

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

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Волкова Аліна Миколаївна

УДК 631.468:631.82+631.468:633.18

ДИСЕРТАЦІЯ
ПЕРТИНЕНЦІЯ ДЕРЕВОСТАНУ МІСЬКОГО ПАРКУ

101 Екологія

10 Природничі науки

Подається на здобуття ступеня доктора філософії

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

_____ Волкова А.М.

(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник: Кунах Ольга Миколаївна,
доктор біологічних наук, професор

Дніпро – 2025

АНОТАЦІЯ

Волкова А. М. - Пертиненція деревостану міського парку – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 Екологія. – Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпро, 2025.

Парки виконують широкий спектр екосистемних послуг у міському середовищі. Функціональне значення парків залежить від складу і структури деревостану та специфічного впливу на ґрунтові і мікрокліматичні умови.

Дослідження проводили в рекреаційній зоні Ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара. Для визначення структури дендрофлори було закладено 230 облікових точок, які розташовувалися за квазірегулярною сіткою.

Координати точок відбору фіксували за допомогою GPS-пристрою. Відстань між точками відбору проб становила $14,0 \pm 0,28$ м і варіювала від 7,1 до 31,0 м. На кожній точці відбору проб у радіусі 5 метрів фіксували види дерев. Визначали вид дерева, вимірювали його висоту та діаметр стовбура на висоті 1,3 метра від ґрунту. Висоту дерев вимірювали оптичним висотоміром SUUNTO "PM-5/1520" (Фінляндія). Діаметр стовбура дерева вимірювали штангенциркулем Mantax Precision Blue Caliper 650 mm Haglof (Швеція) як середнє значення вимірювань у двох перпендикулярних напрямках. Довжина кола діаметра стовбура вимірювалася рулеткою Stanley Longtape Fiberglass 30 м \times 12,7 мм, коли діаметр перевищував 650 мм, з подальшим обчисленням значення діаметра.

Вологість ґрунту вимірювали за допомогою приладу MG-44 (Україна) на глибині 5-7 см. Крок вимірювання приладу становить 0,1 %, а похибка 1 %. Температуру ґрунту в шарі 7-10 см вимірювали цифровим термометром ТС-3М (Україна). Температуру повітря та атмосферну вологість на висоті 1,5

м вимірювали за допомогою логгера температури та вологості HUATO HE-173 (Китай).

Освітленість на висоті 1,5 м вимірювали люксометром RSE-174 (Німеччина). Для вимірювання електропровідності ґрунту *in situ* використовувався датчик HI 76305 (Hanna Instruments, Woodsocket, RI). Цей датчик працює разом з портативним тестером HI 993310.

Висоту дерев вимірювали оптичним висотоміром SUUNTO "PM-5/1520" (Фінляндія). Діаметр стовбура дерева на висоті 1,3 м вимірювали штангенциркулем Mantax Precision Blue Caliper 650 mm Haglof (Швеція) як середнє значення вимірювань у двох перпендикулярних напрямках. Довжина кола діаметра стовбура вимірювалася рулеткою Stanley Longtape Fiberglass 30 м × 12,7 мм, коли діаметр перевищував 650 мм, з подальшим обчисленням значення діаметра.

Структуру деревостану та індекси пропускання світла через крону було отримано з кольорових фотографій «риб'яче око» за допомогою програмного забезпечення Gap Light Analyzer (GLA).

Для моделювання просторової варіації екологічних властивостей міського парку використовувалися знімки супутника Sentinel-2, завантажені з сайту Earth Explorer.

Розрахунок описової статистики та параметрів регресійної моделі проводився в програмному забезпеченні STATISTICS.

У результаті дослідження парку було обліковано 380 екземплярів деревних рослин які належали до 30 видів з 15 родин. Найчисельнішою за кількістю представників була родина Salicaceae (8 видів). Родини Aceraceae та Malvaceae були представлені трьома видами кожна. Чотири родини, а саме Oleaceae, Fabaceae, Rosaceae та Ulmaceae були представлені двома видами. Родини Adoxaceae, Betulaceae, Cannabaceae, Juglandaceae, Fagaceae, Moraceae, Sapindaceae та Simarubaceae, мали тільки по одному виду.

Домінуючими видами парку були *Robinia pseudoacacia* L. (93 екз., 24,5 %), *Acer platanoides* L. (59 екз., 15,5 %) та *Acer negundo* L. (47 екз.,

12,4 %). Доволі чисельними були *Gleditsia triacanthos* L., (23 екз., 6,1 %), *Aesculus hippocastanum* L. (20 екз., 5,3 %), *Ulmus laevis* Pall. (18 екз., 4,7 %), *Fraxinus pennsylvanica* Marshall (16 екз., 4,2 %), *Populus deltoides* Marshall (14 екз., 3,7 %), *Morus alba* L. (11 екз., 2,9 %). 6 видів були представлені 6-10 екземплярами рослин, 9 видів налічували від 2 до 5 особин, і 6 видів були представлені лише однією рослиною (*Fraxinus excelsior* L., *Populus nigra* L., *Populus x canadensis* Moench, *Salix alba* L., *Tilia x europaea* L., *Tilia amurensis* Rupr.). Відносно цих видів можна зробити висновок, що вони мають ризик зникнути найближчим часом.

У нашому дослідження було встановлено, що за вибагливістю до родючості ґрунту найбільше представників належать до групи мезотрофів – 13 видів (43,33%). Вони помірно вибагливі до вмісту мінеральних та поживних речовин в ґрунті. До них відносяться такі види, як *Acer negundo* L., *Celtis occidentalis* L., *Gleditsia triacanthos* L., *Malus baccata* L., *Morus alba* L., *Populus deltoides* L., *Populus nigra* L., *Populus nigra* var. *Italica* Du Roi, *Populus simonii* Carrière, *Populus x canadensis* Moench, *Salix alba* L., *Ulmus laevis* Pall. та *Ulmus minor* Mill. Другою за чисельністю групою являються мегатрофи, вони складають 40% і налічують 11 видів: *Acer platanoides* L., *Acer pseudoplatanus* L., *Aesculus hippocastanum* L., *Fraxinus excelsior* L., *Fraxinus pennsylvanica* Marshall, *Juglans regia* L., *Pyrus communis* L., *Quercus robur* L., *Tilia amurensis* Rupr., *Tilia platyphyllos* Scop. та *Tilia x europaea* L.. Оліготрофи представлені трьома видами (10%) *Betula pendula* Roth, *Populus alba* L. та *Salix cinerea* L. Це свідчить про високу родючість ґрунтів у парку і про те, що види, які є досить вибагливими до рівня родючості ґрунту, можуть бути використані для формування асортименту дерев у парку.

За відношенням до вологості дендрофлора на досліджуваній території парку розподіляється таким чином: ксеромезофіти – 17 видів (56,67%); мезофіти – 12 видів (40%), гігрофіто-мезофіти – 1 вид (3,33%). Серед гігроморф умови більш сприятливі для більш посухостійких видів дерев, ніж для мезофітів. Слід зазначити, що мезофіти є найбільш типовими

представниками лісової формації. Степові ліси та похідні від них штучні лісопаркові насадження характеризуються дефіцитом вологи. Результати екоморфічного аналізу підтверджують це твердження. Очевидно, що стійкість деревних порід до дефіциту вологи є важливим критерієм для формування асортименту деревних порід у парку в межах степової зони.

За ступенем вибагливості до інтенсивності освітлення найчисленніші світлолюбні рослини (16 видів, 53,33%). Це *Aesculus hippocastanum* L., *Ailanthus altissima*(Mill.) Swingle, *Betula pendula* Roth, *Celtis occidentalis* L., *Fraxinus excelsior* L., *Gleditsia triacanthos* L., *Juglans regia* L., *Morus alba* L., *Populus alba* L., *Populus deltoids* Marshall, *Populus nigra* var. *italic* Du Roi, *Populus x canadensis* Moench, *Robinia pseudoacacia* L., *Tilia amurensis* Rupr., *Tilia platyphyllos* Scop. та *Tilia x europaea* L. Тіньовитривалі (12 видів, 40%) представлені такими видами: *Acer negundo* L., *Fraxinus pennsylvanica* Marshall, *Malus baccata* L., *Populus nigra* L., *Populus simonii* Carrière, *Pyrus communis* L., *Quercus robur* L., *Salix alba* L., *Salix cinerea* L., *Sambucus nigra* L., *Ulmus laevis* Pall., *Ulmus minor* Mill. Решта – два види (6,67%) є тіньолюбні. Це *Acer platanoides* L., *Acer pseudoplatanus* L. Світлолюбні види демонструють переважання над тіньовитривалими в межах досліджуваного парку. Цей результат привертає увагу до недоліків у формуванні деревного асортименту та подальшої траєкторії насаджень парку. Освітлена структура парку є доречною на деяких ділянках, але повинна поєднуватися з ділянками з тінистою та сильно затіненою світловою структурою. Очевидно, що питання оптимальної світлової структури паркового насадження потребує подальшого вивчення для створення найбільш ефективних практичних рекомендацій. З проблемою світлового режиму, безумовно, тісно пов'язане явище збільшення частки рудеральних видів у структурі паркового деревостану. Рудеральні рослини демонструють здатність до швидкого росту. Потенціал росту рудеральних видів дуже добре розкривається в умовах високої родючості ґрунту.

Трофоморфний аналіз показав, що ґрунти парку здатні задовольнити потреби мегатрофних видів дерев. Швидкий ріст рудеральних видів може мати певне позитивне значення на ранніх етапах існування парку для швидкого створення сприятливого лісового середовища. Однак у подальшому управлінні парковими насадженнями слід звернути увагу на необхідність заміни рудеральних дерев на представників аборигенної флори, які є більш естетично привабливими і здатні довше і потужніше впливати на мікрокліматичні умови в парку.

У дослідженні виявлено залежність ґрунтових і мікрокліматичних властивостей від структури кронового простору паркового деревостану. Показано, що спектральні індекси можуть бути застосовані для прогнозування просторової мінливості ґрунтово-кліматичних властивостей та показників кронового простору.

У деревостані та підліску виявлено тридцять видів деревних рослин і чагарників. Найчастіше зустрічалася *Robinia pseudoacacia* L. (24,5% від загальної кількості дерев). Також часто зустрічалися *Acer negundo* L. та *Acer platanoides* L. (12,4% та 15,5% відповідно).

Перші чотири головні компоненти, власні значення яких перевищували одиницю, були виділені за допомогою методу головних компонент аналізу мінливості екологічних властивостей та вегетаційних індексів. Головна компонента 1 пояснювала 50,5% варіації ознак і позитивно корелювала зі спектральними вегетаційними індексами. Головна компонента 1 відображала мінливість щільності деревного покриву, зумовлену едафічною трофністю. Головна компонента 2 описує 13% варіації у просторі ознак. Цей компонент позитивно корелює зі спектральними індексами. Головну компоненту 2 інтерпретували як тенденцію мінливості рослинного покриву, спричинену зміною вологості. Головна компонента 3 описує 8,6% варіації ознаки. Вона найсильніше корелює з атмосферною вологістю. Підвищення атмосферної вологості було пов'язане зі збільшенням вологості та електропровідності ґрунту і зниженням температури ґрунту та атмосфери. Головна компонента 4

описує 7,5 % варіації ознак. Збільшення значень головної компоненти 4 було пов'язане зі збільшенням вологості та електропровідності ґрунту і атмосферної вологи, а також зі зменшенням температури ґрунту та атмосфери.

Комбінації трофотопу та гігротопу створюють оптимальні умови для конкретних деревних порід, що є умовою досягнення максимальної оптимізації екосистемних послуг. Умови мінерального живлення рослин та вологість ґрунту мають просторові закономірності, що дозволяє враховувати їх при проектуванні та управлінні парковими насадженнями. Показано, що екологічні індекси, виміряні в польових умовах, можна прогнозувати за допомогою вегетаційних індексів. Множинні регресійні моделі змогли пояснити 11-61% варіації показників. Регресійні зв'язки між маркерами ґрунтових і мікрокліматичних умов та предикторами рослинності є важливими для моніторингу стану паркових насаджень та оцінки ефективності інструментів управління парковими насадженнями.

Горизонтальна структура природних рослинних угруповань давно привертає увагу дослідників, тоді як проблема горизонтальної структури міських паркових насаджень вивчена недостатньо. У цьому дослідженні виявлено видове багатство різних ярусів деревних насаджень. Виявлено особливості варіювання структури рослинних угруповань на різних просторових рівнях. Виявлено вплив намету паркових насаджень на підстилку та трав'янистий ярус парку.

Відношення дисперсії до середнього значення показало, що 13 видів дерев були випадково розподілені по території парку, а 14 видів були агреговані. Кількість дерев певного виду на одній ділянці та відношення дисперсії до середнього значення позитивно корелюють між собою. Численні види дерев демонструють тенденцію до агрегованого поширення в межах парку. У підліску виявлено шістнадцять видів рослин.

Серед них найчисельнішими видами були *Acer platanooides* L., *Acer negundo* L., *Sambucus nigra* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Acer pseudoplatanus* L.

Виявлено, що 8 видів мають випадковий розподіл по території парку, а 8 видів демонструють агрегований розподіл. Кількість видів, виявлених у підліску, та відношення дисперсії до середнього значення позитивно корелюють між собою. У трав'яному ярусі виявлено 99 видів рослин, серед яких домінували *Chelidonium majus* L., *Viola odorata* L., *Impatiens parviflora* DC., *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch., *Geum urbanum* L. Відношення дисперсії до середнього значення для всіх видів було значно меншим за одиницю, що свідчить про закономірний просторовий розподіл. Значення альфа- та гамма-різноманіття рослинного угруповання в окремих шарах дуже різняться. Найвище гамма-різноманіття виявлено для трав'яного ярусу, тоді як різноманіття деревного ярусу та підліску було значно нижчим. Альфа-біорізноманіття деревостану та підліску практично не відрізнялося. Значення бета-різноманіття між ярусами дуже близькі, причому бета-різноманіття практично однакове для деревостану і трав'яного ярусу. Таким чином, можна припустити, що механізми зміни видів для рослинних угруповань різних ярусів визначаються спільними причинами.

Просторовий широкомасштабний компонент пояснює 8,2 % варіацій угруповань, середньомасштабний компонент пояснює 4,2 % варіацій угруповань, а дрібномасштабний компонент пояснює 0,7 % варіацій угруповань. Підлісок є найбільш чутливим до екологічних факторів, трав'яний ярус дещо менш чутливий, а деревний ярус є найменш чутливим до екологічних факторів. Екологічні фактори в цьому дослідженні представлені набором змінних. На просторову мінливість деревостану переважно впливають фактори трофності та вологості едафотопу. Ці ж фактори діють і на трав'яний ярус та підріст, але поряд з ними включаються екологічні змінні, які визначаються архітектонікою кронового простору і, відповідно, світловим режимом, який регулюється деревостаном. Важливо зазначити, що варіювання угруповань різних ярусів паркових насаджень підпорядковується просторовим закономірностям. Варіації трав'яного покриву та підліску є більш просторово структурованими, ніж варіації деревостану. Просторові

патерни можуть виникати як в результаті впливу просторово структурованих факторів навколишнього середовища, так і в результаті дії факторів нейтральної природи. Останній аспект варіації найкраще описується чисто просторовим компонентом варіації угруповань.

Результати досліджень використано в науково-практичній роботі природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» та навчальних програмах на кафедрі біорізноманіття та екології Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара: «Просторова структура біосистем», «Екологічна біоіндикація», «Просторова екологія». На основі отриманих даних розроблено рекомендації щодо менеджменту міських деревних насаджень.

Ключові слова: міське середовище, інвазійні види, озеленення міст, зелена зона міста, деревні насадження, садово-паркові культурфітоценози, рослинні угруповування, дендрометричні показники, індекси різноманіття, стійкість міської дендрофлори, ґрунтовий покрив, характеристики ґрунту, вегетаційні індекси.

ABSTRACT

Volkova A.M. – Pertinence of the urban park tree stand - Qualification scientific work on the rights of manuscript.

Dissertation for the degree of for the degree of Doctor of Philosophy in the specialty 101 Ecology – Oles Honchar Dnipro National University, Dnipro, 2025.

Parks provide a wide range of ecosystem services in the urban environment services in the urban environment. The functional value of parks depends on the composition and structure of the and structure of the tree stand and the specific impact on soil and microclimatic conditions.

The study was conducted in the recreational area of the Botanical Garden of the Oles Honchar Dnipro National University. To determine the structure of the

dendroflora, 230 survey points were laid out, which were arranged in a quasi-regular grid.

The coordinates of the sampling points were recorded using a GPS device. The distance between sampling points was 14.0 ± 0.28 m and varied from 7.1 to 31.0 m. At each sampling point within a radius of 5 meters tree species were recorded at each sampling point within a radius of 5 meters. The tree species was determined, its height and diameter were measured trunk at a height of 1.3 meters. The height of the trees was measured with an optical height meter SUUNTO “PM-5/1520” (Finland). The diameter of the tree trunk was measured with a caliper Mantax Precision Blue Caliper 650 mm Haglof (Sweden) as an average of measurements in two perpendicular directions. The circumference of the diameter of the trunk diameter was measured with a Stanley Longtape Fiberglass tape measure $30\text{ m} \times 12.7\text{ mm}$ when diameter exceeded 650 mm, and then calculated the diameter value.

Soil moisture was measured using MG-44 device (Ukraine) at a depth of 5-7 cm. The measurement step of the device is 0.1%, and the error is 1%. The temperature of the The soil temperature in the 7-10 cm layer was measured with a digital thermometer TS-3M (Ukraine).

The air temperature and atmospheric humidity at a height of 1.5 m were measured using using a HUATO HE-173 temperature and humidity logger (China).

The illumination at a height of 1.5 m was measured by with a RSE-174 lux meter (Germany). To measure the electrical conductivity of the soil in situ measurement of soil electrical conductivity was performed using the HI 76305 sensor (Hanna Instruments, Woodsocket, RI). This sensor works in conjunction with the HI 993310 portable tester.

Tree height was measured with an optical height meter SUUNTO “PM-5/1520” (Finland). The diameter of the tree trunk at a height of 1.3 m was measured with a caliper Mantax Precision Blue Caliper 650 mm Haglof (Sweden) as the average of measurements in two perpendicular directions.

The circumference of the stem diameter was measured with a Stanley Longtape Fiberglass 30 m × 12.7 mm tape measure when the diameter exceeded 650 mm, followed by calculating the diameter value.

The dome structure and light transmission indices through the gap were obtained from color fisheye photographs using Gap Light Analyzer (GLA) software.

To model the spatial variation of the ecological properties of the city park were modeled using satellite images Sentinel-2 satellite images downloaded from the Earth Explorer website were used to model the spatial variation of the urban park's environmental properties.

The calculation of descriptive statistics and parameters of the regression model were calculated in STATISTICS software.

As a result of the park survey, the following were recorded 380 specimens of woody plants belonging to 30 species from 15 families. The most numerous by the number of representatives was the family Salicaceae (8 species). The families Aceraceae and Malvaceae were represented by three species each. Four families, namely Oleaceae, Fabaceae, Rosaceae and Ulmaceae were represented by two species. The families Adoxaceae, Betulaceae, Cannabaceae, Juglandaceae, Fagaceae, Moraceae, Sapindaceae, and Simarubaceae, had only one species each.

The dominant species of the park were *Robinia pseudoacacia* L. (93 specimens, 24.5%), *Acer platanoides* L. (59 specimens, 15.5%) and *Acer negundo* L. (47 specimens, 12.4%). *Gleditsia triacanthos* L. (23 specimens, 6.1%), *Aesculus hippocastanum* L. (20 specimens, 5.3%), *Ulmus laevis* Pall. (18 specimens, 4.7%), *Fraxinus pennsylvanica* Marshall (16 specimens, 4.2%), *Populus deltoides* Marshall (14 specimens, 3.7%), *Morus alba* L. (11 specimens, 2.9%). 6 species were represented by 6-10 plant specimens, 9 species had from 2 to 5 individuals, and 6 species were represented by only one plant (*Fraxinus excelsior* L., *Populus nigra* L., *Populus x canadensis* Moench, *Salix alba* L., *Tilia x europaea* L., *Tilia amurensis* Rupr.).

With regard to these species, it can be concluded that they are at risk of extinction in the near future.

In our study, it was found that in terms of the most representatives belong to the group of mesotrophs - 13 species (43.33%). They are moderately picky about the content of mineral and nutrients in the soil. They include such species as *Acer negundo* L., *Celtis occidentalis* L., *Gleditsia triacanthos* L., *Malus baccata* L., *Morus alba* L., *Populus deltoids* L., *Populus nigra* L., *Populus nigra* var. *Italica* Du Roi, *Populus simonii* Carrière, *Populus x canadensis* Moench, *Salix alba* L., *Ulmus laevis* Pall. and *Ulmus minor* Mill. The second largest group is the megatrophs, which account for 40% and include 11 species: *Acer platanoides* L., *Acer pseudoplatanus* L., *Aesculus hippocastanum* L., *Fraxinus excelsior* L., *Fraxinus pennsylvanica* Marshall, *Juglans regia* L., *Pyrus communis* L., *Quercus robur* L., *Tilia amurensis* Rupr., *Tilia platyphyllos* Scop. and *Tilia x europaea* L. Oligotrophs are represented by three species (10%) *Betula pendula* Roth, *Populus alba* L. and *Salix cinerea* L. This indicates high soil fertility in the park and that species that are quite picky about the level of soil fertility can be used to form the assortment of trees in the park.

In relation to moisture, the dendroflora on the the studied area of the park is distributed as follows: xeromesophytes - 17 species (56.67%); mesophytes - 12 species (40%), hygrophytes - 1 species (3.33%).

Among hygromorphs, conditions are more favorable for more drought-resistant tree species than for mesophytes. It should be noted that mesophytes are the most typical representatives of the of the forest formation. Steppe forests and artificial forest park plantations derived from them are characterized by moisture deficit. The results of the ecomorphic analysis confirm this statement.

Obviously, the resistance of tree species to moisture deficit is an important criterion for the formation of the range of tree species in the park within the steppe zone.

In terms of the degree of demandingness to the intensity of light intensity, the most numerous are light-loving plants (16 species, 53.33%). These are

Aesculus hippocastanum L., *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Betula pendula* Roth, *Celtis occidentalis* L., *Fraxinus excelsior* L., *Gleditsia triacanthos* L., *Juglans regia* L., *Morus alba* L., *Populus alba* L., *Populus deltoides* Marshall, *Populus nigra* var. *italica* Du Roi, *Populus x canadensis* Moench, *Robinia pseudoacacia* L., *Tilia amurensis* Rupr., *Tilia platyphyllos* Scop. and *Tilia x europaea* L. Shade-tolerant (12 species, 40%) are represented by the following species: *Acer negundo* L., *Fraxinus pennsylvanica* Marshall, *Malus baccata* L., *Populus nigra* L., *Populus simonii* Carrière, *Pyrus communis* L., *Quercus robur* L., *Salix alba* L., *Salix cinerea* L., *Sambucus nigra* L., *Ulmus laevis* Pall., *Ulmus minor* Mill. The remaining two species (6.67%) are shade-loving. These are *Acer platanoides* L., *Acer pseudoplatanus* L.

Light-loving species show a predominance over shade-tolerant species within the within the studied park. This result draws attention to the shortcomings in the formation of the tree assortment and further trajectory of the park's plantations. The lighted structure of the park is appropriate in some areas, but should be combined with areas with a shady and heavily shaded light structure. It is obvious that the issue of the optimal light structure of a park plantation requires further study to create the most effective practical recommendations.

The phenomenon of increasing the share of ruderal species in the structure of the share of ruderal species in the structure of the park stand. Ruderal plants demonstrate the ability to grow rapidly. The growth potential of ruderal species is very well revealed in conditions of high soil fertility.

Trophomorphic analysis showed that the park's soils are able to meet the needs of megatrophic tree species. The rapid growth of ruderal species may have a certain positive value in the early stages of the park's existence for to quickly create a favorable forest environment. However, in the future management of park plantations should pay attention to the need to replace ruderal trees with representatives of the native flora, which are more aesthetically attractive and able to have a longer and more powerful impact on the microclimatic conditions in the park.

The study revealed the dependence of soil and microclimatic properties on the structure of the crown space of the park of the tree stand. It is shown that spectral indices can be used to predicting the spatial variability of soil and climatic properties and and crown space parameters.

Thirty species of woody plants and shrubs were identified in the stand and undergrowth species of woody plants and shrubs were found in the stand and undergrowth. The most common species was *Robinia pseudoacacia* L. (24.5% of the total number of trees). *Acer negundo* L. and *Acer platanoides* L. (12.4% and 15.5%, respectively).

The first four principal components with eigenvalues greater than one whose eigenvalues exceeded one were identified using the principal component analysis of variability of ecological properties and vegetation indices.

Principal component 1 explained 50.5% of the variation in traits and was positively correlated with spectral vegetation indices. Principal component 1 reflected the variability of tree cover density caused by edaphic trophicity. Principal component 2 described 13% of the variation in the feature space. This component is positively correlated with the spectral indices. Principal component 2 was interpreted as a trend in vegetation cover variability caused by changes in humidity. The main component 3 describes 8.6% of the variation in the trait. It is most strongly correlated with atmospheric humidity. An increase in atmospheric humidity was associated with an increase in soil moisture and electrical conductivity and a decrease in temperature of the soil and atmosphere. Principal component 4 describes 7.5 % of the variation in the traits.

The increase in the values of principal component 4 was associated with an increase in soil moisture and electrical conductivity and atmospheric moisture, as well as decrease in soil and atmospheric temperature.

Combinations of trophotope and hygrotop create optimal conditions for specific tree species, which is a prerequisite for achieving maximization of ecosystem services. The conditions of mineral nutrition of plants and soil moisture have spatial patterns, which allows them to be taken into account when designing

and managing park plantations. It has been shown that environmental indices measured in the field can be predicted using vegetation indices. Multiple regression models were able to explain 11-61% of the variation in of the variation in the indices. Regression relationships between markers of soil and microclimatic conditions and predictors of vegetation are important for monitoring the condition of park plantations plantations and evaluating the effectiveness of park management tools.

The horizontal structure of natural plant communities has long been communities has long attracted the attention of researchers, while the problem of the horizontal structure of urban park plantations has been studied insufficiently. In this study revealed the species richness of different tiers of tree plantations. It was revealed features of variation in the structure of plant communities at different spatial levels. The influence of the park plantation canopy on the litter and herbaceous tier of the park.

The ratio of variance to mean showed that 13 species of trees were randomly distributed across the park, and 14 species were aggregated. The number of trees of a particular species per plot and the and the ratio of variance to mean are positively correlated.

Numerous tree species show a tendency to aggregate within the park. Sixteen plant species were found in the undergrowth. Among them, the most abundant species were *Acer platanoides* L., *Acer negundo* L., *Sambucus nigra* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Acer pseudoplatanus* L. It was found that 8 species have a random distribution over the territory of the park, and 8 species demonstrate an aggregated distribution. The number of species found in the undergrowth and the ratio of variance to mean are positively correlated.

In the herbaceous layer, 99 plant species were found, among which *Chelidonium majus* L., *Viola odorata* L., *Impatiens parviflora* DC.*quinquefolia* (L.) Planch., *Geum urbanum* L. The ratio of variance to the mean value for all species was significantly less than one, indicating a regular spatial distribution.

The values of alpha- and gamma-diversity of the plant community in individual layers are very different. The highest gamma diversity was found for the herb layer, while the diversity of the tree layer and undergrowth was much lower.

The alpha biodiversity of the stand and undergrowth did not differ significantly. Beta-diversity values between the strata were very similar, with beta-diversity is almost the same for the stand and the herbaceous layer. Thus, we can assume that the mechanisms of species change for plant communities of different tiers are determined by common causes.

The spatial large-scale component explains 8.2 % of the variation in communities, the medium-scale component explains 4.2 % of the variation in and the small-scale component explains 0.7% of the community variation.

The undergrowth is the most sensitive to environmental factors, the herbaceous layer is somewhat less and the tree layer is the least sensitive to environmental factors.

Environmental factors in this study are represented by a set of variables. They include. The spatial variability of the stand is mainly influenced by the factors of trophicity and humidity of the edaphotope. These factors also affect the herbaceous layer and understory, but along with them, environmental variables are included, which are determined by the architectonics of the crown space and, accordingly, the light regime regulated by the tree stand. It is important to note that the variation in the groupings of different tiers of park plantings follows spatial patterns. Variations of grass cover and undergrowth are more spatially structured than variations of the tree stand. Spatial patterns can arise as a result of spatially structured environmental factors, and as a result of neutral factors. The latter aspect of variation is best described by a purelyby the purely spatial component of community variation.

The research results were used inthe scientific and practical work of the Dnipro-Orel Nature Reserve and educational programs at the Department of Biodiversity and Ecology of the Dnipro National University named after Oles Honchar: Spatial structure of Biosystems, Ecological Bioindication, and Spatial

Ecology. Based on the data obtained, recommendations for the management of urban tree plantations were developed.

Key words: urban environment, invasive species, urban greening, urban green zone, tree plantations, garden and park cultivated phytocoenoses, plant communities, dendrometric indicators, diversity indices, sustainability of urban dendroflora, soil cover, soil characteristics, vegetation indices.

Список публікацій здобувача, в яких висвітлено основні наукові результати дисертації

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

1. O. M. Kunakh, I. A. Ivanko, K. K. Holoborodko, O. I. Lisovets, A. M. Volkova, O. V. Zhukov (2022) Modeling the spatial variation of urban park ecological properties using remote sensing data. *Biosystems Diversity*, vol. 30, No. 3, p. 213-225 <https://doi.org/10.15421/012223> (особистий внесок здобувача: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; внесок співавторів: Кунах О.М. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Іванько І.А. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Голобородько К.К. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Лісовець О.І. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Жуков О.В. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

2. O.M. Kunakh, I. A. Ivanko, K. K. Holoborodko, O.I. Lisovets, A.M. Volkova, O. V. Zhukov (2022) Urban park layers: Spatial variation in plant community structure. *Biosystems Diversity*, vol. 30 No. 3, p. 274-288

<https://doi.org/10.15421/012230> (особистий внесок здобувача: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; внесок співавторів: Кунах О.М. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Іванько І.А. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Голобородько К.К. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Лісовець О.І. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Жуков О.В. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

3. O. M. Kunakh, A. M. Volkova, G. F. Tutova, O. V. Zhukov (2023) Diversity of diversity indices: Which diversity measure is better? *Biosystems Diversity*, vol. 31 No. 2, p. 131-146 <https://doi.org/10.15421/012314> (особистий внесок здобувача: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; внесок співавторів: Кунах О.М. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Тутова Ж.Ф. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Жуков О.В. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

4. O.M. Kunakh, I. A. Ivanko, K. K. Holoborodko, O. I. Lisovets, A. M. Volkova, O. V. Zhukov (2023) Age estimation of black locust (*Robinia pseudoacacia*) based on morphometric traits *Biosystems Diversity*, vol. 31 No. 2 222-228 <https://doi.org/10.15421/012324> (особистий внесок здобувача: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та

обробка експериментальних даних, формулювання висновків; внесок співавторів: Кунах О.М. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Іванько І.А. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Голобородько К.К. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Лісовець О.І. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Жуков О.В. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)

Публікації в наукових фахових виданнях України

1. Kunakh, O. M., & **Volkova, A. M.** . (2025). Ecomorphic structure of the dendroflora of a park plantation. *Agrology*, 7(4), 132-137. Retrieved from <https://agrologyjournal.com/index.php/agrology/article/view/158> (особистий внесок здобувача: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; внесок співавторів: Кунах О.М. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

Список публікацій, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

1. **А.М. Волкова**, О.М. Кунах (2021) Різноманіття угруповання ґрунтової макрофауни арени р. Дніпро у межах природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» XI Міжнародна наукова конференція ZOOCENOSIS-2021 «Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах», 2021, с. 26-27(особистий внесок здобувача: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних,

формулювання висновків; внесок співавторів: Кунах О.М. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

2. **A. Volkova**, O. Kunakh, O. Hurko (2022) Biological diversity of ground macrofauna dolines of the Dnipro river within the natural reserve «Dnipro-Orilskyi» I All-Ukrainian Scientific and Practical Conference of Young Scientists and Students, 2022, p. 16-20 (особистий внесок здобувача: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; внесок співавторів: Кунах О.М. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Гурко О.В. – переклад на англійську мову).

3. **Аліна Волкова**, Ольга Кунах (2023) Видовий склад дендрофлори парку імені Ю. Гагаріна м. Дніпро Міжнародна наукова інтернет-конференція «Тенденції та перспективи розвитку науки і освіти в умовах глобалізації» (Вип. 90), с. 5-7 (особистий внесок здобувача: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; внесок співавторів: Кунах О.М. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

4. **Аліна Волкова**, Ірина Іванько, Ольга Кунах (2023) Аналіз видового різноманіття та життєвого стану деревних насаджень парку ім. Ю. Гагаріна м. Дніпро 2nd International Scientific and Practical Internet Conference "Recent Trends in Science" devoted to modern vectors of development., May 4-5, 2023 с. 94-97(особистий внесок здобувача: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; внесок співавторів: Кунах О.М. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Іванько І.А. – частковий підбір та опрацювання літератури,

частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків.

5. Кунах О. М., Сідорова Р. В., **Волкова А. М.** (2023) Оцінка різноманіття угруповань ґрунтової макрофауни IX International Scientific and Practical Conference «SCIENTIFIC PROGRESS: INNOVATIONS, ACHIEVEMENTS AND PROSPECTS» 29-31.05.2023 Мюнхен, Німеччина. с. 32-39 (особистий внесок здобувача: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; внесок співавторів: Кунах О.М. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; Сідорова Р.В. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

6. **А. М. Волкова**, Д. А. Калабухова (2023) Морфометричні показники *Robinia pseudoacacia* парку імені Юрія Гагаріна м. Дніпро VII міжнародна конференція, присвячена 105-річчю Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара «Zoocenosis-2023. Біорізноманіття і роль тварин в екосистемах. 13-15 листопада 2023 р.», с. 58-59 (особистий внесок здобувача: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків; внесок співавторів: Калабухова Д.А. – частковий підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних)

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ.....	25
ВСТУП.....	27
РОЗДІЛ 1 ВЗАЄМНИЙ ВПЛИВ РОСЛИН І ФАКТОРІВ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА.....	34
1.1 Роль екологічних факторів у структуруванні рослинного угруповання.....	34
1.2 Поняття лісової пертененції та її вплив на навколишнє середовище.....	43
1.2.1 Вплив на температуру та опади.....	43
1.2.2 Вплив на повітряні маси.....	45
1.2.3 Вплив на вологість повітря та ґрунту.....	45
1.2.4 Вплив крон та ярусів.....	47
1.2.5 Вплив на склад повітря.....	47
1.2.6 Вплив підстилки.....	48
1.2.7 Роль лісової рослинності у формуванні ґрунту.....	48
1.2.8 Ґрунтові води.....	49
РОЗДІЛ 2 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	51
2.1 Клімат.....	51
2.2 Рельєф і орографічна структура.....	52
2.3 Ґрунтовий покрив.....	55
2.4 Рослинність.....	58
2.5 Тваринний світ.....	60
2.6 Екологічна ситуація.....	61
РОЗДІЛ 3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	65
3.1 Вимірювання ґрунтових та мікрокліматичних властивостей.....	66
3.2 Вимірювання біометричних параметрів стовбура.....	67
3.3 Оцінка режиму освітлення.....	67

	23
3.4 Спектральні індекси на основі даних дистанційного зондування....	68
3.5 Статистичні розрахунки.....	71
РОЗДІЛ 4 ЕКОМОРФІЧНИЙ АНАЛІЗ СТРУКТУРИ	
ДЕНДРОФЛОРИ ПАРКОВОГО НАСАДЖЕННЯ.....	72
4.1 Екоморфічний аналіз паркового насадження.....	72
4.2 Екологічна характеристика дерев парку.....	79
Висновки до розділу 4.....	83
РОЗДІЛ 5 ПРОСТОРОВА ВАРІАЦІЯ СТРУКТУРИ РОСЛИННОГО	
УГРУПОВАННЯ.....	84
5.1. Різноманіття паркового насадження.....	84
5.2. Просторово-екологічна кореляція в рослинних угрупованнях: аналіз взаємозв'язків між ярусами деревостану, підліску та трав'яного шару.....	96
5.3. Ординація ярусної структури міського парку: аналіз взаємодії деревостану, підліску та трав'яного покриву в умовах антропогенного впливу.....	104
Висновки до розділу 5.....	115
РОЗДІЛ 6 ПЕРТИНЕНТНИЙ ВПЛИВ ДЕРЕВНОЇ РОСЛИННОСТІ	
ПАРКУ.....	117
6.1 Просторова мінливість мікрокліматичних показників та вегетаційних індексів у міському парку: взаємозв'язок температури, вологості та структурних характеристик деревостану.....	117
6.2 Прогнозування екологічних властивостей міського парку за допомогою спектральних вегетаційних індексів: аналіз ефективності моделей.....	127
6.3 Екологічні чинники паркових насаджень.....	129
6.4 Оцінка екологічних властивостей за допомогою вегетаційних індексів.....	132
6.5 Перспективи практичної реалізації.....	135

Висновки до розділу 6.....	136
ВИСНОВКИ.....	138
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	140
ДОДАТОК А ДОВІДКА ПРО УЧАСТЬ У НДР.....	180
ДОДАТОК Б ВПРОВАДЖЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	181
ДОДАТОК В СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ.....	185

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ

- Ph – фанерофіт;
 nPh – нанофанерофіт;
 OgTr – оліготроф;
 MsTr – мезотроф;
 MgTr – мегатроф;
 MsKs – мезоксерофіт;
 KsMs – ксеромезофіт;
 Ms – мезофіт;
 He – геліофіт;
 ScHe – сциогеліофіт;
 HeSc – геліосціофіт;
 Anch – анемохор (розповсюдження насіння, плодів і спор рослин по повітрю);
 Bar – барохор (осипання плодів і насіння тільки під дією сили тяжіння);
 Bal – баліста (діаспори розкидаються пружними ніжками при ударах);
 EpZ – епізоохора (перехід на поверхню тварин, діаспори живучі);
 EndZ – ендозой (перенесення насіння тваринами після їжі та дефекації);
 SynZ – синзоохор (перенесення тваринами плодів рослин при збиранні ними запасів);
 Ent – ентомофільна рослина (запилення комахами);
 Anph – анемофільна рослина (запилення вітром);
 ST – температура ґрунту, °C;
 SM – вологість ґрунту, %;
 EC – електропровідність ґрунту, дСм/см;
 L – освітленість, Лк;
 AT – температура повітря, °C;
 AH – вологість повітря, %;
 CO – відкритість крони, %;

LAI4 – ефективний індекс площі листя, інтегрований за зенітними кутами від 0 до 60°;

LAI5 – ефективний індекс площі листя, інтегрований за зенітними кутами від 0 до 75°;

ВСТУП

Актуальність теми. Деревний покрив міських парків відіграє важливу роль у забезпеченні екологічного, естетичного та соціального благополуччя міського середовища. Проте процеси урбанізації, антропогенний вплив та зміни клімату суттєво впливають на стан деревних насаджень, знижуючи їх життєздатність та еколого-економічну ефективність [46].

Загальновідомо, що рослини відіграють ключову роль у кругообігу вуглецю, кисню та води, являються основою харчових ланцюгів і підтримки біорізноманіття екосистем [54]. Дослідження пертиненції деревостану, здатності рослин впливати на довкілля, дозволяє глибше усвідомити, яким чином зелені насадження міських парків змінює мікроклімат, покращує якість повітря, регулює водний баланс, знижує рівень шуму та забезпечує середовище для різноманітних біологічних видів [6]. Це важливо як в контексті локального збереження екосистем, так і для вирішення певних глобальних проблем.

При цьому значущість дослідження горизонтальної та вертикальної структури рослин визначається необхідністю адаптації міського середовища до сучасних екологічних викликів і дозволяє ефективно використовувати обмежений простір у містах, створюючи озеленені зони, які забезпечують комфорт і покращують якість життя мешканців [6]. Дослідження вертикальної структури, зокрема, актуальне для вирішення проблеми міського теплового острова, у той час як горизонтальна структура рослин важлива для раціонального планування територій.

Тема дослідження є актуальною, оскільки сприяє підвищенню ефективності управління міськими зеленими насадженнями, що є пріоритетним завданням сучасного міського управління. Дослідження деревостану дозволяє зрозуміти його роль у підтримці біорізноманіття, покращенні якості повітря, збереженні екосистем. Також, міські парки відіграють важливу соціальну функцію для відпочинку та рекреації населення. Глибокі знання про вплив рослин дозволять створювати ефективні

програми озеленення та відновлення деградованих земель, забезпечуючи стале функціонування екологічно збалансованих систем.

Отримані результати дозволять не лише глибше зрозуміти вплив деревостану на довкілля, але й стануть основою для розробки ефективних підходів до управління міськими зеленими зонами в умовах кліматичних змін та урбанізації.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами й темами.

Дисертаційна робота виконана в 2021-2025 рр. у руслі наукової програми кафедри біорізноманіття та екології Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара як частина державних науково-дослідних тем: «Функціональна роль консументів в антропогенно-трансформованих екосистемах степового Придніпров'я» (2022-2024 рр., № ДР 0122U001455), «Інноваційна концепція застосування принципів і методів дистанційної екології для оцінки впливу воєнних дій на екосистемні послуги» (2023-2025 рр., № ДР 0123U101547).

Мета і завдання дослідження.

Встановити роль горизонтальної та вертикальної структури рослинного покриву міського парку як факторів, які обумовлюють його пертиненцію.

Для реалізації зазначеної мети передбачається виконання таких завдань:

1. Оцінити видове різноманіття рослинності парку та особливості її просторової структури як фактору пертиненції.
2. Визначити основні фактори динаміки структури деревних насаджень.
3. Оцінити екологічні умови парку за допомогою екоморфного аналізу та фітоіндикації.
4. Визначити роль насаджень парку для підтримки біологічного різноманіття тваринних угруповань.
5. Дослідити просторову мінливість екологічних властивостей на території парку, пов'язану з просторовим розподілом рослинності.

6. Оцінити кореляцію екологічних параметрів, виміряних в польових умовах та вегетаційних індексів, отриманих шляхом аналізу даних дистанційного зондування.

7. Оцінити пертинентний вплив деревної рослинності парку.

Об'єкт дослідження - деревостан міського парку як елемент урбоекосистеми.

Предмет дослідження - вплив деревостану міського парку на формування умов довкілля

Методи дослідження.

Дослідження проводили в рекреаційній зоні Ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара з червня 2022 року по серпень 2024. Вимірювання властивостей ґрунту (температура, вологість та електропровідність у шарі 5-7 см) та мікрокліматичних параметрів (освітленість, температура повітря та атмосферна вологість) проводили в парковому насадженні за допомогою квазірегулярної сітки (рис. 3.1). Усього було 230 повторностей кожного показника.

Координати точок відбору фіксували за допомогою GPS-пристрою. Відстань між точками відбору проб становила $14,0 \pm 0,28$ м і варіювала від 7,1 до 31,0 м. На кожній точці відбору проб у радіусі 5 метрів фіксували види дерев. Визначали вид дерева, вимірювали його висоту та діаметр стовбура на висоті 1,3 метра. Висоту дерев вимірювали оптичним висотоміром SUUNTO "PM-5/1520" (Фінляндія). Діаметр стовбура дерева вимірювали штангенциркулем Mantax Precision Blue Caliper 650 mm Haglof (Швеція) як середнє значення вимірювань у двох перпендикулярних напрямках. Довжина кола діаметра стовбура вимірювалася рулеткою Stanley Longtape Fiberglass 30 м \times 12,7 мм, коли діаметр перевищував 650 мм, з подальшим обчисленням значення діаметра.

Вологість ґрунту вимірювали за допомогою приладу MG-44 (Україна) на глибині 5-7 см. Крок вимірювання приладу становить 0,1 %, а похибка 1 %. Температуру ґрунту в шарі 7-10 см вимірювали цифровим термометром

ТС-3М (Україна). Температуру повітря та атмосферну вологість на висоті 1,5 м вимірювали за допомогою логгера температури та вологості HUATO HE-173 (Китай).

Освітленість на висоті 1,5 м вимірювали люксометром RSE-174 (Німеччина). Для вимірювання електропровідності ґрунту *in situ* використовувався датчик HI 76305 (Hanna Instruments, Woodsocket, RI). Цей датчик працює разом з портативним тестером HI 993310.

Висоту дерев вимірювали оптичним висотоміром SUUNTO "PM-5/1520" (Фінляндія). Діаметр стовбура дерева на висоті 1,3 м вимірювали штангенциркулем Mantax Precision Blue Caliper 650 mm Haglof (Швеція) як середнє значення вимірювань у двох перпендикулярних напрямках. Довжина кола діаметра стовбура вимірювалася рулеткою Stanley Longtape Fiberglass 30 м × 12,7 мм, коли діаметр перевищував 650 мм, з подальшим обчисленням значення діаметра.

Структуру деревостану та індекси пропускання світла через крону було отримано з кольорових фотографій «риб'яче око» за допомогою програмного забезпечення Gap Light Analyzer (GLA) [114].

Для моделювання просторової варіації екологічних властивостей міського парку використовувалися знімки супутника Sentinel-2, завантажені з сайту Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) Геологічної служби США (USGS) (Геологічна служба (США) та Центр даних EROS, 2000). Знімки були зроблені 20 червня 2022 року (L1C_T36UXU_A036526_20220620T084448, Cloud Cover = 0.00). Продукти Level-2A, які є орторельєфним відображенням нижньої межі атмосфери (BOA) в картографічній геометрії, були згенеровані за допомогою процесора Sen2Cor (<https://step.esa.int/main/snap-supported-plugins/sen2cor/>).

Розрахунок описової статистики та параметрів регресійної моделі проводився в програмному забезпеченні STATISTICS (StatSoft Inc., 2014). Параметри варіограми оцінювалися в програмі ArcGIS 10.8. Рівень

просторової залежності (SDL) був отриманий з геостатистики семіваріограми [70].

Наукова новизна отриманих результатів.

Уперше:

- встановлено взаємозв'язок між структурою деревостану міського парку і його впливом на мікрокліматичні та ґрунтові умови з використанням методів дистанційного зондування;
- запропоновано інтегративний підхід до оцінки екологічних послуг парків, що поєднує польові вимірювання і моделювання спектральних індексів;
- встановлено унікальні просторові закономірності розподілу деревних і трав'янистих угруповань у межах міських паркових екосистем;
- надано екоморфічну характеристику угруповань деревних насаджень зони рекреації Ботанічного саду ДНУ імені Олеся Гончара;
- запропоновано використання спектральних вегетаційних індексів для прогнозування просторової мінливості ґрунтово-кліматичних характеристик міських парків;
- запропоновано практичні рекомендації щодо реконструкції та оптимізації розташування зелених насаджень у міських парках.

Удосконалено та доповнено:

- відомості про показники видового та таксономічного різноманіття угруповань деревних насаджень рекреаційної зони Ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара;
- методи визначення впливу екологічних факторів на просторову структуру ярусів рослинності в умовах урбанізованого середовища.
- підходи до оцінки екологічних параметрів деревостану за допомогою спектральних характеристик і багатофакторних моделей

Набуло подальшого розвитку:

- концепція екоморфічної організації екосистем О. Л. Бельгарда ;
- поняття лісової пертиненції за Г.М. Висоцьким;

- використання спектральних індексів як інструменту для екологічного моніторингу;
- теоретичні основи планування і управління міськими зеленими зонами з урахуванням їхнього впливу на локальний клімат і біорізноманіття.

Практичне значення отриманих результатів.

Результати досліджень впроваджено в науково-практичну роботу природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» та освітні програми кафедри біорізноманіття та екології Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара. Основні теоретичні положення й матеріали дисертації застосовуються при викладанні дисциплін: «Просторова структура біосистем», «Екологічна біоіндикація», «Просторова екологія». На основі отриманих даних розроблено рекомендації щодо менеджменту міських деревних насаджень.

Особистий внесок здобувача.

Авторка дисертації розробила план досліджень, проаналізувала сучасну наукову літературу, брала участь у зборі та обробці польового експериментального матеріалу, проаналізувала та опрацювала отримані наукові результати, брала участь в апробації результатів та підготовці матеріалів до публікації у наукових журналах. Концептуальні рішення та обґрунтування нового напрямку досліджень, що відображені у висновках, наукових новинках і практичних рекомендаціях, є науковим доробком автора дисертаційної роботи.

Апробація результатів дисертації. Основні положення дисертаційної роботи та результати досліджень доповідались і обговорювались на щорічних засіданнях кафедри біорізноманіття та екології; на науково-практичних конференціях професорсько-викладацького складу Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара (Дніпро, 2021–2025 рр.).

Публікації. Основні матеріали дисертаційної роботи опубліковані в 11 наукових працях, із них 4 – у виданнях, які включені до міжнародних наукометричних баз Web of Science або Scopus, 1 - у виданні, яке входить до переліку «Б» фахових, 6 – матеріали наукових конференцій. Основні результати представлені на наступних конференціях та семінарах: XI Міжнародній науковій конференції ZOOCENOSIS-2021 «Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах», 2021, I All-Ukrainian Scientific and Practical Conference of Young Scientists and Students, 2022, Міжнародній науковій інтернет-конференції «Тенденції та перспективи розвитку науки і освіти в умовах глобалізації» 2023, 2nd International Scientific and Practical Internet Conference "Recent Trends in Science" devoted to modern vectors of development., 2023 IX International Scientific and Practical Conference «SCIENTIFIC PROGRESS: INNOVATIONS, ACHIEVEMENTS AND PROSPECTS» 2023 Мюнхен, Німеччина, в VII міжнародній конференції, присвяченій 105-річчю Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара «Zoocenosis-2023. Біорізноманіття і роль тварин в екосистемах. 13-15 листопада 2023 р.».

Структура та обсяг роботи. Дисертаційна робота викладена на 186 сторінках комп'ютерного тексту й складається зі вступу, 6 розділів, висновків, списку використаних джерел та додатків. Вона містить 9 таблиць і 14 рисунків. Список літературних посилань містить 340 джерел, 303 з яких – англійською мовою.

РОЗДІЛ 1 ВЗАЄМНИЙ ВПЛИВ РОСЛИН І ФАКТОРІВ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

1.1 Роль екологічних факторів у структуруванні рослинного угруповання

Міське населення постійно збільшується [185]. В Європейському Союзі кількість міських жителів становить 0,75 від загальної кількості населення [104]. Урбанізація, агломерація населення, економічний розвиток, промисловий розвиток, будівництво міст і транспорту призводять до забруднення і мають значний вплив на навколишнє середовище, змінюючи мікроклімат, якість повітря, вологість і стан ґрунтів. Одним із важливих способів пом'якшення негативних наслідків міської забудови є створення та підтримання зелених насаджень. Парки, сквери, алеї та зелені двори не тільки роблять міста більш привабливими, але й виконують багато екологічних та соціальних функцій [55, 186]. Міський парк - це угруповування живих організмів і в цьому сенсі, безумовно, є екологічною системою [317], але ця екосистема створена для виконання спектру екосистемних послуг для задоволення потреб людини. Міські парки відіграють важливу роль у покращенні навколишнього середовища та ландшафтних умов, у результаті чого зелені зони стали невід'ємною частиною міст через їхнє стратегічне значення для якості життя. Міські парки є ключовим рекреаційним ресурсом, який підтримує добробут жителів міста. Доступ до міських парків сприяє збільшенню тривалості життя людей [220]. Міські парки є місцями для фізичних вправ, відпочинку та соціальної взаємодії [40]. Природа позитивно впливає на психічний стан людини. Час, проведений у парку, зменшує рівень стресу, тривожності та депресії. Зелені насадження допомагають людям розслабитися, відновити сили та покращити загальне самопочуття [185]. Досвід спілкування з природою в міському середовищі є джерелом позитивних емоцій і корисних послуг, які задовольняють важливі

нематеріальні та неспоживчі потреби людини [87]. Міські парки виконують важливі екосистемні послуги в міському середовищі [215].

На міста припадає понад 80% світових викидів парникових газів. Поглинання забруднювачів повітря є однією з основних екосистемних послуг, які міські дерева надають жителям міст [110]. Міські дерева видаляють з повітря вуглекислий газ і виділяють кисень. За оцінками, парки в Сполучених Штатах щорічно виробляють ≈ 61 мільйон метричних тонн (67 мільйонів тонн) кисню, що достатньо, щоб компенсувати річне споживання кисню приблизно двома третинами населення США [232]. Таким чином, міські парки впливають на кліматичні умови як у самому місті, так і є чинником зміни глобальних кліматичних умов як значний інструмент секвестрації парникових газів і токсичних речовин [316]. Міська паркова рослинність покращує якість повітря та води [47, 338]. Зелені простори сильно зменшують ймовірність міського затоплення [161, 217].

Урбанізація є головним фактором зміни навколишнього середовища та тісно пов'язана з майбутнім розмаїттям живої природи [39, 300]. Міські парки - це сприятливі островці в умовах ворожого міського ландшафту для фауни та флори [323]. Парки слугують притулком для багатьох видів птахів, комах та дрібних тварин, що сприяє збереженню міського біорізноманіття. Вони допомагають підтримувати екологічну рівновагу, забезпечуючи місце для розмноження та існування багатьох видів [168, 224]. Рівень розмаїття живої природи в міських парках набагато вищий, ніж у навколишньому міському середовищі [205, 318]. Стійкість функцій екосистеми зумовлена високим біорізноманіттям міських парків [171, 245]. Висока біологічна насиченість покращує естетичне сприйняття міських екосистем [189, 251]. Біологічна різноманітність парку має позитивний вплив на психологічний стан людей [94].

Багато міських жителів у всьому світі страждають від проблем зі здоров'ям і дискомфорту, спричинених перегріванням міських районів, і є переконливі докази того, що ці проблеми посиляться глобальною зміною

клімату [191]. Збільшення площі міської рослинності є заходом для зменшення ефекту міського теплового острова, який є важливою екологічною проблемою, з якою стикаються всі великі міські центри [147]. Міські парки допомагають знизити літню температуру на місцевому рівні та в усьому місті [253]. Дерева і рослини утримують сонячне тепло і охолоджують повітря, випаровуючи вологу, тоді як листя зменшує тепло від асфальту і бетону, створюючи тінь. Дослідження показують, що температура в парках на 2-5°C нижча, ніж в інших частинах міста, що значно покращує комфорт мешканців. [64]. Найбільший діапазон охолоджувального ефекту та інтенсивність охолоджувального ефекту мають великі міські парки площею понад 10 га. Крім площі, природні елементи та якості міських зелених насаджень, а також кліматичні характеристики значною мірою визначають ефект охолодження міських зелених насаджень [44].

У містах ґрунти страждають від ущільнення, забруднення та ерозії. Дерева і коріння трави закріплюють ґрунт і запобігають його змиванню дощем. Рослинність сприяє циркуляції води та покращує структуру ґрунту.

Зелені насадження також діють як природний бар'єр проти шумового забруднення. Дерева і чагарники поглинають звукові хвилі і знижують рівень шуму від транспорту і промислових об'єктів. Наприклад, добре спроектований «зелений екран» може знизити рівень шуму на 6-10 децибел і позитивно вплинути на психологічний та емоційний стан людей [235].

Міські парки сьогодні розглядаються не лише як місця відпочинку та дозвілля, а й як важлива частина розвитку міста. Створення стійких міських парків стало важливим підходом до політики міського планування та розвитку [175, 227]. Міські парки мають подвійну користь для людей і біорізноманіття. Управління парками, зосереджене на екологічному відновленні, може підвищити стійкість міст, а також принести користь громадському здоров'ю та добробуту [299]. Механізми стійкості та функціонування паркових насаджень знаходяться в контексті загальних екологічних закономірностей, але управління парком може змінити

траєкторію екосистеми парку, щоб максимізувати бажані людиною функції [48]. Таким чином, управління парками має враховувати біологічну природу міських парків [237] і важливість створення середовища, сприятливого в різних сенсах для життя людини [87, 263]. Деревні рослини формують основний вигляд парку та визначають виконання екосистемних функцій [66, 264]. Життєвий цикл деревних рослин і тривалість їх росту та розвитку визначають необхідність довгострокового планування управлінських дій і розуміння того, що дії, вжиті в певний момент часу, матимуть значний вплив [275]. Зрозуміло, що ефективні управлінські зусилля повинні базуватися на достовірних кількісних даних про ефективність певних дій. Таким чином, розуміння динаміки розвитку парку у значному просторовому та часовому діапазоні є основою ефективного управління міським парком.

Зелені насадження є незамінним елементом міського середовища. Вони покращують якість повітря, регулюють мікроклімат, захищають ґрунти, знижують рівень шуму.

Міські парки - це «зелені легені» сучасних мегаполісів, що забезпечують комфортне середовище для відпочинку, оздоровлення та соціальної взаємодії [315]. Вони відіграють ключову роль у збереженні екологічного балансу міста, сприяють фізичному та психічному здоров'ю мешканців, а також мають економічну та культурну цінність. Тому важливо не тільки зберігати існуючі зелені зони, а й активно розширювати їх, роблячи міста більш екологічними та комфортними для життя [55, 186].

Оскільки за основу нашого дослідження ми беремо поняття лісової пертиненції за Висоцького Г.Н., який в своїх роботах досліджував природні ліси, тому важливо розглянути структуру лісу, який являє собою основою для створення міських парків.

Горизонтальний аспект лісової екосистеми можна розділити на надземні шари: трав'янистий ярус, чагарниковий ярус, підстилку та деревостану [63, 195]. Існують різні підходи до класифікації лісу на основі стратифікації деревостану, які стали основою для концептуалізації структури

лісу різними способами [239]. Стратифікація лісу становить інтерес для багатьох проблем у контексті управління лісовими екосистемами, охорони дикої природи та рекреації. Стратифікація деревостанів на кроновий і підкроновий яруси має екологічне значення для флори і фауни, включаючи різних комах і птахів [136, 151, 338, 340]. У сприятливих умовах ступінь диференціації та кількість горизонтальних ярусів лісу може збільшуватися [67, 204], тоді як у несприятливих умовах, навпаки, пошарова структура лісу спрощується [94, 104].

Трав'янистий ярус лісу складається з трав'янистих (або м'якостебельних) рослин [291, 304]. Рослинність у трав'янистому ярусі лісу часто отримує мало світла [124], а в густому полозі лісу переважають тіньовитривалі види [46, 54, 90]. Площа та видове багатство трав'янистих рослин можуть сильно варіювати залежно від екологічних умов лісу [103, 309]. У листяних лісах помірного поясу більшість видів трав'янистих рослин цвітуть навесні до того, як дерева вкриваються листям [130, 329]. Деревостан регулює доступність ресурсів підстилки, таких як світло, поживні речовини та вода [214]. Трав'янисте різноманіття може більше залежати від факторів, що обмежують дисперсію, ніж від конкуренції за світло [65]. Видовий склад дерев визначає хімічний склад води, яка стікає по стовбурах, а також склад і структуру листового опаду, що сильно впливає на трав'яний або чагарниковий ярус та ґрунтові властивості [53, 246]. Детально-масштабна мінливість трав'янистого травостою найкраще пояснюється механічним опором ґрунту, електропровідністю ґрунту, товщиною підстилки, температурою ґрунту, вологістю, щільністю та агрегатною структурою. Широкомасштабний компонент мінливості рослинних угруповань пояснюється структурою деревостану [330]. Мішані насадження роблять більший внесок у продуктивність і стабільність лісових екосистем, ніж монокультури. Різноманіття рослин у підстилці є вищим у мішаних насадженнях, ніж у монокультурах. Позитивний ефект змішаних насаджень зростає з часом [128]. Трав'яні угруповання міських деревних насаджень

змінювалися залежно від різних факторів. Чисельність і розподіл цих видів залежали від їхніх біологічних особливостей (тривалості життя насіння в ґрунті), а також від діаметра стовбура дерева, ущільнення ґрунту, фекалій тварин, сонячної радіації та видів деревних рослин [236]. Біотичні взаємодії та нішеві процеси є ключовими факторами структури рослинних угруповань та співіснування видів. Крони дерев мають сильний фільтруючий вплив на структуру рослинних угруповань підліска. Саме доступність ресурсів, а не їхня просторова неоднорідність, є основним фактором, що визначає різноманіття підстилки [320]. Деревний покрив впливає на склад видових угруповань трав'яного ярусу. Екологічна фільтрація є причиною об'єднання видів зі схожими функціональними ознаками [164, 243]. Конкурентне виключення призводить до низької ймовірності спільного існування видів зі схожими функціональними ознаками, якщо конкуренція домінує в побудові угруповання [91].

Чагарниковий ярус складається з чагарників або деревних рослин, що ростуть відносно близько до поверхні землі. У масштабах країни та типу лісу багатство видів чагарників значною мірою визначається кліматичними та ґрунтовими змінними [221]. Достатня кількість світла, що проходить крізь деревостан, є необхідною умовою для розвитку чагарникового ярусу [204]. Підлісок складається з незрілих дерев або невеликих дерев, які є нижчими за рівень основного деревостану [61, 123]. Склад і біомаса підросту можуть змінюватися залежно від глибини ґрунту, нахилу і структури надґрунтового покриву [142]. Угруповання підросту є важливими, оскільки вони є визначальними для сукцесії надґрунтового покриву і кругообігу поживних речовин [142]. Підлісок забезпечує притулок для широкого спектру тварин [338]. Підлісок часто слабо освітлений і безвітряний завдяки захисним функціям верхнього ярусу [138].

Підлісок є важливою характеристикою лісових екосистем, яка впливає на потік енергії та кругообіг поживних речовин, біорізноманіття та стійкість [112, 124]. Склад підліску контролює ріст, виживання та відновлення лісу

[293]. Деревостан визначає просторову структуру ґрунтової макрофауни на різних рівнях [328, 332]. Рослини підліску чутливі до природних та антропогенних впливів і є індикаторами стійкості, здоров'я та природоохоронного статусу лісів помірного поясу через їхню важливість для функціонування екосистем [182]. Підлісок запобігає ерозії ґрунту [190] та впливає на мікросередовище для розвитку інших видів [39, 298]. Структура надґрунтової та підґрунтової рослинності впливає на світлове середовище у товщі ґрунту [213]. Лісовий підріст регулює валову фотосинтетичну активність рослинності лісової підстилки [165, 340]. Склад, структура та розподіл угруповань підстилки залежать від структури лісу, умов мікросередовища та стану деревостану [203, 292].

Склад підросту корелює зі структурними показниками деревостану, а не з висотою чи діаметром дерев. Структурні показники крони деревостану відображають зміни у світловому кліматі підросту [199].

Деревостан піддається впливу сонячного світла, а також змушений протистояти вітрам [233, 288]. Доведено, що дерева ростуть високими у боротьбі за доступ до світла [113]. Трав'янистий ярус може зменшити видове різноманіття деревостану [258].

Просторові та часові закономірності відбивної здатності лісового деревостану є надзвичайно важливими для визначення біофізичних параметрів деревостану та моделювання екосистем [336]. У лісах помірного поясу швидкість розвитку та максимально можлива біомаса трав'янистого ярусу залежать від відносного рівня світла, що досягає лісової підстилки [226]. Важливі екосистемні функції підліску привертають увагу до нього як об'єкта дослідження методами дистанційного зондування [218, 339]. Результати, отримані за супутниковими даними, корелюють з виміряними *in situ* траєкторіями сезонного відбиття шарів лісової підстилки [200, 247]. Взаємодії між рослинами можна визначити як способи, за допомогою яких рослини впливають на ріст, пристосованість, виживання і розмноження інших рослин, головним чином, шляхом зміни середовища. Ці взаємодії

можуть бути позитивними (сприяння) або негативними (конкуренція або експлуатація) [50].

Взаємодія між трав'янистим покривом і деревостаном зазвичай вважається односторонньою. Вважається, що дерева підросту визначають склад трав'яного ярусу, контролюючи кількість світла, яке досягає лісової підстилки [124, 184]. Однак трав'янистий ярус може суттєво перешкоджати відновленню дерев і впливати на склад і динаміку надґрунтового покриву. Трав'янистий ярус по-різному впливає на відновлення дерев [50, 259]. Трав'яний ярус діє як екологічний фільтр, що впливає на організацію насіннєвого фонду в листяних лісах. Фільтр трав'яного покриву по-різному впливає на появу сходів деревних порід. Механізм дії трав'яного фільтра залежав від виду деревної рослини [291]. Це могла бути зміна властивостей ґрунту, зміна рівня освітленості або приваблення хижаків, які знищували насіння дерев. Селективність трав'яного фільтра обумовлена диференційованою реакцією видів деревних саджанців на наявність трав'яного покриву і не залежить від виду трав'янистої рослини. Селективність трав'яного фільтра може впливати на щільність і видовий склад банку саджанців під його куполом і може визначати характер просторового розподілу саджанців на рівні куполу [121].

Конкуренція рослин за воду та поживні речовини може мати сильний вплив у сухих або бідних ґрунтових умовах. Проникнення світла є найнижчим у лісах на вологих ґрунтах, які забезпечують велику кількість основних поживних речовин [90, 333]. Конкуренція за світло між підліском і деревостаном змінюється під час сукцесійної динаміки лісового угруповання. На початку сукцесії на відкритих ділянках лісу домінують світлолюбні трави, трави та чагарники [188]. Чисельність і різноманітність підстилкової рослинності швидко зростає після порушення у відповідь на надлишок ресурсів і приплив видів, адаптованих до порушення. Тіньовитривалі трав'янисті види отримують більшу перевагу в міру змикання крони [142].

Під час створення плантацій або природного відновлення лісу після порушення високий рівень освітленості та, іноді, підвищена доступність води і поживних речовин сприяють розвитку опортуністичних, швидкозростаючих трав'янистих і деревних видів, які захоплюють ресурси за рахунок культурних дерев [99, 302]. Як наслідок, ріст і виживання культурних дерев може різко знизитися. Протягом перших 15-20 років вплив трав'янистого шару на регенерацію дерев зазвичай вважається найсильнішим [50].

В умовах застосування пестицидів трав'янистий ярус настільки зменшує відновлення дерев, що екосистема «застрягає» на стадії трав'янисто-чагарникової рослинності і не повертається до лісу (так звана «зупинка сукцесії» [229]. Трав'яниста рослинність значно пригнічує відновлення дерев навіть під закритою кроною [122]. Біомаса трав'янистих рослин, як правило, збільшується, коли крона стає більш відкритою [192]. Вітровали та лісові пожежі особливо важливі для трав'яного ярусу, оскільки вони створюють сприятливе середовище для піонерних видів [296]. Взаємодія між трав'яним і деревним ярусами посилюється в умовах частих порушень і нестабільного середовища [241]. Практики управління лісовими насадженнями являють собою унікальний процес порушення і можуть призвести до формування рослинних угруповань, які відрізняються від тих, що спостерігаються в природних процесах [177, 268]. Просторово-часовий контекст має особливе значення для розуміння взаємодії між надґрунтовым і підґрунтовым ярусами [208].

Горизонтальна та вертикальна складність є факторами привабливості міських паркових територій для відпочинку [229].

Формування складної структури стратифікованої крони займає значний проміжок часу і зазвичай відбувається у стиглих деревостанах після тривалого періоду розвитку [112]. Стратифікована крона є дуже цінною особливістю для рекреації в лісі [135, 271]. Однак кількість ярусів не є прямим показником привабливості лісового насадження для рекреації [255]. Візуальні аспекти значно варіюються залежно від дизайну насадження та

лісокультурних систем. Монокультура пропонує пишність зрілого колонного залу з вільним оглядом і рухом. Дизайн з використанням сукцесії і варіацій видів, віку і відстані між деревами пропонує посилене відчуття різноманітності і природності навіть на молодих стадіях [228].

1.2 Поняття лісової пертененції та її вплив на навколишнє середовище.

Ліс розвивається в певному середовищі, що становить його умови зростання. Це середовище не менш складне, ніж сам ліс. Таким чином, у кожному окремому випадку перед нами складна комбінація лісу і середовища його розвитку. [217, 231].

Однак співвідношення між зовнішніми фізико-географічними і фізико-топографічними (залежними від місцевих умов рельєфу, будови ґрунту, ґрунтових вод тощо) умовами зростання, з одного боку, і рослинним покривом (лісом), з іншого боку, такі, що рослинний покрив, безумовно залежний від умов зовнішнього середовища. Він, зі свого боку, все-таки чинить вплив на ці умови, змінюючи їх деякою мірою. Така зміна має значення для самого розвитку та існування лісу.

1.2.1 Вплив на температуру та опади.

Ліс являє собою велику поверхню надґрунтових утворень. За рахунок темного кольору стовбури дерев та його гілля, у зимовий період, піддається тепловому випромінюванню і тепловому променистому нагріванню. Внаслідок переважання останнього взимку температура в лісі трохи вища (близько 0,25-0,5°C), ніж у відкритому полі (степу), і здебільшого до кінця зими навколо стовбурів утворюються характерні воронки танення снігового покриву [166, 235].

Навпаки, у період вегетації надземний апарат деревних насаджень, що активно функціонує, повний життєдіяльності, при цьому ним «видихається» велика кількість парів води під час транспірації. Від цієї роботи відбувається,

по-перше, споживання тепла, так само, як і для фотосинтезу, а по-друге, підвищення вологості паркового повітря. Чим густіший і складніший ліс, тим він сильніше вегетує, тим більшою мірою має відбуватися, підвищення вологості та зниження температури його повітря. Однак внаслідок наявного повітрообміну, більшої легкості вологого повітря та швидкої дифузії парів різниця в абсолютній вологості та в середній температурі повітря біля парку і на відкритому полі (степу) невелика.

Але внаслідок затримуючого, захисного впливу лісового покриву добові коливання температури повітря і тісно пов'язані з ними коливання відносної вологості в повітрі в повному лісі бувають завжди більш-менш сильно скорочені, тим сильніше, чим густіший лісова крона, чим він щільніше зімкнений, при віддалених або щільно закритих узліссях. У сонячні дні в такому лісі буває значно прохолодніше і вологіше, а в тихі і ясні ночі, навпаки, значно тепліше, а часто і відносно сухіше [155].

З огляду на сказане конвекційні струни, що піднімаються над лісовими та парковими масивами, підносять повітря, дещо холодніше і більш вологе, ніж конвекційні струни над не покритими деревами площами, і від цього над лісовими площами кількість опадів, що випадають, має бути дещо більшою, ніж над безлісними. Дощомірні дані показують часто велику перевагу опадів, уловлюваних на лісових галявинах, над опадами, уловлюваними в абсолютно відкритій місцевості. Найбільша різниця відмічається взимку.

Ці різниці походять від впливу вітрів на уловлюваність опадів дощомірами. На галявині вітер слабший, ніж у відкритому степу, і вловлюваність більша. Найсильніша дія вітру на вловлювання снігових опадів (сніг легко видувається з дощомірів), тому не слід вважати дані дощомірів, розташованих в умовах сильного обвітрювання, точними [103].

Навпаки, конвекційні струни над оголеними, без деревних насаджень просторами більш нагріті й сухіші, мають дещо знижувати кількість опадів над такими площами. Відповідні дані були отримані агрономом Н. Н. Клінгеном [160].

1.2.2 Вплив на повітряні маси

Повітряні течії, що проносяться над поверхнею суходолу, зазнають, особливо об його покриви, більш або менш сильне затримуюче тертя. Від цього нижні струмені повітряних потоків несуться з уповільненням. Що вищі й густіші надземні предмети (огорожі, стовбури дерев, трав'яний покрив тощо), тим більше сповільнюються приземкуваті струмені. Ліс у цьому відношенні представляє дуже велику перешкоду: всередину густого, зімкнутого деревостану з віддаленими або щільно закритими узліссями вітер майже зовсім не проникає, поступаючись місцем лісовому штилю. Від повноти такого затишшя залежать більша чи менша заниженість випаровуваності [153].

1.2.3 Вплив на вологість повітря та ґрунту

За пересиченості повітря вологою або за вологого туману на поверхні надземних предметів відбувається осадження (конденсація) вологи з повітря. Найбільше таке осадження відбувається в навітряних узліссях лісу і по верхівках лісової кроною, розташованого по навітряних схилах, коли повітряна течія, що піднімається, внаслідок триваючого переохолодження підтримується в пересиченому вологою стані. Такі осадження в горах приймають місцями настільки широкі розміри, що завдяки їм стік гірських річок перевищує суму дощових опадів, що випадають в їхніх басейнах дощомірних опадів. Літня конденсація зазвичай буває мало помітна, зате різко помітною буває конденсація у вигляді паморозі та ожеледі взимку.

Протилежне явище полягає в затримці частини вологи опадів на змочування надземних частин лісу: листя (хвої), сучків, стовбурів, підліска і, зрештою, підстилкового живого і мертвого покриву. Маючи найбільшу надземну поверхню, ліс затримує, таким чином, іноді досить значну частину вологи опадів. Ця частина вологи, що затримується на змочування, потім випаровується безпосередньо і, отже, не бере участі в транспіраційній роботі.

Чим густіший ліс, чим більша поверхня його надземних частин, тим більша кількість води витрачається на змочування. Особливо багато витрачається на змочування густих жердняків тіньовитривалих порід (бука, ялини, ялиці, ялиці та ін.).

Насадження ж із ажурнокронних світлопропускаючих порід (береза, модрина та ін.) затримують незначну кількість опадів. Само собою зрозуміло, що чим менший дощ, тим більший відсоток вологи його йде на змочування, тим менший відсоток доходить до ґрунту, і навпаки [232].

Сніг, що падає, також затримується на деревах і чагарниках, особливо, якщо падає в тиху погоду великими сніжинками, і ще більше, якщо йде за температури близько нуля, коли сніжинки, що падають і сніжинки, що затримуються, злипаються. Тоді утворюється великий навал снігу, від якого страждають вічнозелені хвойні насадження. Найнебезпечніший такий навал снігу для щойно проріджених густих жердняків сосни, бо спричиняє сильні поломки і спустошення. Затриманий на гілках сніг частиною випаровується, як і затримана змочувальна вода, частиною ж, через вітри і відлиги, опадає і входить у склад снігового покриву [234].

Нормальний, або повний, сніговий покрив зустрічається на невеликих лісових галявинах, у які не проникає вітер, потім, у спадаючій прогресії, слідує сніговий покрив під ажурними і зрідженими насадженнями світлолюбних порід, далі порід більш тіньовитривалих, потім сосни, і нарешті, густі ялинники та ялиці.

На відкритих же місцях сніговий покрив буває частиною здутий, частиною нанесений хуртовинами. Великі маси снігу складаються в степах по ярах, по схилах балок, у лісових узліссях, біля різного роду перешкод (будівель, доріг) і по снігозбірних огорожах і лісокультурних смугах. У лісі сніговий покрив буває найбільш рівномірним і пухким [170, 232].

Танення снігового покриву відбувається найшвидше і нерівномірно у відкритих місцях, у лісі ж сніговий покрив зазвичай тоне більш рівномірно і повільно. При цьому він тоне не тільки зверху, але на півдні підтає також

знизу від талого (незамерзлого або відталого знизу) ґрунту. Іноді нерясний сніговий покрив у лісі тане трохи раніше, ніж у полі. Це буває зрідка за млявого танення в похмуру погоду близько 0°C і відбувається внаслідок більш високої температури повітря і ґрунту (підтавання) в лісі [70] .

1.2.4 Вплив крон та ярусів

У лісі під куполом крон панує лісова тінь, більш-менш пронизувана променями відблисків, що проникають через проміжки між листям або хвоєю, гілками і стовбурами. Чим тіньовитриваліші породи, що утворюють насадження, тим густішим може бути деревостій, купол крон і повніша тінь (менше відблисків). Навпаки, світлолюбні породи утворюють ажурний купол, під яким є багато світла і відблисків, якими може скористатися менш високорослий ярус більш тіньових (тіньовитривалих) порід дерев, чагарників і трав [334].

При знищенні тіньових ярусів дерев і кущів під деревостаном утворюється луг - густий трав'янистий покрив - лісовий збій, який за сухого ґрунту може бути теж вибитий.

1.2.5 Вплив на склад повітря

Повітря в лісі не зазнає суттєвих змін у своєму хімічному складі. У полозі крон відбувається посилене перетворення вуглекислоти на кисень (унаслідок асиміляції вуглецю), натомість унизу, над ґрунтом і в його верхніх горизонтах, відбувається посилене виділення CO₂ внаслідок розкладання лісового опаду (мертвого покриву, підстилки) і подальших продуктів розкладання за більш збереженої вологості. Але лісове повітря буває чистішим, позбавленим пилу (крім особливо різких і тривалих посух, коли в лісостепу навіть лісові дороги сильно пересихають) і бактерій. Лісове повітря буває просякнуте смолами (хвойні й тополеві ліси) та ароматом квітів (липа, клен тощо), а іноді злегка «задимлений» пилком («сірий колір» при цвітінні сосни та ін.) або спорами грибів (борошниста роса на дубі та ін.). Загалом

лісове повітря характеризується як здорове, іноді навіть озонованим; в цьому і полягає санітарне значення лісів [305].

1.2.6 Влив підстилки

Як високогігроскопічна і вологоємна речовина підстилка може вбирати і затримувати в собі помітну кількість води опадів і снігу, що тане. Таким чином, висохла лісова підстилка може ще більше зменшувати кількість вологи, що проникає в ґрунт.

Але, з іншого боку, мертвий лісовий покрив захищає ґрунт, що лежить під ним, від прямого випаровування з нього вологи. Володіючи ж низькою теплопровідністю, лісова підстилка захищає ґрунт влітку від сильного нагрівання, а в морози від сильного охолодження, регулюючи таким чином ґрунтову температуру під лісом [339].

Пухка водопроникна і повітропроникна підстилка сприятлива для життя дощових черв'яків у ґрунті і для збереження утвореного ними структурного стану ґрунту. Нарешті, лісова підстилка є при своєму розкладанні поповнювачем у верхніх ґрунтових горизонтах поживних мінеральних речовин та азотистих сполук. Але занадто злежала, ущільнена і закисла лісова підстилка стає несприятливою для лісу, особливо за значного її потовщення. Тому потужну «закислу» підстилку корисно розбивати і місцями, для відновлення лісу, згрібати, оголюючи мінеральний ґрунт. Взагалі ж видаляти лісову підстилку з лісу - значить усувати відновлення родючості і в багатьох випадках сприяти задернінню лісового ґрунту і його якнайшвидшому пересиханню [340].

1.2.7 Роль лісової рослинності у формуванні ґрунту

Вологоємний ґрунт (глинистий, суглинковий, перегнійний) у лісовій екосистемі перебуває в зовсім інших умовах вологості та біологічних процесів, ніж під трав'янистою рослинністю, а саме: протягом вегетаційного періоду верхні горизонти власне ґрунту зберігають під лісовим насадженням

вологий стан протягом значно більшого часу, ніж під трав'янистою рослинністю, і висихають до менш низького вологовмісту. Протягом же зимового періоду спокою рослинності ґрунт в лісі залишається менш охолодженим, непромерзаючим або менш глибоко промерзаючим і раніше з-під низу відтаючим, ніж у відкритому полі, степу або на лузі [44].

Внаслідок того й іншого процеси розкладання перегною під лісом тривають набагато довше, ніж під трав'янистою рослинністю. Сильніше промивання власне ґрунту під лісом позбавляє цей горизонт основ (вапна та ін.), розвивається кисле середовище, несприятливе для бактерій і більш сприятливе для грибів. У результаті - посилена деградація ґрунту за різними ступенями переходу: від більш нейтральних чорноземних ґрунтів через сірі лісові землі в бік опідзоленості та збідніння горизонтів підзолистого, дернового і врешті-решт клейкого, ілювіального.

Таким чином, тоді як під степом ґрунт сильно збагачується, захоплення ґрунту лісом у наших умовах поступово веде до його збіднення. Є припущення, що велика кількість тіньових порід прискорює процес деградації, наприклад, наявність липового ярусу, але ще більшою мірою ялини. Тому введення ялини для підліску не слід рекомендувати.

1.2.8 Ґрунтові води

Посилене всмоктування ґрунтово-ґрунтової вологи лісом спричиняє взагалі значне зниження під ним рівня ґрунтових вод на рівнинах. Крім того, в більш посушливих місцевостях (у степовій зоні) посилене всмоктування лісом за слабкої всмоктуваності вологоємних ґрунтів призводить до згущення солей як у непромокаючому шарі підґрунту, так і в ґрунтових водах.

Тільки під снігозбірними узліссями відбувається під лісом на рівнинах посилене періодичне промивання і вилуговування солей із нижньої частини підґрунтя. Коли ж узлісся просунулося далі на степ або на поля і в колишньому його місці розташуванні снігових наносів уже не відбувається,

встановлюється щойно зазначений лісовий режим вологи, який зовсім не сприяє подальшому промиванню нижніх шарів підґрунтя.

Наявність погано змочуваного ґрунтовими водами підґрунтя, що різко виділяється під лісом, мабуть, є особливістю степових, лісостепових і пристепових нагірних дібров на високовологоємних і глибоких ґрунтах із віддаленим рівнем ґрунтових вод [44, 70].

Наявність частини ґрунту, що різко відмежовується від верхньої промокаючої частини ґрунту, нижче її розташованої не промокаючої до ґрунтових вод частини дає можливість досить точно враховувати баланс ґрунтової вологи за окремі роки. А це, своєю чергою, дає можливість враховувати загальну витрату вологи лісом в умовах наявності непромокаючої частини ґрунту, додаючи до втрат вологи промокаючою частиною ґрунту вологу опадів, які випадають за вегетаційний період. Облік запасів вологи у ґрунті та потреб лісу дає вказівки щодо регулювання густоти деревостану.

РОЗДІЛ 2 ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Клімат

Ботанічний сад Дніпровського національного університету розташований на південно-західній околиці міста Дніпро, яке знаходиться, в помірному поясі і має активну атмосферну циркуляцію. Клімат помірно-континентальний [27]. Однією з особливостей клімату регіону є те, що кліматичні умови сильно змінюються з року в рік. Одні роки бувають помірно вологими, інші - різко сухими і суховійними. Загалом клімат характеризується холодною зимою, коли температура часто опускається нижче нуля, і спекотним літом [10, 35].

Дніпровський регіон знаходиться під впливом Атлантичного океану та Великого Євро-Азіатського континенту. Рівнинний рельєф регіону та його околиць створює умови для безперешкодного проникнення повітряних мас з різними характеристиками. Взимку відбувається інтенсивний поздовжній повітрообмін, зумовлений діяльністю низького тиску [9]; за даними Пасічного Г.В. [28], середньорічна температура становить $+7... +9^{\circ}\text{C}$. Найхолоднішим місяцем є січень із середньодобовою температурою $-4... -6^{\circ}\text{C}$, а найтепліший - липень із середньодобовою температурою $+21...+24^{\circ}\text{C}$. Згідно з екологічним паспортом Дніпра, середньорічна температура сягає $+8^{\circ}\text{C}$, абсолютний мінімум - 34°C , а абсолютний максимум - $+40^{\circ}\text{C}$ [31].

Осінні та весняні заморозки часті, закінчуються в середньому в першій декаді квітня, а розпочинаються, як правило, в першій половині жовтня. Єдиними місяцями, де абсолютно немає морозів, є червень, липень і серпень; середньодобова температура перевищує нуль градусів Цельсія у другій декаді березня на півдні і в третій декаді на півночі [18].

У середньому активність різних вітрів у Дніпровському регіоні майже однакова протягом року. Переважають північно-західні та південно-східні

вітри (12-18%), причому взимку - південно-східні, а влітку - північно-західні. Середньорічна швидкість вітру в регіоні становить 5...5,5 м/с взимку і 3,5...4 м/с влітку. В середньому буває 10-25 днів, коли швидкість вітру перевищує 15 м/с, в залежності від регіону. Спокійна погода спостерігається в середньому 17% року [12].

Максимальна хмарність у регіоні зазвичай спостерігається взимку, а мінімальна - у серпні. У Дніпрі середня хмарність широко варіюється в залежності від сезону протягом року. Сонячний сезон у Дніпрі починається приблизно 29 квітня і триває 5,5 місяців, закінчуючись приблизно 12 жовтня. Найсонячніший місяць року в Дніпрі - липень, коли в середньому є 74% ймовірності сонячної погоди, переважно сонячної або частково хмарної; похмурий сезон у році триває 6,5 місяців, починаючи приблизно з 12 жовтня і закінчуючи приблизно 29 квітня [11].

Річна кількість опадів становить 505 мм, з максимальною кількістю опадів 800 мм і мінімальною кількістю опадів 250 мм в незвичайні роки [18]. Найбільша кількість опадів випадає влітку (60% річної кількості опадів). Мінімум опадів випадає в березні та жовтні (30 мм), а максимум (60 мм) - у найвологіші місяці, червні та липні, з дещо більшою кількістю опадів та гроз. На рік припадає 93 дні з опадами. Снігопади часті, але здебільшого не дуже сильні [20].

2.2 Рельєф і орографічна структура

Місто Дніпро розташоване на стику двох орографічних зон: південно-східних відрогів Придніпровської височини та північно-західної частини Придніпровської низовини. Ця особливість зумовлює складний мікрорельєф місцевості [28]. Придніпровська височина формує правобережну частину міста, рельєф якої представлений хвилястою рівниною з густою мережею балок і ярів. Височина різко обривається до річкової долини уступами заввишки 100-120 м, порізаними яружно-балковою системою. Вододіли

Придніпровської височини здебільшого вузькі, місцями хвилясті або куполоподібні.

Лівобережна частина міста входить до Придніпровської низовини, що характеризується більш рівнинним рельєфом і меншим розвитком яружно-балкових форм [31]. Відмінності між правим і лівим берегом зумовлені кристалічним фундаментом, на якому сформовані річкові долини та тераси [20].

Долинний комплекс річки Дніпро складається з дев'яти суміжних антропогенних терас (7-9 еоценових і 1-4 плейстоценових) та голоценової заплави [11].

Голоценова заплава - це ландшафт, утворений заплавою, який займає значну частину дна долини Дніпра. Основний масив заплави складається з флювіального алювію, заплавної та старичної фацій. Природна поверхня заплави лежить на абсолютних відмітках 48-54 м, тоді як поверхня нижніх терас - 55-62 м. Ці різновікові поверхні суходолу розділені скелястими уступами, які в даний час вкриті алювіальними та насипними ґрунтами в міській зоні. У центрі Дніпра суходолом є лише штучно піднята поверхня заплави. В районі Набережної Перемоги потужність алювіальних пісків на поверхні заплави досягає 90-100 м. Процеси підтоплення та заболочування поширені на цьому типі місцевості, оскільки природний гідрогеологічний режим порушений [26].

Пізньюплейстоценові тераси (1-2) займають значну частину дна долини річки Дніпро, їх абсолютні висоти становлять 60-66 м. Еоплейстоценові тераси розташовані на сарматських сірих і зеленувато-сірих глинах та пісках. На правобережжі плейстоценові тераси, здебільшого, залягають на кристалічних докембрійських породах, укритих корою вивітрювання.

Середньоплейстоценові тераси (3-4) на правобережжі представлені лише фрагментарно через сильну розмітність. Їхньою характерною особливістю є порушення водотривкого шару, що лежить вище місцевих

базисів ерозії. Це забезпечує підтоплення, оскільки рівень ґрунтових вод знаходиться на глибині 5-10

Ранньоплейстоценові тераси (5-6) займають вузьку ділянку первісного схилу на правому березі міста. Основне тіло шостої тераси (82-90 м) складається з майже повністю горизонтальних шарів лесів, відкладених на мартоношсько-сурійському алювії. У житлових масивах Ігрень та Чаплі вздовж Дніпра та Самари, а також у районі невеликих ущелин, що відкриваються в ці долини, уздовж усього правого та лівого берегів простежується вузька смуга з 8-9 еоплейстоценових терас [23].

Геологічна будова та гідрогеологічні умови характеризуються наявністю лесових порід (ЛП) товщиною 10-25 м, які залягають на піщаному алювії. Алювій, у свою чергу, лежить на корі вивітрювання кристалічних порід або неогенових пісках, іноді глинах. Регіональний водотрив, що представлений червоно-бурими глинами та важкими суглинками на вододілах, у цьому районі виклинується. Іноді між лесовими породами та алювієм трапляються червоно-бурі суглинки, проте вони мають малу потужність, нерівномірний розподіл і не забезпечують водотривкості для водоносного горизонту в межах лесових відкладів. Завдяки цій території залишаються збільшені непідтопленими, а рівень обґрунтованих вод залягає на глибині понад 10 м [31].

Відповідно класифікації О. Л. Бельгарда [3], територія міста поділяється на різні мікроландшафти. Правобережна частина Дніпра, де знаходиться ботанічний сад ДНУ, відноситься до приводнороздільно-балкового типу, тоді як лівобережна частина належить до долинно-терасового типу. На околицях правобережжя міста виділяється окремий придолинно-балковий тип ландшафту.

Ґрунтоутворюючі породи в басейні низинні: середньочетвертинний літійо-алювій, древній алювій, сучасний алювій, пролювіальні-делювіальні відклади. Лес покриває всю площу басейну з максимальною товщиною 25-30 метрів. Зменшення їхньої щільності від вододільних плато до долин річок і

тальвегів балок та обтяження механічного складу від піщано-легкосуглинистого до глинистого при віддаленні від Дніпра є загальною закономірністю лесу.

Лес характеризується буруватим або жовтуватو-блідим кольором, пористістю та високою карбонатністю, що досягає 10-20% [12]. Механічний склад - шар важких і легких суглинків [3]. Щільність ґрунтової маси досягає $1,5 \text{ г/см}^3$ і збільшується з глибиною до $1,8 \text{ г/см}^3$. Вміст водорозчинних солей не перевищує 0,3%. Алювіальні відклади присутні у придолинних смугах каньйону. Потужність осадових порід досягає 1,5-3,5 м. Як правило, механічний склад відповідає зональним ґрунтам [9].

Леси підстилаються червонувато-бурими глинами і суглинками, які виступають ґрунтоутворюючими породами в нижній третині схилу і на південних схилах. Ці породи характеризуються високою щільністю, твердістю, призматичною структурою, високою карбонатністю, наявністю карбонатних конкрецій і засоленістю. Кількість водорозчинних солей коливається від 0,1 до 1,3%.

Ґрунтові води на досліджуваній території залягають на глибинах від 25 м до 14 м. Важливу дренажну функцію виконує Довга балка на північно-західних схилах, де розташована основна частина ботанічного саду [12].

2.3 Ґрунтовий покрив

На території Дніпровського регіону переважають різні підтипи (звичайні та південні), роди (еродовані, лучні, засолені, солонцюваті, осолоділі), види (потужний, середньо- та малопотужний, середньо- та малогумусовані, слабогумусовані) з переважанням чорноземів; слабо-, середньо- і сильно еродовані), різновиди (переважно середньо-, важкосуглинкові і легкоглинисті, залежно від механічного складу) і стоку (леси і лесоподібні суглинки, іноді червоно-бурі глини і суглинки, сіро-зелені мергелі і темно-сірі сланцеві глини, супіски і піски, що утворюють і супіски, що формуються на масивному алювії кристалічних порід) [34].

У межах Дніпропетровської області повністю сформовані чорноземи на рівнинних ділянках займають 48,3% загальної площі, у тому числі 42,3% чорноземів звичайних, 5,7% чорноземів південних, 0,3% чорноземів солонцюватих та 36,6% еродованих ґрунтів різної крутизни та протяжності, схилів різної форми та експозиції, слабо еродовані ґрунти (27,3%) та помірно і сильно еродовані ґрунти (9,3%). Інші зони включають лучно-чорноземні, чорноземно-лучні, лучні, лучно-болотні, болотні, болотні, засолені ґрунти, засолені ґрунти, засолені ґрунти, засолені болотні, засолені ґрунти, засолені болотні, засолені болотні, засолені болотні. [14]. У лучних районах особливий інтерес представляють яружно-лісові ґрунти. В умовах відсутності інфільтрації вологи формується якісно специфічний тип чорноземних ґрунтів - лісові чорноземи (байраки та пристени). Лісові поліпшені чорноземи (лісовий окультурений біом) формуються під нагірними лісовими насадженнями [35].

На заплавах річок формуються заплавно-пасовищні та болотні ґрунти, на другій надзаплавній терасі - дерново-степові та дерново-буроземні піщані ґрунти, на третій надзаплавній терасі - солонцюваті ґрунти, солончаки, солончаки та солоді. Лісові біогеоценози формують лучно-лісові, водно-болотно-лісові та інші типи ґрунтів, підтипи і види негативних форм рельєфу [34].

З просуванням у південну частину області чорноземи звичайні малогумусні змінюються на чорноземи середньомощні, малогумусні та чорноземи південні. Глибина гумусового профілю ($H+H_p$ або $A+B_1$) залежить від загальної зволоженості території. У північних районах, де річна кількість опадів становить 497 мм, формуються нормальні середньо- і малогумусні, міцні, середньо- і важкосуглинкові ґрунти та легкі глинисті ґрунти на лесовидних суглинках з глибиною гумусу 80-90 см [31].

У центральній частині області (457 мм опадів на рік) на лесовидних суглинках формуються звичайні малогумусні, середньогумусні, важкосуглинкові та легкоглинисті ґрунти ($H+H_p=68-80$ см). У південній

частині області формуються чорноземи південні з глибиною залягання гумусу 60-66 см (середньорічна кількість опадів 431 мм) [37]. Територія міста Дніпро розташована на стику ареалів поширення чорноземів звичайних малопотужних та чорноземів звичайних середньопотужних. Вздовж долини річки Дніпро по обидва боки в смузі до 30 км завдовжки поширені чорноземи легкі з механічним складом супіщані, легкосуглинкові та середньосуглинкові [20].

Прикладом таких чорноземів є чорноземи потужні, малогумусні, легкосуглинкові звичайні на лесі, які досліджувалися на території Ботанічного саду ДНУ в 1960-х роках [21].

Наразі в Дніпропетровській області виділяють чотири групи ґрунтів: непорушені природні ґрунти, штучно нанесені на поверхню природні ґрунти, штучно поглиблені ґрунти та штучно сформовані поверхневі ґрунти. Непорушені природні ґрунти, де зазвичай збереглися природні ґрунтові шари, зосереджені в міських лісах і лісопарках. Вони визначаються відповідно до загальноприйнятих класифікацій [32].

Природні ґрунти зі штучно зміненою поверхнею ґрунту містять діагностичний горизонт «ur2 -urbic», мають потужність менше 50 см і нижню частину профілю непорушену. Ці ґрунти зберігають типові назви - урбочорнозем, урбодерновий ґрунт [21] - з додаванням префікса «урбо».

Глибокоантропогенно змінені ґрунти утворюють групу міських ґрунтів. Міські ґрунти мають потужність орного горизонту понад 50 см. Поверхневі ґрунти є повністю антропогенними, змішаними та алювіальними утвореннями (тобто штучно створеними ґрунтоподібними шарами) [16].

Існує дві категорії глибоко антропогенно змінених ґрунтів: глибоко антропогенно змінені ґрунти та поверхнево відокремлені ґрунти. До перших належать урбоґрунти, тобто міські ґрунти, окультурені ґрунти, некроземи, плантаземи та інтруземи; до других - тексіземи, ґрунти, де ґрунтовий профіль був перерізаний або нанесені нові матеріали, ґрунти під асфальтобетонним або кам'яним дорожнім покриттям [26].

До техногенних поверхневих інженерних ґрунтових шарів належать такі класи техногенних та інженерних ґрунтів: техноземи та інженерні ґрунти; підтипи - міські техноземи та інженерні ґрунти; підвиди - ґрунти зростання, конструкторземи, насипні інженерні ґрунти, алювіальні інженерні ґрунти та волокнисті інженерні ґрунти [26].

Міські ґрунти мають такі характеристики [28]:

1. зміна фізичних властивостей (кам'янистість, ущільненість, водоемність);
2. забруднення побутовими та будівельними відходами;
3. зміна кислотно-лужної рівноваги;
4. утворення насипних, алювіальних та змішаних ґрунтів;
5. дефіцит поживних речовин;
6. надлишок фосфору в ґрунтах;
7. порушення водного балансу;
8. розростання профілю за рахунок атмосферних розпилень;
9. забруднення ґрунтів фтором та важкими металами.

Властивості міських ґрунтів залежать головним чином від характеристик дуже різноманітних (від осадових до скельних) субстратів. Міські ґрунти формуються під спільним впливом зонального клімату та (домінуючих) антропогенних факторів, що формують навколишнє середовище. Ґрунти міста Дніпро також мають такі характеристики [153].

2.4 Рослинність.

Територія Дніпропетровської області, яка є частиною степового Придніпров'я, розташована в межах справжньої степової зони [10]. Тут сформувався різнотравно-типчаково-ковиловий степ [12]. Справжні степи ділять на підтипи: дернинно-злакові багаторазнотравні та дернинно-злакові біднорізнотравні степи. Межа, що ділить ці підтипи, проходить по лінії Кривий Ріг-Запоріжжя-Бердянськ. Різнотравний степ формується в зоні чорноземів звичайних. Тут зростають *Stipa lessingiana* Trin. et R., *S. capillata*

L., *Festuca valesiaca* Caud., *Koeleria gracilis* Pers. Серед дводольних рослин - *Medicago kotovii* Wissjul., *Galium ruthenicum* Willd., *Serratula bracteifolia* Stank., *Filipendula hexapetala* G., *Trifolium alpestre* L., *T. Montanum* L. [35].

Бідні на різнотрав'я степи розташовані в зонах чорноземів південних і темно-каштанових ґрунтів. На них переважають вузьколисті щільнодернинні злаки. Травостій представлений сухими рослинами, такими як *Achillea nobilis* L., *Tanacetum achilleifolium* Bieb. та *Crinitaria villosa* (L.) Grossh. Навесні утворюються ефемерні та ефемерно-синтетичні угруповання: *Erophila verna* (L.) Bess., *Alyssum calycinum* L., *Tuliras chrenkii* Regel., *Gagea bulbifera* (Pall.) Saliab. На поверхні ґрунту поширені лишайники (*Usnea*, *Cetraria*) [13].

У долинно-балкових системах байрачні ліси зростають у більш сприятливих ґрунтово-кліматичних умовах і поєднуються з луками на схилах та вздовж балок [25].

У долинах річок Дніпро, Орель, Самара, є оазиси лісової та водно-болотної рослинності з північними характеристиками [13]. Прикладом може слугувати Самарський бір, який чергує ділянки трав'янистої рослинності на піщаних терасах із сосновими, березовими, вільховими та торф'яними болотами. На заплавах поширені солонцюваті та солончакові луки зі справжньою соляною та солончаковою рослинністю, лісовою рослинністю та водно-болотною рослинністю. На третій надзаплавній терасі сформувалася солончакова рослинність. Це внутрішньозональні та позазональні типи рослинності [32], а степова рослинність на плаколі в цих умовах є зональною [19].

На території сучасної Довгої балки та її долинної системи протікала річка Половиця та її притоки, а її береги були вкриті лісовою рослинністю, що межувала з степовою. Сьогодні на відкритих територіях регіону зосереджено 414 видів деревних і чагарникових рослин, 95 видів ліан, 518 видів квіткових рослин, 288 видів лікарських рослин, 134 технічні культури та 108 видів природних рослин. Представлені види рослин з Європи,

Північної Америки, Кавказу, Криму, Середземномор'я, Японії та Китаю, Далекого Сходу, Центральної Азії, Сибіру, а також Гімалаїв та Індії [35].

Рослинність урбосистем складається з дерев, чагарників, дернових трав, декоративних рослин та рудерантних рослин [12]. Багато видів є мігруючими. Міста використовують 300-350 видів рослин, які «прибули» в міські екосистеми з різних часів і регіонів, створюючи зелені насадження так, як цього хочуть люди [3, 35].

2.5 Тваринний світ

Тваринний світ Дніпропетровської області представлений фауною степів, дібров, лісів та боліт. Переважно через вплив комплексу антропогенних факторів степова фауна значно скоротилася, натомість поповнилася новими видами. Поширення ссавців суворо залежить від конкретних екологічних умов. Природні заплавні (93% всіх видів ссавців) і байрачні (65%) ліси є найбагатшими на ссавців. У штучних лісах у долинах зустрічається 60% видів тварин, у плакорних лісах (53%), у лісосмугах (40%) і в соснових лісах (32%). Важливе місце займають гризуни та зайцеподібні ссавці [4].

Вовки, кабани, лисиці, борсуки, їжаки, кроти та видри поширені у штучних і природних насадженнях. На степових ділянках характерними є *Hemiechinus auritus*, *Vulpes corsac*, *Mustela nivalis*, *Mustela putorius*, *Lepus europaeus* та *Meriones* sp. [5].

З птахів тут мешкають *Passer domesticus*, *Parus* sp., *Lanius* sp., *Lanius excubitor*, *Falco tinnunculus*, *Ardea* sp. [14].

Плазуни включають *Natrix natrix*, *Dolichophis* sp., *Emys orbicularis*, *Vipera berus* та *Lacerta agilis* [7].

Земноводні включають *Pelophylax ridibundus*, *Pelobates fuscus* та *Bufo bufo* [7].

Фауна комах дуже різноманітна. Лише лускокрилих налічується 406 видів. Для деревних і чагарникових порід зареєстровані шкідники

розподіляються наступним чином шкідники дуба - 312 (41,3%); тополі та осики - 130 (17,2%); в'яза та береста - 62 (18,2%); верби - 77 (10,2%); клена гостролистого та клена татарського - 60 (7,9%); сосна звичайна, сосна кримська, сосна Бенкса - 53 види (7,0%); липа дрібнолиста - 12 видів (1,5%); акація біла і жовта - 30 видів (3,9%) та ін. [5].

На лісовій підстилці виявлено 137 видів безхребетних тварин, які відносять до 5 класів, 9 загонів, 32 родин і 86 родів [7].

Тваринний світ міста Дніпро представлений відносно невеликою кількістю видів тварин. Ссавці - це переважно собаки, коти, щури та миші. Птахи представлені горобцями, голубами, ластівками, стрижами, дятлами, дроздами, шпаками та синицями. Фауна міських екосистем, як і флора, страждає від надмірного антропогенного тиску (птахи, ссавці, рептилії та земноводні становлять 58% від загальної кількості видів природної фауни) [32].

2.6 Екологічна ситуація

Майже вся Дніпропетровська область забруднена. Екологічний стан регіону характеризується як критичний. Загальні викиди забруднюючих речовин в атмосферу перевищують 1 тону на рік. У Дніпропетровській області переважає гірничодобувна промисловість, з дуже високою концентрацією заводів і дуже низьким рівнем екологічної безпеки обладнання та очисних систем [1].

Місто Дніпро розташоване на обох берегах річки Дніпро. Основне старе місто розташоване на правому березі, який є вищим і крутішим. Лівий берег переважно рівнинний з великою кількістю нових будівель. Як згадувалося в попередньому розділі, правий берег має форму хвилястих пагорбів, з глибокими балками та ярами, з перепадом висот до 120-135 м, що погіршує умови вентиляції в регіоні [34].

Діяльність двох металургійних заводів, двох трубних заводів, коксохімічних, шинних заводів, лакофарбових заводів, а також найбільшого

в Україні машинобудівного підприємства «Південмашу», призводить до утворення смогу, насиченого різними токсичними речовинами, в тому числі діоксидом сірки та оксидами азоту. Підприємства скидають велику кількість неочищених або недостатньо очищених стічних вод у річку Дніпро. У місті в річку Дніпро впадає річка Самара. Річка Самара протікає через вуглевидобувний район Західного Донбасу і отримує велику кількість шахтних вод [3]. Через зарегульованість стоку Дніпра на лівому березі, протікання водопровідної мережі та поганий дренаж земель (зливові стоки) на правому березі, понад 18% (6,3 000 га) території міста знаходиться в зоні підтоплення. Підвищення рівня ґрунтових вод з часом і спричинені ним деформації, що викликають просідання ґрунту, охоплюють понад 6% території на правому березі річки [85].

Екологічна ситуація в місті залежить також від міста Кам'янське (45 км), де розташована металургійна промисловість, та міста Кривий Ріг (151 км), де зосереджена гірничо-металургійна промисловість [11]. Ще більшу загрозу для екологічної ситуації становить наявність у місті екологічно небезпечних об'єктів, таких як Дніпровський металургійний комбінат (ВАТ «Інтерпайп», Нижньодніпровський трубний завод), завод з переробки акумуляторних батарей «Веста», заводи з виробництва пластмас та малі металургійні заводи [9]. В результаті діяльності переробних і виробничих підприємств ґрунт і повітря міста забруднені свинцем [225]. Мешканці міста постійно піддаються впливу високотоксичних хімічних речовин, таких як діоксини, фурани та бензопірени від роботи сміттєспалювальних заводів, шпалерних фабрик, асфальтобетонних заводів, «Дніпрококсу», «Дніпрошини», десятків металургійних комбінатів та заводів, що використовують у своїй технології металобрухт, а також від несанкціонованих звалищ відходів та сміття, забруднюється внаслідок спалювання опалого листя [159]. Викиди в атмосферу в Дніпровському регіоні характеризуються високим вмістом сірководню. За обсягами викидів сірководню Дніпропетровська область посідає перше місце в Україні та має

найбільшу кількість випадків випадання кислотних дощів. Оксиди сірки (SO_2) в атмосфері в основному утворюються в результаті опалювальних та промислових виробничих процесів. Деякі сполуки сірки вивільняються під час спалювання органічних залишків у рудних відвалах [160].

Через постійні ракетні атаки на нафтопереробні заводи, хімічні заводи, енергетичні об'єкти, промислові склади і трубопроводи, міське повітря, вода і ґрунт можуть бути забруднені токсичними речовинами, пожежами і обвалами будівель, що спричиняє довгострокові проблеми зі здоров'ям, такі як ризик раку і респіраторні захворювання. Багато з цих проблем можна розглядати як транскордонні, тому що їхній вплив не буде обмежуватися конкретними українськими містами, а в сукупності становить серйозну загрозу для здоров'я населення України [85].

Надмірні рівні токсичних викидів в атмосферу негативно впливають на флору і фауну і не дозволяють забезпечити належне виживання людини. Незважаючи на те, що місто відновило та облаштувало парки та сквери в житлових районах, центрі міста та пішохідних зонах, екологічний стан багатьох житлових районів Дніпра не відповідає необхідним санітарно-гігієнічним вимогам [17].

Проблема утилізації та зберігання відходів металургійного, шинного, коксохімічного та хімічного виробництва стоїть ще гостріше. Побутові відходи утилізуються на сміттєспалювальних заводах [27].

Щоденний рух автомобілів та попутних транспортних засобів у містах також погіршує екологічну ситуацію. Щоденно транспортні засоби спалюють паливо, що призводить до значного забруднення міста вихлопними газами, шумом, вібраціями, пилом від шин та дорожнього покриття, а також електромагнітним випромінюванням [1].

Подекуди рівень радіації зростає через неправильне використання будівельних та оздоблювальних матеріалів, радіоактивний пил від викидів металургійних та хімічних заводів, автотранспорту, Запорізької АЕС та захоронення радіоактивних відходів (поблизу Кам'янського) [85].

Протягом останніх десятиліть місто Дніпро потерпає від значного екологічного навантаження, що призвело до значного екологічного дисбалансу в житті міського населення.

На правому березі, де розташований Ботанічний сад, відбуваються небезпечні геологічні процеси через наявність серед підстилюючих ґрунтовий покрив порідлесових товщ та техногенні підтоплення. Зона підтоплення охоплює 20% території міста. Це спричинило просідання ґрунту та зсуви лесових порід, що призводить до деформації та руйнування будівель [32].

Масштабна вирубка зелених насаджень збільшує вплив шкідливих фізичних факторів, таких як шум, електромагнітне та світлове випромінювання, на мешканців міст [159].

Ботанічний сад Дніпровського національного університету переважно належить до біотопів деревно-чагарникових насаджень.

Загальна площа, зайнята зеленими насадженнями, становить 50% від загальної площі міста. Сюди входять чотири парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва, Діївський парк, рослинність на островах річки Дніпро та ботанічний сад ДНУ. Річка Дніпро, підтримувана греблею Дніпровської ГЕС [1], позитивно впливає на клімат міста, в тому числі сприяє оптимізації вологості повітря.

РОЗДІЛ 3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Дослідження проводили в рекреаційній зоні Ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара з червня 2022 року по серпень 2024. Вимірювання властивостей ґрунту (температура, вологість та електропровідність у шарі 5-7 см) та мікрокліматичних параметрів (освітленість, температура повітря та атмосферна вологість) проводили в парковому насадженні за допомогою квазірегулярної сітки (рис. 3.1). Усього було 230 повторностей кожного показника.

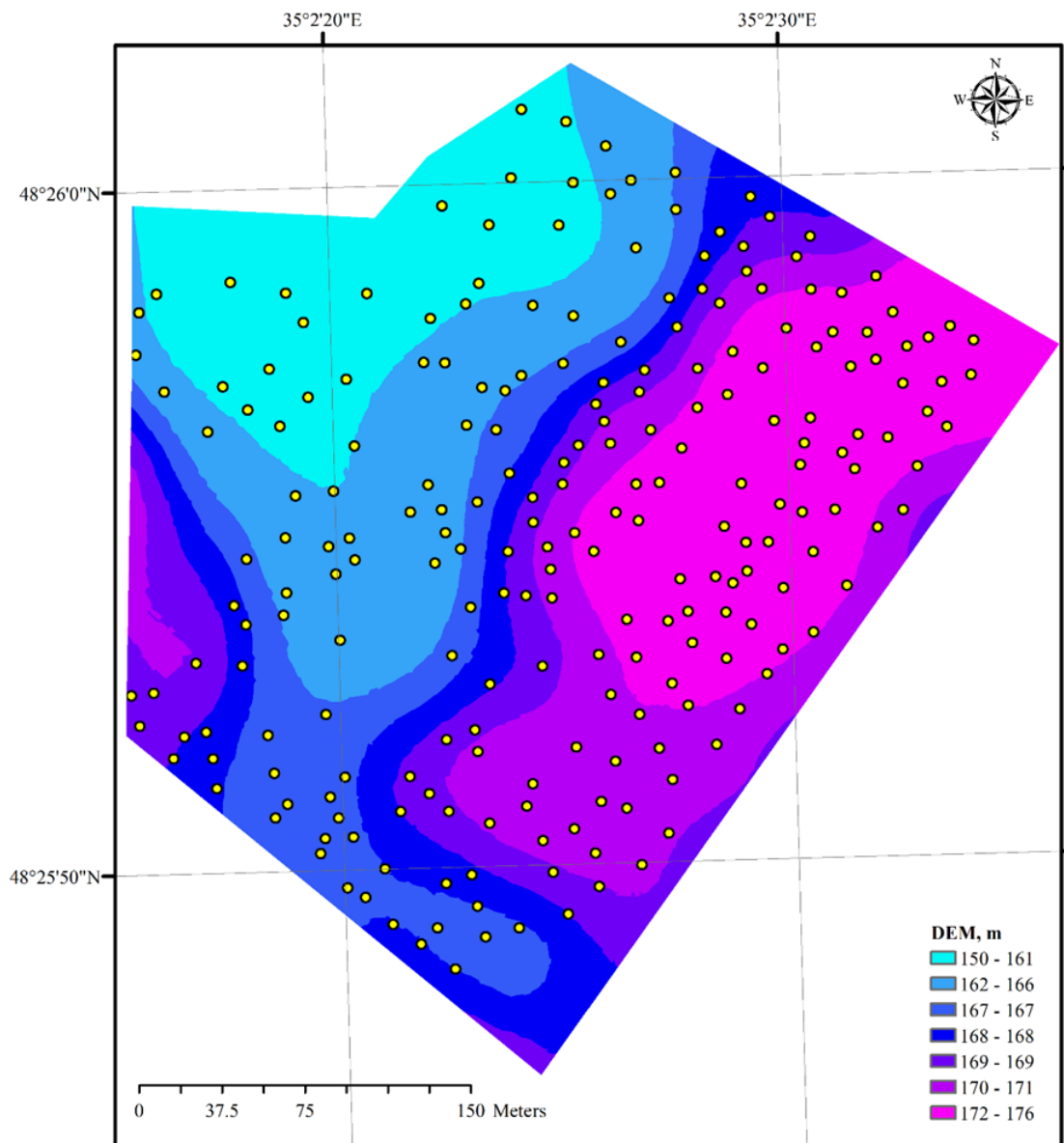


Рисунок 3.1 Цифрова модель рельєфу та розташування точок відбору проб

Позиція класифікації ґрунту за WRB: чорнозем кальцієвий (силікатний, оглеєний) [315]. Найвища точка рельєфу (176 метрів над рівнем моря) знаходиться в західній частині парку, а висота рельєфу зменшується в напрямку на схід. Південний край балки Довга знаходиться в північно-західній частині парку. Балка має найнижчу частину рельєфу (153 метри) в межах парку. Тальвег балки заповнений будівельним сміттям, а ґрунтовий покрив представлений технозолом. Загалом вимірювання проводились у 230 точках відбору проб. У 2019 році проведено реконструкцію ділянки парку площею 2,8 га [176]. Роботи з реконструкції парку включали такі процеси, як відновлення пішохідних доріжок, видалення чагарників та старих, пошкоджених дерев, обрізання крон дерев. На місці видалених старих дерев були висаджені молоді дерева. Також були демонтовані старі господарські споруди, які значно погіршували естетичне сприйняття парку. До реконструкції було залучено транспорт та будівельну техніку. Роботи проводилися протягом усього теплого періоду року.

Координати точок відбору фіксували за допомогою GPS-пристрою. Відстань між точками відбору проб становила $14,0 \pm 0,28$ м і варіювала від 7,1 до 31,0 м. На кожній точці відбору проб у радіусі 5 метрів фіксували породи дерев. Визначали породу дерева, вимірювали його висоту та діаметр стовбура на висоті 1,3 метра.

3.1 Вимірювання ґрунтових та мікрокліматичних властивостей

Вологість ґрунту вимірювали за допомогою приладу MG-44 (Україна) на глибині 5-7 см. Крок вимірювання приладу становить 0,1 %, а похибка - 1 %. Температуру ґрунту в шарі 7-10 см вимірювали цифровим термометром ТС-3М (Україна). Температуру повітря та атмосферну вологість на висоті 1,5 м вимірювали за допомогою логгера температури та вологості HUATO HE-173 (Китай). Усього було 230 повторностей кожного показника.

Для вимірювання електропровідності ґрунту *in situ* використовувався датчик HI 76305 (Hanna Instruments, Woodsocket, RI). Цей датчик працює

разом з портативним тестером HI 993310. Тестер оцінює загальну електропровідність ґрунту, тобто комбіновану провідність повітря, води і частинок ґрунту. Результати вимірювань приладу представлені в одиницях концентрації солі в ґрунті, тобто в г/л. Порівняння вимірювань HI 76305 з лабораторними даними дозволило оцінити коефіцієнт перерахунку одиниць як $1 \text{ дСм/м} = 155 \text{ мг/л}$ [242, 336].

3.2 Вимірювання біометричних параметрів стовбура

Висоту дерев вимірювали оптичним висотоміром SUUNTO "PM-5/1520" (Фінляндія). Діаметр стовбура дерева на висоті 1,3 м вимірювали штангенциркулем Mantax Precision Blue Caliper 650 mm Haglof (Швеція) як середнє значення вимірювань у двох перпендикулярних напрямках. Довжина кола діаметра стовбура вимірювалася рулеткою Stanley Longtape Fiberglass 30 м \times 12,7 мм, коли діаметр перевищував 650 мм, з подальшим обчисленням значення діаметра.

3.3 Оцінка режиму освітлення.

Освітленість на висоті 1,5 м вимірювали люксометром RSE-174 (Німеччина).

Структуру деревостану та індекси пропускання світла через крону було отримано з кольорових фотографій «риб'яче око» за допомогою програмного забезпечення Gap Light Analyzer (GLA) [114]. Півсферична фотозйомка смартфоном дозволила швидко оцінити стан крони дерев та світловий режим (рис. 3.2). Півсферична фотозйомка смартфоном є відповідною альтернативою півсферичній фотозйомці традиційними камерами, забезпечуючи аналогічні результати за допомогою швидшої та дешевшої техніки [59]. Були оцінені наступні індекси:

Відсоток відкритості (ВВ) - це частка відкритого неба, видимого з-під куполу крони дерев. Цей індекс розраховується лише за напівсферичною фотографією і не враховує вплив навколишньої топографії.



Рисунок 3.2 Фотографія крони деревостану, «риб'яче око» за допомогою програмного забезпечення Gap Light Analyzer (GLA)

Кільце LAI 4 (LAI4) - це ефективний індекс площі листя, інтегрований за зенітними кутами від 0 до 60°[281].

Кільце LAI 5 (LAI5) - це ефективний індекс листкової поверхні, інтегрований за зенітним кутом від 0 до 75°[305]..

Транс-пряма (D_r) - це кількість прямої сонячної радіації, що пропускається навісом, $\text{моль/м}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Транс-дифузна (D_f) - це кількість дифузної сонячної радіації, що пропускається навісом, $\text{моль/м}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Транс-сумарна - це сума транс-прямої та транс-дифузної радіації, $\text{моль/м}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

3.4 Спектральні індекси на основі даних дистанційного зондування

У цьому дослідженні використовувалися знімки супутника Sentinel-2, завантажені з сайту Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) Геологічної

служби США (USGS) (Геологічна служба (США) та Центр даних EROS, 2000). Знімки були зроблені 20 червня 2022 року (L1C_T36UXU_A036526_20220620T084448, Cloud Cover = 0.00). Продукти Level-2A, які є орторектованим відображенням нижньої межі атмосфери (BOA) в картографічній геометрії, були згенеровані за допомогою процесора Sen2Cor (<https://step.esa.int/main/snap-supported-plugins/sen2cor/>). Спектри смуг Sentinel-2 були отримані за допомогою інструменту екстракції в наборі інструментів просторового аналізу в ArcGIS 10.8. Отримані значення були помножені на масштабний коефіцієнт (0,0001), який використовувався для зберігання даних.

Нормалізований різницевий вегетаційний індекс (NDVI) є чутливим до чистої продукції та транспірації [257]:

$$NDVI = (b8 - b4) / (b8 + b4),$$

де b8 - ближній інфрачервоний діапазон (0,78-0,90 нм), b4 - червоний діапазон (650-680 нм).

Нормалізований різницевий інфрачервоний індекс (NDII) був розроблений для оцінки вмісту води в рослинності на основі різниці відбиття світла в NIR та SWIR діапазонах довжин хвиль [141] або нормалізований різницевий індекс вологості (NDMI) [312]. Значення NDII коливаються від -1 до 1, а зелена рослинність виявляється в межах значень від 0,02 до 0,6. Чим вище значення, тим вищий вміст води. NDII широко використовується для моніторингу крони деревостану та виявлення стресу рослинності:

$$NDII = (b8 - b11) / (b8 + b11),$$

де b8 - ближній інфрачервоний діапазон (NIR) (780-900 нм), b11 - короткохвильовий інфрачервоний діапазон (SWIR1) (1570-1660 нм).

Індекс розвитку червоного краю NDVI-1 (RE NDVI-1) розраховувався за формулою [313]:

$$RE\ NDVI-1 = (b6 - b4) / (b6 + b4),$$

де b6 - червона крайова смуга (730-750 нм), b4 - червона смуга (650-680 нм).

Індекс розвитку червоного краю NDVI-2 (RE NDVI-2) розраховувався за формулою [313]:

$$\text{RE NDVI-2} = (b7 - b4) / (b7 + b4),$$

де b7 - червона крайова смуга (770-790 нм), b4 - червона смуга (650-680 нм).

Зелений NDVI (GNDVI) дуже чутливий до концентрації хлорофілу [127]. GNDVI коливається від -1 до 1:

$$\text{GNDVI} = (b7 - b3) / (b7 + b3),$$

де b7 - червона крайова смуга (770-790 нм), b3 - зелена смуга (540-580 нм).

Індекс поверхневих вод суші (LSWI) (або нормалізований різницевий інфрачервоний індекс) [156]. LSWI використовує інфрачервоний діапазон, який є чутливим до рідкої води в культурі та фоновій вологості ґрунту, він може бути цінним внеском для оцінки посухи на початку сезону. LSWI чутливий до вмісту рідкої води в рослинності та ґрунті [140]:

$$\text{LSWI} = (b8a - b12) / (b8a + b12),$$

де b8a - ближній інфрачервоний діапазон (NIR) (0,86-0,88 нм), b12 - короткохвильовий інфрачервоний діапазон (SWIR2) (2,10-2,28 нм).

Індекс листкової поверхні (LAI) може бути застосований для оцінки зеленого LAI на декількох сільськогосподарських ділянках [98]:

$$\text{LAI} = (b5 - b4) / (b5 + b4),$$

де b4 - це червона смуга (650-680 нм), b5 - червона крайова смуга (700-710 нм).

Індекс наземного хлорофілу MERIS (MTCI) є придатним індексом для оцінки вмісту хлорофілу [95]. Вперше розроблений для спектрометра середньої роздільної здатності (MERIS):

$$\text{MTCI} = (b6 - b5) / (b5 - b4),$$

де b4 - це червона смуга (650-680 нм), b5 - червона крайова смуга (700-710 нм), b6 - червона крайова смуга (730-750 нм).

3.5 Статистичні розрахунки

Розрахунок описової статистики та параметрів регресійної моделі проводився в програмному забезпеченні STATISTICS [278]. Параметри варіограми оцінювалися в програмі ArcGIS 10.8. Рівень просторової залежності (SDL) був отриманий з геостатистики семіваріограми [70]:

$$SDL = 100\% * C_0 / (C_0 + C_1),$$

де C_0 - ефект самородка варіограми, C_1 - частковий поріг. Відношення $<25\%$ вказує на сильну просторову залежність, від 25 до 75% - на помірну просторову залежність, а $>75\%$ - на слабку просторову залежність.

РОЗДІЛ 4 ЕКОМОРФІЧНИЙ АНАЛІЗ СТРУКТУРИ ДЕНДРОФЛОРИ ПАРКОВОГО НАСАДЖЕННЯ

4.1. Екоморфічний аналіз паркового насадження

Екоморфа розкриває взаємовідносини організмів з навколишнім середовищем і відображає пристосування окремих видів рослин до найважливіших елементів біогеоценозу: до фітоценозу в цілому і до кожного із структурних елементів екотопу (термотопу, геліотопу, трофотопу, гігротопу, термотопу) окремо [2]. Система життєвих форм (біоморф, екоморф) базується на широкому філософському фундаменті. Рослини демонструють цілий ряд екологічних амплітуд, що вказує на різний ступінь толерантності до умов навколишнього середовища. Часто спостерігається кореляція між морфологією та адаптацією. Здатність рослини процвітати в навколишньому середовищі є прикладом автоматичної фізіологічної інтеграції, коли рослина адаптується і взаємодіє з навколишніми факторами значною мірою автоматично і вродженим чином [69].

Екоморфний аналіз є ефективним інструментом для аналізу екологічної структури природних екосистем. Екоморфний аналіз також може бути застосований для екологічної характеристики паркових територій міста.

Метою дослідження було виявлення видового складу деревних порід та екоморфічної структури деревостану в міському парку великого промислового мегаполісу степової зони та визначення їх екологічних особливостей.

Всього під час дослідження території парку виявлено 380 екземплярів деревних рослин, що представляють 30 видів із 15 родин (табл. 4.1). Найчисленнішою була родина Salicaceae, представлена вісьмома видами. Родини Aceraceae та Malvaceae були представлені трьома видами кожна. Чотири родини, а саме Oleaceae, Fabaceae, Rosaceae та Ulmaceae, були представлені двома видами кожна. Родини Adoxaceae, Betulaceae,

Cannabaceae, Juglandaceae, Fagaceae, Moraceae, Sapindaceae і Simarubaceae мали по одному виду.

Домінуючими видами парку були *Robinia pseudoacacia* (93 екз., 24,5 %), *Acer platanoides* (59 екз., 15,5 %) та *Acer negundo* (47 екз., 12,4 %). Доволі чисельними були *Gleditsia triacanthos* (23 екз., 6,1 %), *Aesculus hippocastanum* (20 екз., 5,3 %), *Ulmus laevis* (18 екз., 4,7 %), *Fraxinus pennsylvanica* (16 екз., 4,2 %), *Populus deltoides* (14 екз., 3,7 %), *Morus alba* (11 екз., 2,9 %). 6 видів були представлені 6-10 екземплярами рослин, 9 видів налічували від 2 до 5 особин, і 6 видів були представлені лише однією рослиною (*Fraxinus excelsior*, *Populus nigra*, *Populus x canadensis*, *Salix alba*, *Tilia x europaea*, *Tilia amurensis*). Відносно цих видів можна зробити висновок, що вони мають ризик зникнути найближчим часом.

Таблиця 4.1 - Видовий та кількісний склад дендрофлори парку

Родина	Види	Первинний географічний ареал	Кількість особин	Частка в загальній кількості деревних рослин, %.
Aceraceae	<i>Acer negundo</i> L.	Північна Америка	47	12.4
	<i>Acer platanoides</i> L.	Європа	59	15.5
	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Європа	10	2.6
Sapindaceae	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Греція	20	5.3
Simarubaceae	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	Китай	8	2.1
Betulaceae	<i>Betula pendula</i> Roth	Європа. Західний Сибір	7	1.8
Cannabaceae	<i>Celtis occidentalis</i> L.	Північна Америка	4	1.1
Oleaceae	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Європа. Кавказ	1	0,3
	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Північна Америка	16	4.2

Родина	Види	Первинний географічний ареал	Кількість особин	Частка в загальній кількості деревних рослин, %.
	Marshall			
Fabaceae	<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	Північна Америка	23	6.1
	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Північна Америка	93	24.5
Juglandaceae	<i>Juglans regia</i> L.	Центральна та Південна Азія	4	1.1
Rosaceae	<i>Malus baccata</i>	Кавказ	2	0,5
	<i>Pyrus communis</i>	Європа. Близький Схід	2	0,5
Moraceae	<i>Morus alba</i> L.	Центральна Європа. Середземномор'я	11	2.9
Salicaceae	<i>Populus alba</i> L.	Європа. Центральна Азія	3	0,8
	<i>Populus deltoids</i> Marshall	Північна Америка	14	3.7
	<i>Populus nigra</i> L.	Європа. Центральна Азія	1	0,3
	<i>Populus nigra</i> var. <i>Italic</i> Du Roi	Гімалаї. Західна Азія	2	0,5
	<i>Populus simonii</i> Carrière	Північна Америка	6	1.6
	<i>Populus x canadensis</i> Moench	Північна Америка	1	0,3
	<i>Salix alba</i> L.	Європа	1	0,3
	<i>Salix cinerea</i> L.	Європа. Центральна Азія	2	0,5
Fagaceae	<i>Quercus robur</i> L.	Центральна та Східна Європа	9	2.4
Adoxaceae	<i>Sambucus nigra</i> L.	Європа. Середземномор'я	4	1.1

Родина	Види	Первинний географічний ареал	Кількість особин	Частка в загальній кількості деревних рослин, %.
Malvaceae	<i>Tilia amurensis</i> Rupr.	Азії	1	0,3
	<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	Європа	6	1.6
	<i>Tilia x europaea</i> L.	Європа. Західний Сибір	1	0,3
Ulmaceae	<i>Ulmus laevis</i> Pall.	Європа. Західний Сибір	18	4.7
	<i>Ulmus minor</i> Mill.	Європа. Середземномор'я	4	1.1

Дослідження виявило, що деревостан представлений переважно фанерофітами (рис. 4.1.1). Серед трофоморф у деревостані переважають мезотрофи (59,3%), дещо менше мегатрофів (33,3%) та оліготрофів (7,4%). Екоморфна структура за кількістю особин свідчить про значну поширеність мегатрофів (55,2%), відносно високу частку мезотрофів (41,9%) та помітне зниження частки оліготрофів (3,0%) (рис. 4.1.2). Серед гігроморф у насадженні найбільше переважали мезофіти (48,1%), дещо меншою була частка мезоксерофітів (33,3 %) та ксеромезофітів (18,5%). Гігроморфна структура, якщо розглядати її по відношенню до кількості особин, вказує на те, що мезоксерофіти є найбільш поширеними (45,3%), з помітною часткою мезофітів (38,6%) і помітним зменшенням частки ксеромезофітів. Серед геліоморфних найбільш поширеними були сциогеліофіти (59,3%), трохи менше геліосціофітів (22,2%) та геліофітів (18,5%).

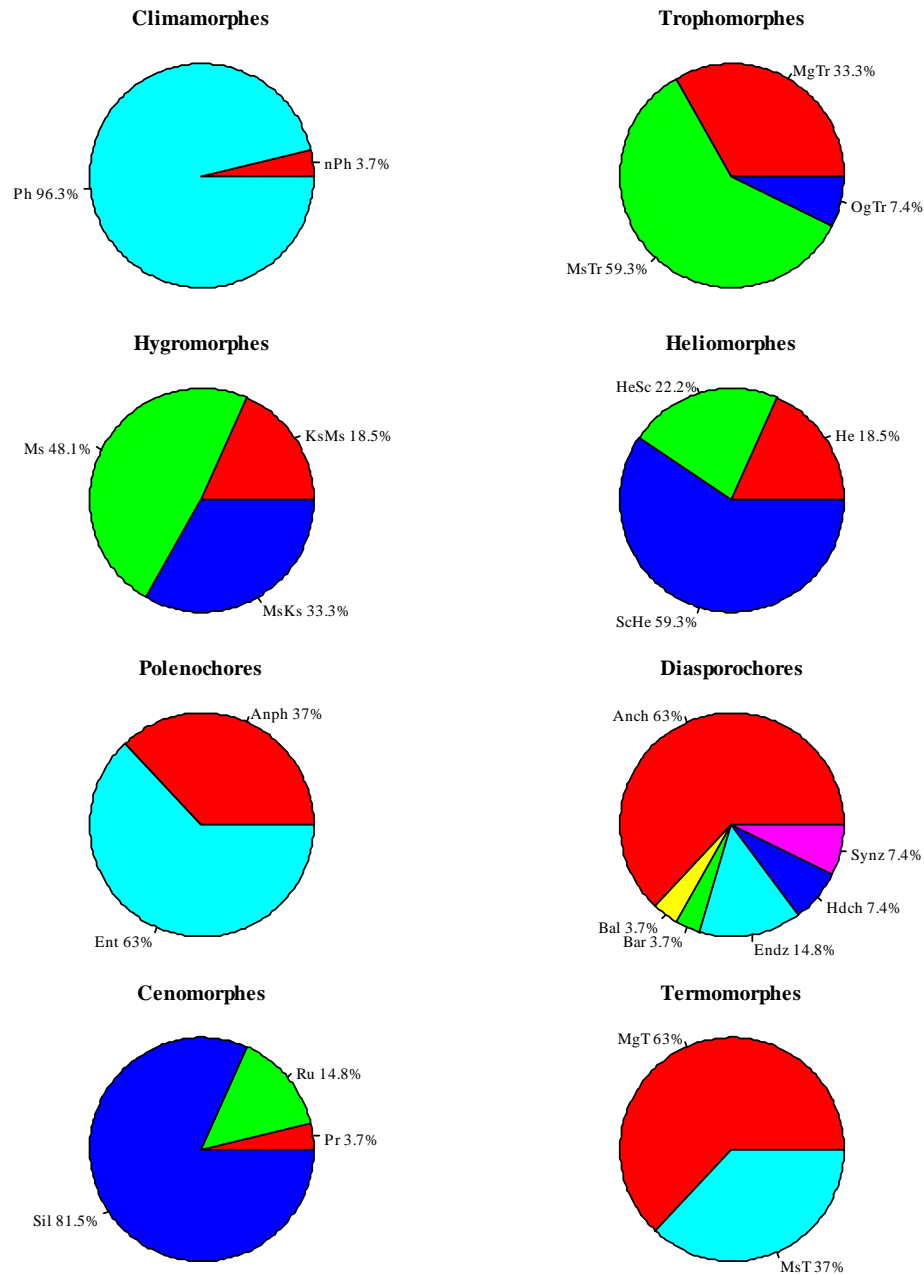


Рисунок 4.1.1 Екоморфна структура деревних насаджень за кількістю видів. climamorphes: Ph – фанерофіт, nPh – нанофанерофіт; trophomorphes: OgTr – оліготроф, MsTr – мезотроф, MgTr – мегатроф; hygromorphes: MsKs – мезоксерофіт, KsMs – ксеромезофіт, Ms – мезофіт; heliomorphes: He – геліофіт, ScHe – сциогеліофіт, HeSc – геліосціофіт; polenochores: Ent – ентомофільна рослина (запилення комахами), Anph – анемофільна рослина (запилення вітром).diasporochores: Anch – анемохор (розповсюдження насіння, плодів і спор рослин по повітрю), Bar – барохор (осипання плодів і насіння тільки під дією сили тяжіння), Bal – баліста (діаспори розкидаються пружними ніжками при ударах), EpZ – епізоохора (перехід на поверхню тварин, діаспори живучі), EndZ – ендозой (перенесення насіння тваринами після їжі та дефекації), SynZ – синзоохор (перенесення тваринами плодів рослин при збиранні ними запасів); cenomorphes: Ru – рудеранти, Pr – пратанти, Sil – сільванти; termomorphes: MgT – мегатерми, MsT – мезотерми.

Розгляд геліоморфної структури за кількістю особин свідчить про значне переважання сціогеліофітів (53,4 %) та геліофітів (38,6%), що супроводжується зменшенням частки геліосціофітів (8%). Серед ценоморф найбільше поширення мали силванти (81,5%). Кількість рудералів була значно меншою (14,8%), а також пратантів (3,7%). Що стосується кількості особин, то помітно зросла частка рудералів в угрупованні, яка становить 46,3% від загальної кількості. Серед термоморфів найбільше поширення мали мегатерми (63,0%). З урахуванням кількості особин вказується на збільшення частки мезотермів (72,9%). Серед пилкофорів найбільшу кількість мали ентомофіли (63,0%). З урахуванням кількості особин частка цієї екоморфи ще більша (84,1%). Серед діаспорохорових найбільш поширеними були анемохорні рослини (63,0%). При обліку кількості особин вказується на значне збільшення частки баліст.

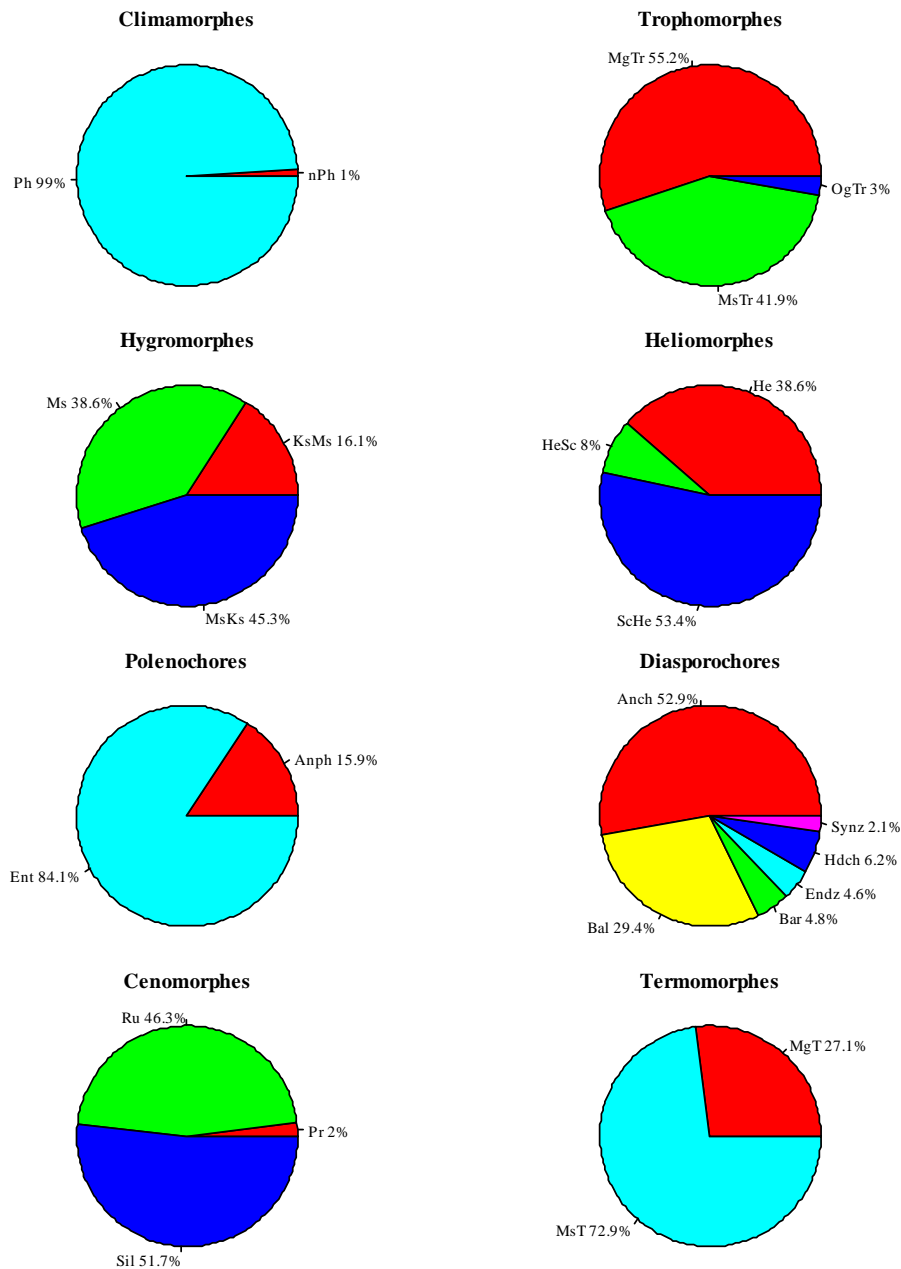


Рисунок 4.1.2 Екоморфна структура деревостану за кількістю особин. climamorphes: Ph – фанерофіт, nPh – нанофанерофіт; trophomorphes: OgTr – оліготроф, MsTr – мезотроф, MgTr – мегатроф; hygromorphes: MsKs – мезоксерофіт, KsMs – ксеромезофіт, Ms – мезофіт; heliomorphes: He – геліофіт, ScHe – сциогеліофіт, HeSc – геліосціофіт; polenochores: Ent – ентомофільна рослина (запилення комахами), Anph – анемофільна рослина (запилення вітром). diasporochores: Anch – анемохор (розповсюдження насіння, плодів і спор рослин по повітрю), Bar – барохор (осипання плодів і насіння тільки під дією сили тяжіння), Bal – баліста (діаспори розкидаються пружними ніжками при ударах), EpZ – епізоохора (перехід на поверхню тварин, діаспори живучі), EndZ – ендозой (перенесення насіння тваринами після їжі та дефекації), SynZ – синзоохор (перенесення тваринами плодів рослин при збиранні ними запасів); cenomorphes: Ru – рудеранти, Pr – пратанти, Sil – сільванти; termomorphes: MgT – мегатерми, MsT – мезотерми.

Деревний покрив паркових насаджень представлений високим різноманіттям видів рослин, що характеризуються різними екологічними адаптаціями до умов середовища існування. Екологічне різноманіття є основою для розвитку стійкості видів до мінливих умов середовища існування як у локальному контексті, так і в умовах глобальної зміни клімату [89].

Слід зазначити, що реалізована ніша заповнена переважно ентомофільними породами дерев. Цей аспект підкреслює важливість паркових насаджень як центру біорізноманіття. Міські парки також слід розглядати як рефугіуми для поширення різноманітних фауністичних комплексів в інші райони міста. У контексті парку як простору для відпочинку комах слід розглядати також як естетичний фактор.

4.2. Екологічна характеристика дерев парку

Паркові насадження є елементом міських екосистем, що забезпечує широкий спектр функцій – від покращення мікрокліматичних умов до збереження біорізноманітності. Вивчення складу деревних порід, їх екологічних характеристик та здатності адаптуватися до умов урбанізованого середовища є ключовим завданням для забезпечення сталого розвитку зелених зон.

R. pseudoacacia – найбільш типовий представник паркового насадження. Зафіксовано 93 знахідки цього виду, що становить 24,5% від загальної кількості фіксацій. Цей вид є фанерофітом, оліготрофно-мегатрофною рослиною, здатною мешкати на засолених ґрунтах і переносити тривалу посуху або надмірну вологість [68]. Дерево потребує помірних температур на вколишнього середовища та є вимогливим до світла [108]. Вид є ентомофілом. Це адвентивний вид, родом з Північної Америки [174]. *G. triacanthos* також є членом сімейства Fabaceae. Батьківщиною виду є Північна Америка. Це дерево помірно вибагливе до поживних речовин ґрунту, добре переносить тривалу посуху та надмірне зволоження, вимагає

помірної температури навколишнього середовища, світлолюбне, ентомофільне та анемохорне. Було зафіксовано 23 особини цього виду, що становить 6,1% від загальної кількості фіксацій.

Дерева роду *Acer* становили 30,5% від загальної кількості зареєстрованих особин. Два види цього роду є місцевими (*A. platanoides* і *A. pseudoplatanus*), а *A. negundo* є інвазійним. *A. platanoides* - фанерофіт, мегатроф. Цей вид добре переносить підвищену вологість, потребує помірних температур навколишнього середовища, тіньолубний, ентомофільний, анемохорний та неморальний. Всього було зареєстровано 59 дерев, що становить 15,5% від загальної кількості зареєстрованих дерев. *A. pseudoplatanus* також є мегатрофним видом, який може витримувати надмірну вологість і високу температуру навколишнього середовища. Цей вид тіньовитривалий. Було зафіксовано 10 дерев цього виду, що становить 2,6% від загальної кількості дерев.

A. negundo - адвентивний вид, що походить з Північної Америки та був інтродукований в Україну в 1809 році в Основ'янському акліматизаційному саду В. Каразіна [150]. Дерево помірно вибіркове до поживних речовин ґрунту, добре переносить тривалу посуху, вимагає помірної температури навколишнього середовища, тіньовитривале і є ентомофілом. Всього було зафіксовано 47 дерев, що становить 12,4% від загальної кількості особин.

B. pendula було небагато. Цей вид є оліготрофом, здатним переносити надмірну вологість і високу температуру навколишнього середовища. Він досить світлолюбивий. Батьківщиною виду є Європа і Західний Сибір. Вид *Fraxinus* був представлений двома видами. Вид *F. excelsior* є представником природної флори регіону, а *F. Pennsylvanica* є адвентивним видом, що походить з Північної Америки. Адвентивний вид *F. pennsylvanica* значно стійкіший до міських умов, тому зустрічався набагато частіше, ніж місцевий вид *F. excelsior*, він, швидше за все, є залишком природного дубового лісу, що існував на місці парку. *P. communis*, *U. laevis*, *U. minor* *Q. robur* також пов'язані з осередками природної рослинності, які залишилися в парку. Це

типові представники степових лісів. Слід також зазначити, що є окремі особини цих видів, які значно старші за час заснування парку. Ця знахідка підтверджує гіпотезу про наявність на території парку залишків природних дубових лісів.

Рід *Populus* представлена в парку значним різноманіттям, яке включає як представників місцевої флори, так і адвентивні види або декоративні різновиди. Два види представляють природну частину флори (*P. alba*, *P. nigra*). Ці види, як і види роду *Salix*, зосереджені в тальвезі балки, розташованої в межах парку. Угрупування цих видів слід віднести до залишків гідрофільних угруповань природного рослинного покриву. Інші адвентивні види або декоративні сорти висаджені в парку штучно, тому найчастіше зустрічаються в зоні найбільш частого відпочинку парку.

Дерева роду *Tilia* (*T. europaea*, *T. amurensis*, *T. platyphyllos*) зустрічаються в парку лише на одній локації. Представники цього роду мають значний декоративний та місцезмінний потенціал, тому дирекція парку повинна переглянути стратегію у сфері деревних культур та розглянути можливості збільшення представників виду *Tilia* в парку. *A. hippocastanum* був відносно поширений у парку. Батьківщиною виду є Греція. Нами зафіксовано 20 дерев, що становить 5,3% від загальної кількості записів. *Catostomus occidentalis* був одиничним випадком. Цей вид помірно вимогливий до поживності ґрунту, здатний переносити надмірну вологість і високі температури навколишнього середовища. *C. occidentalis* - тіньовитривалий вид, який походить з Північної Америки. Агресивним інвазивним видом є *A. altissima*, що походить з Китаю. Цей вид дуже екологічно пластичний і має значний потенціал для спонтанного поширення.

Екоморфний аналіз дозволяє визначити екологічні характеристики екосистем [334]. Екоморфні спектри за кількістю видів і кількістю особин мають своє специфічне тлумачення. Порівняння двох способів представлення екоморфної структури дозволяє розглянути динамічний аспект у формуванні деревостану. Екоморфний спектр за кількістю видів вказує на

характеристики потенційної екологічної ніші, тоді як екоморфний спектр за кількістю особин вказує на характеристики реалізованої екологічної ніші. Таким чином, порівняльний аналіз двох способів представлення екоморфної структури свідчить про те, що мегатрофи мають значно кращі умови проживання в парку, ніж представники інших деревних трофічних груп. Це свідчить про високу родючість ґрунтів парку та про те, що для формування асортименту дерев парку можна використовувати досить вимогливі до рівня родючості ґрунту породи. Аналіз деревостану показує, що навколишні умови більш сприятливі для більш посухостійких порід дерев, ніж для мезофітів. Слід зазначити, що мезофіти є найбільш типовими представниками лісової формації. Степи та похідні від них штучні лісопаркові насадження характеризуються дефіцитом вологи. Результати екоморфного аналізу підтверджують це. Очевидно, що стійкість деревних порід до дефіциту вологи є важливим критерієм формування асортименту деревних порід парку в межах степової зони.

В межах досліджуваного парку світлолюбні види демонструють переважання над тіньовитривалими. Цей результат привертає увагу до недоліків у формуванні деревного асортименту та подальшої траєкторії озеленення парку. Освітлена структура парку доречна в деяких місцях, але повинна поєднуватися з місцями з тінистими і сильно затіненими світловими структурами. Очевидно, що питання оптимальної світлової структури паркового насадження потребує подальшого вивчення для створення максимально ефективних практичних рекомендацій.

Безумовно, проблема світлового режиму тісно пов'язана з явищем збільшення частки рудеральних порід у структурі паркового насадження. Рудеральні рослини демонструють здатність до швидкого росту. Потенціал зростання рудеральних видів дуже добре виявляється в умовах високої родючості ґрунту. Трофоморфний аналіз показав, що ґрунти парку здатні задовольнити потреби мегатрофних порід дерев. Швидке зростання рудеральних видів може мати певне позитивне значення на ранніх етапах

існування парку для швидкого створення сприятливого лісового середовища. Проте при подальшому веденні паркового насадження слід звернути увагу на необхідність заміни рудеральних дерев на представників місцевої флори, які є більш естетичними та здатними триваліше та потужніше впливати на мікрокліматичні умови території парку.

Висновки до розділу 4

1. Дендрофлора рекреаційної зони Ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара представлена 30 видами деревних рослин, що належать до 15 родин. Найбільша кількість видів - у родині Salicaceae (8 видів). Родини Adoxaceae, Fagaceae, Moraceae, Juglandaceae, Betulaceae, Simaroubaceae та Sapindaceae представлені по одному виду. Домінуючими видами в парку є *Robinia pseudoacacia*, *Acer platanoides* та *Acer negundo*.

2. Екоморфний аналіз дозволяє визначити екологічні характеристики деревостану паркових насаджень міста. Екоморфний аналіз свідчить про високий рівень родючості ґрунту, що створює сприятливі умови для мегатрофів. Режим вологості парку є більш сприятливим для більш посухостійких деревних порід, ніж для мезофітів. Світлолюбні види демонструють переважання над тіньовитривалими в межах досліджуваного парку.

3. Переважання рудеральних видів у деревостані парку є тривожним сигналом, який вказує на необхідність оптимізації системи управління парком.

4. Насадження парку виконують важливу функцію підтримки біологічного різноманіття тваринних угруповань, про що свідчить висока частка ентомофільних видів у складі деревостану.

РОЗДІЛ 5 ПРОСТОРОВІ ВАРІАЦІЇ СТРУКТУРИ РОСЛИННОГО УГРУПОВАННЯ

5.1. Різноманіття паркового насадження

Значна кількість наукової літератури присвячена вивченню горизонтальної структури природних лісів [333], тоді як проблема горизонтальної структури паркових насаджень вивчена недостатньо. Тому метою даного дослідження було виявити видове багатство різних ярусів паркових насаджень, розкрити особливості варіювання структури рослинних угруповань на різних просторових рівнях, а також оцінити вплив деревостану паркових насаджень на підстилку та трав'яний ярус парку.

У деревному ярусі паркового насадження налічувалося 30 видів рослин (табл. 5.1.1). Найпоширенішими видами є *Robinia pseudoacacia* L., *Acer platanoides* L., *Acer negundo* L., *Gleditsia triacanthos* L., *Aesculus hippocastanum* L., *Populus carolinensis* Moench. Співвідношення дисперсії до середнього показало, що 13 видів дерев були випадковим чином розподілені по парку, а 14 видів були агреговані. Кількість дерев певного виду на ділянці та відношення дисперсії до середнього значення позитивно корелюють (коефіцієнт рангової кореляції Спірмена становив 0,61, $P < 0,001$). Таким чином, численні види дерев демонструють тенденцію до агрегованого розподілу в межах парку.

Таблиця 5.1.1 - Описова статистика чисельності видів у деревостані та підліску

Види	Кількість особин	Середнє, особин на пробну ділянку	Дисперсія	Співвідношення дисперсії до середнього
Деревостан				
<i>Acer negundo</i> L.	67	0,291	0,522	1,79
<i>Acer platanoides</i> L.	116	0,504	1,046	2,07

Види	Кількість особин	Середнє, особин на пробну ділянку	Дисперсія	Співвідношення дисперсії до середнього
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	15	0,065	0,105	1,61
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	29	0,126	0,207	1,64
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	16	0,070	0,179	2,57
<i>Betula pendula</i> Roth	12	0,052	0,102	1,96
<i>Celtis occidentalis</i> L.	4	0,017	0,017	0,99
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	1	0,004	0,004	1,00
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marshall	19	0,083	0,111	1,34
<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	37	0,161	0,284	1,77
<i>Juglans regia</i> L.	4	0,017	0,017	0,99
<i>Malus domestica</i> (Suckow) Borkh.	2	0,009	0,009	1,00
<i>Morus alba</i> L.	18	0,078	0,151	1,93
<i>Populus alba</i> L.	3	0,013	0,013	0,99
<i>Populus deltoides</i> W. Bartram ex Marshall	25	0,109	0,176	1,62
<i>Populus</i> × <i>canadensis</i> Moench	1	0,004	0,004	1,00
<i>Populus nigra</i> L.	3	0,013	0,013	0,99
<i>Populus nigra</i> var. <i>italica</i> (Moench) Koehne	1	0,004	0,004	1,00
<i>Populus simonii</i> Carriere	10	0,043	0,085	1,97
<i>Pyrus communis</i> L.	2	0,009	0,009	1,00
<i>Quercus robur</i> L.	8	0,035	0,034	0,97
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	177	0,770	1,410	1,83
<i>Salix alba</i> L.	1	0,004	0,004	1,00

Види	Кількість особин	Середнє, особин на пробну ділянку	Дисперсія	Співвідношення дисперсії до середнього
<i>Salix cinerea</i> L.	2	0,009	0,009	1,00
<i>Sambucus nigra</i> L.	6	0,026	0,052	1,98
<i>Tilia amurensis</i> Rupr.	1	0,004	0,004	1,00
<i>Tilia platyphyllos</i> subsp. <i>cordifolia</i> (Besser) C.K.Schneid.	12	0,052	0,111	2,12
<i>Tilia</i> × <i>europaea</i> L.	1	0,004	0,004	1,00
<i>Ulmus laevis</i> Pall.	19	0,083	0,085	1,03
<i>Ulmus minor</i> Mill.	4	0,017	0,017	0,99
Підлісок				
<i>Acer campestre</i> L.	8	0,035	0,034	0,97
<i>Acer negundo</i> L.	34	0,148	0,354	2,39
<i>Acer platanoides</i> L.	309	1,343	15,633	11,64
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	11	0,048	0,081	1,69
<i>Celtis occidentalis</i> L.	4	0,017	0,035	1,99
<i>Crataegus fallacina</i> Klokov	3	0,013	0,013	0,99
<i>Euonymus europaeus</i> L.	1	0,004	0,004	1,00
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	2	0,009	0,009	1,00
<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	3	0,013	0,013	0,99
<i>Juglans regia</i> L.	8	0,035	0,051	1,47
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	1	0,004	0,004	1,00
<i>Morus alba</i> L.	6	0,026	0,026	0,98
<i>Prunus spinosa</i> subsp. <i>dasyphylla</i> (Schur) Domin	1	0,004	0,004	1,00
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	16	0,070	0,161	2,32
<i>Sambucus nigra</i> L.	30	0,130	0,236	1,81
<i>Ulmus laevis</i> Pall.	7	0,030	0,038	1,26

У підліску виявлено 16 видів рослин. Серед них найпоширенішими видами були *Acer platanoides* L., *Acer negundo* L. *Sambucus nigra* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Acer pseudoplatanus* L. Виявлено, що 8 видів розподілені по території парку випадковим чином, а 8 видів мають агрегований розподіл. Кількість видів, які зустрічаються в підліску, та співвідношення дисперсії до середнього позитивно корелюють (коефіцієнт рангової кореляції Спірмена становив 0,64, $P < 0,002$).

У травостої виявлено 99 видів рослин, з них *Chelidonium majus* L., *Viola dorata* L., *Impatiens parviflora* DC., *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch., *Geum urbanum* L. predominated (табл. 5.1.2). Співвідношення дисперсії до середнього для всіх видів було значно менше одиниці, що вказує на рівномірний просторовий розподіл.

Таблиця 5.1.2 - Параметри бета-розподілу та оцінки середнього та дисперсії, а також бутстреп-оцінки довірчого інтервалу для проективного покриття трав'янистих рослин

Види	Параметри форми		Середнє, особин на пробну ділянку	Дисперсія	Співвідношення дисперсії до середнього	Довірчий інтервал, осіб на вибірку ділянку	
	α	β				2,5 %	97,5 %
<i>Acer campestre</i> L.	0,006	4,35	0,14	0,03	0,21	0,00	0,38
<i>Acer negundo</i> L.	0,039	4,91	0,79	0,13	0,16	0,38	1,33
<i>Acer platanoides</i> L.	0,281	5,80	4,63	0,62	0,13	3,66	5,68
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	0,004	8,98	0,04	0,001	0,03	0,00	0,09
<i>Achillea millefolium</i> L.	0,003	3,43	0,10	0,02	0,20	0,00	0,20
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	0,003	2,10	0,14	0,05	0,36	0,00	0,28
<i>Agrostis capillaris</i> L.	0,003	0,53	0,48	0,31	0,65	0,00	1,30

Види	Параметри форми		Середнє, особин на пробну ділянку	Дисперсія	Співвідношення дисперсії до середнього	Довірчий інтервал, осіб на вибірку ділянку	
	α	β				2,5 %	97,5 %
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	0,033	4,93	0,66	0,11	0,17	0,29	1,14
<i>Alliaria petiolata</i> (M.Bieb.) Cavara et Grande	0,027	5,35	0,49	0,08	0,16	0,19	0,91
<i>Allium rotundum</i> L.	0,003	3,43	0,10	0,02	0,20	0,00	0,20
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	0,016	5,95	0,27	0,04	0,15	0,04	0,56
<i>Anisantha tectorum</i> (L.) Nevski	0,035	3,81	0,92	0,19	0,21	0,43	1,57
<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	0,080	1,67	4,59	1,59	0,35	3,09	6,35
<i>Arctium lappa</i> L.	0,017	2,45	0,70	0,20	0,29	0,23	1,39
<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh.	0,203	4,19	4,62	0,82	0,18	3,53	5,91
<i>Artemisia absinthium</i> L.	0,004	8,98	0,04	0,004	0,10	0,00	0,09
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	0,016	9,08	0,17	0,02	0,12	0,00	0,30
<i>Asclepias syriaca</i> L.	0,004	6,04	0,06	0,01	0,17	0,00	0,12
<i>Asperugo procumbens</i> L.	0,003	3,43	0,10	0,02	0,20	0,00	0,20
<i>Ballota nigra</i> subsp. <i>ruderalis</i> (Sw.) Briq.	0,131	1,92	6,40	1,97	0,31	4,72	8,37
<i>Bromopsis inermis</i> (Leyss.) Holub.	0,004	6,04	0,06	0,009	0,15	0,00	0,12
<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	0,004	8,98	0,04	0,004	0,10	0,00	0,09

Види	Параметри форми		Середнє, особин на пробну ділянку	Дисперсія	Співвідношення дисперсії до середнього	Довірчий інтервал, осіб на вибірку ділянку	
	α	β				2,5 %	97,5 %
<i>Campanula rapunculoides</i> L.	0,004	8,98	0,04	0,004	0,10	0,00	0,09
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	0,027	6,21	0,44	0,06	0,14	0,17	0,79
<i>Carex acuta</i> L.	0,004	6,04	0,06	0,01	0,17	0,00	0,12
<i>Carex spicata</i> Huds.	0,165	6,02	2,67	0,36	0,13	1,94	3,50
<i>Celtis occidentalis</i> L.	0,016	9,08	0,17	0,02	0,12	0,00	0,30
<i>Chaerophyllum temulum</i> L.	0,109	2,15	4,85	1,42	0,29	3,45	6,51
<i>Chelidonium majus</i> L.	0,244	1,06	18,71	6,61	0,35	15,45	21,99
<i>Chenopodium album</i> L.	0,054	1,54	3,41	1,27	0,37	2,08	5,01
<i>Cichorium intybus</i> L.	0,003	2,10	0,14	0,05	0,36	0,00	0,28
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	0,042	1,91	2,16	0,72	0,33	1,22	3,41
<i>Clematis vitalba</i> L.	0,003	0,50	0,54	0,36	0,67	0,00	1,37
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	0,020	5,49	0,37	0,06	0,16	0,11	0,74
<i>Cynoglossum officinale</i> L.	0,008	9,01	0,09	0,01	0,11	0,00	0,17
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0,049	2,80	1,71	0,44	0,26	0,96	2,67
<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	0,018	1,45	1,21	0,48	0,40	0,47	2,26
<i>Equisetum arvense</i> L.	0,005	1,46	0,34	0,14	0,41	0,00	0,88
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Desf.	0,091	4,38	2,04	0,36	0,18	1,34	2,92

Види	Параметри форми		Середнє, особин на пробну ділянку	Дисперсія	Співвідношення дисперсії до середнього	Довірчий інтервал, осіб на вибірку ділянку	
	α	β				2,5 %	97,5 %
<i>Erigeron canadensis</i> L.	0,007	4,75	0,15	0,03	0,20	0,00	0,30
<i>Euonymus europaeus</i> L.	0,004	6,04	0,06	0,009	0,15	0,00	0,12
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) Á. Löve	0,008	9,01	0,09	0,009	0,10	0,00	0,17
<i>Festuca valesiaca</i> Schleich. ex Gaudin	0,002	0,51	0,44	0,29	0,66	0,00	1,32
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	0,033	5,43	0,61	0,09	0,15	0,26	1,05
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	0,002	0,41	0,39	0,27	0,69	0,00	1,16
<i>Galium aparine</i> L.	0,115	3,55	3,14	0,65	0,21	2,19	4,27
<i>Geum urbanum</i> L.	0,477	4,89	8,89	1,27	0,14	7,53	10,46
<i>Glechoma hederacea</i> L.	0,004	8,98	0,04	0,004	0,10	0,00	0,09
<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	0,049	7,33	0,67	0,079	0,12	0,33	1,07
<i>Hedera helix</i> L.	0,004	8,98	0,04	0,004	0,10	0,00	0,09
<i>Heliopsis helianthoides</i> var. <i>scabra</i> (Dunal) Fernald	0,004	8,98	0,04	0,004	0,10	0,00	0,09
<i>Hemerocallis fulva</i> (L.) L.	0,003	1,51	0,17	0,069	0,41	0,00	0,35
<i>Hordeum murinum</i> L.	0,021	0,80	2,55	1,37	0,54	1,26	4,31
<i>Hosta plantaginea</i> (Lam.) Asch.	0,003	3,43	0,10	0,02	0,20	0,00	0,20
<i>Humulus lupulus</i> L.	0,047	1,28	3,56	1,48	0,42	2,19	5,37

Види	Параметри форми		Середнє, особин на пробну ділянку	Дисперсія	Співвідношення дисперсії до середнього	Довірчий інтервал, осіб на вибірку ділянку	
	α	β				2,5 %	97,5 %
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	0,198	1,24	13,76	4,87	0,35	11,02	16,69
<i>Juglans regia</i> L.	0,027	7,84	0,34	0,04	0,12	0,11	0,61
<i>Lactuca serriola</i> L.	0,085	7,81	1,08	0,12	0,11	0,66	1,56
<i>Lactuca tatarica</i> (L.) C.A.Mey	0,008	9,01	0,09	0,009	0,10	0,00	0,17
<i>Lapsana communis</i> L.	0,039	4,93	0,78	0,13	0,17	0,39	1,33
<i>Lepidium draba</i> L.	0,004	8,98	0,04	0,004	0,10	0,00	0,09
<i>Lolium perenne</i> L.	0,013	0,67	1,92	1,12	0,58	0,76	3,55
<i>Medicago falcata</i> L.	0,013	3,80	0,34	0,07	0,21	0,06	0,73
<i>Medicago lupulina</i> L.	0,004	6,04	0,06	0,009	0,15	0,00	0,12
<i>Morus alba</i> L.	0,008	9,01	0,09	0,009	0,10	0,00	0,17
<i>Nonea pulla</i> DC.	0,007	5,28	0,14	0,02	0,14	0,00	0,35
<i>Oxalis dillenii</i> Jacq.	0,019	6,87	0,27	0,03	0,11	0,06	0,54
<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	0,076	0,67	10,25	5,27	0,51	7,47	13,46
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	0,007	3,44	0,20	0,04	0,20	0,00	0,39
<i>Plantago major</i> L.	0,050	4,33	1,15	0,21	0,18	0,63	1,83
<i>Poa angustifolia</i> L.	0,092	3,53	2,55	0,54	0,21	1,69	3,61
<i>Poa annua</i> L.	0,019	3,46	0,55	0,12	0,22	0,18	1,08
<i>Poa nemoralis</i> L.	0,050	4,57	1,09	0,19	0,17	0,60	1,73
<i>Poa pratensis</i> L.	0,007	7,04	0,11	0,01	0,09	0,00	0,27
<i>Polygonum aviculare</i> L.	0,056	4,26	1,29	0,24	0,19	0,74	2,01
<i>Populus alba</i> L.	0,016	9,08	0,17	0,02	0,12	0,00	0,35

Види	Параметри форми		Середнє, особин на пробну ділянку	Дисперсія	Співвідношення дисперсії до середнього	Довірчий інтервал, осіб на вибірку ділянку	
	α	β				2,5 %	97,5 %
<i>Populus carolinensis</i> Moench	0,004	8,98	0,04	0,001	0,03	0,00	0,09
<i>Potentilla indica</i> (Andrews) T.Wolf	0,016	4,20	0,39	0,07	0,18	0,08	0,80
<i>Quercus robur</i> L.	0,071	9,58	0,74	0,07	0,09	0,39	1,05
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	0,023	8,29	0,28	0,03	0,11	0,09	0,52
<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser	0,004	8,98	0,04	0,004	0,10	0,00	0,09
<i>Rubus caesius</i> L.	0,011	6,67	0,17	0,02	0,12	0,00	0,35
<i>Sambucus nigra</i> L.	0,055	4,77	1,13	0,19	0,17	0,63	1,77
<i>Saponaria officinalis</i> L.	0,004	8,98	0,04	0,004	0,10	0,00	0,09
<i>Silene latifolia</i> Poir.	0,008	9,01	0,09	0,01	0,11	0,00	0,17
<i>Sisymbrium loeselii</i> L.	0,020	9,12	0,22	0,02	0,09	0,04	0,39
<i>Sium latifolium</i> L.	0,002	1,15	0,20	0,09	0,45	0,00	0,40
<i>Solanum nigrum</i> L.	0,036	9,27	0,39	0,04	0,10	0,13	0,61
<i>Solidago canadensis</i> L.	0,081	3,33	2,38	0,53	0,22	1,55	3,44
<i>Sonchus arvensis</i> L.	0,011	7,56	0,15	0,02	0,13	0,00	0,33
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	0,043	6,78	0,63	0,08	0,13	0,30	1,04
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill	0,024	4,60	0,51	0,09	0,18	0,17	0,97
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,348	8,59	3,90	0,38	0,10	3,12	4,71
<i>Trifolium pratense</i> L.	0,006	4,35	0,14	0,03	0,21	0,00	0,38
<i>Ulmus laevis</i> Pall.	0,012	9,05	0,13	0,01	0,08	0,00	0,26
<i>Urtica dioica</i> L.	0,014	2,32	0,59	0,18	0,31	0,15	1,26

Види	Параметри форми		Середнє, особин на пробну ділянку	Дисперсія	Співвідношення дисперсії до середнього	Довірчий інтервал, осіб на вибіркову ділянку	
	α	β				2,5 %	97,5 %
<i>Viola hissarica</i> Juz.	0,007	3,44	0,20	0,04	0,20	0,00	0,39
<i>Viola odorata</i> L.	0,572	2,64	17,77	3,47	0,20	15,46	20,29
<i>Vitis vinifera</i> L.	0,010	1,37	0,74	0,31	0,42	0,14	1,64

У деревостані альфа-різноманітність становила 1,82 виду і була в діапазоні 1,78-1,88 видів у 95 % випадків (табл. 5.1.3).

Таблиця 5.1.3 - Альфа-, бета- та гамма-різноманітність рослинного угруповання

Ярус	Альфа, різноманітність			Бета, різноманітність			Гамма, різноманітність		
	Середній	2,5 %	97,5 %	Середній	2,5 %	97,5 %	Середній	2,5 %	97,5 %
Деревостан	1,82	1,78	1,88	14,81	13,73	15,58	26,85	25,33	27,85
Підлісок	1,72	1,65	1,81	8,33	9,28	10,13	16,09	14,57	17,09
Трав'яний шар	6,82	6,73	6,92	14,58	13,94	15,04	99,56	95,04	102,56
Всього	8,98	8,12	9,24	15,07	15,61	16,04	142,49	135,96	145,49

Гамма-різноманітність деревостану становила 26,85 видів, й у 95 % випадків коливалось від 25,33 до 27,85 видів. Бета-різноманітність насадження становила 14,81, а 95 % випадків коливалося від 13,73-15,58. У підліску альфа-різноманітність становила 1,72 виду і коливалася в межах 1,65-1,81 виду в 95 % випадків. Гамма-різноманітність підліску становила

16,09 видів, а в 95 % випадків коливалося від 14,57-17,09 видів. Бета-різноманітність підліску становила 8,33 і 95 % часу коливалася в межах 9,28-10,13. Альфа-різноманітність трав'янистих насаджень становила 6,82 види, а 95 % діапазону становили 6,73-6,92 види. Гамма-різноманітність трав становила 99,56 видів і коливалося від 95,04-102,56 видів у 95 % випадків. Бета-різноманітність трав'янистих насаджень становила 14,58, а 95 % випадків коливалося від 13,94-15,04. Загальна альфа-різноманітність угруповування становила 8,98 видів, а 95 % випадків коливалося від 8,12 до 9,24 видів. Загальна гамма-різноманітність угруповання становила 142,49 видів і було в діапазоні 135,96-145,49 видів у 95 % випадків. Бета-різноманітність угруповування становила 15,07 і коливалася в межах 15,61-16,04 у 95 % випадків.

Значення альфа- і гамма-різноманіття рослинного угруповання в окремих ярусах дуже різні. Найвище гамма-різноманіття виявлено для трав'янистих насаджень, тоді як різноманіття деревних насаджень і підліску було значно нижчим. Альфа-біорізноманіття деревостану та підліску практично не відрізнялось. Значення бета-різноманіття між ярусами дуже близькі, і бета-різноманіття практично однакове для деревостану та трав'янистого ярусу. Таким чином, можна припустити, що механізми видообігу для рослинних угруповань різних ярусів визначаються спільними причинами. Загальний рівень бета-різноманіття (8,33–14,81) свідчить про високий ступінь неоднорідності рослинного угруповання, що може бути наслідком як високого ступеня неоднорідності умов парку, так і високого ступеня конкурентних відносин між видами угруповання. Мінливість деревного ярусу та підліску є постійною, що підтверджено статистикою Мантеля. Матриця угруповування трав'янистих насаджень має протилежну кореляцію з матрицями деревних насаджень і підліску. Цей ефект є наслідком перерозподілу сонячної радіації кроною дерев [166]. На безлісних або розріджених ділянках зростає видове різноманіття, густина і висота трав'яного насадження. У затінених умовах різноманітність і чисельність

трав'янистих рослин зменшується. Ця закономірність є універсальною і не залежить від місцевості чи інших екологічних умов, що підтверджується частковими коефіцієнтами кореляції.

Найбільш чутливим до факторів середовища є підлісок, дещо менш чутливим є трав'яні насадження, найменш чутливим – деревостан. Фактори навколишнього середовища в цьому дослідженні представлені набором змінних. На просторову варіацію деревостану переважно впливають фактори трюфності та зволоження едафотопу. Ці ж фактори також діють на трав'янисті насадження та підлісок, але поряд з ними включені змінні середовища, які визначаються архітектонікою простору крони і, таким чином, світловим режимом, який регулюється деревостаном. Важливо відзначити, що варіація угруповань різних шарів паркової насадження залежить від просторових моделей. Трав'янисті та підліскові різновиди більш просторово структуровані, ніж варіанти деревних насаджень. Просторові патерни можуть виникати як в результаті впливу просторово структурованих факторів навколишнього середовища, так і в результаті факторів нейтральної природи [181]. Останній аспект варіації найкраще описується чисто просторовим компонентом варіації видів [75, 119].

Видове різноманіття паркового насадження є досить високим. Парк був створений на місці природної діброви, фрагменти якої ще збереглися у вигляді окремих старовікових дубів [317]. Проте основна частина насаджень була насаджена людиною, або виникла внаслідок розселення насаджених видів [275]. Видове різноманіття паркового угруповання збільшують адвентивні види. Деякі з них висаджені в парку як більш стійкі до умов життя в міському середовищі, а деякі - з міркувань кращих естетичних властивостей.

Деревні рослини розподілені по території парку або хаотично, або скупчено. Для жодного виду дерев не було виявлено закономірного розподілу особин по території парку. Важливо зазначити, що регулярний розподіл відбувається тоді, коли між просторовими об'єктами існують сильні

антагоністичні відносини, або у випадку штучного розміщення [194]. Враховуючи, що значна частина паркових насаджень виникла штучно, регулярне розміщення деревних рослин було б цілком очікуваним. Відсутність закономірності просторового розміщення можна пояснити процесом натуралізації деревних насаджень. У процесі росту і розвитку штучного деревостану первісна закономірність просторового розміщення змінюється на випадкову або агреговану. Цьому сприяють різні умови існування в межах парку та різні темпи самовідновлення деревостану. Також за час функціонування парку в окремих локалітетах відбувалися додаткові посадки дерев різного видового складу, що також сприяло гетерогенності паркового насадження. Просторовий розподіл рослин у підліску також має або агрегований, або випадковий характер. Структура і динаміка підліску значною мірою залежить від видового складу деревостану. Види деревостану формують підлісок в результаті генеративного або вегетативного розмноження. Цим пояснюється подібність просторової структури деревостану та підліску. Крім того, склад і структура деревної крони впливає на динаміку росту підліску, що також є причиною узгодженості просторової структури у двох ярусах. Просторове розміщення трав'янистих видів принципово відрізняється від розміщення деревостану та підліску. Трав'яністі види розміщені в регулярному порядку. Трав'яністі насадження в парку не були спеціально висаджені, тому їх просторове розміщення є результатом складних популяційних процесів та міжвидових взаємодій. Конкурентні відносини можуть бути причиною закономірностей просторового розміщення трав'янистих видів[121].

5.2. Просторово-екологічна кореляція в рослинних угрупованнях: аналіз взаємозв'язків між ярусами деревостану, підліску та трав'яного шару

Дослідження структури та варіацій рослинних угруповань є важливим етапом у розумінні екологічних взаємодій між різними ярусами рослинності.

Зокрема, оцінка кореляцій між ярусами деревостану, підліску та трав'яного покриву дозволяє виявити закономірності просторового розподілу видів та механізми їх співіснування.

Матриця видів деревостану позитивно корелювала з матрицею підліску, а ця матриця негативно корелювала з матрицею трав'янистих видів (табл. 5.2.1). Врахування матриць географічних відстаней та екологічних властивостей не вплинуло на кореляцію матриць видів.

Таблиця 5.2.1 - Кореляції між матрицями рослинних угруповань з різних шарів

Ярус	Деревостан	Підлісок	Трав'яний шар
Статистика Mantel			
Деревостан	—	0,21, $P = 0,001$	-0,20, $P = 0,999$
Підлісок	—	—	-0,19, $P = 0,999$
Трав'яний шар	—	—	—
Часткова статистика Mantel, обумовлена просторовою матрицею			
Деревостан	—	0,21, $P = 0,001$	-0,20, $P = 0,999$
Підлісок	—	—	-0,18, $P = 0,999$
Трав'яний шар	—	—	—
Часткова статистика Mantel на основі матриці середовища			
Деревостан	—	0,21, $P = 0,001$	-0,19, $P = 0,999$
Підлісок	—	—	-0,19, $P = 0,999$
Трав'яний шар	—	—	—

Види, які зустрічаються в описах принаймні 10 разів, були відібрані для процедури вибору угруповувань. Для деревостану було 11 таких видів, для підліску – 9, для трав'яного ярусу – 41 вид. Довжина першої осі, отриманої після процедури аналізу детрендованої відповідності матриці деревостану, становила 1,04, підліску - 1,24, а трав'яного ярусу - 0,79. Таким чином, аналіз надлишковості виявився найкращою альтернативою для виділення

угруповування. Фактори навколишнього середовища описують 17,5 % варіацій в структурі деревостану ($F = 3,32$, $P < 0,001$), 36,9 % варіацій в структурі підліску ($F = 7,39$, $P < 0,001$) і 25,5 % варіацію в структурі трав'яного ярусу ($F = 4,73$, $P < 0,001$) (рис. 5.1). Просторові змінні описували 22,7 % варіацій структури деревостану ($F = 1,83$, $P < 0,001$), 32,3 % варіацій структури підліску ($F = 2,54$, $P < 0,001$) і 30,9 % варіацій структури трав'яного ярусу ($F = 2,26$, $P < 0,001$). Просторові та екологічні змінні разом описують 28,3 % варіацій у структурі деревостану ($F = 1,89$, $P < 0,001$), 48,5 % варіацій у структурі підліску ($F = 3,12$, $P < 0,001$) і 43,1 % варіацій трав'яного ярусу ($F = 2,70$, $P < 0,001$).

Загалом було виділено 81 просторову змінну та проранжовано від широкомасштабного тренду до дрібномасштабного тренду. Широкомасштабний компонент був представлений варіацією деревостанів, яка статистично значуще описувалася просторовими змінними 2, 3, 4, 5, 8, 9, 10, 11, 12 і 14 (рис. 5.2.2 а) і могла пояснити 8,2 % варіації угруповань ($F = 3,03$, $P < 0,001$). Середньомасштабний компонент описувався просторовими змінними 16, 17, 18, 19, 20, 22, 23, 28, 34, 35, 37 та 41 і пояснював 4,2 % варіації угруповувань ($F = 1,85$, $P < 0,001$). Дрібномасштабний компонент був описаний просторовими змінними 48, 52, 61 і 70 і міг пояснити 0,7% варіацій угруповування ($F = 1,41$, $P = 0,05$). Врахування властивостей середовища призвело до зменшення поясненої дисперсії. Широкомасштабна фракція пояснювала 6,2 % варіацій деревостану ($F = 2,49$, $P < 0,001$), середньомасштабна фракція пояснювала 2,5 % варіацій угруповувань ($F = 1,53$, $P = 0,003$). Дрібномасштабна фракція не була статистично значущою. Облік властивостей кронного простору також відповідав за зменшення поясненої дисперсії. Широкомасштабна фракція пояснила 7,0% варіацій деревостану ($F = 2,66$, $P < 0,001$), середньомасштабна фракція пояснила 2,9 % варіації угруповувань ($F = 1,61$, $P = 0,002$), а дрібномасштабна фракція пояснила 0,7 % варіації угруповувань ($F = 1,40$, $P = 0,05$). Облік значень вегетаційного індексу зменшив пояснену дисперсію

широкомасштабної фракції до 7,8 % ($F = 2,81, P < 0,001$), середньомасштабної фракції пояснив 3,1 % варіації угруповування ($F = 1,62, P = 0,001$). Широкомасштабна фракція чистого просторового компонента могла описати 4,8 % ($F = 2,17, P < 0,001$) варіацій угруповувань, середньомасштабна фракція могла описати 2,1 % ($F = 1,45, P = 0,005$) від варіації угруповувань. Дрібномасштабна частка чистого просторового компонента варіації не була статистично значущою ($F = 0,98, P = 0,49$).

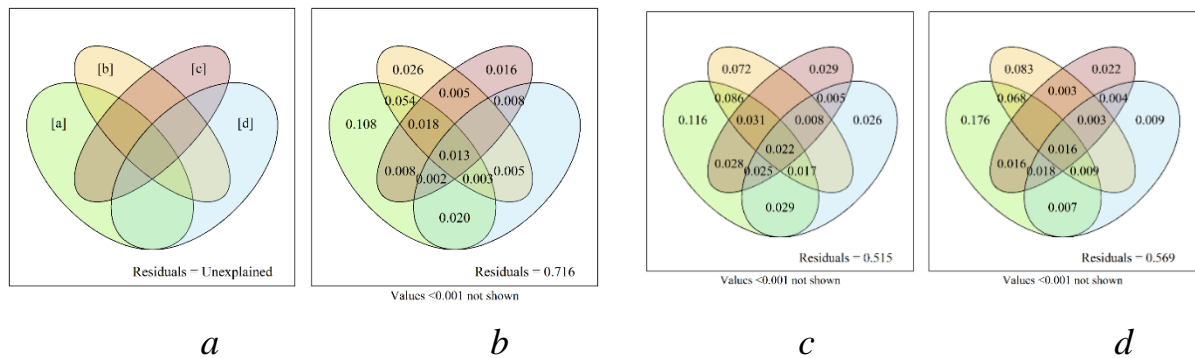
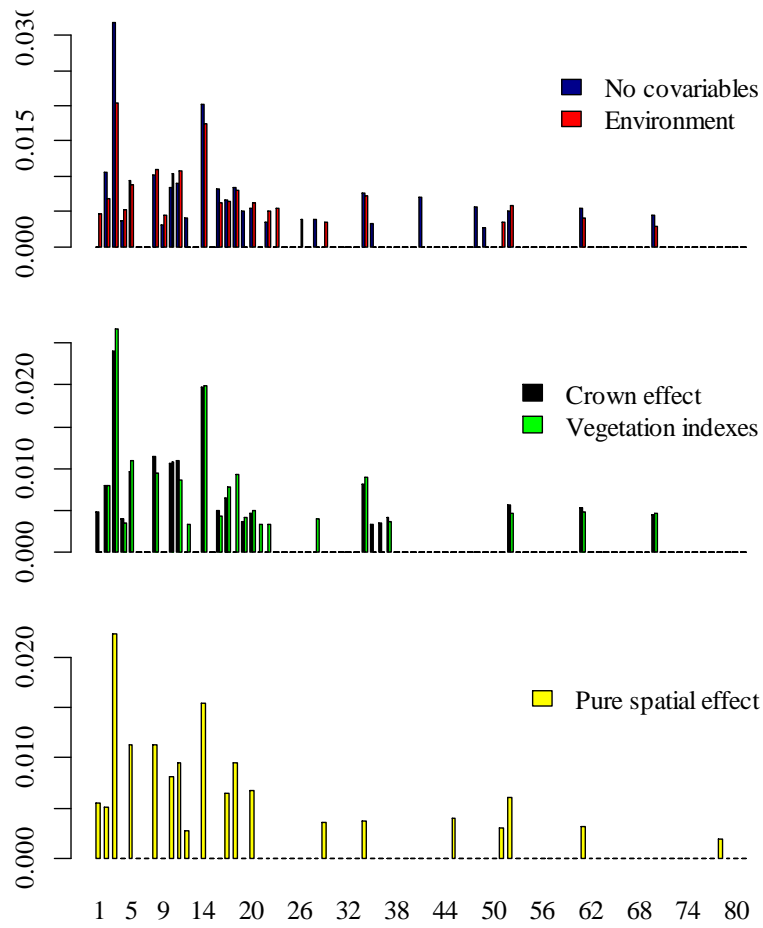
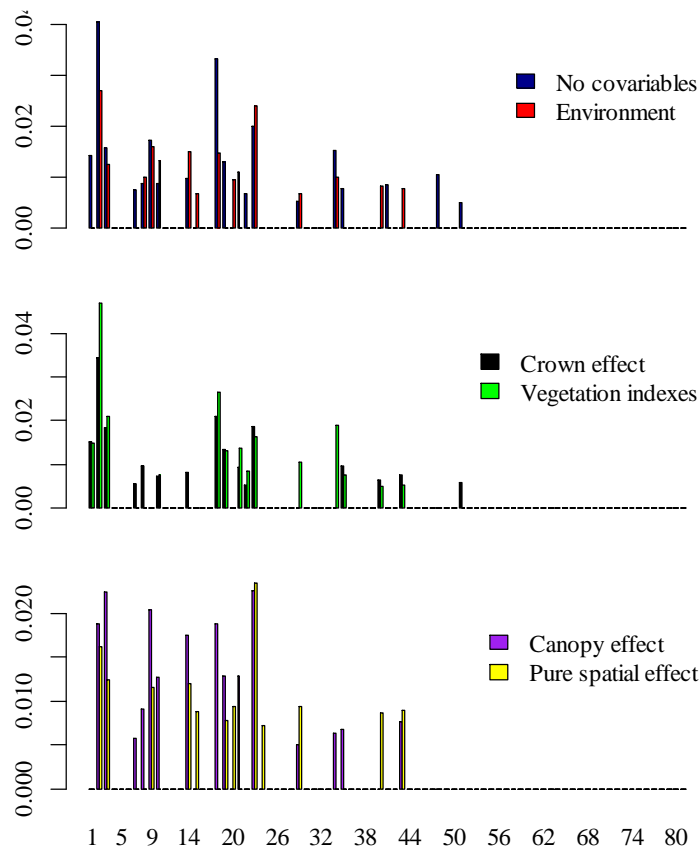


Рисунок 5.2.1 Розподіл мінливості рослинного угруповання: *a* представлено вплив [a] просторових змінних, [b] змінних середовища, [c] змінних крони та [d] спектральних індексів рослинності; *b*– розчленування угруповування ярусу крони; *c*– поділ угруповання підліску, *d*– поділ трав'яного угруповання.

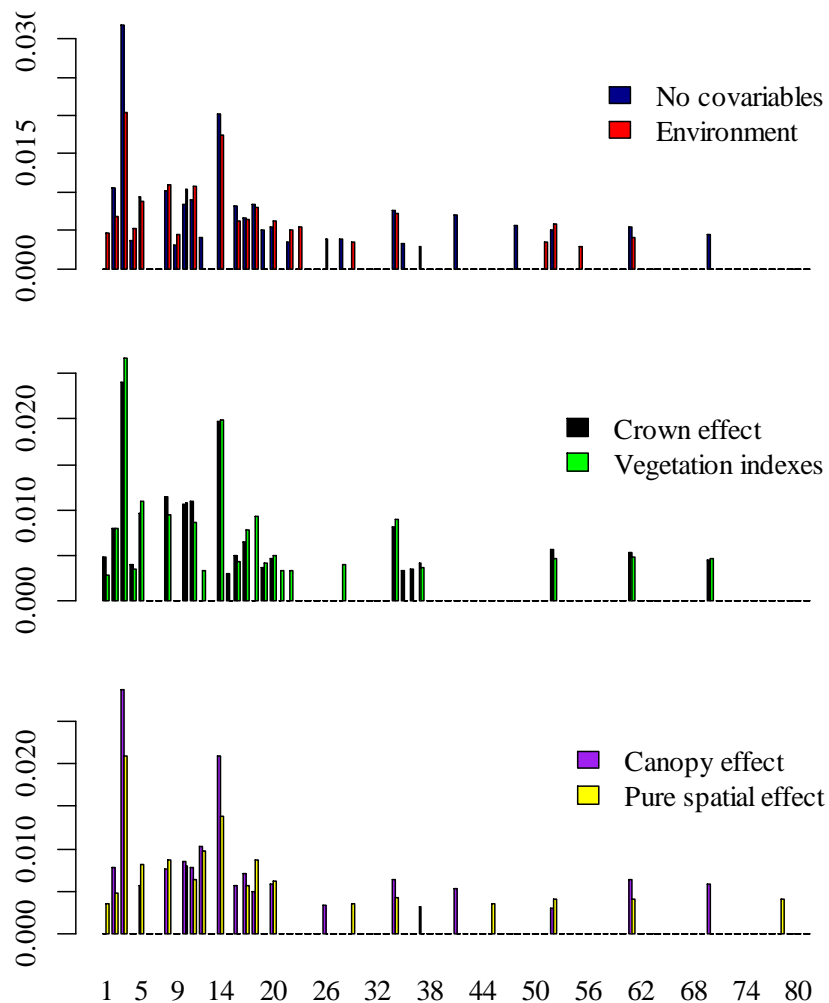
Широкомасштабний компонент був представлений у варіаціях підліску, які статистично достовірно описувалися просторовими змінними 1, 2, 3, 7, 8, 9, 10 та 14 (рис. 5.2.2 *b*) і могли пояснити 12,6 % від варіації угруповувань ($F = 5,12, P < 0,001$).



a



b



c

Рисунок 5.2.2 Скейлограми, що ілюструють масштабування просторово структурованої варіації в *a* – дані угруповувань деревостану, *b* – дані угруповувань підліску, *c* – дані угруповувань трав'янистих рослин (сині смуги) та залишки моделей середовища (червоні смуги), моделі крони (чорні смуги), моделі індексів рослинності (зелені смуги), ефект крони дерев (фіолетові смуги) і чисті просторові моделі з індексами навколишнього середовища, крони та рослинності як умовних предикторів. Значення R^2_{adj} представлено на осі y, є варіацією, поясненою окремими змінними db MEM .db MEM , представлені на осі x, упорядковані в порядку зменшення відповідно до масштабу просторових моделей, які вони представляють (dbMEM 1 представляє найширший масштаб, dbMEM 81 — найдрібніший масштаб)

Середньомасштабний компонент описувався просторовими змінними 18, 19, 20, 21, 22, 23, 29, 34 та 35 і пояснював 11,8 % варіацій угруповувань ($F=4,41$, $P<0,001$). Дрібномасштабний компонент описувався просторовими змінними 40, 41, 43, 48 і 51 і міг пояснити 3,2 % варіацій угруповувань ($F=2,53$, $P<0,001$). Облік екологічних властивостей призвів до зменшення

пояснюваної дисперсії. Широкомасштабна фракція пояснювала 8,4 % варіацій угруповань підліску ($F= 2,49$, $P<0,001$), середньомасштабна фракція пояснювала 6,2 % варіацій угруповувань ($F= 3,13$, $P<0,001$). Дрібномасштабна фракція пояснює 2,1% варіації угруповування ($F=2,25$, $P<0,001$). Облік властивостей коронного простору відповідав за зменшення поясненої дисперсії. Широкомасштабна фракція пояснювала 9,1 % варіаційності угруповання підліску ($F= 4,31$, $P<0,001$), середньомасштабна частка пояснювала 8,5 % варіацій угруповування ($F= 3,73$, $P<0,001$), а дрібномасштабна частка пояснювала 2,1 % варіацій угруповування ($F= 2,09$, $P = 0,013$). Облік значень вегетаційного індексу зменшив пояснену дисперсію широкомасштабної фракції до 9,1 % ($F= 4,26$, $P<0,001$), середньомасштабної фракції пояснив 10,8 % варіацій угруповувань ($F= 4,50$, $P = 0,001$), і дрібномасштабна фракція пояснювала 1,4 % варіацій угруповування ($F= 1,74$, $P = 0,001$). Облік властивостей деревних насаджень відповідав за зменшення поясненої дисперсії. Широкомасштабна фракція пояснювала 8,9 % варіаційності угруповання підліску ($F= 4,31$, $P<0,001$), середньомасштабна частка пояснювала 7,6 % варіацій угруповування ($F= 3,52$, $P<0,001$), а дрібномасштабна частка пояснювала 1,5 % варіацій угруповування ($F= 1,85$, $P = 0,005$). Широкомасштабна фракція чистого просторового компонента змогла описати 2,5 % ($F= 2,20$, $P<0,001$) варіацій угруповування, середньомасштабна фракція змогла описати 3,7 % ($F= 2,59$, $P = 0,005$) варіацій угруповування, а фракція чистого просторового компонента в детальному масштабі змогла описати 0,9 % ($F= 1,70$, $P = 0,011$) варіацій угруповування.

Широкомасштабний компонент варіації угруповання трав'яного ярусу був статистично значимо описаний просторовими змінними 2, 3, 4, 5, 8, 9, 10, 11, 12, 14 і 15 (рис. 5.2.2 с) і пояснював 11,7 % варіацій угруповування ($F= 3,75$, $P<0,001$). Компонент середнього масштабу описувався просторовими змінними 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 28, 29, 34 та 35 і міг пояснити 5,9 % варіацій угруповування ($F= 2,21$, $P<0,001$). Дрібномасштабний компонент

описувався просторовими змінними 37, 41, 45, 43, 43, 48, 51, 52, 55, 61, 70 та 78 і міг пояснити 3,9 % варіацій угруповування ($F=1,84$, $P<0,001$). Облік екологічних властивостей призвів до зменшення пояснюваної дисперсії. Широкомасштабна фракція пояснювала 8,4 % варіацій угруповування насаджень ($F= 2,49$, $P<0,001$), середньомасштабна частка пояснювала 5,2 % варіацій угруповування ($F=3,13$, $P<0,001$). Дрібномасштабна фракція пояснює 2,1% варіацій угруповування ($F=2,25$, $P<0,001$). Облік властивостей коронного простору відповідав за зменшення поясненої дисперсії. Широкомасштабна фракція пояснювала 8,7 % варіацій трав'янистих угруповань ($F= 3,38$, $P<0,001$), середньомасштабна фракція пояснювала 4,6 % варіацій угруповань ($F= 2,09$, $P<0,001$), а дрібномасштабна фракція пояснювала 4,6 % варіацій угруповування, частка пояснює 2,5 % варіацій угруповування ($F= 1,62$, $P = 0,013$). Облік значень індексу рослинності зменшив пояснену дисперсію широкомасштабної фракції до 10,6 % ($F= 3,57$, $P<0,001$), середньомасштабної фракції пояснив 5,3 % варіацій угруповування ($F= 2,12$, $P = 0,001$), і дрібномасштабна фракція пояснювала 2,7 % варіацій угруповування ($F= 1,61$, $P = 0,001$). Облік властивостей деревних насаджень відповідав за зменшення поясненої дисперсії. Широкомасштабна фракція пояснювала 9,9 % варіацій трав'янистих насаджень ($F= 3,37$, $P<0,001$), середньомасштабна фракція пояснювала 4,0 % варіацій угруповування ($F= 1,81$, $P<0,001$), а дрібномасштабна фракція пояснює 3,1 % варіацій угруповування ($F= 1,68$, $P<0,001$). Широкомасштабна фракція чистого просторового компонента змогла описати 5,3 % ($F= 2,47$, $P<0,001$) варіацій угруповування, середньомасштабна фракція змогла описати 2,8 % ($F= 1,70$, $P<0,001$) варіацій угруповування, а фракція чистого просторового компонента в детальному масштабі змогла описати 2,4 % ($F= 1,62$, $P<0,001$) варіацій угруповування.

5.3. Ординація ярусної структури міського парку: аналіз взаємодії деревостану, підліску та трав'яного покриву в умовах антропогенного впливу

Вивчення просторової організації рослинних угруповань є одним із ключових завдань екологічної науки, що дозволяє ідентифікувати взаємодії між різними ярусами рослинності, визначити екологічні чинники, які впливають на їх формування, та оцінити роль просторових змінних у структурі угруповань. У цьому розділі досліджено просторові особливості угруповань деревостану, підліску та трав'яного ярусу за допомогою методів ординації, де просторові змінні виступали як предиктори.

Ординація угруповування деревних насаджень із просторовими змінними як предикторами призвела до виділення двох осей. Перша вісь відзначалася протилежною динамікою чисельності *Tilia platyphyllos* subsp. *cordifolia* (Besser) C. K. Schneid, *Populus carolinensis* Moench, і *Acer negundo* L. з одного боку та *Gleditsia triacanthos* L. з іншого (рис.5.3.1 а).

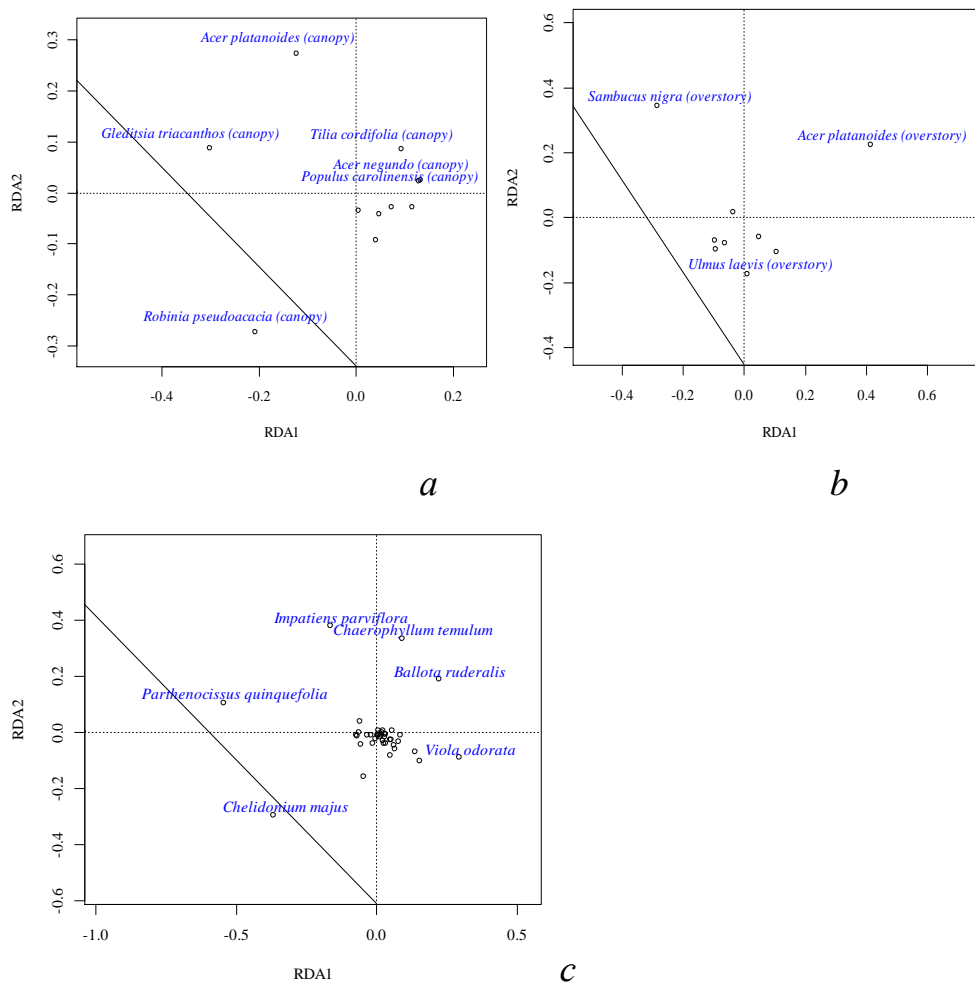


Рисунок 5.3.1 Ординація угруповання з просторовими змінними як предикторами. Показано види з найвищими балами на ординаційних осях: *a* – ординація деревостану, *b* – ординація підліску, *c* – ординація трав'янистого покриття.

Просторова варіація цієї осі свідчить про переважання максимальних значень вздовж схилу балки північної експозиції та у східній частині парку (рис. 5.3.2 *a*). Від'ємні значення осі переважали в центральній та західній частині парку. Друга вісь відзначена протилежною динамікою *Acer platanoides* L. з одного боку та *Robinia pseudoacacia* L. з іншого. Вид *A. platanoides* домінував в північно-західній і центральній частинах парку, а *R. pseudoacacia* - у східній і західній частинах парку.

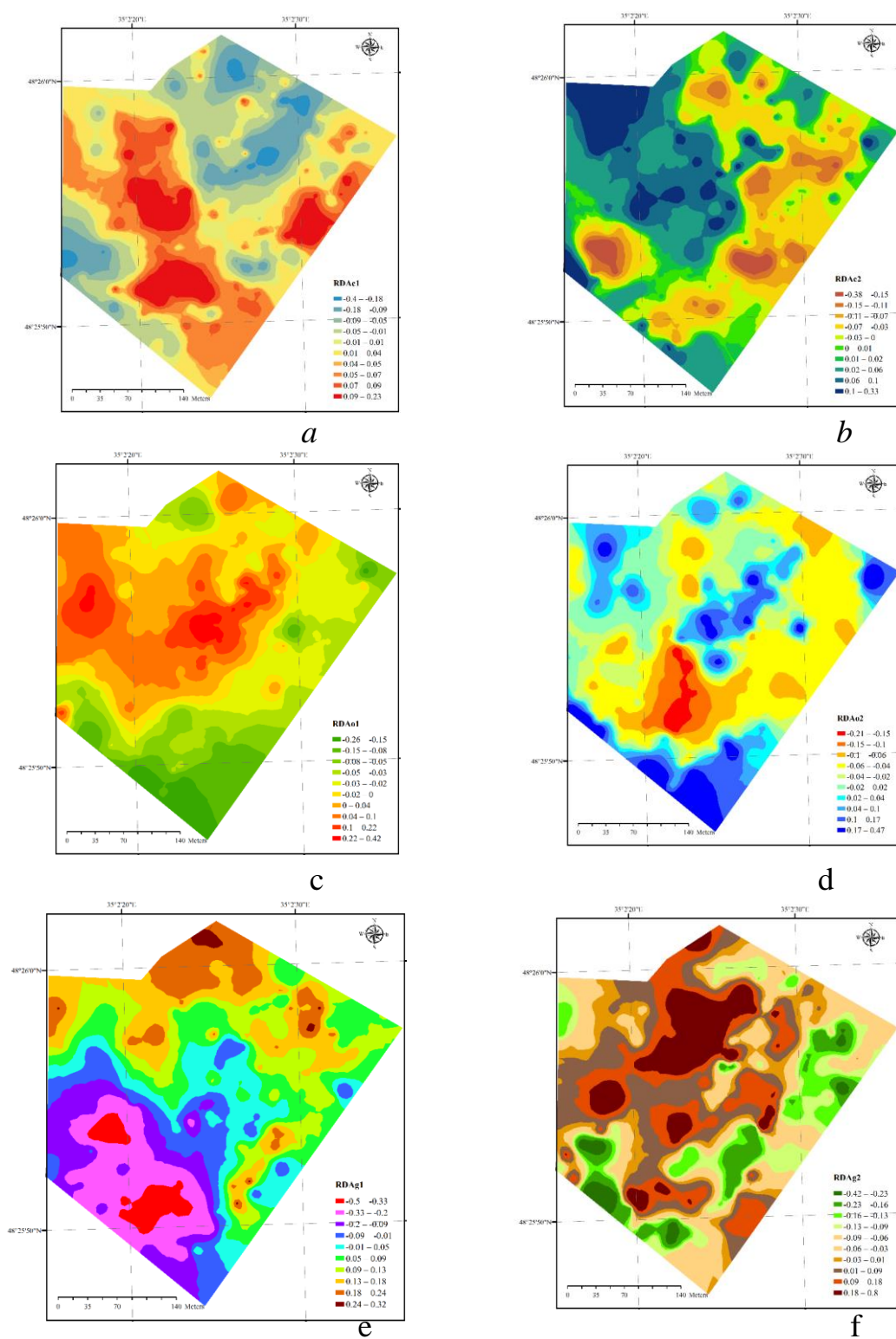


Рисунок 5.3.2 Просторова варіація осей, отриманих після ординації угруповань з просторовими змінними в якості предикторів: а - вісь RDA 1, отримана після ординації деревостану, б - вісь RDA 2, отримана після ординації деревостану, с - вісь RDA 1, отримана після ординації підліска, д - вісь RDA 2, отримана після ординації підліска, е - вісь RDA 1, отримана після ординації трав'яного угруповання, ф - вісь RDA 2, отримана після ординації трав'яного угруповання

З ординації угруповання підстилки було виділено дві осі з просторовими змінними як предикторами. Перша вісь була позначена протилежною динамікою чисельності *A. platanoides* з одного боку та *Sambucus nigra* L. з іншого (рис. 5.3.1 b). Просторова варіація цієї осі вказувала на переважання максимальних значень на схилах балок та у східній частині парку (рис. 5.3.2 b). Від'ємні значення осі переважали в південній частині парку. Друга вісь характеризується протилежною динамікою *S. nigra* з одного боку та *Ulmus laevis* Pall. з іншого боку. У підліску *S. nigra* переважала у південній та східній частинах парку, а *U. laevis* домінував у центральній частині парку.

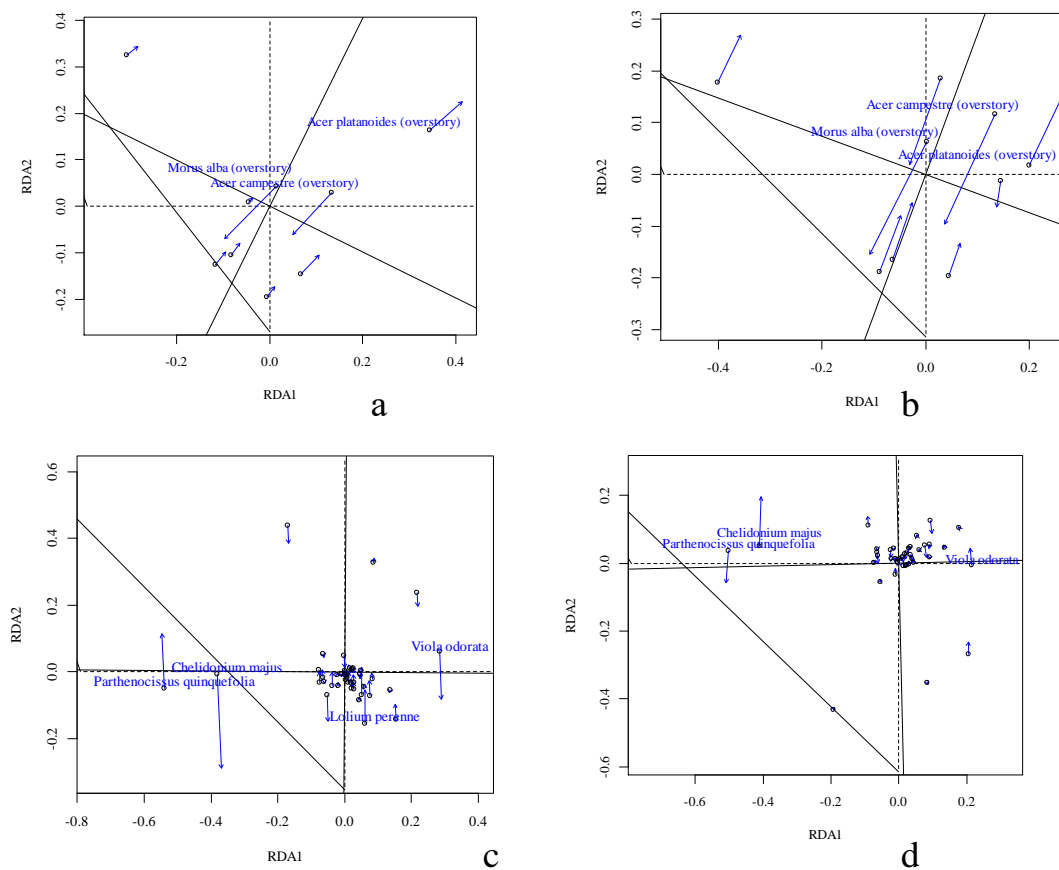


Рисунок 5.3.3 Прокрустова ротація ординаційних рішень під впливом RDA1 (a, c) та RDA2 (b, d), отриманих після ординації лісового деревостану на ординаційних рішеннях підросту (a, b) та трав'янистого деревостану (c, d) з просторовими змінними як предикторами: а - сума квадратів прокрустового ложе 0,11, кореляція в симетричному прокрустовому ложе 0,11, кореляція в симетричному прокрустовому ложе 0,95, $P < 0,001$; б - сума квадратів прокрустових кіл 0,51, кореляція в симетричному обертанні прокрустових кіл 0,70, $P = 0,036$; в - сума квадратів прокрустових кіл 0,14, кореляція в симетричному обертанні прокрустових кіл 0,93, $P < 0,001$; г - сума квадратів прокрустових кіл 0,034, кореляція в симетричному обертанні прокрустових кіл 0,98, $P < 0,001$

З ординації трав'яного угруповання було виділено дві осі з просторовими змінними як предикторами. Перша вісь позначена протилежною динамікою чисельності *Viola odorata* L. та *Ballota nigra subsp. ruderalis* (Sw.) Briq. з одного боку та *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch. з іншого боку (рис. 5.2.2 *c*). Просторова варіація цієї осі свідчить про переважання максимальних значень у північній частині парку (рис. 5.3.1 *b*). Від'ємні значення осі переважали в південно-східній частині парку. Друга вісь відзначена протилежною динамікою *Impatiens parviflora* DC. та *Chaerophyllum temulum* L. з одного боку і *Chelidonium majus* L. з іншого. У трав'янистому насадженні *I. parviflora* та *Ch. temulum* домінує в центральній частині парку, а *Ch. majus* домінував на окремих ділянках у східній та західній частинах парку.

Облік впливу осей, вилучених після ординації деревних угруповань, для підліску та трав'янистих угруповань призвів до зміщення ординаційних рішень для цих угруповань (рис. 5.3.3). Найбільші похибки були виявлені для видів підліску *A. platanoides*, *A. campestre* та *M. alba*. Найбільш чутливими до впливу трав'янистих рослин були *V. odorata*, *Ch. majus*, *P. quinquefolia* та *L. perenne*. Найбільш чутливим до впливу деревостану був підлісок у північно-західній та центральній частині парку (рис. 5.3.4 *a, b*), найменш чутливим до впливу деревостану був трав'янистий насадження у південно-західній частині парку (рис. 5.3.4 *c, d*).

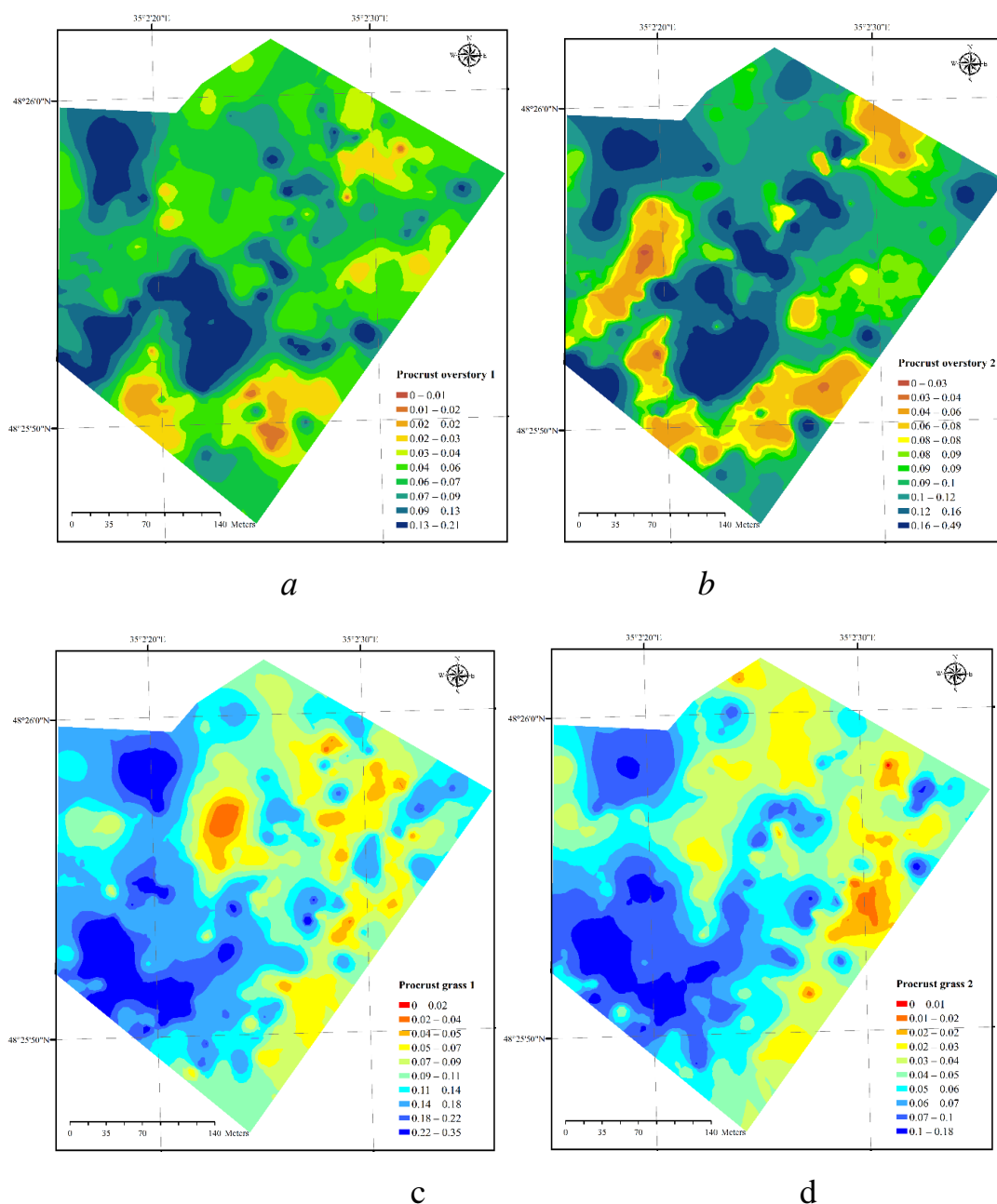


Рисунок 5.3.4 Просторова варіація прокрустових відстаней, отриманих в результаті обертання ординаційних рішень для неординаційних угруповань (а, б) та трав'янистих деревостанів (с, d) з просторовими змінними як предикторами та віссю RDA 1 (а, с) віссю RDA 2 (b, d), отриманою після ординації угруповань лісових деревостанів в якості умовного предиктора

Вплив деревостану на підлісок і трав'яний насадження супроводжувався зміною екологічних властивостей. Дія деревостану призвела до зниження температури ґрунту та підвищення його вологості та електропровідності (табл. 5.3.1). Зниження температури та збільшення вологи також посилили вплив деревостану на нижчі яруси екосистеми. Ефект

деревостану позитивно відреагував на висоту та проективне покриття трав'янистого насадження. Підлісок був нечутливим до властивостей простору крони, тоді як трав'яний ярус, навпаки, був дуже чутливим до архітекtonіки крон. Індекси рослинності були чутливими маркерами впливу деревостану на підлісок. Лише NDII та LAI були настільки чутливими щодо впливу на травостій.

Таблиця 5.3.1 - Кореляція осей ординації та прокрустових відстаней з предикторами. Наведено статистично значущі коефіцієнти кореляції Пірсона для $P < 0,05$

Предиктор	Осі ординат						Прокрустові відстані			
	Дерев остан 1	Дерев остан 2	Підлісок 1	Підлісок 2	Трава 1	Трава 2	Підлісок 1	Підлісок 2	Трава 1	Трава 2
Змінні навколишнього середовища										
TWI	–	0,14	– 0,16	0,15	– 0,17	–	–	–	0,20	0,21
Грунт Т	–	–	– 0,13	0,17	0,49	–	– 0,23	– 0,19	–	– 0,21
Вологість ґрунту	0,18	– 0,13	–	– 0,21	– 0,42	– 0,17	0,21	0,17	0,20	0,27
ЕС	0,24	–	–	– 0,16	– 0,31	–	0,41	0,40	0,16	0,20
Log_Lighting	–	– 0,14	– 0,29	–	0,26	–	–	–	–	–
Температура повітря	–	– 0,20	– 0,19	– 0,14	0,35	–	–	– 0,29	–	– 0,19
Атмосферна	0,20	–	0,16	–	– 0,48	–	–	0,18	0,19	0,27
Трава, см	–	–	– 0,16	– 0,14	– 0,14	0,17	–	–	0,13	–
Покрив	–	– 0,21	– 0,39	– 0,14	– 0,29	–	–	–	0,28	0,24
Змінні простору крони										
COP	0,22	–	– 0,26	–	–	– 0,21	–	–	0,26	–
LAI	– 0,19	–	0,32	–	–	0,29	–	–	– 0,21	–
TDr	0,20	–	– 0,18	–	–	– 0,24	–	–	0,25	–

Предиктор	Осі ординат						Прокрустові відстані			
	Дерев остан	Дерев остан	Підліско к 1	Підліско к2	Трава 1	Трава 2	Підліс ок 1	Підліс ок2	Трава 1	Трава 2
	1	2								
TDf	0,19	–	– 0,25	–	–	– 0,23	–	–	0,24	–
Індекси рослинності										
NDVI	–	–	0,42	– 0,20	– 0,14	0,16	0,15	–	–	–
NDII	–	–	0,20	– 0,13	– 0,42	0,15	0,19	0,19	–	0,17
Red-Edge	–	–	0,25	–	– 0,30	0,14	0,18	–	–	–
Red-Edge	–	–	0,28	–	– 0,29	0,16	0,18	–	–	–
GNDVI	–	–	0,32	–	– 0,28	0,17	0,17	–	–	–
LSWI	–	–	0,35	– 0,22	– 0,30	0,20	0,17	–	–	–
LAI	–	–	–	0,17	– 0,35	–	0,19	–	–	0,18
MTCI	–	–	0,31	– 0,31	0,15	–	–	–	–	–

Умовні позначення: TWI (Topographic Wetness Index, топографічний вологий індекс) – показник накопичення води у ґрунті залежно від рельєфу; EC (Electrical Conductivity, електропровідність ґрунту) – показник концентрації розчинених солей у ґрунті; Log_Lighting (Логарифм освітленості) – рівень освітленості в логарифмічному масштабі; COP (Canopy Openness Percentage, відкритість крони) – частка відкритого неба у верхньому ярусі рослинності; LAI (Leaf Area Index, листковий індекс) – площа листяного покриву відносно площі поверхні ґрунту; TDr (Tree Density, щільність дерев) – кількість дерев на одиницю площі; TDf (Tree Diameter Fraction, фракція діаметра дерев) – співвідношення діаметрів дерев у популяції. NDVI (Normalized Difference Vegetation Index, нормалізований диференційний вегетаційний індекс) – показник здоров'я рослинного покриву; NDII (Normalized Difference Infrared Index, нормалізований диференційний індекс інфрачервоного випромінювання) – оцінка вологості рослинності; Red-Edge NDVI-1, Red-Edge NDVI-2 – варіації NDVI для вузькосмугового спектрального діапазону червоного краю, чутливі до змін вмісту хлорофілу; GNDVI (Green Normalized Difference Vegetation Index, зелений NDVI) – вегетаційний індекс, що враховує зелену область спектра; LSWI (Land Surface Water Index, водний індекс поверхні ґрунту) – показник вологості рослинного покриву та ґрунту; MTCI (MERIS Terrestrial Chlorophyll Index, наземний індекс хлорофілу MERIS) – індикатор вмісту хлорофілу в рослинності.

Маркерами основних тенденцій зміни структури деревостану є адвентивні види рослин, що ще раз підкреслює роль антропогенного чинника у формуванні паркового насадження. Осі, отримані в результаті ординації деревостанів, були використані як предиктори для опису мінливості угруповань підліску та трав'яного покриву. Деревостан змінюється узгоджено, і факторами впливу на інші шари рослинного угруповання є не окремі дерева, а результат узгодженої мінливості всіх деревних порід, яка характеризується за допомогою ординаційних осей. Основними факторами зміни структури деревостану є ордината трофності та ордината вологості.

Наші результати повністю узгоджуються з цим загальним положенням, про що свідчить той факт, що порядкова вісь 1 сильно корелює з електропровідністю, а порядкова вісь 2 корелює з вологістю ґрунту та топографічним індексом вологості. Електропровідність ґрунту є маркером концентрації розчиненої речовини в ґрунті розчиненими солями, від чого безпосередньо залежить трофність едафотопу. Важливо відзначити, що вісь ординації 1 сильно корелює з показниками структури крони. Таким чином, типологічні особливості деревостану, зумовлені градієнтом трофності, визначають і особливості будови простору крони. Спектральні індекси не чутливі до зміни структури деревостану. Це означає, що для заданого рівня спектрального індексу характеристики кронового простору можуть змінюватися. Очевидно, що роздільна здатність космічних знімків не дозволяє розрізнити відмінності в структурі кронового простору. Вісь ординації 2 чутлива до вологості та освітлення ґрунту та температури атмосфери. Можна припустити, що ця вісь відображає мінливість складу деревостану в градієнті освітленості в зоні крон. Його структуру також важко диференціювати на космічних знімках, через що вісь ординат 2 не має статистично значущої кореляції з індексами рослинності.

Ординаційні осі, отримані після аналізу угруповання підліску, сильно корелюють з індексами деревної рослинності. Очевидно, мінливість щільності простору крони, зафіксована з космосу, значною мірою зумовлена змінами в структурі підліску. Підлісок також впливає на показники просторової структури крони та світловий режим. Збільшення чисельності *A. platanooides* і зменшення *S. nigra* у підліску сприяє зниженню освітленості та температури під кроною паркового насадження. Логічно, що зменшення освітленості, спричинене густотою підліску, призводить до зменшення висоти та проективного покриття трав'янистого насадження. Деревостан індукує поворот ординаційних осей підліску, на основі чого можна визначити механізми впливу деревостану на підлісок. Зміщення ординації підліскового угруповання, спричинене деревостаном, пов'язане зі змінами температури,

вологи та електропровідності ґрунту, а також спектральних властивостей рослинного покриву. Вісь ординації 2 також відображає вплив крони на температуру та вологість ґрунту. Зміщення цієї осі, спричинене деревостаном, також свідчить про зміни вологості та температури повітря.

Ординаційні осі розрізняють дві тенденції мінливості структури трав'янистих угруповань, спричинені властивостями навколишнього середовища (вісь 1) і властивостями простору крони (вісь 2). Варто зазначити, що мінливість обох цих осей відображається на мінливості спектральних показників. Вплив деревостану на травостій пов'язаний зі зміною властивостей середовища за тенденціями, які описуються обома осями. Вплив деревостанів на вісь 1 пов'язаний зі змінами структури простору крони, до яких ця вісь спочатку малочутлива. Вплив деревостану на вісь 2 не пов'язаний зі змінами структури простору крони, до яких ця вісь чутлива.

Таким чином, ярусна структура паркового насадження впливає на мінливість властивостей середовища, від яких залежить формування сприятливих умов для рекреації. Знижена температура влітку та підвищена вологість створюють більш комфортні умови для відвідувачів парку [86]. Високе видове різноманіття різних ярусів є умовою формування стабільної екосистеми [147], яка оптимізує виконання екосистемних функцій міського парку. Наші результати дозволили встановити, що спектральні показники не чутливі до видової структури деревостану міського парку, але чутливі до структури підліску та трав'яного ярусу. Цей результат досить дивний, оскільки підлісок і трав'яний ярус приховані кроною паркової деревної рослинності. Можна припустити, що такий спектральний відгук можуть формувати різнорідні насадження. Крім того, висока видова різноманітність деревостану може пояснити чутливість спектральних індексів до щільності рослинності, але не до видового складу деревостану. Спектральні характеристики густоти рослинності можуть доповнюватися підліском або трав'янистими насадженнями. Високий рівень конкуренції за світлові

ресурси може бути вагомим структуроутворюючим чинником, який суттєво змінює структуру тіньолюбних і світлолюбних угруповань підліску чи трав'янистих насаджень. Таким чином, склад видів, які заповнюють світлові проміжки в кроні, буде відрізнятися від тих, що знаходяться в тіні. Відповідно, види, які заповняють прогалини, збільшать спектральну оцінку щільності насаджень парку.

Просторовий аспект варіації видів має ієрархічну структуру і поділяється на великомасштабні, середньо- та дрібномасштабні компоненти. Важливість цих компонентів зменшується в напрямку від великомасштабних до дрібномасштабних. Роль екологічних факторів зменшується у зворотному напрямку: екологічні фактори є найбільш важливими для формування дрібномасштабних деревостанів. Ефекти, зумовлені кроно-просторовою структурою та індексами рослинності, як правило, є середньомасштабними за походженням. Чистий просторовий компонент варіювання структури деревостанів є широкомасштабним. Таку особливість можна пояснити штучним походженням деревостану. Вирівнювання значень просторових компонент варіації різних масштабних рівнів може бути маркером ступеня натуралізації деревостану.

Широко- та середньомасштабні компоненти просторової варіації деревостану є практично еквівалентними. Екологічні чинники індукують переважно середньомасштабний компонент. Просторові властивості крон представлені переважно широкомасштабними та середньомасштабними компонентами варіації, але їхня роль не є значною. Індекси рослинності чутливі до широкомасштабної та дрібномасштабної складових варіації підросту. Деревостан формує переважно дрібномасштабні компоненти варіації підстилки. Чисто просторова складова, яка відображає дію факторів нейтрального характеру, є переважно середньомасштабною. Важливою особливістю просторової мінливості трав'янистої рослинності є переважаюче значення широкомасштабного компонента з одного боку та високий внесок дрібномасштабного компонента з іншого. Фактори навколишнього

середовища мають найбільше значення для створення дрібномасштабних візерунків. Структура крони відіграє важливу роль на всіх ієрархічних рівнях, але найбільш важлива для формування дрібномасштабного малюнка. Роль показників рослинності незначна для пояснення просторових закономірностей травостою, але найбільша для дрібномасштабного компонента. Структура деревостану значною мірою визначає середньомасштабний компонент просторової варіації трав'янистої рослинності.

Міський парк є важливим елементом міської інфраструктури, який виконує широкий спектр екосистемних функцій [215]. Рослинні угруповання парку перебувають під інтенсивним антропогенним впливом [51]. Цей вплив зумовлений як застосуванням інструментів управління насадженнями [73, 139], так і комплексним антропогенним впливом міського середовища [262]. Безперечно, рекреаційна діяльність є важливим джерелом антропогенного впливу в міських парках [58, 321]. Компроміс між інтенсифікацією екосистемних послуг і рекреаційною функцією можна розглядати як мету оптимального управління парками. Ці аспекти функціонування парку не завжди збігаються, а іноді й конфліктують. Ярусна структура парку є результатом ефективного використання екологічних ресурсів видами рослин, їхньої конкуренції, а також значно покращує естетичне сприйняття паркових насаджень [38]. У природних старовікових лісах кількість ярусів може бути дуже великою. У досліджуваному парку ми виділили три яруси: деревостан, підлісок і трав'яні насадження. Підлісок і чагарниковий ярус у паркових насадженнях не диференційовані, тому в нашій роботі ми розглядали їх як єдиний ярус, який позначили як підлісок.

Висновки до розділу 5

1. Рослинність парку представлена трьома ярусами: деревостаном, підліском і трав'янистими насадженнями. Найбільше видове багатство має

трав'яний ярус (99 видів), значно менше видове різноманіття деревостану (27 видів) і підліску (16 видів).

2. Просторовий розподіл дерев і рослин підліску випадковий або агрегований, тоді як розподіл трав'янистих видів регулярний. Бета-різноманіття всіх ярусів рослинності знаходиться на однаковому рівні.

3. Найбільш чутливим до факторів середовища є підлісок, дещо менш чутливим є трав'яні насадження, найменш чутливим – деревостан. Фактори навколишнього середовища є найбільш важливими для створення дрібномасштабних моделей деревостану. Ефекти, зумовлені структурою простору крони та індексами рослинності, як правило, мають середньомасштабне походження.

4. Основними факторами зміни структури деревних насаджень є трофічність і вологість.

5. Спектральні індекси не чутливі до зміни структури деревостану.

6. Вплив деревного насадження на підлісок пов'язаний зі змінами температури, вологи та електропровідності ґрунту, а також спектральних властивостей рослинного покриву.

7. Вплив деревостану на трав'яний ярус практично не відображається на спектральних показниках, а пов'язаний зі зміною структури простору крони.

РОЗДІЛ 6 ПЕРТИНЕНТНИЙ ВПЛИВ ДЕРЕВНОЇ РОСЛИННОСТІ ПАРКУ

6.1 Просторова мінливість мікрокліматичних показників та вегетаційних індексів у міському парку: взаємозв'язок температури, вологості та структурних характеристик деревостану

Метою данного розділу є визначення просторової мінливості мікрокліматичних, ґрунтових та спектральних характеристик рослинних угруповань, а також оцінка їх взаємозв'язків із структурними параметрами деревостанів. Дослідження спрямоване на:

1. Виявлення масштабів просторової залежності для екологічних властивостей (температура, вологість, електропровідність ґрунту, освітленість, температурні та вологісні показники атмосфери) та спектральних індексів рослинності (NDVI, LAI, MTCI тощо).
2. Аналіз взаємодії між показниками мікроклімату, ґрунтових властивостей та спектральних характеристик, а також їх впливу на структуру деревостанів, підліску і трав'яного ярусу.
3. Ідентифікація ключових чинників, які зумовлюють варіації екологічних властивостей і спектральних характеристик, зокрема просторових трендів та зональних особливостей у межах досліджуваної території.
4. Оцінка ролі деревостанів як регуляторів мікроклімату та їхнього впливу на нижні яруси рослинного покриву.

У цьому розділі розкрито закономірності просторової організації та екологічної диференціації рослинних угруповань, що є важливим для розуміння функціонування екосистем і розробки заходів зі збереження їхньої стабільності.

Дослідження проводилося в липні 2022 року і показало, що температура ґрунту коливалася в межах 17,8-27,0°C і мала просторову

залежність з радіусом 220 м (табл. 6.1.1). Найвища температура ґрунту була на ділянках без деревної рослинності або з розрідженим деревостаном (рис. 6.1.1). Найнижча температура ґрунту була на ділянках з густим деревостаном на схилі балки. Вологість ґрунту коливалася від 4,6 до 49,9% і мала слабку просторову залежність.

Температура і вологість ґрунту мали сильну негативну кореляцію ($r = -0,40$, $P < 0,001$), тому просторова залежність вологості ґрунту повторює розподіл температури ґрунту. Електропровідність ґрунту коливалася від 0,07 до 1,50 дСм/м і мала помірну просторову залежність. Електропровідність ґрунту зростала зі збільшенням вологості ґрунту ($r = 0,52$, $P < 0,001$), але патерн електропровідності характеризується значно меншим радіусом, що вказує на різні причини, які генерують мінливість цих двох показників.

Освітленість коливалася від 69 до 9710 лк і мала помірну просторову залежність з радіусом 110 м. Найбільш освітленими ділянками є території без деревостану та територія в зоні реконструкції парку. Температура повітря коливається від 22,4 до 31,3°C і має сильну просторову залежність з радіусом 97 м. Освітленість і температура повітря сильно позитивно корелюють ($r = 0,52$, $P < 0,001$), що пояснює подібний просторовий патерн цих показників. Особливістю просторової мінливості температури повітря є наявність «холодного острова» у південно-східній частині парку. Вологість повітря змінювалася від 37,1 до 56,5 % і мала сильну просторову залежність з радіусом 89 м.

Зі збільшенням температури повітря вологість повітря зменшувалася ($r = -0,58$, $P < 0,001$). Зона підвищеної атмосферної вологості спостерігалася в південній і центральній частинах парку, а зона зниженої - у північно-західній.

Таблиця 6.1.1 - Описова та геостатистична характеристика властивостей навколишнього середовища та спектральних показників (N = 230)

Змінна	Описова статистика				Геостатистика		
	Середнє значення ± похибка	Min	Max.	Наггет.	Частковий поріг	SDL*, %, м	Діапазон, м
Екологічні властивості**							
ST	20,8±0,08	17,8	27,0	0,34	0,73	31,8	220
SM	16,3±0,49	4,6	49,9	0,74	0,22	77,1	96
EC	0,27±0,02	0,07	1,50	0,64	0,34	65,3	48
L	2129±142	128	9710	0,43	0,72	37,4	110
AT	26,4±0,13	22,4	31,3	0,11	1,04	9,6	97
AH	47,3±0,29	37,1	56,5	0,047	0,94	4,8	89
CO	28,2±1,09	9,2	100,0	0,32	1,00	24,2	152
LAI4	1,9±0,06	0,0	4,1	0,49	0,67	42,2	132
LAI5	1,7±0,05	0,0	3,3	0,41	0,77	34,7	140
Dr	4,5±0,21	0,2	14,6	0,62	0,53	53,9	152
Df	4,3±0,18	1,1	14,6	0,35	0,75	31,8	150
TT	8,92±0,38	1,43	29,28	0,48	0,79	37,8	154
Спектральні індекси							
NDVI	0,57±0,003	0,22	0,68	0,20	0,83	19,4	138
NDII	0,30±0,003	0,11	0,41	0,01	0,99	1,0	126
RE NDVI– 1	0,47±0,003	0,22	0,57	0,02	0,88	2,2	73
RE NDVI– 2	0,55±0,004	0,29	0,65	0,02	0,97	1,5	66
GNDVI	0,48±0,003	0,31	0,58	0,00	0,89	0,0	76
LSWI	0,49±0,003	0,29	0,59	0,00	0,89	0,0	89
LAI	0,09±0,001	0,03	0,17	0,01	0,79	1,0	33
MTCI	8,04±0,104	3,17	12,00	0,14	0,88	13,7	55

Умовні позначення: * - SDL - рівень просторової залежності; ** - ST - температура ґрунту, °C; SM - вологість ґрунту, %; EC - електропровідність ґрунту, дСм/см; L - освітленість, Лк; AT - температура повітря, °C; AH - вологість повітря, %; CO - відкритість навісу, %; LAI4 - ефективний індекс площі листя, інтегрований за зенітними кутами від 0 до 60°; LAI5 - ефективний індекс площі листя, інтегрований за зенітними кутами від 0 до 75°; Dr - кількість прямої сонячної радіації, що пропускається навісом, моль/м⁻² d⁻¹; Df - кількість дифузної сонячної радіації, що пропускається навісом, моль/м⁻² d⁻¹; TT - сума Dr і Df, моль/м⁻² d⁻¹,

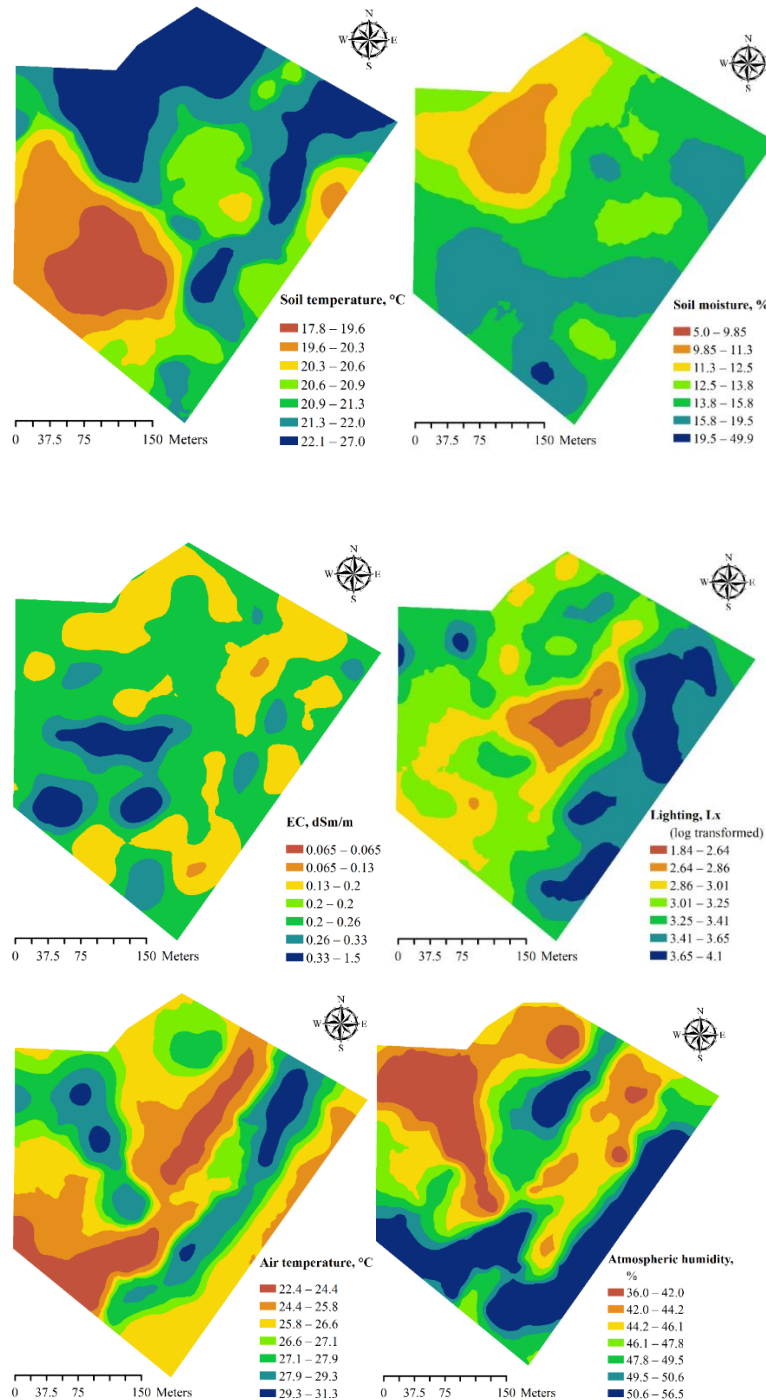


Рисунок 6.1.1 Просторова варіація ґрунтових та мікрокліматичних параметрів. Soil temperature - температура ґрунту, °C; Soil moisture - вологість ґрунту, %; EC - електропровідність ґрунту, мСм/см; Lighting - освітленість, Лк; Air temperature - температура повітря, °C; Atmospheric humidity - вологість повітря, %;

Зімкнутість крони коливалася від 9,2 до 100,0% і демонструвала сильну просторову мінливість з радіусом 152 м. Найнижча зімкнутість крони була виявлена для деревостану в центральній і північній частинах парку (рис. 6.1.2). У східній та південній частинах парку відкритість крони була дуже високою. Повністю відкритий простір, позбавлений деревного покриву, був у балці, яка знаходиться у північно-східній частині парку. LAI4 і LAI5 мали сильну позитивну кореляцію ($r = 0,96$, $P < 0,001$) і демонстрували подібний просторовий патерн. LAI був найбільшим у центральній та північній частинах парку. Пряма сонячна радіація коливалася від 0,2 до 14,6 млн. $\text{м}^{-2} \text{д}^{-1}$ і мала помірну просторову залежність з радіусом 152 м. Пряма сонячна радіація була найнижчою в центральній і північній частинах парку, а найвищою - в північно-західній і східній частинах парку. Розсіяна сонячна радіація коливалася від 1,1 до 14,6 моль/ $\text{м}^{-2} \text{д}^{-1}$ і мала помірну просторову залежність з радіусом 150 м. Пряма і розсіяна радіація мали сильну позитивну кореляцію ($r = 0,85$, $P < 0,001$). Особливістю дифузної радіації є те, що вона вища на ділянках парку, які знаходяться ближче до кордону з бездеревними територіями.

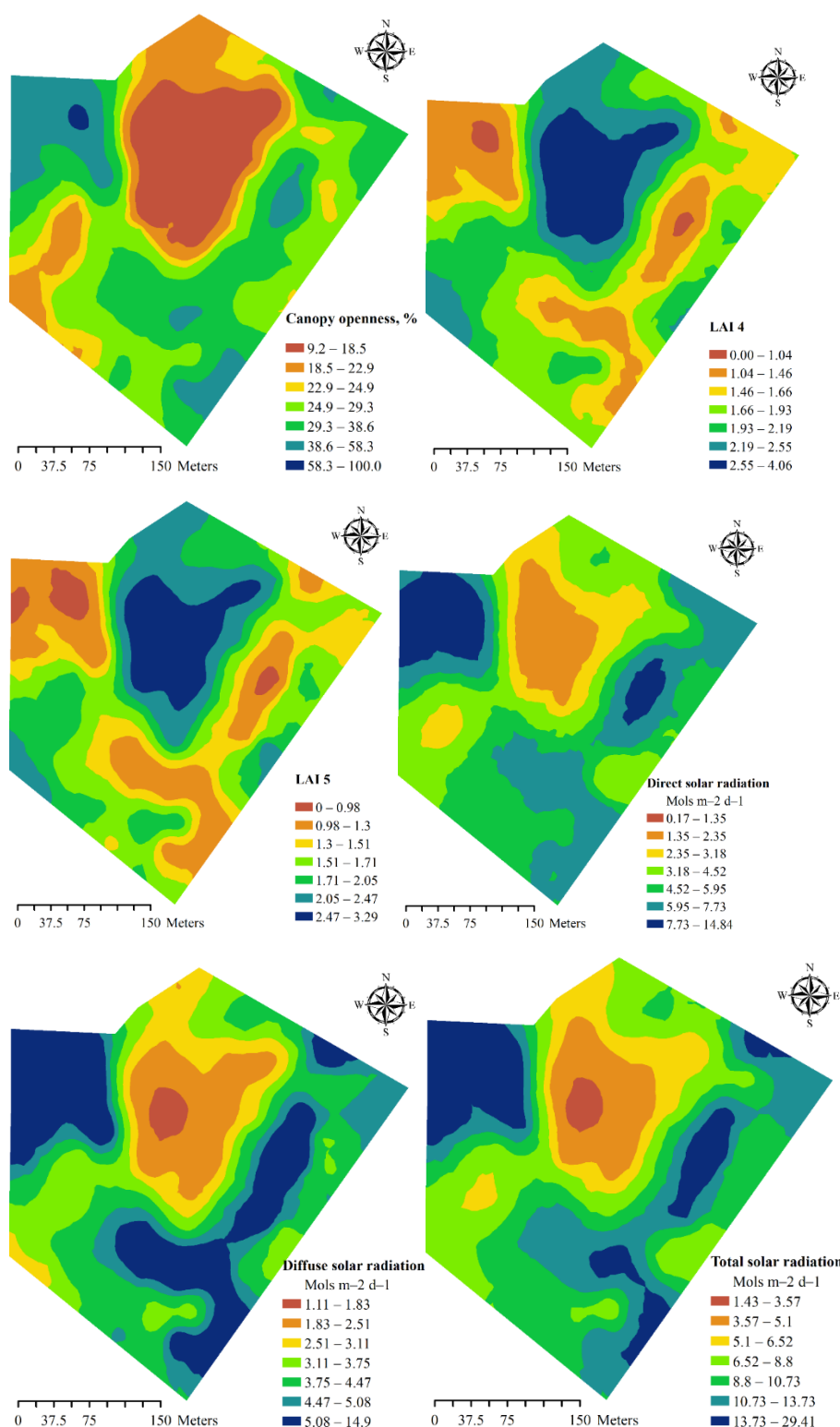


Рисунок 6.1.2 Просторова мінливість показників крони деревостанів. Санору openness - відкритість крони, %; LAI4 - ефективний індекс площі листя, інтегрований за зенітними кутами від 0 до 60°; LAI5 - ефективний індекс площі листя, інтегрований за зенітними кутами від 0 до 75°; Direct solar radiation - кількість прямої сонячної радіації, що пропускається кроною, моль/м² d⁻¹; Diffuse solar radiation - кількість дифузної сонячної радіації, що пропускається кроною, моль/м² d⁻¹; Total solar radiation - сума Direct і Diffuse solar radiation, моль/м² d⁻¹.

Для всіх вегетаційних індексів виявлено сильну просторову залежність з радіусом 33-138 м. Максимальні значення індексу NDVI характерні для схилів балок (рис. 6.1.3). Найнижчі значення цього індексу виявлено для бездеревних ділянок. Усі вегетаційні індекси, окрім MTCI, мали високий рівень взаємної кореляції ($r = 0,37-0,99$, $P < 0,001$). Індекс MTCI має позитивну кореляцію з індексами NDVI, NDII, NDVI-2, GNDVI та LSWI ($r = 0,15-0,30$, $P < 0,001$) та негативну кореляцію з індексом LAI ($r = -0,47$, $P < 0,001$).

Перші чотири головні компоненти, власні значення яких перевищували одиницю, були виділені за допомогою методу головних компонентів аналізу мінливості екологічних властивостей та індексів рослинності (табл. 6.2). Перші чотири компоненти змогли пояснити 79,6% варіації простору ознак. Головна компонента 1 пояснювала 50,5% варіації ознак і позитивно корелювала зі спектральними вегетаційними індексами. Ця компонента відображає тенденцію до зростання вегетаційних індексів, зі збільшенням вологості ґрунту, електропровідності, атмосферної вологи та індексу листової поверхні, але зі зменшенням температури ґрунту, освітленості, атмосферної температури, відсотка відкритості крони та сонячної радіації, що пропускається кроною. Очевидно, що головна компонента 1 відображає мінливість щільності деревного покриву, зумовлену едафічною трофністю. Головна компонента 1 демонструє сильну просторову мінливість з радіусом 129 м. Максимального значення головна компонента 1 досягає на схилах балки та у східній частині парку.

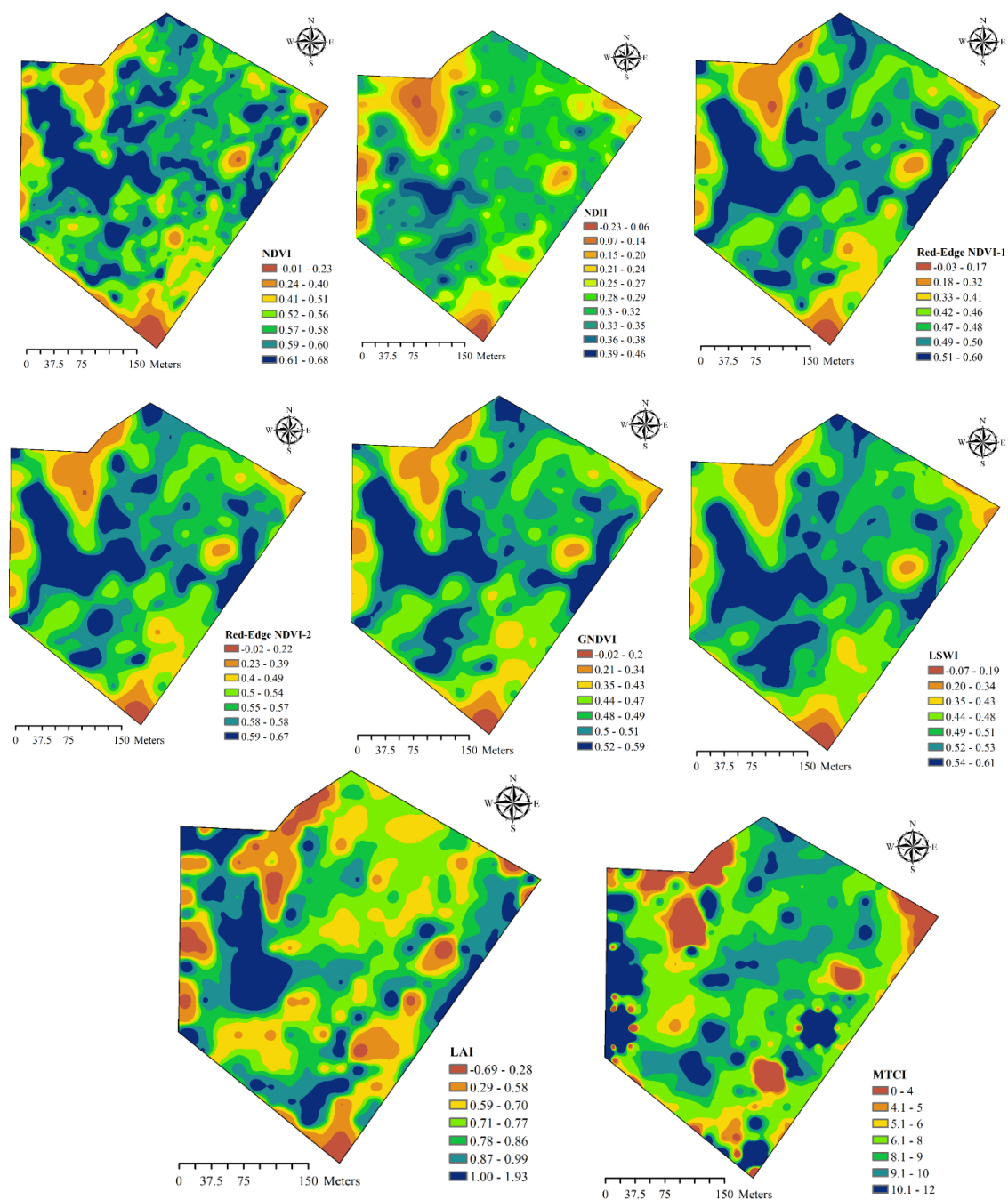


Рисунок 6.1.3. Просторова варіація спектральних індексів рослинності

Головна компонента 2 описує 13% варіації у просторі ознак. Ця компонента позитивно корелює зі спектральними індексами, за винятком NDVI та MTCI. Головна компонента 2 сильно позитивно корелює з вологістю та електропровідністю ґрунту, відсотком відкритості крони та сонячною радіацією, що пропускається кроною, і негативно корелює з температурою ґрунту та індексом листкової поверхні. Ця компонента мала помірний рівень

просторової залежності з радіусом 141. Максимум головної компоненти 2 було виявлено для схилу балки з боку експозиції. Головну компоненту 2 можна інтерпретувати як тенденцію мінливості рослинного покриву, спричинену варіаціями зволоження.

Таблиця 6.1.2 - Аналіз головних компонент варіації екологічних властивостей та спектральних показників паркових насаджень

Змінна	PC1 $\lambda_1 = 10,1 \ 50,5 \ %$	PC2 $\lambda_2 = 2,6 \ 13,0 \ %$	PC3 $\lambda_2 = 1,7 \ 8,6 \ %$	PC4 $\lambda_2 = 1,5 \ 7,5 \ %$
Екологічні властивості*.				
ST	-0,63	-0,34	0,31	-0,26
SM	0,35	0,51	-0,23	0,19
EC	0,30	0,60	-0,24	0,21
L	-0,70	—	—	—
AT	-0,59	—	0,45	-0,42
AH	0,24	—	-0,85	0,15
CO	-0,88	0,35	—	—
LAI4	0,76	-0,49	—	—
LAI5	0,77	-0,51	—	—
Dr	-0,79	0,45	—	—
Df	-0,87	0,37	—	—
TT	-0,86	0,44	—	—
Спектральні індекси				
NDVI	0,76	—	0,21	—
NDII	0,76	0,42	—	—
RE NDVI-1	0,89	0,32	0,16	-0,19
RE NDVI-2	0,89	0,31	0,20	-0,14
GNDVI	0,85	0,36	0,23	-0,14
LSWI	0,88	0,31	0,24	—
LAI	0,50	0,28	-0,22	-0,70
MTCI	0,16	—	0,55	0,73

Змінна	PC1 $\lambda_1 = 10,1 \ 50,5 \ %$	PC2 $\lambda_2 = 2,6 \ 13,0 \ %$	PC3 $\lambda_2 = 1,7 \ 8,6 \ %$	PC4 $\lambda_2 = 1,5 \ 7,5 \ %$
Статистика варіограм**				
Nugget	0,16	0,38	0,0081	0,33
Partial sill	0,90	0,72	0,89	0,73
SDL, %	15,09	34,55	0,90	31,13
Range, m	129	141	67	88

Умовні позначення: * - ST - температура ґрунту, °C; SM - вологість ґрунту, %; EC - електропровідність ґрунту, дСм/м; L - освітленість, Лк; AT - температура повітря, °C; AH - вологість повітря, %; CO - відкритість навісу, %; LAI4 - ефективний індекс листкової поверхні, інтегрований по зенітних кутах від 0 до 60°; LAI5 - ефективний індекс площі листя, інтегрований за зенітними кутами від 0 до 75°; Dr - кількість прямої сонячної радіації, що надходить від навісу, $\text{мкм}^{-2} \text{д}^{-1}$; Df - кількість дифузної сонячної радіації, що надходить від навісу, $\text{мкм}^{-2} \text{д}^{-1}$; TT - сума Dr і Df, $\text{мкм}^{-2} \text{д}^{-1}$; ** SDL - рівень просторової залежності.

Головна компонента 3 описує 8,6% варіації ознаки. Вона найсильніше корелювала з атмосферною вологістю. Підвищення атмосферної вологості було пов'язане зі збільшенням вологості та електропровідності ґрунту і зниженням температури ґрунту та атмосфери. Збільшення атмосферної вологості асоціювалося зі збільшенням LAI та зменшенням інших індексів, окрім NDII. Ця головна компонента не мала кореляції з характеристиками крони деревостану. Головна компонента 3 мала сильну просторову залежність з радіусом 67 метрів. Ділянки з високими і низькими значеннями головної компоненти 3 утворювали мозаїчну структуру з ділянками овальної форми розміром у кілька десятків метрів. Головну компоненту 3 можна інтерпретувати як маркер атмосферної вологості.

Головна компонента 4 описує 7,5 % варіації ознак. Вона найбільш чутлива до протилежної динаміки варіювання вегетаційних індексів MTCSI та LAI. Збільшення значень головної компоненти 4 було пов'язане зі збільшенням вологості та електропровідності ґрунту і атмосферної вологи та асоціювалося зі зменшенням температури ґрунту і атмосфери. Ця головна компонента не мала кореляції з характеристиками крони деревостану.

Головна компонента 1 вказує на мінливість фітомаси рослинних угруповань, на яку вказують спектральні вегетаційні індекси.

6.2 Прогнозування екологічних властивостей міського парку за допомогою спектральних вегетаційних індексів: аналіз ефективності моделей

Сучасні технології дистанційного зондування, зокрема спектральні вегетаційні індекси, відкривають нові можливості для оцінки екологічних властивостей природних і антропогенних екосистем. Вони дозволяють ефективно визначати характеристики середовища без необхідності проведення трудомістких польових вимірювань, зокрема у великих масштабах.

У цьому розділі розглянуто потенціал спектральних індексів, таких як NDVI, NDII, GNDVI, LSWI та інших, у якості предикторів для оцінки мікрокліматичних, ґрунтових і структурних характеристик паркових насаджень. Проведений регресійний аналіз показав, що спектральні індекси можуть пояснювати значну частину варіацій таких показників, як температура і вологість ґрунту, освітленість, атмосферна температура, вологість повітря, електропровідність ґрунту, а також структурні характеристики деревостанів (зімкнутість крон, індекси листової поверхні тощо).

Особливу увагу приділено визначенню ключових індексів, які забезпечують найбільшу прогностичну здатність для кожної змінної. Наприклад, NDVI, NDII та GNDVI є значущими предикторами для температури ґрунту, а LSWI дозволяє оцінити вологість ґрунту. Результати показують, що ці індекси відображають взаємозв'язки між рослинним покривом, мікрокліматом та властивостями ґрунту, зумовлені біофізичними процесами та структурою рослинного угруповання.

Цей розділ має на меті продемонструвати ефективність спектральних індексів як інструменту екологічного моніторингу та їхню роль у моделюванні екологічних процесів для паркового середовища.

Екологічні індекси, виміряні в полі, можна передбачити за допомогою вегетаційних індексів (табл. 6.2.1). Множинні регресійні моделі змогли пояснити 11-61% варіації показників. Статистично значущими предикторами температури ґрунту були NDVI, NDII (від'ємні коефіцієнти регресії) та GNDVI (додатний коефіцієнт). Лише індекс LSWI був статистично достовірним предиктором вологості ґрунту. Індекс NDII був єдиним значущим предиктором електропровідності ґрунту.

Таблиця 6.2.1 - Регресійний аналіз впливу спектральних індексів на екологічні властивості паркових насаджень. Наведено коефіцієнти бета-регресії \pm ст.похибка, які є значущими при $P < 0,05$

Змінна відгуку*	R_{adj}^2	Предиктори (спектральні індекси)							
		NDVI	NDII	RE NDVI-1	RE NDVI-2	GNDVI	LSWI	LAI	MTCI
ST	0.46	– 0.48 \pm 0.09	– 0.69 \pm 0.11	–	–	0.55 \pm 0.25	–	–	–
SM	0.19	–	–	–	–	–	0.73 \pm 0.24	–	–
EC	0.16	–	0.54 \pm 0.15	–	–	–	–	–	–
L	0.43	– 0.52 \pm 0.09	–	–	– 1.48 \pm 0.41	0.88 \pm 0.25	–	–	–
AT	0.22	– 0.27 \pm 0.11	– 0.43 \pm 0.14	–	–	–	–	0.22 \pm 0.11	–
AH	0.11	–	0.31 \pm 0.15	–	–	–	–	–	– 0.32 \pm 0.09
CO	0.61	– 0.41 \pm 0.07	–	– 0.82 \pm 0.30	– 1.36 \pm 0.34	1.60 \pm 0.21	–	0.23 \pm 0.08	–
LAI4	0.37	0.23 \pm 0.09	– 0.35 \pm 0.12	–	1.25 \pm 0.43	– 1.36 \pm 0.27	0.47 \pm 0.21	–	–
LAI5	0.35	0.24 \pm 0.10	– 0.28 \pm 0.13	–	1.33 \pm 0.44	– 1.37 \pm 0.27	0.44 \pm 0.21	–	–
Dr	0.42	– 0.36 \pm 0.09	–	–	– 1.82 \pm 0.42	1.58 \pm 0.26	–	–	–
Df	0.58	– 0.36 \pm 0.08	–	– 0.66 \pm 0.31	– 1.42 \pm 0.35	1.67 \pm 0.22	–	0.24 \pm 0.08	–

Змінна відгуку*	R_{adj}^2	Предиктори (спектральні індекси)							
		NDVI	NDII	RE NDVI- 1	RE NDVI- 2	GNDVI	LSWI	LAI	MTCI
TT	0.52	— 0.37±0.08	—	—	— 1.71±0.38	1.68±0.23	—	—	—

Умовні позначення: * - ST - температура ґрунту, °C; SM - вологість ґрунту, %; EC - електропровідність ґрунту, дСм/м; L - освітленість, Лк; AT - температура повітря, °C; AH - вологість повітря, %; CO - відкритість навісу, %; LAI4 - ефективний індекс листкової поверхні, інтегрований по зенітних кутах від 0 до 60°; LAI5 - ефективний індекс площі листя, інтегрований за зенітними кутами від 0 до 75°; Dr - кількість прямої сонячної радіації, що пропускається навісом, м.н.м⁻² d⁻¹; Df - кількість дифузної сонячної радіації, що пропускається навісом, м.н.м⁻² d⁻¹; TT - сума Dr і Df, м.н.м⁻² d⁻¹.

Освітленість можна передбачити за допомогою GNDVI (позитивний коефіцієнт регресії) та NDVI і RE NDVI-2 (негативні коефіцієнти регресії). Атмосферна температура зростає з LAI та зменшується з NDVI та NDII. Атмосферну вологість можна передбачити за допомогою NDII та MTCI. Різноманітні предиктори були включені в регресійні моделі для опису варіацій характеристик крон деревостанів. Вони завжди включали NDVI, RE NDVI-2 та GNDVI.

6.3 Екологічні чинники паркових насаджень

Екологічні параметри, виміряні в польових умовах, та вегетаційні індекси, отримані шляхом аналізу даних дистанційного зондування, тісно корелюють між собою і формують чотири патерни мінливості, що було виявлено за допомогою методу головних компонент.

Всі спектральні індекси роблять односпрямовані внески в цю головну компоненту. Найважливішим фактором, що визначає фітомасу деревостану, є трофність едафотопу [2, 326]. Трофність едафотопу - це інтегральний показник, який відображає доступність поживних речовин, необхідних для формування фітомаси, до кількості яких найбільш чутливі деревні рослини, оскільки їх організми потребують значно більше речовин, ніж чагарники або трав'янисті рослини [2]. Зона високих значень фітомаси і, відповідно, високої трофності едафотопу відповідає середній частині схилу балки, де в

природних умовах формується найбільш сприятливий для розвитку лісу режим мінерального живлення [314]. Паркове насадження створене штучно на місці природного лісу [173] і, як бачимо, закономірності просторової варіації потенціалу продуктивності паркового насадження точно повторюють закономірності природної екосистеми. Слід зазначити, що ордината трофності є провідною в класифікації природних лісів степової зони України [2]. Отримані результати свідчать про те, що трофність також є ключовим фактором в організації штучного лісу. Цей аспект враховується в типології штучних лісів, але в дуже грубому наближенні [2]. У типології штучних лісів сурогатом трофності є гранулометричний склад ґрунтів, який лише в дуже абстрактному наближенні може характеризувати трофність едафотопу. Очевидно, що роль трофності в організації штучного лісу не менша, ніж в організації природного лісу. Крім того, така близькість реакції штучного лісу на градієнт трофності свідчить про процес його натуралізації: наближення штучного лісового насадження за своєю організацією та функціями до природних режимів.

Трофотроп впливає на фітомасу лісового угруповання [286, 287] що, в свою чергу, визначає екологічні властивості та режими, які формуються в лісі [252, 273]. Вплив лісу на екологічні режими та мікрокліматичні умови називають поняттям пертинентності [6, 329]. Збільшення фітомаси лісового угруповання сприяє підвищенню вологості повітря і ґрунту та зниженню температури повітря і ґрунту. У контексті паркових насаджень ці трансформації є важливими для екосистемних функцій паркових насаджень та підвищення привабливості парку для відвідувачів [93].

Зниження температури та підвищення вологості повітря є надзвичайно привабливими екологічними змінами в міському середовищі [86]. Збільшення фітомаси в градієнті умов едафотопу супроводжується структурною перебудовою деревостану.

Зменшується відкритість крони і зменшується кількість сонячної радіації, яка досягає поверхні ґрунту. Цим пояснюється підвищення вологості ґрунту та зниження температури ґрунту.

Головна компонента 2 відображає зміни структури деревостанів за градієнтом вологості. Поряд з трофністю, градієнт зволоження є найважливішою ординатою в типології природних лісів степової зони України [270]. Збільшення вологості ґрунту пов'язане зі зниженням його температури. Важливо зазначити, що вегетаційний індекс NDVI нечутливий до градієнта умов зволоження, що робить його чутливим індикатором мінливості градієнта трофності, зокрема. У свою чергу, вегетаційні індекси NDII, RE NDVI-1, RE NDVI-2, GNDVI, LSWI, які були розроблені для індикації зволоження рослинності [127, 141, 156, 313] показали їх високу кореляцію з гігротопом. Слід зазначити, що індекс NDII є найбільш чутливим до вологості, оскільки він корелює лише з двома головними компонентами. Всі інші вегетаційні індекси, які є чутливими до вологості, корелюють з чотирма головними компонентами, що свідчить про їх низьку специфічність.

Веgetаційний індекс MTCl має найвищу кореляцію з головним компонентом 3. Цей індекс є чутливим до вмісту хлорофілу у фітомасі [95]. Важливою особливістю головної компоненти 3 є відсутність кореляції з показниками стану крон деревних рослин. Очевидно, що причиною формування тренду, який описується головною компонентою 3, є видові особливості деревостану. Ця компонента позитивно корелює з наявністю в деревостані *Gleditsia triacanthos* та *Robinia pseudoacacia*. Обидва види належать до порядку Fabales. Хлорофілові пігменти рослин *Gleditsia triacanthos* показали стабільний вміст близько $20,66 \pm 3,49$ мг г⁻¹ [157]. Для 823 видів рослин вміст Chl a+b коливався від 1,20 до 22,58 мг г⁻¹ [157]. Серед дерев, що ростуть у Дніпрі, відносно високий вміст хлорофілу має *Robinia pseudoacacia* [152]. Таким чином, головна компонента 4 відображає просторову неоднорідність насаджень *Gleditsia triacanthos* та *Robinia pseudoacacia* в межах парку. Ці види деревних рослин асоціюються з

умовами вищих температур ґрунту і повітря, низької вологості ґрунту і атмосфери та низької електропровідності ґрунту.

Існують дані, що після посадки лісів з *Robinia pseudoacacia* відбувається зниження вологості ґрунту [145].

Головна компонента 4 також позначена МТСІ (позитивна кореляція) та LAI (негативна кореляція). Зі збільшенням порядкового номера головної компоненти її змістовна інтерпретація стає складнішою. Очевидно, що цей головний компонент може бути оцінений лише описово на основі змінних, які з ним корелюють.

6.4 Оцінка екологічних властивостей за допомогою вегетаційних індексів

Важливим результатом є можливість оцінити значення екологічних ознак за допомогою спектральних вегетаційних індексів.

Прогностична здатність регресійних моделей для ґрунтових та мікрокліматичних властивостей є низькою, тому вони мають скоріше аналітичне, ніж практичне значення. Характеристики крони деревостану досить добре прогнозуються за допомогою вегетаційних індексів, тому їх практичне застосування не виключається.

Структура регресійних моделей загалом підтверджує існуючі уявлення про якісну значущість вегетаційних індексів [248]. Так, температура ґрунту тим нижча, чим вища фітомаса деревної рослинності, що добре описується індексами NDVI та NDII. Індекс GNDVI, швидше за все, маркує трав'янисту фітомасу, що пояснює його позитивний знак у регресійній моделі. Індекс LSWI, який був створений спеціально для позначення поверхневої вологи рослинних організмів, є єдиним предиктором вологості ґрунту. Однак було показано, що NDVI тісно корелює з вологістю ґрунту [321]. Важливо зазначити, що загалом електропровідність і вологість ґрунту тісно корелюють, але їхніми предикторами є різні індекси [336]. Індекс NDII є єдиним предиктором електропровідності ґрунту. Цей індекс також був

створений для визначення вологості зеленої рослинності. Очевидно, що прогностична здатність індексу NDII обумовлена взаємозв'язком між вологістю ґрунту та електропровідністю. Електропровідність також слід враховувати, оскільки вона вказує на мінералізацію ґрунтового розчину і, таким чином, є одним з показників трофності едафотопу [207]. Вплив трофності едафотопу на фітомасу та структуру рослинних угруповань може бути причиною зв'язку між електропровідністю ґрунту та індексом NDII.

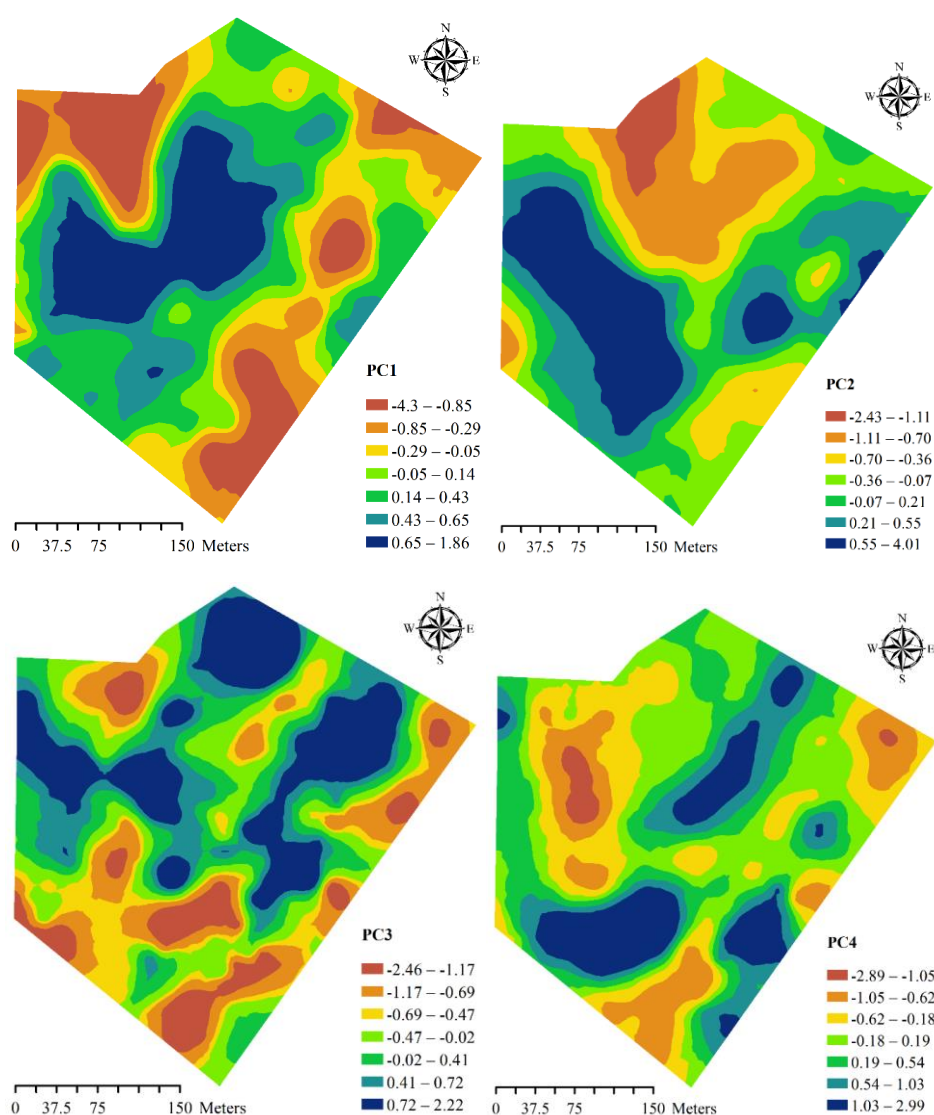


Рисунок 6.4.1 Просторова варіація головних компонент, отриманих за результатами аналізу варіації екологічних властивостей та спектральних індексів рослинності

Світловий режим у трав'янистих угрупованнях вищий, ніж в угрупованнях з деревною рослинністю [60], що пояснює від'ємні коефіцієнти регресії NDVI та RE NDVI-2 для прогнозування освітлення. Коефіцієнт регресії для предиктора GNDVI має від'ємний знак. Це можна пояснити тим, що цей вегетаційний індекс GNDVI є чутливим до зміни саме трав'янистої рослинності, якщо врахувати вплив лісової рослинності.

Прогностична здатність моделей для мікрокліматичних показників є дуже низькою. Очевидно, що мікрокліматичні умови в міському парку дуже мінливі [153] оскільки це рослинне угруповання має острівний характер і значну зону контакту з навколишнім урбанізованим простором [42, 222]. Лісове угруповання і парк як його різновид характеризується стабільністю мікрокліматичного режиму [96] тоді як міська забудова та комунікації характеризуються високою мінливістю мікрокліматичного режиму [169]. Закономірно, що паркові насадження мають стабілізуючий вплив на міське середовище, а міське середовище - дестабілізуючий вплив на паркове середовище. У цьому полягає відмінність між парковим середовищем і природним лісовим середовищем. Тим не менш, регресійні моделі вказують на важливість впливу структури паркових насаджень на мікрокліматичний режим. Збільшення рослинності сприяє зниженню температури і підвищенню вологості паркового середовища. Очевидно, що ступінь цього впливу є специфічним для кожної ділянки, тому глобальна регресійна модель не може достовірно описати характер залежності мікрокліматичних показників від індексів рослинності.

Відкритість крони та проникаючу сонячну радіацію найкраще прогнозувати за допомогою вегетаційних індексів. Внесок традиційного вегетаційного індексу NDVI в регресійну модель значно менший, ніж у RE NDVI-2 та GNDVI. Вегетаційні індекси чутливі до кількості та функціонального стану хлорофілу в рослинах, тому можна припустити, що механізм індикації відкритості крони деревної рослинності полягає в чутливості предикторів до складу функціональних груп рослинності, які

відрізняються за своїми спектральними характеристиками. Функціональні групи та життєві форми рослин відрізняються за вмістом хлорофілу. За ступенем зменшення вмісту хлорофілу а, хлорофілу b та загального хлорофілу рослини можна впорядкувати таким чином: дерева (вічнозелені > листопадні) > чагарники > трави. За співвідношенням хлорофілу а до хлорофілу b рослини можна впорядкувати таким чином: дерева (хвойні < широколистяні) < чагарники < трави [227]. Таким чином, спектральні індекси рослинності чутливі до різної кількості хлорофілу в рослинах, а зміна структури крони та світлового режиму призводить до зміни функціональної структури рослинного покриву. Очевидно, що чутливість комплексу вегетаційних індексів до функціональної структури рослинності є механізмом їхньої прогностичної здатності оцінювати стан крони паркового насадження.

6.5 Перспективи практичної реалізації

Паркові насадження можуть суттєво змінювати мікрокліматичний режим та мати стабілізуючий вплив на навколишнє міське середовище. Така трансформаційна тенденція узгоджується з концепцією пертинентності і включає в себе зміни в ряді екосистемних послуг, які виконують паркові насадження. Породний склад дерев та особливості їх розміщення є ключовими факторами, що визначають екосистемні послуги. Однак парк як екосистема підлягає розвитку, і цей розвиток визначається умовами навколишнього середовища. Основними ознаками природної лісової екосистеми в умовах степової зони України є трофотоп та гігротоп. Ці фактори зберігають свою актуальність і для паркових насаджень. Комбінації трофотопу та гігротопу створюють оптимальні умови для конкретних деревних порід, що є умовою досягнення максимізації екосистемних послуг. Умови мінерального живлення рослин та зволоження ґрунту мають просторові закономірності, що дозволяє враховувати їх при проектуванні та управлінні парковими насадженнями. Слід зазначити, що врахування

неоднорідності рельєфу також дозволяє досягти максимальної естетичної привабливості паркового насадження.

Регресійні зв'язки між маркерами ґрунтово-мікрокліматичних умов та предикторами вегетації є важливими для моніторингу стану паркових насаджень та оцінки ефективності інструментів управління парковими насадженнями. Штучні лісові насадження мають значну тривалість стадій свого розвитку, що пов'язано з тривалістю життя дерев. Багато управлінських рішень, які приймаються в даний момент часу, матимуть наслідки протягом значного часового інтервалу в майбутньому. Щоб оцінити ефективність управлінських альтернатив, необхідно «повернутися в минуле». Цього можна досягти за допомогою ретроспективного аналізу супутникових знімків території, що нас цікавить. Регресійні моделі дають можливість інтерпретувати супутникові знімки та отримати широкий спектр екологічно релевантної інформації про стан паркових насаджень у різні часові періоди.

У перспективі подальших досліджень доцільно вирішити наступні завдання. Важливою і цікавою проблемою є рельєфна неоднорідність паркових насаджень та з'ясування ролі рельєфу в організації паркових насаджень. Необхідно оцінити роль видового складу та видового різноманіття у формуванні мікроклімату в паркових насадженнях та мінливості властивостей ґрунтів. Слід виявити вплив структури крони деревостану на видове різноманіття та функціональний стан трав'яного ярусу паркового насадження. І, звичайно, важливо оцінити фінансовий вплив екосистемних послуг, що надаються парковим насадженням

Висновки до розділу 6

1. Зміна мікрокліматичних і ґрунтових властивостей залежить від особливостей деревостану. Збільшення фітомаси деревостану призводить до зниження температури ґрунту і повітря та підвищення вологості ґрунту і атмосфери в літній період.

2. Особливості деревостану залежать від його видового складу. Основними факторами, що визначають структуру та функції деревостану, є трофотоп та гігротоп.
3. Стан деревостану можна оцінити за допомогою даних дистанційного зондування.
4. Спектральні індекси рослинності можуть бути застосовані як предиктори для оцінки ґрунтових та мікрокліматичних властивостей.
5. Спектральні відмінності у функціональних групах рослин є причиною прогностичної сили вегетаційних індексів.
6. За допомогою вегетаційних індексів також можна ефективно прогнозувати стан кронового простору.

ВИСНОВКИ

1. Пертинетний вплив рослинності міського парку залежить від його вертикальної просторової структури. Вертикальна структура дослідженого міського парку представлена трьома ярусами: деревостаном, підліском і трав'яним покривом. Найбільше видове багатство має трав'яний ярус, до складу якого входить 99 видів рослин. Деревостан представлений 30 видами, а підлісок – 16 видами. Серед них найчисельнішими видами були *Acer platanoides* L., *Acer negundo* L., *Sambucus nigra* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Acer pseudoplatanus* L. У трав'яному ярусі домінували *Chelidonium majus* L., *Viola odorata* L., *Impatiens parviflora* DC., *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch., *Geum urbanum* L.

2. Фактори навколишнього середовища є найважливішими для створення дрібномасштабних моделей деревостану. Найбільш чутливим до факторів середовища є підлісок, дещо менш чутливим є трав'яний покрив, а найменш чутливим – деревостан. Ефекти, зумовлені структурою простору крони та індексами рослинності, як правило, мають середньомасштабне походження. Основними факторами динаміки структури деревних насаджень є трофічність і режим вологості едафотопу.

3. Екоморфний аналіз рослинного покриву індукує високий рівень родючості ґрунту на території парку, що створює сприятливі умови для мегатрофів. Режим вологості парку є більш сприятливим для посухостійких деревних порід, ніж для мезофітів. Світлолюбні види демонструють переважання над тіньовитривалими. Стійкість деревних порід до дефіциту води є важливим критерієм формування асортименту деревних порід парку в межах степової зони.

4. Насадження парку виконують важливу функцію підтримки біологічного різноманіття тваринних угруповань, про що свідчить висока частка ентомофільних видів у складі деревостану. Переважання рудеральних видів рослин у міському парку є тривожним сигналом, який вказує на необхідність оптимізації системи управління парком.

5. Вплив деревного насадження на підлісок пов'язаний зі змінами температури, вологості та електропровідності ґрунту, а також спектральними властивостями рослинного покриву. Вплив деревостану на трав'яний ярус практично не відображається на спектральних показниках, але пов'язаний зі зміною структури простору крони.

6. Екологічні параметри, виміряні в польових умовах та вегетаційні індекси, отримані шляхом аналізу даних дистанційного зондування, тісно корелюють між собою і формують чотири патерни мінливості, виявлені за допомогою методу головних компонент. Чутливим індикатором мінливості градієнта трофності є вегетаційний індекс NDVI. Зміни структури деревостану у градієнті вологості характеризували вегетаційні індекси NDII, RE NDVI-1, RE NDVI-2, GNDVI, LSWI. Найбільш чутливим серед них виявився індекс NDII.

7. Пертинентний вплив деревної рослинності проявляє себе у тому, що збільшення фітомаси рослинного угруповання парку сприяє підвищенню вологості та зниженню температури повітря і ґрунту. Розподіл рослинності у межах парку формує специфічні мікрокліматичні ділянки, так у південно-східній частині відзначено «холодний острів», у південній і центральній частинах парку – зону підвищеної атмосферної вологості, у північно-західній – зону зниженої атмосферної вологості. Збільшення фітомаси в градієнті умов едафотопу супроводжується структурною перебудовою деревостану, внаслідок чого зменшується відкритість крони і зменшується кількість сонячної радіації, яка досягає поверхні ґрунту.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Баштаннік, М. П., Жемера, Н. С., Кіптенко, Є. М., & Козленко, Т. В. (2014). Стан забруднення атмосферного повітря над територією України. Наукові праці УкрНДГМІ, 266, 70–93.
2. Бессонова, В. П., & Іванченко, О. Є. (2013). Аналіз видового складу та стану деревної рослинності парку ім. Б. Хмельницького у м. Дніпропетровську. Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія «Лісівництво та декоративне садівництво», (187, ч. 1), 11–15.
3. Бессонова, В. П., Пономарьова, О. А., & Іванченко, О. Є. (2014). Дендрофлора парку ім. Ю. Гагаріна у Дніпропетровську. *Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України*, *(24.1), 63–69. Львів: РВВ НЛТУ України.
4. Булахов, В. Л., Губкін, А. А., Пономаренко, О. Л., & Пахомов, О. Є. (2015). Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Птахи: Горобцеподібні (Aves: Passeriformes). Вид-во ДНУ.
5. Булахов, В. Л., & Пахомов, О. Є. (2006). Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Ссавці (Mammalia). Вид-во Дніпропетр. ун-ту.
6. Булахов, В. Л., Гассо, В. Я., & Пахомов, О. Є. (2007). Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Земноводні та плазуни (Amphibia et Reptilia) (О. Є. Пахомов, Ред.). Дніпро: Вид-во Дніпропетр. нац. ун-ту.
7. Гассо, В. Я., & Єрмоленко, С. В. (2021). Різноманіття земноводних р. Дніпро в межах міської агломерації м. Дніпро. Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель, 50, 70–80.
8. Голобородько, К. К., Плющ, І. Г., & Пахомов, О. Є. (2010). Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Вищі різновусі лускокрилі. Частина 1. (Lepidoptera: Lasiocampoidea, Bombycoidea, Noctuoidea – частина) (О. Є. Пахомов, Ред.). Вид-во Дніпропетр. нац. ун-ту.

9. Горб, А. С. (2009). Дослідження особливостей географічного розподілу рекреаційних гідрографічних ресурсів Дніпропетровської області. Вісник Дніпропетровського університету. Серія: Геологія. Географія, 17(11), 86–90.
10. Горб, А. С., & Дук, Н. М. (2006). Клімат Дніпропетровської області: Монографія. Вид-во ДНУ.
11. Горб, А. С., Довганенко, Д. О., & Доценко, Л. В. (2014). Гідрометеорологічні аспекти техногенного впливу на довкілля Дніпропетровської області: Монографія. Акцент ПП.
12. Грицан, Ю. І. (2000). Екологічні основи перетворюючого впливу лісової рослинності на степове середовище / The ecological bases of transforming influence of forest vegetation on the steppe environment: Монографія. Вид-во Дніпропетровського ун-ту.
13. Дендрофлора України. Дикорослі та культивовані дерева й кущі. Голонасінні: Довідник / М. А. Кохно, В. І. Гордієнко, Г. С. Захаренко та ін.; За ред. М. А. Кохна, С. І. Кузнецова. К.: Вища школа, 2001. 207 с.
14. Дідур, О. О., Кульбачко, Ю. Л., & Кришень, М. І. (2017). Зоогенні тенденції буферної здатності ґрунту як складова екологічної реабілітації урбоґрунту в межах паркової зони мегаполіса. Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель, 45, 106–114.
15. Дубровський, О. (2018). Екологічне обґрунтування збереження зелених насаджень у містах. Екологія та людей, 12(1), 45-56.
16. Дудин, Р. Б. (2008). Консерваторська діяльність в історичних парках. Науковий вісник НЛТУ України, 18.12, 180–183.
17. Дудин, Р. Б., & Денисова, Г. В. (2011). Проблеми реконструкції та відновлення насаджень Оброшинського дендропарку. Науковий вісник НЛТУ України, 21.4, 46–50.
18. Зайцева, І. О., & Долгова, Л. Г. (2010). Фізіолого-біохімічні основи інтродукції деревних рослин у Степовому Придніпров'ї: Монографія. ДНУ.

19. Зайцева, І. О., & Опанасенко, В. Ф. (2008). Путівник по ботанічному саду ДНУ. РВВ ДНУ.
20. Зверковський, В. М. (Ред.). (2017). Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель: Науковий журнал (Том 46). ЛПРА.
21. Кабар, А. М., Лихолат, Ю. В., Лучка, Я. О., Давидов, В. Р., Бородай, Є. С., & Тропанець, В. Ю. (2017). Активність каталази як показник інтродукції гібридогенних форм кісточкових в умовах степового Придніпров'я. Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель, 45, 92–97.
22. Кавун, М. (2007). Ботанічний сад засновувався двічі: Історія створення унікального дендропарку. Дніпропетровський університет, (3-4).
23. «Кліматичні зміни в Україні: виклики та адаптація». Звіт Міністерства екології та природних ресурсів України, 2020.
24. Ланько, О. (2014). Кліматичні умови України. Наукова думка.
25. Лихолат, Ю. В., Домницька, І. Л., Лихолат, О. А., & Ляшенко, О. В. (2022). Біологічні особливості деяких таксонів, інтродукованих в умовах ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара. Вісник науки, 7, 39–46.
26. Мартин, А. Г., Осипчук, С. О., & Чумаченко, О. М. (2015). Природно-сільськогосподарське районування України: Монографія. ЦП «Компринт».
27. Мінаєв, С. І., & Кармазін, Ю. М. (2018). *Екологічні проблеми урбанізованих територій. Основа.
28. Пасечний, Г. В. (1999). Рельєф і геодинаміка м. Дніпропетровська. Екологічний паспорт м. Дніпропетровська. ДГУ.
29. Пахомов, О. Є., Гассо, В. Я., & Голобородько, К. К. (2011). Історія дослідження різноманіття тваринного світу Дніпропетровської області. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали VI Міжнародної наукової конференції, 31–33.

30. Пономарьова, О. А., Бессонова, В. П., & Іванченко, О. Є. (2014). Дендрофлора парку ім. Ю. Гагаріна у Дніпропетровську. Науковий вісник НЛТУ України, 24.1, 63–69.
31. Рей, Д. Г. (Ред.). (2019). Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель: Збірник наукових праць (Том 48). Ліра.
32. Сердюк, С., Довганенко, Д., Охотник, К., Манюк, В., & Лунова, О. (2024). Геоекологічний аналіз стану лісопаркових насаджень м. Дніпро за супутниковими знімками Landsat. Журнал геології, географії та геоекології, 32(4)
33. Сидоренко, А., & Бондаренко, Т. (2019). Вплив міського середовища на стан дерев в парках. Аграрна наука, 10(2), 33-41.
34. Сизенко О. В. (2014) Картографування ландшафтного різноманіття Дніпропетровської області, Вісник геодезії та картографії, № 1. с. 23-26.
35. Тарасов В. В. (2005) Флора Дніпропетровської та Запорізької областей. Судинні рослини. Біолого-екологічна характеристика видів: Моногр. – Д.: Вид-во ДНУ, 276 с
36. Федоренко, І. (2020). Деревостани парків у умовах міст: функції та проблеми. Журнал екологічних досліджень, 14(3), 102-115.
37. Шевченко, А., & Устінова, І. (2023). Проблеми та методи реновації багатофункціональних парків. Містобудування: проблеми і перспективи розвитку: Матеріали науково-практичної конференції, 49-50
38. Aboufazeli, S., Jahani, A., and Farahpour, M. (2021). A method for aesthetic quality modelling of the form of plants and water in the urban parks landscapes: An artificial neural network approach. *MethodsX*, 8 101489. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2021.101489>
39. Alasmary, Z., Todd, T., Hettiarachchi, G. M., Stefanovska, T., Pidlisnyuk, V., Roozeboom, K., Erickson, L., Davis, L., and Zhukov, O. (2020). Effect of soil treatments and amendments on the nematode community under

Miscanthus growing in a lead contaminated military site. *Agronomy*, 10(11): 1727. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111727>

40. Aldous, D. E. (2007). Social, environmental, economic, and health benefits of green spaces. *Acta Horticulturae*, 762 171–186. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2007.762.17>

41. Alonso, D., & McKane, A. J. (2004). Sampling Hubbell's neutral theory of biodiversity. *Ecology Letters*, 7(10), 901–910. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00640.x>

42. Amani-Beni, M., Zhang, B., Xie, G.-D., and Odgaard, A. J. (2021). Impacts of the microclimate of a large urban park on its surrounding built environment in the summertime. *Remote Sensing*, 13(22): 4703. <https://doi.org/10.3390/rs13224703>

43. Anderson, J., & Ingram, J. (1993). Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. CAB International.

44. Aram, F., Higuera García, E., Solgi, E., and Mansournia, S. (2019). Urban green space cooling effect in cities. *Heliyon*, 5(4): e01339. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01339>

45. Aubier, T. G. (2020). Positive density dependence acting on mortality can help maintain species-rich communities. *ELife*, 9. <https://doi.org/10.7554/eLife.57788>

46. Avalos, G. (2019). Shade tolerance within the context of the successional process in tropical rain forests. *Revista de Biología Tropical*, 67(2): 53–77. <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i2SUPL.37206>

47. Badach, J., Dymnicka, M., and Baranowski, A. (2020). Urban vegetation in air quality management: A review and policy framework. *Sustainability*, 12(3): 1258. <https://doi.org/10.3390/su12031258>

48. Bahriny, F., and Bell, S. (2020). Patterns of urban park use and their relationship to factors of quality: A case study of Tehran, Iran. *Sustainability*, 12(4): 1560. <https://doi.org/10.3390/su12041560>

49. Bailey, R. I., Molleman, F., Vasseur, C., Woas, S., & Prinzing, A.

(2018). Large body size constrains dispersal assembly of communities even across short distances. *Scientific Reports*, 8(1), 10911. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29042-0>

50. Balandier, P., Collet, C., Miller, J. H., Reynolds, P. E., and Zedaker, S. M. (2006). Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 79(1): 3–27. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpi056>

51. Bao, Y., Gao, M., Luo, D., and Zhou, X. (2022). The influence of plant community characteristics in urban parks on the microclimate. *Forests*, 13(9): 1342. <https://doi.org/10.3390/f13091342>

52. Barangé, M., & Campos, B. (1991). Models of species abundance: a critique of and an alternative to the dynamics model. *Marine Ecology Progress Series*, 69, 293–298. <https://doi.org/10.3354/meps069293>

53. Barbier, S., Gosselin, F., and Balandier, P. (2008). Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 254(1): 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.038>

54. Bartkowicz, L., and Paluch, J. (2019). Co-occurrence of shade-tolerant and light-adapted tree species in uneven-aged deciduous forests of southern Poland. *European Journal of Forest Research*, 138(1): 15–30. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1149-5>

55. Bazrkar, M. H., Zamani, N., Eslamian, S., Eslamian, A., and Dehghan, Z. (2015). Urbanization and climate change. In *Handbook of climate change adaptation* (pp. 619–655). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-38670-1_90

56. Beck, J., & Schwanghart, W. (2010). Comparing measures of species diversity from incomplete inventories: an update. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 38–44. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00003.x>

57. Berger, W. H., & Parker, F. L. (1970). Diversity of planktonic

foraminifera in deep-sea sediments. *Science*, 168(3937), 1345–1347.
<https://doi.org/10.1126/science.168.3937.1345>

58. Bertram, C., Meyerhoff, J., Rehdanz, K., and Wüstemann, H. (2017). Differences in the recreational value of urban parks between weekdays and weekends: A discrete choice analysis. *Landscape and Urban Planning*, 159 5–14.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.006>

59. Bianchi, S., Cahalan, C., Hale, S., and Gibbons, J. M. (2017). Rapid assessment of forest canopy and light regime using smartphone hemispherical photography. *Ecology and Evolution*, 7(24): 10556–10566.
<https://doi.org/10.1002/ece3.3567>

60. Blank, L., and Carmel, Y. (2012). Woody vegetation patch types affect herbaceous species richness and composition in a Mediterranean ecosystem. *Community Ecology*, 13(1): 72–81. <https://doi.org/10.1556/ComEc.13.2012.1.9>

61. Bohlman, S. A. (2015). Species diversity of canopy versus understory trees in a neotropical forest: Implications for forest structure, function and monitoring. *Ecosystems*, 18(4): 658–670. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9854-0>

62. Bonnaffé, W., Danet, A., Legendre, S., & Edeline, E. (2021). Comparison of size-structured and species-level trophic networks reveals antagonistic effects of temperature on vertical trophic diversity at the population and species level. *Oikos*, 130(8), 1297–1309. <https://doi.org/10.1111/oik.08173>

63. Boyle, J. R., Tappeiner, J. C., Waring, R. H., and Tattersall Smith, C. (2016). Sustainable forestry: Ecology and silviculture for resilient forests. In J. R. Boyle, J. C. Tappeiner, R. H. Waring, and C. Tattersall Smith (Eds.), *Reference module in Earth systems and environmental sciences* (pp. 1–9). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09761-X>

64. Brown, R. D., Vanos, J., Kenny, N., and Lenzholzer, S. (2015). Designing urban parks that ameliorate the effects of climate change. *Landscape and Urban Planning*, 138 118–131.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.02.006>

65. Brudvig, L. A., Mabry, C. M., and Mottl, L. M. (2011). Dispersal, not understory light competition, limits restoration of Iowa Woodland understory herbs. *Restoration Ecology*, 19(101): 24–31. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00675.x>
66. Brygadyrenko, V. V. (2016). Effect of canopy density on litter invertebrate community structure in pine forests. *Ekológia (Bratislava)*, 35(1): 90–102. <https://doi.org/10.1515/eko-2016-0007>
67. Bugno-Pogoda, A., and Durak, T. (2021). Climate and management factors underlying changes in beech forest herbaceous layer plant communities in the Polish eastern Carpathians. *Forests*, 12(11): 1446. <https://doi.org/10.3390/f12111446>
68. Burda, R. I., and Koniakin, S. N. (2019). The non-native woody species of the flora of Ukraine: Introduction, naturalization and invasion. *Biosystems Diversity*, 27(3): 276–290. <https://doi.org/10.15421/011937>
69. Cain, S. A. (1950). Life-forms and phytoclimate. *The Botanical Review*, 16(1): 1–32. <https://doi.org/10.1007/BF02879783>
70. Cambardella, C. A., Moorman, T. B., Novak, J. M., Parkin, T. B., Karlen, D. L., Turco, R. F., and Konopka, A. E. (1994). Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58(5): 1501–1511. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800050033x>
71. Cazzolla Gatti, R., Amoroso, N., & Monaco, A. (2020). Estimating and comparing biodiversity with a single universal metric. *Ecological Modelling*, 424, 109020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109020>
72. Ceia, F. R., Cherel, Y., Silva, A. V., Garrido, S., Angélico, M. M., da Silva, J. M., Laranjeiro, M. I., & Ramos, J. A. (2023). Drivers of niche partitioning in a community of mid-trophic level epipelagic species in the North Atlantic. *Hydrobiologia*, 850(7), 1583–1599. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05160-3>
73. Chan, C.-S., Marafa, L. M., and Van Den Bosch, C. C. K. (2014). Changing perspectives in urban park management: a longitudinal study of Hong Kong. *Managing Leisure*, 1–21. <https://doi.org/10.1080/13606719.2014.944411>

74. Chandrasekar, K., Sesha Sai, M. V. R., Roy, P. S., and Dwevedi, R. S. (2010). Land surface water index (LSWI) response to rainfall and NDVI using the MODIS vegetation index product. *International Journal of Remote Sensing*, 31(15): 3987–4005. <https://doi.org/10.1080/01431160802575653>
75. Chang, L. W., Zelený, D., Li, C. F., Chiu, S. T., and Hsieh, C. F. (2013). Better environmental data may reverse conclusions about niche- and dispersal-based processes in community assembly. *Ecology*, 94(10): 2145–2151. <https://doi.org/10.1890/12-2053.1>
76. Chao, A. (1982). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11(4), 265–270.
77. Chao, A. (1987). Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, 43(4), 783. <https://doi.org/10.2307/2531532>
78. Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
79. Chao, A., & Jost, L. (2015). Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(8), 873–882. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12349>
80. Chao, A., & Lee, S.-M. (1992). Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87(417), 210–217. <https://doi.org/10.1080/01621459.1992.10475194>
81. Chave, J. (2004). Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters*, 7(3), 241–253. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2003.00566.x>
82. Cheesbrough, A. E., Garvin, T., and Nykiforuk, C. I. J. (2019). Everyday wild: Urban natural areas, health, and well-being. *Health & Place*, 56 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2019.01.005>
83. Cheng, L. Satellite spectroscopy reveals the atmospheric consequences of the 2022 Russia-Ukraine war. *Sci. Total Environ.* 2023, 869, 161759. [Google Scholar] [CrossRef]

84. Chen, W., Huang, H., Dong, J., Zhang, Y., Tian, Y., and Yang, Z. (2018). Social functional mapping of urban green space using remote sensing and social sensing data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 146 436–452. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.10.010>
85. Chengxin, Z.; Qihou, H.; Wenjing, S.; Chengzhi, X.; Cheng, L. (2023) Satellite spectroscopy reveals the atmospheric consequences of the 2022 Russia-Ukraine war. *Sci. Total Environ*, 869, 161759.
86. Cheung, P. K., Jim, C. Y., and Siu, C. T. (2021). Effects of urban park design features on summer air temperature and humidity in compact-city milieu. *Applied Geography*, 129 102439. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102439>
87. Chiesura, A. (2004). The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning*, 68(1): 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.08.003>
88. Chisholm, R. A., & Pacala, S. W. (2010). Niche and neutral models predict asymptotically equivalent species abundance distributions in high-diversity ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(36), 15821–15825. <https://doi.org/10.1073/pnas.1009387107>
89. Cohen, J. E., & Łuczak, T. (1992). Trophic levels in community food webs. *Evolutionary Ecology*, 6(1), 73–89. <https://doi.org/10.1007/BF02285335>
90. Coomes, D. A., Kunstler, G., Canham, C. D., and Wright, E. (2009). A greater range of shade-tolerance niches in nutrient-rich forests: an explanation for positive richness-productivity relationships? *Journal of Ecology*, 97(4): 705–717. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01507.x>
91. Cordero, R. D., and Jackson, D. A. (2019). Species-pair associations, null models, and tests of mechanisms structuring ecological communities. *Ecosphere*, 10(7): <https://doi.org/10.1002/ecs2.2797>
92. Cramer, M. J., & Willig, M. R. (2005). Habitat heterogeneity, species diversity and null models. *Oikos*, 108(2), 209–218. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.12944.x>

93. Ćwik, A., Kasprzyk, I., Wójcik, T., Borycka, K., and Cariñanos, P. (2018). Attractiveness of urban parks for visitors versus their potential allergenic hazard: A case study in Rzeszów, Poland. *Urban Forestry & Urban Greening*, 35 221–229. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.09.009>
94. Dallimer, M., Irvine, K. N., Skinner, A. M. J., Davies, Z. G., Rouquette, J. R., Maltby, L. L., Warren, P. H., Armsworth, P. R., and Gaston, K. J. (2012). Biodiversity and the feel-good factor: Understanding associations between self-reported human well-being and species richness. *BioScience*, 62(1): 47–55. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.1.9>
95. Dash, J., and Curran, P. J. (2004). The MERIS terrestrial chlorophyll index. *International Journal of Remote Sensing*, 25(23): 5403–5413. <https://doi.org/10.1080/0143116042000274015>
96. De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B. R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M. B., Christiansen, D. M., Decocq, G., De Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klimes, D. H., Koelemeijer, I. A., Lembrechts, J. J., Marrec, R., ... Hylander, K. (2021). Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology*, 27(11): 2279–2297. <https://doi.org/10.1111/gcb.15569>
97. DeAngelis, D. L., & Waterhouse, J. C. (1987). Equilibrium and nonequilibrium concepts in ecological models. *Ecological Monographs*, 57(1), 1–21. <https://doi.org/10.2307/1942636>
98. Delegido, J., Verrelst, J., Alonso, L., and Moreno, J. (2011). Evaluation of Sentinel-2 red-edge bands for empirical estimation of green LAI and chlorophyll content. *Sensors*, 11(7): 7063–7081. <https://doi.org/10.3390/s110707063>
99. Diaci, J., Rozenbergar, D., Fidej, G., and Nagel, T. A. (2017). Challenges for uneven-aged silviculture in restoration of post-disturbance forests in central Europe: A synthesis. *Forests*, 8(10): 378. <https://doi.org/10.3390/f8100378>
100. Diamond, J. (1988). Factors controlling species diversity: Overview and synthesis. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75(1), 117.

<https://doi.org/10.2307/2399469>

101. Dietrich, P., Cesarz, S., Liu, T., Roscher, C., & Eisenhauer, N. (2021). Effects of plant species diversity on nematode community composition and diversity in a long-term biodiversity experiment. *Oecologia*, 197(2), 297–311. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04956-1>

102. Doncaster, C. P. (2009). Ecological equivalence: A realistic assumption for niche theory as a testable alternative to neutral theory. *PLoS ONE*, 4(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007460>

103. Dormann, C. F., Bagnara, M., Boch, S., Hinderling, J., Janeiro-Otero, A., Schäfer, D., Schall, P., and Hartig, F. (2020). Plant species richness increases with light availability, but not variability, in temperate forests understorey. *BMC Ecology*, 20(1): 43. <https://doi.org/10.1186/s12898-020-00311-9>

104. Elo, M., Alahuhta, J., Kanninen, A., Meissner, K. K., Seppälä, K., & Mönkkönen, M. (2018). Environmental characteristics and anthropogenic impact jointly modify aquatic macrophyte species diversity. *Frontiers in Plant Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01001>

105. Escobedo, F. J., and Nowak, D. J. (2009). Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning*, 90(3–4): 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.021>

106. Etienne, R. S., Apol, M. E. F., Olff, H., & Weissing, F. J. (2007). Modes of speciation and the neutral theory of biodiversity. *Oikos*, 116(2), 241–258. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15438.x>

107. Eurostat. (2016). Urban Europe: Statistics on Cities, Towns and Suburbs. Publications office of the European Union. <https://doi.org/10.2785/91120>

108. Faly, L. I., and Brygadyrenko, V. V. (2018). Influence of the herbaceous layer and litter depth on the spatial distribution of litter macrofauna in a forest plantation. *Biosystems Diversity*, 26(1): 46–51. <https://doi.org/10.15421/011807>

109. Fanelli, G., and De Lillis, M. (2004). Relative growth rate and hemerobiotic state in the assessment of disturbance gradients. *Applied Vegetation*

Science, 7(1): 133–140. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00603.x>

110. Fares, S., Conte, A., Alivernini, A., Chianucci, F., Grotti, M., Zappitelli, I., Petrella, F., and Corona, P. (2020). Testing removal of carbon dioxide, ozone, and atmospheric particles by urban parks in Italy. *Environmental Science & Technology*, 54(23): 14910–14922. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04740>

111. Fisher, R. A., Corbet, A. S., & Williams, C. B. (1943). The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *The Journal of Animal Ecology*, 12(1), 42. <https://doi.org/10.2307/1411>

112. Franklin, J. F., and Van Pelt, R. (2004). Spatial aspects of structural complexity in old-growth forests. *Journal of Forestry*, 102(3): 22–28. <https://doi.org/10.1093/jof/102.3.22>

113. Fransson, P., Brännström, Å., and Franklin, O. (2021). A tree's quest for light-optimal height and diameter growth under a shading canopy. *Tree Physiology*, 41(1): 1–11. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpaa110>

114. Frazer, S., Canham, C. D., and Lertzman, K. (1999). Gap light analyzer (GLA). Users manual and programme documentation, Version 2.0. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook.

115. Frerebeau, N. (2019). tabula: An R package for analysis, seriation, and visualization of archaeological count data. *Journal of Open Source Software*, 4(44), 1821. <https://doi.org/10.21105/joss.01821>

116. Frontier, S. (1985). Diversity and structure in aquatic ecosystems. *Oceanography and Marine Biology*, 23, 253–312.

117. Gamito, S. (2010). Caution is needed when applying Margalef diversity index. *Ecological Indicators*, 10(2), 550–551. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.006>

118. Gaston, K. J. (1996). The multiple forms of the interspecific abundance-distribution relationship. *Oikos*, 76(2), 211.

<https://doi.org/10.2307/3546192>

119. Gazol, A., and Ibáñez, R. (2010). Plant species composition in a temperate forest: Multi-scale patterns and determinants. *Acta Oecologica*, 36(6): 634–644. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.09.009>

120. Geological Survey (U.S.), and EROS Data Center. (2000). *Earth Explorer*. Reston, Va.: U.S. Dept. of the Interior, U.S. Geological Survey.

121. Getzin, S., Dean, C., He, F., A. Trofymow, J., Wiegand, K., and Wiegand, T. (2006). Spatial patterns and competition of tree species in a Douglas-fir chronosequence on Vancouver Island. *Ecography*, 29(5): 671–682. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04675.x>

122. Gilbert, B., & Levine, J. M. (2017). Ecological drift and the distribution of species diversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1855), 20170507. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0507>

123. Giles, A. L., Rowland, L., Bittencourt, P. R. L., Bartholomew, D. C., Coughlin, I., Costa, P. B., Domingues, T., Miatto, R. C., Barros, F. V, Ferreira, L. V, Groenendijk, P., Oliveira, A. A. R., da Costa, A. C. L., Meir, P., Mencuccini, M., and Oliveira, R. S. (2022). Small understorey trees have greater capacity than canopy trees to adjust hydraulic traits following prolonged experimental drought in a tropical forest. *Tree Physiology*, 42(3): 537–556. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpab121>

124. Gilliam, Frank S. (2007). The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *BioScience*, 57(10): 845–858. <https://doi.org/10.1641/b571007>

125. Gini, C. (1912). Variabilità e mutabilità. In E. Pizetti & T. Salvemini (Eds.), *Memorie di metodologica statistica*. Libreria Eredi Virgilio Veschi.

126. Gireesh Kumar, P., Lekhana, P., Tejaswi, M., and Chandrakala, S. (2021). Effects of vehicular emissions on the urban environment- a state of the art. *Materials Today: Proceedings*, 45 6314–6320. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.10.739>

127. Gitelson, A. A., Kaufman, Y. J., and Merzlyak, M. N. (1996). Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 58(3): 289–298. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00072-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00072-7)
128. Gong, C., Tan, Q., Liu, G., and Xu, M. (2021). Impacts of tree mixtures on understory plant diversity in China. *Forest Ecology and Management*, 498 119545. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119545>
129. Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2011). Estimating species richness. In A. E. Magurran & B. J. McGill (Eds.), *Biological Diversity: Frontiers in measurement and assessment* (pp. 39–54). Oxford University Press, United Kingdom.
130. Gougherty, A. V., and Gougherty, S. W. (2018). Sequence of flower and leaf emergence in deciduous trees is linked to ecological traits, phylogenetics, and climate. *New Phytologist*, 220(1): 121–131. <https://doi.org/10.1111/nph.15270>
131. Grabchak, M., Marcon, E., Lang, G., & Zhang, Z. (2017). The generalized Simpson's entropy is a measure of biodiversity. *PLOS ONE*, 12(3), e0173305. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173305>
132. Gregory, T. R. (2009). Understanding natural selection: Essential concepts and common misconceptions. *Evolution: Education and Outreach*, 2(2), 156–175. <https://doi.org/10.1007/s12052-009-0128-1>
133. Guiasu, R. C., & Guiasu, S. (2010). The Rich-Gini-Simpson quadratic index of biodiversity. *Natural Science*, 02(10), 1130–1137. <https://doi.org/10.4236/ns.2010.210140>
134. Guillera-Arroita, G., Kéry, M., & Lahoz-Monfort, J. J. (2019). Inferring species richness using multispecies occupancy modeling: Estimation performance and interpretation. *Ecology and Evolution*, 9(2), 780–792. <https://doi.org/10.1002/ece3.4821>
135. Gundersen, V. S., and Frivold, L. H. (2008). Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. *Urban Forestry & Urban Greening*, 7(4): 241–258.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2008.05.001>

136. Gunnarsson, B., Heyman, E., and Vowles, T. (2009). Bird predation effects on bush canopy arthropods in suburban forests. *Forest Ecology and Management*, 257(2): 619–627. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.055>

137. Haegeman, B., Hamelin, J., Moriarty, J., Neal, P., Dushoff, J., & Weitz, J. S. (2013). Robust estimation of microbial diversity in theory and in practice. *The ISME Journal*, 7(6), 1092–1101. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.10>

138. Haga, C., Hotta, W., Inoue, T., Matsui, T., Aiba, M., Owari, T., Suzuki, S. N., Shibata, H., and Morimoto, J. (2022). Modeling tree recovery in wind-disturbed forests with dense understory species under climate change. *Ecological Modelling*, 472, 110072. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110072>

139. Hajzeri, A. (2021). The management of urban parks and its contribution to social interactions. *Arboricultural Journal*, 43(3): 187–195. <https://doi.org/10.1080/03071375.2020.1829373>

140. Hankin, R. K. S. (2007). Introducing untb, an R package for simulating ecological drift under the unified neutral theory of biodiversity. *Journal of Statistical Software*, 22(12), 1–15. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i12>

141. Hardisky, M. A., Klemas, V., and Smart, R. M. (1983). The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral radiance of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49(1): 77–83.

142. Hart, S. A., and Chen, H. Y. H. (2006). Understory vegetation dynamics of North American boreal forests. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25(4): 381–397. <https://doi.org/10.1080/07352680600819286>

143. He, F., & Hu, X. S. (2005). Hubbell's fundamental biodiversity parameter and the Simpson diversity index. *Ecology Letters*, 8(4), 386–390. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00729.x>

144. Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: A unifying notation and

its consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>

145. Hu, F., Du, H., Zeng, F., Peng, W., and Song, T. (2017). Plant community characteristics and their relationships with soil properties in a karst region of southwest China. *Contemporary Problems of Ecology*, 10(6): 707–716. <https://doi.org/10.1134/S1995425517060051>

146. Hubbell, S. P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press.

147. Hulley, M. E. (2012). The urban heat island effect: causes and potential solutions. In F. Zeman (Ed.), *Metropolitan Sustainability* (pp. 79–98). Elsevier. <https://doi.org/10.1533/9780857096463.1.79>

148. Hurlbert, S. H. (1971). The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. *Ecology*, 52(4), 577–586. <https://doi.org/10.2307/1934145>

149. Huston, M. (1979). A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113(1), 81–101. <https://doi.org/10.1086/283366>

150. Ishchuk, H., Shlapak, V., Ishchuk, L., Bayura, O., and Kurka, S. (2021). The introduced north American species of the genus *Juglans* L. in the right-bank forest-steppe of Ukraine and their use. *Trakya University Journal of Natural Sciences*, 22(1): 77–92. <https://doi.org/10.23902/trkjnat.805761>

151. Ishii, H. T., Tanabe, S., and Hiura, T. (2004). Exploring the relationships among canopy structure, stand productivity, and biodiversity of temperate forest ecosystems. *Forest Science*, 50(3): 342–355. <https://doi.org/10.1093/forestscience/50.3.342>

152. Ivanko, I. A., and Kulik, A. F. (2021). Assessment of adaptive capacity of native and adventive species of woody plants in Dnipropetrovsk region. *Issues of Steppe Forest Science and Forest Land Reclamation*, 50 12–21. <https://doi.org/10.15421/442102>

153. Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

154. Jost, L. (2010). The relation between evenness and diversity.

Diversity, 2(2), 207–232. <https://doi.org/10.3390/d2020207>

155. Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, F., & Couvet, D. (2006). Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology Letters*, 9(11), 1237–1244. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00977.x>

156. Jurgens, C. (1997). The modified normalized difference vegetation index (mNDVI) a new index to determine frost damages in agriculture based on Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 18(17): 3583–3594. <https://doi.org/10.1080/014311697216810>

157. Kebbas, S., Benseddik, T., Makhlof, H., and Aid, F. (2018). Physiological and biochemical behaviour of *Gleditsia triacanthos* L. young seedlings under drought stress conditions. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 46(2): 585–592. <https://doi.org/10.15835/nbha46211064>

158. Kempton, R. A. (1979). The structure of species abundance and measurement of diversity. *Biometrics*, 35(1), 307. <https://doi.org/10.2307/2529952>

159. Kharytonov M., Benselhoub A., Shupranova L., Kryvakovska R., Khlopova V. Environmental assessment of atmospheric pollution in Dnipropetrovsk oblast (Ukraine). *Studia Universitatis «Vasile Goldiș», Seria Științele Vieții* Vol. 25 issue 2, 2015, pp. 125-130

160. Khazan, P., Angurets, O. (2021) Environmental monitoring system in Dnipropetrovsk region: practical implementation experience. *Збірник наукових праць ЛОГОС*, P 184-190 <https://doi.org/10.36074/logos-28.05.2021.v1.56>

161. Kim, H., Lee, D.-K., and Sung, S. (2016). Effect of urban green spaces and flooded area type on flooding probability. *Sustainability*, 8(2): 134. <https://doi.org/10.3390/su8020134>

162. Kitajima, K. (2004). Variation in crown light utilization characteristics among tropical canopy trees. *Annals of Botany*, 95(3): 535–547. <https://doi.org/10.1093/aob/mci051>

163. Knapp, S., Winter, M., and Klotz, S. (2017). Increasing species richness but decreasing phylogenetic richness and divergence over a 320-year period of urbanization. *Journal of Applied Ecology*, 54(4): 1152–1160.

<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12826>

164. Kohli, B. A., Terry, R. C., and Rowe, R. J. (2018). A trait-based framework for discerning drivers of species co-occurrence across heterogeneous landscapes. *Ecography*, 41(12): 1921–1933. <https://doi.org/10.1111/ecog.03747>

165. Kolari, P., Pumpanen, J., Kulmala, L., Ilvesniemi, H., Nikinmaa, E., Grönholm, T., and Hari, P. (2006). Forest floor vegetation plays an important role in photosynthetic production of boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 221(1–3): 241–248. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.021>

166. Konarska, J., Lindberg, F., Larsson, A., Thorsson, S., and Holmer, B. (2014). Transmissivity of solar radiation through crowns of single urban trees—application for outdoor thermal comfort modelling. *Theoretical and Applied Climatology*, 117(3–4): 363–376. <https://doi.org/10.1007/s00704-013-1000-3>

167. Kopp, M. (2010). Speciation and the neutral theory of biodiversity. *BioEssays*, 32(7), 564–570. <https://doi.org/10.1002/bies.201000023>

168. Koshelev, O., Koshelev, V., Fedushko, M., and Zhukov, O. (2021). Annual course of temperature and precipitation as proximal predictors of birds' responses to climatic changes on the species and community level. *Folia Oecologica*, 48(2): 118–135. <https://doi.org/10.2478/foecol-2021-0013>

169. Kousis, I., Pigliautile, I., and Pisello, A. L. (2021). Intra-urban microclimate investigation in urban heat island through a novel mobile monitoring system. *Scientific Reports*, 11(1): 9732. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88344-y>

170. Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., & Warfe, D. M. (2012). Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia*, 685(1), 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0974-z>

171. Kowarik, I., Fischer, L. K., and Kendal, D. (2020). Biodiversity conservation and sustainable urban development. *Sustainability*, 12(12): 4964. <https://doi.org/10.3390/su12124964>

172. Kulish, T. (2022). Spatial variation of soil temperature fields in a urban park. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 1049(1): 012056. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1049/1/012056>
173. Kunakh, O. M., Lisovets, O. I., Yorkina, N. V., and Zhukova, Y. O. (2021). Phytoindication assessment of the effect of reconstruction on the light regime of an urban park. Biosystems Diversity, 29(3): 84–93. <https://doi.org/10.15421/012135>
174. Kunakh, O., Ivanko, I., Holoborodko, K., and Zhukov, O. (2024). A spontaneous spread of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.): the importance of seed and vegetative reproduction. Folia Oecologica, 51(2): 120–135. <https://doi.org/10.2478/foecol-2024-0012>
175. Kunakh, O., Zhukova, Y., Yakovenko, V., and Daniuk, O. (2022). Influence of plants on the spatial variability of soil penetration resistance. *Ekológia (Bratislava)*, 41(2): 113–125. <https://doi.org/10.2478/eko-2022-0012>
176. Kunakh, Olga M., Yorkina, N. V., Turovtseva, N. M., Bredikhina, J. L., Balyuk, J. O., and Golovnya, A. V. (2021). Effect of urban park reconstruction on physical soil properties. *Ecologia Balkanica*, 13(2): 57–73.
177. Kuuluvainen, T., Angelstam, P., Frelich, L., Jõgiste, K., Koivula, M., Kubota, Y., Lafleur, B., and Macdonald, E. (2021). Natural disturbance-based forest management: Moving beyond retention and continuous-cover forestry. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.629020>
178. Laan, A., & de Polavieja, G. G. (2018). Species diversity rises exponentially with the number of available resources in a multi-trait competition model. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1885), 20181273. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1273>
179. Lande, R., DeVries, P. J., & Walla, T. R. (2000). When species accumulation curves intersect: implications for ranking diversity using small samples. *Oikos*, 89(3), 601–605. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890320.x>

180. Lawton, J. H. (1999). Are There General Laws in Ecology? *Oikos*, 84(2), 177. <https://doi.org/10.2307/3546712>
181. Legendre, P., Mi, X., Ren, H., Ma, K., Yu, M., Sun, I. F., and He, F. (2009). Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. *Ecology*, 90(3): 663–674. <https://doi.org/10.1890/07-1880.1>
182. Lencinas, M. V., Pastur, G. M., Gallo, E., and Cellini, J. M. (2011). Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management*, 262(7): 1236–1250. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.06.021>
183. Li, J., Mao, Y., Ouyang, J., and Zheng, S. (2022). A review of urban microclimate research based on CiteSpace and VOSviewer analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(8): 4741. <https://doi.org/10.3390/ijerph19084741>
184. Li, M., Du, Z., Pan, H., Yan, C., Xiao, W., and Lei, J. (2012). Effects of neighboring woody plants on target trees with emphasis on effects of understorey shrubs on overstorey physiology in forest communities: a mini-review. *Community Ecology*, 13(1): 117–128. <https://doi.org/10.1556/ComEc.13.2012.1.14>
185. Li, Y., He, N., Hou, J., Xu, L., Liu, C., Zhang, J., Wang, Q., Zhang, X., and Wu, X. (2018). Factors influencing leaf chlorophyll content in natural forests at the biome scale. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00064>
186. Liang, H., Xue, Y., Li, Z., Wang, S., Wu, X., Gao, G., Liu, G., and Fu, B. (2018). Soil moisture decline following the plantation of *Robinia pseudoacacia* forests: Evidence from the Loess Plateau. *Forest Ecology and Management*, 412 62–69. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.041>
187. Liang, L., Wang, Z., and Li, J. (2019). The effect of urbanization on environmental pollution in rapidly developing urban agglomerations. *Journal of Cleaner Production*, 237 117649. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117649>
188. Lieffers, V. J., Macdonald, S. E., and Hogg, E. H. (1993). Ecology of

and control strategies for *Calamagrostis canadensis* in boreal forest sites. *Canadian Journal of Forest Research*, 23(10): 2070–2077. <https://doi.org/10.1139/x93-258>

189. Lindemann-Matthies, P., Junge, X., and Matthies, D. (2010). The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation*, 143(1): 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.003>

190. Liu, Y.-F., Huang, Z., Meng, L.-C., Li, S.-Y., Wang, Y.-B., Liu, Y., López-Vicente, M., and Wu, G.-L. (2022). Understory shading exacerbated grassland soil erosion by changing community composition. *CATENA*, 208 105771. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105771>

191. Lomas, K. J., and Porritt, S. M. (2017). Overheating in buildings: lessons from research. *Building Research & Information*, 45(1–2): 1–18. <https://doi.org/10.1080/09613218.2017.1256136>

192. López-Carrasco, C., López-Sánchez, A., San Miguel, A., and Roig, S. (2015). The effect of tree cover on the biomass and diversity of the herbaceous layer in a Mediterranean dehesa. *Grass and Forage Science*, 70(4): 639–650. <https://doi.org/10.1111/gfs.12161>

193. Lu, H.-P., Yeh, Y.-C., Shiah, F.-K., Gong, G.-C., & Hsieh, C. (2019). Evolutionary constraints on species diversity in marine bacterioplankton communities. *The ISME Journal*, 13(4), 1032–1041. <https://doi.org/10.1038/s41396-018-0336-1>

194. Luambua, N. K., Hubau, W., Salako, K. V., Amani, C., Bonyoma, B., Musepena, D., Rousseau, M., Bourland, N., Nshimba, H. S. M., Ewango, C., Beeckman, H., and Hardy, O. J. (2021). Spatial patterns of light-demanding tree species in the Yangambi rainforest (Democratic Republic of Congo). *Ecology and Evolution*, 11(24): 18691–18707. <https://doi.org/10.1002/ece3.8443>

195. Luo, K. (2019). Spatial pattern of forest carbon storage in the vertical and horizontal directions based on HJ-CCD remote sensing imagery. *Remote Sensing*, 11(7): 788. <https://doi.org/10.3390/rs11070788>

196. Ma, M. (2005). Species richness vs evenness: independent

relationship and different responses to edaphic factors. *Oikos*, 111(1), 192–198. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13049.x>

197. Magura, T., Lövei, G. L., and Tóthmérész, B. (2017). Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. *Ecology and Evolution*, 7(3): 1009–1017. <https://doi.org/10.1002/ece3.2722>

198. Magurran, A. E., & McGill, B. J. (2011). *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press.

199. Majasalmi, T., and Rautiainen, M. (2020). The impact of tree canopy structure on understory variation in a boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 466 118100. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118100>

200. Majasalmi, T., Rautiainen, M., Stenberg, P., and Manninen, T. (2015). Validation of MODIS and GEOV1 fPAR Products in a Boreal Forest Site in Finland. *Remote Sensing*, 7(2): 1359–1379. <https://doi.org/10.3390/rs70201359>

201. Mandelbrot, B. B. (1977). *Fractals: Form, chance and dimension*. W.H.Freeman & Company.

202. Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems*, 3, 36–71.

203. Márialigeti, S., Tinya, F., Bidló, A., and Ódor, P. (2016). Environmental drivers of the composition and diversity of the herb layer in mixed temperate forests in Hungary. *Plant Ecology*, 217(5): 549–563. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0599-4>

204. Matsuo, T., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Sande, M. T., and Poorter, L. (2021). Forest structure drives changes in light heterogeneity during tropical secondary forest succession. *Journal of Ecology*, 109(8): 2871–2884. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13680>

205. Matteson, K. C., Grace, J. B., and Minor, E. S. (2013). Direct and indirect effects of land use on floral resources and flower-visiting insects across an urban landscape. *Oikos*, 122(5): 682–694. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20229.x>

206. Matthews, T. J., & Whittaker, R. J. (2015). On the species abundance distribution in applied ecology and biodiversity management. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 443–454. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12380>
207. Mazur, P., Gozdowski, D., and Wójcik-Gront, E. (2022). Soil electrical conductivity and satellite-derived vegetation indices for evaluation of phosphorus, potassium and magnesium content, pH, and delineation of within-field management zones. *Agriculture*, 12(6): 883. <https://doi.org/10.3390/agriculture12060883>
208. McCarthy, B. C. (2003). The herbaceous layer of eastern old-growth deciduous forests. In F.S. Gilliam and M. R. Roberts (Eds.), *The herbaceous layer in forests of eastern North America* (pp. 163–176). Oxford University Press.
209. McIntosh, R. P. (1967). An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology*, 48(3), 392–404. <https://doi.org/10.2307/1932674>
210. Melnyk, O., Kovalenko, I. «Climate trends in the Dnipro region». *Ukrainian Geographical Journal*, 2021.
211. Menhinick, E. F. (1964). A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology*, 45(4), 859–861. <https://doi.org/10.2307/1934933>
212. Merino, N., Aronson, H. S., Bojanova, D. P., Feyhl-Buska, J., Wong, M. L., Zhang, S., & Giovannelli, D. (2019). Living at the extremes: Extremophiles and the limits of life in a planetary context. *Frontiers in Microbiology*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00780>
213. Messier, C., Parent, S., and Bergeron, Y. (1998). Effects of overstory and understory vegetation on the understory light environment in mixed boreal forests. *Journal of Vegetation Science*, 9(4): 511–520. <https://doi.org/10.2307/3237266>
214. Mestre, L., Toro-Manríquez, M., Soler, R., Huertas-Herrera, A., Martínez-Pastur, G., and Lencinas, M. V. (2017). The influence of canopy-layer composition on understory plant diversity in southern temperate forests. *Forest*

Ecosystems, 4(1): 6. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0093-z>

215. Mexia, T., Vieira, J., Príncipe, A., Anjos, A., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Santos-Reis, M., Correia, O., Branquinho, C., and Pinho, P. (2018). Ecosystem services: Urban parks under a magnifying glass. *Environmental Research*, 160 469–478. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.023>

216. Milanesi, P., Della Rocca, F., & Robinson, R. A. (2020). Integrating dynamic environmental predictors and species occurrences: Toward true dynamic species distribution models. *Ecology and Evolution*, 10(2), 1087–1092. <https://doi.org/10.1002/ece3.5938>

217. Miller, J. D., and Hutchins, M. (2017). The impacts of urbanisation and climate change on urban flooding and urban water quality: A review of the evidence concerning the United Kingdom. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 12 345–362. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.06.006>

218. Miller, J. R., White, H. P., Chen, J. M., Peddle, D. R., McDermid, G., Fournier, R. A., Shepherd, P., Rubinstein, I., Freemantle, J., Soffer, R., and LeDrew, E. (1997). Seasonal change in understory reflectance of boreal forests and influence on canopy vegetation indices. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 102(D24): 29475–29482. <https://doi.org/10.1029/97JD02558>

219. Missa, O., Dytham, C., & Morlon, H. (2016). Understanding how biodiversity unfolds through time under neutral theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1691), 20150226. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0226>

220. Mitchell, R., and Popham, F. (2008). Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study. *The Lancet*, 372(9650): 1655–1660. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(08\)61689-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(08)61689-X)

221. Moreno-Fernández, D., Cañellas, I., and Alberdi, I. (2021). Shrub richness is primarily driven by climate conditions in Southwestern European woodlands. *Annals of Forest Science*, 78(4): 98. <https://doi.org/10.1007/s13595-021-01117-5>

222. Motazedian, A., Coutts, A. M., and Tapper, N. J. (2020). The microclimatic interaction of a small urban park in central Melbourne with its surrounding urban environment during heat events. *Urban Forestry & Urban Greening*, 52 126688. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126688>
223. Motomura, I. (1932). On the statistical treatment of communities. *Zoological Magazine*, 44, 379–383.
224. Müller, N., Ignatieva, M., Nilon, C. H., Werner, P., and Zipperer, W. C. (2013). Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design. In T. Elmqvist (Ed.), *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp. 123–174). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_10
225. Myronova I., Milyutina V. (2021) Assessment of the ecological condition of the residential area of Dnipro city Dnipro University of Technology, Dnipro, Ukrain Coll.res.pap.nat.min.univ, 66:254-266 <https://doi.org/10.33271/crpnmu/66.254>
226. Nabuurs, G. J. (1996). Quantification of herb layer dynamics under tree canopy. *Forest Ecology and Management*, 88(1–2): 143–148. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03820-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03820-0)
227. Nady, R. (2016). Towards effective and sustainable urban parks in Alexandria. *Procedia Environmental Sciences*, 34 474–489. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.04.042>
228. Nielsen, A. B., and Jensen, R. B. (2007). Some visual aspects of planting design and silviculture across contemporary forest management paradigms – Perspectives for urban afforestation. *Urban Forestry & Urban Greening*, 6(3): 143–158. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.12.002>
229. Niering, W. A., and Goodwin, R. H. (1974). Creation of relatively stable shrublands with herbicides: Arresting “succession” on rights-of-way and pastureland. *Ecology*, 55(4): 784–795. <https://doi.org/10.2307/1934414>
230. Nijs, I., & Roy, J. (2000). How important are species richness, species evenness and interspecific differences to productivity? A mathematical model.

Oikos, 88(1), 57–66. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.880107.x>

231. Nowak, D. J., and Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116(3): 381–389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)

232. Nowak, D., Hoehn, R., and Crane, D. (2007). Oxygen production by urban trees in the United States. *Arboriculture & Urban Forestry*, 33(3): 220–226. <https://doi.org/10.48044/jauf.2007.026>

233. Odemark, Y., and Segalini, A. (2014). The effects of a model forest canopy on the outputs of a wind turbine model. *Journal of Physics: Conference Series*, 555 12079. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/555/1/012079>

234. Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2019). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. <https://cran.r-project.org/package=vegan>

235. Oliveira, S., Andrade, H., and Vaz, T. (2011). The cooling effect of green spaces as a contribution to the mitigation of urban heat: A case study in Lisbon. *Building and Environment*, 46(11): 2186–2194. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.04.034>

236. Omar, M., Al Sayed, N., Barré, K., Halwani, J., and Machon, N. (2018). Drivers of the distribution of spontaneous plant communities and species within urban tree bases. *Urban Forestry & Urban Greening*, 35 174–191. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.018>

237. Palliwoda, J., Kowarik, I., and von der Lippe, M. (2017). Human-biodiversity interactions in urban parks: The species level matters. *Landscape and Urban Planning*, 157 394–406. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.09.003>

238. Palmer, M. W. (1994). Variation in species richness: Towards a unification of hypotheses. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 29(4), 511–530. <https://doi.org/10.1007/BF02883148>

239. Parker, G. G., and Brown, M. J. (2000). Forest canopy stratification –

Is it useful? *The American Naturalist*, 155(4): 473–484.
<https://doi.org/10.1086/303340>

240. Paudel, S., and States, S. L. (2023). Urban green spaces and sustainability: Exploring the ecosystem services and disservices of grassy lawns versus floral meadows. *Urban Forestry & Urban Greening*, 84 127932.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127932>

241. Peltzer, D. A., Wardle, D. A., Allison, V. J., Baisden, W. T., Bardgett, R. D., Chadwick, O. A., Condon, L. M., Parfitt, R. L., Porder, S., Richardson, S. J., Turner, B. L., Vitousek, P. M., Walker, J., and Walker, L. R. (2010). Understanding ecosystem retrogression. *Ecological Monographs*, 80(4): 509–529.
<https://doi.org/10.1890/09-1552.1>

242. Pennisi, B. V., and van Iersel, M. (2002). 3 ways to measure medium EC. *GMPPro*, 22(1): 46–48.

243. Petit, S., and Fried, G. (2012). Patterns of weed co-occurrence at the field and landscape level. *Journal of Vegetation Science*, 23(6): 1137–1147.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01421.x>

244. Petraitis, P. S., Latham, R. E., & Niesenbaum, R. A. (1989). The Maintenance of species diversity by disturbance. *The Quarterly Review of Biology*, 64(4), 393–418. <https://doi.org/10.1086/416457>

245. Pidlisnyuk, V., Shapoval, P., Zgorelec, Ž., Stefanovska, T., and Zhukov, O. (2020). Multiyear phytoremediation and dynamic of foliar metal(loid)s concentration during application of *Miscanthus × giganteus* Greef et Deu to polluted soil from Bakar, Croatia. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(25): 31446–31457. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09344-5>

246. Pilon, N. A. L., Durigan, G., Rickenback, J., Pennington, R. T., Dexter, K. G., Hoffmann, W. A., Abreu, R. C. R., and Lehmann, C. E. R. (2021). Shade alters savanna grass layer structure and function along a gradient of canopy cover. *Journal of Vegetation Science*, 32(1): <https://doi.org/10.1111/jvs.12959>

247. Pisek, J., Rautiainen, M., Heiskanen, J., and Möttus, M. (2012). Retrieval of seasonal dynamics of forest understory reflectance in a Northern

European boreal forest from MODIS BRDF data. *Remote Sensing of Environment*, 117 464–468. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.09.012>

248. Ponomarenko, O., Banik, M., and Zhukov, O. (2021). Assessing habitat suitability for the Common Pochard, *Aythya ferina* (Anseriformes, Anatidae) at different spatial scales in Orel' river valley, Ukraine. *Ekológia (Bratislava)*, 40(2): 154–162. <https://doi.org/10.2478/eko-2021-0018>

249. Pope, C. A., and Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56(6): 709–742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>

250. Preston, F. W. (1948). The commonness, and rarity, of species. *Ecology*, 29(3), 254–283. <https://doi.org/10.2307/1930989>

251. Putchkov, A. V., Brygadyrenko, V. V., and Markina, T. Y. (2019). Ground beetles of the tribe Carabini (Coleoptera, Carabidae) in the main megapolises of Ukraine. *Vestnik Zoologii*, 53(1): 3–12. <https://doi.org/10.2478/vzoo-2019-0001>

252. Rahmonov, O., Skreczko, S., and Rahmonov, M. (2021). Changes in soil features and phytomass during vegetation succession in sandy areas. *Land*, 10(3): 265. <https://doi.org/10.3390/land10030265>

253. Rehan, R. M. (2016). Cool city as a sustainable example of heat island management case study of the coolest city in the world. *HBRC Journal*, 12(2): 191–204. <https://doi.org/10.1016/j.hbrj.2014.10.002>

254. Ren, Z., He, X., Zheng, H., Zhang, D., Yu, X., Shen, G., and Guo, R. (2013). Estimation of the relationship between urban park characteristics and park cool island intensity by remote sensing data and field measurement. *Forests*, 4(4): 868–886. <https://doi.org/10.3390/f4040868>

255. Ribe, R. G. (1989). The aesthetics of forestry: What has empirical preference research taught us? *Environmental Management*, 13(1): 55–74. <https://doi.org/10.1007/BF01867587>

256. Roswell, M., Dushoff, J., & Winfree, R. (2021). A conceptual guide to

measuring species diversity. *Oikos*, 130(3), 321–338.
<https://doi.org/10.1111/oik.07202>

257. Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., and Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. NASA Goddard Space Flight Center 3d ERTS-1 Symposium, Vol. 1, Sect. A., 309–317.

258. Royo, A. A., and Carson, W. P. (2006). On the formation of dense understory layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(6): 1345–1362. <https://doi.org/10.1139/x06-025>

259. Royo, A. A., and Carson, W. P. (2008). Direct and indirect effects of a dense understory on tree seedling recruitment in temperate forests: habitat-mediated predation versus competition. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(6): 1634–1645. <https://doi.org/10.1139/X07-247>

260. Rybicki, J., Abrego, N., & Ovaskainen, O. (2020). Habitat fragmentation and species diversity in competitive communities. *Ecology Letters*, 23(3), 506–517. <https://doi.org/10.1111/ele.13450>

261. Sanders, H. L. (1968). Marine Benthic Diversity: A Comparative Study. *The American Naturalist*, 102(925), 243–282.
<https://doi.org/10.1086/282541>

262. Sarah, P., Zhevelev, H. M., and Oz, A. (2015). Urban park soil and vegetation: Effects of natural and anthropogenic factors. *Pedosphere*, 25(3): 392–404. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30007-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30007-2)

263. Seymour, V. (2016). The human–nature relationship and its impact on health: A critical review. *Frontiers in Public Health*, 4.
<https://doi.org/10.3389/fpubh.2016.00260>

264. Shahtahmassebi, A. R., Li, C., Fan, Y., Wu, Y., Lin, Y., Gan, M., Wang, K., Malik, A., and Blackburn, G. A. (2021). Remote sensing of urban green spaces: A review. *Urban Forestry & Urban Greening*, 57 126946.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126946>

265. Shanahan, D. F., Lin, B. B., Gaston, K. J., Bush, R., and Fuller, R. A. (2015). What is the role of trees and remnant vegetation in attracting people to urban parks? *Landscape Ecology*, 30(1): 153–165. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0113-0>
266. Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3), 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
267. Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press. [https://www.scirp.org/\(S\(vtj3fa45qm1ean45vvffcz55\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1311827](https://www.scirp.org/(S(vtj3fa45qm1ean45vvffcz55))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1311827)
268. Shen, W., and Li, M. (2017). Mapping disturbance and recovery of plantation forests in southern China using yearly Landsat time series observations. *Acta Ecologica Sinica*, 37(5):. <https://doi.org/10.5846/stxb201510142074>
269. Shupranova, L., Holoborodko, K., Loza, I., Zhukov, O., and Pakhomov, O. (2022). Assessment of *Parectopa robiniella* Clemens (Lepidoptera: Gracillariidae) effect on biochemical parameters of *Robinia pseudoacacia* under conditions of an industrial city in Steppe Ukraine. *Ekológia (Bratislava)*, 41(4): 340–350. <https://doi.org/10.2478/eko-2022-0035>
270. Shvidenko, A., Buksha, I., Krakovska, S., and Lakyda, P. (2017). Vulnerability of Ukrainian forests to climate change. *Sustainability*, 9(7): 1152. <https://doi.org/10.3390/su9071152>
271. Silvennoinen, H., Alho, J., Kolehmainen, O., and Pukkala, T. (2001). Prediction models of landscape preferences at the forest stand level. *Landscape and Urban Planning*, 56(1–2): 11–20. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00163-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00163-3)
272. Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688–688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
273. Šír, M., Lichner, Ľ., Tesař, M., Hallett, P. D., and Martinková, M. (2009). Simulation of phytomass productivity based on the optimum temperature

for plant growth in a cold climate. *Biologia*, 64(3): 615–619.
<https://doi.org/10.2478/s11756-009-0109-4>

274. Soetaert, K., & Heip, C. (1990). Sample-size dependence of diversity indices and the determination of sufficient sample size in a high-diversity deep-sea environment. *Marine Ecology Progress Series*, 59, 305–307.
<https://doi.org/10.3354/meps059305>

275. Solonenko, A. M., Podorozhniy, S. M., Bren, O. G., Siruk, I. M., and Zhukov, O. V. (2021). Effect of stand density and diversity on the tree ratio of height to diameter relationship in the park stands of Southern Ukraine. *Ecologia Balkanica*, 13(2): 173–197.

276. Southwood, T. R. E. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies? *The Journal of Animal Ecology*, 46(2), 336.
<https://doi.org/10.2307/3817>

277. Spatharis, S., & Tsirtsis, G. (2013). Zipf–Mandelbrot model behavior in marine eutrophication: two way fitting on field and simulated phytoplankton assemblages. *Hydrobiologia*, 714(1), 191–199. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1536-3>

278. StatSoft Inc. (2014). STATISTICA Data Analysis Software System, Version 12.0, 1984-2014 (No. 13). TIBCO Software Inc. <http://Statistica.io>

279. Staudhammer, C. L., Escobedo, F. J., & Blood, A. (2018). Assessing methods for comparing species diversity from disparate data sources: the case of urban and peri-urban forests. *Ecosphere*, 9(10). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2450>

280. Stein, A., Gerstner, K., & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. In *Ecology Letters* (Vol. 17, Issue 7, pp. 866–880). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/ele.12277>

281. Stenberg, P., Linder, S., Smolander, H., and Flower-Ellis, J. (1994). Performance of the LAI-2000 plant canopy analyzer in estimating leaf area index of some Scots pine stands. *Tree Physiology*, 14(7-8-9): 981–995.
<https://doi.org/10.1093/treephys/14.7-8-9.981>

282. Stenberg, P., Linder, S., Smolander, H., and Flower-Ellis, J. (1994). Performance of the LAI-2000 plant canopy analyzer in estimating leaf area index of some Scots pine stands. *Tree Physiology*, 14(7-8-9): 981–995. <https://doi.org/10.1093/treephys/14.7-8-9.981>
283. Stier, A. C., Bolker, B. M., & Osenberg, C. W. (2016). Using rarefaction to isolate the effects of patch size and sampling effort on beta diversity. *Ecosphere*, 7(12). <https://doi.org/10.1002/ecs2.1612>
284. Stirling, G., & Wilsey, B. (2001). Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *The American Naturalist*, 158(3), 286–299. <https://doi.org/10.1086/321317>
285. Sun, Y., Gao, C., Li, J., Gao, M., and Ma, R. (2021). Assessing the cooling efficiency of urban parks using data envelopment analysis and remote sensing data. *Theoretical and Applied Climatology*, 145(3–4): 903–916. <https://doi.org/10.1007/s00704-021-03665-2>
286. Suthari, S., Singh, S., and Raju, V. S. (2020). An assessment of the aboveground phytomass and carbon levels of the forests of northern Telangana, India, using a geospatial technique. *Biodiversity*, 21(4): 227–237. <https://doi.org/10.1080/14888386.2020.1843541>
287. Sytnyk, S. A. (2019). Phytomass of the crown component of robinite forests in the northern steppe of Ukraine. *Agrology*, 2(3): 139–145. <https://doi.org/10.32819/019020>
288. Tausz, M., Warren, C. R., and Adams, M. A. (2005). Dynamic light use and protection from excess light in upper canopy and coppice leaves of *Nothofagus cunninghamii* in an old growth, cool temperate rainforest in Victoria, Australia. *New Phytologist*, 165(1): 143–156. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01232.x>
289. Thébault, E., & Loreau, M. (2005). Trophic interactions and the relationship between species diversity and ecosystem stability. *The American Naturalist*, 166(4). <https://doi.org/10.1086/444403>
290. Thomas, W. R., & Foin, T. C. (1982). Neutral hypotheses and patterns

of species diversity: fact or artifact? *Paleobiology*, 8(1), 45–55.
<https://doi.org/10.1017/S0094837300004346>

291. Thrippleton, T., Bugmann, H., Kramer-Priewasser, K., and Snell, R. S. (2016). Herbaceous understorey: An overlooked player in forest landscape dynamics? *Ecosystems*, 19(7): 1240–1254. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9999-5>

292. Tinya, F., Kovács, B., Bidló, A., Dima, B., Király, I., Kutszegi, G., Lakatos, F., Mag, Z., Márialigeti, S., Nascimbene, J., Samu, F., Siller, I., Szél, G., and Ódor, P. (2021). Environmental drivers of forest biodiversity in temperate mixed forests – A multi-taxon approach. *Science of The Total Environment*, 795 148720. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148720>

293. Tonteri, T., Salemaa, M., Rautio, P., Hallikainen, V., Korpela, L., and Merilä, P. (2016). Forest management regulates temporal change in the cover of boreal plant species. *Forest Ecology and Management*, 381 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.015>

294. Tuomisto, H. (2010a). A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*, 164(4), 853–860. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1812-0>

295. Tuomisto, H. (2010b). A diversity of beta diversities: Straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. *Ecography*, 33(1), 23–45. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06148.x>

296. Turner, M. G., and Gardner, R. H. (2015). *Landscape ecology in theory and practice* (2nd ed.). Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4>

297. Tutova, G. F., Zhukov, O. V, Kunakh, O. M., & Zhukova, Y. O. (2022). Response of earthworms to changes in the aggregate structure of floodplain soils. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1049(1), 012062. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1049/1/012062>

298. Tymen, B., Vincent, G., Courtois, E. A., Heurtebize, J., Dauzat, J., Marechaux, I., and Chave, J. (2017). Quantifying micro-environmental variation in

tropical rainforest understory at landscape scale by combining airborne LiDAR scanning and a sensor network. *Annals of Forest Science*, 74(2): 32. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0628-z>

299. Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., and James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3): 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>

300. Umerova, A., Zhukov, O., and Yorkina, N. (2022). The soil aggregate structure as a marker of the ecological niche of the micromollusc *Vallonia pulchella*. *Journal of Water and Land Development*, 52(I–III): 66–74. <https://doi.org/10.24425/jwld.2021.139945>

301. Urban, M. C., Strauss, S. Y., Pelletier, F., Palkovacs, E. P., Leibold, M. A., Hendry, A. P., De Meester, L., Carlson, S. M., Angert, A. L., & Giery, S. T. (2020). Evolutionary origins for ecological patterns in space. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(30), 17482–17490. <https://doi.org/10.1073/pnas.1918960117>

302. Wagner, R. G., Gonzalez-Benecke, C. A., Nelson, A. S., and Jacobs, D. F. (2018). Forest regeneration in changing environments. *New Forests*, 49(6): 699–703. <https://doi.org/10.1007/s11056-018-9687-8>

303. Waldock, C., Stuart-Smith, R. D., Albouy, C., Cheung, W. W. L., Edgar, G. J., Mouillot, D., Tjiputra, J., & Pellissier, L. (2022). A quantitative review of abundance-based species distribution models. *Ecography*, 2022(1). <https://doi.org/10.1111/ecog.05694>

304. Wavrek, M., Heberling, J. M., Fei, S., and Kalisz, S. (2017). Herbaceous invaders in temperate forests: a systematic review of their ecology and proposed mechanisms of invasion. *Biological Invasions*, 19(11): 3079–3097. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1456-7>

305. Welles, J. M., and Norman, J. M. (1991). Instrument for Indirect Measurement of Canopy Architecture. *Agronomy Journal*, 83(5): 818–825. <https://doi.org/10.2134/agronj1991.00021962008300050009x>

306. Whittaker, R. H. (1965). Dominance and diversity in land plant communities. *Science*, 147(3655), 250–260. <https://doi.org/10.1126/science.147.3655.250>
307. Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2–3), 213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>
308. Williamson, M., & Gaston, K. J. (2005). The lognormal distribution is not an appropriate null hypothesis for the species-abundance distribution. *Journal of Animal Ecology*, 74(3), 409–422. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00936.x>
309. Willie, J., Tagg, N., and Lens, L. (2018). Diversity and community composition of herbaceous plants in different habitat types in south-east Cameroon. *African Journal of Ecology*, 56(2): 312–322. <https://doi.org/10.1111/aje.12454>
310. Wilson, J. B., Sykes, M. T., & Peet, R. K. (1995). Time and space in the community structure of a species-rich limestone grassland. *Journal of Vegetation Science*, 6(5), 729–740. <https://doi.org/10.2307/3236444>
311. World Bank. (2022). World Bank Open Data. Urban Population. <https://data.worldbank.org/indicator/SP.URB.TOTL.IN.ZS>
312. Xiao, C., Li, P., and Feng, Z. (2019). Monitoring annual dynamics of mature rubber plantations in Xishuangbanna during 1987-2018 using Landsat time series data: A multiple normalization approach. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 77 30–41. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.12.006>
313. Xie, Q., Dash, J., Huang, W., Peng, D., Qin, Q., Mortimer, H., Casa, R., Pignatti, S., Laneve, G., Pascucci, S., Dong, Y., and Ye, H. (2018). Vegetation indices combining the red and red-edge spectral information for leaf area index retrieval. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 11(5): 1482–1493. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2018.2813281>

314. Yakovenko, V. M., and Zhukov, O. V. (2018). Zoogenic aspect of the aggregate structure forming of the steppe and forest soils.
315. Yakovenko, V., & Zhukov, O. (2021). Zoogenic structure aggregation in steppe and forest soils. In Y. Dmytruk & D. Dent (Eds.), *Soils under stress* (pp. 111–127). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-68394-8_12
316. Yorkina, N. V., Teluk, P., Umerova, A., Budakova, V. S., Zhaley, O. A., Ivanchenko, K. O., and Zhukov, O. V. (2021). Assessment of the recreational transformation of the grass cover of public green spaces. *Agrology*, 4(1): 10–20.
317. Yorkina, N., Goncharenko, I., Lisovets, O., and Zhukov, O. (2022). Assessment of naturalness: The response of social behavior types of plants to anthropogenic impact. *Ekológia (Bratislava)*, 41(2): 135–146. <https://doi.org/10.2478/eko-2022-0014>
318. Yorkina, N., Zhukov, O., and Chromysheva, O. (2019). Potential possibilities of soil mesofauna usage for biodiagnostics of soil contamination by heavy metals. *Ekologia Bratislava*, 38(1): 1–10. <https://doi.org/10.2478/eko-2019-0001>
319. Zang, Z., Zeng, Y., Wang, D., Shi, F., Dong, Y., Liu, N., & Liang, Y. (2022). Species-abundance distribution patterns of plant communities in the Gurbantünggüt desert, China. *Sustainability*, 14(20), 12957. <https://doi.org/10.3390/su142012957>
320. Zangy, E., Kigel, J., Cohen, S., Moshe, Y., Ashkenazi, M., Fragman-Sapir, O., and Osem, Y. (2021). Understory plant diversity under variable overstory cover in Mediterranean forests at different spatial scales. *Forest Ecology and Management*, 494 119319. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119319>
321. Zhang, L., Ji, L., and Wylie, B. K. (2011). Response of spectral vegetation indices to soil moisture in grasslands and shrublands. *International Journal of Remote Sensing*, 32(18): 5267–5286. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.496471>
322. Zhang, S., and Zhou, W. (2018). Recreational visits to urban parks

and factors affecting park visits: Evidence from geotagged social media data. *Landscape and Urban Planning*, 180, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.004>

323. Zhou, D., and Chu, L. M. (2012). How would size, age, human disturbance, and vegetation structure affect bird communities of urban parks in different seasons? *Journal of Ornithology*, 153(4): 1101–1112. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0839-x>

324. Zhou, S., & Zhang, D. (2008). Neutral theory in community ecology. *Frontiers of Biology in China*, 3(1), 1-8. <https://doi.org/10.1007/s11515-008-0008-z>

325. Zhu, W., Sun, J., Yang, C., Liu, M., Xu, X., and Ji, C. (2021). How to measure the urban park cooling island? A perspective of absolute and relative indicators using remote sensing and buffer analysis. *Remote Sensing*, 13(16): 3154. <https://doi.org/10.3390/rs13163154>

326. Zhukov, A. V., and Shatalin, D. B. (2016). Hygrotop and trophotop of steppe Dnieper biogeocenoses as determinants of β -diversity of earthworm (Lumbricidae) communities. *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytsky Melitopol State Pedagogical University*, 6(2): 188–222. <https://doi.org/10.15421/201651>

327. Zhukov, A., & Gadorozhnaya, G. (2016). Spatial heterogeneity of mechanical impedance of a typical chernozem: The ecological approach. *Ekológia (Bratislava)*, 35(3), 263–278. <https://doi.org/10.1515/eko-2016-0021>

328. Zhukov, O. V., Kunah, O. M., Dubinina, Y. Y., & Novikova, V. O. (2018). The role of edaphic, vegetational and spatial factors in structuring soil animal communities in a floodplain forest of the Dnipro river. *Folia Oecologica*, 45(1), 8–23. <https://doi.org/10.2478/foecol-2018-0002>

329. Zhukov, O. V., Kunah, O. M., Dubinina, Y. Y., and Ganzha, D. S. (2017). Diversity and phytoindication ability of plant community. *Ukrainian Journal of Ecology*, 7(4): 81–99. https://doi.org/10.15421/2017_90

330. Zhukov, O. V., Kunah, O. M., Dubinina, Y. Y., Fedushko, M. P., Kotsun, V. I., Zhukova, Y. O., and Potapenko, O. V. (2019). 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*, 46(2): 101–114. <https://doi.org/10.2478/foecol-2019-0013>

331. Zhukov, O., Kunah, O., Dubinina, Y., Ganga, D., and Zadorozhnaya, G. (2017). Phylogenetic diversity of plant metacommunity of the dnier river arena terrace within the “Dnieper-Orilskiy” Nature Reserve. *Ekologia (Bratislava)*, 36(4): 352–365. <https://doi.org/10.1515/eko-2017-0028>

332. Zhukov, O., Kunah, O., Dubinina, Y., Zhukova, Y., and Ganzha, D. (2019). The effect of soil on spatial variation of the herbaceous layer modulated by overstorey in an Eastern European poplar-willow forest. *Ekologia (Bratislava)*, 38(3): 253–272. <https://doi.org/10.2478/eko-2019-0020>

333. Zhukov, O., Kunah, O., Fedushko, M., Babchenko, A., & Umerova, A. (2021). 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)*, 40(2), 178–188. <https://doi.org/10.2478/eko-2021-0020>

334. Zhukov, O., Kunakh, O., Yorkina, N., & Tutova, A. (2023). Response of soil macrofauna to urban park reconstruction. *Soil Ecology Letters*, 5(2), 220156. <https://doi.org/10.1007/s42832-022-0156-0>

335. Zhukov, O., Lisovets, O., and Molozhon, K. (2023). Differential ecomorphic analysis of urban park vegetation. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 1254 1–21. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1254/1/012023>

336. Zhukov, O., Yorkina, N., Budakova, V., and Kunakh, O. (2021). Terrain and tree stand effect on the spatial variation of the soil penetration resistance in Urban Park. *International Journal of Environmental Studies*, 1–17. <https://doi.org/10.1080/00207233.2021.1932368>

337. Zimaroeva, A. A., Zhukov, O. V., and Ponomarenko, O. L. (2016). Determining spatial parameters of the ecological niche of *Parus major*

(Passeriformes, Paridae) on the base of remote sensing data. *Vestnik Zoologii*, 50(3): 251–258. <https://doi.org/10.1515/vzoo-2016-0029>

338. Zipf, G. K. (1949). Human behavior and the principle of least effort. Addison-Wesley Press, inc.

339. Zymaroieva, A., Zhukov, O., Fedonyuk, T., and Pinkin, A. (2019). Application of geographically weighted principal components analysis based on soybean yield spatial variation for agro-ecological zoning of the territory. *Agronomy Research*, 17(6): 2460–2473. <https://doi.org/10.15159/AR.19.208>

340. Zymaroieva, A., Zhukov, O., Romanchuck, L., and Pinkin, A. (2019). Spatiotemporal dynamics of cereals grains and grain legumes yield in Ukraine. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 25(6): 1107–1113.

ДОДАТОК А
ДОВІДКА ПРО УЧАСТЬ У НДР



**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДНІПРОВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ ОЛЕСЯ ГОНЧАРА**

пр. Науки, 72, м. Дніпро, 49045, телефон (056) 374-98-01, (056) 374-98-22, факс (056) 374-98-42
E-mail: cdnp@dnup.dp.ua, код ЄДРПОУ 02066747

Довідка

Перелік загальноуніверситетських науково-дослідних робіт, наукових грантів
та стипендій за якими працювала Волкова Аліна Миколаївна.

1. НДР «Функціональна роль консументів в антропогенно-трансформованих екосистемах степового Придніпров'я» (2022–2024 рр., № держреєстрації 0122U001455).
2. НДР «Інноваційна концепція застосування принципів і методів дистанційної екології для оцінки впливу воєнних дій на екосистемні послуги» (2023–2025рр., № держреєстрації 0123U101547).

В.о. першого проректора



Валентина СІЛІЧ-БАЛГАБАСВА

ДОДАТОК Б

ВПРОВАДЖЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ

ПОГОДЖЕНО

Проректор з наукової роботи
Дніпровського національного
університету імені Олеся Гончара

Олег МАРЕНКОВ

«__» _____ 2025 р.

ЗАТВЕРДЖЕНО

В.о. проректора з науково-педагогічної
роботи Дніпровського національного
університету імені Олеся Гончара

Наталія ГУК

2025 р.

АКТ

впровадження результатів роботи, поданої на здобуття наукового ступеня
доктора філософії Волкової А.М. «Пертиненція деревостану міського парку» в освітній
процес Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара»

1. 10 лютого 2025 р. вчена рада біолого-екологічного факультету у складі 15 осіб заслухала повідомлення аспірантки Волкової А.М. про результати виконання наукового дослідження.

2. Стисла характеристика результатів дослідження:

В дисертації досліджено роль горизонтальної та вертикальної структури рослинного покриву міського парку як факторів, які обумовлюють його пертіненцію.

У дослідженні виявлено залежність ґрунтових і мікрокліматичних властивостей від структури кронового простору паркового деревостану. Показано, що спектральні індекси можуть бути застосовані для прогнозування просторової мінливості ґрунтово-кліматичних властивостей та показників кронового простору.

Доведено, що пертінентний вплив деревної рослинності проявляє себе у тому, що збільшення фітомаси рослинного угруповання парку сприяє підвищенню вологості та зниженню температури повітря і ґрунту. Розподіл рослинності у межах парку формує специфічні мікрокліматичні ділянки, так у південно-східній частині відзначено «холодний острів», у південній і центральній частинах парку – зону підвищеної атмосферної вологості, у північно-західній – зону зниженої атмосферної вологості. Збільшення фітомаси в градієнті умов едафотопу супроводжується структурною перебудовою деревостану, внаслідок чого зменшується відкритість крони і зменшується кількість сонячної радіації, яка досягає поверхні ґрунту.

Вперше встановлено унікальні просторові закономірності розподілу деревних і трав'янистих угруповань у межах міських паркових екосистем. Надано екоморфічну характеристику угруповань деревних насаджень зони рекреації Ботанічного саду ДНУ імені Олеся Гончара. Запропоновано використання спектральних вегетаційних індексів для прогнозування просторової мінливості ґрунтово-кліматичних характеристик міських парків. Запропоновано практичні рекомендації щодо реконструкції та оптимізації розташування зелених насаджень у міських парках.

Отримані результати дозволять не лише глибше зрозуміти вплив деревостану на довкілля, але й стануть основою для розробки ефективних підходів до управління міськими зеленими зонами в умовах кліматичних змін та урбанізації.

3. Використання в освітньому процесі

Результати дисертаційних досліджень впроваджено в освітній процес кафедри біорізноманіття та екології Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара за освітньою програмою Екологія (спеціальність 101 Екологія) при викладанні дисциплін «Просторова структура біосистем», «Екологічна біоіндикація» та «Просторова екологія».

4. Відомості про впроваджені об'єкти права інтелектуальної власності:

1. О. М. Kunakh, I. A. Ivanko, K. K. Holoborodko, O. I. Lisovets, A. M. Volkova, O. V. Zhukov (2022) Modeling the spatial variation of urban park ecological properties using remote sensing data. *Biosystems Diversity*, vol. 30 No. 3 213-225 <https://doi.org/10.15421/012223> (Фахове видання категорії A, Scopus (WoS)).

2. O.M. Kunakh, I. A. Ivanko, K. K. Holoborodko, O.I. Lisovets, A.M. Volkova, O. V. Zhukov (2022) Urban park layers: Spatial variation in plant community structure. *Biosystems Diversity*, vol. 30 No. 3 274-288 <https://doi.org/10.15421/012230> (Фахове видання категорії A, Scopus (WoS)).

3. O. M. Kunakh, A. M. Volkova, G. F. Tutova, O. V. Zhukov (2023) Diversity of diversity indices: Which diversity measure is better? *Biosystems Diversity*, vol. 31 No. 2 131-146 <https://doi.org/10.15421/012314> (Фахове видання категорії A, Scopus (WoS)).

4. O.M. Kunakh, I. A. Ivanko, K. K. Holoborodko, O. I. Lisovets, A. M. Volkova, O. V. Zhukov (2023) Age estimation of black locust (*Robinia pseudoacacia*) based on morphometric traits. *Biosystems Diversity*, vol. 31 No. 2, p. 222-228 <https://doi.org/10.15421/012324> (Фахове видання категорії A, Scopus (WoS)).

5. Kunakh, O. M., & Volkova, A. M. . (2025). Ecomorphic structure of the dendroflora of a park plantation. *Agrology*, 7(4), 132-137. <https://doi.org/10.32819/202418> (Фахове видання категорії B)

6. А.М. Волкова, О.М. Кунах (2021) Різноманіття угруповання ґрунтової макрофауни аридного Дніпро у межах природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» XI Міжнародна наукова конференція ZOOCENOSIS-2021 «Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах», с. 26-27.

7. A. Volkova, O. Kunakh, O. Hurko (2022) Biological diversity of ground macrofauna dolines of the Dnipro river within the natural reserve «Dnipro-Orilskyi». I All-Ukrainian Scientific and Practical Conference of Young Scientists and Students, p. 16-20. ISBN 978-617-7639-83-0

8. Аліна Волкова, Ольга Кунах (2023) Видовий склад дендрофлори парку імені Ю. Гагаріна м. Дніпро Міжнародна наукова інтернет-конференція «Тенденції та перспективи розвитку науки і освіти в умовах глобалізації» (Вип. 90), с. 5-7.

9. Аліна Волкова, Ірина Іванько, Ольга Кунах (2023) Аналіз видового різноманіття та життєвого стану деревних насаджень парку ім. Ю. Гагаріна м. Дніпро 2nd International Scientific and Practical Internet Conference "Recent Trends in Science" devoted to modern vectors of development., May 4-5, с. 94-97. ISBN 978-617-8293-05-5

10. Кунах О. М., Сідорова Р. В., Волкова А. М. (2023) Оцінка різноманіття угруповань ґрунтової макрофауни IX International Scientific and Practical Conference «SCIENTIFIC PROGRESS: INNOVATIONS, ACHIEVEMENTS AND PROSPECTS» 29-31.05.2023 Мюнхен, Німеччина. с. 32-39. ISBN 978-3-954753-04-8

11. А. М. Волкова, Д. А. Калабухова (2023) Морфометричні показники *Robinia pseudoacacia* парку імені Юрія Гагаріна м. Дніпро. VII міжнародна конференція, присвячена 105-річчю Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара «Zoocenosis-2023. Біорізноманіття і роль тварин в екосистемах. 13-15 листопада 2023 р.», с. 58-59. ISBN 978-617-8139-09-4

5. Пропозиції ради

Запропоновано впровадити результати дисертаційної роботи Волкової Аліни Миколаївни «Пертиненція деревостану міського парку» в освітній процес Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара.

Голова вченої ради
біолого-екологічного факультету,
д.б.н., проф.

Олена СЕВЕРИНОВСЬКА

АКТ

впровадження результатів дисертаційної роботи Волкової Аліни Миколаївни «Пертиненція деревостану міського парку» в практичну діяльність природного заповідника «Дніпровсько-Орільський»

Даний акт засвідчує, що в результаті виконання договору про науково-технічне співробітництво між Дніпровським національним університетом імені Олеся Гончара (ДНУ) та природним заповідником «Дніпровсько-Орільський» (№01/23 від 20.01.2023 р.) наукові результати, які були отримані Волковою А. М. при виконанні дисертаційного дослідження «Пертиненція деревостану міського парку», впроваджені в практичну діяльність заповідника.

Результати дисертаційних досліджень лягли в основу «Методики менеджменту штучних лісових насаджень із застосуванням екоморфічного аналізу та оцінки вегетаційних індексів, отриманих шляхом аналізу даних дистанційного зондування», яка була надана до заповіднику та впроваджена у роботу з метою збереження деревних насаджень та для підтримки біологічного різноманіття тваринних угруповань.

Директор
природного заповідника
«Дніпровсько-Орільський»,
канд. біол. наук



Марія ТРИФАНОВА

ДОДАТОК В

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Волкової Аліни Миколаївни

№ п/п	Назва	Характер роботи	Вихідні дані	Обсяг	Співавтори
1	2	3	4	5	6
1	Modeling the spatial variation of urban park ecological properties using remote sensing data	Стаття	Biosystems Diversity, vol. 30 No. 3 (2022) 213-225 https://doi.org/10.15421/012223	13 сторінок	Kunakh O. M., Ivanko I. A., Holoborodko K. K., Lisovets O. I., Zhukov O. V.
2	Urban park layers: Spatial variation in plant community structure	Стаття	Biosystems Diversity, vol. 30 No. 3 (2022) 274-288 https://doi.org/10.15421/012230	15 сторінок	Kunakh O. M., Ivanko I. A., Holoborodko K. K., Lisovets O. I., Zhukov O. V.
3	Age estimation of black locust (<i>Robinia pseudoacacia</i>) based on morphometric traits	Стаття	Biosystems Diversity, vol. 31 No. 2 (2023) 222-228 https://doi.org/10.15421/012324	7 сторінок	Kunakh O. M., Ivanko I. A., Holoborodko K. K., Zhukov O. V.
4	Diversity of diversity in dices: Which diversity measure is better?	Стаття	Biosystems Diversity, vol. 31 No. 2 (2023) 131-146 https://doi.org/10.15421/012314	16 сторінок	Kunakh O. M., Tutova G. F., Zhukov, O. V.
5	Ecomorphic structure of the dendroflora of, a park plantation	Стаття	Agrology, 7(4), (2025), 132-137. Retrieved from https://agrologyjournal.com/index.php/agrology/article/view/158	6 сторінок	Kunakh O. M.
6	Різноманіття угруповання ґрунтової макрофауни арени р. Дніпро у межах природного заповідника «Дніпровсько-Орільський»	Тези	XI Міжнародна наукова конференція ZOOCENOSIS-2021 «Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах», 2021, с. 26-27	3 сторінки	О.М. Кунах
7	Biological diversity of ground macrofauna dolines of the Dnipro river with in the natural reserve «Dnipro-Orilskyi»	Тези	I All-Ukrainian Scientific and Practical Conference of Young Scientists and Students, 2022, p. 16-20	5 сторінок	O. Kunakh, O. Hurko
8	Оцінка різноманіття	Тези	IX	7	Кунах О. М.,

	угруповань ґрунтової макрофауни.		International Scientific and Practical Conference «SCIENTIFIC PROGRESS: INNOVATIONS, ACHIEVEMENTS AND PROSPECTS» 29-31.05.2023 Мюнхен, Німеччина. с. 32-39	сторінок	Сідорова Р. В.
9	Аналіз видового різноманіття та життєвого стану деревних насаджень парку ім. Ю. Гагаріна м. Дніпро.	Тези	Recent Trends in Science: Proceedings of the 2nd International Scientific and Practical Internet Conference, May 4-5, 2023. с. 94-97.	3 сторінки	Ірина Іванько, Ольга Кунах
10	Морфометричні показники <i>Robinia pseudoacacia</i> парку імені Юрія Гагаріна м. Дніпро	Тези	VII міжнародна конференція, присвячена 105-річчю Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара «Zoocenosis-2023. Біорізноманіття і роль тварин в екосистемах. 13-15 листопада 2023 р.», с. 58-59	2 сторінки	Д.Калабухова
11	Видовий склад дендрофлори парку імені Ю. Гагаріна м. Дніпро.	Тези	Міжнародна наукова інтернет-конференція «Тенденції та перспективи розвитку науки і освіти в умовах глобалізації» (Вип. 90) 2023, с. 5-7	3 сторінки	Ольга Кунах

Здобувач

(Аліна ВОЛКОВА)

Список завіряю:

Декан
біолого-екологічного
факультету

(Олена СЕВЕРИНОВСЬКА)

Вчений секретар

(Тетяна ХОДАНЕН)

