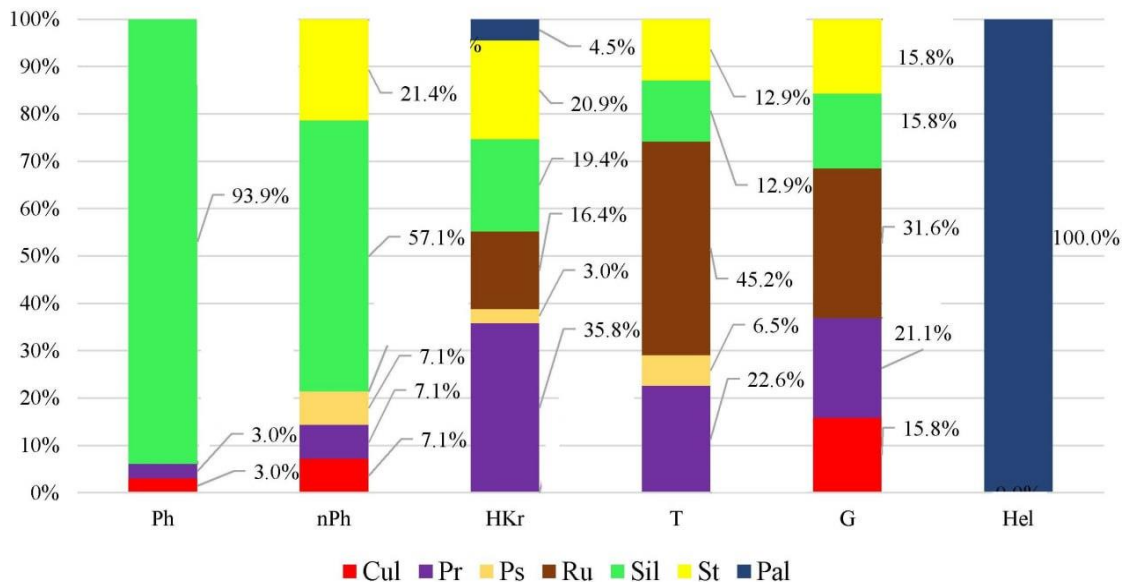


Рисунок 4.2. Структура ценопопуляцій: Cul - культуранти; Pr - пратанти; Pal - палюданти; Ps - псаммофіти (псамонти); Ru - рудерали; Sil - сільванти; St - степанти. Ценоморфне різноманіття: Ph - 0,39, nPh - 1,75, HKr - 2,24, T - 2,02, G - 2,26, Hel - 0. Видове різноманіття: Ph - 0,08, nPh - 0,46, HKr - 0,37, T - 0,41, G - 0,53, Hel - 0.

Частка ксеромезофітів та мезофітів була найвищою (32,5 та 31,3% відповідно). Відносно високою була також частка мезоксерофітів (28,3%). Частка інших гігроморф була відносно низькою. Гігроморфна структура фанерофітів та наннофаненофітів була майже однаковою. Ці клімаморфи були представлені переважно мезофітами. Гігромезофіти були представлені серед гемікриптофітів та геофітів (6,0 та 10,5 % відповідно). Терофіти характеризувалися низькою часткою мезофітів за рахунок збільшення частки ксеромезофітів. Гелофіти представлені гігрофітами та мезогігрофітами. Гігроморфне різноманіття було найвищим серед гемікриптофітів, а найнижчим серед терофітів та гелофітів. Найнижче видове різноманіття характерне для фанерофітів, а найвище - для геофітів. Специфічне різноманіття клімаморф не виявило суттєвих відмінностей.

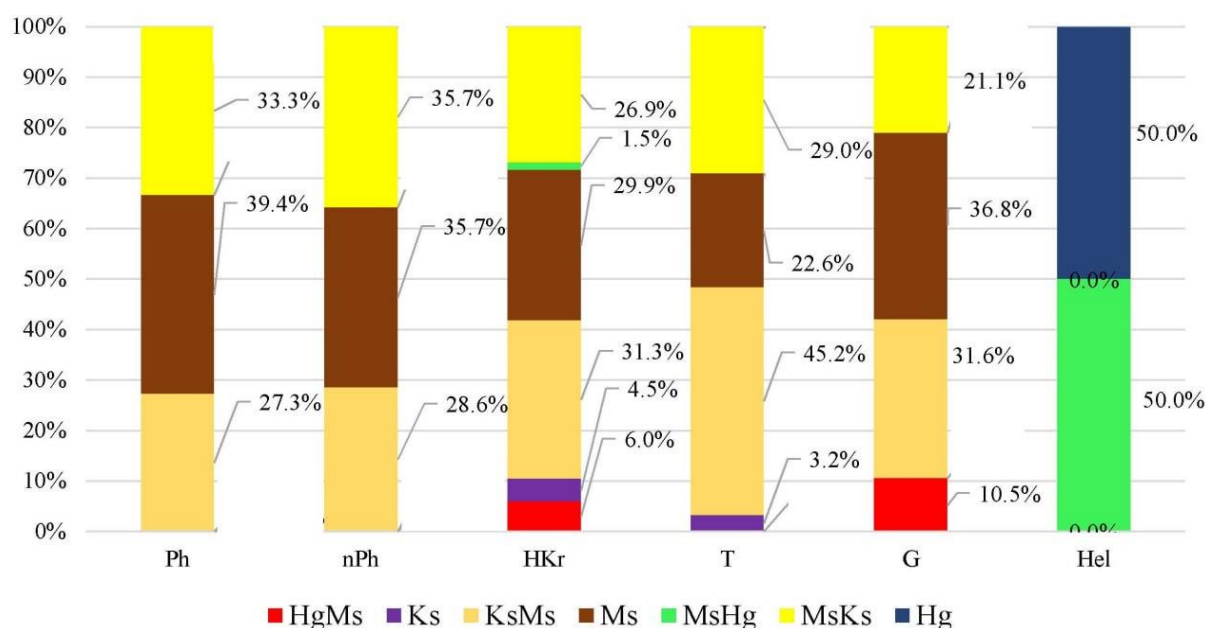


Рисунок 4.3. Структура гігроморф: Ks - ксерофіти; MsKs - мезоксерофіти; KsMs - ксеромезофіти; Ms - мезофіти; HgMs - гігромезофіти, MsHg - мезогігрофіти. Гігроморфне різноманіття: Ph - 1,57, nPh - 1,58, HKr - 2,09, T - 1,68, G - 1,87, Hel - 1. Видове різноманіття: Ph - 0,31, nPh - 0,41, HKr - 0,34, T - 0,34, G - 0,44, Hel - 1.

Трофоморфи представлені переважно мезотрофами (71,1%) і дещо меншою часткою мегатрофів (22,3%). Оліготрофи зустрічалися зрідка (6,6%). Частка мегатрофів була найвищою серед фанерофітів (30,3%) та гемікриптофітів (26,9%) (рис. 4.3). Відповідно, ці клімаморфи були найбільш вибагливими до родючості ґрунту. Частка оліготрофів була найвищою серед наннофанерофітів (14,3%). Гелофіти були представлені виключно мезотрофами. Рівень трофоморфного різноманіття був на одному рівні для всіх клімаморф, окрім гелофітів. Найбільше різноманіття було характерним для гемікриптофітів. Найнижче видове різноманіття характерне для геофітів, а найвище - для наннофанерофітів.

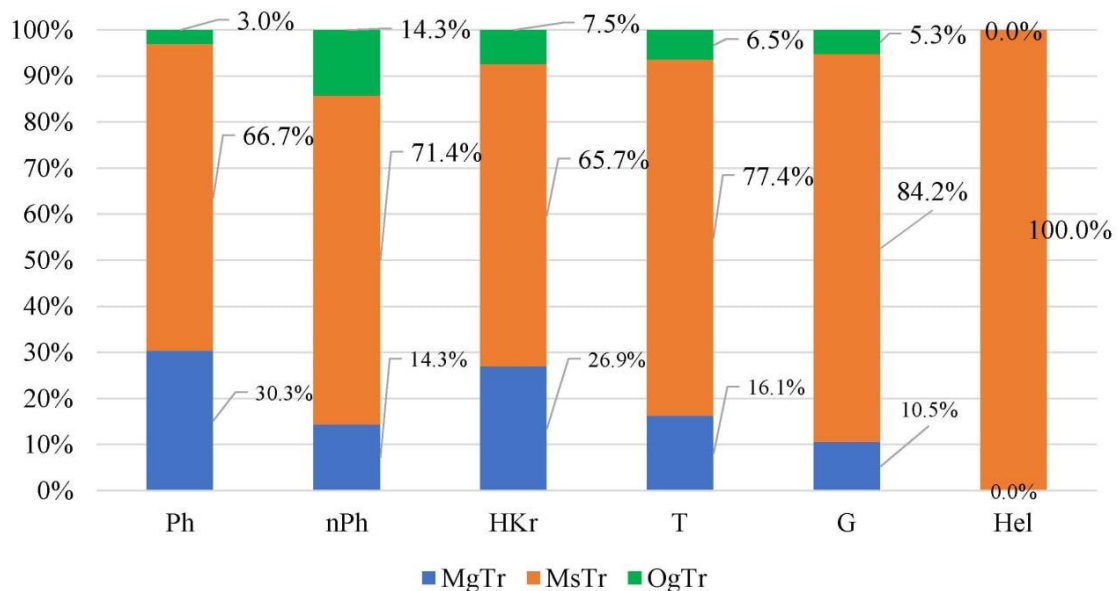


Рисунок 4.4. Структура трофоморфів: MgTr - мегатрофи; MsTr - мезотрофи; OgTr - оліготрофи. Трофоморфне різноманіття: Ph - 1,06, nPh - 1,15, HKr - 1,19, T - 0,97, G - 0,77, Hel - 0. Видове різноманіття: Ph - 0,21, nPh - 0,3, HKr - 0,2, T - 0,19, G - 0,18, Hel - 0.

Серед геліоморф переважали сціогеофіти (57,2%) та геліофіти (30,1%). Частка сціофітів та геліосціофітів була значно меншою (3,6 та 9,0 % відповідно). Частка геліофітів була найвищою серед терофітів, геофітів та гелофітів (рис. 4.5). Найнижчою частка геліофітів була серед наннофанерофітів. Найвища частка сціофітів виявлена для гемікриптофітів.

Слід зазначити, що сціофіти зустрічаються також серед терофітів та геофітів. Найбільша частка геліосціофітів серед фанерофітів. Найбільше геліоморфне різноманіття характерне для гемікриптофітів. Досить високим воно було також для терофітів та геофітів. Найменше різноманіття за рівнем освітленості мали нанофанерофіти. Найнижче видове різноманіття було характерне для наннофанерофітів, а найвище - для геофітів.

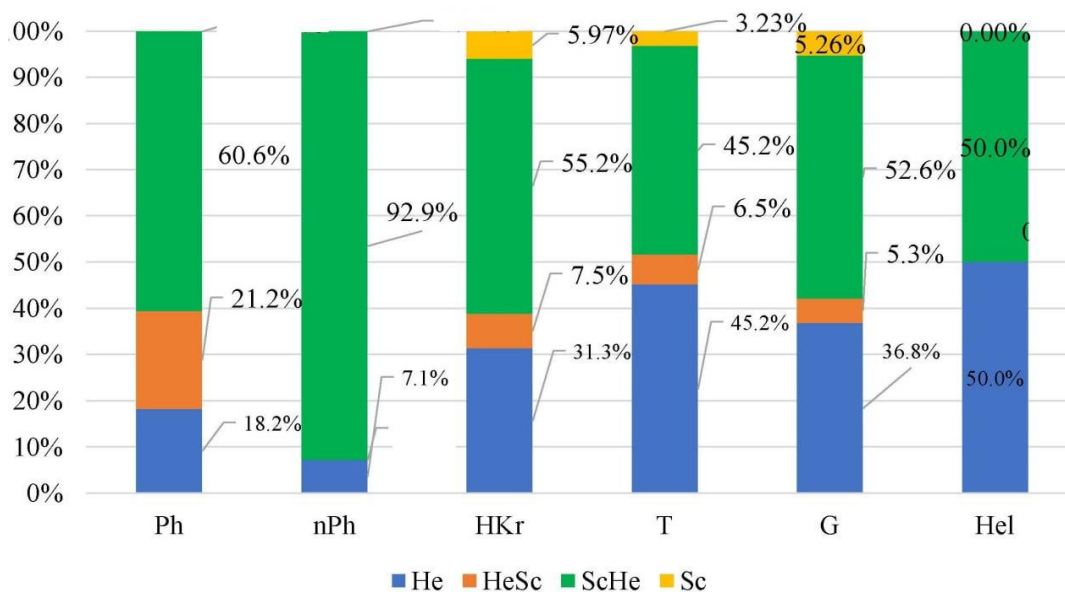
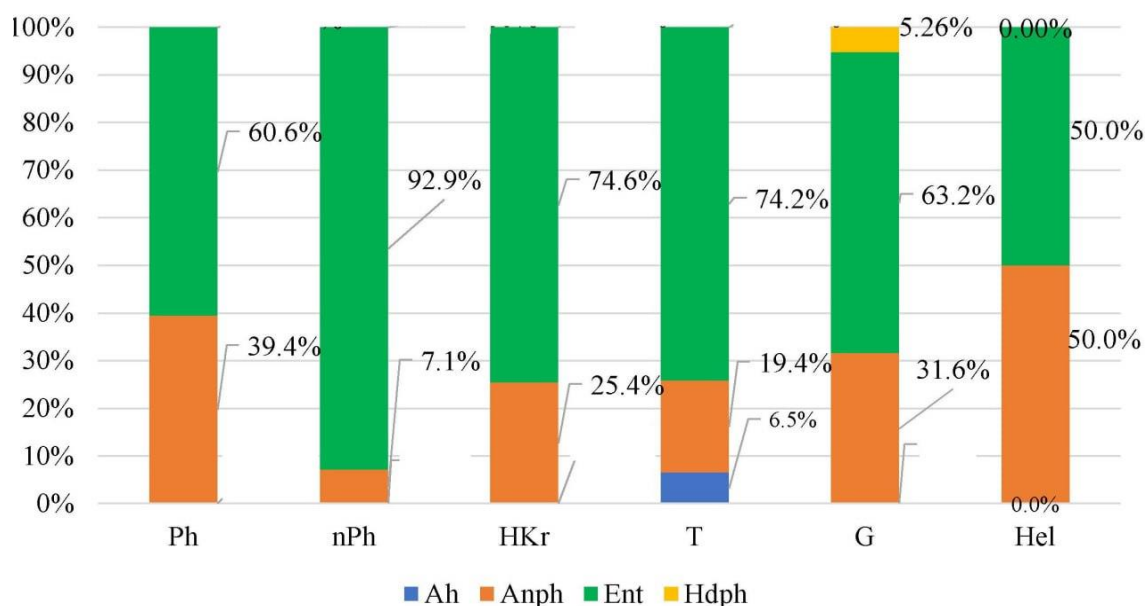


Рисунок 4.5. Структура геліоморф: HeSc - геліосціофіти; ScHe - сціогеліофіти; He - геліофіти, Sc - сціогеліофіти. Геліоморфне різноманіття: Ph - 1,36, nPh - 0,37, HKr - 1,52, T - 1,45, G - 1,47, Hel - 1. Видове різноманіття: Ph - 0,27, nPh - 0,10, HKr - 0,25, T - 0,29, G - 0,34, Hel - 1.

4.2. Структура генеративних екоморф

Серед рослинного покриву парку найпоширенішими були ентомофільні види рослин (71,7%). Анемофільні рослини значно поступалися їм (26,5%). Автогамні та гідрофільні рослини зустрічалися зрідка (1,2 та 0,6% відповідно). Ентомофільні види були найпоширенішими серед наннофанерофітів (92,9%) (рис. 4.6). Анемофільні види найчастіше зустрічалися серед фанерофітів та геліофітів (39,4 та 50,0% відповідно). Гідрофільні види зустрічалися серед геофітів. Автогамні види виявлені серед терофітів. Пилконосне різноманіття

було найвищим серед геофітів. Найнижче видове різноманіття характерне для



наннофанерофітів, а найвище - для геофітів.

Рисунок 4.6. Структура пилкового покриву: Ah - автогамні рослини; Amph - анемофіли; Ent - ентомофіли, Hdph - гідрофіли. Пилкове різноманіття: Ph - 0,97, nPh - 0,37, НКr - 0,82, Т - 1,03, G - 1,17, Hel - 1. Видова різноманітність: Ph - 0,19, nPh - 0,1, НКr - 0,13, Т - 0,21, G - 0,27, Hel - 1.

Серед діаспорохорів переважали балістичні діаспорохори (39,8%). Частка анемохорів та ендозоохорів була дещо меншою (27,7 та 12,0% відповідно). Інші діаспорохори становили 0,6-4,8 від загальної кількості видів. Ендозоохорні були виявлені переважно серед наннофанерофітів (78,6%). Серед фанерофітів переважали анемохори (60,6%). Серед трав'янистих видів переважали балістичні види (47,4-56,7%). Найвище діаспорохорне різноманіття виявлено для гемікриптофітів. Найнижче видове різноманіття характерне для наннофанерофітів, а найвище - для геофітів.

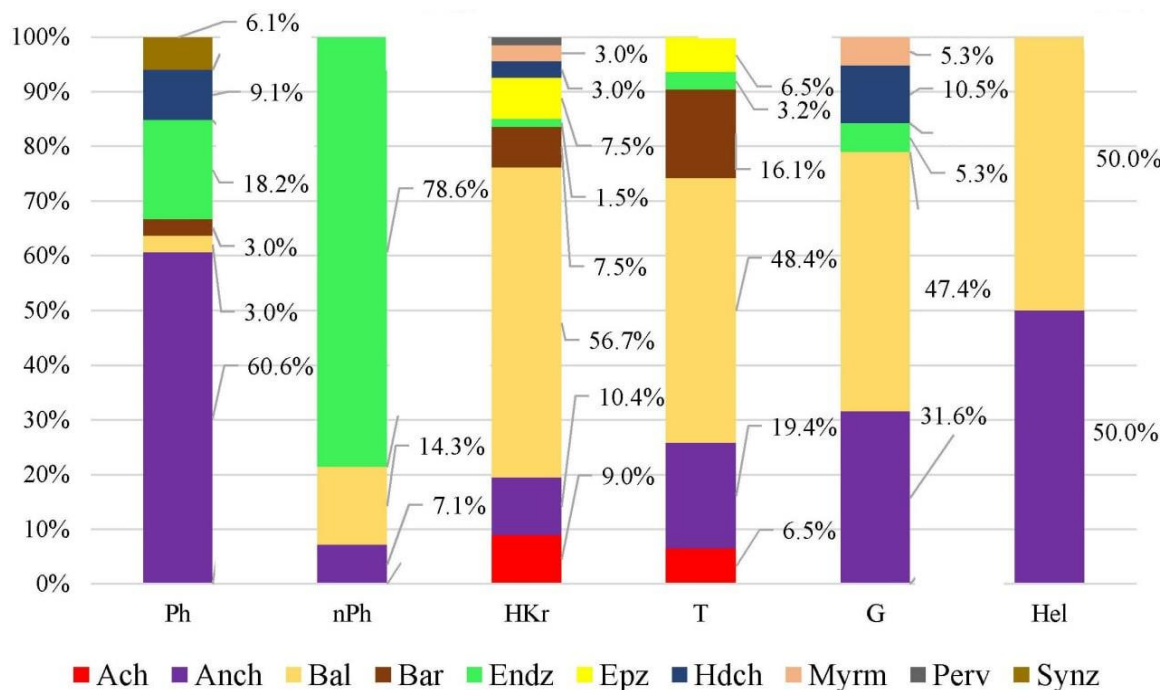


Рисунок 4.7. Будова діаспорохорів: Ach - автохори; Anch - анемохори; Bal - балісти; Bar - барохори; Endz - ендозоохор; Epz - епізоохор; Hdch - гідрохори; Myrm - мірмекохор; Synz - синзоохор. Діаспорохоральна різноманітність: Ph - 1,75, nPh - 0,95, HKr - 2,16, T - 2,06, G - 1,82, Hel - 1. Видове різноманіття: Ph - 0,35, nPh - 0,25, HKr - 0,36, T - 0,42, G - 0,43, Hel - 1.

4.3. Оцінка інформативності екоморфічного аналізу для характеристики паркових насаджень в умовах міста

В екології існують дві альтернативні точки зору на природу екологічних угруповань: континуалізм і структуралізм [260]. Континуалізм розглядає реакцію організму на вплив факторів середовища як видову властивість, що загалом описується дзвоноподібною кривою [261–263]. Звідси природним є висновок про живі організми як індикатори властивостей середовища, що стало основою для створення багатьох індикаторних шкал [264]. Одну з перших таких шкал створив засновник континуалізму Л. Раменський [265]. Інші фітоіндикаційні шкали відрізняються за роздільною здатністю, переліком властивостей середовища, що вказуються, та аспектом кривої реакції виду на екологічний фактор: чи це зона оптимуму, на основі якої вказують шкали Елленберга [266–268], чи це діапазон дії фактора, в межах якого може існувати

вид, як це передбачено у шкалах ареалів В.В. Циганова [269] або В.В. Дідуха [174]. Принципи фітоіндикації є практичним наслідком теорії біотопів [168,270–272], згідно з якою біоценоз [273,274] залежить від спостережуваних фізичних властивостей середовища [275–278]. А екосистема, в свою чергу, є поєднанням біотопу та біоценозу. У рамках структуралізму екологічні чинники відходять на другий план, а на перший висуваються внутрішньосистемні взаємодії, що призводить до пояснення спостережуваних меж рослинних угруповань як таких, що мають ендегенну природу [279]. Найбільш ортодоксальним відгалуженням структуралізму є біогеоценологія Сукачова [280–282].

Зовсім недавно конфлікт між континуалізмом і структуралізмом набув форми конкуренції між теорією екологічних ніш [283] і теорією нейтрального різноманіття [284]. Конструктивна позиція цього протистояння полягає у пом'якшенні проблеми, а саме: яке з альтернативних уявлень є єдино істинним, а яке - хибним [285]. Розв'язання проблеми переходить до питання про те, за яких обставин одна з точок зору пояснює більше коло спостережуваних фактів, ніж інша, і за яких обставин пріоритет надається конкуруючій точці зору.

Біогеоценоз – це поєднання біоценозу та екотопу [282]. Термін "екотоп" був введений Г.Н. Висоцьким [286], але в англійській літературі його авторами вважаються Серенсен [166] або Тенслі [287]. Екотоп - це найменша одиниця земної поверхні, яка володіє однорідністю хоча б однієї властивості геосфери: атмосфери, рослинності, ґрунтового покриву, гірських порід, води тощо, при неекстремальній варіації інших властивостей [288]. Л.Г. Раменський [265] поряд з екотопом (середовищем існування), який визначається факторами прямої дії (тепло, світло, аерація, поживні речовини, реакція ґрунту, засоленість), виокремлює ентопію (місцеперебування), яка визначається опосередкованими топологічними умовами. У традиції біогеоценології екотоп включає кліматотоп та едафотоп. Кліматотоп, у свою чергу, складається з геліотопу та термотопу, а едафотоп - з гігротопу та

трофотопу [280]. В. Н. Сукачев [281] розглядає біотоп як зоологічний еквівалент ботанічного терміну екотоп. Однак історія і практика використання цих термінів дозволяють трактувати їх як еквівалент абіотичних властивостей середовища в рамках континуалізму (біотоп - складова частина безрозмірного поняття екосистеми) і абіотичних властивостей середовища, перетвореного біотою (екотоп - складова частина біогеоценозу як екосистеми в межах фітоценозу) в рамках структуралізму. Наприкінці сорокових років минулого століття О. Л. Бельгард [162] створив типологію лісів степової зони України, яка є яскравим прикладом дієвості принципів біогеоценології і в цьому сенсі цю концепцію, безумовно, слід визнати структуралістською. Типологія була доповнена системою екоморф рослин.

Згідно з уявленнями О.Л. Бельгарда, екоморфа розкриває взаємовідносини організмів з навколишнім середовищем і відображає ступінь їхньої пристосованості до найважливіших елементів біогеоценозу. Терміну "ekomorfa" надається перевага тому, що під життєвою формою зазвичай розуміють адаптації, які виражаються у зовнішній формі рослини, тоді як адаптації до всіх структурних елементів біогеоценозу не мають фізіономічного прояву. Ключовою ознакою белградської системи екоморф є коеноморфність - пристосованість видів рослин до фітоценозу в цілому [155]. Система екоморф була поширена на інші компоненти біогеоценозу [285,289–291], що дозволяє трактувати коекоморфу як адаптацію біотичної та біоінертної складової біогеоценозу до біогеоценозу в цілому. У свою чергу, адаптивність визначається як реакція різних об'єктів на фактори навколишнього середовища, яка проявляється у змінах структури і функцій реагуючих об'єктів та їхніх угруповань у відповідь на різні мінливі умови, що призводить до підтримання їхнього існування [292,293]. Виділяють екоморфи та адаптації до найбільш істотних факторів середовища, таких як клімат (кліоморфи), світловий режим (геліоморфи), тепловий режим (термоморфи), родючість ґрунту (трофоморфи), режим зволоження (гігроморфи) [279]. Межі градацій відповідних факторів визначаються внутрішньою цілісністю такої категорії, як

тип лісу, що по суті є еквівалентом поняття типу біогеоценозу [154].

Ці градації були запропоновані Н.М. Матвеевим [294] для представлення в бальній формі та використання з метою фітоіндикації відповідних екологічних факторів. Проте О.Л. Бельгард розробив систему екоморф насамперед для оцінки стану біогеоценозу в цілому. Спектри гігроморф, трофоморф, кліоморф, термоморф, геліоморф у межах певного ценоморфу ілюструють ідею про те, що в умовах зміни властивостей середовища біогеоценоз може зберігати свою цілісність та ідентичність [295,296]. Тому спроби трактувати ценопопуляції як інструмент фітоіндикації біотопів [297] дещо не узгоджуються з призначенням цього поняття та природою екологічних угруповань, які позначаються цим терміном. Якщо припустити, що ценопопуляції є дискретними представниками екологічного континууму рослинних організмів, то це поняття не несе ніякої додаткової інформації і тому є виродженим для позначення властивостей біотопу [169,298].

У такому випадку відсутній об'єктивний критерій розрізнення ценопопуляцій і, зрештою, їх кількість та якість може бути довільною. Часто як еквівалент терміну "ценоморф" використовують таке поняття, як еколого-ценотична група, або ж говорять про еколого-ценотичні зв'язки виду. Однак така позиція підлягає критиці, виходячи з понятійної сутності терміна, який передбачає умови існування біологічних об'єктів, а не їхню асоціацію з чимось [296]. Тому критично зазначається, що у флористичних дослідженнях слід або взагалі відмовитися від використання назв угруповань для позначення місцезростань особин чи їхніх популяцій, або обґрунтувати можливість їхнього використання в екологічному сенсі [299,300]. Якщо ценопопуляції є дискретними класами видів рослин, які відокремлені один від одного більшою мірою, ніж можна припустити, виходячи лише з континуального характеру екологічних відмінностей між видами, то інформація про ценоморфну приналежність виду і, відповідно, ценоморфну структуру угруповання, може нести додаткову інформацію для позначення властивостей екотопу [301].

Отримані нами результати свідчать про високий рівень різноманіття рослинного угруповання в межах міського парку. Рослинне угруповання представлене різними екологічними групами. Деревний ярус представлений фанерофітами, у підліску переважають нанофанерофіти. Трав'яний покрив представлений гемікриптофітами, геофітами, терофітами та гелофітами. Широке екологічне різноманіття кліоморф рослин у насадженнях парку свідчить про потенційну стійкість цього рослинного комплексу. З іншого боку, кліоморфна структура свідчить про наявність у парковому насадженні постійного режиму порушення, що проявляється у збільшенні геофітів та термофітів. Слід зазначити, що гелофіти представлені лише двома видами рослин. У природному стані вздовж тальвегу балки, на базі якої сформовано міський парк, протікав струмок, тому різноманіття гелофітів могло бути значно вищим. Низьке різноманіття гелофітів свідчить про значну трансформацію ландшафтного покриву міського середовища.

Екоморфний аналіз застосовується для аналізу рослинного угруповання в цілому. Ми застосували екоморфний підхід до диференціального аналізу кліоморф рослинних угруповань. Виявлено, що кліоморфи суттєво відрізняються за своєю екоморфічною структурою. Так, фанерофіти та нанофанерофіти відрізняються від рослин трав'янистого ярусу за своєю ценоморфною структурою. Фанерофіти очікувано представлені сільвантами. Різноманітність ценоморфної структури нанофанерофітів збільшується за рахунок зростання частки степантів. Степові чагарники зазвичай формують крайові комплекси лісових угруповань у степу, що забезпечує їх екологічну стабільність. Збільшення частки степовиків серед нанофанерофітів можна розглядати як елемент підтримки стійкості штучних лісових насаджень у міському середовищі. Серед трав'янистих рослин систематично високою є частка степових та лучних видів, тоді як частка лісових видів є незначною. Така структура підкреслює амфіценотичний характер структури рослинного угруповання. У різних горизонтальних ярусах угруповання переважають ценотичні елементи різної природи. Серед терофітів переважають рудеранти.

Ця перевага здійснюється на фоні зменшення частки сільвантів. Таким чином, порушення екологічних режимів, які забезпечують лісовий тип кругообігу речовин та потоку енергії, призводить до рудералізації екологічного середовища паркового насадження.

Фанерофіти та нанофанерофіти представлені мезоксерофітами, ксеромезофітами та мезофітами. У рослинних ярусах зменшується частка як мезоксерофітних, так і мезофітних гігроморф, але збільшується частка ксеромезофітних гігроморф. Цю тенденцію слід розглядати як зниження толерантності трав'яного покриву до умов зволоження. У розрізі кліоморф структура трофоморф досить стабільна. Рослинне угруповання паркового насадження є мезотрофним.

У рослинному угрупованні переважають соціогеліофіти, а найбільша частка цього геліоморфу характерна для наннофанерофітів. Різноманіття фанерофітів порівняно з наннофанерофітами зростає за рахунок геліофітів, а різноманіття трав'яного ярусу збільшується за рахунок як геліофітів, так і соціофітів. Очевидно, що деревостан паркового насадження формує найрізноманітнішу архітектоніку крон, що створює умови для життя як світлолюбних, так і тіньюлюбних видів трав'янистих рослин. Конкурентною стратегією деревних порід є пристосування до дефіциту світла під наметом інших деревних порід. Очевидно, що для паркових насаджень характерна мозаїчність умов освітлення. Постійні процедури догляду за парковими насадженнями запобігають розвитку щільного намету деревних порід, який спостерігається в природних лісах.

Переважання ентомофільних видів рослин у паркових насадженнях актуалізує проблему комплексного захисту тваринного компоненту міських лісів. Важливо також відзначити потенціал рослинного угруповання як фактора підтримки різноманіття тваринного світу в міському середовищі. Значні відмінності спостерігаються між фанерофітами та нанофанерофітами за будовою діаспор. Діаспори фанерофітів паркових насаджень поширюються переважно вітром, тоді як діаспори нанофанерофітів поширюються переважно

тваринами. Фанерофіти регіональної флори представлені анемохорами у 59,6% випадків та ендозоохорами у 19,2% випадків, що повністю відповідає значенням, виявленим у насадженнях парку. У свою чергу, серед фанерофітів парку майже вдвічі більше синзоохорів, ніж у регіональній флорі (6,1% проти 3,85%). Ендозоохорії також більш характерні для нанофанерофітів насаджень парку, ніж для цього кліморфа регіональної флори в цілому (78,6% проти 66,67%). У той же час нанофанерофіти паркових насаджень вдвічі рідше представлені анемохорами, ніж це спостерігається в регіональній флорі (7,1% проти 14,6% в регіональній флорі). Серед гемікриптофітів анемохорії трапляються значно рідше, ніж у регіональній флорі (10,4% проти 20,8% у регіональній флорі), тоді як серед терофітів та геофітів парку анемохорії трапляються частіше, ніж у регіональній флорі (19,4% проти 9,9% у регіональній флорі для терофітів та 31,6% проти 20,8% у регіональній флорі для геофітів).

Таким чином, паркові насадження мають специфіку діаспорної структури. Вона полягає у підвищенні ролі зоогенного фактору в поширенні діаспор для фанерофітів і нанофанерофітів, підвищенні ролі вітру в поширенні геофітів і терофітів та зниженні ролі вітру в поширенні гемікриптофітів.

Висновки по розділу

Екоморфний підхід було розроблено для аналізу структури природних рослинних угруповань. Цей метод було застосовано для аналізу екологічної структури штучного паркового насадження в урбанізованому середовищі. Отримані результати дозволяють виявити суттєві екологічні особливості паркових насаджень. Паркові насадження мають багато ознак, які наближають їх до природних лісів. Подібність полягає у значній частці сільвантів, тіньюлюбних видів та мезотрофів. Значний рівень антропогенного впливу можна діагностувати на основі інформації про підвищену частку рудерантів у рослинному угрупованні. Значну цінність має диференційний аналіз екоморфної структури на ділянці за кліморфами. Такий підхід дозволив

виявити підвищену роль зоогенного фактору в поширенні діаспор фанерофітів і нанофанерофітів та підвищену роль вітру в розселенні геофітів і терофітів. Роль вітру зменшується у поширенні гемікриптофітів у міському середовищі.

РОЗДІЛ 5. ГРУНТОВА ПЕНЕТРАЦІЙНА РЕЗЕНТЕНТНІСТЬ ЯК СЕРЕДОВИЩНИЙ ФІЛЬТР ДЛЯ РОСЛИННОГО ПАРКУ

5.1. Варіювання ґрунтових властивостей

Великі парки можуть бути дуже неоднорідними з точки зору типів рослинності, а також можуть бути об'єктом різних варіантів управління. Для вивчення екосистемних послуг, пов'язаних з різними типами рослинності, може бути корисним просторове дрібнозернисте картографування типів рослинності та орографії. Картування екосистемних послуг, таких як поглинання вуглецю, розсіювання насіння, запобігання ерозії, очищення води, повітря та якість середовища існування, дозволило визначити важливість різних типів рослинності, поширених у міських парках, для виконання цих функцій [302].

Проблеми управління міськими парками ускладнюються мінливими моделями використання парків, відсутністю інновацій, поганою розстановкою пріоритетів і неефективністю державного сектору, а також відсутністю досліджень і бюджетними обмеженнями [303]. Практики управління парками, такі як використання природних процесів, знання планування рекреації та моніторингу, сприяють сталому управлінню парками [304]. Різноманітні індикатори можуть бути використані як інструменти для покращення планування та управління парками [305]. Збереження та стале управління мають вирішальне значення для збереження та використання міських парків [8].

Реконструкція парку впливає на фізичні властивості ґрунту, що призводить до збільшення ущільнення верхнього горизонту ґрунту, підвищення електропровідності та висоти лісової підстилки. Ґрунтова макрофауна демонструє просторово-часову мінливість, на тлі якої визначалася реакція ґрунтового тваринного світу на реконструкцію парку. Зміни фізичних властивостей ґрунту становлять близько третини варіацій угруповання

грунтової макрофауни, спричинених реконструкцією парку. Основна частина реакції ґрунтової макрофауни зумовлена "чистим" ефектом реконструкції, який є результатом зміни світлового режиму парку після обрізки крон дерев та видалення чагарників [306].

Антропогенні фактори в урбоєкосистемах діють як екологічні фільтри і змінюють видовий склад рослинних угруповань, сприяючи поширенню видів, що мають життєві стратегії, адаптовані до урбаністичних впливів [307]. Склад міських видових комплексів визначається дією екологічних фільтрів, пов'язаних з типами землекористування [308]. Гетерогенна структура парку забезпечує нові біотопи і сприяє збереженню природної рослинності. Діяльність людини в рекреаційній зоні впливає на вміст органічного вуглецю в ґрунті, електропровідність, розчинні солі, щільність ґрунту та характеристики рослинності[309].

У результаті аналізу головних компонент мінливості ґрунтових властивостей були екстраговано чотири головні компоненти, властиві числа яких переважали одиницю (табл. 5.1). Ці головні компоненти разом були здатні пояснити 69.5% варіювання простору ознак. Головна компонента 1 пояснювала 45.6% варіювання ґрунтових властивостей та вказувала на погоджену зміну ґрунтової пенетраційної стійкості уздовж усього дослідженого профілю. Ця компонента вказувала на те, що зі збільшенням ґрунтової пенетраційної стійкості збільшується також електрична провідність ґрунту, потужність листової підстилki та щільність ґрунту, але зменшується вміст ґрунтової вологи. Збільшення скорес цієї головної компоненти відбувається у ділянках з меншою зімкненістю крон дерев та більшою висотою трав'яного покриву, при цьому незалежно від проективного вкриття трав'янистих рослин. Збільшення твердості ґрунту супроводжується зменшенням вмісту агрегатів розміром більше 1 мм та збільшенням вмісту агрегатів менше 0,5 мм.

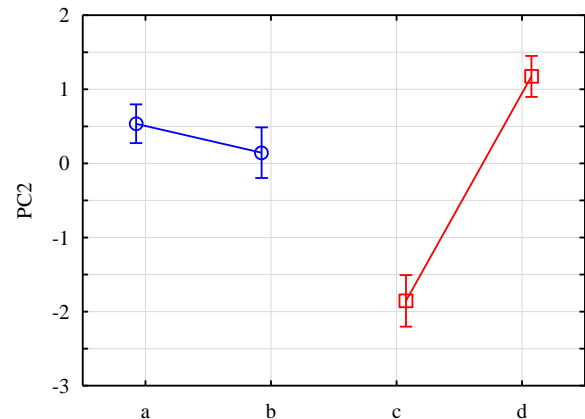
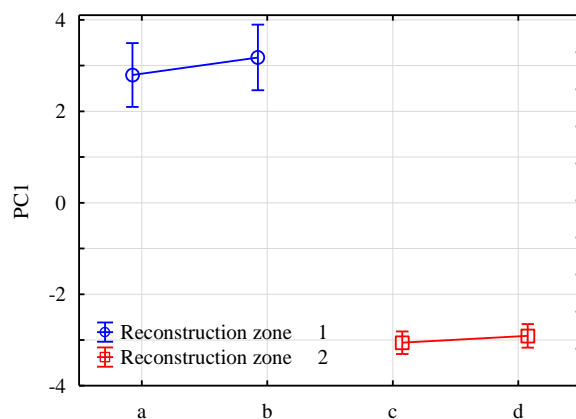
Таблиця 5.1. Аналіз компонент варіації властивостей ґрунту та рослинності.

Коефіцієнти кореляції наведені лише для статистично значущих при $P < 0.05$

Змінна	PC1, $\lambda = 16.4,$ 45.6%	PC2, $\lambda = 3.8,$ 10.6%	PC3, $\lambda = 2.5,$ 7.1%	PC4, $\lambda = 2.2,$ 6.2%
Опір проникненню в ґрунт, МПа в шарі ґрунту, см				
0–5	0.72	0.10	–	–
5–10	0.79	0.12	–	–
10–15	0.85	–	–	–0.20
15–20	0.86	–	–	–0.28
20–25	0.87	–	–	–0.33
25–30	0.86	–	–0.19	–0.35
30–35	0.84	–0.14	–0.27	–0.28
35–40	0.80	–0.19	–0.36	–
40–45	0.76	–0.22	–0.37	0.11
45–50	0.79	–0.19	–0.30	0.28
50–55	0.83	–0.16	–0.18	0.34
55–60	0.89	–0.13	–	0.30
60–65	0.92	–0.12	–	0.25
65–70	0.92	–0.13	–	0.18
70–75	0.93	–0.13	–	–
75–80	0.92	–0.13	–	–
80–85	0.90	–0.13	–	–
85–90	0.89	–0.12	–	–
90–95	0.91	–0.12	–	–
95–100	0.91	–0.13	–	–
Властивості ґрунту				
Електропровідність, дСМ/м	0.43	–	–	–0.35
Глибина підстилки, см	0.13	0.30	–	0.61
Вологість ґрунту, %	–0.23	–0.25	–	–0.49

Об'ємна вага ґрунту, г/см ³	0.61	0.36	0.29	–
Властивості рослинного покриву				
Змикання крон дерев, %	–0.29	0.21	–0.46	–
Висота травостою, м	0.19	–0.28	0.40	–0.49
Трав'яний проективний покрив, %	–	–0.20	0.29	–0.12
Гранулометричний склад ґрунту, мм				
> 10	–0.38	–0.67	–	–0.12
7–10	–0.35	–0.79	–	–
5–7	–0.30	–0.74	–	–0.11
3–5	–0.34	–0.83	–	–
2–3	–0.28	–0.56	–0.20	0.35
1–2	–0.23	0.20	–0.74	–0.11
0.5–1	–	0.46	–0.36	–0.41
0.25–0.5	0.32	0.34	0.51	–0.11
<0.25	0.42	0.18	0.63	0.20

Скорес головної компоненти 1 були найбільшими в зоні реконструкції (рис. 5.1). За результатами вкладеного ANOVA було встановлено, що фактор реконструкції був статистично вірогідним предиктором варіювання цієї головної компоненти ($F = 497.8, P < 0.001$), тоді як відмінності між полігонами за цією головною компонентою не були статистично вірогідними ($F = 0.59, P = 0.55$).



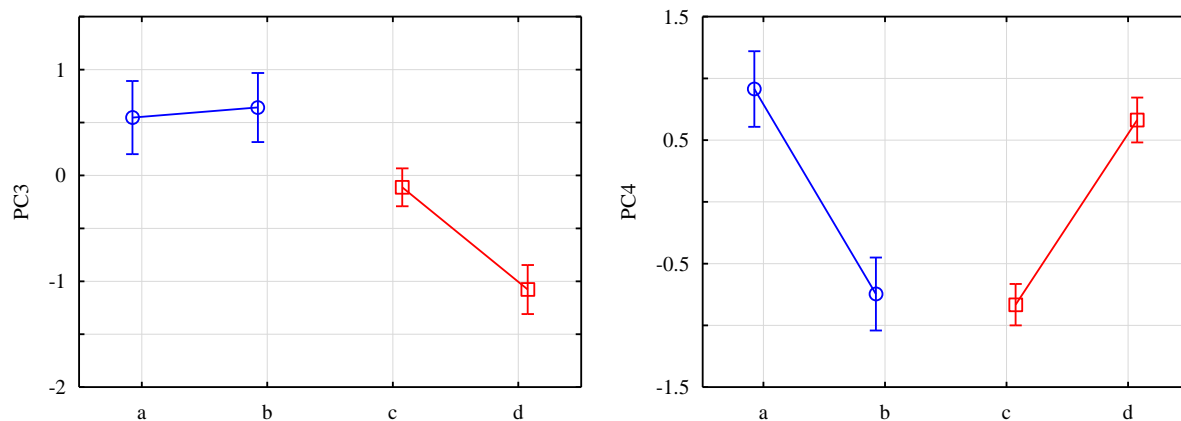


Рис. 5.1. Мінливість скорес головних компонент варіювання ґрунтових властивостей та властивостей рослинного покриву залежно від реконструкції парку ($F = 267.3$, $P < 0.001$) та полігонів як вкладених предикторів у межах змінної «Реконструкція парку» ($F = 59.4$, $P < 0.001$).

Головну компоненту 1 можна визнати як таку, що є результатом трансформації ґрунтових умов через вплив реконструкції парку.

Головна компонента 2 пояснювала 10.6% варіювання простору ознак та вказувала на протилежну динаміку ґрунтової пенетраційної стійкості у шарах 0–10 см з одного боку та 30–100 см – з іншого. Ця головна компонента не залежала від електричної провідності ґрунту. Її збільшення супроводжувалось збільшенням потужності листової підстилки та щільності ґрунту, але зменшенням вмісту ґрунтової вологи. Більші скорес головної компоненти 2 характерні для ділянок з більшою зімкненістю крон деревного пологу та зменшеною висотою та проективним покриттям трав'яного покриву. Більші скорес цієї головної компоненти відповідають ґрунтовим умовам за яких відбувається збільшення вмісту агрегатів розміром більше 2 мм та, відповідно, зменшення агрегатів меншого розміру за вказаний. Скорес PC2 статистично вірогідно не розрізнялися між полігонами *a* та *b*, де відбулась реконструкція парку (Planned comparison $F = 3.2$, $P = 0.08$), але значно були відмінними між сайтами *c* та *d* (Planned comparison $F = 188.9$, $P < 0.001$). Таким чином, головну компоненту PC2 неможливо пояснити через вплив наслідків реконструкції

парка і треба визнати, що мінливість ґрунтових властивостей, які пояснюються цією головною компонентною, має інше походження.

Головна компонента 3 пояснювала 7.1% варіювання ґрунтових властивостей та була чутлива до змін ґрунтової penetраційної стійкості на глибині 25–55 см. Зменшення ґрунтової penetраційної стійкості на вказаній глибині супроводжувалось збільшенням щільності ґрунту. Більші скорес головної компоненти 3 спостерігались за умов менш щільного кронового ярусу та більшої висоти та проективного вкриття трав'яного ярусу. Головна компонента 3 є чутливою до протилежної динаміки вмісту агрегатів розміром 0,5–3 мм з одного боку та менше 0,5 мм – з іншого. Властивості ґрунту, які описані за допомогою головної компоненти PC3, статистично вірогідно зазнавали впливу реконструкції парку ($F = 71.2$, $P < 0.001$). За результатами реконструкції скорес цієї головної компоненти збільшувалися, а відмінності між полігонами зникали (Planned comparison $F = 0.22$, $P = 0.63$). Таким чином, можна визнати, що головна компонента 3 пояснює зміни властивостей ґрунту, які також були індуковані реконструкцією парку.

Головна компонента 4 описувала 6.2% варіювання простору ознак. Ця головна компонента була чутливою до протилежної динаміки ґрунтової penetраційної стійкості на глибинах 10–35 см з одного боку та 40–70 см – з іншого. Більші скорес головної компоненти 4 відповідають меншим значенням електричної провідності та вологості ґрунту, але більшій потужності листової підстилki. Ця головна компонента є незалежною до зімкненості крони деревного ярусу, але більші значення головної компоненти 4 відповідають меншим значенням висоти та проективного вкриття трав'яного покриву. Реконструкція не впливала на ознаки ґрунту, які пояснені цією головною компонентною ($F = 1.8$, $P = 0.17$).

5.2. Ординація угруповання рослин

Власне число головної осі екстрагованої після детрендового аналізу

відповідностей становило 0,48, що вказувало на те, що аналіз надлишковості був найкращою процедурою для ординації угруповань рослин у цьому випадку. Ординація угруповання рослин вказала та те, що рослинний покрив ділянок, який не зазнав реконструкції, характеризувався значним різноманітністю та гетерогенністю (Рис. 5.2). Рівень гемеробії був найменшим у полігоні *d* де звичайно варіював у діапазоні 40–41. Дещо більшим рівень гемеробії був полігоні *c* де показник гемеробії був у діапазоні 41–44. Рівень гемеробії вищий за 44 був у ділянках *a* та *b*, які зазнали реконструкції парку. В межах полігону *c* сформувалися комплекси видів, до складу яких входили *A. petiolata*, *A. sylvestris*, *L. purpureum*, *P. nemoralis*, *S. media*, та *U. dioica*. У межах полігону *d* сформувалися комплекси для яких були характерні такі види, як *A. negundo*, *G. urbanum*, *H. lupulus*, *P. nemoralis*, *S. canadensis*, *I. parviflora*. Полігони у межах реконструкції (*a*, *b*) формують однорідний комплекс який складався з *A. minus*, *A. procumbens*, *Ch. majus*, *D. glomerata*, *G. aparine*, *M. laxa*, *T. campylodes*, *V. arguteserrata*. Також результати ординації підкреслювали значення комплексу властивостей ґрунтів, які позначаються головними компонентами PC1 та PC3 як драйвера змін рослинного покриву, які індуковані реконструкцією парку. Головні компоненти PC2 та PC4 вказують на роль чинників іншої природи, які викликають неоднорідність ґрунтового покриву та рослинності.

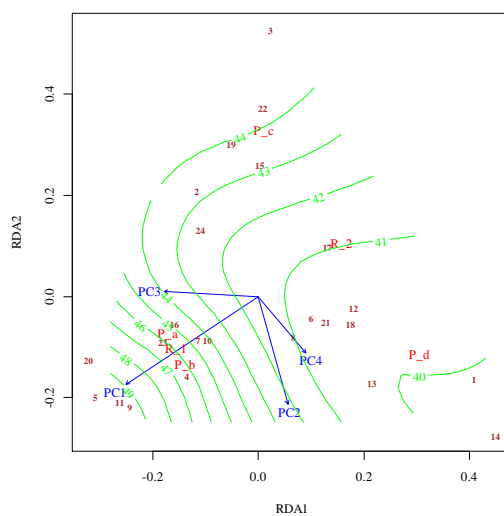


Рис. 5.2. Результати ординації угруповання рослин методами аналізу надлишковості з головними компонентами мінливості ґрунтових властивостей

та полігонами та фактором реконструкції як предиктори. Ізолінії вказують мінливість рівня гемеробії рослинного угруповання. Цифрами показані скорес рослин у ординаційному просторі (представлені скорес більше за 0,1): 1 – *A. negundo*, 2 – *A. petiolata*, 3 – *A. sylvestris*, 4 – *A. minus*, 5 – *A. procumbens*, 6 – *Ch. majus*, 7 – *D. glomerata*, 8 – *G. aparine*, 9 – *G. urbanum*, 10 – *H. lupulus*, 11 – *I. parviflora*, 12 – *L. purpureum*, 13 – *M. laxa*, 14 – *P. nemoralis*, 15 – *S. canadensis*, 16 – *S. media*, 17 – *T. campylodes*, 18 – *U. dioica*, 19 – *V. arguteserrata*, 20 – *V. odorata*. Полігони: P_a – a, P_b – b, P_c – c, P_d – d; реконструкція: R_1 – після реконструкції парку, R_2 – без реконструкції.

Інформація про реконструкцію парку (змінні «Реконструкція»), інформація про приналежність зразка до відповідного полігону (змінні «Полігон») та мінливість властивостей ґрунту (головні компоненти 1–4) були здатні пояснити 53.3% варіювання угруповання рослин ($F = 69.4$, $P < 0.001$). Виокремлення впливу реконструкції без урахування трансформації властивостей ґрунту внаслідок реконструкції (застосування у якості умовної змінну «Реконструкція») призвело до зменшення поясненої мінливості угруповання до 29,6% ($F = 45.2$, $P < 0.001$). Додаткове виокремлення впливу мінливості ґрунту, яка була індукована реконструкцією парку (додаткове застосування змінних РС 1 та РС 3 як умовних), зменшило пояснену мінливість угруповання до 25.3% ($F = 57.3$, $P < 0.001$).

Фракціонування мінливості угруповання рослин дозволило виявити прямий вплив досліджуваних факторів, а також оцінити значення їх взаємодії (Рис. 5.3). Міжполігонна мінливість екологічних умов була суттєвим чинником, який визначав особливості рослинного покриву в парку. Вплив реконструкції не є самостійним фактором, а є проявом комплексної трансформації умов середовища на рівні ґрунтового покриву та рослинності. Цей фактор проявляв себе через взаємодії з іншими дослідженими предикторами.

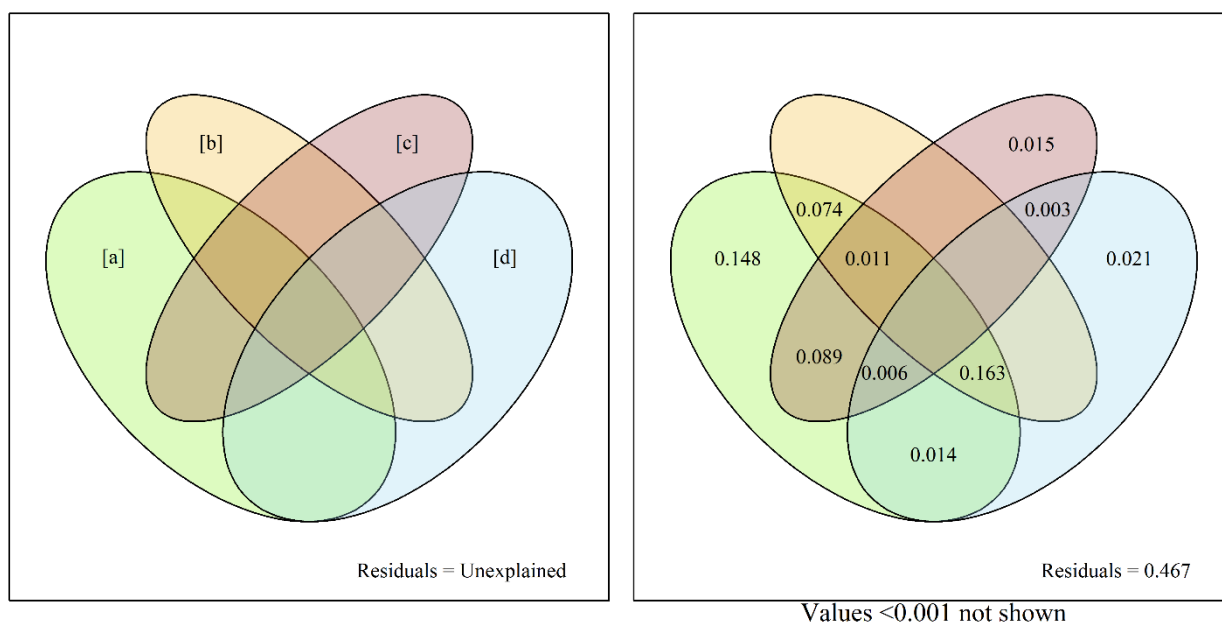


Рис 5.3. Розбиття варіації рослинних угруповань під впливом [a] інтерполігону мінливості (категоріальна змінна Polygon), [b] ефект реконструкції парку (категоріальна змінна Reconstruction), [c] мінливість ґрунту незалежно від впливу реконструкції (PCs 2 і 4) та [d] мінливість ґрунту під впливом реконструкції парку (PCs 1 і 3)

Вплив реконструкції був сайт-специфічним, про що свідчив статистично вірогідний вплив взаємодії впливу реконструкції та приналежності до певного полігону, який був здатний пояснити 7.4% варіювання угруповання рослин. Головні компоненти мінливості ґрунтових властивостей 1 та 3, які індуковані реконструкцією парку, були здатні пояснити 1.5% варіювання угруповання рослин, тоді як мінливість ґрунтових властивостей іншої природи була здатна пояснити 2.1% мінливості угруповання рослин. Сайт-специфічна складова впливу ґрунтових властивостей на рослинний покрив також є значною та здатна пояснити 8.9% мінливості рослинного угруповання.

5.3. Трансформація ґрунтових властивостей під впливом реконструкції парку

Реконструкція парку здійснює безпосередній вплив на ґрунт та рослинний

покрив. Також можна передбачати наслідки такого впливу, які відтерміновані у часі. Зміни ґрунтових умов мають впливати на структуру рослинного покриву, переважно на трав'яний покрив. У свою чергу, зміни в структурі деревостану після реконструкції змінюють загальні умови паркового середовища, що також позначається на режимах функціонування ґрунту. Реконструкція в кінцевому рахунку має на меті покращити умови перебування відвідувачів парку та у випадку успіху, кількість відвідувачів та час їх перебування мають зрости, як і рівень рекреаційного навантаження на паркове середовище. Це також може бути причинами змін рослинного та ґрунтового покриву.

Варіювання ґрунтових властивостей можна описати чотирма головними компонентами, які, можна припустити, є результатом впливу чотирьох груп екологічних факторів. Головні компоненти 1 та 3 описують мінливість ґрунтових властивостей, яка індукована реконструкцією парку, а головні компоненти 2 та 4 позначають мінливість, причиною якої можуть бути або інші антропогенні причини, які не пов'язані з реконструкцією парку, або це може бути природна мінливість ґрунтового покриву. Головна компонента 1 вказує на те, що у результаті застосування технологічних процесів під час реконструкції відбувається рівномірне збільшення ґрунтової пенетраційної стійкості. Такий ефект може бути результатом безпосереднього технологічного впливу механізмів та великої кількості працівників, які здійснювали роботи з реконструкції парку. Але такий вплив навряд би чи був рівномірним у межах значної площі співрозмірною з площею експериментальних полігонів. Від'ємна кореляція ґрунтової пенетраційної стійкості та зімкненості крон деревинного насадження може пояснити спостережуваний ефект. Видалення старих дерев та обрізання крони дерев були складовими реконструкції парку. Внаслідок цих заходів значно збільшилось світлопроникнення крон дерев. Додаткова сонячна радіація стимулює більше випаровування води з поверхні ґрунту. Такий ефект підтверджується знахідною відповідно до якої вміст вологи в ґрунті

зменшувалась разом зі зменшенням зімкненості крон. У свою чергу, між вологістю ґрунту та ґрунтовою пенетраційною стійкістю, існує від'ємна кореляція. Таким чином, стан кронового простору паркового насадження може пояснити варіювання ґрунтової пенетраційної стійкості. Можна прогнозувати, що відмінність ділянки, яка зазнала реконструкції, за ґрунтовою пенетраційною стійкістю буде зменшуватися протягом часу порівняно з навколишніми ділянками через відновлення тіньової світлової структури паркового насадження.

Явища компенсаторного відновлення фізичного стану ґрунту, порушеного внаслідок реконструкції, можуть відбуватися не тільки як результат безпосереднього зменшення дії первинної причини. Зміна світлового режиму може впливати на стан трав'яного покриву. Важливий внесок висоти та проективного покриття у варіювання головної компоненти 3 був встановлений. Збільшення представленості трав'яного покриву відбувається внаслідок зменшення зімкненості крон деревостану, але вплив такої погодженої динаміки деревостану та трав'яного покриву на ґрунтову пенетраційну стійкість спостерігається тільки на глибині 25–55 см. Такий ефект можна пояснити впливом кореневої системи рослин на фізичний стан ґрунту. Коренева система трав'янистих рослин здатна розпушувати ґрунт та зменшувати його ґрунтову пенетраційну стійкість.

5.4. Відгук трав'яного покриву на реконструкцію парку

Екологічні умови у межах парку, який має певну протяжність та знаходиться у широкому діапазоні рельєфного різноманіття, є доволі неоднорідними. Трав'яний покрив є чутливим індикатором екологічних умов та режимів, тому також демонструє значне різноманіття та мінливість. Тому так звані «контрольні» умови значною мірою не відповідають тому сенсу, який надається такій категорії при проведенні лабораторних досліджень. Звичайно контроль це щось найбільш статичне порівняно з яким виявляється вплив

дослідженого фактора. У випадку проведеного польового експерименту контрольні полігони (*d*, *c*) мали найбільш гетерогенний флористичний склад, що на ординаційній діаграмі позначалась як більша площа, яка відповідала цим полігонам. Спільною особливістю територій без застосування реконструкції парку було порівняно менший рівень гемеробії рослинних угруповань. Реконструкція парку відразу відбивається на цьому фітоіндикаційному показникові. Слід відзначити, що реконструкція парку є не єдиною причиною варіювання рівня гемеробії.

Крім суттєвих технологічних впливів, таких як реконструкція парку, наближеність до меж парку та різний рівень рекреаційного навантаження можна розглядати як основні джерела варіювання гемеробії в парку. Межі парку контактують з агресивним міським середовищем, яке по відношенню до зелених насаджень є джерелом різноманітних впливів. Це хімічне забруднення промислового походження та від автомобільного транспорту. Також середовище, яке оточує парк, є джерелом шумового та теплового забруднення. Суцільне асфальтне покриття є причиною потужного латерального стоку води під час інтенсивних злив, що також може спричиняти ерозію ґрунту в межах парків. Рівень комфортності парку визначає його привабливість для відвідувачів, а раз так також від цього залежить загальний рівень гемеробії парку. Реконструкція парку має на меті саме покращення умов перебування у ньому відвідувачів та таким чином, збільшується вірогідність зростання гемеробії рослинного покриву в парку. Очевидно, що критерієм успішності реконструкції може стати збільшення привабливості парку для відвідувачів без ризиків зростання гемеробії.

У межах парку різні його ділянки відрізняються за рівнем гемеробії, що можна розглядати як функцію диференціальної привабливості різних паркових зон. Реконструкція сприяє збільшенню рівня гемеробії. Це можна розглядати як результат безпосереднього впливу на рослинний покрив технологічних процесів під час реконструкції, а також як наслідок позитивних змін внаслідок реконструкції спрямованих на підвищення привабливості

парку для відвідувачів. Також слід відзначити гомогенізацію екологічних умов у зоні реконструкції та збільшення однорідності рослинних угруповань в зоні реконструкції, про що свідчить менша площа, яку займають угруповання рослин з полігонів *a* та *b*, де відбулась реконструкція. Згідно з гіпотезою урбаністичної гомогенізації, урбанізація має сильний гомогенізуючий вплив на видовий пул міст, внаслідок чого рослинність у містах по всьому світу стає більш схожою між собою, ніж можна було б очікувати [310]. Інтенсивність гомогенізації показує позитивну кореляцію з рівнем порушення; таким чином, ядра міст зазнають більшого впливу в цьому відношенні, ніж приміські території [311]. У зв'язку з такою гіпотезою, прогнозується більша частка космополітичних та чужорідних видів у більш порушених оселищах, що призводить до зменшення частки видів природної флори [312].

5.5. Роль трансформації ґрунту в динаміці трав'яного покриву

Гемеробія як синтетичний показник рівня антропогенної трансформації рослинного покриву є наслідком впливу різноманітних чинників. Безумовно, ґрунтові умови для рослинних організмів створюють основу для життєдіяльності. Тренд збільшення гемеробії однозначно співпадає з напрямком трансформації ґрунтових умов, які позначаються головною компонентною 1. Ця компонента вказує на збільшення ґрунтової пенетраційної стійкості у межах усього ґрунтового профілю. Таким чином, збільшення ґрунтової пенетраційної стійкості є драйвером зростання гемеробії рослинного покриву. Найбільш резистентними до впливу погіршення фізичного стану ґрунту внаслідок реконструкції парку були *A. procumbens*, *G. urbanum*, *I. parviflora*, та *V. odorata*. Звичайно вплив фізичних властивостей ґрунту досліджують у відношенні до сільськогосподарських рослин в контексті впливу на урожайність. Гіпотеза проміжного порушення припускає, що різноманіття і порушення мають унімодальний зв'язок [313]. Вище критичного рівня порушення подальше зростання рівня порушення

призводить до зменшення різноманіття угруповань рослин. Таким чином, можна очікувати зниження видового різноманіття у сильно порушених оселищах. Як індикатор порушення можна розглядати вищу частку бур'янів та стійких до порушення видів у більш порушених оселищах [312]. За умов рекреації, головним аспектом стійкості рослин до антропогенного впливу є здатність існувати в умовах значної компактності ґрунту, що індикується підвищеними показниками щільності ґрунту та ґрунтової пенетраційної стійкості. Умови міського середовища є одним з основних середовищних фільтрів, що формують видовий пул міських оселищ [314]. Місто у цілому суттєво трансформує кліматичний режим, створюючи теплові острови [315]. Урбанізація також є фактором збагачення міських ґрунтів азотом та іншими поживними речовинами [316]. Збагачення міських ґрунтів азотом впливає на перебіг мікробіологічних процесів [309]. Такі зміни умов середовища у містах дозволяють прогнозувати збільшення частки тепло- та азотолюбних видів і зменшення частки вологолюбних видів в міських оселищах [312]. Наші результати вказують на те, що фізичні умови ґрунтового покриву також виступають у якості важливого екологічного фільтру, який впливає на структуру рослинного покриву та видовий склад комплексів видів рослин.

Рослинний покрив здатен протидіяти надлишковій компактності ґрунту та втраті агрегатної структури ґрунту через безпосередній технологічний вплив під час реконструкції парку та внаслідок післядії заходів реконструкції як відгук ґрунту на більшу інсоляцію поверхні та його висихання. Кореневі системи рослин здатні повертати агрегатну структуру ґрунту, шпаруватість, а та сприяти зменшенню ґрунтової пенетраційної стійкості. Очевидно, цей процес не є швидкоплинним і активними його провайдерами можуть бути види, які здатні витримувати високу компактність ґрунту. Процес відновлення фізичного стану ґрунту може бути фактором сукцесійної динаміки угруповання в результаті якого гемеробія рослинного угруповання може знижуватися. Але саме такий аспект взаємозв'язку рослинного покриву та ґрунту є гіпотетичним та потребує подальшої експериментальної перевірки, бо

подібні свідчення зібрані переважно для сільськогосподарських рослин. Інформація про внесок диких рослин у розпушення ґрунту має велике значення для розуміння їх ролі у забезпеченні екосистемних сервісів, максимізація яких може бути однією з цільових функцій реконструкції паркових насаджень. Крім того інтерес представляє дослідження питання зв'язку між гемеробією та естетичною привабливістю паркового насадження. Можна припустити, що більш натуральні рослинні угруповання є більш естетично привабливими, тому менеджмент компактності ґрунту може бути одним з інструментів досягнення більшого комфорту відвідувачів у паркових насадженнях.

Висновки по розділу

Реконструкція парку здійснює безпосередній вплив через технологічні дії під час виконання робіт, а також має значний наступний пролонгований ефект. Пролонгований ефект обумовлений збільшенням рекреаційного навантаження через збільшення комфортності парку для відвідувачів, оптимізацію переміщення відвідувачів через покращення паркової інфраструктури. Також пролонгований ефект обумовлений менеджментом деревинних насаджень та зменшенням зімкненості крон. Більша інсоляція та покращена аерація призводять до більшого висихання ґрунту та збільшення ґрунтової пенетраційної стійкості у межах не менше метрової потужності. Збільшення компактності ґрунту є найважливішим драйвером, який викликає перебудови структури рослинного покриву через реконструкцію парку. Вплив реконструкції на рослинний покрив чітко може бути індукований за допомогою показника гемеробії. Вірогідним є зворотній вплив рослин внаслідок чого компактність ґрунту буде поступово зменшуватися.

РОЗДІЛ 6. ФІТОІНДИКАЦІЯ ВПЛИВУ
РЕКОНСТРУКЦІЇ ПАРКУ НА БЕТА-
РІЗНОМАНІТТЯ УГРУПОВАНЬ РОСЛИН
ТРАВ'ЯНИСТОГО ЯРУСУ

6.1. Фітоіндикаційна оцінка екологічних режимів ґрунту

Рослинні угруповання чутливо реагують на розширення міст і тому слугують індикаторами землекористування людини. Великою природоохоронною проблемою зростання міст є те, що вони замінюють місцеві види, які втрачаються, широко розповсюдженими "бур'янистими" немісцевими видами. Міста сприяють біологічним інвазіям, оскільки інвазійні види частіше з'являються в містах, а також тому, що вони більш успішні в порушеному середовищі. Ця заміна являє собою процес біотичної гомогенізації, який загрожує зменшити біологічну унікальність регіональних екосистем [310]. Вплив помірного рівня урбанізації суттєво відрізняється для різних груп. Більшість досліджень рослин вказують на збільшення видового багатства при помірній урбанізації, тоді як лише меншість досліджень безхребетних і дуже незначна меншість досліджень непташиних хребетних свідчать про збільшення видового багатства. Імпорт немісцевих видів, просторова неоднорідність, проміжне порушення і масштаб розглядаються як основні фактори, що впливають на видове багатство у межах міста [317].

Система індикаторних видів Елленберга є загально визнаною і використовується для характеристики кліматичних, світлових та ґрунтових умов у Центральній Європі та за її межами [318]. Завдяки численним підтвердженим кореляціям з інструментальними вимірюваннями параметрів середовища, значення індикаторів Елленберга широко використовуються для різних екологічних аналізів [319]. Індикаторні значення містять екологічну інформацію, отриману зі значень індикаторів, яка не залежить від даних про склад рослинних угруповань та походить від експертних знань про екологічні оптимуми видів. Індикаторні значення можуть використовуватися як

пояснювальні змінні в обмежених ординаціях (RDA або CCA). Екологічні індикатори Елленберга критикувались через те, що їхні відповіді не відрізняються від випадкового розподілу та за їхні низькі результати для антропогенно порушених територій [320].

У дослідженні фактор реконструкції парку та відмінності між полігонами статистично вірогідно впливали на фітоіндикаційні оцінки екологічних режимів ($F = 189.5$, $P < 0.001$ та $F = 34.2$, $P < 0.001$ відповідно). Вказані фактори були здатні пояснити 4.5% варіювання індексу вологості едафотопу ($F = 7.7$, $P < 0.001$). За умов відсутності реконструкції рівень вологості, який був оцінено за допомогою фітоіндикації, був значно вищим (11.41 ± 0.03), ніж за умов реконструкції парку (11.14 ± 0.05) (Рис. 6.1). Мінливість між полігонами не була статистично вірогідною причиною варіювання вологості едафотопу ($F = 0.3$, $P = 0.75$). Реконструкція та відмінності між полігонами були здатні пояснити 57.3% варіювання індексу змінності вологості едафотопу ($F = 188.9$, $P < 0.001$). За умов реконструкції рівень змінності режиму вологості, який був оцінено за допомогою фітоіндикації, був значно вищим (5.61 ± 0.04), ніж у межах території парку без реконструкції (4.33 ± 0.04). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання змінності вологості едафотопу ($F = 14.4$, $P < 0.001$), але внесок цього фактору в мінливість був значно менший ніж внесок фактору реконструкції (5.5% проти 51.8%).

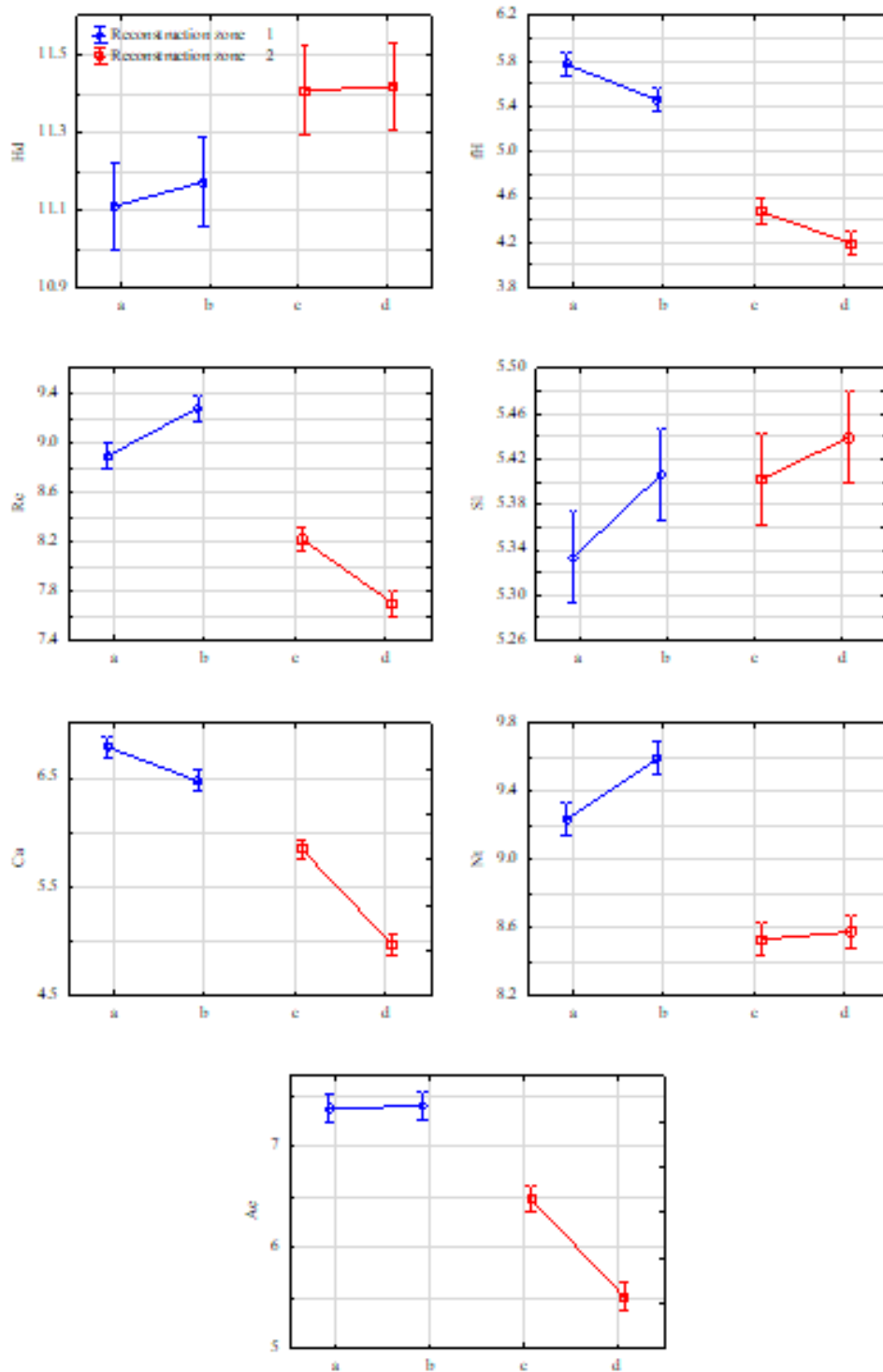


Рис. 6.1. Залежність фітоіндикаційних оцінок ґрунтових режимів від впливу реконструкції парку. Представлене середнє значення $\pm 0,95$ довірчий інтервал ($N = 105$). Ось абсцис – полігони (*a*, *b*, *c*, *d*), ось ординат – фітоіндикаційні оцінки: Nd – водний режим ґрунту; fH – мінливість зволоження, Rc – кислотність ґрунту, Sl – загальний сольовий режим, Ca – вміст карбонатів у ґрунту, Nt – вміст азоту в ґрунті, Ae – аерація ґрунту. Змінна «Реконструкція парку» має два стани: «Зона реконструкції 1» – територія, на якій відбувалися процеси реконструкції (полігони *a* та *b*), та «Зона реконструкції 2» – територія, а якій не відбувалися процеси реконструкції парку (полігони *c* та *d*).

Реконструкція та відмінності між полігонами були здатні пояснити 56.8% варіювання індексу кислотності едафотопу ($F = 184.6, P < 0.001$). За умов реконструкції рівень кислотності едафотопу, який був оцінено за допомогою фітоіндикації, був значно вищим (9.09 ± 0.04), ніж у межах території парку без реконструкції (7.96 ± 0.04). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання кислотності едафотопу ($F = 39.3, P < 0.001$), але внесок цього фактору в мінливість був значно менший ніж внесок фактору реконструкції (15.8% проти 40.9%). Реконструкція та відмінності між полігонами були здатні пояснити 2.7% варіювання індексу засолення едафотопу ($F = 4.8, P = 0.002$). За умов реконструкції рівень засолення едафотопу, який був оцінено за допомогою фітоіндикації, був дещо меншим (5.37 ± 0.02), ніж у межах території парку без реконструкції (5.42 ± 0.02). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання засолення едафотопу ($F = 3.7, P = 0.024$) та внесок цього фактору в мінливість був значно більший ніж внесок фактору реконструкції (0.2% проти 2.5%). Реконструкція та відмінності між полігонами були здатні пояснити 66.8% варіювання індексу вмісту карбонатів ($F = 282.0, P < 0.001$). За умов реконструкції вміст карбонатів, який був оцінено за допомогою фітоіндикації, був більшим (6.63 ± 0.04), ніж у межах території парку без реконструкції (5.41 ± 0.05). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання мінливості вмісту карбонатів ($F = 95.3, P < 0.001$), але внесок цього фактору в мінливість був дещо менший ніж внесок фактору реконструкції (29.9% проти 36.8%). Реконструкція та відмінності між полігонами були здатні пояснити 44.0% варіювання індексу вмісту азоту ($F = 110.5, P < 0.001$). За умов реконструкції вміст азоту, який був оцінено за допомогою фітоіндикації, був більшим (9.42 ± 0.04), ніж у межах території парку без реконструкції (8.55 ± 0.05). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання мінливості вмісту азоту ($F = 13.2, P < 0.001$), але внесок цього фактору в мінливість був значно менший ніж внесок фактору реконструкції (6.5% проти 37.5%). Реконструкція та

відмінності між полігонами були здатні пояснити 54.2% варіювання індексу аерації ($F = 166.4$, $P < 0.001$). За умов реконструкції аерація ґрунту, яку було оцінено за допомогою фітоіндикації, була більшою (7.40 ± 0.05), ніж у межах території парку без реконструкції (6.00 ± 0.06). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання мінливості аерації ($F = 49.1$, $P < 0.001$), але внесок цього фактору в мінливість був дещо менший ніж внесок фактору реконструкції (21.1% проти 33.1%). Реконструкція та відмінності між полігонами були здатні пояснити 54.2% варіювання індексу аерації ($F = 166.4$, $P < 0.001$). За умов реконструкції аерація ґрунту, яку було оцінено за допомогою фітоіндикації, була більшою (7.40 ± 0.05), ніж у межах території парку без реконструкції (6.00 ± 0.06). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання мінливості аерації ($F = 49.1$, $P < 0.001$), але внесок цього фактору в мінливість був дещо менший ніж внесок фактору реконструкції (21.1% проти 33.1%).

6.2. Фітоіндикаційна оцінка кліматичних режимів

Кліматичні шкали також демонстрували реагування екологічних режимів у парку у відповідь на реконструкцію (Рис.6.2). Реконструкція та відмінності між полігонами були здатні пояснити 58.9% варіювання індексу терморезиму ($F = 166.4$, $P < 0.001$). За умов реконструкції терморезим, який було оцінено за допомогою фітоіндикації, був меншим (9.31 ± 0.05), ніж у межах території парку без реконструкції (10.01 ± 0.08). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання мінливості терморезиму ($F = 244.6$, $P < 0.001$) та внесок цього фактору в мінливість був винятковим.

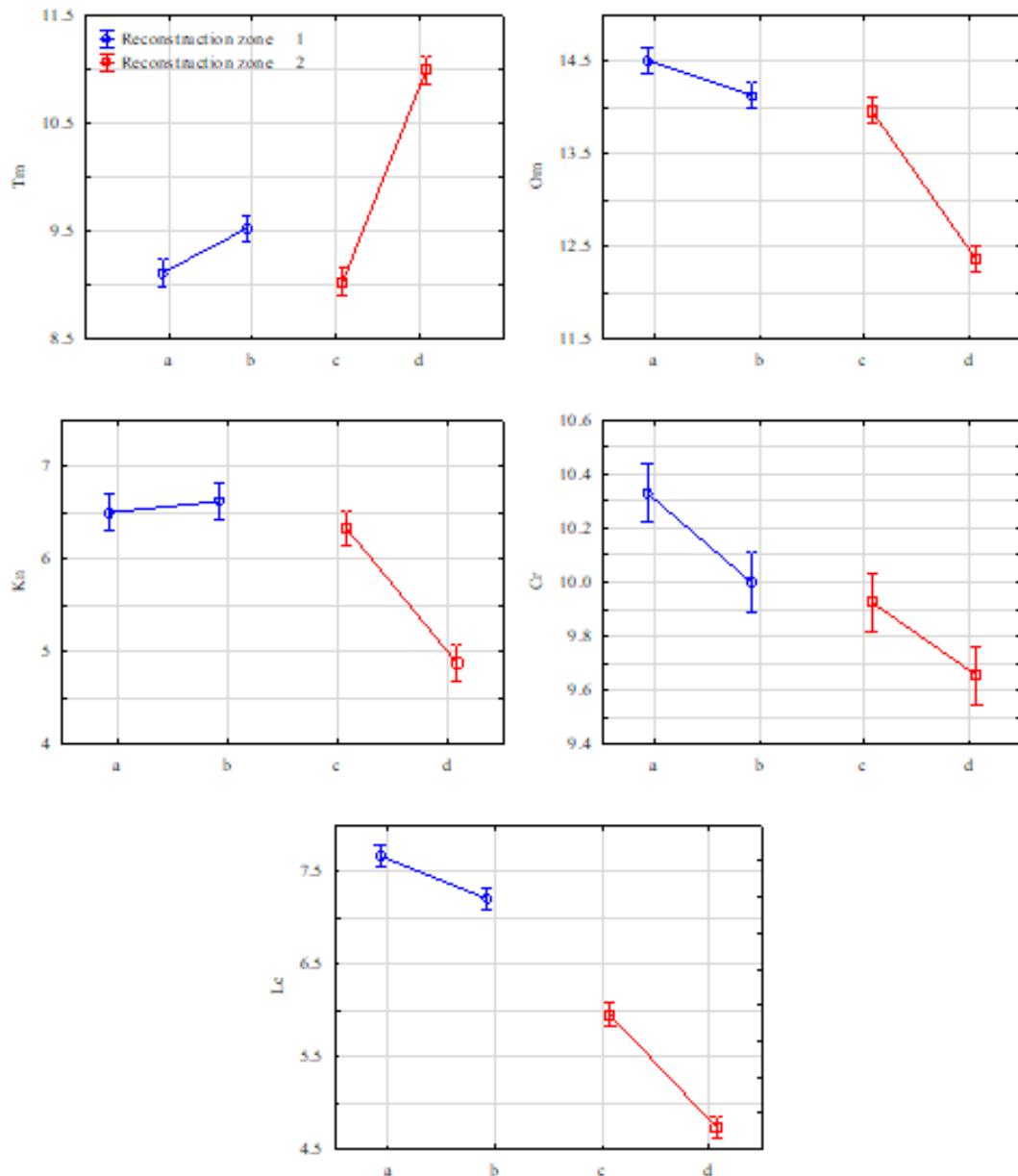


Рис. 6.2. Залежність фітоіндикаційних оцінок кліматичних режимів від впливу реконструкції парку. Представлене середнє значення $\pm 0,95$ довірчий інтервал ($N = 105$). Ось абсцис це полігони (a, b, c, d), на осі ординат представлені фітоіндикаційні оцінки: Tm – термічний клімат, Om - вологість, Kn – континентальність клімату, Cr – кріорежим клімату, Lc – режим освітлення. Змінна «Реконструкція парку» має два стани: «Зона реконструкції 1» – територія, на якій відбувалися процеси реконструкції (полігони a та b), та «Зона реконструкції 2» - територія, а якій не відбувалися процеси реконструкції парку (полігони c та d).

Реконструкція та відмінності між полігонами були здатні пояснити 56.1% варіювання індексу омброклімату ($F = 166.4, P < 0.001$). За умов реконструкції омброклімат, який було оцінено за допомогою фітоіндикації, був більшим (14.32 ± 0.06), ніж у межах території парку без реконструкції (13.16 ± 0.07). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання мінливості омброклімату ($F = 135.0, P < 0.001$) та внесок цього фактору в мінливість був винятковим. Реконструкція та відмінності між полігонами були здатні пояснити 32.9% варіювання індексу континентальності ($F = 69.5, P < 0.001$). За умов реконструкції показник континентальності, який було оцінено за допомогою фітоіндикації, був більшим (6.6 ± 0.07), ніж у межах території парку без реконструкції (5.61 ± 0.07). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання мінливості континентальності ($F = 56.2, P < 0.001$) та внесок цього фактору в мінливість був винятковим. Реконструкція та відмінності між полігонами були здатні пояснити 14.8% варіювання індексу кріоклімата ($F = 25.3, P < 0.001$). За умов реконструкції показник кріоклімата, який було оцінено за допомогою фітоіндикації, був більшим (10.2 ± 0.05), ніж у межах території парку без реконструкції (9.79 ± 0.03). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання мінливості кріоклімата ($F = 15.0, P < 0.001$) та внесок цього фактору в мінливість був більш значним (11.5%), ніж внесок впливу фактора реконструкції (3.3%). Реконструкція та відмінності між полігонами були здатні пояснити 76.1% варіювання індексу освітлення ($F = 76.1, P < 0.001$). За умов реконструкції показник освітлення, який було оцінено за допомогою фітоіндикації, був більшим (7.44 ± 0.04), ніж у межах території парку без реконструкції (5.34 ± 0.07). Мінливість між полігонами була статистично вірогідною причиною варіювання мінливості освітлення ($F = 109.3, P < 0.001$) але внесок цього фактору в мінливість був більш значно меншим (24.7%), ніж внесок впливу фактора реконструкції (51.4%).

6.3. Просторова варіація фітоіндикаційних оцінок

Оцінка просторової мінливості та геостатистики дозволяють встановити причини варіювання ознак, пов'язані з просторовими причинами. Фітоіндикаційна оцінка вмісту продуктивної вологи в ґрунті вказує на його рівень 99–103 мм. Цей рівень зволоження можна визнати як задовільний. Просторове варіювання фітоіндикаційних оцінок вмісту вологи у ґрунті було значно більш просторово структуроване в результаті реконструкції ніж без реконструкції, про що свідчать менші значення індексу SDL для просторових моделей полігонів *a* та *b* які зазнали реконструкції (7.1 та 30.6%) та ніж для полігонів *c* та *d* без реконструкції (38.8 та 64.2%) (Рис. 6.3). Типовий розмір просторових структур фітоіндикаційних оцінок вологості ґрунту в результаті реконструкції зменшувався, про що свідчило зменшення практичного діапазону. Для полігонів *a* та *b* цей показник мав значення 5.3 та 7.4 метрів відповідно, а для полігонів *c* та *d* цей показник мав значення 8.1 та 24.5 метрів відповідно. Параметр Карра вказує на однотипність просторових моделей, які можна застосувати для відображення просторових патернів як за умов реконструкції, так і без неї.

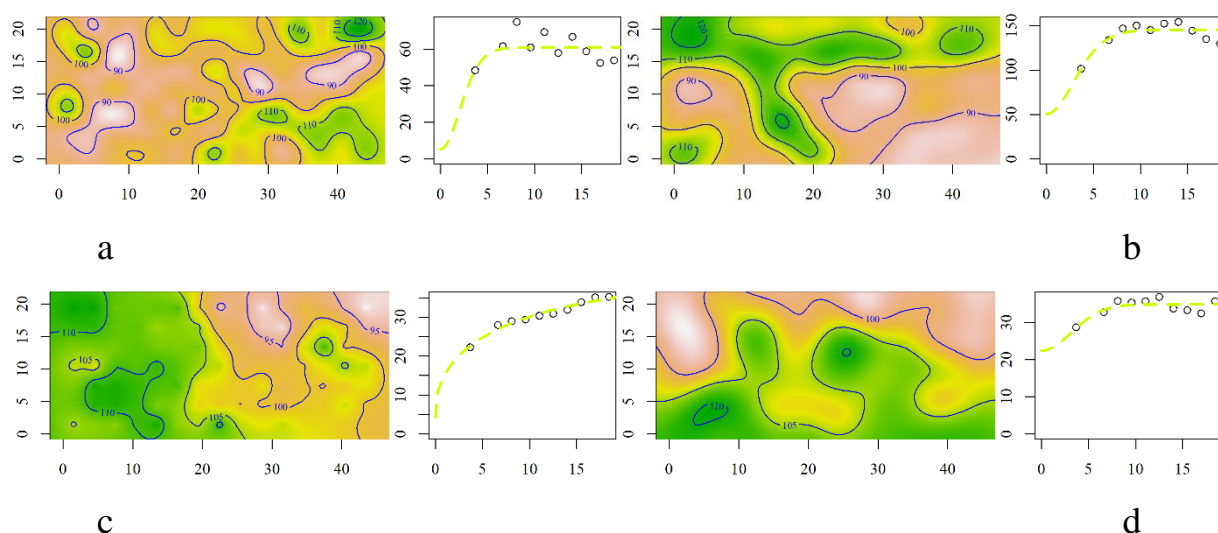


Рис. 6.3. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки режиму зволоження ґрунту та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення вміст продуктивної вологи у метровому шарі, мм. Просторова модель наведена у

локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 99.57 ± 63.7 , $\Phi = 0.48$, практичний розмах = 5.36, Sill = 56.65, Nugget = 4.3, SDL = 7.05, Карра = 10, R^2 of trend = 0.12, NRMSE = 0.14, $ME \cdot 10^{-3} = 83.26$, MSDR = 0.97, R^2 перехресної валідності = 0.11. Polygon b: Mean = 100.28 ± 131.36 , $\Phi = 0.66$, практичний розмах = 7.39, Sill = 100.78, Nugget = 44.39, SDL = 30.58, Карра = 10, R^2 of trend = 0.23, NRMSE = 0.11, $ME \cdot 10^{-3} = -6.8$, MSDR = 0.64, R^2 перехресної валідності = 0.35. Polygon c: Mean = 103.42 ± 61.44 , $\Phi = 8.19$, практичний розмах = 24.52, Sill = 22.57, Nugget = 14.35, SDL = 38.87, Карра = 0.5, R^2 of trend = 0.35, NRMSE = 0.14, $ME \cdot 10^{-3} = -13.27$, MSDR = 0.76, R^2 перехресної валідності = 0.23. Polygon d: Mean = 103.39 ± 76.72 , $\Phi = 0.73$, практичний розмах = 8.14, Sill = 12.48, Nugget = 22.42, SDL = 64.24, Карра = 10, R^2 of trend = 0.14, NRMSE = 0.22, $ME \cdot 10^{-3} = -11.14$, MSDR = 0.86, R^2 перехресної валідності = 0.14.

Фітоіндикаційна оцінка коефіцієнту нерівномірності зволоження ω дає, що за умов реконструкції він дорівнював 0.20–0.21, що вказує на умови, які були сприятливими для гемігідроконтрастофобі. За умов без реконструкції коефіцієнт ω дорівнював 0.14–0.15, що вказує на умови, які були сприятливі для гідроконтрастофобів. Таким чином, внаслідок реконструкції умови контрастності зволоження зростали. Просторові патерни мінливості вологості едафотопу характеризувалися меншим рівнем практичного діапазону за умов реконструкції, ніж без реконструкції (Рис.6.4). Параметр Карра був більшим для умов реконструкції. Так, для полігонів *a* та *b* цей показник мав значення 7.5 та 7.0 відповідно, а для полігонів *c* та *d* цей показник мав значення 1 та 5 відповідно.

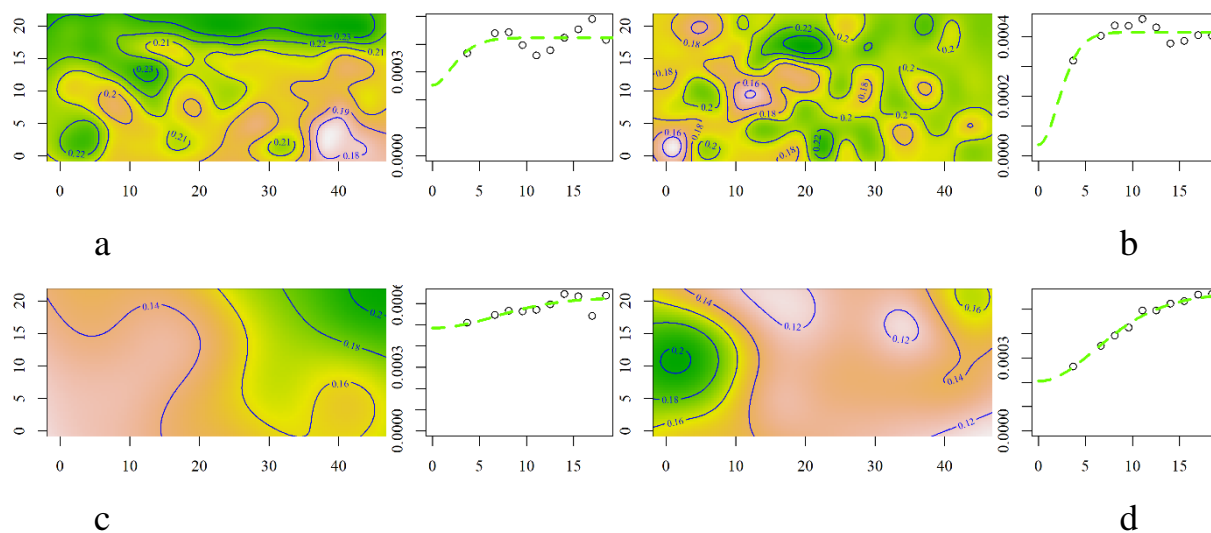


Рис. 6.4. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки змінності режиму зволоження ґрунту та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення фітоіндикаційної оцінки. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 0.21 ± 62.94 , Phi = 0.7, практичний розмах = 6.88, Sill = 0.00016, Nugget = 0.00027, SDL = 62.94, Карра = 7.5, R^2 of trend = 0.18, NRMSE = 0.19, $ME \cdot 10^{-3} = 0.1$, MSDR = 0.81, R^2 перехресної валідності = 0.22; Polygon b: Mean = 0.2 ± 6.24 , Phi = 0.6, практичний розмах = 5.68, Sill = 0.0004, Nugget = 0, SDL = 6.24, Карра = 7, R^2 of trend = 0.14, NRMSE = 0.12, $ME \cdot 10^{-3} = -0.09$, MSDR = 0.83, R^2 перехресної валідності = 0.19; Polygon c: Mean = 0.15 ± 52.58 , Phi = 2.4, практичний розмах = 9.6, Sill = 0.00029, Nugget = 0.00032, SDL = 52.58, Карра = 1, R^2 of trend = 0.29, NRMSE = 0.16, $ME \cdot 10^{-3} = 0.09$, MSDR = 0.9, R^2 перехресної валідності = 0.09; Polygon d: Mean = 0.14 ± 36.54 , Phi = 2.4, практичний розмах = 19.42, Sill = 0.00037, Nugget = 0.00021, SDL = 36.54, Карра = 5, R^2 of trend = 0.19, NRMSE = 0.13, $ME \cdot 10^{-3} = -0.07$, MSDR = 0.47, R^2 перехресної валідності = 0.52.

Фітоіндикаційна оцінка рН за умов реконструкції давала значення 6.82–6.91, а за умов без реконструкції – 6.51–6.82. Просторова структурованість варіювання фітоіндикаційного показника кислотності ґрунту була меншою для умов після реконструкції (для полігонів *a* та *b* показник SDL мав значення

58.3 та 12.9 % відповідно) ніж для умов без реконструкції (для полігонів *c* та *d* показник SDL мав значення 6.5 та 28.7 % відповідно) (Рис. 6.5). Як практичний діапазон так і значення Карра не демонстрували особливостей специфічних для впливу реконструкції на просторові патерни кислотності ґрунту.

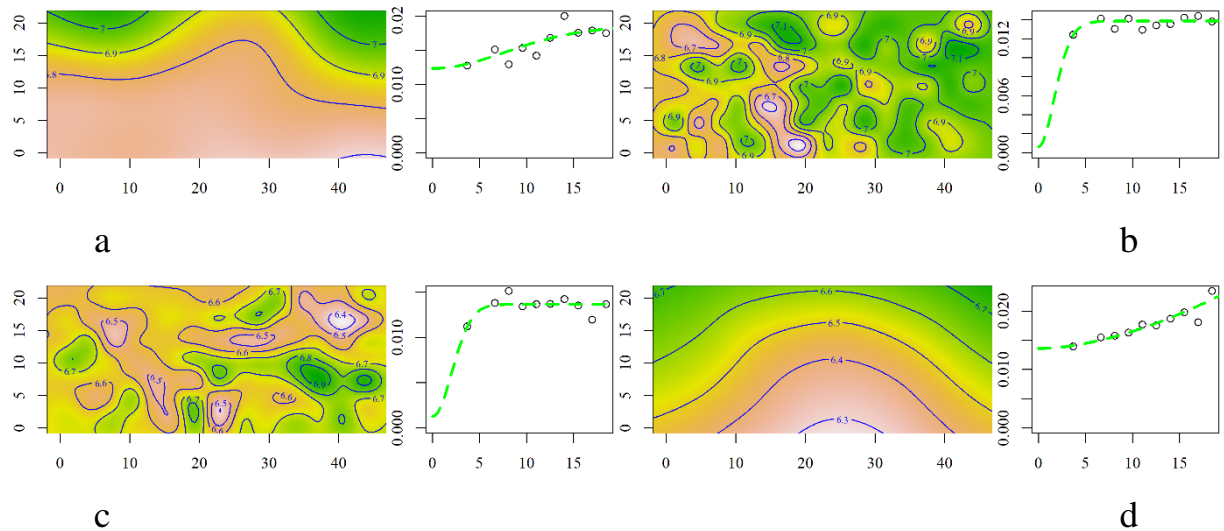


Рис. 6.5. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки режиму кислотності ґрунту та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення рН ґрунту. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 6.82 ± 58.38 , Phi = 4.23, практичний розмах = 20.05, Sill = 0.01, Nugget = 0.01, SDL = 58.37, Карра = 1.5, R^2 of trend = 0.22, NRMSE = 0.2, $ME \cdot 10^{-3} = 0.46$, MSDR = 0.9, R^2 перехресної валідності = 0.09; Polygon b: Mean = 6.91 ± 12.95 , Phi = 0.41, практичний розмах = 4.47, Sill = 0.0121, Nugget = 0.0018, SDL = 12.94, Карра = 9.5, R^2 of trend = 0.26, NRMSE = 0.14, $ME \cdot 10^{-3} = -0.25$, MSDR = 0.96, R^2 перехресної валідності = 0.05; Polygon c: Mean = 6.64 ± 6.46 , Phi = 0.47, практичний розмах = 5.11, Sill = 0.01279, Nugget = 0.00088, SDL = 6.45, Карра = 9.5, R^2 of trend = 0.07, NRMSE = 0.14, $ME \cdot 10^{-3} = 0.39$, MSDR = 0.91, R^2 перехресної валідності = 0.13; Polygon d: Mean = 6.51 ± 28.74 , Phi = 24.88, практичний розмах = 99.5, Sill = 0.03156, Nugget = 0.012, SDL = 28.71, Карра = 1, R^2 of trend = 0.25, NRMSE = 0.18, $ME \cdot 10^{-3} = 0.12$, MSDR = 0.78, R^2 перехресної валідності = 0.21.

Фітоіндикаційна оцінка вказує на те, що у ґрунтовому розчині містилося 18.37–19.27 мкг/л солей. Цей рівень є сприятливим для семіевтрофів. Реконструкція не впливала на загальний рівень вмісту солей, але просторова структурованість мінливості засолення ґрунту зменшувалась під впливом реконструкції, на що вказували більші значення SDL (Рис. 6.6). Практичний діапазон просторових моделей мінливості засолення ґрунту під впливом реконструкції стабілізувався та знаходився в більш вузьких межах (8.6–9.6 метрів) ніж без реконструкції (4.6–17.8 метрів). Параметр Карра вказує на однотипність просторових моделей засолення ґрунту, які можна застосувати для відображення просторових патернів як за умов реконструкції, так і без неї.

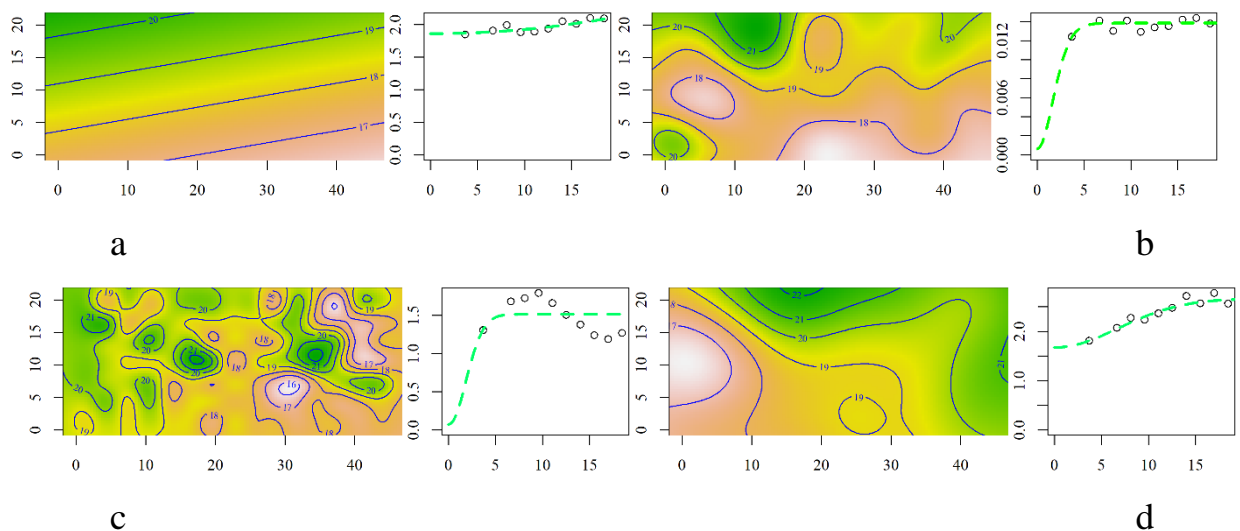


Рис. 6.6. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки режиму засолення ґрунту та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на вміст розчинних солей у ґрунтовому розчині, мкг/л. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 18.37±63.98, Phi = 2.87, практичний розмах = 8.58, Sill = 0.73, Nugget = 1.26, SDL = 63.25, Карра = 0.5, R^2 of trend = 0.29, NRMSE = 0.19, $ME \cdot 10^{-3} = -0.24$, MSDR = 0.99, R^2 перехресної валідності = 0.01; Polygon b: Mean = 18.95±61.3, Phi = 0.86, практичний розмах = 9.65, Sill = 0.83, Nugget = 1.26, SDL = 60.47, Карра = 10, R^2 of trend = 0.16, NRMSE = 0.19, $ME \cdot 10^{-3} = 4.72$, MSDR = 0.86, R^2 перехресної

валідності = 0.13; Polygon c: Mean = 18.92±7.77, Phi = 0.41, практичний розмах = 4.65, Sill = 1.42, Nugget = 0.1, SDL = 6.35, Карра = 10, R^2 of trend = 0.2, NRMSE = 0.11, $ME \cdot 10^{-3} = 0.65$, MSDR = 0.81, R^2 перехресної валідності = 0.18; Polygon d: Mean = 19.27±63.12, Phi = 1.59, практичний розмах = 17.78, Sill = 1.02, Nugget = 1.67, SDL = 62.1, Карра = 10, R^2 of trend = 0.27, NRMSE = 0.14, $ME \cdot 10^{-3} = 4.16$, MSDR = 0.76, R^2 перехресної валідності = 0.23.

Фітоіндикаційна оцінка вмісту карбонатів за умов реконструкції вказує на присутність 1.31–1.58%, що вказує на умови, які були сприятливими для акарбонатофілів. За умов без реконструкції вміст карбонатів становив 0.45–0.88%, що було сприятливим для гемікарбонатофобів. Просторова структурованість мінливості вмісту карбонатів у ґрунті також зменшувалась під впливом реконструкції, на що вказували більші значення SDL (Рис.6.7). Для полігонів *a* та *b* цей показник мав значення 48.4 та 55.8 % відповідно, а для полігонів *c* та *d* цей показник мав значення 27.2 та 6.7 % відповідно. Просторові структури патернів мінливості вмісту кальцію за умов застосування реконструкції зменшувалися, про що свідчить значення практичного діапазону. Значення Карра вказували на різномірні просторові моделі, які є найбільш придатними для описання просторових процесів за умов реконструкції порівняно з умовами без реконструкції.

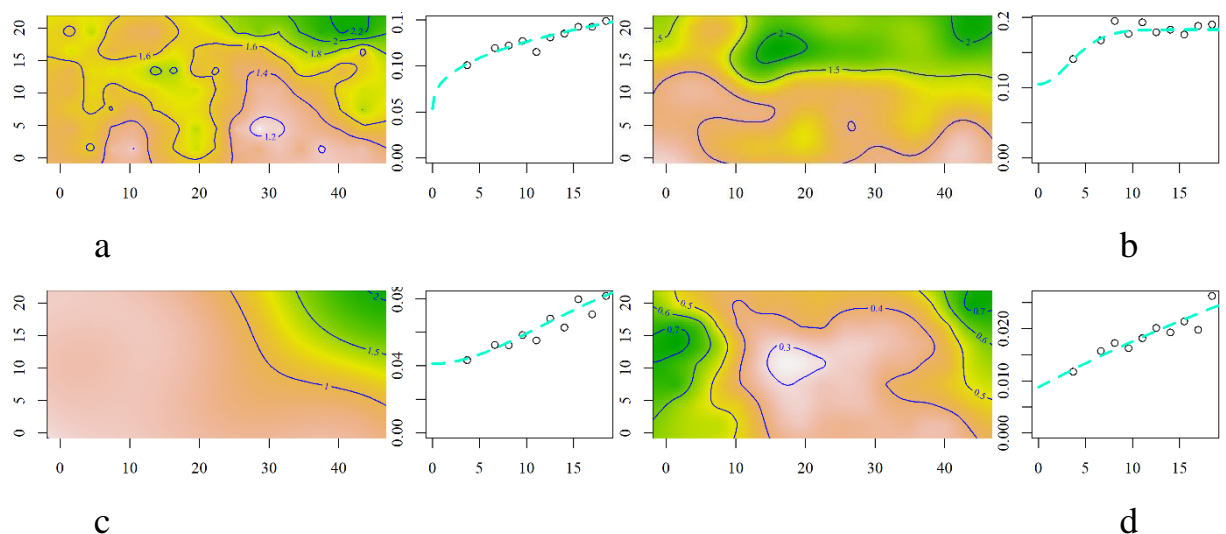


Рис. 6.7. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки вмісту карбонатів в

грунті та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на вміст карбонатів у грунті, CaO та MgO, %. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 1.58±48.51, Phi = 13.78, практичний розмах = 41.28, Sill = 0.09, Nugget = 0.08, SDL = 48.42, Kappa = 0.5, R^2 of trend = 0.1, NRMSE = 0.27, $ME \cdot 10^{-3} = 0.86$, MSDR = 0.91, R^2 перехресної валідності = 0.08; Polygon b: Mean = 1.31±55.83, Phi = 0.78, практичний розмах = 8.48, Sill = 0.08, Nugget = 0.1, SDL = 55.75, Kappa = 9.5, R^2 of trend = 0.28, NRMSE = 0.14, $ME \cdot 10^{-3} = -0.98$, MSDR = 0.75, R^2 перехресної валідності = 0.24; Polygon c: Mean = 0.88±27.27, Phi = 17.45, практичний розмах = 69.76, Sill = 0.1, Nugget = 0.04, SDL = 27.17, Kappa = 1, R^2 of trend = 0.5, NRMSE = 0.09, $ME \cdot 10^{-3} = 0.05$, MSDR = 0.62, R^2 перехресної валідності = 0.38; Polygon d: Mean = 0.45±6.82, Phi = 149.69, практичний розмах = 448.42, Sill = 0.13, Nugget = 0.01, SDL = 6.69, Kappa = 0.5, R^2 of trend = 0.05, NRMSE = 0.18, $ME \cdot 10^{-3} = 0.33$, MSDR = 0.61, R^2 перехресної валідності = 0.39.

Фітоіндикаційна оцінка вказує на те, що для рослинного угруповання після реконструкції оптимальним був рівень вмісту азоту 4.57–4.62 г/кг, що створювало сприятливі умови для еунітрофілів. Без реконструкції оптимальним був вміст у грунті азоту 4.43–4.44 г/кг, що було сприятливим для нітрофілів. Просторова структурованість варіювання вмісту азоту в грунті не залежала від впливу реконструкції (Рис.6.8). Практичний діапазон варіювання вмісту азоту під впливом реконструкції зменшився. Значення Карра вказували на однорідні просторові моделі, які є найбільш придатними для описання просторових процесів за умов реконструкції порівняно з умовами без реконструкції.

Оптимальним для рослинного угруповання після реконструкції був режим аерації 37.25–37.42% від обсягу порового простору. Ці умови є сприятливими для геміаерофобів. Без реконструкції для рослинного угруповання були оптимальними умови режиму аерації 49.42–64.55% від

обсягу порового простору. Ці умови були сприятливими для субаерофілів. Просторова структурованість мінливості фітоіндикаційних оцінок аерації ґрунту не залежала від впливу реконструкції, але була суттєво залежною від особливостей конкретного полігону.

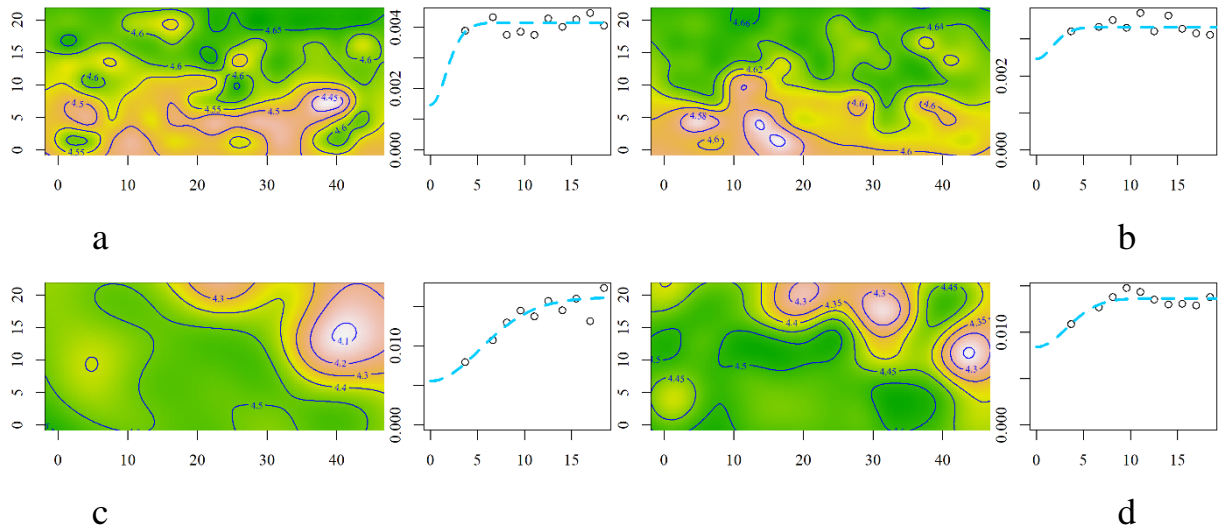


Рис. 6.8. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки вмісту азоту в ґрунті та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на вміст азоту в ґрунті, г/кг. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 4.57 ± 13.33 , Phi = 0.41, практичний розмах = 4.55, Sill = 0.0036, Nugget = 0.001, SDL = 13.33, Кappa = 8, R^2 of trend = 0.27, NRMSE = 0.12, $ME \cdot 10^{-3} = 0.01$, MSDR = 0.92, R^2 перехресної валідності = 0.09; Polygon b: Mean = 4.62 ± 64.57 , Phi = 0.4, практичний розмах = 4.38, Sill = 0, Nugget = 0, SDL = 64.57, Кappa = 9.5, R^2 of trend = 0.1, NRMSE = 0.3, $ME \cdot 10^{-3} = 0.01$, MSDR = 0.98, R^2 перехресної валідності = 0.01; Polygon c: Mean = 4.43 ± 35.90043 , Phi = 1.3, практичний розмах = 14.53, Sill = 0.01043, Nugget = 0.00584, SDL = 35.89, Кappa = 10, R^2 of trend = 0.28, NRMSE = 0.11, $ME \cdot 10^{-3} = -0.09$, MSDR = 0.5, R^2 перехресної валідності = 0.49; Polygon d: Mean = 4.44 ± 53.12 , Phi = 0.69, практичний розмах = 7.57, Sill = 0.00639, Nugget = 0.00724, SDL = 53.12, Кappa = 9.5, R^2 of trend = 0.09, NRMSE = 0.2, $ME \cdot 10^{-3} = -0.39$, MSDR = 0.82, R^2 of перехресної валідності = 0.17.

Під впливом реконструкції просторове варіювання аерації ґрунту набуває особливостей за яких практичний діапазон значною мірою стабілізується, тоді як без реконструкції цей показник є значною мірою мінливим (Рис.6.9). Також значну залежність від особливостей конкретного полігона демонстрували значення Карра. Просторові патерни мінливості аерації ґрунту є досить різними між полігонами, що не дає можливості розкрити вірогідний вплив реконструкції парку на цей показник.

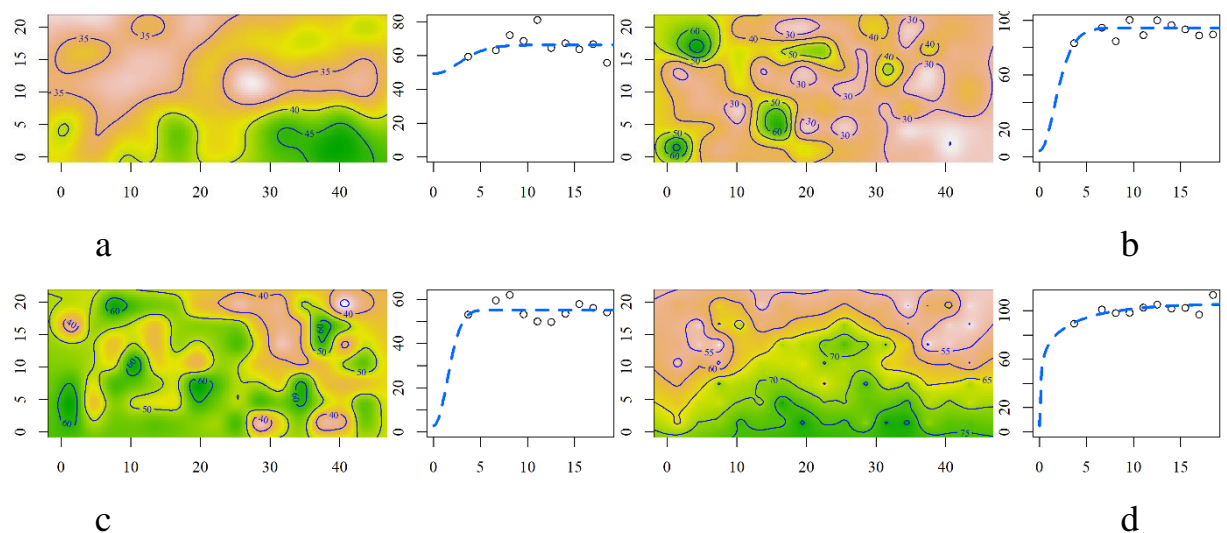


Рис. 6.9. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки режиму аерації ґрунту та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на частку простору шпар ґрунту, який зайнятий повітрям. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 37.42 ± 89.32 , Phi = 0.63, практичний розмах = 6.56, Sill = 21.05, Nugget = 45.3, SDL = 68.27, Карра = 8.5, R^2 of trend = 0.09, NRMSE = 0.27, $ME \cdot 10^{-3} = 11.43$, MSDR = 0.94, R^2 перехресної валідності = 0.06; Polygon b: Mean = 37.25 ± 94.77 , Phi = 0.57, практичний розмах = 4.64, Sill = 88.17, Nugget = 6.23, SDL = 6.6, Карра = 5, R^2 of trend = 0.23, NRMSE = 0.11, $ME \cdot 10^{-3} = 12.95$, MSDR = 0.77, R^2 перехресної валідності = 0.24; Polygon c: Mean = 49.42 ± 58.31 , Phi = 0.32, практичний розмах = 3.59, Sill = 51.58, Nugget = 3.72, SDL = 6.73, Карра = 10, R^2 of trend = 0.15, NRMSE = 0.13, $ME \cdot 10^{-3} = -0.79$, MSDR = 0.91, R^2 перехресної валідності =

0.11; Polygon d: Mean = 64.55 ± 101.81 , Phi = 4.48, практичний розмах = 13.41, Sill = 34.75, Nugget = 70.74, SDL = 67.06, Карра = 0.5, R^2 of trend = 0.23, NRMSE = 0.22, $ME \cdot 10^{-3} = -4.88$, MSDR = 0.89, R^2 перехресної валідності = 0.1.

В парковому садженні сформувалося рослинне угруповання, для якого оптимальним є радіаційний баланс $1.88\text{--}2.29 \text{ гДж} \cdot \text{м}^2 \cdot \text{рік}^{-1}$. Такі умови є сприятливими для субмезотермів неморального/субсередземноморського клімату. Варіювання фітоіндикаційної оцінки термоклімату було або дуже сильно просторово залежне (SDL дорівнює 0.1 або 6.4%) або помірно просторово залежне (SDL дорівнював 41.5 або 63.5%), але такий розбіг рівня просторової залежності не можна було пов'язати з впливом реконструкції парку (Рис. 6.10). Реконструкція призводила до змін просторового варіювання таким чином, що формувалися просторові структури меншої протяжності, про що свідчило менше значення практичного діапазону (4.3–8.4 метрів), тоді як у ділянках парку без реконструкції практичний діапазон був значно більшим (12.1–48.6 метрів). Просторова модель була для описання найкращою термоклімату за умов реконструкції яка мала Карра рівною 9–9.5. Для просторового процесу без реконструкції найкращими були моделі з Карра рівною 0.5–2.

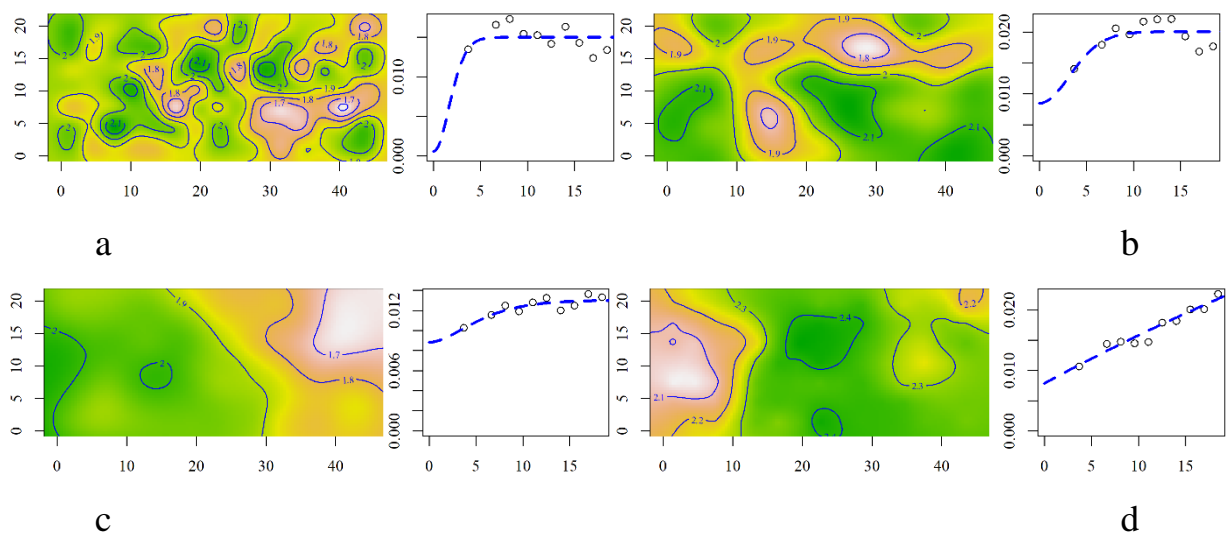


Рис. 6.10. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки термоклімату та

варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення радіаційного балансу, $\text{гДж} \cdot \text{м}^2 \cdot \text{рік}^{-1}$. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 1.91 ± 6.37 , Phi = 0.4, практичний розмах = 4.3, Sill = 0.01, Nugget = 0, SDL = 6.36, Карра = 9, R^2 of trend = 0.07, NRMSE = 0.16, $\text{ME} \cdot 10^{-3} = 0.07$, MSDR = 0.94, R^2 перехресної валідності = 0.06; Polygon b: Mean = 2 ± 41.49 , Phi = 0.77, практичний розмах = 8.39, Sill = 0.01, Nugget = 0.01, SDL = 41.48, Карра = 9.5, R^2 of trend = 0.09, NRMSE = 0.18, $\text{ME} \cdot 10^{-3} = 0.67$, MSDR = 0.67, R^2 перехресної валідності = 0.32; Polygon c: Mean = 1.88 ± 63.53 , Phi = 2.25, практичний розмах = 12.06, Sill = 0.00474, Nugget = 0.00825, SDL = 63.53, Карра = 2, R^2 of trend = 0.35, NRMSE = 0.17, $\text{ME} \cdot 10^{-3} = -0.29$, MSDR = 0.91, R^2 перехресної валідності = 0.09; Polygon d: Mean = 2.29 ± 115.76 , Phi = 16.47, практичний розмах = 48.62, Sill = 115.75, Nugget = 0.01, SDL = 0.01, Карра = 0.5, R^2 of trend = 0.14, NRMSE = 0.2, $\text{ME} \cdot 10^{-3} = -0.21$, MSDR = 0.7, R^2 перехресної валідності = 0.29.

За умов реконструкції сформоване рослинне угруповання для якого оптимальною була різниця між кількістю опадів у середньому за рік у перерахунку на добу до випаровування з відкритої водної поверхні за той самий період 0.62–0.87 мм. Це умови були сприятливими для мезоомброфітів. Для умов без реконструкції це показник становив –0.31–0.55 мм, що вказує на умови, які були сприятливими для субомброфітів. Просторове варіювання фітоіндикаційної оцінки омброклімату було помірно просторово залежним, про що свідчить SDL у діапазоні 51.9–67.5% (Рис.6.11). Також практичний діапазон не розрізнявся між полігонами залежно від впливу реконструкції. Просторові моделі за умов реконструкції найкращим чином могли бути описані варіограммою з Карра яка дорівнювала 1.5, тоді як за умов без реконструкції Карра становила 0.5 та 3.0.

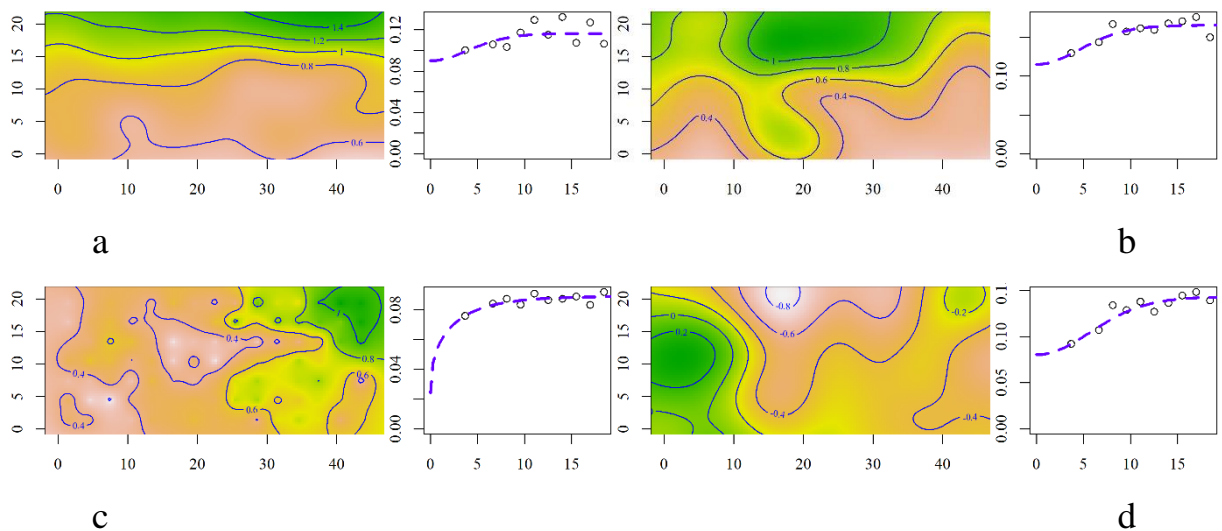


Рис. 6.11. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки омброклімату та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на різниця між кількістю опадів за у середньому за рік у перерахунку на добу до випаровування з відкритої водної поверхні за той самий період, мм. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 0.87 ± 67.57 , Phi = 2.08, практичний розмах = 9.87, Sill = 0.04, Nugget = 0.08, SDL = 67.53, Кappa = 1.5, R^2 of trend = 0.27, NRMSE = 0.21, $ME \cdot 10^{-3} = 1.67$, MSDR = 0.9, R^2 перехресної валідності = 0.09; Polygon b: Mean = 0.62 ± 60.65 , Phi = 2.6, практичний розмах = 12.32, Sill = 0.07, Nugget = 0.1, SDL = 60.58, Кappa = 1.5, R^2 of trend = 0.19, NRMSE = 0.19, $ME \cdot 10^{-3} = -1.57$, MSDR = 0.82, R^2 перехресної валідності = 0.17; Polygon c: Mean = 0.55 ± 57.41 , Phi = 3.41, практичний розмах = 10.21, Sill = 0.04, Nugget = 0.05, SDL = 57.37, Кappa = 0.5, R^2 of trend = 0.18, NRMSE = 0.22, $ME \cdot 10^{-3} = 0.14$, MSDR = 0.93, R^2 перехресної валідності = 0.06; Polygon d: Mean = -0.31 ± 51.92 , Phi = 2.46, практичний розмах = 15.76, Sill = 0.07, Nugget = 0.07, SDL = 51.85, Кappa = 3, R^2 of trend = 0.12, NRMSE = 0.17, $ME \cdot 10^{-3} = 0.68$, MSDR = 0.74, R^2 перехресної валідності = 0.26.

Фітоіндикаційна оцінка режиму континентальності за умов реконструкції становила 106.08–106.72, а за умов без реконструкції цей показник був 90.06–104.25. Ці результати вказують на умови, які були типовими для

геміокеанічного клімату. Варіювання фітоіндикаційної оцінки континентальності було сильно або помірно просторово залежним, але просторова залежність не зазнавала впливу фактору реконструкції парку (Рис.6.12). Практичний діапазон просторового процесу за умов реконструкції мав дещо менший просторовий діапазон. Відмінності параметру Карра не можна пов'язати з впливом фактору реконструкції.

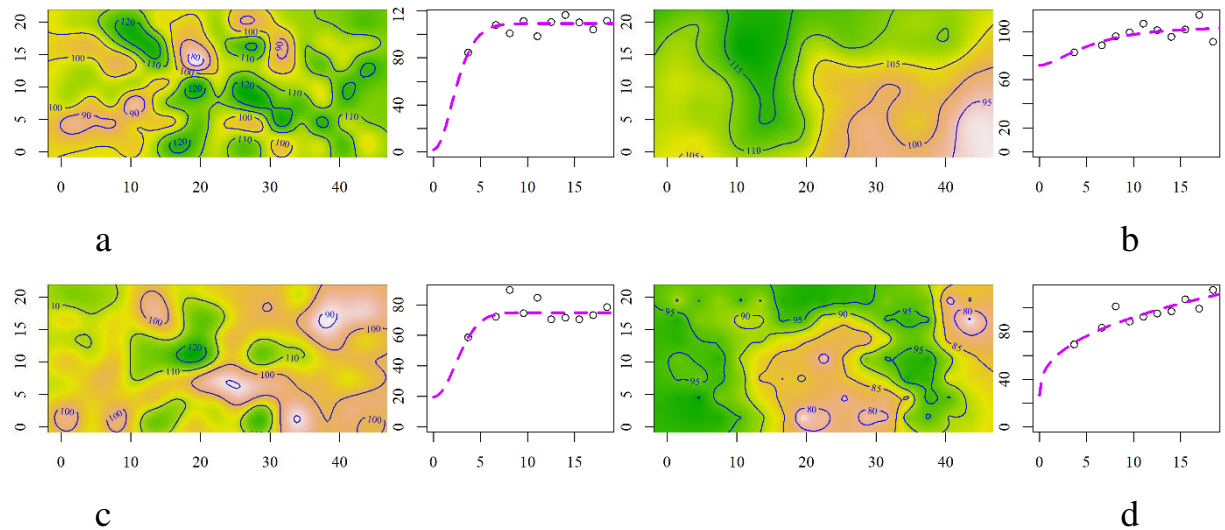


Рис. 6.12. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки континентальності та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення фітоіндикаційної оцінки. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 106.08 ± 108.66 , Phi = 0.62, практичний розмах = 5.68, Sill = 102.74, Nugget = 6.46, SDL = 5.92, Карра = 6.5, R^2 of trend = 0.11, NRMSE = 0.15, $ME \cdot 10^{-3} = 9.55$, MSDR = 1.07, R^2 перехресної валідності = 0.08; Polygon b: Mean = 106.72 ± 100.86 , Phi = 3.12, практичний розмах = 12.49, Sill = 39.35, Nugget = 62.89, SDL = 61.51, Карра = 1, R^2 of trend = 0.17, NRMSE = 0.2, $ME \cdot 10^{-3} = -37.26$, MSDR = 0.86, R^2 перехресної валідності = 0.13; Polygon c: Mean = 104.25 ± 76.37 , Phi = 0.49, практичний розмах = 5.49, Sill = 70.27, Nugget = 4.56, SDL = 6.1, Карра = 10, R^2 of trend = 0.1, NRMSE = 0.14, $ME \cdot 10^{-3} = -17.54$, MSDR = 0.89, R^2 перехресної валідності = 0.15; Polygon d: Mean = 90.06 ± 126.75 , Phi = 19.12, практичний розмах = 57.28, Sill = 87.75, Nugget =

56.11, $SDL = 39$, $Kappa = 0.5$, R^2 of trend = 0.05, $NRMSE = 0.29$, $ME \cdot 10^{-3} = 3.91$, $MSDR = 0.8$, R^2 перехресної валідності = 0.19.

Фітоіндикаційна оцінка середньої температури найбільш холодного місяцю року вказує на $0.18\text{--}1.64^\circ\text{C}$ для умов після реконструкції та $-1.12\text{--}0.16^\circ\text{C}$ для умов до реконструкції. Варіювання фітоіндикаційної оцінки кріоклімату було помірно просторово залежним, про що свідчить значення SDL у діапазоні $63.5\text{--}68.9\%$ (Рис.6.13). Просторова залежність кріоклімату не зазнавала впливу реконструкції. Також мінливість просторового діапазону неможливо пояснити впливом реконструкції. Значення $Kappa$ вказують на однотипність просторових моделей, якими можна пояснити просторове варіювання кріоклімату.

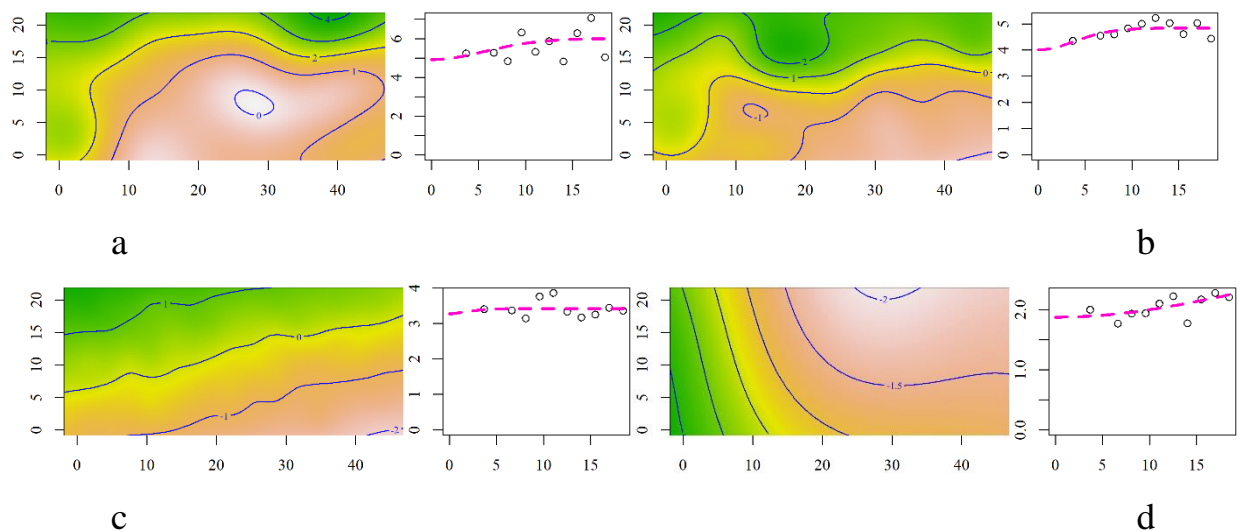


Рис. 6.13. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки кріоклімату та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення фітоіндикаційної оцінки. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 1.64 ± 70.8 , $\Phi = 5.5$, практичний розмах = 16.48, Sill = 1.89, Nugget = 4.18, $SDL = 68.91$, $Kappa = 0.5$, R^2 of trend = 0.06, $NRMSE = 0.31$, $ME \cdot 10^{-3} = 12.66$, $MSDR = 0.9$, R^2 перехресної валідності = 0.09; Polygon b: Mean = 0.18 ± 66.22 , $\Phi = 1.98$, практичний розмах = 7.91, Sill = 1.71, Nugget = 3.12, $SDL = 64.51$, $Kappa = 1$, R^2 of trend = 0.18, $NRMSE = 0.22$, $ME \cdot 10^{-3} =$

3.85, MSDR = 0.94, R^2 перехресної валідності = 0.05; Polygon c: Mean = -0.16 ± 68.15 , Phi = 0.99, практичний розмах = 2.97, Sill = 1.13, Nugget = 2.29, SDL = 67.02, Карра = 0.5, R^2 of trend = 0.15, NRMSE = 0.27, $ME \cdot 10^{-3} = 0.06$, MSDR = 1.01, R^2 перехресної валідності = 0.07; Polygon d: Mean = -1.12 ± 64.26 , Phi = 5.18, практичний розмах = 15.51, Sill = 0.8, Nugget = 1.38, SDL = 63.46, Карра = 0.5, R^2 of trend = 0.12, NRMSE = 0.26, $ME \cdot 10^{-3} = 2$, MSDR = 1, R^2 перехресної валідності = 0.01.

Режим освітлення за умов реконструкції характеризувався балом 7.23–7.67, що відповідало режиму напіввідкритих просторів. За умов без реконструкції світловий режим характеризувався балом 4.77–5.97, що відповідало режиму світлих лісів. Просторова залежність освітлення за умов реконструкції була помірною (значення SDL були у діапазоні 51.8–54.8%), а за умов відсутності реконструкції просторова залежність була помірною або сильно просторово залежною (значення SDL були у діапазоні 13.3–36.1%) (Рис. 6.14). Практичний діапазон за умов реконструкції був значно меншим (6.4–8.8 метрів), ніж за умов відсутності реконструкції (36.2–155.3 метрів). За умов реконструкції найкращою моделлю була така, яка має Карра яка дорівнювала 10. Для умов без реконструкції найкращою була модель з Карра яка дорівнювала 0.5.

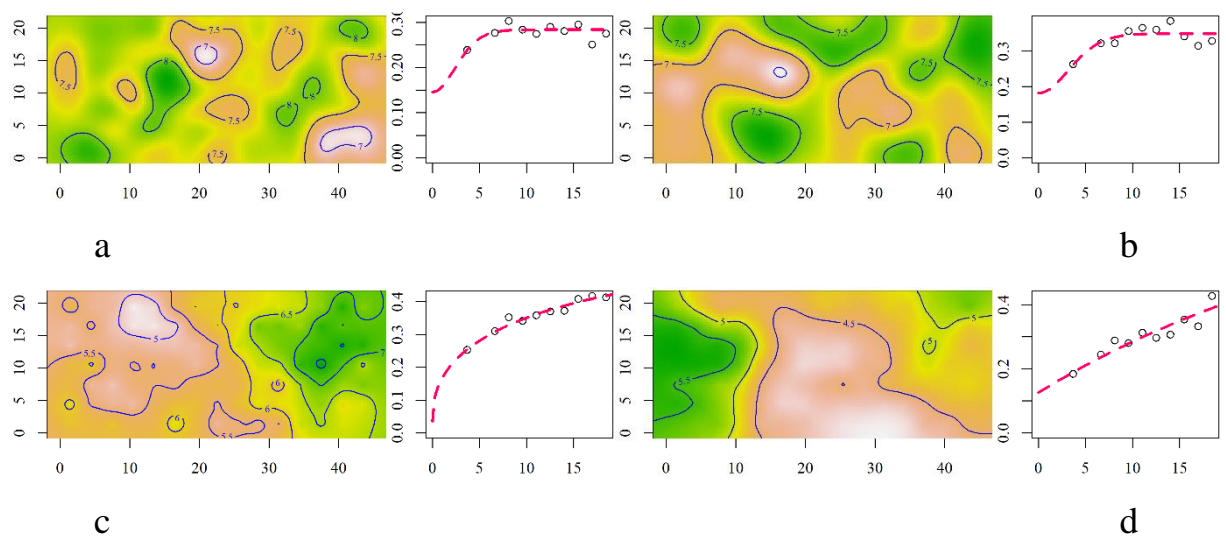


Рис. 6.14. Просторова варіація фітоіндикаційної оцінки режиму освітлення та

варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення фітоіндикаційної оцінки. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 7.67 ± 51.94 , Phi = 0.57, практичний розмах = 6.37, Sill = 0.14, Nugget = 0.15, SDL = 51.8, Kappa = 10, R^2 of trend = 0.04, NRMSE = 0.25, $ME \cdot 10^{-3} = -0.08$, MSDR = 0.91, R^2 перехресної валідності = 0.09; Polygon b: Mean = 7.23 ± 54.91 , Phi = 0.78, практичний розмах = 8.74, Sill = 0.16, Nugget = 0.19, SDL = 54.75, Kappa = 10, R^2 of trend = 0.02, NRMSE = 0.27, $ME \cdot 10^{-3} = 1.3$, MSDR = 0.85, R^2 перехресної валідності = 0.14; Polygon c: Mean = 5.97 ± 36.45 , Phi = 12.1, практичний розмах = 36.24, Sill = 0.31, Nugget = 0.18, SDL = 36.14, Kappa = 0.5, R^2 of trend = 0.43, NRMSE = 0.14, $ME \cdot 10^{-3} = 0.05$, MSDR = 0.7, R^2 перехресної валідності = 0.29; Polygon d: Mean = 4.77 ± 14.13 , Phi = 51.84, практичний розмах = 155.31, Sill = 0.86, Nugget = 0.13, SDL = 13.27, Kappa = 0.5, R^2 of trend = 0.13, NRMSE = 0.17, $ME \cdot 10^{-3} = 0.47$, MSDR = 0.58, R^2 перехресної валідності = 0.42.

Для усіх просторових процесів спостерігалась статистично вірогідна тенденція зменшення практичного діапазону варіограми під впливом реконструкції ($F = 4.42$, $P = 0.04$). За умов реконструкції практичний діапазон звичайно становив 9.6 ± 1.6 метрів, а без реконструкції цей показник був 46.1 ± 18.9 метрів. Вплив реконструкції на практичний діапазон не залежав від фітоіндикаційної шкали ($F = 1.25$, $P = 0.31$). Практичний діапазон не розрізнявся між фітоіндикаційними шкалами ($F = 1.62$, $P = 0.16$) за винятком шкали вмісту карбонатів, для яких радіус був більшим за інші (Planned comparison $F = 15.8$, $P < 0.001$). Просторова залежність, яка була відображена за допомогою SDL, демонструвала тренд до зменшення під впливом реконструкції, хоч цей вплив і не був статистично вірогідним у традиційному розумінні ($F = 1.69$, $P = 0.08$). За умов реконструкції SDL становив $43.4 \pm 5.0\%$, а за умов без реконструкції цей показник становив $37.1 \pm 5.0\%$. Відмінності між фітоіндикаційними шкалами за рівнем просторової залежності не були

статистично вірогідними ($F = 0.92$, $P = 0.54$). Під впливом реконструкції відбувалась тенденція збільшення Карра для найкращої просторової моделі ($F = 3.95$, $P = 0.05$). Вплив реконструкції на параметр Карра не залежав від фітоіндикаційної шкали ($F = 1.26$, $P = 0.30$). Вплив реконструкції на лінійний тренд мінливості фітоіндикаційних шкал не був статистично вірогідним ($F = 0.64$, $P = 0.85$). Також кількісні характеристики якості просторових моделей не залежали від впливу реконструкції та фітоіндикаційної шкали.

6.4. Аналіз головних компонент варіювання фітоіндикаційних оцінок екологічних режимів

У результаті аналізу головних компонент варіювання фітоіндикаційних оцінок екологічних факторів було виділено три головні компоненти власні числа яких перевищували одиницю (Табл. 6.1).

Таблиця 6.1. Аналіз головних компонент варіювання фітоіндикаційних оцінок екологічних факторів (наведені кореляційні коефіцієнти вірогідні для $P < 0.005$)

Змінна	PC1, $\lambda = 5.7, 47.8\%$	PC2, $\lambda = 1.5, 12.8\%$	PC3, $\lambda = 1.3, 10.6\%$
Hd	-0.24	0.83	0.16
fH	0.86	-0.12	-0.28
Rc	0.77	-0.31	0.31
Sl	-0.20	–	0.87
Ca	0.92	–	–
Nt	0.52	-0.22	–
Ae	0.77	-0.41	0.19
Tm	-0.72	-0.41	–
Om	0.83	0.30	-0.12
Kn	0.56	0.32	0.50
Cr	0.49	0.39	-0.15
Lc	0.91	–	–

Ці три головні компоненти разом були здатні пояснити 71.2% варіювання фітоіндикаційних оцінок. Головна компонента 1 була здатна пояснити 47.8% варіювання фітоіндикаційних оцінок та вказувала на варіювання режиму освітлення у межах досліджених полігонів. Ця компонента вказувала, що зі збільшенням освітлення зростає показник мінливості зволоження, кислотності, вмісту карбонатів, вмісту азоту, аерація ґрунту, показник омброклімату, континентальності, та кріоклімату. При збільшенні освітлення зменшувалась вологість та мінералізація ґрунту, а також оцінка термоклімату. Фактор реконструкції парку був здатний статистично вірогідно пояснити 54.2% варіювання головної компоненти 1 ($F = 497.9, P < 0.001$). Головна компонента 2 була здатна пояснити 12.8% варіювання фітоіндикаційних оцінок та вказувала на варіювання режиму зволоження ґрунту в межах досліджених полігонів. Ця компонента вказувала, що зі збільшенням зволоження ґрунту зростає показник омброклімату, континентальності, та кріоклімату. При збільшенні зволоження ґрунту зменшувалась змінність зволоження та кислотність ґрунту, а також вміст азоту, аерація та термоклімат. Мінливість освітлення не залежала від цієї головної компоненти. Фактор реконструкції парку не впливав на варіювання головної компоненти 2. Відмінності між полігонами були здатні пояснити 33.0% варіювання цієї головної компоненти ($F = 96.1, P < 0.001$). Головна компонента 3 була здатна пояснити 10.6% варіювання фітоіндикаційних оцінок та вказувала на варіювання мінералізацію ґрунту в межах досліджених полігонів. Ця компонента вказувала, що зі збільшенням мінералізації ґрунту зростає показник зволоження, кислотності, аерації ґрунту та континентальності. При збільшенні мінералізації ґрунту зменшувалась змінність зволоження та омброклімат. Мінливість освітлення, вміст карбонатів та азоту в ґрунті, а також термоклімат не залежали від цієї головної компоненти. Фактор реконструкції парку не був здатний статистично вірогідно пояснити варіювання головної компоненти 3 ($F = 0.69, P = 0.40$).

6.5. Мультиноміальне моделювання динаміки бета-різноманіття угруповань рослин

MDM аналіз свідчить про те, що γ -різноманіття угруповання становило 16.6, а α -різноманіття становило 4.8 (Табл. 6.2).

Таблиця 6.2 Аналіз відхилення, ентропії та різноманітності для даних рослинних угруповань. PC1, PC2 та PC3 – головні компоненти, отримані після аналізу головних компонент фітоїдикакаційної оцінки варіації екологічних факторів

Модель	Degrees of freedom	Difference degrees of freedom	Різниця	Різниця відхилень	Ентропія	Різниця ентропії	P-рівень	Різномаїтність	Diversity ratio
Постійна (γ -різноманітність)	17598	–	2361.4	–	2.81	–	–	16.6	–
PC1	17556	42	2082.3	279.1	2.48	0.33	<0.001	11.9	1.39
PC1 + PC2	17514	42	2013.2	69.1	2.40	0.08	0.01	11.0	1.09
PC1 + PC2 + PC3	17472	42	1982.6	30.7	2.36	0.04	0.01	10.6	1.04
PC1 + PC2 + PC3+Reconstruction	17430	42	1856.0	126.6	2.21	0.15	0.01	9.1	1.16
PC1 + PC2 + PC3+Reconstruction+ Polygon	17346	84	1741.4	114.6	2.07	0.14	0.01	7.9	1.15
PC1 + PC2 + PC3+Reconstruction+ Polygon + Site (α -diversity)	0	17346	1322.9	418.4	1.57	0.50	–	4.8	1.65

Відповідно, γ -ентропія становила 2.81, а α -ентропія становила 1.57. Різниця між γ - та α -ентропія дорівнювала β -ентропії, яка становила 1.24. Оберт видів, який охарактеризований β -ентропією, індукований екологічними факторами, внесок який у оберт видів MDM аналіз дозволяє встановити. Вплив головних компонент PC1, PC2, PC3 та фактору реконструкції, а також особливостей полігонів, були статистично вірогідними. Найбільший внесок у формування оберту видів робила PC1, яка ініціювала 0.33 диференціації ентропії, або 26.6% від тотальної β -ентропії. Внесок реконструкції в оберт видів становив 0.15 диференціації ентропії, або 12.1% від тотальної β -ентропії. Особливості полігонів відповідали за 0.14 диференціації ентропії, або 11.3% від тотальної β -ентропії. Внесок PC2 та PC3 становив 0.08 та 0.04 диференціації ентропії, або 6.5 та 3.2 % від тотальної β -ентропії відповідно.

Невраховані фактори забезпечували 0.50 диференціації ентропії, або 40.3% від тотальної β -ентропії.

Ентропію можна адитивно розподілити між окремими видами (Табл. 6.3), або за сайтами та таким чином, відтворити просторові патерни мінливості β -ентропії індуковані різними факторами (Рис. 6.15–6.19). Види *Asperugo procumbens* L., *Galium aparine* L., *Impatiens parviflora* DC. Мали значну залежність від PC1. Види *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm., *Chelidonium majus* L., *Galium aparine* L. та *Stellaria media* (L.) Vill мали значну залежність від PC2. Види *Geum urbanum* L. та *Stellaria media* (L.) Vill мали значну залежність від PC3. До впливу реконструкції були чутливі такі види, як *Chelidonium majus* L., *Galium aparine* L. та *Stellaria media* (L.) Vill. Специфіку окремих полігонів підкреслюють такі види, як *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm., *Chelidonium majus* L., *Dactylis glomerata* L., *Fraxinus excelsior* L., *Impatiens parviflora* DC., *Robinia pseudoacacia* L., *Stellaria media* (L.) Vill. До впливу інших факторів, які не обліковані у даному дослідженні, або мають нейтральну природу, чутливими були *Acer platanoides* L., *Aesculus hippocastanum* L., *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm., *Chelidonium majus* L., *Galium aparine* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Stellaria media* (L.) Vill.

Таблиця 6.3. Внесок кожного виду рослин в ентропію угруповання за Шенноном та у ентропії угруповання фракціоновані відповідно до впливу головних компонент варіювання фітоіндикаційних оцінок екологічних факторів. Напівжирним шрифтом позначені значення ентропії, які найбільше знижуються під впливом відповідного предиктору

Види	Постійна (γ -різноманітність)	PC1	PC2	PC3	Reconstruction	Polygon	Sites (α -diversity)
<i>Acer negundo</i> L.	0.043	0.035	0.034	0.034	0.033	0.030	0.028
<i>Acer platanoides</i> L.	0.239	0.213	0.212	0.211	0.213	0.197	0.153
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	0.087	0.081	0.079	0.078	0.079	0.078	0.048
<i>Alliaria petiolata</i> (M.Bieb.) Cavara et Grande	0.062	0.061	0.059	0.057	0.058	0.056	0.043
<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	0.210	0.203	0.196	0.195	0.118	0.097	0.072
<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh.	0.069	0.060	0.058	0.057	0.057	0.053	0.042
<i>Asperugo procumbens</i> L.	0.125	0.089	0.088	0.085	0.084	0.084	0.068

<i>Ballota nigra</i> L.	0.015	0.015	0.015	0.013	0.013	0.012	0.009
<i>Bromus tectorum</i> L.	0.015	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.009
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	0.010	0.009	0.009	0.009	0.009	0.008	0.007
<i>Carex spicata</i> Huds.	0.027	0.026	0.026	0.026	0.026	0.026	0.019
<i>Chaerophyllum temulum</i> L.	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.006
<i>Chelidonium majus</i> L.	0.178	0.161	0.141	0.141	0.135	0.127	0.100
<i>Chenopodium album</i> L.	0.005	0.005	0.004	0.004	0.004	0.004	0.003
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	0.006	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.004
<i>Corydalis solida</i> (L.) Clairv.	0.011	0.010	0.010	0.010	0.010	0.009	0.006
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0.050	0.044	0.041	0.040	0.038	0.032	0.024
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	0.059	0.055	0.054	0.054	0.054	0.043	0.029
<i>Fumaria schleicheri</i> Soy.-Will.	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
<i>Galium aparine</i> L.	0.307	0.245	0.236	0.235	0.203	0.203	0.168
<i>Geum urbanum</i> L.	0.152	0.147	0.145	0.136	0.135	0.131	0.106
<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	0.034	0.033	0.032	0.032	0.030	0.030	0.014
<i>Hordeum murinum subsp. leporinum</i> (Link) Arcang.	0.004	0.004	0.004	0.003	0.003	0.003	0.002
<i>Humulus lupulus</i> L.	0.010	0.010	0.009	0.009	0.009	0.009	0.007
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	0.240	0.147	0.147	0.147	0.144	0.135	0.109
<i>Jacobaea vulgaris</i> Gaertn.	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001
<i>Lactuca tatarica</i> (L.) C.A.Mey	0.010	0.010	0.010	0.010	0.009	0.008	0.007
<i>Lapsana communis</i> L.	0.014	0.012	0.012	0.011	0.011	0.010	0.007
<i>Myosotis laxa subsp. caespitosa</i> (Schultz) Hyl. ex Nordh.	0.031	0.030	0.029	0.029	0.027	0.027	0.022
<i>Oxalis dillenii</i> Jacq.	0.005	0.004	0.004	0.004	0.004	0.003	0.002
<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001
<i>Poa angustifolia</i> L.	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.004
<i>Poa annua</i> L.	0.003	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001
<i>Poa nemoralis</i> L.	0.031	0.031	0.030	0.029	0.026	0.026	0.020
<i>Quercus robur</i> L.	0.047	0.044	0.043	0.040	0.036	0.031	0.012
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	0.151	0.145	0.146	0.145	0.144	0.138	0.089
<i>Solidago canadensis</i> L.	0.024	0.022	0.022	0.021	0.020	0.017	0.014
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill	0.231	0.221	0.196	0.191	0.183	0.161	0.126
<i>Taraxacum campylodes</i> G.E.Haglund	0.080	0.073	0.073	0.073	0.072	0.072	0.063
<i>Tilia platyphyllos subsp. cordifolia</i> (Besser) C.K.Schneid.	0.046	0.042	0.042	0.042	0.042	0.039	0.015
<i>Urtica dioica</i> L.	0.022	0.021	0.021	0.021	0.018	0.017	0.015
<i>Veronica arguteserrata</i> Regel & Schmalh	0.043	0.035	0.035	0.034	0.034	0.030	0.026
<i>Viola odorata</i> L.	0.096	0.093	0.093	0.091	0.089	0.087	0.075
Total diversity	2.811	2.479	2.397	2.360	2.210	2.073	1.575

Фактори індукують зміни β -ентропії, які формують різні просторові патерни залежно від реконструкції парку. Індуковані PC1 зміни β -ентропії були менш просторово залежні в полігонах після реконструкції (SDL = 49.6–51.1%) ніж у полігонах без реконструкції (SDL = 4.6–49.6%) (Рис. 6.15). Практичний діапазон значно варіював та його неможливо було пояснити

впливом реконструкції. Параметр Карра вказував на однорідність просторових моделей для описання патернів у різних полігонах. Просторові патерни зміни β -ентропії індуковані PC2 найбільшою мірою проявляли себе в полігонах, які зазнали реконструкції.

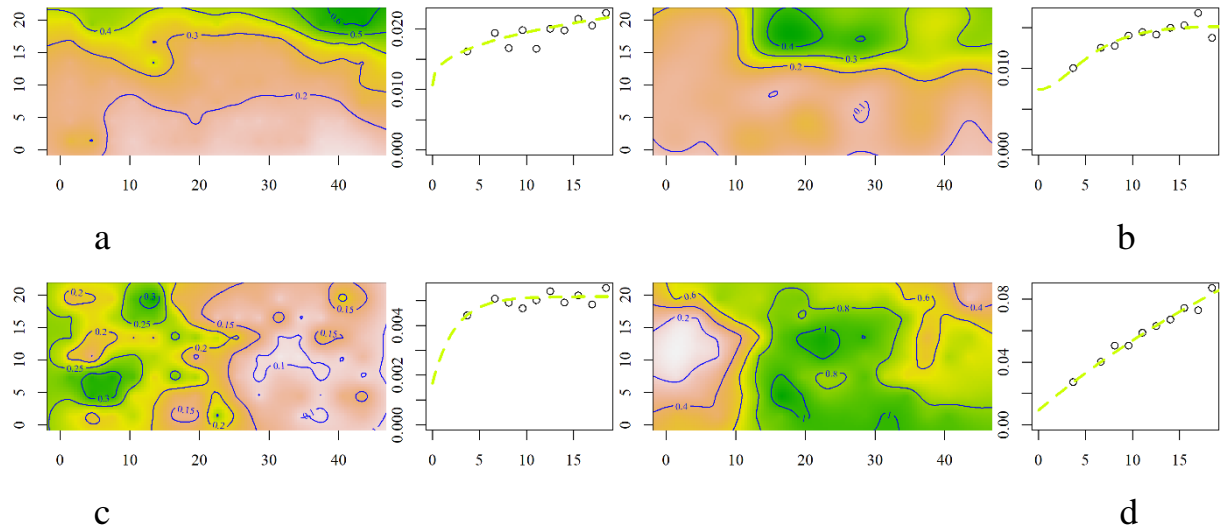


Рис. 6.15. Просторова варіація диференціальної ентропії угруповання рослин індукованої PC1 та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення диференціальної ентропії. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 0.28 ± 0.03 , Phi = 30.25, практичний розмах = 90.64, Sill = 0.015, Nugget = 0.015, SDL = 49.6, Карра = 0.5, R^2 of trend = 0.22, NRMSE = 0.22, $ME \cdot 10^{-3} = 0$, MSDR = 0.91, R^2 перехресної валідності = 0.09; Polygon b: Mean = 0.19 ± 0.015 , Phi = 2.34, практичний розмах = 13.84, Sill = 0.007, Nugget = 0.008, SDL = 51.06, Карра = 2.5, R^2 of trend = 0.25, NRMSE = 0.14, $ME \cdot 10^{-3} = 0$, MSDR = 0.71, R^2 перехресної валідності = 0.29; Polygon c: Mean = 0.18 ± 0.005 , Phi = 2.4, практичний розмах = 7.19, Sill = 0.003, Nugget = 0.002, SDL = 32.51, Карра = 0.5, R^2 of trend = 0.3, NRMSE = 0.16, $ME \cdot 10^{-3} = 0$, MSDR = 0.89, R^2 перехресної валідності = 0.1; Polygon d: Mean = 0.68 ± 0.191 , Phi = 35.21, практичний розмах = 105.47, Sill = 0.18, Nugget = 0.009, SDL = 4.57, Карра = 0.5, R^2 of trend = 0.16, NRMSE = 0.1, $ME \cdot 10^{-3} = 0$, MSDR = 0.4, R^2 перехресної валідності = 0.59.

В полігонах без реконструкції відповідні просторові патерни мали характер математичних артефактів (Рис. 6.16).

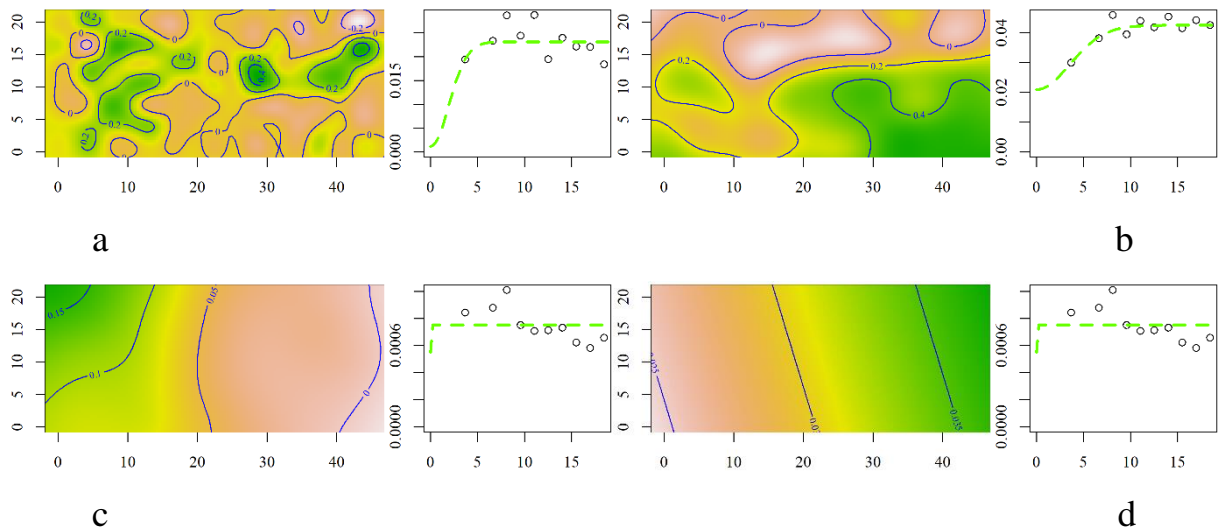


Рис. 6.16. Просторова варіація диференціальної ентропії угруповання рослин індукованої PC2 та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення диференціальної ентропії. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 0.05 ± 0.023 , Phi = 0.44, практичний розмах = 4.92, Sill = 0.022, Nugget = 0.002, SDL = 6.71, Каппа = 10, R^2 of trend = 0.04, NRMSE = 0.15, $ME \cdot 10^{-3} = -1.09$, MSDR = 0.88, R^2 перехресної валідності = 0.13; Polygon b: Mean = 0.19 ± 0.043 , Phi = 1.11, практичний розмах = 8.98, Sill = 0.024, Nugget = 0.019, SDL = 43.76, Каппа = 5, R^2 of trend = 0.33, NRMSE = 0.12, $ME \cdot 10^{-3} = 0.72$, MSDR = 0.62, R^2 перехресної валідності = 0.38; Polygon c: Mean = 0.05 ± 0.008 , Phi = 9.8, практичний розмах = 29.35, Sill = 0.003, Nugget = 0.005, SDL = 62.44, Каппа = 0.5, R^2 of trend = 0.18, NRMSE = 0.29, $ME \cdot 10^{-3} = 0$, MSDR = 1, R^2 перехресної валідності = 0.01; Polygon d: Mean = 0.03 ± 0.001 , Phi = 0.08, практичний розмах = 0.84, Sill = 0.001, Nugget = 0, SDL = 14.57, Каппа = 9.5, R^2 of trend = 0.01, NRMSE = 0.15, $ME \cdot 10^{-3} = 0$, MSDR = 1.01, R^2 перехресної валідності = 1.

Просторові патерни зміни β -ентропії індуковані PC3 мали місце в полігонах b та d, а в інших мали характер математичних артефактів (Рис. 6.17).

Очевидно, ці патерни вказують на специфіку рослинного покриву, яка не залежала від реконструкції парку.

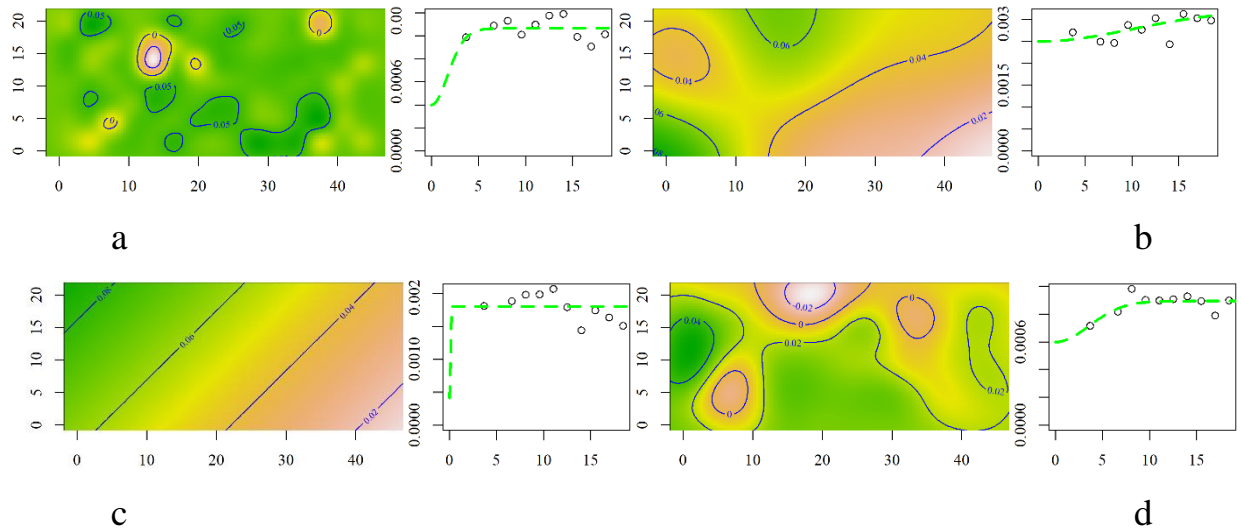


Рис. 6.17. Просторова варіація диференціальної ентропії угруповання рослин індукованої РСЗ та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення диференціальної ентропії. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 0.04 ± 0.001 , Phi = 0.4, практичний розмах = 4.48, Sill = 0.001, Nugget = 0, SDL = 39.23, Карра = 10, R^2 of trend = 0.01, NRMSE = 0.2, $ME \cdot 10^{-3} = -0.01$, MSDR = 1, R^2 перехресної валідності = 0.01; Polygon b: Mean = 0.04 ± 0.003 , Phi = 14.44, практичний розмах = 43.25, Sill = 0.001, Nugget = 0.002, SDL = 63.88, Карра = 0.5, R^2 of trend = 0.02, NRMSE = 0.43, $ME \cdot 10^{-3} = 0.11$, MSDR = 1.07, R^2 перехресної валідності = 0.02; Polygon c: Mean = 0.05 ± 0.002 , Phi = 0.2, практичний розмах = 0.6, Sill = 0.001, Nugget = 0.001, SDL = 38.23, Карра = 0.5, R^2 of trend = 0.12, NRMSE = 0.25, $ME \cdot 10^{-3} = 0$, MSDR = 1.01, R^2 перехресної валідності = 1; Polygon d: Mean = 0.02 ± 0.001 , Phi = 0.8, практичний розмах = 8.53, Sill = 0, Nugget = 0.001, SDL = 60, Карра = 9, R^2 of trend = 0.04, NRMSE = 0.23, $ME \cdot 10^{-3} = 0.02$, MSDR = 0.8, R^2 перехресної валідності = 0.19.

Просторові патерни зміни β -ентропії індуковані реконструкцією парку в зоні реконструкції формували сильно просторово залежні структури (SDL = 6.74–6.75%) (Рис. 6.18).

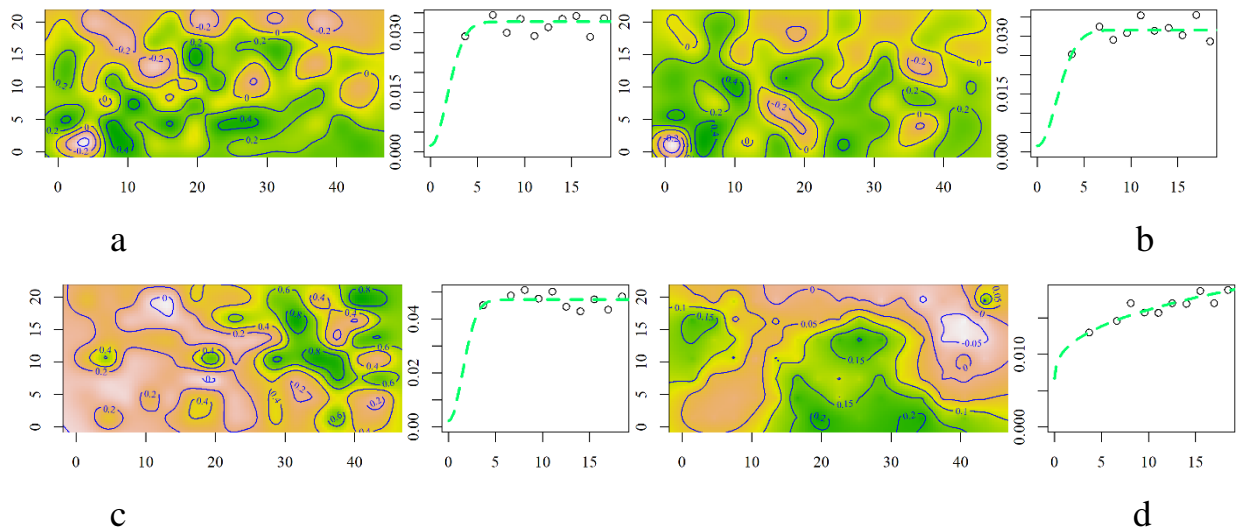


Рис. 6.18. Просторова варіація диференціальної ентропії угруповання рослин індукованої впливом реконструкції та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення диференціальної ентропії. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 0.05 ± 0.007 , $\Phi = 0.6$, практичний розмах = 5.49, Sill = 0.006, Nugget = 0, SDL = 6.58, $\text{Кappa} = 6.5$, R^2 of trend = 0.1, NRMSE = 0.15, $\text{ME} \cdot 10^{-3} = 0.86$, MSDR = 0.86, R^2 перехресної валідності = 0.17; Polygon b: Mean = 0.11 ± 0.002 , $\Phi = 2.4$, практичний розмах = 7.19, Sill = 0.001, Nugget = 0.001, SDL = 66.67, $\text{Кappa} = 0.5$, R^2 of trend = 0.16, NRMSE = 0.2, $\text{ME} \cdot 10^{-3} = 0.05$, MSDR = 0.97, R^2 перехресної валідності = 0.02; Polygon c: Mean = 0.26 ± 0.078 , $\Phi = 0.96$, практичний розмах = 6.19, Sill = 0.029, Nugget = 0.049, SDL = 63.02, $\text{Кappa} = 3$, R^2 of trend = 0.19, NRMSE = 0.2, $\text{ME} \cdot 10^{-3} = -0.15$, MSDR = 0.96, R^2 перехресної валідності = 0.03; Polygon d: Mean = 0.14 ± 0.045 , $\Phi = 16.6$, практичний розмах = 49.72, Sill = 0.038, Nugget = 0.007, SDL = 14.61, $\text{Кappa} = 0.5$, R^2 of trend = 0.06, NRMSE = 0.18, $\text{ME} \cdot 10^{-3} = -0.31$, MSDR = 0.58, R^2 перехресної валідності = 0.41.

В зоні без реконструкції ці структури були сильно та помірно просторово структуровані (SDL = 6.48–47.15%). Найбільш вірогідне те, що в полігоні c відповідний просторовий патерн мав характер математичного артефакту. В зоні реконструкції практичний діапазон становив 4.47–5.29 метрів, а в зоні без

реконструкції він був 3.66–45.89 метрів. Параметр Карра вказує на різномірність просторових моделей в зоні реконструкції та без реконструкції. Просторові патерни специфічні для окремих полігонів (Рис. 6.19) вказують на особливості просторової структури рослинного покриву в межах окремих полігонів.

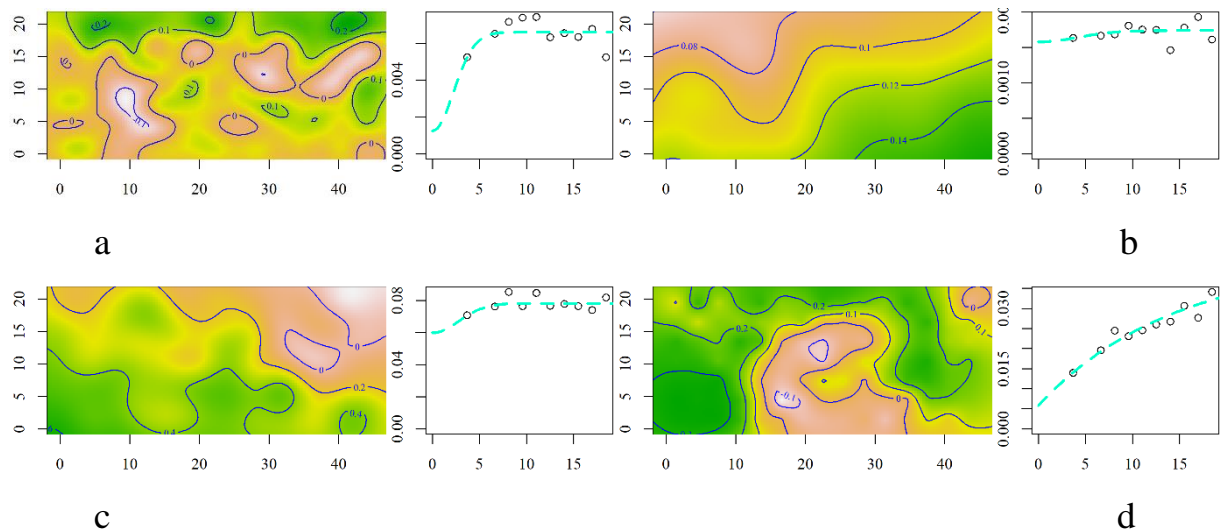


Рис. 6.19. Просторова варіація диференціальної ентропії угруповання рослин індукованої впливом особливостей у межах полігонів та варіограма просторової моделі. Ізолінія вказує на значення диференціальної ентропії. Просторова модель наведена у локальних координатах. Ось абсцис та ординат подані у метрах. Ось абсцис варіограми це дистанція, м. Ось ординат це варіація. Polygon a: Mean = 0.08 ± 0.033 , Phi = 0.4, практичний розмах = 4.47, Sill = 0.031, Nugget = 0.002, SDL = 6.74, Карра = 10, R^2 of trend = 0.21, NRMSE = 0.12, $ME \cdot 10^{-3} = -0.75$, MSDR = 0.94, R^2 перехресної валідності = 0.07; Polygon b: Mean = 0.1 ± 0.032 , Phi = 0.47, практичний розмах = 5.29, Sill = 0.029, Nugget = 0.002, SDL = 6.75, Карра = 10, R^2 of trend = 0.1, NRMSE = 0.12, $ME \cdot 10^{-3} = -0.72$, MSDR = 0.93, R^2 перехресної валідності = 0.1; Polygon c: Mean = 0.34 ± 0.047 , Phi = 0.33, практичний розмах = 3.66, Sill = 0.044, Nugget = 0.003, SDL = 6.48, Карра = 10, R^2 of trend = 0.32, NRMSE = 0.13, $ME \cdot 10^{-3} = 0.1$, MSDR = 0.9, R^2 перехресної валідності = 0.12; Polygon d: Mean = 0.07 ± 0.022 , Phi = 15.32, практичний розмах = 45.89, Sill = 0.012, Nugget = 0.01, SDL = 47.15,

$Kappa = 0.5$, R^2 of trend = 0.06, NRMSE = 0.29, $ME \cdot 10^{-3} = 0.37$, MSDR = 0.89, R^2 перехресної валідності = 0.1.

6.6. Оцінка інформативності фітоіндикаційного підходу

Ключовими проблемами екології є розуміння ролі різноманіття екосистем у їх функціональній активності та стійкості. Екосистемна функція яку розглядають через призму користі для людини є екосистемним сервісом. Рослинний покрив у паркових насадженнях забезпечує виконання широкого переліку екосистемних сервісів. Інтенсивність цих сервісів та стабільність їх забезпечення у часі залежать від стану рослинності, який можна охарактеризувати через його різноманіття. Міські парки є системами, які створені людиною та існують за умов інтенсивного антропогенного впливу. Тому для досягнення максимальних значень прояву екосистемних сервісів та стійкості паркової системи треба застосовувати заходу менеджменту серед яких реконструкція є важливим інструментом. Проведене дослідження дозволило встановити, що реконструкція парку суттєво впливає на умови існування парку та на різноманіття рослинного покриву. Зміни спостерігаються через порівняння полігонів як зазнали реконструкції з тими, де реконструкції не було. Також реконструкція парку призводила до змін просторової організації рослинного покриву.

Результати вказують на те, що внаслідок реконструкції парку показники вмісту вологи в ґрунті знижуються. Висновки, одержані на основі фітоіндикаційного підходу, повністю співпадають з результатами безпосередніх вимірювань вологості в ґрунті [156]. Зменшення вологості ґрунту можна пояснити тим, що зменшення щільності крон деревостану паркового насадження відбулося після реалізації проекту реконструкції. Розріджений ярус крон став більш проникним для сонячної енергії, що сприяє підвищенню температури та кращій вентиляції. Як наслідок, активізується висихання ґрунту. Такий механізм також підтверджується тим, що між

вологістю ґрунту та щільністю лісової підстилki був знайдений зворотній кореляційний зв'язок [306]. Очевидно, що зменшення щільності крон внаслідок їх обрізання в процесі реконструкції також зменшує кількість опалого листя, яке утворює листову підстилку. Слід відзначити, що реконструкція не є суттєвим фактором, який визначає варіювання вологості ґрунту в парку, бо на неї також впливають й інші чинники. У свою чергу, реконструкція є провідним чинником, який визначає режим мінливості зволоження ґрунту.

Фітоіндикація також дозволяє оцінити мінливість режимів, які більш складно виміряти, ніж, до прикладу, вміст вологи у ґрунті. Таким режимом є режим мінливості вологості ґрунту. Одержані результати свідчать про значне збільшення мінливості режиму вологості під впливом реконструкції парку. Ділянки без реконструкції були сприятливими для гідроконтрастофобів. Це рослини, які пристосовані до вологих лісо-лучних місцезростань з рівномірним стабільним зволоженням шару ґрунту ґрунтовими і частково поверхневими водами, куди проникає коріння рослин. Реконструкція змінює умови існування рослин таким чином, що вони стають сприятливими для напівгідроконтрастофобів. Це група рослин, які пристосовані до свіжих лісо-лучних біотопів з помірно нерівномірним зволоженням шару ґрунту, що повністю просочується опадами і талими водами. Слід відзначити, що шкала контрастності зволоження є особливістю системи Дідуха, яка успадкована від шкали Раменського. Аналогії цієї шкали в шкалах європейських авторів не існує, тому патерни зміни режиму зволоження паркових насаджень за допомогою фітоіндикаційного метода, практично не досліджені. Хоча екосистемний сервіс паркового насадження який полягає у зменшенні ерозійних процесів та перенаправленні латерального стоку в вертикальний є дуже важливим. Такий екосистемний сервіс безумовно маркується мінливістю зволоження, так як вертикально перенаправлений латеральний стік не спричиняє ерозії та забезпечує насичення ґрунтового покриву вологою, яка поступово використовується рослинним покривом для вегетації. Ця

поступовість і є антитезою контрастності умов зволоження. Таким чином, первинний ефект реконструкції парку може мати несприятливі наслідки для забезпечення протиерозійного екосистемного сервісу, який виконує паркове насадження. Очевидно, що розробка плану заходів реконструкції має передбачати інструменти, які би запобігали можливим негативним наслідкам. До прикладу, це може бути висадження трав'янистих рослин з мочкуватою кореневою системою, які значно покращують протиерозійні властивості екосистеми через створення щільного дернового шару.

Фітоіндикація свідчить про те, що внаслідок реконструкції зменшується кислотність ґрунтового розчину. Породний склад міських насаджень сильно впливає на кислотність ґрунту [321]. Збільшення лужності є звичайним трендом зміни ґрунтових властивостей у міських парках [322]. Під старими деревами, що утворюють стійку підстилку, рН ґрунту звичайно є стабільно низьким. Загалом, старіші парки мали нижчий рівень рН ґрунту, ніж молоді, але це залежить від типу рослинності [323]. Таким чином, зміни стану лісової підстилки у парку внаслідок реконструкції можуть бути фактором варіювання кислотності ґрунту. Зміни кислотності ґрунту супроводжуються збільшенням фітоіндикаційних оцінок вмісту карбонатів у ґрунті. Можна припустити, що зміни світлового режиму створювали умови, які є сприятливими для видів, здатних мешкати в степових умовах, які звичайно відрізняються більшим вмістом карбонатів у ґрунті. Спостережуване збільшення оцінок вмісту карбонатів може бути артефактом, коли представники іншої екологічної групи також володіють пов'язаними екологічними властивостями, які можуть бути хибно інтерпретованими як індикатори певних режимів. Безумовно, для перевірки цієї гіпотези потрібно провести додаткові дослідження з інструментальним вимірюванням вмісту карбонатів у ґрунті для того щоб підтвердити або спростувати вплив реконструкції на вміст карбонатів у ґрунті. Аналогічна перевірка має бути проведена стосовно змін вмісту азоту в ґрунті. Фітоіндикація вказує на збільшення вмісту азоту під впливом реконструкції. Але вплив реконструкції може сприяти рослинам, які належать до екологічної

групи рудеральних видів, які також відрізняються більшими вимогами до вмісту поживних речовин у ґрунті. Тобто механізм зростання фітоіндикаційних оцінок вмісту азоту може мати ценотичну природу, а не бути безпосередньо індукований змінами умов середовища. Хоча реальне збільшення вмісту азоту в ґрунті внаслідок реконструкції також є можливим. До прикладу, збільшення рекреаційної привабливості парку після реконструкції може збільшити кількість відвідувачів з домашніми тваринами, які можуть через екскременти збільшувати вміст азоту в ґрунті паркового насадження. Рівень внесення азоту собаками з фекаліями та сечею в паркових насадженнях значно переважають рівень потрапляння з атмосферними надходженнями азоту та обсягами, що можуть бути вилучені шляхом традиційного природокористування. Такі рівні надходження поживних речовин можуть суттєво впливати на біорізноманіття та функціонування екосистем, а також визначати результати відновлення [324]. Навіть якщо тверді відходи домашніх тварин виносяться з парку, кількість азоту, яка потрапляє у парк з сечею домашніх тварин, є дуже значною та залежить від кількості відвідувачів з собаками [325].

За умов відсутності реконструкції умови у парку є сприятливими для субаерофілів. Субаерофіли це рослини, які пристосовані до добре аерованих місцезростань в умовах слабкого і помірного зволоження ґрунтового шару опадами і талими водами. Внаслідок реконструкції умови змінюються та стають сприятливими для геміаерофобів. За природних умов, геміаерофоби це рослини, які ростуть на помірно аерованих ґрунтах, сухих глинистих або вологих піщаних з повним зволоженням шару ґрунту опадами і талими водами або тимчасовим зволоженням шару ґрунту ґрунтовими водами. Очевидно, що в результаті реконструкції парку відбувається ущільнення ґрунту внаслідок чого режим аерації ґрунту погіршується. Відвідування парків призводить до ущільнення ґрунтового покриву [326]. Ущільнення ґрунту в міських парках сприяє денітрифікації [327], що є наслідком переважання анаеробних умов у ґрунті [328]. Зменшення аерації ґрунту є наслідком ущільнення ґрунту [329].

У свою чергу, рослини здатні значно зменшувати ущільнення ґрунту та таким чином впливають на його аерацію [330]. Ущільнення ґрунту внаслідок реконструкції може бути наслідком застосування техніки для проведення робіт. Ущільнення ґрунту може також бути результатом більшої кількості відвідувань парку через покращення умов перебування у ньому [331].

Фітоіндикація також дозволила виявити тенденції мінливості мікрокліматичних умов у парку внаслідок реконструкції. Кліматичні умови значною мірою визначають привабливість міських парків [332]. Поведінкові реакції такі як динаміка відвідування парків, просторово-часові патерни розподілу відвідувачів парку залежать від температури повітря та просторової структури рослинності в парках. Щоденна відвідуваність парків влітку зменшується зі зростанням максимальної добової температури. Результати опитування свідчать, що відвідувачі парків відчували високий рівень теплового комфорту протягом усіх досліджуваних днів. Парки в помірному кліматі можуть гарантувати високий рівень теплового комфорту навіть у найбільш теплі дні, якщо забезпечити різноманітність умов сонячного опромінення. Просторова типологія конфігурацій дерев для мікрокліматичного різноманіття мають забезпечувати широкий спектр відкритих сонцю, напівзатінених і затінених місць, щоб відповідати різним потребам відвідувачів [333]. Наші результати вказують на те, що реконструкція призводить до уніфікації термічного режиму. Для ділянок без реконструкції спостерігається значний рівень мінливості умов термічного режиму. Загальні тенденції змін мікрокліматичних умов у парку внаслідок реконструкції можуть бути пояснені зменшенням щільності кронного простору через обрізку крон та видалення старих дерев. Найголовнішим спостережуваним трендом є зміна світлового режиму через що кількість сонячної енергії, яка досягає поверхні ґрунту, збільшується. Мікрокліматичні зміни також можуть пояснити зміни властивостей ґрунту. Більша кількість сонячної радіації та краща продувність призводять до більшої інтенсивності випаровування води з поверхні ґрунту та зростанню його твердості.

Реконструкція парку призводить не тільки к змінам модальних рівнів екологічних режимів, а також формуються специфічні патерни їх просторового розподілення. Фітоіндикаційні змінні формують просторово організовані патерни, що вказує на їх не випадкову мінливість у межах полігонів. Причинами просторової неоднорідності рослинного покриву на мезорівні можуть бути особливості рельєфу [334], неоднорідність ґрунтових властивостей [335], взаємодія між рослинами [336], вплив тварин [337], а також дія факторів нейтральної природи [338]. У міських парках рекреаційне навантаження та антропогенний вплив можуть генерувати просторові патерни рослинного покриву [339]. Просторова структура рослинного покриву має вигляд ділянок з не випадково подібною композицією видів рослин, які певною мірою відрізняються від інших ділянок. Такі ділянки мають певну конфігурацію та найбільш типові розміри. Фітоіндикаційні шкали демонструють просторові патерни як результат погодженої динаміки екологічно подібних видів рослин у градієнті певних екологічних факторів. Таким чином, фітоіндикаційні шкали дозволяють встановити рівень однорідності або гетерогенності рослинного покриву та дешифрувати причини існування просторових патернів як відгук на вплив екологічних факторів.

У термінах геостатистичного аналізу мірою типових розмірів однорідних ділянок є практичний діапазон. Під впливом реконструкції практичний діапазон варіограм, які описують просторову поведінку фітоіндикаційних шкал, зменшується. Це вказує на гетерогенізацію екологічного простору під впливом реконструкції. Гетерогенізація проявляє себе у тому, що плями з однорідним за ставленнями до умов середовища рослинним покривом зменшуються. У природному ландшафті варіації навколишнього середовища часто є безперервними, варіації існують у межах ділянок, а ділянки рідко мають чітко окреслені межі. Неоднорідність можна описати за аналогією з фізичною поверхнею. Однорідна поверхня є гладкою, а подібні значення агреговані. Зі зменшенням агрегації подібних значень

поверхня стає все більш шорсткою. Концепцію "шорсткості" було запропоновано як новий термін для опису просторової конфігурації для неперервних змінних і як неперервний еквівалент дискретної міри агрегації ділянок [340]. Для оцінки топографічної шорсткості може бути застосована фрактальна розмірність [341]. Фрактальна розмірність просторового процесу може бути оцінена з параметрів варіограми [342].

Було встановлено, що точність описання просторового процесу знижується після процедур реконструкції парку. Очевидно, що реконструкція парку порушує перебіг довготривалих процесів які забезпечують структурування рослинного покриву, внаслідок чого відбувається часова та просторова розсинхронізація динаміки екологічних процесів. Найкраще можуть бути описане просторове варіювання змінних, які індукують ґрунтові процеси. Тоді як фітоіндикаційні шкали, які позначають кліматичні фактори, просторово структуровані значно гірше. Під впливом реконструкції змінюється також найкраща модель варіограми для описання просторового процесу. Для умов без реконструкції найчастіше найбільш адекватною є модель Гауса, а для умов після реконструкції найкращою моделлю найчастіше є експоненціальна модель. Іншими словами можна ці перетворення позначити як перехід від «згладженого» до «шорсткого» просторового процесу під впливом реконструкції парку. Згладженість та шорсткість просторового процесу, яким можна описати поверхню ґрунту, має функціональне значення для оцінки ерозійних ризиків. За умов фіксованої моделі варіограми, для описання згладженості та шорсткості використовується співвідношення нагет-ефекту та часткового порогу [343]. На різноманіття рослинних угруповань впливають два аспекти просторової неоднорідності. Це мінливість умов навколишнього середовища, яка визначає кількість типів оселищ та просторова конфігурація оселищ, яка впливає на швидкість екологічних процесів, таких як розселення або конкуренція. Видове багатство загалом зростає зі збільшенням мінливості та "шорсткості" довкілля тобто зі зменшенням просторової агрегації [340]. Аналогічний ефект був встановлений

і в нашому дослідженні. Збільшення «шорсткості» просторої мінливості рослинного покриву під впливом реконструкції супроводжувалось збільшенням видового різноманіття угруповання.

Екологічні шкали є формально номінативно незалежними, але в реальності на певному просторовому рівні демонструють погоджену динаміку комплексу екологічних факторів. Головна компонента 1, яка екстрагована після аналізу головних компонент мінливості фітоіндикаційних шкал, представляє собою результат мінливості екологічних умов драйвером яких є зміна світлового режиму в парку внаслідок реконструкції. Зміна світлового режиму є модератором змін мінливості зволоження, кислотності, вмісту карбонатів, вмісту азоту, аерація ґрунту, показник омброклімату, континентальності, та кріоклімату. Наші результати знаходяться у відповідності з відомостями відповідно до яких на температурні градієнти повітря міських парків впливають як горизонтальне переміщення холодних або теплих повітряних мас над парками, так і випаровування з дерев, що створює острівць прохолоди [344]. Реконструкція парку значно змінює світловий режим, що впливає на комплекс процесів, який охоплює як кліматичну, так і ґрунтову складову паркового насадження. Зміну світлового режиму неможна інтерпретувати однозначно. У літній період такі зміни можна розглядати як такі, що дещо погіршують умови перебування відвідувачів у парку та погіршують екологічні режими. Збільшена інсоляція здатна призводити до погіршення термічного режиму в парку, може стимулювати надмірне висихання ґрунту та погіршення його фізичних властивостей. З іншого боку, у весняний період, раннє прогрівання ґрунтової поверхні покращує умови перебування відвідувачів в цей період року та сприяє формування більшого різноманіття рослин у тому числі ранньовесняних ефемероїдів, серед яких часто зустрічаються рідкісні види. Більша інсоляція навесні розтягує період активної життєдіяльності ґрунтових тварин, коли час достатнього вмісту вологи в ґрунті співпадає з оптимальними температурними умовами. Більш тривала активність ґрунтових тварин здатна прискорити

відновлення фізичного стану ґрунту та прискорити процеси кругообігу речовин.

Варіювання вологості ґрунту було фактором статистично незалежним від мінливості світлового режиму. Режим вологості ґрунту також змінюється у комплексі з іншими фітоіндикаційними шкалами такими як омброклімат, континентальність, кріоклімат, змінність зволоження, кислотність ґрунту, вміст азоту, аерація та термоклімат. Також важливим аспектом мінливості екологічних умов в межах парку є режим аерації. Як режим вологості так і режим аерації вказують на особливості екологічних умов в межах парку, які існують незалежно від впливу фактору реконструкції. Власні числа головних компонент дозволяють порівняти їх внесок у пояснення мінливості екологічних показників. Головна компонента 1 яка залежить від реконструкції парку пояснює 47.8% варіювання фітоіндикаційних шкал, а головні компоненти 2 та 3 які не залежать від реконструкції парку пояснюють разом 23.4%. Таким чином, вплив реконструкції парку на рослинний покрив є дуже відчутним та він переважає практично у два рази вплив природної мінливості екологічних умов у парку.

Вплив реконструкції парку призводить до формування бета-різноманіття угруповання рослин, частиною якого можуть бути патерни, викликані трансформацією умов середовища та що можна визначати за допомогою фітоіндикаційних шкал. Вплив реконструкції парку на бета-різноманіття рослинного угруповання складається з впливу головної компоненти 1 та інших змін, які комплексно позначені номінативною змінною «Вплив реконструкції». Головна компонента 1 здатна пояснити 26.6% бета-різноманіття, тоді як інші причини пов'язані з реконструкцією парку були здатні пояснити 12.1% бета-різноманіття. Таким чином, реконструкція здатна суттєво змінити умови існування рослин, а рослинне угруповання здатне відповідним чином змінити свою організацію так, що варіація бета-різноманіття є погодженою та може бути віддзеркалена у змінах фітоіндикаційних шкал. Ці шкали дозволяють змістовно інтерпретувати

характер змін екологічного середовища, які викликані реконструкцією парку. Слід відзначити, що за умов без реконструкції, організовуюча роль факторів середовища для варіювання бета-різноманіття значно менша. Внесок головних компонент 2 та 3 становить 9.7% у формування бета-різноманіття. Тоді як інші фактори бета-різноманіття, які не пов'язані з реконструкцією, мають внесок 11.3% (міжполігонні особливості) та 40.3% (альфа-різноманіття). Міжполігонні особливості та альфа-різноманіття не корелюють з фітоіндикаційними шкалами та по відношенню до шкал становлять білий шум. Це вказує на те, що роль фітоіндикаційних шкал як інформаційного сигналу для характеристики екологічних умов потопає в шумі як на міжполігонному так і на внутрішньополігонному рівнях. Причиною цього явища може бути те, що паркові насадження без реконструкції знаходяться у фазі натуралізації та стабілізації екологічних процесів, а види рослин, які їх складають, знаходяться в умовах оптимуму та тому є поганими індикаторами умов середовища. Реконструкція суттєво та швидко змінює умови середовища до яких не усі види угруповання є добре пристосованими, тому рослинне угруповання, яке складається з видів які існують за умов віддалених від оптимальних, є добрим індикатором умов середовища.

У перспективі подальших досліджень особливий інтерес становить встановлення закономірностей часової динаміки екологічних режимів, які встановлені за допомогою фітоіндикаційних шкал. Також важливо знайти зв'язок між характеристиками видового різноманіття угруповань рослин паркових насаджень та екосистемними сервісами, які вони надають. Можна припустити зв'язок між просторовою організацією угруповань рослин та екосистемними сервісами паркових насаджень. Також варто перевірити гіпотезу про заміну оптимальних умов існування видів рослин до реконструкції парку на песимальні умови після реконструкції.

Міські парки виконують важливі екосистемні послуги, оптимізація яких вимагає розробки адекватних процедур управління, включаючи реконструкцію парків. Реконструкція парку суттєво змінює екологічні режими

штучної екосистеми [7]. Технологічні процедури мають значний вплив на навколишнє середовище, насамперед на ґрунтовий покрив. Агрегатний склад ґрунту зазнає змін внаслідок реконструкції парку [345]. Основною тенденцією змін є зменшення вмісту агрегатних фракцій розміром 3-5 мм (мезоагрегатів) та збільшення вмісту агрегатних фракцій розміром <0,25 мм (мікроагрегатів). Такі зміни свідчать про негативні трансформації внаслідок погіршення якості міських ґрунтів. Процедури реконструкції міського парку повинні включати процедуру створення газонів з рослин з мичкуватою кореневою системою для запобігання ерозії та відновлення агрегатного стану ґрунту. Реконструкція міського парку приносить багато переваг мешканцям міста. Вона покращує естетичне сприйняття території та підвищує комфорт для відпочинку. Варто також згадати відновлення деревних насаджень, що є важливою складовою управління штучними лісовими насадженнями в міському середовищі. Однак реконструкція парків пов'язана з низкою негативних впливів на ґрунтовий покрив. Внаслідок технологічних процесів, що здійснюються під час реконструкції, відбувається ущільнення ґрунту на значну глибину та порушується його агрегатний склад. Прорідження деревостану та знищення чагарникового підліску суттєво змінюють мікрокліматичний режим у міському парку та підвищують ризик надмірного випаровування вологи з поверхні ґрунту. Ці зміни можуть мати негативні наслідки для екологічних послуг, що надаються ґрунтом. Тому заходи з відновлення фізичних властивостей ґрунту мають бути обов'язковим елементом реконструкції міських парків [346]. Реконструкція парку впливає на фізичні властивості ґрунту, що призводить до збільшення ущільнення верхнього горизонту ґрунту, підвищення електропровідності та висоти лісової підстилки. Ґрунтова макрофауна демонструє просторово-часову мінливість, на тлі якої визначалася реакція ґрунтового тваринного світу на реконструкцію парку. Зміни фізичних властивостей ґрунту становлять близько третини варіацій угруповання ґрунтової макрофауни, спричинених реконструкцією парку. Основна частина реакції ґрунтової макрофауни зумовлена "чистим" ефектом реконструкції,

який є результатом зміни світлового режиму парку після обрізки крон дерев та видалення чагарників [306].

Антропогенні фактори в урбоекосистемах діють як екологічні фільтри і змінюють видовий склад рослинних угруповань, сприяючи поширенню видів, що мають життєві стратегії, адаптовані до урбаністичних впливів [307]. Склад міських видових комплексів визначається дією екологічних фільтрів, пов'язаних з типами землекористування [308]. Керівництво міських парків зазвичай надає перевагу екзотичним видам і порушує процеси сукцесії через часте втручання, наприклад, через такі види діяльності, як косіння [347]. Деякі типи оселищ, що використовуються для інтенсивного відпочинку, мають низьке альфа-різноманіття внаслідок високого рівня антропогенного тиску, спричиненого викошуванням і витоптуванням [348]. Гетерогенна структура парку забезпечує нові біотопи і сприяє збереженню природної рослинності. Діяльність людини в рекреаційній зоні впливає на вміст органічного вуглецю в ґрунті, електропровідність, розчинні солі, щільність ґрунту та характеристики рослинності [309]. Отримані дані свідчать про те, що в умовах урбанізації зростають показники потреб у поживних речовинах, температурні та лужні переваги рослин [314].

Реконструкція парку здійснює безпосередній вплив через технологічні дії під час виконання робіт, а також має значний наступний пролонгований ефект. Пролонгований ефект обумовлений збільшенням рекреаційного навантаження через збільшення комфортності парку для відвідувачів, оптимізацію переміщення відвідувачів через покращення паркової інфраструктури. Також пролонгований ефект обумовлений менеджментом деревинних насаджень та зменшенням зімкненості крон. Більша інсоляція та покращена аерація призводять до більшого висихання ґрунту та збільшення ґрунтової пенетраційної стійкості у межах не менше метрової потужності. Збільшення компактності ґрунту є найважливішим драйвером, який викликає перебудову структури рослинного покриву через реконструкцію парку. Вплив реконструкції на рослинний покрив чітко може бути індукований за

допомогою показника гемеробії. Вірогідним є зворотній вплив рослин внаслідок чого компактність ґрунту буде поступово зменшуватися.

Екоморфний підхід було розроблено для аналізу структури природних рослинних угруповань. Цей метод було застосовано для аналізу екологічної структури штучного паркового насадження в урбанізованому середовищі. Отримані результати дозволяють виявити суттєві екологічні особливості паркових насаджень. Паркові насадження мають багато ознак, які наближають їх до природних лісів. Подібність полягає у значній частці сільвантів, тіньюлюбних видів та мезотрофів. Значний рівень антропогенного впливу можна діагностувати на основі інформації про підвищену частку рудерантів у рослинному угрупованні. Значну цінність має диференційний аналіз екоморфної структури на ділянці за кліморфами. Такий підхід дозволив виявити підвищену роль зоогенного фактору в поширенні діаспор фанерофітів і нанофанерофітів та підвищену роль вітру в розселенні геофітів і терофітів. Роль вітру зменшується у поширенні гемікриптофітів у міському середовищі.

Реконструкція парку призвела до збільшення гемеробності рослинного угруповання. Критерієм успішності реконструкції може бути підвищення привабливості парку для відвідувачів без ризику збільшення гемеробності. Тенденція збільшення гемеробності чітко збігається з напрямком трансформації ґрунтових умов, на які вказує головна компонента 1. Збільшення опору проникненню ґрунту є рушійною силою зростання гемеробності рослинного покриву. Фізичне середовище ґрунтового покриву виступає важливим екологічним фільтром, який впливає на структуру рослинного покриву та видовий склад рослинних комплексів.

Створенню та еволюції садів і парків сприяли різноманітні соціокультурні фактори, пов'язані з розвитком цивілізацій, політичними змінами та економічними відносинами. Протягом всієї історії садівництва сценарії розвитку садів і парків часто повторювалися, базуючись на засадах різних епох. Сьогодні суперечки навколо подальшої трансформації та впровадження концепції сучасного зеленого міського середовища все ще

вважаються одними з найфундаментальніших питань і вимагають від фахівців у цій галузі виваженого та багатовекторного підходу, оскільки садово-паркові об'єкти мають значне наукове, природоохоронне та рекреаційне значення. Збереження, відновлення та покращення міських екосистем вимагає створення ефективних процедур управління, включаючи реконструкцію парків. Вона здійснює безпосередній вплив через технологічні дії під час виконання робіт, а також має значний наступний пролонгований ефект. Пролонгований ефект обумовлений збільшенням рекреаційного навантаження через збільшення комфортності парку для відвідувачів, оптимізацію переміщення відвідувачів через покращення паркової інфраструктури. Реконструкція значно впливає на екологічний режим штучної екосистеми та має загальний несприятливий вплив на рослинність міських парків.

Висновки по розділу

Фітоіндикаційні шкали є надійним джерелом інформації для оцінки стану рослинного покриву паркових насаджень. Фітоіндикаційний підхід дозволяє визначити зміни екологічних режимів, які виникають внаслідок реконструкції парку та виокремити їх від екологічних режимів природного походження. Реконструкція парку призводить до суттєвої зміни світлового режиму паркового насадження, що тягне за собою зміни у рослинному покриві та в ґрунті парку. Варіабельність у часі та просторова гетерогенізація екологічних процесів є суттєвими наслідками реконструкції парку. Гладкі просторові структури рослинного покриву парку без реконструкції змінюються на шорсткі просторові структури парку після реконструкції. Співвідношення корисної фітоіндикаційної інформації порівняно з інформаційним шумом в структурі бета-різноманіття паркового насадження значно зростає в результаті реконструкції парку вірогідно через те, що багато видів рослин зміщуються з зони оптимуму в зону песимуму.

ВИСНОВКИ

У процесі проведення наукового дослідження було встановлено наслідки впливу реконструкції міського парку на зміни фізичних властивостей ґрунтового покриву та на трансформацію рослинного покриву, що дозволило встановити наступне.

1. Стан агрегатної структури ґрунту в зоні реконструкції був оцінений як задовільний та добрий у переважній кількості випадків. Реконструкція викликає ряд негативних змін фізичного стану ґрунту. Комбінація продувності місцевості внаслідок реконструкції зі збільшенням вмісту пилюватої фракції підвищує ризики утворення кірок, що уповільнює газообмін та прискорює водну ерозію. Зниження коефіцієнту структурності ґрунту, що проявляє себе за рахунок зменшення частки мезоагрегатів та збільшенню частки мікроагрегатів в структурі внаслідок реконструкції парку вказує на погіршення умов існування ґрунтової біоти. Такі зміни викликають кольматацію ґрунту з подальшим погіршенням водного та повітряного режимів ґрунтів, що пояснює трансформацію екологічної структури рослинного покриву.

2. Виявлено збільшення компактності ґрунту за показниками ґрунтової пенетраційної резистентності внаслідок впливу технологічних процесів під час реконструкції парку та висихання ґрунту через збільшення інсоляції та покращенням аерації як наслідок заходів менеджменту деревостанів під час реконструкції парку. Вплив реконструкції на рослинний покрив чітко може бути індукований за допомогою показника гемеробії. Вірогідним є зворотній вплив рослин на ґрунт внаслідок чого компактність ґрунту буде поступово зменшуватися.

3. Геоботанічний аналіз дозволив встановити, що парк представлений 166 видами рослин. Це свідчить про високий рівень різноманіття рослинного угруповання в межах міського парку. Деревний ярус представлений

фанерофітами, у підліску переважають нанофанерофіти. Трав'яний покрив представлений гемікриптофітами, геофітами, терофітами та гелофітами. Широке екологічне різноманіття кліоморф свідчить про наявність у насадженнях парку постійних видозмін та потенційну стійкість рослинного комплексу в цілому. Низьке різноманіття гелофітів свідчить про значну трансформацію ландшафтного покриву внаслідок реконструкції міського середовища.

4. Порушення екологічних режимів внаслідок реконструкції, які забезпечують лісовий тип кругообігу речовин та потоку енергії, призводить до рудералізації екологічного середовища паркового насадження. Виявлено, що паркові насадження мають специфіку діаспорної структури. Вона полягає у підвищенні ролі зоогенного фактору в поширенні діаспор для фанерофітів і нанофанерофітів, підвищенні ролі вітру в поширенні геофітів і теророфітів та зниженні ролі вітру в поширенні гемікриптофітів.

5. При оцінці фітоіндикаційної шкали визначено зміни екологічних режимів, які виникають внаслідок реконструкції парку. Виявлено, що реконструкція призводить до суттєвої зміни світлового режиму паркового насадження, що має прямий вплив на рослинний покрив та ґрунт. Більша кількість сонячної радіації в поєднанні з кращою продувністю призводять до більшої інтенсивності випаровування води з поверхні ґрунту та зростанню його твердості. Зміни стану лісової підстилки у парку внаслідок реконструкції виступають фактором варіювання кислотності ґрунту. Реконструкція виступає провідним чинником, який визначає режим мінливості зволоження ґрунту та мікрокліматичних умов у парку.

6. Загальні тенденції змін мікрокліматичних умов у парку внаслідок реконструкції можуть бути пояснені зменшенням щільності кронного простору через обрізку крон та видалення старих дерев. Реконструкція парку порушує перебіг довготривалих процесів які забезпечують структурування рослинного покриву, внаслідок чого відбувається часова та просторова

розсинхронізація динаміки екологічних процесів. Збільшення «шорсткості» просторої мінливості рослинного покриву під впливом реконструкції супроводжувалось збільшенням видового різноманіття угруповання.

7. Первинний ефект реконструкції парку може мати несприятливі наслідки для забезпечення протиерозійного екосистемного сервісу, який виконує паркове насадження. Очевидно, що для покращення менеджменту паркових територій, розробка плану заходів реконструкції має передбачати інструменти, які би запобігали можливим негативним наслідкам. До прикладу, це може бути висадження трав'янистих рослин з мочкуватою кореневою системою, які значно покращують протиерозійні властивості екосистеми через створення щільного дернового шару, що в свою чергу призведе до сталості рослинного покриву.

8. У перспективі подальших досліджень особливий інтерес становить встановлення закономірностей часової динаміки екологічних режимів, які встановлені за допомогою фітоіндикаційних шкал. Також важливо знайти зв'язок між характеристиками видового різноманіття угруповань рослин паркових насаджень та екосистемними сервісами, які вони надають. Можна припустити зв'язок між просторовою організацією угруповань рослин та екосистемними сервісами паркових насаджень.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- [1] Борисенко Н.П. БЄВ. Формування корневих систем сіянців сосни. Лісове Господарство 2010:56.
- [2] Thompson CW. Urban open space in the 21st century. *Landsc Urban Plan* 2002;60:59–72. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00059-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00059-2).
- [3] Li W, Ouyang Z, Meng X, Wang X. Plant species composition in relation to green cover configuration and function of urban parks in Beijing, China. *Ecol Res* 2006;21:221–37. <https://doi.org/10.1007/s11284-005-0110-5>.
- [4] Schwartz MW, Brigham CA, Hoeksema JD, Lyons KG, Mills MH, van Mantgem PJ. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 2000;122:297–305. <https://doi.org/10.1007/s004420050035>.
- [5] Li G, Sun G -X., Ren Y, Luo X -S., Zhu Y -G. Urban soil and human health: a review. *Eur J Soil Sci* 2018;69:196–215. <https://doi.org/10.1111/ejss.12518>.
- [6] Halecki W, Stachura T, Fudała W, Stec A, Kuboń S. Assessment and planning of green spaces in urban parks: A review. *Sustain Cities Soc* 2023;88:104280. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.104280>.
- [7] Löf M, Madsen P, Metslaid M, Witzell J, Jacobs DF. Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. *New For* 2019;50:139–51. <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09713-0>.
- [8] Hajzeri A. The management of urban parks and its contribution to social interactions. *Arboric J* 2021;43:187–95. <https://doi.org/10.1080/03071375.2020.1829373>.
- [9] Платон. Діалоги 1999:395.
- [10] Włodarczyk Z, Kapczyńska A. Biblical Gardens in Word Culture: Genesis and History. *J Agric Environ Ethics* 2019;32:835–54. <https://doi.org/10.1007/s10806-019-09801-3>.
- [11] Вавін СІ. Сади та парки стародавнього Єгипту та Ассиро-Вавілонії

- 1938;№5:112–21.
- [12] Карелін, Д.А., Кулікова І. Сади Стародавнього Єгипту 2010:16–34.
- [13] Чанишев АН. Філософія Стародавнього світу 1999:156–7.
- [14] Falk DN. Urban renaissance: A tale of two cities. *URBAN Des Int* 2001;6:201–8. <https://doi.org/10.1057/palgrave.udi.9000056>.
- [15] Priestley J. *Herodotus and Hellenistic Culture: Literary Studies in the Reception of Stories*. 2014.
- [16] Лоу Цінсі. Класичні сади та парки Китаю 2003:203–8.
- [17] Новікова ЄВ. Китайський сад - модель взаємовідносин Людини та Природи. *Людина Та Природа у Духовній Культурі Сходу* 2004:397–417.
- [18] Isachenko AG. Geographic roots of ancient civilizations (on the 120th anniversary of L.I. Mechnikov’s Civilization and Great Historic Rivers): Part II. *Reg Res Russ* 2011;1:177–94. <https://doi.org/10.1134/S2079970511020043>.
- [19] Jueming H, Jinsong L, Lianhai W, editors. *Chinese Handicrafts*. Singapore: Springer Nature Singapore; 2022. <https://doi.org/10.1007/978-981-19-5379-8>.
- [20] Senda M. Japan’s traditional view of nature and interpretation of landscape. *GeoJournal* 1992;26. <https://doi.org/10.1007/BF00241206>.
- [21] Lau W. *On the Process of Civilisation in Japan*. Cham: Springer International Publishing; 2022. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-11424-3>.
- [22] Голосова ЄІ. Сад у японському стилі. *ЗАТ “Фітон+”* 2003:176.
- [23] Навлицька ГБ. Бамбукове місто. *Наука* 1975:312.
- [24] Видавництво Ексмо. *Ландшафтний дизайн японською* 2009:48.
- [25] Czinkóczy A, Szabó G. The Effect of the Ancient Chinese Philosophy and Geography on our Contemporary Landsape Development Using GIS Models, 2013, p. 159–73. https://doi.org/10.1007/978-3-642-29770-0_12.
- [26] Chen X, Wu J. Sustainable landscape architecture: implications of the Chinese philosophy of “unity of man with nature” and beyond. *Landsc Ecol*

- 2009;24:1015–26. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9350-z>.
- [27] Yang H. *A Treatise on the Garden of Jiangnan*. Singapore: Springer Nature Singapore; 2022. <https://doi.org/10.1007/978-981-16-6924-8>.
- [28] Breuste J, Artmann M, Ioja C, Qureshi S, editors. *Making Green Cities*. Cham: Springer International Publishing; 2023. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-73089-5>.
- [29] Gleason KL. The lost dimension: pruned plants in Roman gardens. *Veg Hist Archaeobot* 2019;28:311–25. <https://doi.org/10.1007/s00334-019-00729-2>.
- [30] Touwaide A. Hippocrates and Hippocratism. *Encycl. Renaiss. Philos.*, Cham: Springer International Publishing; 2022, p. 1529–31. https://doi.org/10.1007/978-3-319-14169-5_1098.
- [31] Grigore M-N. *A Botanical History of Halophytes: From Theophrastus to Nowadays*. *Handb. Halophytes*, Cham: Springer International Publishing; 2020, p. 1–44. https://doi.org/10.1007/978-3-030-17854-3_2-1.
- [32] Pica A, Vergari F, Fredi P, Del Monte M. The Aeterna Urbs Geomorphological Heritage (Rome, Italy). *Geoheritage* 2016;8:31–42. <https://doi.org/10.1007/s12371-015-0150-3>.
- [33] Гіро П. Приватне та суспільне життя греків. *Алетейя* 1995:474.
- [34] Сергієнко М., Доватур АІ. Листи Плінія Молодшого, 1982, р. 407.
- [35] Bono P, Boni C. Water supply of Rome in antiquity and today. *Environ Geol* 1996;27:126–34. <https://doi.org/10.1007/BF01061685>.
- [36] Cazzani A, Zerbi CM, Brumana R, Lobovikov-Katz A. Raising awareness of the cultural, architectural, and perceptive values of historic gardens and related landscapes: panoramic cones and multi-temporal data. *Appl Geomatics* 2022;14:97–130. <https://doi.org/10.1007/s12518-020-00330-7>.
- [37] Platon. *Dialogs*. *Osnovy* 1999.
- [38] Hrabanus Maurus *De universe*. *Patrologia Cursus Complet* 1864;Series lat:111.
- [39] Anderson MS. *De Re Rustica (On Agriculture)*. *Agron J* 1945;37:163–163. <https://doi.org/10.2134/agronj1945.00021962003700020011x>.

- [40] Castilho RMM de, Freitas RC, Santos PLF dos. The turfgrass in landscape and landscaping. *Ornam Hortic* 2020;26:499–515.
<https://doi.org/10.1590/2447-536x.v26i3.2237>.
- [41] Бурхарт Я. Культура Італії в епоху Відродження 1996:314–6.
- [42] I, Athanasios & Constantinople, Patriarch & ca, ca & Talbot A-M. The correspondence of Athanasius, Patriarch of Constantinople (1289-1293; 1303-1309) , with the Emperor Andronicus II. Columbia Univ 2023.
- [43] C. Café-Filho A, Alberto Lopes C, Rossato M. Management of Plant Disease Epidemics with Irrigation Practices. *Irrig. Agroecosystems*, IntechOpen; 2019. <https://doi.org/10.5772/intechopen.78253>.
- [44] Entwisle T. *Diverse Gardens and Culture of Spain* 2018.
- [45] Fox HM. Moorish gardens in Spain described in source books. *Landsc Archit* 1929.
- [46] Turkan Z, Köksaldı E. An important period of the historical development of garden art: “Renaissance garden style.” *Rev Amaz Investig* 2021;10:252–69.
<https://doi.org/10.34069/AI/2021.38.02.25>.
- [47] Salvemini G. Florence in the Time of Dante. *Speculum* 1936;11:317–26.
<https://doi.org/10.2307/2846992>.
- [48] Фадечєва ВВ. Садово-паркове мистецтво Італії та його взаємозв’язок з національним характером італійців. *Молодий Учений* 2021;21:272–4.
- [49] Ліхачов ДС. «Поезія садів. До семантики садово-паркових стилів» 1982:209–13.
- [50] Маркузов В. Місце Альберті в архітектурі раннього Відродження. *Архітектура СРСР* 1973;№6:35–9.
- [51] Del Soldato E. *Natural Renaissance Philosophy*. Stanford Encycl Philos 2020.
- [52] Porshnev VP. Landscape gardening art of the Seleucid Empire. *Vestn Saint Petersburg State Univ Cult* 2020. <https://doi.org/10.30725/2619-0303-2020-4-85-92>.
- [53] Freitag F, Carlà-Uhink F, Anton Clavé S. *Key Concepts in Theme Park*

- Studies. Cham: Springer International Publishing; 2023.
<https://doi.org/10.1007/978-3-031-11132-7>.
- [54] Crispino D. Historical Views: Images for Comprehension of the Modern Garden, 2023, p. 835–44. https://doi.org/10.1007/978-3-031-25906-7_92.
- [55] Курбатов ВЯ. Загальна історія ландшафтного мистецтва. Сади Та Парки Світу 2008:736.
- [56] Клуекерт Е. Садово-паркове мистецтво Європи. АРТ-Родник 2008:736.
- [57] Thompson I. The Sun King's Garden: Louis XIV, André Le Nôtre And the Creation of the Gardens of Versailles. Bloom Publ 2006.
- [58] Corsico M, Venco EM. Arco Latino: A Model of European Resilience, 2019, p. 95–104. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92099-3_12.
- [59] Власов ВГ. «Пейзажний стиль». Новий Енциклопедичний Словник Образотворчого Мистецтва 2007:247.
- [60] Michael Brix. Der barocke Garten. Magie und Ursprung. André Le Nôtre in Vaux le Vicomte 2004.
- [61] Müller N, Sukopp H. Influence of different landscape design styles on plant invasions in Central Europe. Landsc Ecol Eng 2016;12:151–69.
<https://doi.org/10.1007/s11355-015-0288-9>.
- [62] Trapani F, Mohareb N, Rosso F, Kolokotsa D, Maruthaveeran S, Ghoneem M, editors. Advanced Studies in Efficient Environmental Design and City Planning. Cham: Springer International Publishing; 2021.
<https://doi.org/10.1007/978-3-030-65181-7>.
- [63] Rosenberg J. Before and after plants. Postmedieval 2018;9:467–77.
<https://doi.org/10.1057/s41280-018-0103-5>.
- [64] Гайденко ПП. Декарт. Нова Філософська Енциклопедія 2010:2816.
- [65] Michael B.Gill. Shaftesbury on the Beauty of Nature. Univ Edinburgh,UK 2021.
- [66] Кучерявий ВП. Історія ландшафтної архітектури. Львів: 2000.
- [67] Швидковський ДО. Походження англійського пейзажного парку. Простір і Час 2012;№1:141–50.

- [68] Сичева АВ. Ландшафтна архітектура. 2002.
- [69] Stratigos MJ, Ward C, Hatfield JH, Finch J. Areas of Outstanding Nineteenth Century Beauty: Historic landscape characterisation analysis of protected areas in England. *People Nat* 2023;5:198–212.
<https://doi.org/10.1002/pan3.10424>.
- [70] Goudie A, Migoń P, editors. *Landscapes and Landforms of England and Wales*. Cham: Springer International Publishing; 2020.
<https://doi.org/10.1007/978-3-030-38957-4>.
- [71] Дормідонтова ВВ. Історія садово-паркових стилів. Начальний посібник для студентів спеціальностей “Архітектура”, “Ландшафтна архітектура”, “Озеленення міст,” 2003, р. 207.
- [72] Szilagyi K. The Evolution of English Picturesque Landscape Garden to Urban Public Park. *Acta Univ Sapientia* 2011:171–82.
- [73] Hill AW. The History and Functions of Botanic Gardens. *Ann Missouri Bot Gard* 1915;2:185. <https://doi.org/10.2307/2990033>.
- [74] Carrari E, Aglietti C, Bellandi A, Dibari C, Ferrini F, Fineschi S, et al. The management of plants and their impact on monuments in historic gardens: Current threats and solutions. *Urban For Urban Green* 2022;76:127727.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127727>.
- [75] Keshavarz N, Bell S, Zilans A, Hursthouse A, Voigt A, Hobbelink A, et al. A history of urban gardens in Europe. *Urban Allot. Gard. Eur.*, New York : Routledge, 2016.: Routledge; 2016, p. 8–32.
<https://doi.org/10.4324/9781315686608-2>.
- [76] Burrows, Edwin G.; Wallace MG. *History of New York City to 1898*. Oxford Univ Press 1999:1408.
- [77] Schelhas J. *The USA national parks in international perspective: have we learned the wrong lesson?* Cambridge Univ Press 2001;28:300–4.
- [78] Carruthers J. Conservation and Wildlife Management in South African National Parks 1930s–1960s. *J Hist Biol* 2008;41:203–36.
<https://doi.org/10.1007/s10739-007-9147-3>.

- [79] Vaughn J, Cortner HJ. A History of Support for the National Parks. Philanthr. Natl. Park Serv., New York: Palgrave Macmillan US; 2013, p. 19–46. https://doi.org/10.1057/9781137353894_2.
- [80] Azarya Ashadi Purta. Garden Cities - Past, Present & Future 2023:1–4.
- [81] Carter SK, Pilliod DS, Haby T, Prentice KL, Aldridge CL, Anderson PJ, et al. Bridging the research-management gap: landscape science in practice on public lands in the western United States. *Landsc Ecol* 2020;35:545–60. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00970-5>.
- [82] Jacques D. Evolution of principles for the conservation of gardens and designed landscapes. *Gard Landscapes Hist Build Conserv* 2014:1–5.
- [83] Толочко ОП. Повість временних літ. Енциклопедія Історії України 2011:520.
- [84] Alekseev AI. Notes on the Religiosity of Ivan III. *Her Russ Acad Sci* 2022;92:S385–94. <https://doi.org/10.1134/S1019331622110028>.
- [85] Смоляр О. Історія та характеристика концептуального аналізу садово-паркового мистецтва Європи. Вісник Харківської Державної Академії Дизайну і Мистецтв 2011;3:66–72.
- [86] Fedotov VE. The Role of the Kiev Metropolitan Peter Mogila in Creation of the Kiev Collegium 2015;16:39–46.
- [87] Зеленюк Г. До історії створення мережі парків м. Київ. Вісник Харківської Державної Академії Культури 2013:52–8.
- [88] Кудрицький АВ. Київ: енциклопедичний словник. Української Радянської Енциклопедії 1982:427.
- [89] Біррова О. Слобідські ансамблі як осередок дворянської культури: музеєфікаційний аспект 2020:45–9.
- [90] Martynenko NM. History of Ukrainian culture. 2015.
- [91] Шлапак ВП. Чому головне училище садівництва було переведено на базу парку “Софіївка”? Вчені Записи Кримського Федерального Університету Імені ВІ Вернадського БіологіяХімія 2014;5.
- [92] Білоус В. Садово-паркове мистецтво: Коротка історія розвитку та

- методи створення художніх садів. Науковий Світ 2001:299.
- [93] Пасова Т. То де ж похована Софія Потоцька. Газета Верховної Ради України 2012.
- [94] Harvard Ukrainian Studentes. Ukraine and Eurasian History in the Twentieth Century 2016;34.
- [95] Грисюк ММ. Олександрія - зелена скарбниця. Будівельник 1965.
- [96] Manyuk, V.V; Bondar, O.V.; Yabolnyk OV. Ukraine in the history of the movement for the conservation of geological heritage in Europe. J Geol Geogr Geocology 2020.
- [97] Zenon, E. Kohut; Sklokin, Volodymyr; Frank ES. Eighteenth-Century Ukraine 2023:367–70.
- [98] Родічкін, І., Родічкін О. Старовинні маєтки України 2005.
- [99] Маланюк В. Особливості формування палацово-паркового ансамблю у Корсуні. Сучасні Проблеми Архітектури Та Містобудування, 2015;38:67–72.
- [100] Полякова, Т., Коваленко С. Корсунь-Шевченківський парк 2014:2014.
- [101] Глуховецький БЛ. Буський парк. Енциклопедія Сучасної України 2004.
- [102] Клименко Ю. Деревна рослинність стародавніх парків лісо-степової частини Львівської області. Науковий Вісник Українського Державного Лісотехнічного Університету 2004:156–65.
- [103] Sungurova N. Landscaping of park territories of the Crimean peninsula. Int Res Conf Technol Sci Eng Manag 2021.
- [104] Kolyada EM. University gardens in European culture: history and development prospects 2012:77–84.
- [105] Lindsay Ivan; Lavery Rena. The art of the Soviet union: Landscapes 2018.
- [106] Nyzhnyk S. The first All-Ukrainian horticultural conference 1928 in the history of agricultural research work. Hist Sci Biogr Stud 2018:231–40. <https://doi.org/10.31073/istnauka201804-15>.
- [107] Карнаух АД. Мистецтво паркобудування. Факір 2007:208.
- [108] Северін СІ. Комплексне озеленення в благоустрою міст 1975.

- [109] Кучерявий ВП. До двадцятиріччя підготовки ландшафтних архітекторів в Україні. Науковий Вісник НЛТУ України 2013.
- [110] Коломієць СА. Ландшафтна композиція парків. Прогрес 2006:83.
- [111] Канева ЛІ. Проектування садів і парків. Сігма 2008:183.
- [112] Ємельянов ДГ. Перспективи розвитку національних природних парків України. Біорізноманіття Та Роль Тварин в Екосистемах Матеріали VII Міжнародної Наукової Конференції 2015.
- [113] Міщенко ОВ. Сучасний стан та особливості природокористування в національних природних парках України. Вісник Харківського Державного Університету Імені ВНКаразіна 2015;10.
- [114] Гродзинський МД. Ландшафтне різноманіття як компонента сталого розвитку. Проблеми Сталого Розвитку України 2001:243–62.
- [115] Басок, Т.Г.; Вяткін КІ. Методи реконструкції рекреаційних зон великих міст. Комунальне Господарство Міст 2018;7.
- [116] Дудин, Р. Б.; Фітак, М. М.; Фалко П. Наукові засади відновлення парку імені Івана Франка у м. Львові. Наукові Доповіді НУБіП України 2020;2.
- [117] Душин РБ. Стан насаджень Стрійського парку м. Львова та проблеми його реконструкції. Науковий Вісник Українського Державного Лісотехнічного Університету 2003.
- [118] Дриженко ВІ, Ряба КЮ. Методика реконструкції парків в м. Києві 2015.
- [119] Суханова, О.А.; Пархоменко АО. Оцінка сучасного стану парку Дарницького шовкового комбінату Києва та пропозиції щодо його реконструкції. НУ Біоресурсів і Природокористування України 2013.
- [120] Клименко ЮО. Зміни насаджень старовинних парків-пам'яток садово-паркового мистецтва Вінницької області 2010.
- [121] Косенко, І.С.; Грабовий ВМ. Національний дендрологічний парк «Софіївка» НАН України у 2011–2016 рр. (проблеми збереження, реконструкції та перспективи подальшого розвитку). Національний Дендрологічний Парк «Софіївка» НАН України 2015.

- [122] Марно-Куца О. Особливості реконструкції парку ім. І.Д. Черняхівського в Умані. Науковий Вісник НЛТУ України 2013;23.6.
- [123] Одінцева ЄО. Методологія проблематики реконструкції існуючих зон рекреації приморських міст та формування нових на території кримського півострова. Нові Технології в Будівництві 2016;30.
- [124] Русанова, І.В.; Тупісь СП. Проблеми реконструкції ландшафтно-історичного комплексу “Високий замок” 2007.
- [125] Петришин ГП., Соснова НС., Тупісь СП. Реконструкція парку «Високий замок» у контексті природного каркасу Львова. Сучасні Проблеми Архітектури Та Містобудування 2019;53.
- [126] Кучерявий, В.П.; Дунін, Р.Б.; Левусь ТМ. Парк імені Трильовського у Коломиї: сучасний стан та проблеми реконструкції. Науковий Вісник НЛТУ України 2011.
- [127] Дідик ВВ. Реконструкція ботанічного саду на Цетнерівці у м. Львові 2004.
- [128] Дунін, Р.Б.; Денисова ГВ. Проблеми реконструкції та відновлення насаджень Оброшинського дендропарку. Науковий Вісник НЛТУ України 2011.
- [129] Безпала, Д.В.; Клименко ЮО. Реконструкція скверу «Павлівський» у Києві. Науковий Вісник НЛТУ України 2013.
- [130] Кучерявий, В.П.; Дунін, Р.Б.; Левусь ТМ. Принципи реконструкції та ландшафтного облаштування парку культури та відпочинку ім. М. Чекмана у Хмельницьку. Науковий Вісник НЛТУ України 2013;23.9.
- [131] Парфентьєва, І.О.; Ільчук, Н.І.; Шафранська ОЗ. Реконструкція центрального парку культури та відпочинку ім. Лесі Українки у м. Луцьку з влаштуванням функціональних зон. «Сучасні Технології Та Методи Розрахунків у Будівництві» 2017;7.
- [132] Кучерявий, В.П.; Дунін, Р.Б.; Левусь ТМ. Теоретичні аспекти реконструкції парку Перені у місті Виноградіві Закарпатської області. Науковий Вісник НЛТУ України 2014;24.4.

- [133] Прилипко, Т. В.; Потапова, Т. Е.; Сіромаха ОВ. Сучасний стан та перспективи розвитку ландшафтно-рекреаційної зони міста. Науково-Технічний Збірник “Сучасні Технології, Матеріали і Конструкції в Будівництві” 2015.
- [134] Щурова ВА. Прийоми реконструкції «Парків культури і відпочинку» в пострадянських країнах 2018.
- [135] Конопкіна, К.О.; Чижова АВ. Передумови реконструкції парків відпочинку радянського періоду 2020.
- [136] Бідолах, Д.І.; Гринюк, Ю.Г.; Кузьович, В.С.; Шляхта ЯМ. Ландшафтна реконструкція міських парків як засіб компенсації урбанізаційних збитків. Науковий Вісник НЛТУ України 2011.
- [137] Бідолах, Д.І.; Гринюк, Ю.Г.; Кузьович, В.С.; Шляхта ЯМ. Особливості реконструкції парків відпочинку невеликих міст заходу України на прикладі Зборівського міського парку 2012.
- [138] Кучерявий, В.С.; Фітак, М.М.; Лабойко ММ. Шляхи реконструкції зелених насаджень музею народної архітектури та побуту у Львові. Науковий Вісник НЛТУ України 2013;23.9.
- [139] Кабар, А.М.; Мартинова НВ. Вивчення стану насаджень парків ім. Володимира Дубініна та ім. Л.В. Писаржевського в місті Дніпро 2017.
- [140] Кабар, А.М.; Мартинова, Н.В.; Лихолат, Ю.В.; Хромих НА. Участь деревних інвазійних видів рослин у формуванні насаджень паркової зони міста Дніпро. Біоресурси і Природокористування 2017.
- [141] Горбатюк АВ. Парки - пам'ятки Вінниччини, їх сучасний стан та видове різноманіття. 2021.
- [142] Петрище ОЯ. Сучасний стан та перспективи реконструкції центрального парку м. Немирів. 2019.
- [143] Легеза ВП. Реконструкція зелених насаджень та озеленення території м. Ужгорода. Науковий Вісник Ужгородського Університету 2015;Серія Біол:33–5.
- [144] Гатальська НВ. Ландшафтотерапевтичні методи та перспективи їх

- використання під час реконструкції парків (на прикладі парку ім. О. Пушкіна в м. Києві) 2017.
- [145] Тупісь СП. Методи збереження використання об'єктів природно-заповідного фонду у структурі міст. 2019.
- [146] Єлісавенко, Ю.А.; Смашнюк, Л.В.; Василевський ОГ. Парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва східного Поділля як біоцентри регіональної екомережі. Вінницька Лісова Науково-Дослідна Станція Серія «Сільськогосподарські Науки» 2018.
- [147] Микитин, Т.М.; Шелюк ВО. Використання рекреаційного потенціалу національних природних парків України. 2017.
- [148] Решетюк ОВ. Перспективи використання парків природно-заповідного фонду Буковини для збагачення її біорізноманіття. Науковий Вісник НЛТУ України 2017;10.
- [149] Сисак, В.О.; Бармашина ЛМ. Проблеми розвитку паркової системи в Україні. Архітектурний Вісник КНУБА 2013.
- [150] Черевченко, Т.М.; Трофименко НМ. Сучасний стан та деякі перспективи розвитку ботанічних садів та дендропарків в Україні. У Раді Ботанічних Садів Та Дендропарків України 2006.
- [151] Кузнецова, С.І.; Клименко ЮО. Паркознавство як біоекологічна основа паркобудівництва 2003.
- [152] Goncharenko I, Semenishchenkov Y, Tsakalos JL, Mucina L. Thermophilous oak forests of the steppe and forest-steppe zones of Ukraine and Western Russia. *Biologia (Bratisl)* 2020;75:337–53. <https://doi.org/10.2478/s11756-019-00413-w>.
- [153] Goncharenko I, Kovalenko O. Oak forests of the class *Quercetea pubescentis* in Central-Eastern Ukraine. *THAISZIA - J Bot* 2019;29. <https://doi.org/10.33542/TJB2019-2-05>.
- [154] Yakovenko V, Zhukov O. Zoogenic structure aggregation in steppe and forest soils. In: Dmytruk Y, Dent D, editors. *Soils under Stress*, Cham: Springer International Publishing; 2021, p. 111–27.

- https://doi.org/10.1007/978-3-030-68394-8_12.
- [155] Kunakh OM, Lisovets OI, Yorkina N V., Zhukova YO. Phytoindication assessment of the effect of reconstruction on the light regime of an urban park. *Biosyst Divers* 2021;29:84–93. <https://doi.org/10.15421/012135>.
- [156] Kunakh OM, Yorkina N V., Turovtseva NM, Bredikhina JL, Balyuk JO, Golovnya A V. Effect of urban park reconstruction on physical soil properties. *Ecol Balk* 2021;13:57–73.
- [157] Savinov NO. *Soil Physics*. Moscow: Sietchozgiz Press; 1936.
- [158] Hillel D. *Introduction to environmental soil physics*. 1st ed. Amsterdam: Elsevier; 2003.
- [159] Guber A, Pachepsky Y, Shein E, Rawls WJ. Soil aggregates and water retention. *Dev. Soil Sci.*, 2004, p. 143–51. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(04\)30008-5](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(04)30008-5).
- [160] Medvedev VV. *Soil structure (methods, genesis, classification, evolution, geography, monitoring, protection)*. Kharkov: 13 Printing House; 2008.
- [161] Westhoff V, Van Der Maarel E. *The Braun-Blanquet Approach. Classif. Plant Communities*, Dordrecht: Springer Netherlands; 1978, p. 287–399. https://doi.org/10.1007/978-94-009-9183-5_9.
- [162] Belgard AL. *Forest vegetation of South–East part of the Ukraine*. Shevchenko Kiev State Univ Publ House 1950.
- [163] Cain SA. Life-forms and phytoclimate. *Bot Rev* 1950;16:1–32. <https://doi.org/10.1007/BF02879783>.
- [164] Williams VR. *Pedology*. Selhozgiz 1947.
- [165] Raunkiaer C. *Plant life forms*. Clarendon Press 1937.
- [166] Sørensen T. Some ecosystemical characteristics determined by Raunkiær’s circling method. In “To designate the fundamental unit of ecological plant sociology I propose the term ecotope, viz. the field delimited as an object of investigation within a given ecosystem (. Nord (19 Skand Naturforskarmöteti 1936:474–475.
- [167] Tarasov V V. *Flora of Dnipropetrovsk and Zaporizhia regions* (A. P.

- Travleev (ed.)). Lira (in Ukrainian) 2012.
- [168] Kunah OM, Zelenko Y V., Fedushko MP, Babchenko A V., Sirovatko VO, Zhukov O V. The temporal dynamics of readily available soil moisture for plants in the technosols of the Nikopol Manganese Ore Basin. *Biosyst Divers* 2019;27:156–62. <https://doi.org/10.15421/011921>.
- [169] Kunakh OM, Yorkina N V., Zhukov O V., Turovtseva NM, Bredikhina YL, Logvina-Byk TA. Recreation and terrain effect on the spatial variation of the apparent soil electrical conductivity in an urban park. *Biosyst Divers* 2020;28:3–8. <https://doi.org/10.15421/012001>.
- [170] Kroetsch, D., and Wang C. Particle size distribution. In M. R. Carter and E. G. Gregorich (Eds.). *Soil Sampl Methods Anal* 2008:713–26.
- [171] AL-SHAMMARY AAG, KOUZANI AZ, KAYNAK A, KHOO SY, NORTON M, GATES W. Soil Bulk Density Estimation Methods: A Review. *Pedosphere* 2018;28:581–96. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60034-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60034-7).
- [172] Frank, D., and Klotz S. *Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. Wissenschaftliche Beiträge Der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenb* 1990.
- [173] Yorkina N, Goncharenko I, Lisovets O, Zhukov O. Assessment of Naturalness: The Response of Social Behavior Types of Plants to Anthropogenic Impact. *Ekológia (Bratislava)* 2022;41:135–46. <https://doi.org/10.2478/eko-2022-0014>.
- [174] Didukh YP. The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. *Phytosociocenter* 2011.
- [175] Buzuk GN. Phytoindication with ecological scales and regression analysis: environmental index. *Bull Pharm* 2017;2:31–7.
- [176] Vadunina AF, Korchagina SA. *Metody issledovaniya fizicheskikh svoïstv pochv [Methods for research of physical properties of the soil]*. Moskva: Agropromizdat (In Russian); 1986.
- [177] Ivanov NN. Contitantal belts of the Earth. *News Sov Geogr Soc*

- 1959;91:410–423.
- [178] Minasny B, McBratney AB. The Matérn function as a general model for soil variograms. *Geoderma* 2005;128:192–207.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.04.003>.
- [179] McBratney AB, Pringle MJ. Estimating Average and Proportional Variograms of Soil Properties and Their Potential Use in Precision Agriculture. *Precis Agric* 1999;1:125–52.
<https://doi.org/10.1023/A:1009995404447>.
- [180] Ribeiro PJ, Christensen OF, Diggle P. *geoR and geoRglm: Software for Model-Based Geostatistics*. DSC 2003 Work. Pap., 2003.
- [181] Stein ML. *Interpolation of Spatial Data: Some Theory for Kriging*. New York: Springer; 1999.
- [182] Zhukov O, Yorkina N, Budakova V, Kunakh O. Terrain and tree stand effect on the spatial variation of the soil penetration resistance in Urban Park. *Int J Environ Stud* 2021:1–17. <https://doi.org/10.1080/00207233.2021.1932368>.
- [183] Handcock MS, Stein ML. A Bayesian Analysis of Kriging. *Technometrics* 1993;35:403. <https://doi.org/10.2307/1270273>.
- [184] Zimmermann B, Zehe E, Hartmann NK, Elsenbeer H. Analyzing spatial data: An assessment of assumptions, new methods, and uncertainty using soil hydraulic data. *Water Resour Res* 2008;44.
<https://doi.org/10.1029/2007WR006604>.
- [185] Whittle P. On stationary processes in the plane. *Biometrika* 1954;41:434–449. <https://doi.org/DOI:10.1093/biomet/41.3-4.434>.
- [186] Webster R. Statistics to support soil research and their presentation. *Eur J Soil Sci* 2001;52:331–40. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00383.x>.
- [187] de Wijs HJ. Statistics of ore distribution: Part I. Frequency distribution of assay values. *J R Netherlands Geol Min Soc New Ser* 1951;13:365–375.
- [188] de Wijs HJ. Statistics of ore distribution: Part II. Theory of binomial distribution applied to sampling and engineering problems. *J R Netherlands Geol Min Soc New Ser* 1953;15:12–24.

- [189] Sun B, Zhou S, Zhao Q. Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China. *Geoderma* 2003;115:85–99. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00078-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00078-8).
- [190] Hengl T, Heuvelink GBM, Stein A. A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging. *Geoderma* 2004;120:75–93. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.08.018>.
- [191] Ribeiro PJ, Diggle PJ. *geoR: A package for geostatistical data analysis using the R software*. *R News* 2016;1:15–8.
- [192] Vasat R, Pavlu L, Boruvka L, Drabek O, Nikodem A. Mapping the topsoil pH and humus quality of forest soils in the north bohemian jizerské hory mts. region with ordinary, universal, and regression kriging: Cross-validation comparison. *Soil Water Res* 2013;8:97–104. <https://doi.org/10.17221/62/2012-swr>.
- [193] De'Ath G. The multinomial diversity model: Linking Shannon diversity to multiple predictors. *Ecology* 2012;93:2286–96. <https://doi.org/10.1890/11-2155.1>.
- [194] Jost L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 2007;88:2427–39. <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>.
- [195] Mexia T, Vieira J, Príncipe A, Anjos A, Silva P, Lopes N, et al. Ecosystem services: Urban parks under a magnifying glass. *Environ Res* 2018;160:469–78. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.023>.
- [196] Hajzeri A. The management of urban parks and its contribution to social interactions. *Arboric J* 2021;43:187–95. <https://doi.org/10.1080/03071375.2020.1829373>.
- [197] Xie Q, Yue Y, Sun Q, Chen S, Lee S-B, Kim SW. Assessment of Ecosystem Service Values of Urban Parks in Improving Air Quality: A Case Study of Wuhan, China. *Sustainability* 2019;11:6519. <https://doi.org/10.3390/su11226519>.
- [198] Cohen P, Potchter O, Schnell I. A methodological approach to the environmental quantitative assessment of urban parks. *Appl Geogr*

- 2014;48:87–101. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.01.006>.
- [199] Vieira J, Matos P, Mexia T, Silva P, Lopes N, Freitas C, et al. Green spaces are not all the same for the provision of air purification and climate regulation services: The case of urban parks. *Environ Res* 2018;160:306–13. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.006>.
- [200] Mäntymaa E, Jokinen M, Juutinen A, Lankia T, Louhi P. Providing ecological, cultural and commercial services in an urban park: A travel cost–contingent behavior application in Finland. *Landsc Urban Plan* 2021;209:104042. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104042>.
- [201] Li Y. Reconstruction of plant space in the urban park guided by visual experience of tourists – A case study of the Ait park afforestation design in Fuzhou. In: Shoji H, Koyama S, Kato T, Muramatsu K, Yamanaka T, Lévy P, et al., editors. *Proc. 8th Int. Conf. Kansei Eng. Emot. Res.*, Singapore: Springer; 2020, p. 349–58. https://doi.org/10.1007/978-981-15-7801-4_37.
- [202] Pavao-Zuckerman MA. The nature of urban soils and their role in ecological restoration in cities. *Restor Ecol* 2008;16:642–9. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00486.x>.
- [203] Sarah P, Zhevelev HM, Oz A. Urban park soil and vegetation: Effects of natural and anthropogenic factors. *Pedosphere* 2015;25:392–404. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30007-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30007-2).
- [204] Van den Berg AE, Jorgensen A, Wilson ER. Evaluating restoration in urban green spaces: Does setting type make a difference? *Landsc Urban Plan* 2014;127:173–81. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.04.012>.
- [205] Hou E-Q, Xiang H-M, Li J-L, Li J, Wen D-Z. Soil acidification and heavy metals in urban parks as affected by reconstruction intensity in a humid subtropical environment. *Pedosphere* 2015;25:82–92. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(14\)60078-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60078-3).
- [206] Romzaykina ON, Vasenev VI, Khakimova RR, Hajiaghayeva R, Stoorvogel JJ, Dovletyarova EA. Spatial variability of soil properties in the urban park before and after reconstruction. *Soil Environ* 2017;36:155–65.

- <https://doi.org/10.25252/SE/17/51219>.
- [207] Steenberg JWN, Duinker PN, Nitoslawski SA. Ecosystem-based management revisited: Updating the concepts for urban forests. *Landsc Urban Plan* 2019;186:24–35.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.006>.
- [208] Dyderski MK, Tyborski J, Jagodziński AM. The utility of ancient forest indicator species in urban environments: A case study from Poznań, Poland. *Urban For Urban Green* 2017;27:76–83.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.06.016>.
- [209] Melnychuk S, Trochymenko G. Floristic richness and taxonomic analysis of the flora of the national park “biloberezhzhya svyatoslava.” *Sci Biol Sci* 2017;24–9. <https://doi.org/10.15587/2519-8025.2017.99760>.
- [210] Battisti C, Fanelli G, Mariani L, Capizzi D. Assessing disturbance-sensitivity and generalism in mammals: Corroborating a hump-shaped relationship using a hemerobiotic approach. *Ecol Indic* 2017;76:178–83.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.014>.
- [211] Rüdissler J, Tasser E, Tappeiner U. Distance to nature—A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecol Indic* 2012;15:208–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.027>.
- [212] Testi A, Bisceglie S, Guidotti S, Fanelli G. Detecting river environmental quality through plant and macroinvertebrate bioindicators in the Aniene River (Central Italy). *Aquat Ecol* 2009;43:477–86.
<https://doi.org/10.1007/s10452-008-9205-8>.
- [213] Pulev A, Sakelarieva L. Herpetofauna in the city of Blagoevgrad, south-western Bulgaria. *Biodiscovery* 2013;7.
<https://doi.org/10.7750/BioDiscovery.2013.7.3>.
- [214] Klausnitzer B. Faunistisch-ökologische Untersuchungen über die Laufkäfer (Col., Carabidae) des Stadtgebietes von Leipzig. *Entomol Nachr Ber* 1983;27:241–261.
- [215] Klausnitzer B. *Ökologie der Großstadtfauna*. Fischer 1987.

- [216] Klausnitzer B. *Ökologie der Großstadtfauna*. Gustav Fischer 1993.
- [217] Klausnitzer B, Richter K. Presence of an urban gradient demonstrated for carabid associations. *Oecologia* 1983;59:79–82.
<https://doi.org/10.1007/BF00388077>.
- [218] Frank, D., and Klotz S. *Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR*.
 Wissenschaftliche Beiträge Der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenb
 1990.
- [219] Klötzli, F., Peet, R., and Maarel E. *The Journal of Vegetation Science*:
 Volume 4. *J Veg Sci* 1993;4(1):1–4.
- [220] Mohanty M, Patra HK. Effect of Chelate-Assisted Hexavalent Chromium on
 Physiological Changes, Biochemical Alterations, and Chromium
 Bioavailability in Crop Plants—An In Vitro Phytoremediation Approach.
Bioremediat J 2012;16:147–55.
<https://doi.org/10.1080/10889868.2012.687414>.
- [221] Edmondson JL, Stott I, Davies ZG, Gaston KJ, Leake JR. Soil surface
 temperatures reveal moderation of the urban heat island effect by trees and
 shrubs. *Sci Rep* 2016;6:33708. <https://doi.org/10.1038/srep33708>.
- [222] Aber, J., Neilson, R. P., McNulty, S., Lenihan, J. M., Bachelet, D., and
 Drapek RJ. Forest processes and global environmental change: predicting the
 effects of individual and multiple stressors. *Bioscience* 2001;51(9):735–751.
- [223] Williams NSG, Schwartz MW, Vesik PA, McCarthy MA, Hahs AK,
 Clemants SE, et al. A conceptual framework for predicting the effects of
 urban environments on floras. *J Ecol* 2009;97:4–9.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x>.
- [224] Daev E V. About stress, ... Or about Hans Selye's two errors, conquered the
 world. *Ecol Genet* 2019;17:103–11. <https://doi.org/10.17816/ecogen174103-111>.
- [225] Aich P, Potter, Griebel. Modern approaches to understanding stress and
 disease susceptibility: A review with special emphasis on respiratory disease.
Int J Gen Med 2009;19. <https://doi.org/10.2147/IJGM.S4843>.

- [226] Kranner I, Minibayeva F V., Beckett RP, Seal CE. What is stress? Concepts, definitions and applications in seed science. *New Phytol* 2010;188:655–73. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03461.x>.
- [227] Brown DG, Johnson KM, Loveland TR, Theobald DM. RURAL LAND-USE TRENDS IN THE CONTERMINOUS UNITED STATES, 1950–2000. *Ecol Appl* 2005;15:1851–63. <https://doi.org/10.1890/03-5220>.
- [228] Koh LP, Sodhi NS. IMPORTANCE OF RESERVES, FRAGMENTS, AND PARKS FOR BUTTERFLY CONSERVATION IN A TROPICAL URBAN LANDSCAPE. *Ecol Appl* 2004;14:1695–708. <https://doi.org/10.1890/03-5269>.
- [229] Seto KC, Güneralp B, Hutyra LR. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proc Natl Acad Sci* 2012;109:16083–8. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>.
- [230] Lal R. Managing Urban Soils for Food Security and Adaptation to Climate Change, 2019, p. 302–19. https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_35.
- [231] Shchepeleva AS, Vizirskaya MM, Vasenev VI, Vasenev II. Analysis of Carbon Stocks and Fluxes of Urban Lawn Ecosystems in Moscow Megapolis, 2019, p. 80–8. https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_11.
- [232] Carreiro MM, Tripler CE. Forest Remnants Along Urban-Rural Gradients: Examining Their Potential for Global Change Research. *Ecosystems* 2005;8:568–82. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0172-6>.
- [233] Simon A, Katzensteiner K, Gratzler G. Drivers of forest regeneration patterns in drought prone mixed-species forests in the Northern Calcareous Alps. *For Ecol Manage* 2019;453:117589. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117589>.
- [234] Steinauer K, Zytynska S, Weisser WW, Eisenhauer N. Changes in plant community structure and soil biota along soil nitrate gradients in two deciduous forests. *Pedobiologia (Jena)* 2014;57:139–45. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2014.01.007>.
- [235] Tosso F, Doucet J, Dainou K, Fayolle A, Hambuckers A, Doumenge C, et al.

- Highlighting convergent evolution in morphological traits in response to climatic gradient in African tropical tree species: The case of genus *Guibourtia* Benn. *Ecol Evol* 2019;9:13114–26.
<https://doi.org/10.1002/ece3.5740>.
- [236] GOSSNER MM. Light intensity affects spatial distribution of Heteroptera in deciduous forests. *Eur J Entomol* 2009;106:241–52.
<https://doi.org/10.14411/eje.2009.032>.
- [237] Hubbell SP, Foster RB, O'Brien ST, Harms KE, Condit R, Wechsler B, et al. Light-Gap Disturbances, Recruitment Limitation, and Tree Diversity in a Neotropical Forest. *Science* (80-) 1999;283:554–7.
<https://doi.org/10.1126/science.283.5401.554>.
- [238] Wirth R, Herz H, Ryel RJ, Beyschlag W, Hölldobler B. Forest Light Regimes, 2003, p. 61–9. https://doi.org/10.1007/978-3-662-05259-4_5.
- [239] Canham CD, Denslow JS, Platt WJ, Runkle JR, Spies TA, White PS. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Can J For Res* 1990;20:620–31. <https://doi.org/10.1139/x90-084>.
- [240] Škvareninová J, Tuhárska M, Škvarenina J, Babálová D, Slobodníková L, Slobodník B, et al. Effects of light pollution on tree phenology in the urban environment. *Morav Geogr Reports* 2017;25:282–90.
<https://doi.org/10.1515/mgr-2017-0024>.
- [241] Ma K-M, Fu B-J, Liu S-L, Guan W-B, Liu G-H, Lü Y-H, et al. Multiple-scale soil moisture distribution and its implications for ecosystem restoration in an arid river valley, China. *L Degrad Dev* 2004;15:75–85.
<https://doi.org/10.1002/ldr.584>.
- [242] Freundorfer A, Rehberg I, Law BE, Thomas C. Forest wind regimes and their implications on cross-canopy coupling. *Agric For Meteorol* 2019;279:107696. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107696>.
- [243] Li X, Koh T, Panda J, Norford LK. Impact of urbanization patterns on the local climate of a tropical city, Singapore: An ensemble study. *J Geophys Res Atmos* 2016;121:4386–403. <https://doi.org/10.1002/2015JD024452>.

- [244] Jiao-jun Z, Zu-gen L, Xiu-fen L, Matsuzaki T, Gonda Y. Review: effects of wind on trees. *J For Res* 2004;15:153–60.
<https://doi.org/10.1007/BF02856753>.
- [245] Kitada T, Okamura K, Tanaka S. Effects of Topography and Urbanization on Local Winds and Thermal Environment in the Nohbi Plain, Coastal Region of Central Japan: A Numerical Analysis by Mesoscale Meteorological Model with a $k-\epsilon$ Turbulence Model. *J Appl Meteorol* 1998;37:1026–46.
[https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1998\)037<1026:EOTAUO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1998)037<1026:EOTAUO>2.0.CO;2).
- [246] Lüttge U, Buckeridge M. Trees: structure and function and the challenges of urbanization. *Trees* 2023;37:9–16. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-01964-1>.
- [247] Xiao, Z., Xiong, C., Yan, C., Yan, G., Yang, F., Yuan, W., Yuan, X., Zhang, Q., Zhang, X., Zhang, Z., Zhao, P., Zhao, X., Zhao, X., Zheng, Y., Zhou, S., and Zhu X. Urbanization. *Adv. Remote Sens.*, Elsevier; 2020, p. 833–70.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815826-5.00023-4>.
- [248] Suarez-Rubio M, Krenn R. Quantitative analysis of urbanization gradients: a comparative case study of two European cities. *J Urban Ecol* 2018;4.
<https://doi.org/10.1093/jue/juy027>.
- [249] Livesley SJ, McPherson EG, Calfapietra C. The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *J Environ Qual* 2016;45:119–24.
<https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>.
- [250] Calfapietra C, Morani A, Sgrigna G, Di Giovanni S, Muzzini V, Pallozzi E, et al. Removal of Ozone by Urban and Peri-Urban Forests: Evidence from Laboratory, Field, and Modeling Approaches. *J Environ Qual* 2016;45:224–33. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0061>.
- [251] Chameides WL, Fehsenfeld F, Rodgers MO, Cardelino C, Martinez J, Parrish D, et al. Ozone precursor relationships in the ambient atmosphere. *J Geophys Res* 1992;97:6037. <https://doi.org/10.1029/91JD03014>.
- [252] Dunn-Johnston KA, Kreuzwieser J, Hirabayashi S, Plant L, Rennenberg H,

- Schmidt S. Isoprene Emission Factors for Subtropical Street Trees for Regional Air Quality Modeling. *J Environ Qual* 2016;45:234–43. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0051>.
- [253] de Andrade AC, Medeiros S, Chiarello AG. City sloths and marmosets in Atlantic forest fragments with contrasting levels of anthropogenic disturbance. *Mammal Res* 2020;65:481–91. <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00492-0>.
- [254] de Paiva Vianna K, Rodrigues RM, Alves Cardoso M. Noise pollution and annoyance: An urban soundscapes study. *Noise Heal* 2015;17:125. <https://doi.org/10.4103/1463-1741.155833>.
- [255] Ferrini F, Fini A, Mori J, Gori A. Role of Vegetation as a Mitigating Factor in the Urban Context. *Sustainability* 2020;12:4247. <https://doi.org/10.3390/su12104247>.
- [256] Yang J-L, Zhang G-L, Shi X-Z, Wang H-J, Cao Z-H, Ritsema CJ. Dynamic changes of nitrogen and phosphorus losses in ephemeral runoff processes by typical storm events in Sichuan Basin, Southwest China. *Soil Tillage Res* 2009;105:292–9. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.04.003>.
- [257] Li Q. Effect of forest bathing trips on human immune function. *Environ Health Prev Med* 2010;15:9–17. <https://doi.org/10.1007/s12199-008-0068-3>.
- [258] BONATO L, MINELLI A. Chilopoda Geophilomorpha of Europe: a revised list of species, with taxonomic and nomenclatorial notes. *Zootaxa* 2014;3770:1. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3770.1.1>.
- [259] Dudek T, Kasprzyk I, Dulaska-Jeż A. Forest as a place for recreation but also the source of allergenic plant pollen: to come or avoid? *Eur J For Res* 2018;137:849–62. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1144-x>.
- [260] Zhirkov IA. Bio-Geography, general and specialty. KMK Sci Pres 2017.
- [261] Erofeeva EA. Plant hormesis and Shelford's tolerance law curve. *J For Res* 2021;32:1789–802. <https://doi.org/10.1007/s11676-021-01312-0>.
- [262] Gauch HG, Chase GB, Whittaker RH. Ordination of Vegetation Samples by Gaussian Species Distributions. *Ecology* 1974;55:1382–90.

- <https://doi.org/10.2307/1935466>.
- [263] Johnson RW, Goodall DW. A maximum likelihood approach to non-linear ordination. *Vegetatio* 1980;41:133–42. <https://doi.org/10.1007/BF00052442>.
- [264] Kunakh OM, Fedyay IO. Are Heteroptera communities able to be bioindicators of urban environments? *Biosyst Divers* 2020;28:195–202. <https://doi.org/10.15421/012025>.
- [265] Ramenskiy, L. G., Tsatsenkin, I. A., Chizhikov, O. N., Antipin NA. Ecological evaluation of the fodder lands by vegetation cover. *Sel'khozgiz* 1956.
- [266] Diekmann M. Use and improvement of Ellenberg's indicator values in deciduous forests of the Boreo-nemoral zone in Sweden. *Ecography (Cop)* 1995;18:178–89. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1995.tb00339.x>.
- [267] Ellenberg H. *Zeigerwerte der Gefisspflanzen Mitteleuropas* (2nd ed.). *Scr Geobot* 1979.
- [268] Ellenberg, H., Weber, H. E., Dull, R., Wirth, V., Werner, W., and Paulissen D. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scr Geobot* 1991;18:1–248.
- [269] Tsyganov DN. Phytoindication of ecological factors in the subzone of mixed coniferous–broad–leafed forests. *Nauka* 1982.
- [270] Dahl F. Grundsätze und grundbegriffe der biozönotischen forschung. *Zool Anzeiger*, 1908;33:349–353.
- [271] Newson MD, Newson CL. Geomorphology, ecology and river channel habitat: mesoscale approaches to basin-scale challenges. *Prog Phys Geogr Earth Environ* 2000;24:195–217. <https://doi.org/10.1177/030913330002400203>.
- [272] TOWNSEND CR, HILDREW AG. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshw Biol* 1994;31:265–75. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01740.x>.
- [273] Möbius K. *Die Auster und die Austernwirthschaft*. Hempel Und Parey 1874.
- [274] Möbius K. The Oyster bank is a biocönose, or a social community. In D. R. Keller and F. B. Golley (Eds.). *Phylosophy Ecol (From Sci to Synth*

2000:111–114.

- [275] Clifford NJ, Harmar OP, Harvey G, Petts GE. Physical habitat, eco-hydraulics and river design: a review and re-evaluation of some popular concepts and methods. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 2006;16:389–408. <https://doi.org/10.1002/aqc.736>.
- [276] Jowett IG. A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. *New Zeal J Mar Freshw Res* 1993;27:241–8. <https://doi.org/10.1080/00288330.1993.9516563>.
- [277] Padmore C. The role of physical biotopes in determining the conservation status and flow requirements of British rivers. *Aquat Ecosyst Heal Manag* 1998;1:25–35. [https://doi.org/10.1016/S1463-4988\(98\)00004-9](https://doi.org/10.1016/S1463-4988(98)00004-9).
- [278] Zhukov O V., Kunah OM, Dubinina YY, Novikova VO. The role of edaphic, vegetational and spatial factors in structuring soil animal communities in a floodplain forest of the Dnipro river. *Folia Oecologica* 2018;45:8–23. <https://doi.org/10.2478/foecol-2018-0002>.
- [279] Pakhomov OY, Kunakh OM, Babchenko A V., Fedushko MP, Demchuk NI, Bezuhla LS, et al. Temperature effect on the temporal dynamic of terrestrial invertebrates in technosols formed after reclamation at a post-mining site in Ukrainian steppe drylands. *Biosyst Divers* 2019;27:322–8. <https://doi.org/10.15421/011942>.
- [280] Sukachev VN. The idea of the development in phytocenology. *Sov Bot* 1942:1–3 5–17.
- [281] Sukachev VN. Major contemporary issues of the biocenology. *Biol Bull* 1965;26(3):249–260.
- [282] Sukachev, V. N., and Dylis N V. The main concepts of the forest biogeocenology. *Nauka* 1964.
- [283] Hutchinson GE. Homage to Santa Rosalia or Why Are There So Many Kinds of Animals? *Am Nat* 1959;93:145–59. <https://doi.org/10.1086/282070>.
- [284] Hubbell SP. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. *Princet Univ Press New Jersey, USA* 2001.

- [285] Kunakh, O. N., Kramarenko, S. S., Zhukov, A. V., Zadorozhnaya, G. A., and Kramarenko AS. Intra-population spatial structure of the land snail *Vallonia pulchella* (Müller, 1774) (Gastropoda; Pulmonata; Valloniidae). *Ruthenica* 2018;28(3):91–99.
- [286] Vysotsky GN. Cover science. Main Bot Gard 1925.
- [287] Tansley AG. The British Isles and their vegetation. Cambridge Univ Press 1939.
- [288] Naveh, Z., and Lieberman AS. Landscape Ecology: Theory and application (2nd ed.). Springer-Verlag 1994.
- [289] Apostolov LG. Pest entomofauna of the forest biocenosis of Central Dnieper. Vyshcha Shkola 1981.
- [290] Barsov VA. Assessment of the current state of the Papilionoidea butterflies of the Dnieper-Orilsky Reserve. *Conserv Work* 2001;7(1):39–43.
- [291] Solonenko AM, Arabadzhy-Tipenko LI, Kunakh OM, Kovalenko D V. The role of ecological groups in the formation of cyanobacterial communities in the ecosystems of the North Azov region (Ukraine). *Biosyst Divers* 2020;28:216–23. <https://doi.org/10.15421/012028>.
- [292] Razumovsky OS. Adaptacionizm and behavioural science in the context of the problems of evolution and meaning of life activity. *Polignozis* 2003;2(22).
- [293] Zhukov O V., Kunah OM, Dubinina YY. Sensitivity and resistance of communities: Evaluation on the example of the influence of edaphic, vegetation and spatial factors on soil macrofauna. *Biosyst Divers* 2017;25. <https://doi.org/10.15421/011750>.
- [294] Matveev NM. The Basics of Steppe Forestry by professor A.L. Belgard and their modern interpretation. Samara Univ 2011.
- [295] Budakova VS, Yorkina N V., Telyuk PM, Umerova AK, Kunakh OM, Zhukov O V. Impact of recreational transformation of soil physical properties on micromolluscs in an urban park. *Biosyst Divers* 2021;29:78–87. <https://doi.org/10.15421/012111>.

- [296] Zhukova YO, Yorkina N V., Budakova VS, Kunakh OM. The small-scale variation of herb-layer community structure in a riparian mixed forest. *Biosyst Divers* 2020;28:390–8. <https://doi.org/10.15421/012050>.
- [297] Nazarenko NN. Coenomorphs as phytometers of biotopes. *Biosyst Divers* 2016;24:8–14. <https://doi.org/10.15421/011602>.
- [298] Zhukov O, Kunah O, Dubinina Y, Ganga D, Zadorozhnaya G. Phylogenetic Diversity of Plant Metacommunity of the Dnieper River Arena Terrace Within the ‘Dnieper-Orilskiy ’ Nature Reserve. *Ekológia (Bratislava)* 2017;36:352–65. <https://doi.org/10.1515/eko-2017-0028>.
- [299] Fedonenko E V., Kunakh OM, Chubchenko YA, Zhukov O V. Application of remote sensing data for monitoring eutrophication of floodplain water bodies. *Biosyst Divers* 2022;30:179–90. <https://doi.org/10.15421/012219>.
- [300] Zhukov O V., Kunah OM, Dubinina YY, Fedushko MP, Kotsun VI, Zhukova YO, et al. Tree canopy affects soil macrofauna spatial patterns on broad- and meso-scale levels in an Eastern European poplar-willow forest in the floodplain of the River Dnipro. *Folia Oecologica* 2019;46:101–14. <https://doi.org/10.2478/foecol-2019-0013>.
- [301] Kunakh, Olga M., Yorkina, N. V., Turovtseva, N. M., Bredikhina, J. L., Balyuk, J. O., Golovnya A V. Effect of urban park reconstruction on physical soil properties. *Ecol Balk* 2021;13(2):57–73.
- [302] Derkzen ML, van Teeffelen AJA, Verburg PH. REVIEW: Quantifying urban ecosystem services based on high-resolution data of urban green space: an assessment for Rotterdam, the Netherlands. *J Appl Ecol* 2015;52:1020–32. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12469>.
- [303] Pauleit S, Slinn P, Handley J, Lindley S. Promoting the Natural Greenstructure of Towns and Cities: English Nature’s Accessible Natural Greenspace Standards Model. *Built Environ* 2003;29:157–70. <https://doi.org/10.2148/benv.29.2.157.54469>.
- [304] Hermy M, Cornelis J. Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban

- parks. *Landsc Urban Plan* 2000;49:149–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00061-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00061-X).
- [305] Chan C-S, Marafa LM, Van Den Bosch CCK. Changing perspectives in urban park management: a longitudinal study of Hong Kong. *Manag Leis* 2014;1–21. <https://doi.org/10.1080/13606719.2014.944411>.
- [306] Zhukov O, Kunakh O, Yorkina N, Tutova A. Response of soil macrofauna to urban park reconstruction. *Soil Ecol Lett* 2023;5:220156. <https://doi.org/10.1007/s42832-022-0156-0>.
- [307] Knapp AK, Beier C, Briske DD, Classen AT, Luo Y, Reichstein M, et al. Consequences of More Extreme Precipitation Regimes for Terrestrial Ecosystems. *Bioscience* 2008;58:811–21. <https://doi.org/10.1641/B580908>.
- [308] Ahrné K, Bengtsson J, Elmqvist T. Bumble Bees (*Bombus* spp) along a Gradient of Increasing Urbanization. *PLoS One* 2009;4:e5574. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005574>.
- [309] Leff JW, Jones SE, Prober SM, Barberán A, Borer ET, Firn JL, et al. Consistent responses of soil microbial communities to elevated nutrient inputs in grasslands across the globe. *Proc Natl Acad Sci* 2015;112:10967–72. <https://doi.org/10.1073/pnas.1508382112>.
- [310] McKinney ML. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol Conserv* 2006;127:247–60. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>.
- [311] Kühn I, Klotz S. Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biol Conserv* 2006;127:292–300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.033>.
- [312] Balázs D, Bernadett H, Tóthmérész B. Grassland vegetation in urban habitats - Testing ecological theories. *TUEXENIA* 2016;36:379–393. <https://doi.org/10.14471/2016.36.017>.
- [313] Connell JH. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* (80-) 1978;199:1302–10. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>.
- [314] Williams NSG, Hahs AK, Vesk PA. Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 2015;17:78–86.

- <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.10.002>.
- [315] Zhu W, Sun J, Yang C, Liu M, Xu X, Ji C. How to Measure the Urban Park Cooling Island? A Perspective of Absolute and Relative Indicators Using Remote Sensing and Buffer Analysis. *Remote Sens* 2021;13:3154. <https://doi.org/10.3390/rs13163154>.
- [316] Davies R, Hall SJ. Direct and indirect effects of urbanization on soil and plant nutrients in desert ecosystems of the Phoenix metropolitan area, Arizona (USA). *Urban Ecosyst* 2010;13:295–317. <https://doi.org/10.1007/s11252-010-0120-0>.
- [317] McKinney ML. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst* 2008;11:161–76. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>.
- [318] Dyderski MK, Wrońska-Pilarek D, Jagodziński AM. Ecological lands for conservation of vascular plant diversity in the urban environment. *Urban Ecosyst* 2017;20:639–50. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0625-2>.
- [319] Schaffers AP, Sýkora K V. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *J Veg Sci* 2000;11:225–44. <https://doi.org/10.2307/3236802>.
- [320] Dzwonko Z. Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *J Appl Ecol* 2001;38:942–51. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00649.x>.
- [321] Straigyte L, Vaidelys T, Žalkauskas R, Manton M. Impact of urban green spaces, native tree species and seasons on soil pH in Kaunas, Lithuania. *Balt For* 2019;25:257–62. <https://doi.org/10.46490/vol25iss2pp257>.
- [322] Jim CY. Soil characteristics and management in an urban park in Hong Kong. *Environ Manage* 1998;22:683–95. <https://doi.org/10.1007/s002679900139>.
- [323] Kotze DJ, Ghosh S, Hui N, Jumpponen A, Lee BPY -H., Lu C, et al. Urbanization minimizes the effects of plant traits on soil provisioned ecosystem services across climatic regions. *Glob Chang Biol* 2021;27:4139–

53. <https://doi.org/10.1111/gcb.15717>.
- [324] De Frenne P, Cougnon M, Janssens GPJ, Vangansbeke P. Nutrient fertilization by dogs in peri-urban ecosystems. *Ecol Solut Evid* 2022;3. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12128>.
- [325] Paradeis B, Lovas S, Aipperspach A, Kazmierczak A, Boche M, He Y, et al. Dog-park soils: Concentration and distribution of urine-borne constituents. *Urban Ecosyst* 2013;16:351–65. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0264-1>.
- [326] Supuka J, Bajla J, Szombathová N. Soil compaction in urban parks and green spaces of the nitra city as a favourable growth criterion for woody plants. *Ekologia* 2009;28:269–76. https://doi.org/10.4149/ekol_2009_03_269.
- [327] Li S, Deng H, Rensing C, Zhu Y-G. Compaction stimulates denitrification in an urban park soil using ¹⁵N tracing technique. *Environ Sci Pollut Res* 2014;21:3783–91. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2355-9>.
- [328] Davidson EA, Swank WT, Perry TO. Distinguishing between nitrification and denitrification as sources of gaseous nitrogen production in soil. *Appl Environ Microbiol* 1986;52:1280–6. <https://doi.org/10.1128/aem.52.6.1280-1286.1986>.
- [329] Unger PW, Kaspar TC. Soil compaction and root Growth: A review. *Agron J* 1994;86:759–66. <https://doi.org/10.2134/agronj1994.00021962008600050004x>.
- [330] Kunakh O, Zhukova Y, Yakovenko V, Daniuk O. Influence of Plants on the Spatial Variability of Soil Penetration Resistance. *Ekológia (Bratislava)* 2022;41:113–25. <https://doi.org/10.2478/eko-2022-0012>.
- [331] Telyuk PM, Malenko Y V, Pozdnyy Y V. Effect of recreation on the spatial variation of soil physical properties. *IOP Conf Ser Earth Environ Sci* 2022;1049:012066. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1049/1/012066>.
- [332] Ćwik A, Kasprzyk I, Wójcik T, Borycka K, Cariñanos P. Attractiveness of urban parks for visitors versus their potential allergenic hazard: A case study in Rzeszów, Poland. *Urban For Urban Green* 2018;35:221–9. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.09.009>.

- [333] Klemm W, van Hove B, Lenzholzer S, Kramer H. Towards guidelines for designing parks of the future. *Urban For Urban Green* 2017;21:134–45. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.11.004>.
- [334] Frouz J, Kalčík J, Velichová V. Factors causing spatial heterogeneity in soil properties, plant cover, and soil fauna in a non-reclaimed post-mining site. *Ecol Eng* 2011;37:1910–3. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.039>.
- [335] Lesschen JP, Cammeraat LH, Kooijman AM, van Wesemael B. Development of spatial heterogeneity in vegetation and soil properties after land abandonment in a semi-arid ecosystem. *J Arid Environ* 2008;72:2082–92. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.06.006>.
- [336] Bloor JMG, Tardif A, Pottier J. Spatial heterogeneity of vegetation structure, plant N pools and soil N content in relation to grassland management. *Agronomy* 2020;10:716. <https://doi.org/10.3390/agronomy10050716>.
- [337] Adler P, Raff D, Lauenroth W. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 2001;128:465–79. <https://doi.org/10.1007/s004420100737>.
- [338] Maaß S, Maraun M, Scheu S, Rillig MC, Caruso T. Environmental filtering vs. resource-based niche partitioning in diverse soil animal assemblages. *Soil Biol Biochem* 2015;85:145–52. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.03.005>.
- [339] Fornal-Pieniak B, Ollik M, Schwerk A. Impact of different levels of anthropogenic pressure on the plant species composition in woodland sites. *Urban For Urban Green* 2019;38:295–304. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.01.013>.
- [340] Dufour A, Gadallah F, Wagner HH, Guisan A, Buttler A. Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: Effects of variability and spatial configuration. *Ecography (Cop)* 2006;29:573–84. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04605.x>.
- [341] Palmer MW. The coexistence of species in fractal landscapes. *Am Nat* 1992;139:375–97. <https://doi.org/10.1086/285332>.
- [342] Gneiting T, Ševčíková H, Percival DB. Estimators of fractal dimension:

- Assessing the roughness of time Series and spatial data. *Stat Sci* 2012;27.
<https://doi.org/10.1214/11-STS370>.
- [343] Jan Vermang, L. Darrell Norton, Jan M. Baetens, Chi-hua Huang, Wim M. Cornelis, Donald Gabriels. Quantification of soil surface roughness evolution under simulated rainfall. *Trans ASABE* 2013;56:505–14.
<https://doi.org/10.13031/2013.42670>.
- [344] Chang C-R, Li M-H. Effects of urban parks on the local urban thermal environment. *Urban For Urban Green* 2014;13:672–81.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.08.001>.
- [345] Zhang Y, Li P, Liu X, Xiao L. Changes in Soil Aggregate Fractions, Stability, and Associated Organic Carbon and Nitrogen in Different Land Use Types in the Loess Plateau, China. *Sustainability* 2022;14:3963.
<https://doi.org/10.3390/su14073963>.
- [346] Zhukov O, Kunah O, Fedushko M, Babchenko A, Umerova A. Temporal Aspect of the Terrestrial Invertebrate Response to Moisture Dynamic in Technosols formed after Reclamation at a Post-Mining Site in Ukrainian Steppe Drylands. *Ekológia (Bratislava)* 2021;40:178–88.
<https://doi.org/10.2478/eko-2021-0020>.
- [347] Niemelä J. Ecology and urban planning. *Biodivers Conserv* 1999;8:119–31.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1008817325994>.
- [348] LaPaix R, Freedman B. Vegetation Structure and Composition within Urban Parks of Halifax Regional Municipality, Nova Scotia, Canada. *Landsc Urban Plan* 2010;98:124–35. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.019>.