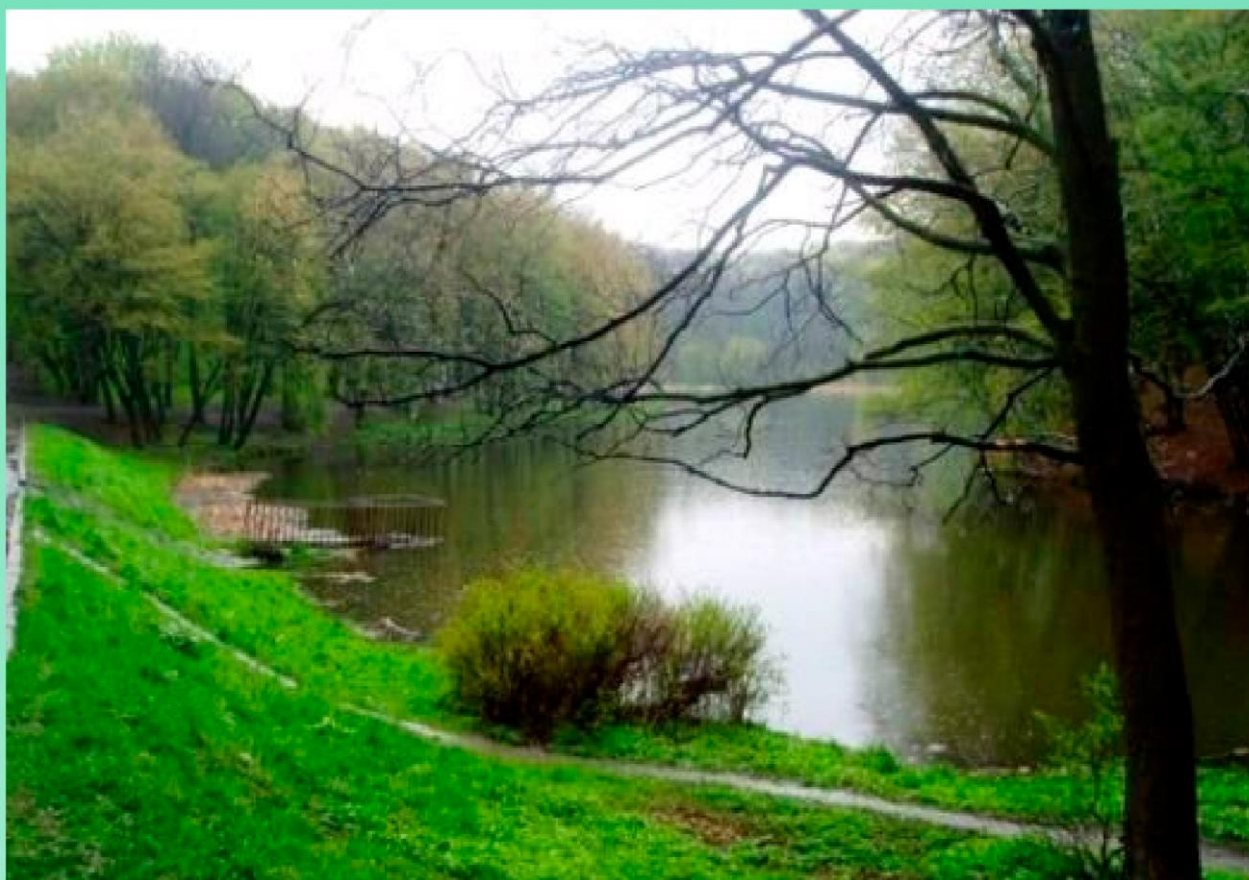


**ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України»
Institute for Evolutionary Ecology of the National Academy of Science
of Ukraine**

В.В. Лавров, Н.В. Мірошник, Т.В. Шупова, І.К. Тесленко, Г.Ю. Гончар

**Методичні рекомендації
Наукові основи інтегрального оцінювання паркових
лісових екосистем в умовах великого міста**



Київ – 2021

УДК 574.47+598.574.472:504.064.2:504.73.03:630*

Лавров В.В., Мірошник Н.В., Шупова Т.В., Тесленко І.К., Гончар Г.Ю. Наукові основи інтегрального оцінювання паркових лісових екосистем в умовах великого міста. Методичні рекомендації / під заг. редакцією д.с.-г.н. проф. В.В. Лаврова. – Київ, 2021. – 68 с.

Запропоновано принципи і методи інтегрального оцінювання стану паркових лісових екосистем та визначення рівня їх дестабілізації в умовах антропогенного впливу великого міста (на прикладі м. Києва). Для синекологічного виявлення порушень екосистем доцільно системний і структурний підходи погоджено застосовувати за рівнями організації живого та структурно-функціональною організацією. Розроблено систему інтегральних показників: індекс антропогенного навантаження (*Jan*), який синтезує результати 24 базових показників та двох похідних показників (показник загального рекреаційного навантаження на парк; коефіцієнт порушеності території), індекс структурного різноманіття (модифікований), показник вагомості впливу (*W*), індекс природної цінності (*natural value index, Inv*). Враховано біотичне різноманіття угруповань рослин, птахів та диких бджіл у 7 парках м. Києва.

Інтегральне оцінювання стану паркових лісових екосистем в умовах великого міста сприятиме більш адекватному виявленню механізмів впливу негативних чинників, синекологічному уточненню розподілу ефектів порушення в паркових екосистемах, встановленню ступенів вразливості їх структурних елементів, визначенню напрямів і темпів деградації. Це дасть змогу точніше виявити просторовий розподіл найгостріших екологічних проблем міст, провести зонування їх території за ступенем порушення паркових екосистем, картографування з відображенням структури та векторів їх трансформації. Ці дані доцільно використовувати для оптимізації принципів містобудування й розвитку міст на сучасних урбоєкологічних засадах. Вони сприятимуть своєчасному й ефективному здійсненню превентивних, планових та екстремальних заходів щодо створення парків і зелених зон, їх охорони, захисту, відновлення, оптимізації та підтримування розвитку, збільшення їх екологічної ролі як стабілізуючої складової урбоєкосистеми.

Методичні рекомендації розроблено у ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України» у межах НДР «Біоіндикаційна оцінка стану паркових екосистем м. Києва» (№ДР 0117U004323; 2017–2021 рр.) за співпраці з Білоцерківським національним аграрним університетом.

Рецензенти:

Доктор біологічних наук с.н.с. М.В. Нецветов

Доктор біологічних наук професор Н.О. Риженко

Затверджено до друку вченою радою ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»,
протокол від «11» грудня 2020 р. № 10

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ	4
ВСТУП.....	5
РОЗДІЛ 1. РОЗВИТОК МЕТОДИЧНИХ ПІДХОДІВ ДО ОЦІНЮВАННЯ СТАНУ І ДИНАМІКИ ПАРКОВИХ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ	7
1.1. Методологічні проблеми оцінювання стану паркових лісових екосистем в умовах антропогенного навантаження.....	7
1.2. Розробка інтегральних показників оцінювання стану ПЛЕ.....	8
РОЗДІЛ 2. УМОВИ РЕГІОНУ ДОСЛІДЖЕННЯ	9
2.1. Об'єкти та природні умови дослідження	9
2.2. Чинники антропогенного впливу на екосистеми великого міста (на прикладі м. Києва)...	10
2.3. Характеристика зеленої зони міста	11
2.4. Еколого-функціональна класифікація паркових лісових екосистем (на прикладі м. Києва)	13
2.5. Еколого-функціональна класифікація ПЛЕ	14
РОЗДІЛ 3. МЕТОДИКА ЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ НА ТЕРИТОРІЇ ПАРКОВИХ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ	18
РОЗДІЛ 4. ПРИНЦИПИ ВИБОРУ КРИТЕРІЇВ І ПОКАЗНИКІВ ІНТЕГРАЛЬНОГО ОЦІНЮВАННЯ КОМПЛЕКСНОГО АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПАРКОВІ ЛІСОВІ ЕКОСИСТЕМИ ВЕЛИКОГО МІСТА	25
4.1. Зміст і методи розрахунку критеріїв і показників інтегрального оцінювання ПЛЕ	25
4.2. Принципи деталізації, вектори та алгоритми інтегрального оцінювання стану ПЛЕ	33
4.3. Визначення напрямів використання запропонованих індексів і їх практична цінність	33
РОЗДІЛ 5. БАГАТОКРИТЕРІАЛЬНА ОЦІНКА СТАНУ І СТРУКТУРИ ПЛЕ ПЕВНОГО РІВНЯ ТАКСОНОМІЇ	34
5.1. Оцінка стану насаджень парку	34
5.2. Екологічна характеристика трав'яного ярусу парку	35
5.3. Структура авіфауни парку	44
5.4. Лектична спеціалізація диких бджіл (<i>Hymenoptera</i> , <i>Apoidea</i>) в умовах міста Києва	45
5.5. Інтегральна оцінка стану і структури парків великого міста	47
ПІСЛЯМОВА	53
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	55
ДОДАТОК 1. Терміни та визначення понять	61
ДОДАТОК 2. Облікова картка (паспорт) об'єкта – паркової лісової екосистеми	63
ДОДАТОК 3. Лісівничо-таксаційна і санітарна характеристика досліджуваних деревостанів парку «Перемога»	65
АДРЕСА ДЛЯ ДОВІДОК І КОНСУЛЬТАЦІЙ	68

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

ПП	пробна площа
ПЛЕ	паркові лісові екосистеми
НПС	навколишнє природне середовище
ГДН	гранично допустимі навантаження
НБС	Національний ботанічний сад

Автори щиро вдячні академіку НАН України, професору В.Г. Радченку за допомогу та підтримку. Висловлюємо велику подяку д. геогр. н., професору Ю.Г. Тютюннику за цінні поради та допомогу. Вдячні шановним рецензентам д.б.н. М.В. Нецетову, д.б.н. проф. Н.О. Риженко та д.б.н. с.н.с. О.В. Тертичний за цінні поради та зауваження.

ВСТУП

Дотримуючись загальноновизнаних принципів урбоекології, стан паркових екосистем зеленої зони населених пунктів розглядають у векторі глобального процесу – урбанізації, особливо у великих містах (Кучерявий, 2001; Моніторинг та підвищення стійкості ..., 2011; Speaka et al., 2015; Livesley et al., 2016; Davies, Lafortezza, 2017; Boulton et al., 2018; Cavender, Donnelly, 2019; Conway et al., 2019; Chi et al., 2020; Cui et al., 2020; Hang et al., 2020; Majekodunmi et al., 2020; Cui et al., 2020; Hegetschweiler et al., 2017; Huff et al., 2020). Важливо зберігати різноманітність ландшафтів та екосистем, покращувати способи їх дослідження та догляду (Labiosa et al., 2013; Elmqvist et al., 2013; Conway et al., 2019; Cui et al., 2020; Huff et al., 2020; Chi et al., 2020; Cui et al., 2020); зберігати зелену інфраструктуру у межах міст для надання ними екосистемних послуг (Long et al., 2014; Hegetschweiler et al., 2017; Conway et al., 2019; Majekodunmi et al., 2020). Біотична складова екосистем урбанізованих територій знаходиться під надмірним негативним впливом факторів антропогенного походження, що є одним з неминучих та сильнодіючих складових цивілізації. Джерела антропогенного впливу на зелені насадження у межах міського середовища, зазвичай, представлені великими об'єктами енергетичної галузі, промисловими підприємствами, автотранспортом, інтенсивним рекреаційним навантаженням, полігонами твердих побутових відходів. Тому у містах, зазвичай, виникає комплекс екологічних проблем, спричинених абіотичним та біологічним забрудненням довкілля – атмосфери (особливо автотранспортом), водойм, ґрунтів, а також рекреаційним навантаженням. Повітря і ґрунти забруднені твердими частинками (пилом, сажею, попелом), газами, аерозолями, фільтратами сміттєзвалищ, важкими металами та іншими шкідливими речовинами, які спричиняють не тільки негативний вплив на все живе у мегаполісі, але й під впливом зовнішніх умов перетворюються у комплекси інших речовин з непередбачуваними властивостями і непрогнозованими наслідками для біотичних і абіотичних об'єктів довкілля і для людини. Змішування різних за властивостями та походженням забруднювачів, їх взаємодія може призводити до адитивних і навіть синергічних ефектів, серйозно ускладнюючи оцінку впливу кожного компонента забруднення та прогноз наслідків для екосистеми міста та здоров'я людини.

Проблеми екологічного контролю, оцінювання та прогнозування стану навколишнього середовища, біотичних об'єктів на урбанізованих територіях постійно привертають увагу фахівців (Моніторинг та підвищення стійкості ..., 2011; Elmqvist et al., 2013; Long et al., 2014; Hegetschweiler et al., 2017; Conway et al., 2019; Cui et al., 2020; Huff et al., 2020; Chi et al., 2020; Cui et al., 2020; Majekodunmi et al., 2020). Оскільки у містах проживає більша частина населення промислово розвинених країн і, водночас, в цих же зонах сконцентрована основна частина виробництв з великими за обсягом викидами і скидами токсичних відходів, небезпечних для населення і живої природи.

В умовах комплексного антропогенного навантаження одним із найскладніших питань є встановлення межі незворотності патологічних процесів в екосистемах, які необхідні для удосконалення норм регулювання різних видів антропогенних навантажень (Александрова и др., 1998; Лебедева и др., 1998; Ворон, 1999; Khatri, Tyagi, 2015; Issaka, Ashraf, 2017). Відомо, що біологічна стійкість екосистем істотно залежить від ступеня відповідності структури біоти певному екотопу, яка формується упродовж тривалого часу еволюції екосистем і підтримується численними механізмами різної природи (Лавров та ін., 2016; Николаевский, 1996). Тому граничнодопустимі навантаження необхідно визначати за найчутливішими видами біоти та/або за найчутливішими функціями екосистеми (зниженням фотосинтезу, продуктивності, тощо) (Ворон, 1999; Лавров, 2003; Лавров та ін., 2016; Khatri, Tyagi, 2015; Issaka, Ashraf, 2017). Проте ці проблеми досі не розв'язані за складності, зумовленої значним різноманіттям джерел негативних чинників, їх кількості і якості, а також ускладненими ефектами сумісної дії різних за характеристикою чинників (Ворон, 1999; Лавров та ін., 2016). Важливо, що, відокремлюючи стан розвитку живих організмів та їх угруповань від функціональних зв'язків системи, дослідник не отримує повної картини розвитку екосистеми,

її підсистем і не має можливості надати об'єктивний прогноз її майбутнього, та, відповідно, нагальних рекомендацій щодо підтримання її гомеостазу та збереження у ландшафті.

Наразі роль рослин у вирішенні проблем міста доволі добре вивчена, визначено засади озеленення населених пунктів, розроблено відповідні асортименти деревних, чагарникових і квіткових видів, успішно реалізовано різноманітні проекти з урахуванням природних зон та антропогенних умов. Проте далеко не всі еколого-біологічні аспекти відносин «рослина–місто» досліджені достатньою мірою. Наприклад, не всі аспекти охоплені при вивченні динаміки стану фітоценозів, паркових екосистем в умовах комплексного впливу факторів міського середовища, не розроблені методи універсального інтегрального оцінювання за комплексом показників стану і структури біоценозу, не достатньо вивчені зв'язки і взаємодії структурно-функціональних компонентів екосистем, не вичерпані дослідження явищ адаптації до техногенно зміненого середовища існування на рівні видів, популяцій, екосистем. Залишається мало з'ясованою роль рослин у відновлювальних процесах екосистем при зменшенні антропогенного тиску.

Загальновизнано, що перспективними шляхами стабілізації урбоєкосистеми є оптимізація структурно-функціональної організації її біотичної складової. Останнє істотно залежить від підвищення стійкості, довговічності, ємності та інших показників паркових лісових екосистем (ПЛЕ), зелених зон міст загалом, а також ефективності продукування ними екосистемних послуг. Для з'ясування стійкості екосистем доцільно застосовувати біоіндикаційні методи. Оскільки розробка методики інтегрального оцінювання стану ПЛЕ в умовах комплексного антропогенного навантаження є актуальним завданням, то метою роботи була розробка принципів і критеріїв синекологічного удосконалення методичних основ інтегрального оцінювання стану паркових лісових екосистем в умовах великого міста.

Дотримуючись методологічних принципів урбоєкології та біоіндикації ПЛЕ вивчали як складники (підсистеми) у системі зелених насаджень міста. З'ясовували реакцію цих екосистем на певний вид та рівень комплексного антропогенного навантаження за трьома найвпливовішими векторами: забруднення територій та акваторій викидами промисловості, автотранспорту, твердими відходами, рекреаційний вплив. У дослідженні використано терміни, тлумачення яких наведено у додатку 1.

РОЗДІЛ 1. РОЗВИТОК МЕТОДИЧНИХ ПІДХОДІВ ДО ОЦІНЮВАННЯ СТАНУ І ДИНАМІКИ ПАРКОВИХ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ

1.1 Методологічні проблеми оцінювання стану паркових лісових екосистем в умовах антропогенного навантаження

Суспільство здавна прагне до встановлення балансу між розвитком економіки та природою, гармонізуючи забезпечення людей матеріальними і духовними благами зі збереженням природних екосистем, без яких неможливо мати сприятливі умови існування для всього живого. У містах цього досягти важче, ніж у довколишніх ландшафтах, оскільки урбоекосистеми є штучними утвореннями. Їх біотичні складові мають бути оптимально організованими у просторі і часі задля максимального використання їх природного потенціалу. Вони потребують значної підтримки для збереження, забезпечення життєздатності, нормального розвитку, функціонування та продукування корисних екологічних послуг. Одним із шляхів вирішення цього багатокомпонентного питання є озеленення (тобто вбудовування природних лісів і лісонасаджень у міську екосистему) – єдиний універсальний засіб поліпшення стану міського середовища, оскільки тільки за присутності системи природних або близьких до природних ландшафтів можливі оздоровлення та стабілізація урбоекосистем (Long et al., 2014; Hegetschweiler et al., 2017; Conway et al., 2019; Cui et al., 2020; Huff et al., 2020; Chi et al., 2020; Cui et al., 2020; Majekodunmi et al., 2020).

Паркові лісові екосистеми – це складні за будовою природні і напівприродні екосистеми, яким характерні прості (адитивні) і складні (неадитивні) властивості [70]. Стан ПЛЕ є показником певної рівноваги «потреби-можливості» у її взаємодії з урбанізованим середовищем. Його оцінювання потребує системного та багатофакторного аналізу. Проте досі наявні методичні підходи щодо оцінювання стану екосистем і процесів їх динаміки мають недоліки. Вони не охоплюють спектр усіх чинників, діапазону їх впливів та відповідей екосистеми на збурення внаслідок складної ієрархічної будови екосистем і їх реакцій та значного переліку і відмінності за сутнісними показниками чинників, багатовекторності їхньої дії. Різні характеристики сумісних і несумісних впливів породжують невизначеність оцінок через різноманітну спрямованість й відмінні режими протікання процесів і явищ, а також за різних розмірностей їх вимірів і внаслідок використання різних методик. Розмірностей позбуваються через нормування, переходу до індексів, але немає уніфікованих індексів, оскільки залежно від умов вивчення різні дослідники нормують індекси різними способами, що унеможливорює їх порівняння та отримання загальних тенденцій розвитку процесів. Останнього можна досягти застосуванням GIS технологій, але тут втрачається точність відображення даних через надмірне узагальнення. Процедура кількісного ранжування певних чинників ускладнена невизначеністю та суб'єктивністю, оскільки у кількісні і якісні шкали закладено принцип експертних або формалізованих оцінок [27], що створює перепони для їх порівняння та агрегації в індексні показники. Усе це зумовлює недосконалість інтегральних підходів до оцінювання стану екосистем [24]. Дослідники нівелюють ці розбіжності різними методами – створюють комплексні оцінки за групами характеристик; рівнями організації живого та структурною організацією (системний підхід) [50, 70, 85]. Проте щодо вивчення стану і функціонування екосистем в умовах антропогенного навантаження, яке різною мірою впливає на їх структурні компоненти, ці підходи досі знаходяться лише на початку розроблення. Наразі актуалізується використання нових теорій у діагностиці антропогенної трансформації природних екосистем, зокрема теорії біотичної регуляції [50], теорії екологічних ніш [49], елементаризації екосистемних підходів [101, 120] тощо.

Загалом фахівцями визнано, що базовими інтегральними показниками оцінювання стану ПЛЕ є: структура біорізноманіття; його відповідність екотопам; різні системи показників реакції–відповіді екосистеми на антропогенний вплив. Методологічними проблемами залишаються: визначення критеріїв виявлення лімітуючих розвиток певних типів екосистем антропогенних чинників; вибір адекватних об'єктів дослідження; найбільш репрезентативних

та коректних показників діагностики змін екосистеми; оцінювання і розмежування показників відповіді екосистеми на збурення за джерелами впливу; гармонізація можливостей і методів їх вимірювання. Тому ці проблеми потребують розв'язання.

В умовах збільшення антропогенного пресу, погіршення його контролю та регулювання зростає необхідність удосконалення системи індикаторів для оцінювання стану зміненого середовища, трансформованих екосистем, природних ресурсів та визначення напрямів й прогнозу їх динаміки. Проте досі роль ПЛЕ у збереженні біорізноманіття, підтриманні стабільності ландшафтних екосистем, як об'єкта моніторингу антропогенних змін, вивчена недостатньо.

1.2. Розробка інтегральних показників оцінювання стану ПЛЕ

Доведено, що популяції й угруповання видів відгукуються змінами структури на зовнішні впливи як природного, так і антропогенного походження. Тому структурні характеристики популяцій (чисельність, структура – демографічна, статева, віталітетна, генотипова та ін.) і угруповань (число видів, певних таксономічних та екологічних груп, їх співвідношення) є інформаційними індикаторами якісних та кількісних порушень екосистеми [27]. Важливе місце в аналізі великих масивів даних займають методи формування інтегральних показників (індексів) стану досліджуваних об'єктів або систем. Інтегральний показник є способом інформативної ієрархічної згортки безлічі початкових показників в один, що дає змогу суттєво спростити роботу з даними, завдяки пришвидшенню розрахунку та спрощенню інтерпретації та підвищити якість аналізу, оцінки, порівняння складних систем за множиною початкових показників, як кожен окремо, так і декілька разом [24]. В екології для надання порівняльності різносутнісним екологічним об'єктам та їх характеристикам застосовують певні системи інтегральних і комплексних індексів, що характеризують різні структурні компоненти природних екосистем [13, 70, 73, 74, 85, 107, 109, 101, 117]. Це дає змогу характеризувати розвиток аналізованих процесів у часі і просторі, виявляти зміни структури внутрішньосистемних і міжсистемних взаємозв'язків і роль певних чинників у динаміці складних систем [70, 74, 84]. Загалом, показники інтегрального оцінювання стану ПЛЕ мають відповідати таким вимогам:

- змістовність – описувати суть явищ, бути нескладними у визначенні, логічно зрозумілими;
- універсальність – мають підходити для оцінювання різних ПЛЕ у межах будь-якої урбоекосистеми, піддаватися автоматизованому накопиченню і обробці;
- інформативність – мінімальна кількість показників має забезпечувати максимально повний і надійний опис стану ПЛЕ;
- порівнюваність – усі характеристики ПЛЕ мають бути порівнюваними.

У різних країнах, у т.ч. в Україні, уже є позитивний досвід з оцінювання за інтегральними показниками загроз екосистемам, ступеня окультуреності або гемеробії рослинного покриву на рівнях виду, угруповання та екосистеми [11, 35, 36, 54], стану екосистем різних рангів [31, 73, 74, 115] та певних антропогенно порушених територій. Індекси інтегрального оцінювання антропогенного навантаження на певні екосистеми за різними показниками розроблені [17, 41, 66, 69, 85, 109]. Зокрема в гідроекології розроблено та апробовано індекс біологічної цілісності *Index of biological integrity (IBI)* [13, 107]. Використовують різні комбінації характеристик екосистем, біотопів або територій. О.В. Бедной [26, 27] запропоновано індекс структурного різноманіття H_{str} , що вказує на змінність структури лісової екосистеми, як непрямий показник збереженості лісового видового різноманіття та середовища [27, 84] і спрямованості процесів в екосистемі. Добре апробованим та загальновизнаним інтегральним показником оцінювання стану лісових екосистем є індекс стану деревостану [85], який відбиває стійкість до певного впливу та продуктивність деревостану (за приростом по діаметру або по висоті дерев, площею поперечного перетину

стовбурів або за запасом деревини) [85]. У якості характеристики абіотичної складової екосистем визначають рівні акустичного та аеротехногенного забруднення [28, 85]. Проте інтегрального індексу для оцінювання стану паркових екосистем досі не розроблено.

Водночас, варто зазначити, що недоліком кількісних методів оцінювання ПЛЕ є неузгодженість точності і детальності оцінки та повноти охоплення всіх чинників, що звужує область їх використання, потребує уточнень, розпорошує результати, заважає сформувати цілісне уявлення про стан ПЛЕ в даний відрізок часу [24]. Тому використання інтегрального індексу стану ПЛЕ доцільне у тих випадках, коли необхідна різнопланова й різносутнісна інформація про екологічну роль ПЛЕ, ефективність використання їх природного потенціалу у місті для: здійснення районування чи картографування території міста, планування (удосконалення) природоохоронної діяльності, обґрунтування будівництва (чи розміщення) певних підприємств чи інженерних споруд, розбудови міста чи певного його району тощо. Такі дані актуальні також для оцінки наслідків зазначених видів діяльності.

РОЗДІЛ 2. . ОБ'ЄКТ, ПРЕДМЕТ, МЕТОДОЛОГІЧНІ ПРИНЦИПИ І УМОВИ ДОСЛІДЖЕННЯ, ХАРАКТЕРИСТИКА ЗЕЛЕНОЇ ЗОНИ МІСТА

2.1. Об'єкт і предмет дослідження

Об'єкт дослідження – стан, структура та розвиток паркових лісових екосистем в умовах міста як урбоекосистеми.

Предмет дослідження – принципи, критерії і методи інтегрального оцінювання стану паркових лісових екосистем та визначення рівня їх дестабілізації в умовах антропогенного впливу міста за трьома категоріальними групами характеристики організації складних екосистем: структурно-функціональним, рівнями організації живого, диференціацією екологічних ніш.

Паркові лісові екосистеми – природні структурні блоки урбоекосистеми [71], які є функціональною сукупністю живих істот і zdeформованого людиною абіотичного середовища, без людини, її соціально-економічних, демографічних, гуманітарних, технологічних та інших структур. У нашому розумінні, **паркова лісова екосистема** – це природна чи природно-антропогенна неповночленна і субсидована людиною екосистема із деревостаном чи деревно-чагарниковим фітоценозом, в межах якої можуть бути просторово організовані і гармонізовані в систему природні компоненти, ландшафтні комплекси та малі архітектурні форми і споруди, поєднані дорожньо-транспортною мережею, що разом створюють певний архітектурний ландшафтний об'єкт, природна стійкість і структура якого підтримуються людиною, задля забезпечення екологічно збалансованого розвитку урбоекосистеми. Інші визначення ПЛЕ наведено у додатку 1.

Природні умови дослідження – це умови існування паркових лісових екосистем. Для розробки методичних рекомендацій обрано м. Київ – найзначніше місто України (місто-мільйонер за класифікацією міст Ф.Д.Заставного, 1990), столиця, промисловий, науковий і культурний центр країни; розташований в центрі Східної Європи, на півночі України, на кордоні Полісся і Лісостепу по обидва боки річки Дніпро, що визначає складність і контрастність його ландшафтної структури. Площа міста 836 км², включаючи зелену зону (460 км² або 55%), акваторії (62 км², 7%), штучні урбоекосистеми (314 км², 38%), забудовані землі міста 364,0 км² (43,5%) [108, 112]. Сукупне населення Києва, разом з незареєстрованими громадянами становить 3,14 млн осіб [79, 112]. Разом з оточуючими передмістями Київ утворює Київську агломерацію із сукупним населенням за різними оцінками від 3,4 до 5 млн жителів і є показовим об'єктом значного антропогенного навантаження. Мегаполіс має потужну систему зелених насаджень і об'єктів природно-заповідного фонду, які виконують функції збереження біорізноманіття та оселищ живих організмів, ландшафтів, ґрунтів від деградації; середовищеутворювальну, захисну, поглинальну та буферну; запобігання фрагментації та переривання ареалів поширення видів, що є основною передумовою збереження біосфери; оздоровлення населення, зменшення соціальної напруги.

2.2. Методологічні принципи дослідження

Методологічною основою розробки методики інтегрального оцінювання стану ПЛЕ в умовах комплексного антропогенного навантаження були методичні підходи щодо інтегрального, синекоекологічного оцінювання з урахуванням основних чинників, що трансформують НПС внаслідок впливу людини. Для вивчення фітоценотичного покриву ПЛЕ використали підходи екоклімного (або градієнтного) аналізу, який дає змогу виявити напрями градієнтів видових популяцій і характер зміни параметрів угруповання за градієнтами середовища [72]. Екокліном вважали серію біоценозів (екосистем) разом з градієнтом середовища, на який вони активно впливають. Під **градієнтом урбанізації природного середовища** розуміли послідовність (серію) ПЛЕ, в яких поступово, у результаті хронічного і гострого впливу різноманітних видів діяльності людини збільшується ступінь трансформації структурно-функціональної організації, умов внутрішньосистемного середовища та зростає

відхилення їхнього розвитку від природного напрямку. За градієнтом урбанізації, пересуваючись з центру міста (де ступінь антропогенізації має найвищі значення) до периферії (з умовно найменшим ступенем антропогенізації), характеризували ценоклинну закономірність розташування рослинних угруповань ПЛЕ та угруповань тварин, що їх населяють.

Роботу здійснено за такими етапами:

- 1) формування системи базових і похідних показників, що характеризують рівень антропогенного навантаження на територію та відповідь ПЛЕ на збурюючі чинники на різних рівнях організації життя (організм, популяція, угруповання, екосистема) та за структурно-функціональною організацією ПЛЕ;
- 2) обґрунтування алгоритму розрахунку інтегральних індексів антропогенного навантаження на ПЛЕ для визначення напрямку деградаційних процесів та рівня дестабілізації ПЛЕ;
- 3) верифікація запропонованих алгоритмів на об'єктах НПС у межах урбоекосистеми мегаполіса;
- 4) зонування і картування зеленої зони міста за результатами статистичного аналізу даних.

Зміни стану і структури ПЛЕ оцінювали із застосуванням системного, структурного та міждисциплінарного підходів, що дає можливість синекологічно виявити розподіл в екосистемі наслідків різних за походженням і характером впливу (природа, сила і режим дії у просторі і часі) негативних чинників міста. Середовище існування ПЛЕ – урбоекосистему розглядали як багаторівневе, ієрархічне та структурно єдине ціле з узгодженим функціонуванням усіх її елементів, підсистем, у т.ч. й ПЛЕ. Кожний елемент урбоекосистеми та ПЛЕ досліджували за певними ієрархічними рівнями організації живого, дотримуючись принципу емерджентності і враховуючи зв'язки та взаємодії певного елемента з іншими елементами екосистем як у межах ПЛЕ, так і між елементами ПЛЕ і елементами урбоекосистеми. Це дало змогу з'ясувати розподіл ефектів впливу негативних чинників у структурі паркових екосистем та виявити її зміни внаслідок перемін певних її ланок на інтегральному градієнті рівнів комплексного антропогенного навантаження у досліджуваних районах міста.

У польових дослідженнях застосовано методи: реєструвальна біоіндикація на різних рівнях організації живого; системного, порівняльного, градієнтного аналізу та методи екологічних профілів; польові (лісівничо-таксаційні, еколого-флористичні, геоботанічні, еколого-фауністичні); лабораторні; аналітичні, математично-статистичні з подальшою картографічною обробкою фактичних і фондових матеріалів щодо формування і розвитку паркових екосистем у межах великого міста.

2.3. Умови існування паркових лісових екосистем

Природні умови. Своєрідність і різноманітність природних умов Києва пов'язані з його розташуванням на межі фізико-географічних зон: лісостепової та лісової (Київське Полісся). Північна частина міста розташована у Поліській низовині, південно-західна (правобережна) – на Придніпровській височині, південно-східна (лівобережна) – у Придніпровській низовині. Розташування у межах середньої течії широкої долини Дніпра та у двох фізико-географічних зонах, визначає складність і контрастність ландшафтної структури території міста. До ландшафтів мішано-лісового (поліського) типу віднесено підвищені моренно-воднольодовикові, знижені озерно-воднольодовикові, знижені давньоалювіальні терасові рівнини та схили з дерново-підзолистими та дерновими піщаними, супіщаними і пілуватопіщаними ґрунтами, що сформувались під свіжими борами й суборами. Рівнинні урочища моренно-воднольодовикової рівнини є фоновими в північно-західній і північній частинах міста (масиви Біличі, Новобіличі, Берковець, Пуща-Водиця, Виноградар, Вітряні

Гори, Нивки, Сирець) [52]. Лісостепова зона представлена ландшафтами широколистяно-лісового типу, підвищеними акумулятивно-денудаційними лесовими рівнинами і схилами з сірими ясно- та темно-сірими лісовими суглинковими і легкосуглинковими ґрунтами, які сформувалися під свіжими дібровами, судібровами і різнотравно-злаковими формаціями. Геосистеми лісостепового типу розвинуті в центральній, південній і південно-західній частинах міста (Лук'янівка, Замкова Гора, Старокиївська Гора, Печерськ, Чорна Гора, Лиса Гора, Батієва Гора, Байкова Гора, Голосіїв, Теремки) [52].

Чинники антропогенного впливу на екосистеми великого міста (на прикладі м. Києва). Екосистеми міста, зазвичай, зазнають комплексного антропогенного впливу за чотирма основними векторами: 1) порушення міською забудовою території (рослинного і ґрунтового покриву) і акваторії (змінюю умов поверхневого і руслового стоку, забором води і скидами, 2) забруднення промисловими викидами і скидами, 3) забруднення автотранспортом та розчленування фітоценозів автошляхами, 4) рекреаційний вплив. На стан паркових екосистем мегаполісу «м. Київ» зазначені групи чинників найбільше впливають через: 1) забруднення повітря промисловими і автотранспортними викидами, 2) порушення міською забудовою (кількісна і якісна зміна та перерозподіл) поверхневого і руслового стоку, 3) забруднення водойм скидами промислових і комунальних підприємств, 4) розчленування фітоценозів автошляхами. Вплив на ПЛЕ забруднення повітря підсилюється змінами кліматичних умов та процесів урбанізації. Наслідки рекреаційного навантаження зростають зі збільшенням крутизни схилів, що проявляється в інтенсивності водної ерозії ґрунтів. Синантропізація та адвентивізація флори і орнітофауни зростає залежно від привабливості і доступності (відвідуваності рекреантами) ПЛЕ.

Екологічний стан НПС м. Києва є доволі напруженим. На його території знаходяться шість небезпечних об'єктів (водопровідні станції, завод спалення відходів, ТЕЦ). В атмосферне повітря здійснюють викиди забруднювальних речовин понад 400 суб'єктів підприємницької діяльності. Особливо небезпечними є підприємства енергетики: структурний відокремлений підрозділ «Київські теплові мережі», ПАТ «Київенерго», який для обігріву води на потреби міста використовує чотири станції теплопостачання, 178 котелень, 2556 теплових пунктів, серед них найбільші ТЕЦ-5, ТЕЦ-6 і ТЕЦ-4 (Дарницька ТЕЦ), завод з переробки сміття «Енергія». ПрАТ «Екостандарт» (Дніпровський р-н) (викидає 45% шкідливих речовин від загальної кількості викидів від стаціонарних джерел міста), ВАТ «Корчуватський комбінат будматеріалів і конструкцій», ВАТ «Укрпластик», Дарницький вагоноремонтний завод (ДВРЗ), деревообробні підприємства (зокрема ЗАТ «Фанплит»), ПАТ «Фармак» та інші фармацевтичні компанії [38, 64].

Сумарні викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря Києва у 2014 р. становили 259,2 тис. т, з них від пересувних джерел 226,3 тис. т (310 т/км², або 91,6 кг/людину). У Київській області – 55,7 кг/людину [88]. Для паркових насаджень найнебезпечніші диоксид та інші сполуки сульфуру (викидається – 12,6 тис. т), оксиди нітрогену (31,9 тис. т), пил (7,5 тис. т), диоксид карбону (9,8 млн. т). Утворилось відходів по м. Києву: усього 801,2 тис. т, у т.ч. I–III класів небезпеки – 8,7 тис. т. Розміщено відходів у спеціально відведених місцях чи об'єктах – 156,8 тис. т [106]. На підприємствах міста упродовж 2016 р. утворилось 1,67 млн т відходів (на 3,6% більше порівняно з 2015 р.), у тому числі 7105,0 т відходів I–III класів небезпеки [93, 112].

Порівняно з 2013 р. у 2014 р. підвищились обсяги викидів металів та їх сполук, SO₂, аміаку, пилу, CO₂, що зумовлено збільшенням забруднення від автотранспорту. Високі обсяги викидів фітотоксичного SO₂ забезпечують викиди промисловості (особливо ТЕЦ на твердому паливі і мазуті), що зумовило підвищення його концентрації у повітрі міста 2011–2014 рр. на 40,1% порівняно з 2001 р. (коли його рівень був найнижчим). Викиди SO₂ від автотранспорту теж збільшилися на 58,8% порівняно з 2000 р. Рівень забруднення сумою фітотоксикантів NO_x також підвищився на 28,2% порівняно з 2000 р. і забезпечується більше автотранспортом ніж промисловістю, як це було у 2000-х рр. У 2016 р. обсяги викидів від автотранспорту суміші NO_x у 2,3 рази більші ніж промисловості [93, 112].

Високий рівень забруднення атмосферного повітря в м. Києві як один із наслідків урбанізації становить загрозу здоров'ю населення, стану біотичних складових міста і НПС. Аеротехногенне забруднення міста обумовлено викидами стаціонарних (промислові підприємства, ТЕЦ) і пересувних джерел (насамперед, автотранспорт, авіаційна техніка). Воно щорічно зростає. Найнебезпечнішими для зелених насаджень міст є надмірні концентрації аерофітотоксикантів NH_3 , NO_x (NO , NO_2 , NO_3), SO_2 , формальдегід, фенол, важкі метали (Cu , Pb , Ni , Cr , Cd , Co , Zn) [30, 112].

2.4. Характеристика зеленої зони міста

Згідно з даними КМДА, загальна площа Києва становить 83,4 тис. га, **площа зеленої зони** – 16,2 тис. га, що складає 19,3% від загальної [118]. Територія зелених насаджень усіх видів у межах міста становить близько 56,5 тис. га або 67,4% всієї площі міста, **у т. ч. 21,6 тис. га знаходяться в межах міської забудови**. Найбільшу частку зеленої зони міста складають хвойні і мішані ліси 327 км² (39%), листяні ліси займають площу 42 км² (5%), агроєкосистеми, парки і сквери охоплюють 33 км² (4%). На одного міського жителя припадає 19 м² зелених насаджень в межах житлових територій. Мережа парків, скверів, бульварів, озелених вулиць та інших насаджень тісно пов'язана за рахунок «зелених клинів» з насадженнями лісопаркового пояса, що оточує місто (Святошинське, Пуца-Водицьке лісництва, лісопаркове господарство «Конча-Заспа»), а далі, за межами міста, з периферійною частиною зеленої зони [108, 112].

За даними останньої інвентаризації зелених насаджень міста, станом на 01.01.2004 р. у Києві налічували 139 парків (приблизно 5,5 тис. га), що відповідали типологічним ознакам та планувальним вимогам насаджень цієї категорії [108]. Загальна площа їх у забудованій частині міста з урахуванням додатково переведених в цю категорію територій і спеціалізованих парків становить 5504,71 га (табл. 2.1). Після 2004 р. [108] загальна інвентаризація зелених насаджень міста не проводилася.

У 2009 р. у місті кількість парків відпочинку зменшилася до 133, у 2012 р. кількість парків, що знаходяться на утриманні КО «Київзеленбуд», скоротилася до 111 [92], що складає близько 2,8 тис. га (або з 493 скверами займає загальну площу 7700 га) [110]. За іншими даними насьогодні у Києві 127 парків, 500 скверів, 78 бульварів [96].

Таблиця 2.1 – Забезпеченість наявними озеленими територіями загального користування м. Києва, станом на 01.01.2004 р.

Адміністративні райони	Площа озелених територій загального користування, га ¹	Забезпечення озеленими територіями загального користування, м ² /чол. ¹	Кількість парків, шт.	Площа парків, га
Голосіївський	882,15	43,0	18	1118,78
Дарницький	173,67	6,0	11	344,15
Дніпровський	1177,84	35,6	18	1158,98
Деснянський	351,61	10,4	12	531,97
Оболонський	265,74	8,7	8	676,63
Печерський	360,33	27,7	12	383,74
Подільський	216,95	12,0	12	218,55
Святошинський	211,48	6,7	11	320,66
Солом'янський	241,76	8,3	15	264,18
Шевченківський	454,0	19,4	22	487,07
Всього	4337,63	16,5	140	5504,71

Примітка. ¹ – за [62], інші дані – за [108].

За 8 років кількість парків зменшилась на 27 одиниць (на 20%) і їх у 2012 р. стало 111 [92]. Тоді як площа територій, відведених під паркові насадження, скоротилась майже вдвічі. За іншими даними [96], ця площа не змінилася завдяки закладанню нових скверів у новозабудованих районах Києва (Харківський масив, Осокорки, Позняки та ін.) (табл. 2.2).

Таблиця 2.2 – Кількість та площа парків м. Києва

Рік	Джерело даних	Кількість парків, шт.	Площа парків, тис. га
2004	[108]	139	5,5
2009	[65]	133	немає даних
2012	[92]	111	2,8
2014	[80]	124	8,1
2018	[96]	127	5,0

Створенню сприятливих умов для життя людини і біоти, а також стабільному розвитку урбоєкосистем сприяють такі характеристики паркових лісових екосистем:

- розмежування та екологічне регулювання – певною мірою розмежовують міську забудову, створюючи мозаїчне вкраплення в неї природних елементів, що позитивно впливає на повітряні потоки і мікроклімат урбоєкосистеми;
- створюють особливе піднаметове середовище (з певним мікрокліматом, температурою повітря і ґрунту, освітленням, зволоженням і т.д.), сприятливе для існування видів біоти і рекреації населення;
- генерують і підтримують внутрішні (між компонентами екосистеми) і зовнішні (з суміжними системами) взаємозв'язки, що забезпечує збереження певної цілісності і життєздатності урбоєкосистеми, ефективного функціонування в ній потоків речовини, енергії та інформації;
- за усунення надмірного перетворювального впливу людини (у межах ГДН), за належного їх збереження і сприяння людиною нормальному їх розвитку здатні відновлювати втрачені природні якості стійкості, саморегулювання і самовідновлення;
- можуть функціонувати тривалий час, що залежить, насамперед, від віку і біологічної стійкості у конкретних умовах лісоутворювальної (головної) породи певних деревостанів, а також супутніх деревних рослин, що разом формують едифікаторний ярус, інших елементів паркової лісової екосистеми, вдалості підбору асортименту стійких та здатних до сумісного існування деревних і чагарникових видів, їх поєднання у певні фітоценози відповідно до типологічних засад створення лісових культур.

2.5. Еколого-функціональна класифікація ПЛЕ

Результативність вивчення стану паркових екосистем методами урбоєкології і біоіндикації істотно залежить від ступеня врахування основних, системотвірних чинників – поліструктурності міських антропогенних ландшафтів та комплексності антропогенного впливу різної інтенсивності. Проте, досі немає класифікації ПЛЕ в Україні, яка б ґрунтувалася на зазначених системотвірних чинниках [81]. Розроблюючи її, необхідно зважати на основні особливості трансформації природних екосистем у межах урбосистеми, характерні для усіх міст, а також показники характеристик ПЛЕ, які підлягають обліку державними службами.

На прикладі м. Києва ми пропонуємо класифікацію, що ґрунтується на принципах геоморфологічної класифікації за мезорельєфом [32] та враховує класифікації [47, 71]. Дана класифікація ПЛЕ враховує ландшафтні та інші природні умови, структуру і просторовий розподіл історично складеної рослинності, особливості впливу на неї розвитку урбоєкосистеми м. Києва, а також функціональне призначення ПЛЕ, їх ієрархічні рівні значимості та потенційні можливості паркових екосистем виконувати стабілізуючу функцію в середовищі міста (табл. 2.3).

Таблиця 2.3 – Еколого-функціональна класифікація паркових лісових екосистем
(на прикладі м. Києва)

Відділ	Тип (геоморфологічна категорія)	Клас		
		лісопаркові	садово–паркові	
			сади (бот-, зоо-, міські)	парки
I. Високе Правобережжя	1. Рівнинні і пологохвилясті	урочище «Теремки» за ст.м. Теремки (навпроти Інституту кібернетики ім. Глушкова); урочище «Скарбовий ліс»; парк Виноградарь біля оз. Синє озеро; ур. Дударів сінокіс (початок р. Любка)	–	ВДНХ біля ст. м. Іподром; парк «Теремки» (вул. В. Касіяна / вул. Маршала Якубовського); зелені насадження між вул. Святошинська і пров. Святошинським; Відрадный парк; парк Пуща-Водиця; Сирецький парк; Солом'янське кладовище; кладовище Новобіличі; Святошинське кладовище; парк «Совки»; парк Інтернаціональний (вул. Тулузи); парк «Веселка»; парк «Супутник»
	2. Схиліві яружно- і долинно балкові (включаючи долину р. Либеді)	Голосіївський ліс (оз. Дідорівка); <u>ур. Лиса Гора</u> ; Бабин яр; парк «Дубки» (ст.м. Сирець); ур. Кирилівський гай; зелені насадження - історична місцевість «Совки» біля шк. №121; Протасів яр	<u>НБС ім. Гришка</u> (ур. <u>Видубичі</u>); Ботанічний сад ім. акад. Фоміна; Київський зоопарк	Протасів яр; Солом'янський ландшафтний парк; Меморіал жертвам голодомору; Сирецький парк; Голосіївський парк ім. Рильського; <u>ППСПМ</u> «Феофанія»; парк ім. О. Пушкіна; Пуща-Водиця (біля 1-ї лінії); с. Новосілки (біля озера); <u>парк Нивки</u> ; Сирецький дендропарк; зелені насадження по вул. Бульварно- Кудрявська;

				Кучмин яр; Байкове кладовище; вул. Кайсарова/пров. Краматорський; парк М. Заньковецької; Звіринецьке кладовище
	3. Крутосхилові придніпровські	Лісове урочище Крістерів	—	Парк Вічної Слави (біля ст. метро «Дніпро»); Маріїнський парк; гора Юрковиця; парк Володимирська гірка; Дарницьке кладовище; парк «Березовий гай»; парк Кинь-Грусть; парк Аскольдова могила; зелені насадження біля Замкової гори
II. Долина р. Дніпро	1. Надзаплавно-терасові	Печерський ландшафтний парк (біля музею історії Укр. у II св. війні); між ТЕЦ-6 та м. Бровари; зелені насадження між ст.м. Лісова та Биковнянським кладовищем; зелені насадження біля оз. Мінське; зелені насадження між вул. Старобориспільська та Танкоремонтним заводом; соснові насадження біля оз. Редькине; між трасою Е-95 і ДРВЗ; зелені насадження між вул. Автопаркова та пров. Геофізиків	—	Парк ДШК; <u>урочище «Бабин яр»</u> - меморіальний парк по вул. О. Теліги / вул. Ольжича; <u>парк Партизанської Слави</u> ; парк «Аврора»; Лісове кладовище; Деснянський парк; парк ім. Генерала Ватутіна; зелені насадження біля Київського університету туризму, економіки і права; зелені насадження і озеро біля Маломарганецького провулку; урочище Вітовець; <u>Парк «Перемога»</u>
	2. Заплавні	Ур. «Бичок» (вул. Новопирогівська / Столичне шосе); ур. «Дубище», біля затоки «Верблюд»,		Парк Муромець; Прибережний парк; парк «Урочище Совки»; Наводницький

		вул. Північна; ур. «Наталка»; ур. В'язки; Дніпровський парк; о. Долобецький; о. Венеціанський; о. Великий; о. Галерний; Жуків острів		парк; зелені насадження біля оз. Нижній Тельбин
--	--	--	--	---

Примітки: наведені ПЛЕ класифіковано за участю та допомогою д.геогр.н. професора Ю.Г. Тютюнника; підкреслено ті ПЛЕ, дані по яким наведено у цьому виданні

РОЗДІЛ 3. МЕТОДИКА ЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ НА ТЕРИТОРІЇ ПАРКОВИХ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ

Дослідження стану, структури та розвитку паркових лісових екосистем в умовах будь-якого міста доцільно ґрунтувати на методологічних принципах, викладених у п. 2.1, 2.2 розділу 2. Для синекологічної характеристики причинно-наслідкових зв'язків, виявлення розподілу ефектів негативного впливу у просторі екосистеми в процесі її розвитку, а також оцінки наслідків їх взаємодії дотримувалися засад системології. Встановлення розподілу деградаційних ефектів у структурі ПЛЕ та виявлення найслабших її ланок здійснювали з використанням комплексу методів за алгоритмом (рис. 3.1). Стан і структуру ПЛЕ оцінювали, дотримуючись принципів порівняльної екології та лісознавства, за допомогою методу екологічних профілів – серій пробних площ (ПП), закладених в ідентичних насадженнях у міру віддалення від джерела загрози. Зазвичай, в межах певних екосистем рекогносцирувальним або маршрутним методом за градієнтом зменшення інтенсивності певного впливу (антропогенного навантаження) візуально виділяють ділянки, що зазнали різних ступенів порушення, наприклад: сильний вплив (ПП1); середній (ПП2) та помірний вплив або його відсутність (ПП3 – умовний контроль, найвіддаленіша ПП по екопрофілю від збурюючого чинника) [72, 85].

Тип лісу і деревостану визначають за літотипогічними засадами [39, 94]. Пробні площі слід закладати згідно із загальноприйнятими в лісовій таксації методиками [25]. Якщо площа парку недостатня, щоб закласти ПП з кількістю не менше 100 дерев на кожній, то здійснюють таксаційну і санітарну оцінку усіх дерев у ПЛЕ методами [25, 111]. З урахуванням особливостей впливу екологічного чинника на кожній ПП проводять комплекс інших екологічних досліджень з порівняльної екології на різних рівнях діагностики уражень: орган, організм, популяція (вид), біогрупа (ярус) фітоценозу, фітоценоз та екосистема [25, 39, 85]. Видовий склад, санітарний стан та розвиток дерев варто оцінювати за таксаційними і санітарними показниками у межах певних ярусів фітоценозу (I, II (III) яруси основного намету, підріст, підлісок).

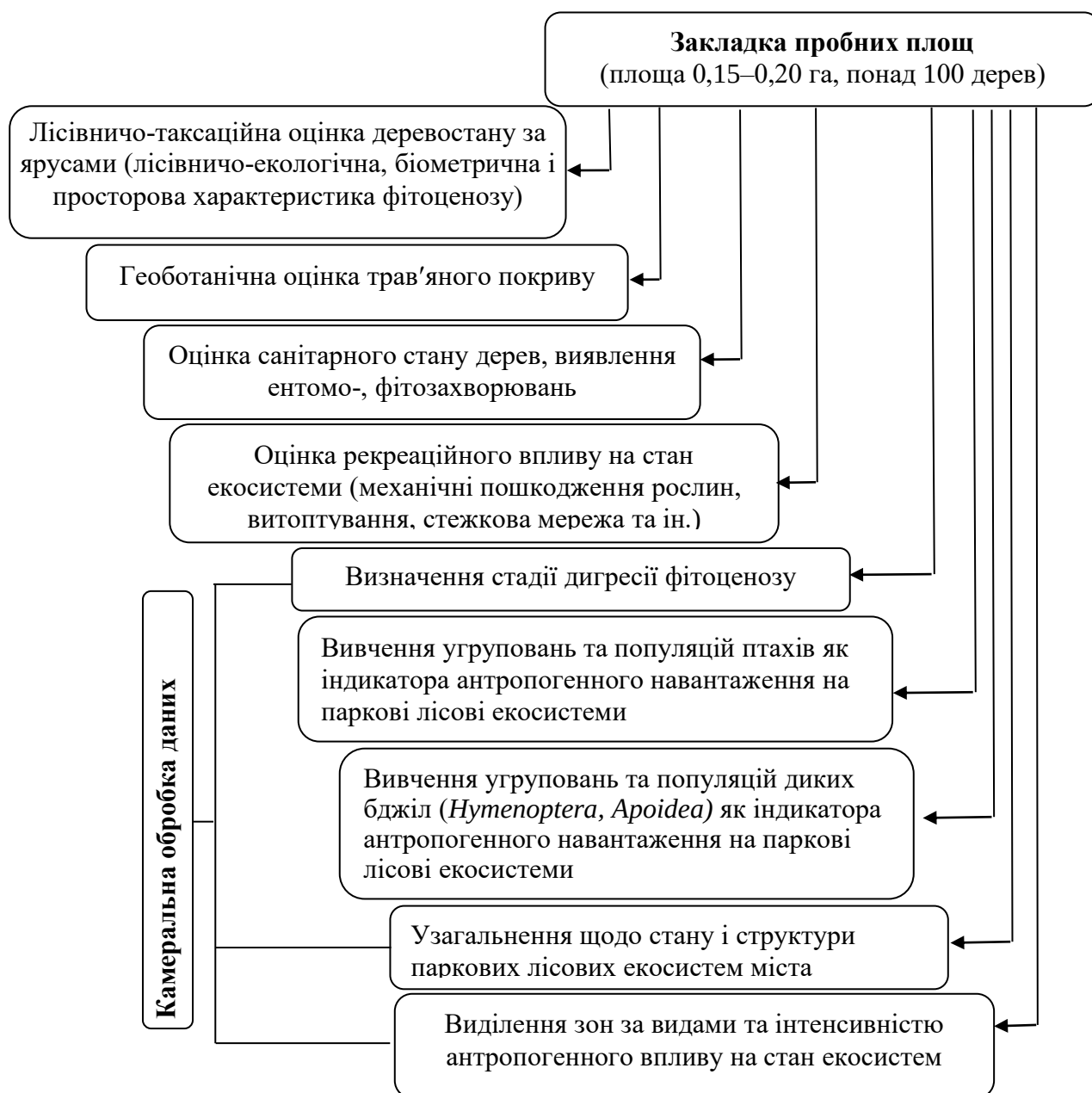


Рисунок 3.1 – Алгоритм дослідження паркових лісових екосистем міста

Середню висоту певного ярусу деревостану вираховують як середньозважену величину з середніх висот деревних порід, що формують ярус, відповідно до їх участі у складі ярусу (через запас або суму перетинів стовбурів на висоті 1,3 м). А середній діаметр ярусу – як середньозважену величину з середніх діаметрів порід за тим же принципом. Підріст та підлісок характеризують за показниками: видовий склад, густота, середньозважена висота та санітарний стан [25, 39].

Ступінь пошкодження дерев визначають за шкалою санітарних правил [111] (табл. 1.1), Санітарний стан деревостанів розраховують як середньозважений індекс (I_c) за категоріями стану дерев, визначеними подеревною оцінкою. Для паркових насаджень, сформованих з монокультур, I_c обчислюють за формулою 1 [85]:

$$I_c = \frac{\sum k_i \cdot n_i}{N}, \quad (1)$$

де I_c – індекс стану деревостану,

$k_1 - k_6$ – категорія стану дерев (від I до VI) за [Сан.правила],

n_i – кількість дерев відповідної категорії стану,

N – загальна кількість обстежених дерев.

Для мішаних деревостанів за формулою 2:

$$I_c = \frac{k_1(n_a + n_b + \dots + n_i) + k_2(n_a + n_b + \dots + n_i) + \dots + k_6(n_a + n_b + \dots + n_i)}{N}, \quad (2)$$

де $n_a, n_b \dots n_i$ – число дерев різних порід однієї категорії стану, інші позначення, як і в формулі 1.

За індексом стану деревостану визначають ступінь пошкодження насаджень паркових лісових екосистем (табл. 3.1).

Таблиця 3.1 – Шкала значень індексів стану для визначення рівня пошкодження і відповідний стан насаджень [85]

Індекс стану (I_c)	Ступінь пошкодження	Стан насаджень
1,00–1,50	відсутнє	здорові
1,51–2,50	слабке	ослаблені
2,51–3,50	середнє	сильно ослаблені
3,51–4,50	сильне	всихаючі
4,51–6,00	дуже сильне	загиблі

Рекреаційне навантаження на ПЛЕ оцінювали за станом деревостану і поверхні ґрунту, ступенем витоптування трав'яного ярусу, його проективним покриттям; засміченням території; характером та інтенсивністю відновлення рослин і механічного пошкодження дерев, чагарників [39, 89].

Механічно пошкодженими вважали дерева та чагарники, які мають рану на стовбурі до камбію, зрубану чи спиляну живу гілку або виражені ознаки цих пошкоджень, незалежно від часу їх появи. Розмір механічних пошкоджень визначали подеревно рулеткою. Виділяють сильні, середні та слабкі механічні пошкодження дерев. Слабкими пошкодженнями вважали зрізування гілок діаметром до 4 см, здирання кори до 20 см у довжину тощо; середніми – зрізування гілок діаметром до 8 см, пошкодження стовбура до 50 см; сильними – втрату понад 1/3 частини крони, зламання верхівок, пошкодження стовбура понад 50 см. Враховували також кількість зрубаних та всохлих дерев на ПП [40]. Засміченість території, наявність слідів вогнищ та палів оцінювали за часткою (%) відповідно змінених і пошкоджених ділянок відносно площі ПП.

Стан поверхні ґрунту пропонуємо характеризувати відповідно до методики [99] за категоріями: 1 – ґрунт не ушкоджений; 2 – підстилка розпушена (одиночні проходи); 3 – стежка в підстилці; 4 – стежка або дорога без підстилки; 5 – стежка або дорога з розмивами, наноси й розмиви. Визначали стадії дигресії ґрунтового покриву: I стадія – за якою порушеності ґрунту 3–5 категорій займають до 2% площі ділянки; II стадія – 2–10%; III стадія – 10–25%; IV стадія – 26–40%; V стадія – понад 40% площі ділянки. Лінійні розміри дорожньо-стежкової мережі встановлювали рулеткою. Стадії рекреаційної дигресії визначали за розглянутими методами, а також уточнювали за коефіцієнтом рекреації (Kp) (табл. 3.2) та шкалою М.В. Ромашова (1987) [97] (табл. 3.3), що враховує стан трав'яного ярусу та частку стежок і ділянок без рослинності, утоптані частини ґрунту.

Таблиця 3.2 – Визначення коефіцієнта рекреації (Kp) [44]

Стадія дигресії	Коефіцієнт рекреації (Kp)	Стан трав'яного і мохового покриву та лісової підстилки	Стан деревостану, підросту і підліску
1	Kp до 0,05	Трав'яний і моховий покрив без змін і відповідає типу лісу. Підстилка не порушена	Підріст і підлісок відповідають лісорослинним умовам і не пошкоджені
2	Kp -0,06-0,1	Трав'яний і моховий покрив мало пошкоджений, його ярусність збереглася	Підріст і підлісок в задовільному та доброму стані. У деревостані переважають дерева доброго та задовільного стану (75-90%)
3	Kp -0,11-0,3	Трав'яний і моховий покрив пошкоджено на значній площі. Кількість лісових та лісологових трав зменшилась. Наявність бур'яну або лугових трав, не характерних для лісорослинних умов ділянки. Ярусність покриву ще зберігається	Підріст, який зберігся, мало диференційований. Майже немає сходів корінних лісоутворюючих порід
4	Kp -0,31-0,6	Трав'яний і моховий покрив деградує. Різко збільшилась фітомаса і чисельність бур'яну та лугових рослин. Підстилка у стадії руйнування	Своєрідна структура екосистеми у вигляді чергування куртин підліску і маложиттєздатного підросту, обмежених галявинами і стежками
5	Kp -0,61 і більше	Трав'яний і моховий покрив, характерний для лісорослинних умов ділянки, деградував. Покриття та фітомаса бур'яну і лугових рослин на багато більші, ніж лісових, які збереглися лише біля стовбурів дерев. Підстилка у стадії повного руйнування	Підріст і підлісок майже повністю відсутні. Різко збільшена освітлюваність під наметом деревостану. Дерев мають механічні пошкодження, всихають. У значної частини дерев коріння оголене і виступає на поверхню

Примітка. Коефіцієнт рекреації (Kp) визначає відношення площі стежок, ґрунтових доріг, ущільненої та витоптаної поверхні до загальної площі ПП і виражається у долях одиниці (до 0,01) [44].

Таблиця 3.3. – Оціночні показники стану лісових насаджень за стадіями рекреаційної дигресії в Лісостепу та Поліссі України
(за М.В. Ромашовим, 1987 [97])

Оціночні показники	Стадії дигресії				
	СД-1	СД-2	СД-3	СД-4	СД-5
Утоптана частина площі, %	0-5	6-20	21-50	51-80	більше 80
Лісова підстилка	Не порушена	Місцями утоптана або розпушена	Порушена на всій площі, на стежках стерта або відсутня	Зберігається окремими плямами або навколо стовбурів	Те ж саме або повсюдно відсутня
Трав'яний покрив	Типовий для даного типу лісу	Зустрічаються лучні види або бур'яни	Типові види ділянками або куртинами, лучні та бур'яни повсюдно	Відсутній на утоптаних ділянках, на галявинах задерніння, типові види у пристовбурних кругах	Лісові види відсутні або епізодичні, задерніння навколо більшості стовбурів
Підріст і підлісок	Типовий для даного типу лісу	Зріджений або куртинами	Відсутній або зріджений у біогрупах і куртинах	Відсутній або одиничні екземпляри	Відсутній, одиничні екземпляри пригнічені
Стан деревостанів	Нормальний	Зустрічаються механічні пошкодження дерев	Помітно збільшення кількості сухостою та суховершинності, часті сліди механічних пошкоджень	Повнота деревостану 0,6 і нижче, багато фаутих дерев	Зрідженість до рідини, переважає площа прогалін, більшість дерев пошкоджена, коріння оголене
Поточний приріст деревостану	У межах табличного	Знижений на 5-10%	Знижений на 11-20%	Знижений на 21-40%	Знижений більш 40%
Інші показники	—	—	Намічаються окремі куртини та галявини	Виражений куртинно-галявинний комплекс; по схилах зустрічаються розмиви	Помітний розпад куртин, виражена лінійна та площинна ерозія

Стан і структуру трав'яного ярусу доцільно вивчати за загальноприйнятими методиками [39, 78, 89]. Рослини визначають за довідником [53]. Латинські назви та приналежність до родин – за довідником [14]. Видовий склад, проективне покриття (%), зазвичай, визначають на облікових ділянках розміром 1×1 м, закладених випадковим вибором місця чи за геометричним принципом (для прямокутних ділянок – по діагоналях; для округлих – по діаметрах); кількість ділянок залежить від площі ПП – бажано охопити не менше 5 % території ПЛЕ. З'ясовують видовий склад, розвиток та розповсюдження адвентивних, рудеральних рослин, нітрофілів [54, 95] і ступінь антропогенного впливу на них за індексом адвентизації (I_{adv} , %)[34]. Таксономічну структуру аналізують за родинами, класами, відділами та типами згідно з систематичними класифікаціями [53, 54]. Аналіз екологічної, біоморфічної структури проводять за методиками [54, 113]. Біорізноманіття трав'яного покриву оцінюють за індексами біорізноманіття [78, 86]. Встановлюють співвідношення між певними таксономічними групами, екобіоморфами чи групами певної стратегії (за кількістю видів у групі) – для досліджуваних екосистем та оцінюють віддаленість отриманих показників – для конкретних типів екосистем [50, с. 288]. Також визначають співвідношення між видами у родині і групах екобіоморф: (*Asteraceae* + *Brassicaceae*) / *Rosaceae*; (*фанерофіти* + *хамефіти*) / *терофіти*. Ступінь такої віддаленості характеризує близькість до стійкого стану екосистем. Оцінюють співвідношення видів за стратегією їх поведінки як важливу ознаку стійкості фітоценозів (ПЛЕ) [50, с. 288].

Дослідження авіфауни проводили упродовж травня – липня загальноприйнятим методом обліку птахів на маршрутах [3, 12, 90]. Назви видів птахів слід надавати відповідно до «International Code of the Zoological Nomenclature» [10] та прийнятій в Україні класифікації [114]. Проведений аналіз авіфауни за екологічними групами залежно біотопів існування [1], та залежно мікростацій облаштування гнізда [4]. Для середньої щільності гніздування птахів вираховували стандартне відхилення. Можна порівняти відносну кількість екологічних груп птахів, які є показовими щодо стану і структури угруповань, а саме: число видів птахів, які підлягають охороні відповідно до списків міжнародних конвенцій та списку регіонально рідкісних видів [67]; частки екологічних груп птахів, залежно обраних ними мікростацій для облаштування гнізда [4, 18, 19, 57]. Синантропізацію угруповань птахів, що гніздяться, оцінюють за індексом (Jedryczkowski): $Ws = L_s / L_o$, де L_s – кількість синантропних видів, L_o – загальна кількість видів [63] для паркових екосистем на градієнті деградації рослинного угруповання. Для характеристики видового багатства угруповань птахів використовують відношення числа видів, що гніздяться, до числа гніздуючих пар [91]. Птахів, які одночасно створюють синантропні і природні популяції, виділено у групу гемісинантропів; тих, які в Україні гніздяться лише в урбанізованих умовах – у групу облігатних синантропів [63].

Чисельність диких бджіл (*Hymenoptera*, *Apoidea*) встановлюють за методикою [98] маршрутним методом, а також ведуть облік на трансектах, де фіксують відвідувані бджолами квітучі рослини.

Для порівняння α -різноманіття біоти ПП, у межах кожного угруповання (птахи, дикі бджоли, рослини) обраховували низку індексів, які ілюструють залежність між числом видів та їх щільністю. Оскільки жоден з розроблених на сьогодні індексів не є універсальним, ми пропонуємо застосовувати загальноприйняті індекси: індекси різноманіття Менхініка, Маргалефа, Шеннона, Сімпсона, Макінтоша; три індекси домінування Бергера-Паркера, Сімпсона, Макінтоша; два коефіцієнта рівномірності розподілу видів Макінтоша і Пієлу, дані щодо відносної кількості індикаторних видів в угрупованні, формули яких надані у роботі [86].

Індекси різноманіття:

$$\text{Менхініка: } D_{Mn} = S / \sqrt{N}, \quad (3)$$

$$\text{Маргалефа: } D_{Mg} = (S - 1) / \ln N, \quad (4)$$

$$\text{Шеннона: } H' = -\sum (P_i \times \ln P_i), \quad (5)$$

$$\text{Макінтоша: } U = \sqrt{\sum (N_i^2)}, \quad (6)$$

$$\text{Сімпсона: } U_s = 1/D_s, \quad (7)$$

індекси домінування

$$\text{Бергера-Паркера: } D = N_{\max}/N, \quad (8)$$

$$\text{Макінтоша: } D_m = (N - U)/(N - \sqrt{N}), \quad (9)$$

$$\text{Сімпсона: } D_s = \sum (P_i \times (N_i - 1)/(N - 1)), \quad (10)$$

рівномірності розподілу видів

$$\text{індекс рівномірності Макінтоша: } E_m = (N - U)/(N - N/\sqrt{S}), \quad (11)$$

$$\text{індекс рівномірності Пієлу: } E_p = H' / \lg S, \quad (12)$$

де: S – число зареєстрованих видів, N – загальна чисельність усіх видів, N_i – чисельність кожного виду, $N_{\max}$ – чисельність наймасовішого виду, $P_i = N_i/N$ – відносна кількість виду в угрупованні [86].

У камеральних умовах обробляли та аналізували гербарні зразки, польові щоденники. Польові дані опрацьовували методами математичної статистики [60, 75] використовуючи програму Statistica 10 та Microsoft Excel 10. Екологічну ситуацію щодо поширення негативних чинників та різних зон, виділених за ступенем антропогенної деградації ПЛЕ, рослинного покриву, відобразили на карті міста, використовуючи пакет графічних редакторів Corel Draw.

РОЗДІЛ 4. ПРИНЦИПИ ВИБОРУ КРИТЕРІЇВ І ПОКАЗНИКІВ ІНТЕГРАЛЬНОГО ОЦІНЮВАННЯ КОМПЛЕКСНОГО АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПАРКОВІ ЛІСОВІ ЕКОСИСТЕМИ ВЕЛИКОГО МІСТА

4.1. Зміст і методи розрахунку критеріїв і показників інтегрального оцінювання ПЛЕ

Для пришвидшення опрацювання емпіричних даних, розрахунку початкових показників, уніфікації різносутнісних даних, необхідних для порівняння різних за змістом складних систем ПЛЕ, та спрощення інтерпретації результатів, підвищення якості аналізу стану структурних ланок ПЛЕ, для прогнозування наслідків негативного впливу та динаміки екосистем **інтегрального оцінювання** антропогенного навантаження на ПЛЕ пропонуємо використовувати систему інтегральних показників (параметри, індекси). Вона ґрунтується на загальновизнаних критеріях діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем, відповідних методичних підходах та охоплює ключові структурні компоненти екосистем. Для **інтегрального оцінювання** антропогенного навантаження на ПЛЕ пропонуємо систему інтегральних показників, розроблену на прикладі парків м. Києва. Вони синекологічно характеризують екосистему на трьох її рівнях: організму, популяції (рослини, птахи, дикі бджоли), угруповання (біосистеми) чи екосистеми. Ця система дає змогу оцінювати стан ПЛЕ залежно від певних характеристик впливу комплексу чинників міста – структури чинників за походженням, механізмом впливу (фізичний, хімічний, біологічний), його інтенсивністю, розподілом у часі і просторі. Одержану інформацію доцільно класифікувати за типами екологічних проблем та їх зазначеними характеристиками, що сприятиме удосконаленню планування розвитку територій міста, превентивних і регулятивних заходів управління екологічними загрозами, а також діяльності щодо збереження та підтримання розвитку ПЛЕ.

Населення міста одночасно є і об'єктом впливу антропогенного навантаження, і одним з його факторів. Але методично і технічно складно порахувати рекреаційне навантаження в усіх насадженнях великого міста. Тому нами введено показник загального рекреаційного навантаження на парк (P), який дає змогу у першому наближенні оцінити цей вплив в умовах мегаполісу (формули 13, 14):

$$P = \frac{P_i}{P_{сер}}, \text{ де } P_i = \frac{\text{кількість населення району, чол.}}{S_1}, \text{ чол./га;} \quad (13)$$

$$P_{сер} = \frac{\text{кількість населення міста, чол.}}{S_2}, \text{ чол./га,} \quad (14)$$

де S_1 – площа зелених насаджень району, га;

S_2 – площа зелених насаджень міста, га, за даними [118].

Інтегральним показником певної спрямованості процесів у лісовій екосистемі, збереженості лісового середовища та видового різноманіття є індекс структурного різноманіття ПЛЕ (H_{str}), який обчислено за підходами [26, 27] у нашій модифікації [82, 83] для умов ПЛЕ досліджуваного регіону. Пропонуємо критерії оцінювання структурної організації ПЛЕ на основі індексу структурного різноманіття (табл. 4.1). Оскільки цей індекс розраховуємо за мірою різноманіття Брілуена, зі збільшенням індексу відбувається ускладнення структури екосистеми.

Таблиця 4.1 – Шкала оцінювання структурного різноманіття ПЛЕ для розрахування H_{str} , за О.В. Бедною [27], з нашими доповненнями*

№ п/п	Ключові елементи (критерії) структурного різноманіття	Результати польових обліків	Чисельна оцінка, бали
1.	Кількість видів судинних рослин, особин	до 10 11-25 більше 25	1 5 10
2.	Загальна кількість дерев на ПП, особин	до 15 16-30 31 і більше	1 5 10
3.	Кількість дерев з діаметром більше 10 см, особин	до 15 16-30 31 і більше	1 5 10
4.	Кількість рослин підлісочних порід, особин	0–1 до 10 від 11 до 25 від 26 до 50 від 51 до 75 76 і більше	0 2 3 4 8 10
5.	Підріст, шт. екз./м ²	0 від 0,1 до 1 від 1 до 5 від 5 і більше	0 1 5 10
6.	Лісові види у складі трав'яно-чагарникового ярусу (частка у сумарному різноманітті ярусу, %)	до 5 від 5 до 20 * 21 і більше *	0 3 10
7.	Кількість адвентивних видів, шт. *	до 5 від 6 до 9 10 і більше	10 5 1
8.	Кількість геофітів, шт. * ¹	1–2 від 3 до 8 від 9 і більше	2 5 10
9.	Наявність мохово-лишайникового покриву, сумарно видів*	відсутні до 5 6 і більше	0 3 5
10.	Потужність наявної лісової підстилки, см	відсутня* до 1 від 1 до 2	0 1 2
11.	Склад лісової підстилки	відсутня* хвоя або листя хвоя і листя	0 1 2
12.	Пні (число пар на відстані один від одного, за кожну пару пнів):	більше 5 м 2 м – 5 м менше 2 м	1 2 3
13.	Відпад дерев різних категорій стану (більше 2 м у довжину, діаметром від 8 см), шт.	кількість екземплярів, шт.	1 (за кожний екз.)
14.	Відстань до водойм чи перезволожених ділянок (низини, ями, канави, що заповнюються водою), з якими є біологічна взаємодія, м	більше 5, біотичної взаємодії нема більше 5 від 2 до 5	0 1 5

		менше 2	10
15.	Старовікові ² дерева, шт.	кількість екз.	1 (за кожний екз.)
16.	Наявність видів, занесених до Червоної книги України, регіонально рідкісних*	кількість екземплярів	2 (за кожний вид)

Примітки: * – наші доповнення згідно з особливостями характеристики ПЛЕ; ¹ – введені геофіти, як найчутливіші до рекреаційного впливу (витоптування) види; ² – дерева, старші 120 років.

В умовах сумісної дії багатьох негативних чинників на ПЛЕ пропонуємо використовувати інтегральний показник вагомості впливу (W), обґрунтований у роботі [84]. Він відображає стан парку залежно від виду антропогенного впливу за 8 динамічними показниками (унікальність типу ПЛЕ для регіону, структура фітоценозу, ступінь зімкнення крон першого ярусу деревостану, наявність асфальтового покриття, стан оселищ та ін.), що дає змогу узагальнити основні зміни стану ПЛЕ (формула 15):

$$W = \frac{(\sum_{i=1}^n R_i S_i)(\sum_{j=1}^m C_j)}{n * m}, \quad (15)$$

де R – бальна оцінка стану за окремим динамічним показником, S – бальна оцінка тенденції зміни за окремим показником, C_j – бальна оцінка за іншими екологічними показниками, $n=8$ – число оцінюваних динамічних показників, $m=2$ – число інших показників.

За кожним з цих показників визначали стан ПЛЕ (R ; за двобальною) і тенденції змін (S ; за трибальною шкалою) залежно від кожного значимого чинника впливу. Частку впливу кожного показника в інтегральному ефекті стану ПЛЕ визначали пропорційно і однонаправлено – зменшення бальних оцінок у напрямі погіршення стану екосистеми, тобто посилення значущості певних її змін для збереження біорізноманіття. Одержані дані дають змогу встановити тенденції змін стану екосистеми (табл. 4.2). Встановили класи небезпеки для інтегрального показника W , що ілюструють наявний стан даної екосистеми, пропорційним розподілом бальних оцінок між можливими мінімальним (1) і максимальним (12) значеннями. Критичний стан екосистем – 1–3 класи:

- у критичній небезпеці – 1 клас (1,0 – 3,75);
- у загрозовому стані – 2 клас (3,76 – 6,50);
- уразливі – 3 клас (6,51 – 9,25);
- знаходиться у стані, близькому до стабільного – 4 клас (9,26 – 12,00).

До четвертого класу відносять ПЛЕ, які на даний момент не потребують спеціальних заходів щодо їх збереження та відновлення.

Крім того, оцінювали такі екологічні показники (C_j):

- 1) за наявності візуальних ознак дигресії трав'яного ярусу, для характеристики цілісності екосистеми, ярусів – проективне покриття трав'яного покриву (C_1): до 30% пробної площі – 1 б.; 30–50 % – 2 б.; більше 50% – 3 б.
- 2) за наявності проростків основних і супутніх деревних порід, оцінювали здатність деревостану до природного поновлення (C_2): кількість благонадійних сходів і рослин підросту – до 10 тис. шт./1 га – хороше (3 бали), до 5 тис. шт./1 га – задовільне (2 бали), до 3 тис. шт./1 га – слабе (1 бал), відсутнє (0 балів).

Таблиця 4.2 – Показники оцінювання стану ПЛЕ залежно від характеристики антропогенного впливу [84] для обчислення W

Показники (критерії)	Стан (R)	Бал	Тенденції змін (S)	Бал
Газонокосіння, клумби, газони	немає	2	менше 30% території	3
	наявне	1	30–60%	2
			більше 60%	1
Структура фітоценозу	складна (більше 3х ярусів)	2	ускладнюється	3
	проста (менше 3х ярусів)	1	стабільна	2
			спрощується	1
Водойми	наявні	2	збільшується	3
	відсутні	1	стабільна	2
			пересихає	1
Ступінь зімкнення крон дерев	більше 0,6	2	збільшується	3
	менше 0,5	1	стабільна	2
			зменшується (всихають)	1
Унікальність типу ландшафту / ПЛЕ для регіону	наявні аналоги на території міста	1	може бути відновлена складна (більше 3х ярусів) паркова екосистема	3
	унікальний (єдиний)	2	стабільна	2
			фрагментація і зникнення окремих ділянок	1
Походження насаджень	похідне від природного	2		
	штучне	1		
Наявність асфальтового покриття на території	відсутнє	2		
	наявне	1		
Стан оселищ (біотопів)	стабільний	2		
	деградує	1		

Інтегральну оцінку біотичного ядра ПЛЕ доцільно проводити з використанням більш широкого, ніж тільки компоненти фітоценозу, спектра об'єктів. Вона повинна агрегувати принаймні три обов'язкові інформаційні складові:

- дані про життєздатність і ступінь рекреаційної дигресії паркового фітоценозу як визначального компонента угруповання (I_c);
- інформацію про видове різноманіття і збалансованість зв'язків між видами (H_{str});
- стан ПЛЕ залежно від ступеню і напрямів переважно антропогенної трансформації біорізноманіття (W). З метою отримання повної картини природної цінності конкретної ПЛЕ ми пропонуємо агрегувати ці три оцінки стану ПЛЕ через інтегральний індекс природної цінності – natural value index (Inv) (формула 16):

$$Inv = W * H_{str} * I / I_c, \quad (16)$$

де W – інтегральний показник вагомості впливу;

I_c – індекс стану деревостану,

H_{str} – індекс структурного різноманіття у ПЛЕ за [27, 83].

Щоб врахувати різнонаправленість оцінювання, враховуємо I_c як дільник, оскільки при збільшенні його значення стан екосистеми погіршується. Агрегована таким чином інформація про біорізноманіття може бути введена в структуру бази даних ГІС та наочно представлена, для оптимізації системи заходів щодо збереження, відновлення, охорони біорізноманіття та підтримання екосистемних функцій ПЛЕ у межах великих міст. На основі запропонованих показників було складено карту природної цінності досліджених ПЛЕ м. Києва (рис.5.7).

Розраховували розміри класових інтервалів для індексів H_{str} , W , Inv , P , J_{an} за формулою 17 [60]:

$$C = \frac{[(X_{\max} - X_{\min}) \cdot \lg 2]}{\lg N}, \quad (17)$$

де: $X_{\max}$ – максимальне значення індекса,

$X_{\min}$ – мінімальне значення,

N – об'єм вибірки, відповідає числу значень індекса у межах інтервалу (min ÷ max). Результати розрахунків на прикладі м. Києва представлені у табл. 4.3.

Таблиця 4.3 – Значення інтегральних показників (екологічних індикаторів) стану ПЛЕ

Індекс	H_{str}	W	Ic	Inv	P , чол./га	J_{an}
Назва індексу	Індекс структурного різноманіття	Інтегральний показник вагомості впливу	Індекс стану деревостану	Індекс природної цінності	Загальне рекреаційне навантаження	Індекс антропогенного навантаження
Дуже добре (Very good)	>2,47	9,26 – 12,00	1,00–1,50	>8,67	<0,54	>12,54
Добре (Good)	2,21–2,46	6,51 – 9,25	1,51–2,50	5,79–8,67	0,55–1,09	8,37–12,54
Задовільно (Satisfactory)	1,97–2,20	3,76 – 6,50	2,51–3,50	2,90–5,78	1,10–1,63	4,19–8,36
Погано (Bad)	<1,96	1,0 – 3,75	3,51–4,50	<2,89	>1,63	<4,18
Дуже погано (Very bad)			4,51–6,00			

Ступінь трансформації ПЛЕ залежно від рівня аеротехногенного забруднення та рекреаційного впливу можна оцінити через розподіл негативних ефектів деградації за структурними компонентами екосистеми (ярусами фітоценозу, угрупованнями рослин і тварин).

Для узагальненої оцінки антропогенного навантаження пропонуємо використовувати інтегральний індекс (J_{an}) [43, 59, 70], модифікований нами у систему із 24 базових показників (табл. 4.4) на прикладі умов ПЛЕ м. Києва. Виділено три блоки показників, що відображають аеротехногенне забруднення, рекреаційне навантаження та зміни біотичної складової ПЛЕ. В індекс J_{an} можна включати довільну кількість різноякісних показників залежно від особливостей території та чинників впливу. Ми використали для оцінки стану біорізноманіття склад та характеристики угруповань рослин, птахів та комах (бджіл). При використанні цієї інтегральної формули можливо як зменшити кількість показників (наприклад, провести оцінювання тільки фіторізноманіття та авіфауни), замінити одну або кілька ланок біорізноманіття (наприклад, замість різноманіття диких бджіл взяти різноманіття інших угруповань комах або павукоподібних і т.д.), або збільшити (характеристики угруповань рослин, птахів, інших вищих тварин, комах (бджіл, мурах і т.д.), павукоподібних тощо). Тоді необхідно перерахувати за формулою 17 класові інтервали. При збільшенні кількості показників за різними групами організмів теоретично точність аналізу підвищиться, але ємність досліджень для обробки та аналізу збільшиться. Також важко об'єднати таку кількість спеціалістів за різними групами організмів в одній дослідній групі. Виходом із ситуації може стати математичне моделювання на основі наведених нами трьох ланок біорізноманіття.

Перетворення деяких базових показників у похідні здійснювали шляхом нормування [76] (формули 18):

$$q = \frac{J}{\bar{J}}; \quad q = \frac{J}{\bar{J}'}; , \quad (18)$$

де q – нормоване значення параметра J ;

J – поточне значення параметра;

$\bar{J}$ – середнє значення параметра;

$\bar{J}'$ – деяке нормативне (контрольне) значення параметра.

Кількість терофітів, частки інвазійних видів та видів, що реалізують R- життєву стратегію, традиційно використовують для оцінки антропогенних змін. Окрім того, антропогенна трансформація рослинності супроводжується змінами біоморфологічної структури синтаксонів [46]. У більшості випадків при аналізі таксономічної, біоморфологічної та ін. структур, відносні показники виявляються більш індикативними, аніж абсолютні. Тому І.В. Гончаренко [46] пропонує оцінювати ступінь антропогенної трансформації за співвідношенням *терофіти/геофіти*. Ми ввели ці показники в інтегральний індекс для характеристики трав'яного ярусу (табл. 4.4).

Для розрахунку індексу антропогенного навантаження ($J_{ан}$) на основі робіт [33, 41, 58, 59, 68] нами запропонована формула 19:

$$J_{ан} = \frac{(\sum_{i=1}^l J_i) \div l}{(\sum_{n=1}^m J_n) \div m} , \quad (19)$$

де J_i – базові показники, що означають «позитивні» характеристики ПЛЕ (табл. 4.4);

J_n – базові показники, що означають «негативні» характеристики ПЛЕ (табл. 4.4);

$l = 11$ – число параметрів J_i ;

$m = 13$ – число параметрів J_n .

Коефіцієнт порушеності господарською діяльністю території (α) обчислювали як співвідношення непорушених і порушених земель, де в якості непорушених територій враховано площі зелених насаджень в кожному адміністративному районі, а в якості порушених – загальна площа кожного адміністративного району (формула 20).

$$\alpha = \frac{S_{\delta-ia} - S_{\zeta.f.}}{S_{\delta-ia}} = 1 - \frac{S_{\zeta.f.}}{S_{\delta-ia}} , \quad (20)$$

де: S_{p-n} – площа адміністративного району, км²; $S_{з.н.}$ – площа зелених насаджень у даному районі, км².

Показник загального рекреаційного навантаження на парк (P) і коефіцієнт порушеності господарською діяльністю території (α), фактично характеризують їх «екологічну ємність» [58] і, таким чином, враховують площу збережених природних екосистем. При збільшенні частки зелених насаджень, коли значення $S_{з.н.}$ наближається до такого S_{p-n} , порушеність знижується і α прагне до 0. Навпаки, при $S_{з.н.}$, що наближається до 0, ступінь порушеності зростає, при цьому α наближається до 1 [58].

Відмінність нашої формули інтегрального індексу $J_{ан}$ від інших агрегаційних індексів [42, 43, 70] полягає у тому, що враховано рівень реального рекреаційного навантаження на ПЛЕ, базові показники за трьома блоками та характеристики динаміки біотичної складової, зокрема аналіз структури угруповань птахів та комах (бджіл). Всі наведені показники ранжовано відповідно до їх «позитивного» або «негативного» впливу на ПЛЕ та враховано їх внесок в інтегральний індекс $J_{ан}$.

Таблиця 4.4 – Структура базових показників (критеріїв) інтегрального оцінювання стану ПЛЕ (на прикладі м. Києва)

№ п/п	Назва	Умовні позначення
Блок 1. Забруднення НПС		
1	Концентрація фітотоксикантів (середньорічна за 2018 р., NO ₂), мг/м ³ [100, с. 12]	J_{n1}
2	Інтенсивність руху автомобілів, авто/год, нормована до середньої інтенсивності руху автомобілів по м. Києву ¹ *	J_{n2}
Блок 2. Рекреаційне навантаження		
3	Кількість несанкціонованих звалищ та слідів вогнищ, нормований до площі ПП, га; шт. *	J_{n3}
4	Коефіцієнт рекреації [44], ум. од. *	J_{n4}
5	Наявність ерозії, кількість її видів на території парку (водна, вітрова), бали * (1 вид ерозії – 1 бал)	J_{n5}
6	Коефіцієнт порушеності території внаслідок господарської діяльності α [58]	J_{n6}
Блок 3. Зміни біотичної складової		
7	Індекс стану паркових насаджень [85], ум. од. *	J_{n7}
8	Наявність підросту, підліску, сума балів * (підріст наявний – 1 бал, підросту немає – 0 балів; підлісок наявний – 1 бал, підліску немає – 0 балів)	J_{i1}
9	Індекс адвентизації рослинності [34], ум. од. *	J_{n8}
10	Індекс біорізноманіття Шеннона для рослин	J_{i2}
11	Таксономічний склад фітоценозу, всього видів, нормований до площі ПП *	J_{i3}
Аналіз структури трав'яного ярусу		
12	Співвідношення видів у родинях (<i>Asteraceae</i> + <i>Brassicaceae</i>) / <i>Rosaceae</i> [50]*	J_{n9}
13	Співвідношення видів <i>терофіти/геофіти</i> [46] *	J_{n10}
14	Частка видів, що реалізують R- життєву стратегію *	J_{n11}
Аналіз структури угруповань птахів		
15	Участь адвентивних видів птахів в угрупованні (1 вид – 1 бал)*	J_{n12}
16	Індекс синантропізації угруповань птахів, що гніздяться за Jedryczkowski [63] *	J_{n13}
17	Наявність рідкісних для регіону досліджень видів птахів в угрупованні (занесених до Червоної книги України та рідкісних для Києва) [67] (1 вид – 1 бал)*	J_{i4}
18	Співвідношення: лісові аборигенні види / загальна кількість видів, що гніздяться*	J_{i5}
19	Наявність в угрупованні видів птахів, що гніздяться на землі (1 вид – 1 бал) *	J_{i6}
20	Індекс біорізноманіття Шеннона для птахів*	J_{i7}
Аналіз структури угруповань комах (диких бджіл)		
21	Наявність рідкісних видів бджіл в угрупованні (занесених до списків охорони державного або міждержавного рівня) (1 вид – 1 бал)*	J_{i8}
22	Кількість видів диких бджіл, нормована до площі ПЛЕ*	J_{i9}
23	Співвідношення кількості видів: оліголектичні / полілектичні*	J_{i10}
24	Індекс біорізноманіття Шеннона для диких бджіл *	J_{i11}

Примітки: * – показники, запропоновані нами вперше у якості базових критеріїв оцінювання; ¹

– пораховано нами відповідно до методики [77].

Система екологічних індикаторів стану ПЛЕ (рис. 4.1) побудована на основі показників стану ПЛЕ (I_c), характеристик біорізноманіття ($H_{str}+W$), (стан деревостану і ступінь просторової порушеності фітоценозу), які враховують наявність і динаміку природного поновлення основного ярусу деревостану, як показника природної стійкості екосистеми, що гарантує збереженість ПЛЕ у часі. Біорізноманіття характеризують через індекс структурного різноманіття (H_{str}), що враховує присутність у ПЛЕ лісових видів та видів, що мають охоронний статус, наявність старовікових дерев, густоту підросту, підліску та ін. (рис. 4.1).

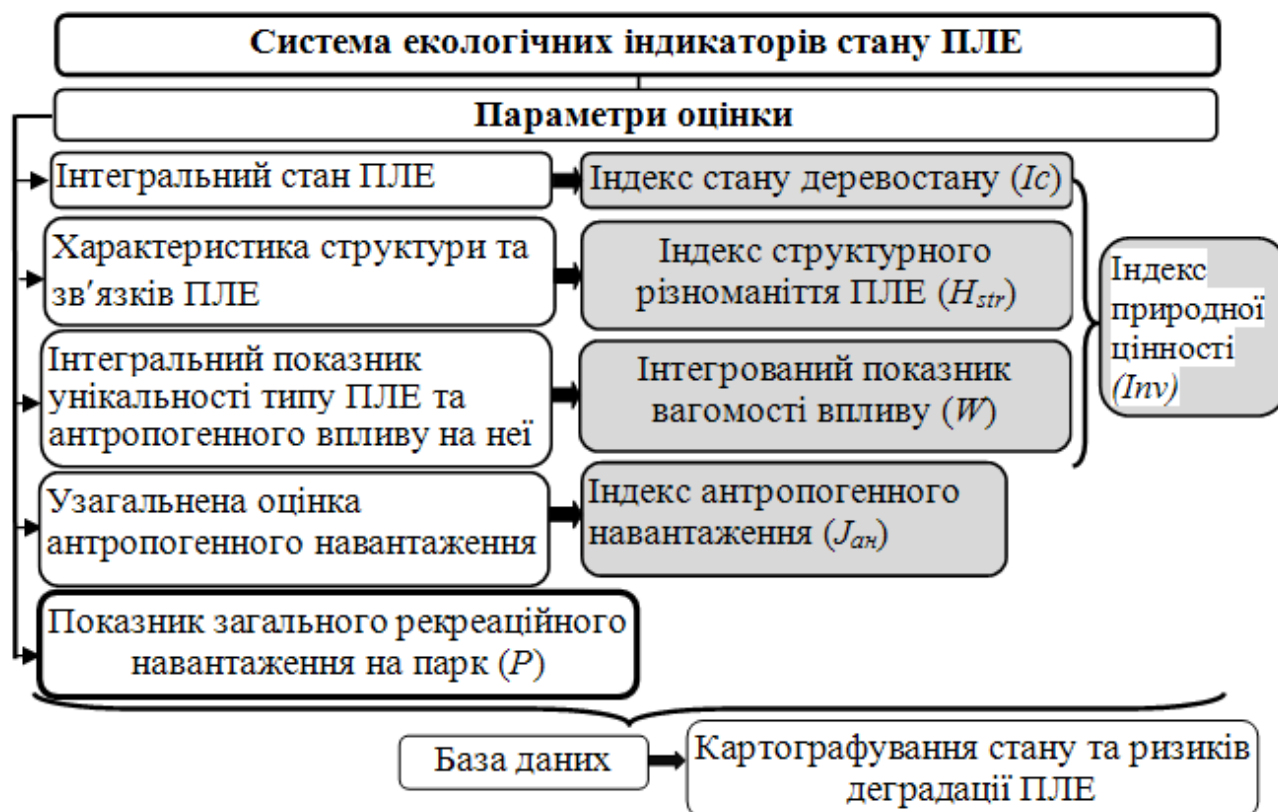


Рисунок 4.1 – Блок-схема системи інтегрального оцінювання стану ПЛЕ (системи екологічних індикаторів) в умовах комплексного антропогенного навантаження у великому місті

Логічними стадіями завершення оцінювання ПЛЕ є статистична обробка даних, перевірка відповідності нормальному розподілу, створення бази даних стану ПЛЕ міста, картування ПЛЕ міста за рівнем антропогенного навантаження (або за певними видами негативного впливу) та за класовими інтервалами індексу антропогенного навантаження (J_{an}). Визначення рамок дієвості запропонованих індексів, умови та ефективність їх використання. Одержану інформацію доцільно класифікувати за типами екологічних проблем та їх зазначеними характеристиками. Результатом оцінювання на основі запропонованої системи є 6 основних індексів, що описують різні аспекти стану екосистем. Це кількісні показники, які можна використати як **індикатори стану** урбоекосистем. Отримана таким чином інформація про біорізноманіття може бути введена у базу даних за допомогою ГІС для кращого розуміння динаміки стану в умовах урбогенного впливу та прийняття управлінських рішень та візуалізована для надання можливості покращення заходів зі збереження, підтримання, відновлення та охорони парків. Крім того, ці дані дають змогу виявити причини та наслідки зазначених змін ПЛЕ або встановити чинники, що уповільнюють або прискорюють наближення екосистем до критичного стану, провести картування зеленої зони міста за ступенями деградації ПЛЕ. Також можна розрахувати порогові величини навантажень,

спрогнозувати динаміку стану, удосконалити систему показників моніторингу досліджуваних чинників та відповідних змін ПЛЕ.

4.2. Принципи деталізації, вектори та алгоритми інтегрального оцінювання стану ПЛЕ

Масштабність деталізації оцінювання ПЛЕ залежить від параметрів об'єкта дослідження: складності структури і функцій, ієрархічної будови, характеристик і підпорядкованості зв'язків між його елементами, ступеня його цілісності, збереженості в умовах міста [79]. Вибір оптимального, найбільш адекватного ієрархічного рівня аналізу для виявлення локалізації негативних наслідків антропогенного впливу у структурі екосистеми та/або його (їх) перерозподілу в ПЛЕ необхідно визначати за принципом емерджентності, щоб оперувати найбільш значимими та/або вживаними, апробованими показниками. Тобто, спочатку потрібно здійснити початкову, простішу деталізацію оцінювання ПЛЕ. Якщо результат вийде недостатньо інформативним або неякісним, тоді доцільно синтезувати інформацію в інтегральні індекси (I_{nv} – формула 16; J_{an} – формула 19). За вищого рівня оцінювання стану ПЛЕ ми розглядаємо її як цілісну систему, не виділяючи її елементи і не встановлюючи зв'язки між ними (рис. 4.1; табл. 4.3). У діагностиці перехідних станів ПЛЕ важливими є показники, які характеризують реакцію екосистеми на прямі і опосередковані, одиничні і комплексні, гострі і хронічні, тривалі і короткі (і т. п.) впливи антропогенних чинників.

Таким чином, для інтегрального оцінювання стану ПЛЕ та біоіндикації наслідків антропогенного навантаження перспективним є застосування екосистемного і структурного підходів за трьома категоріальними групами характеристики організації складних екосистем: структурно-функціональним, рівнями організації живого, диференціацією екологічних ніш.

4.3. Визначення напрямів використання запропонованих індексів і їх практична цінність

Результатом оцінювання ПЛЕ на основі запропонованої системи є 6 основних індексів, які описують різні аспекти стану екосистем. Це кількісні показники, які можна використати як **індикатори стану** урбоекосистем. Отримана таким чином інформація про ПЛЕ і їхнє біорізноманіття може бути введена у базу даних ГІС і візуалізована в картографічних документах та інших сучасних, зручних для роботи формах. Вона сприятиме кращому розумінню просторового поширення негативних чинників урбоекосистеми, їх сили (інтенсивності) дії та наслідків урбогенного впливу, а також чисової динаміки стану і структури ПЛЕ. Дана інформація є цінним підґрунтям для: планування й оптимізації розвитку міста, розробки превентивних заходів щодо унеможливлення появи антропогенних загроз біотичним компонентам і населенню міста або зниження вірогідності цих ризиків, прийняття своєчасних і ефективних управлінських рішень для зменшення збитків від прояву таких чинників, а також підвищення ефективності заходів з подолання негативних наслідків їх дії, покращення системи управління щодо збереження, підтримання, відновлення та охорони парків, зеленої зони міста. Крім того, ці дані дають змогу виявити причини та наслідки зазначених змін у конкретних ПЛЕ, які певної мірою (розміщенням, структурою, впливом чинників, загрозами біоті та/чи населенню тощо) відрізняються від інших об'єктів і потребують спеціальних або пріоритетних заходів. Такі ПЛЕ доцільно виділяти на плані міста, його зеленої зони, інших картографічних документах за видами і ступенями деградації. Це сприятиме диференційованому підходу, кращому концентруванню уваги, ресурсів і супроводу щодо регулювання негативних чинників, що прискорюють наближення екосистем до критичного стану. Також зазначені дані дають змогу розрахувати порогові величини різних видів антропогенних навантажень на місто, його ПЛЕ, інші біотичні компоненти, спрогнозувати їх динаміку за зміною стану і структури, удосконалити систему показників моніторингу досліджуваних чинників та відповідних змін ПЛЕ. Одержані дані сприятимуть підвищенню ефективності природоохоронних програм, покращенню екологічних умов і підтриманню стабільності розвитку урбоекосистем великих міст та інших населених пунктів.

РОЗДІЛ 5. БАГАТОКРИТЕРІАЛЬНА ОЦІНКА СТАНУ І СТРУКТУРИ ПЛЕ ПЕВНОГО РІВНЯ ТАКСОНОМІЇ

5.1. Оцінка стану насаджень парку

Показники багатокритеріальної оцінки ПЛЕ розглянемо на прикладі парку «Перемога» м. Києва, який є доволі стандартним за будовою, структурою насаджень і зазнає найбільшого рекреаційного навантаження порівняно з іншими 7 дослідженими нами парками міста (табл. 5.10). Це дає змогу виявити наслідки порушень стану і структури ПЛЕ у більшому різноманітті проявів, з більшим поширенням ефектів за структурними компонентами екосистеми.

Парк «Перемога» знаходиться на лівому березі Дніпра у Дніпровському районі Києва, біля станції метро «Дарниця». Він був облаштований у 1965 та перепланований у 2008 році. На 82,61 га є сосновий ліс з парковими алеями, декоративне озеро. За еколого-функціональною класифікацією ПЛЕ м. Києва (табл. 5.1) він відноситься до парків надзаплавної тераси долини р. Дніпро (П–1). Екосистема ПЛЕ зазнає інтенсивного рекреаційного навантаження. Деревостан ослаблений та сильно ослаблений, зріджений, розчленований мережею стежок до 1,5 м шириною, та асфальтованих доріжок. Поновлення незначне, ослаблене, в основному поновлюються стійкі до рекреаційного впливу робінія псевдоакація, дуб червоний, береза повисла. Пробні площі закладали у різних за таксаційною характеристикою деревостанах на екопрофілі зростання рекреаційного навантаження (рис. 5.1; додаток Б).

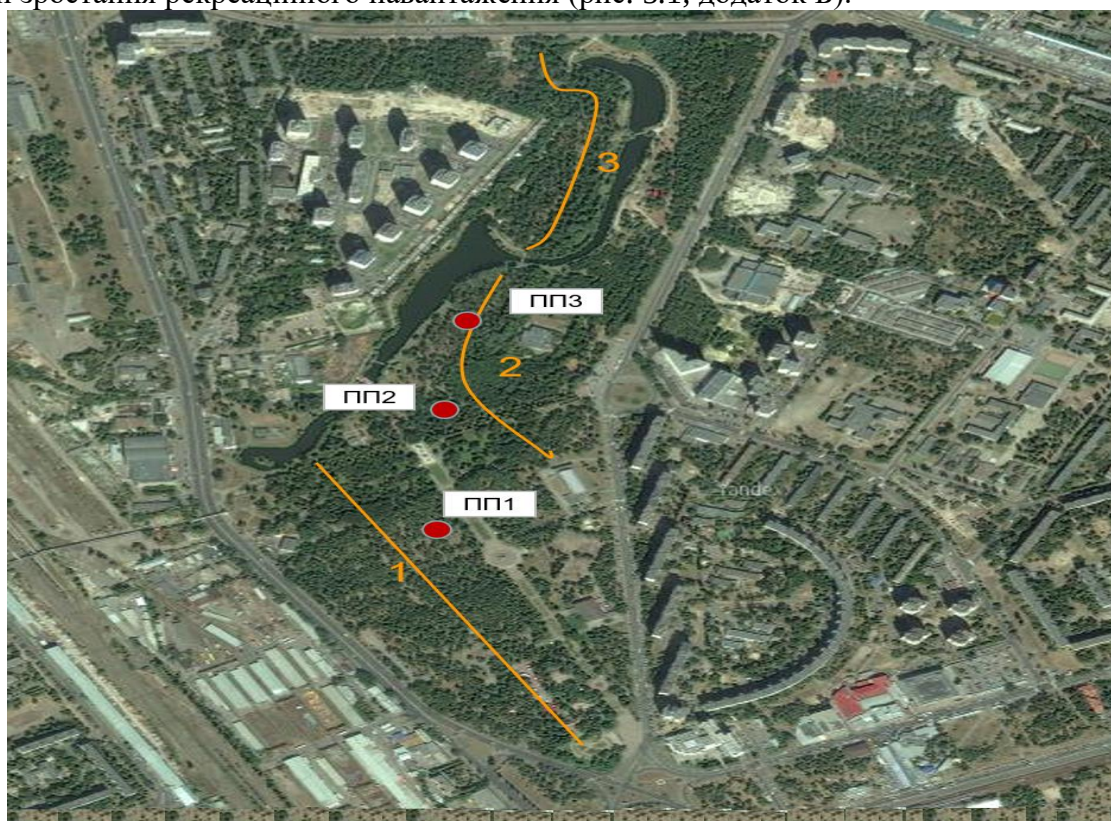


Рисунок 5.1 – Розташування пробних площ (ПП 1 – ПП 3) та маршрутів обстеження (1–3) на території парку «Перемога» м. Києва: ПП 1 – сильне, ПП 2 – середнє, ПП 3 – слабке рекреаційне навантаження

Таблиця 5.1 – Показники рекреаційного пошкодження ПЛЕ

№ПП	Відстань від узлісся, км	Витоптано площі, %	Стадія дигресії	Механічні пошкодження		Нагар від вогню		Інше ¹ , шт. / % від площі ПП	Всього ²
				частка уражених дерев, %	середня площа ран, м ²	частка уражених дерев, %	середня висота по стовбуру, м		
ПП1	0,03	16,0	5	14,4	30,7±0,3	12,0	1,4±0,3	9/0,9	26
ПП2	0,03	81,2	5	32,6	32,8±0,2	6,3	1,3±0,4	24/20,0	29
ПП3	0,06	15,5	2	12,6	29,3±0,2	4,2	0,8±0,3	4/0,06	18

Примітки: ¹ – сліди розведення багать, ями, стихійні звалища; ² – ознак негативного впливу людини, випадків.

Визначено динаміку структурного різноманіття (табл. 5.2).

Таблиця 5.2 – Динаміка структурного різноманіття (H_{str}) у парку «Перемога» (за табл. 4.4)

№ п/п	Ключові елементи структурного різноманіття	Чисельна оцінка, бали		
		ПП1	ПП2	ПП3
1.	Кількість видів судинних рослин, особин	10	10	10
2.	Загальна кількість дерев на ПП, особин	10	10	10
3.	Кількість дерев з діаметром більше 10 см, особин	10	10	10
4.	Кількість рослин підлісочних порід, особин	3	4	3
5.	Підріст, шт. екз./м ²	1	10	5
6.	Лісові види у складі трав'яно-чагарникового ярусу (частка у сумарному різноманітті ярусу, %)	3	3	3
7.	Кількість адвентивних видів, шт. *	5	10	10
8.	Кількість геофітів, шт.* ¹	2	0	2
9.	Наявність мохово-лишайникового покриву, сумарно видів*	2	1	1
10.	Наявність лісової підстилки, см	0	0	1
11.	Склад лісової підстилки	0	0	0
12.	Пні (число пар на відстані один від одного, за кожну пару пнів):	1	2	1
13.	Відпад дерев різних категорій стану (більше 2 м у довжину, діаметром від 8 см), шт.	6	0	3
14.	Відстань до водойм чи перезволожених ділянок (низини, ями, канами, що заповнюються водою), з якими є біологічна взаємодія, м	1	1	1
15.	Старовікові ² дерева, шт.	3	0	1
16.	Наявність видів, занесених до Червоної книги України, регіонально рідкісних*	0	0	0
	H_{str}	1,97	1,83	1,99

Примітки: пояснення, як і в табл. 4.4; 0 – не виявлено.

5.2. Екологічна характеристика трав'яного ярусу парку

Ступінь трансформації ПЛЕ залежно від рівня аеротехногенного забруднення та рекреаційного впливу описували через розподіл негативних ефектів деградації за ярусами фітоценозу. Трав'яний ярус оцінювали за структурою еко-, біоморф, таксономічною, фітоіндикаційними шкалами. За екологічною валентністю видів трав'яного ярусу визначено розподіл стено- та еврівалентних видів по відношенню до кліматичних та едафічних факторів середовища.

Теорія екологічної ніші забезпечує основу для застосування біоіндикації, коли сукупність видів угруповання дозволяє зробити висновок про властивості НПС [20, 22]. Фітоіндикаційні оцінки часто виступають як ілюструючі маркери реальних умов навколишнього середовища [6]. В екології лісу фітоіндикаційні оцінки, одержані на основі флористичного складу підліску, застосовуються як релевантні показники продуктивності лісових екосистем, які за своєю прогностичною здатністю не поступаються абіотичним маркерам середовища [2]. Фітоіндикаційні шкали застосовували для вивчення екології міської флори та оцінки екологічних ризиків [55, 56]. За допомогою фітоіндикаційних шкал Я.П. Дідуха пояснено особливості просторової варіабельності твердості ґрунту [23]. Шкали Елленберга показали свою ефективність для біоіндикації атмосферних випадінь азоту та кислотності ґрунтів у хвойних лісах. Їх чутливість менша, ніж осей, одержаних внаслідок RDA-аналізу, але за допомогою фітоіндикації можна генерувати гіпотези про причини трансформації угруповань рослин [21].

Широке застосування фітоіндикаційних шкал для вирішення екологічних проблем ставить питання про загальну надійність одержуваних результатів [16]. Середні значення фітоіндикаційних шкал можуть бути робастими показниками навіть за умов неповноти списку видів у рослинному угрупованні. Стійкість фітоіндикаційних оцінок до неповноти флористичних списків обумовлена їх зв'язком з найстійкішими структурними особливостями угруповання, а саме з домінантною структурою. Фітоіндикаційні шкали віддзеркалюють різноманіття ставлення окремих рослин до факторів середовища. Фактори середовища, у свою чергу, структурують угруповання, що надає основу для оцінки екологічних умов на основі інтегрування аутоекологічних особливостей окремих рослин, представлених фітоіндикаційними шкалами. Фітоіндикаційні шкали Д.М. Циганова [117] використовують для опису ієрархічного аспекту різноманітності рослинних угруповань [56]. Таким чином, різноманіття угруповань рослин є джерелом та причиною інформаційної цінності для індикації зовнішніх факторів та стану екосистеми в умовах антропогенного навантаження [7-9, 15].

Як правило, у сучасній флористиці значна увага приділяється 10 провідним родинам, які є відбитком основних властивостей флори і являють собою головну частину спектру родин. Наведемо нижче алгоритм дослідження структури трав'яного ярусу ПЛЕ на прикладі парку «Перемога» м. Києва. У трав'яному покриві парку «Перемога» виявлено 65 видів рослин з Відділів *Bryophyta* (1 вид; 1,5%) та *Magnoliophyta* (64 види) з 29 родин та 56 родів. У розподілі видів між класами на *Liliopsida* припадає 23,1%, на *Magnoliopsida* – 76,9%, загальне співвідношення кількості видів *Liliopsida*: *Magnoliopsida* дорівнює 1:4. Клас *Bryopsida* представлений у нашому дослідженні лише одним видом *Atrichum undulatum* (Hedw.) P. Beauv. на ППІ, проєктивне покриття 2,6%. На першому місці серед 10 провідних родин трав'яних рослин *Poaceae* (11 видів; 16,9% від загальної кількості видів; табл. 5.3), що є характерним для більшості флор Голарктики і типовим для флори України [102].

На другому і третьому місцях, відповідно, родини *Asteraceae* (7 видів, 10,8%) та *Fabaceae*, *Lamiaceae* (по 5 видів; 7,8%). Друга позиція родини *Asteraceae* вказує на трансформацію структури трав'яного ярусу, оскільки для неї характерне перше місце у синантропній флорі України [102]. Третя позиція родини *Lamiaceae* свідчить про зв'язки досліджуваної флори з давнім Середземномор'ям. На четвертому місці *Brassicaceae* та *Polygonaceae* – по 4 види або 6,2%; по 2 види (3,1%) містять 6 родин, всі інші родини містять по 1 виду (1,5%). Частка перших за чисельністю 6 родин становить 55,4% (36 видів) від загальної кількості видів. У десятку провідних родин не увійшли родини *Ranunculaceae* та *Cyperaceae*, які свідчать про належність флори до бореальних флор [119], що вказує на значну порушеність систематичної структури. Співвідношення родин трав'яного ярусу *Asteraceae*/*Brassicaceae* (1,8:1). За рекомендаціями Я.П. Дідуха [50], який оцінював ступінь антропогенної порушеності в лісах за співвідношенням (*Asteraceae*+*Brassicaceae*)/*Rosaceae* у нашому дослідженні становить 11 і відноситься до різнотравно-піонерної стадії розвитку фітоценозу у населених пунктах. Пропоноване ним же співвідношення

(фанерофіти+хамефіти)/терофіти становить, відповідно, на ПП1–ПП3 – 1,36, 1,05, 1,78, що вказує на злакову стадію розвитку, найбільше наближену до луків та на значний ступінь трансформації травостою, на менше порушеній ПП3 наближається до лісів (за [50]).

Таблиця 5.3 – Систематична структура трав'яного ярусу парку «Перемога»

Родини	Всього, шт.	Всього, %	ПП1		ПП2		ПП3	
			шт.	%	шт.	%	шт.	%
Відділ <i>Bryophyta</i>								
<i>Polytrichaceae</i>	1	1,6	1	3	–	–	–	–
Відділ <i>Magnoliophyta</i>								
Клас <i>Liliopsida</i>								
<i>Convallariaceae</i>	1	1,8		–	–	–	1	3,7
<i>Poaceae</i>	11	16,9	5	15,2	4	16,7	4	14,8
Клас <i>Magnoliópsida</i>								
<i>Apiaceae</i>	1	1,5	–	–	–	–	1	3,7
<i>Asteraceae</i>	7	10,8	5	15,2	3	12,5	3	11,1
<i>Boraginaceae</i>	2	3,1	2	6,1	–	–	–	–
<i>Brassicaceae</i>	4	6,2	2	6,1	4	16,6	–	–
<i>Cannabaceae</i>	1	1,7	–	–	–	–	1	3,7
<i>Caryophyllaceae</i>	1	1,6	–	–	–	–	1	3,7
<i>Chenopodiaceae</i>	1	1,5	1	3	1	4,5	1	3,7
<i>Convolvulaceae</i>	1	1,5	–	–	–	–	1	3,7
<i>Cyperaceae</i>	1	1,5	1	3	–	–	–	–
<i>Fabaceae</i>	5	6,2	2	6,1	3	8,3	–	–
<i>Rubiaceae</i>	1	1,5	1	3	–	–	–	–
<i>Geraniaceae</i>	2	3,1	1	3	1	4,5	–	–
<i>Hypericaceae</i>	1	1,5		–		–	1	3,7
<i>Lamiaceae</i>	5	7,7	4	12,1	1	4,2	3	11,1
<i>Oxalidaceae</i>	1	1,5	1	3	–	–	1	3,7
<i>Papaveraceae</i>	1	1,6	1	3	–	–	1	3,7
<i>Plantaginaceae</i>	2	3,2	1	3	2	9,4		0
<i>Polygonaceae</i>	4	6,2	2	6,1	2	9,4	1	3,7
<i>Ranunculaceae</i>	1	1,5	–	–	1	4,6		0
<i>Rosaceae</i>	1	1,5	–	–	–	0	2	7,4
<i>Rubiaceae</i>	1	1,5	–	–	–	0	1	3,7
<i>Scorphulariaceae</i>	2	3,1	1	3	1	4,6	–	–
<i>Urticaceae</i>	2	3,1	1	3	–	–	1	3,8
<i>Violaceae</i>	2	3,6	–	0	–	–	2	7,4
<i>Viscaceae</i>	1	1,7	–	0	1	4,7	–	–
<i>Vitaceae</i>	1	1,8	1	3,1	–	–	1	3,7
Всього на ПП	65	100,0	33	100,0	24	100,0	27	100,0

Примітка. %* – частка від загальної кількості даних таксономічних одиниць.

Враховуючи розбалансованість систематичної структури досліджуваних насаджень, необхідним є аналіз співвідношень біоморф рослин – як результату взаємодії складного комплексу зовнішніх екологічних чинників та сформованих еволюційно-генетичних, фізіологічних, біохімічних адаптацій рослин [116]. Біоморфологічний спектр трав'яних рослин свідчить про особливості пристосувань рослинного покриву дослідженої території до антропогенних змін (табл. 5.4). Встановлено, що багаторічні види переважають на екопрофілі за винятком сильно трансформованої ПП2.

Аналіз структури надземних пагонів як характеристики, що визначає екологічні умови місцезростань, показав, що загалом домінують безрозеткові види (54–67%) (*Achillea submillefolium* Klok. et Krutzka, *Senecio vulgaris* L., *Ambrosia artemisiifolia* L.), участь видів із розетковими пагонами істотно менша – 18–33% (*Lactuca serriola* Torner, *Taraxacum officinale* Webb. ex Wigg., *Myosotis arvensis* (L.) Hill, *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medikus тощо).

Таблиця 5.4 – Структура життєвих форм та характеристики трав'яного ярусу парку «Перемога»

Ознаки життєвих форм	Життєва форма	ПП 1	ПП 2	ПП 3
	Стадія дигресії ПЛЕ	V	V	II
		частка видів, %		
Тривалість життєвого циклу	Однорічні, малорічні	45,5	50,0	37,0
	Багаторічні	54,5	50,0	63,0
Структура надземних пагонів	Повзучі	6,1	4,2	7,4
	Розеткові	18,2	33,3	18,5
	Безрозеткові	66,7	54,2	63,0
	Дерновинні	9,1	8,3	11,1
Структура підземних пагонів	Довгокореневищні	42,4	25,0	40,7
	Короткокореневищні	6,1	4,2	18,5
	Коренепаросткові	0,0	8,3	3,7
	Кистекореневі	3,0	4,2	0,0
	Без утворень	48,5	58,3	37,0
Тип кореневої системи	Стрижнева	60,6	66,7	81,5
	Мичкувата	39,4	33,3	18,5
Тип вегетативної рухливості	Вегетативно рухливі	48,5	37,5	63,0
	Вегетативно малорухливі	12,1	12,5	7,4
	Вегетативно не рухливі	39,4	50,0	29,6
Кліматоморфи (життєві форми за Раункієром)	Фанерофіти	38,2	26,5	35,1
	Хамефіти	3,0	4,2	11,1
	Терофіти	30,3	29,2	25,9
	Гемікриптофіти	48,5	54,2	44,4
	Геофіти	18,2	12,5	18,5
Числові співвідношення	(фанерофіти+хамефіти)/терофіти	1,36	1,05	1,78
	Терофіти/геофіти	1,66	2,34	1,40
	ITG, ум. од.	–0,25	–0,39	–0,17
Геліоморфи	Геліофіти (He)	69,7	75,0	63,0
	Сціогеліофіти (ScHe)	21,2	25,0	29,6
	Сціофіти (Sc)	9,1	0,0	7,4
Ценоморфи (за Бельгардом)	Sil	18,2	16,7	33,3
	Pr	18,2	20,8	3,7
	St	6,1	4,2	0,0
	Ru	39,4	41,7	44,4
	у т.ч. адвентивні	18,2	16,7	18,5

Стратегії за Раменським – Граймом	C	0,0	0,0	3,7
	R	18,2	25,0	18,5
	S	3,0	4,2	11,1
	CSR	15,2	20,8	11,1
	SR	6,1	4,2	3,7
	CS	30,3	25,0	29,6
	CR	27,3	20,8	22,2

Дерновинні види та види з повзучими пагонами мають приблизно однакові співвідношення (5–11%) (*Poa pratensis* L. та *Convolvulus arvensis* L., *Trifolium repens* L., *Lathyrus pratensis* L. відповідно). За структурою підземних пагонів за кількістю переважають види без утворень, на другому місці – довгокореневищні види (25–42%; *Chelidonium majus* L., *Taraxacum officinale* Wigg., *Cirsium oleraceum* (L.) Scop., *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth), така пропорція вказує на достатнє зволоження верхнього кореневмісного шару ґрунту під наметом насаджень ПЛЕ.

Доцільно оцінювати тип вегетативної рухливості рослин (темп вегетативного розмноження) як інтегральний показник ступеня стійкості виду у фітоценозі, передумови його спроможності до захвату та утримання життєвого простору [105]. Встановлено, що в досліджуваному парку вегетативно нерухливі види переважають на ПП2 (50%; *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medikus, *Berteroa incana* (L.) DC., *Lepidium ruderalis* L. тощо), вегетативно рухливі види переважають на найменш порушеній ПП3 (63%; *Cirsium oleraceum* (L.) Scop., *Humulus lupulus* L.; *Convallaria majalis* L.) які в більшості є сільвантами. Отже, при зменшенні рекреаційного навантаження та покращенні стану ґрунту фітоценоз тяжіє до лісового середовища. Аналіз за кліматоморфами показав, що на екопрофілі переважають гемікриптофіти (44–54%; *Trifolium pratense* L.; *Galium verum* L.; *Prunella vulgaris* L.), на другому місці терофіти (*Ambrosia artemisifolia* L., *Stenactis annua* (L.) Cass., *Chenopodium album* L., *Urtica urens* L.), особливо на порушених ПП1–ПП2. На третьому місці за чисельністю – геофіти (12–19%; *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Lactuca serriola* Torner, *Sonchus arvensis* L.). Співвідношення терофіти/геофіти найбільше на найпорушенішій ПП2. Показник ступеня антропогенної трансформації – ITG від’ємний, що вказує на значну синантропізацію фітоценозів [46]. Динаміка ITG (наближення до позитивних значень на ПП3) вказує на деяке зменшення процесів синантропізації. Розподіл за геліоморфами показав домінування геліофітів (*Lepidium ruderalis* L., *Convolvulus arvensis* L., *Carex vulpina* L.), максимальна частка яких зафіксована на трансформованій і зрідженій ПП2 (75%), їх кількість зменшується у 1,2 рази на ПП3, оскільки зімкненість крон там 0,9. Частка сціогеліофітів (*Rumex acetosa* L., *Urtica dioica* L.) коливається у межах 21–30%.

Аналіз за ценоморфами показав домінування рудерантів (40–45%) та адвентивних видів (16–19%), наприклад, *A. artemisifolia*, *Lactuca serriola* Torner, *Chelidonium majus* L., *Capsella bursa-pastoris* Medic. Частка сільвантів збільшується на ПП3 до 33,3% (*Convallaria majalis* L., *Oxalis acetosella* L., *Poa nemoralis* L.) зокрема з’являється 2 види фіалок – *Viola odorata* L., *V. hirta* L., кількість пратантів і степантів тут навпаки, найменша 3,7 та 0% відповідно. Домінування рудеральних видів у структурі трав’яного ярусу ПЛЕ свідчить про значний антропогенний вплив. Істотна чисельність адвентивних видів на екопрофілі (15 видів, 23,1%) вказує на значну вторинну антропогенну трансформацію екотопів. Коефіцієнт адвентизації – показник стійкості екосистеми до фітоінвазій [34] становить 23,1%, що менше від такого ценозів заплави лісостепового Дніпра (29–33%) [103]. Отже, аналіз біоморфологічного спектру трав’яного ярусу ПЛЕ свідчить про високе видове різноманіття, значну участь у якому беруть рудеранти, зокрема адвентивні види, порушений розподіл за ценоморфами.

Приуроченість рослин до певного екотопу відображає тип їх екологічної стратегії у фітоценозі. Виявилось, що на екопрофілі домінують види перехідних груп екологічних стратегій (табл. 5.4), зокрема рослини з CS-стратегією (25–30%) (наприклад, *Humulus lupulus*

L., *Trifolium pratense* L., *Galium verum* L.), рослини з CR – стратегією (*Ambrosia artemisiifolia* L., *Cirsium oleraceum* (L.) Scop., *Berteroa incana* (L.) DC.) на другому місці за чисельністю. Рослини з R – стратегією (*Stenactis annua* (L.) Cass., *Senecio vulgaris* L., *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medikus) на третьому місці за чисельністю, найбільша їх кількість на найбільш змінених ПП2 – 25%, як і видів зі змішаним типом стратегії (CRS – 20,8%; *Achillea millefolium* L., *Plantago major* L., *Trifolium repens* L., *Geranium robertianum* L.). Домінування експлерентів серед первинних типів свідчить про антропогенну порушеність умов існування трав'яних видів. Частка пацієнтів (стрес-толерантів) (*Festuca ovina* L., *Viola hirta* L. тощо) збільшується на ПП3 у 3,7 рази, що вказує на посилення міжвидової конкуренції з експлерентами в умовах деякого зняття антропогенного навантаження. Відношення показників різних типів стратегії видів трав'яного ярусу залежно від ступеня порушення фітоценозів [50] пацієнти/експлеренти становить 0,16, 0,17, 0,6, збільшується зі зменшенням ступеня рекреаційного впливу і відповідає різнотравно-піонерній стадії розвитку, найближчої до урбосистем та городів (за [50]). Частка кореневищних видів найменша на більш антропогенно трансформованій ПП2 через значний ступінь дигресії ґрунту. За структурою надземних пагонів і розміщенням листків переважають безрозеткові рослини, підземних пагонів – рослини, які не мають спеціалізованих видозмін.

Антропогенні зміни екологічних умов ПЛЕ відображають індекси різноманіття, значення яких доволі низькі: індекс біорізноманіття Шеннона – 1,09, індекс вирівняності Пієлу – 0,99, індекс Сімпсона – 0,66, Менхінка – 0,28, Маргалефа – 0,42.

Отже, наведені дані фітоіндикаційного аналізу трав'яного ярусу свідчать про те, що комплексне антропогенне навантаження істотно порушує стабільність розвитку ПЛЕ через зміну екологічних умов (значна частка всохлих дерев спричиняє геліофітизацію під деревним наметом (частка геліофітів – до 75%). На останніх стадіях антропогенної трансформації характерне домінування видів із перехідними та змішаними типами стратегій [73]. Серед видів із первинним типом екологічної стратегії переважають експлеренти. Значне ущільнення ґрунту, засмічення, перебудови структури деревного намету, зміни його зімкнутості зумовлюють трансформацію таксономічної і систематичної структури трав'яного ярусу, зміни ценотичних відносин, співвідношень еко- та біоморф. Біоморфологічний спектр характеризується високою участю геліофітів, мезофітів, рудерантів, антропофітів, порушеним розподілом за ценоморфами, домінуванням видів перехідних стратегій та експлерентів. Розвиток кореневищних видів залежить від стану і щільності ґрунту. Адвентивні види поширені на всій дослідженій території. У спектрі життєвих форм переважають гемікриптофіти та терофіти. У наших дослідженнях співвідношення терофіти/геофіти найбільше всередині екопрофілю, ІТГ від'ємний, що вказує на значну синантропізацію фітоценозів. Встановлені прояви перебудови структури трав'яних фітоценозів є індикаторами антропогенного впливу на цей тип екосистем. Ці показники і причинно-наслідкові зв'язки доцільно використовувати для дослідження сукцесій рослинності трансформованих територій з урахуванням їх природних особливостей та просторово-часової динаміки чинників екологічного фону.

Зміну екологічних умов ПЛЕ виявляли за структурою трав'яного покриву – 65 видів трав'яної рослинності були проаналізовані за 10 шкалами Д.Н.Циганова [117]. Оцінювали вплив на рослини зміни режиму провідних екологічних факторів – кліматичних (термо- (Тм), омбро- (Ом) та кріорежиму (Сг), континентальності (Кп); едафічних (узагальненого сольового режиму (Тг), азотного (Nt) і кислотного (Rc) режимів, вологості ґрунту (Hd) та її змін (fH); режиму затінення-освітлення (Lc). Значення режимів екологічних факторів розраховували як середні арифметичні, амплітуди толерантності всіх видів угруповання визначали без урахування їх рясності. Кожен із 65 видів по відношенню до кожного з 10 екологічних факторів був віднесений до стеновалентної (СВ), гемістеновалентної (ГСВ), мезовалентної (МВ), геміевривалентної (ГЕВ), евривалентної (ЕВ) фракції. Для всіх шкал побудовані спектри, що виявляють частку участі кожної фракції. Екологічну валентність видів

встановлювали за Л.А. Жуковою [56]. Індекс толерантності (It) розраховували як суму екологічних валентностей (EV), поділену на суму значень шкал. Виділяли стенобіонтні (СБ) види, в яких $It < 0,34$, гемістенобіонтні (ГСБ; $It < 0,46$), мезобіонтні (МБ; $It < 0,56$), геміеврибіонтні (ГЕБ; $It < 0,67$) та еврибіонтні (ЕБ; $It > 0,67$) види (табл. 5.5; (рис. 5.3).

Розподіл видів трав'яного ярусу по відношенню до кліматичних, едафічних факторів та змінності освітлення (рис. 5.2) демонструє загальну тенденцію підвищення значень зволоження ґрунту та знижені за змінністю освітлення.

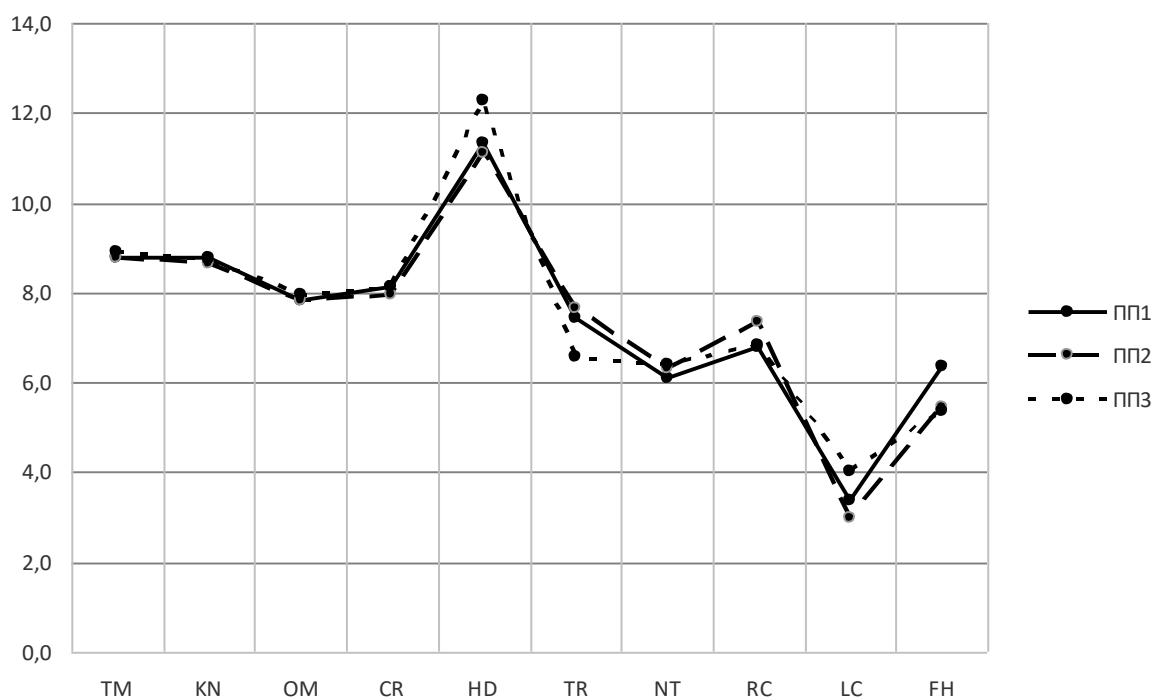


Рисунок 5.2 – Участь видів трав'яного ярусу по відношенню до кліматичних, едафічних факторів та змінності освітлення, %

Таблиця 5.5 – Розподіл видів трав'яного ярусу за біонтністю по відношенню до екологічних факторів середовища

ПП 1

	СБ	ГСБ	МБ	ГЭВ	ЭВ
Тм	8,70%	8,70%	6,52%	23,91%	52,17%
Kn	4,35%	6,52%	13,04%	10,87%	65,22%
Om	19,57%	10,87%	28,26%	19,57%	21,74%
Cr	19,57%	8,70%	17,39%	8,70%	45,65%
Hd	17,39%	30,43%	17,39%	26,09%	8,70%
Tr	21,74%	34,78%	10,87%	6,52%	26,09%
Nt	6,52%	10,87%	23,91%	30,43%	28,26%
Rc	4,35%	2,17%	8,70%	6,52%	78,26%
fH	56,52%	4,35%	17,39%	6,52%	15,22%
Lc	6,52%	21,74%	34,78%	21,74%	15,22%
It клімат	4,35%	13,04%	19,57%	19,57%	43,48%
It ґрунт	6,52%	30,43%	23,91%	17,39%	21,74%
It заг	0,00%	10,87%	23,91%	28,26%	36,96%

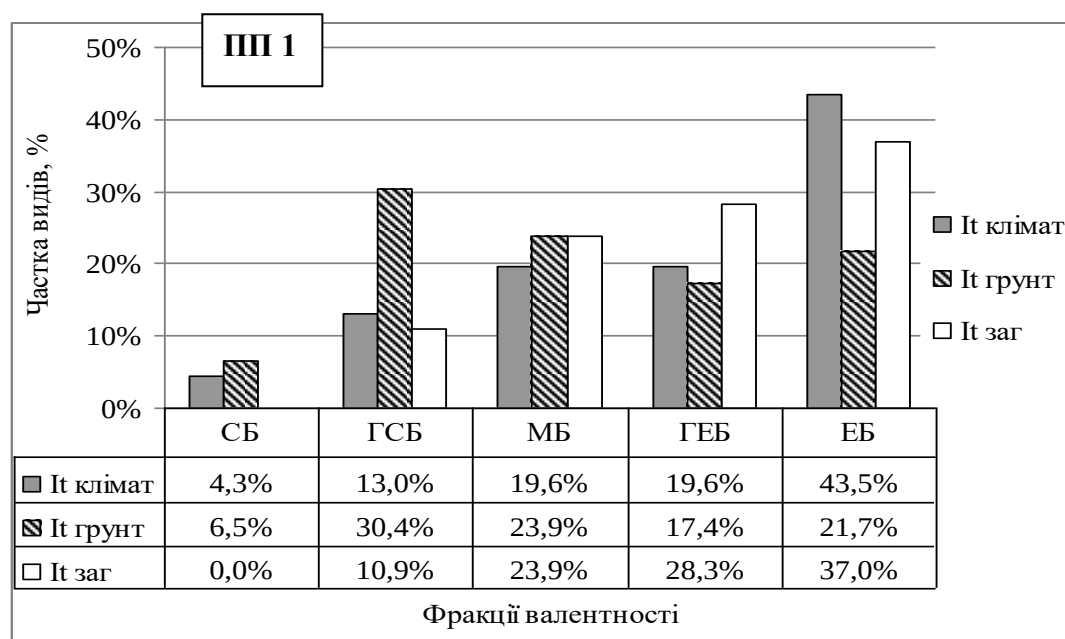
ПП 2

	СБ	ГСБ	МБ	ГЭВ	ЭВ
Тм	3,23%	3,23%	6,45%	38,71%	48,39%

Kn	3,23%	0,00%	3,23%	16,13%	77,42%
Om	9,68%	12,90%	29,03%	25,81%	22,58%
Cr	9,68%	3,23%	9,68%	22,58%	54,84%
Hd	9,68%	16,13%	19,35%	41,94%	12,90%
Tr	22,58%	29,03%	9,68%	3,23%	35,48%
Nt	3,23%	6,45%	29,03%	32,26%	29,03%
Rc	3,23%	0,00%	16,13%	6,45%	74,19%
fH	45,16%	3,23%	19,35%	9,68%	22,58%
Lc	9,68%	32,26%	35,48%	16,13%	6,45%
It клімат	3,23%	3,23%	12,90%	22,58%	58,06%
It ґрунт	3,23%	12,90%	35,48%	25,81%	22,58%
It заг	3,23%	0,00%	16,13%	32,26%	48,39%

III 3

	CB	ГCB	MB	ГЭВ	ЭВ
Tm	2,33%	11,63%	16,28%	34,88%	34,88%
Kn	4,65%	2,33%	16,28%	16,28%	60,47%
Om	18,60%	16,28%	30,23%	20,93%	13,95%
Cr	11,63%	16,28%	20,93%	18,60%	32,56%
Hd	20,93%	34,88%	18,60%	23,26%	2,33%
Tr	37,21%	32,56%	16,28%	6,98%	6,98%
Nt	4,65%	6,98%	32,56%	27,91%	27,91%
Rc	4,65%	13,95%	16,28%	2,33%	62,79%
fH	72,09%	0,00%	18,60%	9,30%	0,00%
Lc	2,33%	27,91%	2,33%	32,56%	34,88%
It клімат	2,33%	11,63%	18,60%	32,56%	34,88%
It ґрунт	11,63%	34,88%	30,23%	16,28%	6,98%
It заг	2,33%	6,98%	27,91%	25,58%	37,21%



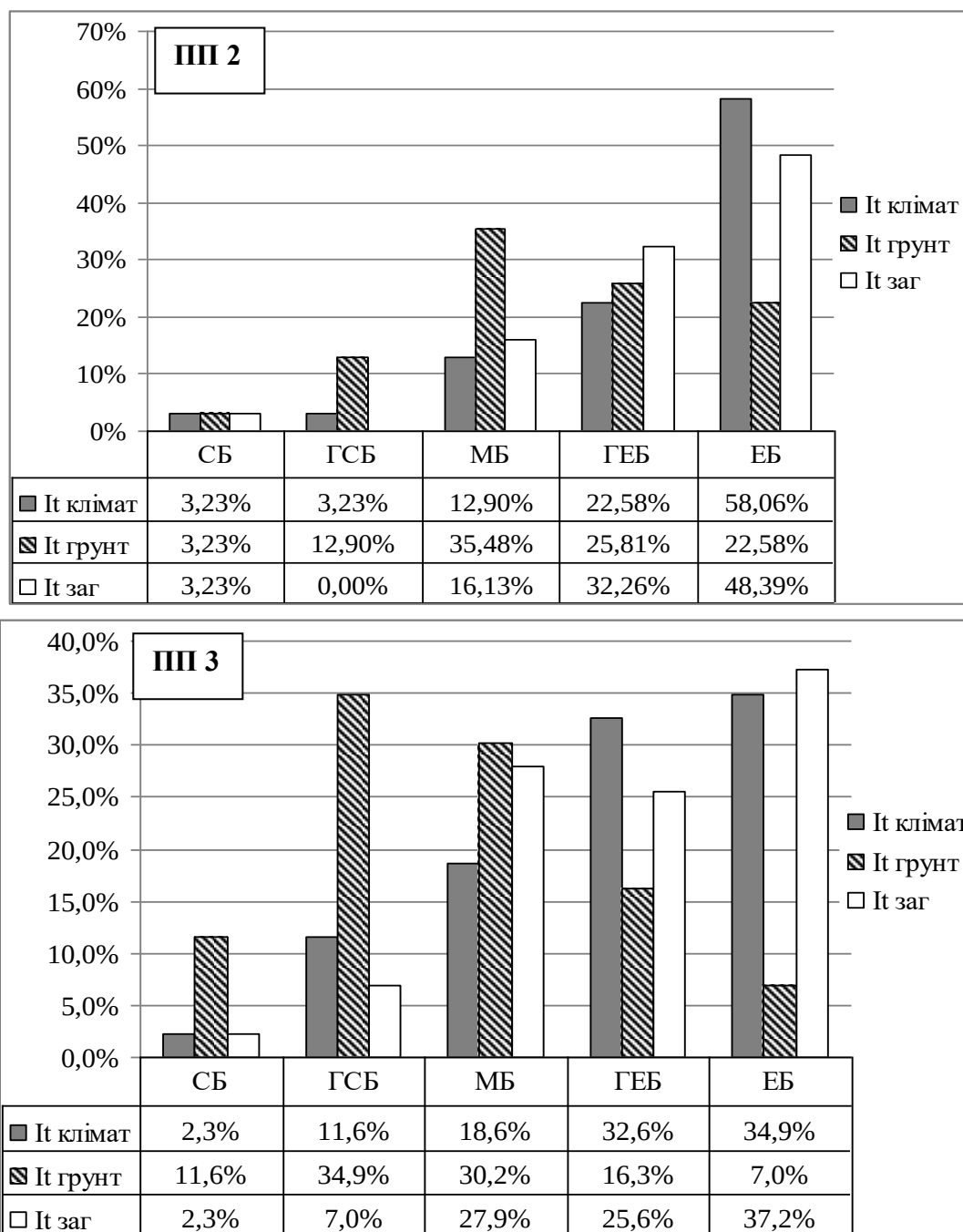


Рисунок 5.3 – Участь стено-еврибіонтних видів трав'яних рослин парку «Перемога» за відношенням до кліматичних і ґрунтових факторів

На ПП 1 за відношенням до кліматичних умов превалює еврибіонтна фракція, до ґрунтових – гемістенобіонтна, за загальним індексом толерантності – еврибіонтна. Ця тенденція загалом повторюється і на ПП2–ПП3. Чим більше значення загального індекса толерантності (*It*) виду, тим потенційно вищою є можливість використання різноманітних місць існування популяціями конкретного виду [56]. На найменш порушеній ПП3 загальний індекс толерантності видів найбільший для еврибіонтних видів (з широкою амплітудою толерантності), а найбільший за числовими значеннями на найпорушенішій ПП2, що вказує на присутність там найбільшої кількості видів з широкою амплітудою толерантності до умов середовища, що можуть пристосуватися до складних умов існування.

Таким чином, насадження парку «Перемога» ослаблені та сильно ослаблені, стадія дигресії ґрунту 4–5; витоптаність 15–81%. Природне поновлення незначне, ослаблене. Збільшення в травостоях ПЛЕ частки нелісових видів (бур'янів, адвентивних видів) свідчить

про зниження стійкості екосистеми, про що свідчить зниження зімкнутості деревного намету в результаті гальмування приросту та пошкодження крон дерев або їх випадіння (чи санітарної вибірки пошкоджених особин) – загалом є наслідком порушення цілісності ПЛЕ, що сприяє інвазії чужорідних видів. Так, фітоіндикація і індекс толерантності показали значну присутність еврибіонтних видів – з високим ступенем пристосованості до порушених умов існування.

5.3. Структура авіафауни парку

На прикладі території парку «Перемога» розглянемо принципи оцінювання порушення цілісності екосистем, їхньої трансформації, зміни умов, використовуючи показники структури авіафауни.

Було виявлено 22 види птахів, 20 з них гніздяться у досліджуваному парку. Ще 2 види гніздяться у сусідніх кварталах житлової забудови і відвідують парк для годівлі. Середня щільність гніздування склала 0,3 ($\pm 0,08$) пар/га. Таксономічне різноманіття угруповань птахів, що гніздяться складає 3 ряди, 9 родин, 13 родів, 20 видів. В угрупованні зареєстровано 2 чужорідних фауни України види (10%), але серед аборигенних видів птахів лише 13 видів (65% усього угруповання) є лісовими, інші – склерофіли (4 види – 20%), та дендрофіли чагарникових біотопів. Склерофіли в умовах парку гніздяться у порожнинах будівель, штучних гніздівлях та дуплах, які утворились завдяки топічній діяльності дятлів та пошкодженням дерев. Птахи, які гніздяться на землі відсутні, що вказує на значний вплив рекреаційного навантаження (табл. 5.6).

Таблиця 5.6 – Структура угруповання птахів, що гніздяться у парку «Перемога»

	Показники оцінювання	Числове значення
1.	Кількість видів, що гніздяться	20
2.	Кількість адвентивних видів птахів	2 – 2 бали
3.	Кількість видів, які гніздяться на землі	0 видів – 0 балів
4.	Співвідношення: лісові аборигенні види / загальна кількість видів, що гніздяться	13 видів – 0,65 балів
5.	Індекс видового різноманіття Шеннона для птахів	2,61
6.	Наявність видів, занесених до Червоної книги України та регіонально рідкісних [67]	0 видів – 0 балів
7.	Індекс синантропізації угруповань птахів (Ws)	1

Усі види угруповання є тим чи іншим чином синантропізованими. *Streptopelia decaocto*, *Corvus monedula*, *Passer domesticus*, *Serinus serinus* є облігатними синантропами, які в умовах Центральної України гніздяться лише в урбанізованому ландшафті, інші види угруповання – факультативні синантропи, які мають і природні субпопуляції. Таким чином, індекс синантропізації дорівнює 1 (табл. 5.6; 5.7).

Таблиця 5.7 – Склад орнітокомплексу парку «Перемога»

Вид	Щільність гніздування (пар/га)
Columbiformes	
<i>Columba livia</i> Gmelin	на годуванні
<i>Streptopelia decaocto</i> Frivaldszky	0,09
Apodiformes	
<i>Apus apus</i> L.	на годуванні
Piciformes	

<i>Dendrocopos major</i> L.	0,09
<i>Dendrocopos medius</i> L.	0,09
<i>Dendrocopos minor</i> L.	0,09
<i>Passeriformes</i>	
<i>Sturnus vulgaris</i> L.	0,62
<i>Corvus monedula</i> L.	0,18
<i>Corvus cornix</i> L.	0,27
<i>Sylvia atricapilla</i> L.	0,09
<i>Muscicapa striata</i> Pallas	0,18
<i>Turdus pilaris</i> L.	0,62
<i>Turdus merula</i> L.	0,18
<i>Parus ater</i> L.	0,09
<i>Parus caeruleus</i> L.	0,09
<i>Parus major</i> L.	1,24
<i>Certhia familiaris</i> L.	0,09
<i>Passer domesticus</i> L.	0,53
<i>Passer montanus</i> L.	0,53
<i>Fringilla coelebs</i> L.	0,35
<i>Serinus serinus</i> Pallas	0,27
<i>Chloris chloris</i> L.	0,09
Середня щільність гніздування	0,3 (+0,08)

5.4. Лектична спеціалізація диких бджіл (*Hymenoptera*, *Apoidea*) в умовах міста Києва

Дикі бджоли – важливі запилювачі багатьох квіткових рослин, але за останні десятиріччя у світі спостерігається зниження їх різноманіття. Причинами скорочення чисельності або зникнення деяких видів є збіднення кормових ресурсів, порушення місць гніздування, і, загалом, втрати середовища існування. Зазвичай, усе це є наслідками діяльності людини. Зокрема, наростання темпів урбанізації призводить до збільшення фрагментації природних ландшафтів, що в свою чергу спричиняє трансформацію рослинного покриву. З іншого боку, в умовах міста з розвинутою зеленою зоною, різноманітною квітучою рослинністю для диких бджіл можуть створюватися нові біотопи.

Нами досліджено видове різноманіття та кормовий ресурс диких бджіл на території міста Києва на прикладі парку «Перемога» (табл. 5.8).

За харчовими уподобаннями бджіл розділяють на дві екологічні групи – полілектичні види та оліголектичні. Полілектичні види найчисельніші, адже їх харчові вподобання варіативні та не обмежуються рослинами тільки однієї родини чи роду, на відміну від оліголектичних.

В умовах міста квітуча рослинність досить різноманітна, більше ніж на 100 видах рослин було зареєстровано бджіл. Частіше за все оліголектичні види віддавали перевагу представникам родин *Acteraceae*, *Convolvulaceae*, *Lamiaceae*, *Plantaginaceae* (табл. 5.9). У парку «Перемога» зареєстровано 32 види бджіл (з 4 родин, 16 родів), індекс Шеннона дорівнює 2,84, вирівняність за Пієлу 0,52, Індекс Маргалефа 6,18, що в середньому на 2–30% менше ніж у досліджених нами ППСМ «Феофанія», НБС ім. М.М.Гришка [45].

Таблиця 5.8 – Таксономічна структура диких бджіл залежно від їх кормової спеціалізації

Таксономічна структура, назва виду	Частка від загальної чисельності, %	
	полілектичні	оліголектичні
Родина <i>Andrenidae</i> Latreille		
Рід <i>Andrena</i> Fabricius, 1775		
<i>A. flavipes</i> Panzer, 1799	2,0	0
<i>A. haemorrhoa</i> Fabricius, 1781	2,0	0
<i>A. labiata</i> Fabricius, 1781	0	11,1
<i>A. ovatula</i> (Kirby, 1802)	0	1,0
<i>A. thoracica</i> (Fabricius, 1775)	0,5	0
<i>A. viridescens</i> Viereck, 1916	0	1,5
Рід <i>Panurgus</i> Panzer 1806		
<i>P. calcaratus</i> Scopoli, 1763	0	10,6
Родина <i>Colletidae</i> Lepeletier		
Рід <i>Colletes</i> Latreille, 1802		
<i>C. cunicularis</i> (Linnaeus, 1761)	6,1	0
<i>C. daviesanus</i> Smith, 1846	0,0	1,0
Рід <i>Hylaeus</i> Fabricius, 1793		
<i>H. annulatus</i> (Linnaeus, 1758)	6,6	0
<i>H. communis</i> Nylander, 1852	7,6	0
Родина <i>Halictidae</i> Thomson		
Рід <i>Systropha</i> Illiger, 1806		
<i>S. curvicornis</i> (Scopoli, 1770)	1,0	0
Рід <i>Sphecodes</i> Latreille, 1804		
<i>S. rubicundus</i> Hagens, 1875	1,0	0
Рід <i>Halictus</i> Latreille, 1804		
<i>H. maculatus</i> Smith, 1848	1,0	0
<i>H. sexcinctus</i> (Fabricius, 1775)	0,0	1,0
Рід <i>Seladonia</i> Robertson, 1918		
<i>S. subaurata</i> (Rossi, 1792)	1,5	0
Рід <i>Evylaeus</i> Robertson, 1902		
<i>E. calceatus</i> (Scopoli, 1763)	3,5	0
<i>E. laticeps</i> (Schenck 1869)	0,5	0
<i>E. malchurus</i> (Kirby, 1802)	1,0	0
<i>E. politus</i> (Schenck 1853)	6,1	0
Родина <i>Melittidae</i> Schenck		
Рід <i>Dasypoda</i> Latreille, 1802		
<i>D. hirtipes</i> (Fabricius, 1793)	0,0	7,1
Родина <i>Megachilidae</i> Latreille		
Рід <i>Heriades</i> Spinola, 1808		
<i>H. truncorum</i> Linnaeus, 1758	0	1,5
Рід <i>Osmia</i> Panzer, 1806		
<i>O. bicornis</i> (Linnaeus, 1758)	1,5	0
Рід <i>Megachile</i> Latreille, 1802		
<i>M. circumcincta</i> (Kirby, 1802)	0	1,0
<i>M. versicolor</i> Smith, F., 1844	0	2,0
Родина <i>Apidae</i> Latreille		
Рід <i>Nomada</i> Scopoli, 1770		

<i>Nomada</i> sp.	7,6	0
Рід <i>Anthophora</i> Latreille, 1803		
<i>A. furcata</i> (Panzer, 1798)	0	0,5
<i>A. plumipes</i> (Pallas, 1772)	1,6	0,0
Рід <i>Bombus</i> Latreille, 1802		
<i>B. lapidarius</i> (Linnaeus, 1758)	4,9	0
<i>B. pascuorum</i> (Scopoli, 1763)	1,0	0
<i>B. terrestris</i> (Linnaeus, 1758) / <i>B. lucorum</i> Linnaeus, 1761	7,1	0
Загалом, %	64,1	37,5
Загалом, особин	122	76

Деякою мірою парк «Перемога» відрізняється від інших парків присутністю у видовому складі досить поширених спеціалізованих оліголектичних видів диких бджіл, які складають 37,5% від загального числа зареєстрованих нами видів (табл. 5.8). Тоді як загалом частка від загальної кількості оліголектичних видів *Apoidea*, *Hymenoptera* становить 20–25%, рідше – 30%. За чисельністю особин такі види складають 38,4%. Присутність цих видів зумовлена наявністю у достатній кількості на території парку їх харчових ресурсів – рослин роду *Trifolium* L., *Crepis* L., *Centaurea* L., *Onoprodum* L., *Carduus* L., *Convolvulus* L., *Lamium* L., *Veronica* L. Слід зазначити, що ці рослини, окрім представників роду *Veronica* L., часто зростають на порушених територіях, є синантропними, або рудеральними.

Таблиця 5.9 – Приклади оліголектичних видів диких бджіл на території міста (парк «Перемога», м. Київ) та їх кормова спеціалізація [104]

Представники рослин	Види бджіл
Родина <i>Fabaceae</i> (<i>Medicago</i> L., <i>Trifolium</i> L., <i>Lotus</i> L.)	<i>Andrena ovatula</i> (Kirby, 1802), <i>Megachile circumcincta</i> (Kirby, 1802)
<i>Asteraceae</i> (<i>Inula</i> L., <i>Picris</i> L., <i>Crepis</i> L., <i>Centaurea</i> L., <i>Onoprodum</i> L., <i>Carduus</i> L., <i>Tanacetum</i> L.)	<i>Colletes daviesanus</i> Smith, 1846, <i>Panurgus calcaratus</i> Scopoli, 1763, <i>Halictus sexcinctus</i> (Fabricius, 1775), <i>Dasypoda hirtipes</i> (Fabricius, 1793), <i>Heriades truncorum</i> Linnaeus, 1758
<i>Convolvulaceae</i> (<i>Convolvulus</i> L.)	<i>Systropha curvicornis</i> (Scopoli, 1770)
<i>Lamiaceae</i> (<i>Lamium</i> L.)	<i>Anthophora furcata</i> (Panzer, 1798)
<i>Plantaginaceae</i> (<i>Veronica</i> L.)	<i>Andrena viridescens</i> Viereck, 1916

5.5. Інтегральна оцінка стану і структури парків великого міста

Оскільки у Києві порівняно з іншими антропогенними чинниками найбільший вплив на парки спричиняє рекреаційне навантаження, то розглянемо принципи оцінки наслідків саме цього чинника. Показники рекреаційного навантаження у парку «Перемога» одні з найбільших з 7 досліджених ПЛЕ. Всього проявів рекреаційного впливу найбільше у парку «Перемога» та урочищі «Бабин яр». Проте, частка витопаного ґрунтового покриття найбільша у ПЛЕ Лиса гора, парку Партизанської слави, урочищі «Бабин яр». Засміченість найбільша в урочищах Лиса гора та Бабин яр (табл. 5.10). У 4 ПЛЕ присутні прояви ерозії (розмиви, змиви ґрунту, яри) – 1–15% від площі ПП у парках.

Таблиця 5.10 – Показники рекреаційного пошкодження насаджень ПЛЕ

№ ПЛЕ	Відстань від автошляхів, км	Витоптано площі, %	Стадія дигресії	Механічні пошкодження		Уражено вогнем дерев, %	Прояви ерозії, частка від площі, %	Інше ¹ , шт. / % від площі	Всього ²	Засміченість, %
				частка уражених дерев, %	середня площа ран, м ²					
PE 1	0,40	1,9	3	–	–	–	15,3 В	3/2,1	4	7,10
PE 2	0,38	44,7	4	34,4	19,8	–	13,8	4/36,4	4	22,3
PE 3	0,23	10,0	5	21,9	31,3	4,4	9,4 В	5/58,3	7	0,23
PE 4	0,04	37,6	4	19,9	30,9	7,5	–	10/18,3	11	10,3
PE 5	0,06	17,8	2	2,0	0,5	–	–	4/40,2	4	5,1
PE 6	0,03	18,7	2	1,2	0,4	–	–	5/2,6	7	19,2
PE 7	0,4	0,2	1,3	0,02	0,2	–	1,1 В	2/2,1	3	3,3

Примітки: позначення як у (табл. 5.11); ¹ – сліди розведення багать, ями, стихійні звалища; ² – ознак негативного впливу людини, випадків; В – водна ерозія, розмиви та змиви ґрунту.

Аналогічно парку «Перемога» здійснено первинну оцінку стану і структури ще шести ПЛЕ м. Києва та обчислено інтегральні індекси всіх 7 ПЛЕ (табл. 5.11).

Таблиця 5.11 – Інтегральна оцінка стану і структури парків м. Києва

Показники оцінки	НБС ім. Гришка	Урочище Лиса гора	Парк Нивки	Парк «Перемога»	Парк Партизанськ ої слави	Урочище Бабин яр	ППСП М «Феофанія»
	PE 1	PE 2	PE 3	PE 4	PE 5	PE 6	PE 7
Характеристика за нашою класифікацією парків (табл. 2.3)	I-2	I-2	I-2	II-1	II-1	II-1	I-2
Зімкнутість намету	0,90	0,70	0,60	0,50	0,50	0,80	0,77
Індекс стану деревостану (I_c)	1,96	2,40	1,95	2,40	2,31	2,37	2,25
Санітарний стан насаджень	ослаблені	ослаблені	ослаблені	ослаблені	ослаблені	ослаблені	ослаблені
Відпад дерев, %	40,2	18,6	11,9	30,7	10,5	9,8	35,7
Видова насиченість трав'яного ярусу, шт./га	55,9	34,6	117,9	171,1	126,3	39,7	80,4
Нітрофіли трав'яного ярусу, %	64,7	50,0	42,9	43,3	46,8	63,6	58,9
I_{adv} , %	31,6	27,8	33,3	22,7	27,1	30,4	26,8
Індекс Шеннона (Фіторізноманіття)	2,01	2,23	2,15	3,30	3,11	2,46	3,41
Кількість видів диких бджіл	147	156	55	54	62	56	78
Очікувана кількість видів бджіл	180	182	71	73	70	66	82
Індекс Шеннона для бджіл	4,36	4,44	2,15	2,14	3,56	3,18	3,73
Кількість видів птахів	17	30	33	25	35	–	54
Індекс Шеннона для птахів	2,3	2,87	2,83	2,38	2,95	–	3
Kp	0,1	0,5	0,4	0,4	0,20	0,19	0,20
P , чол./га	2,37	0,20	1,70	1,47	1,32	2,13	0,20

W	6,5	4,8	4,8	3,5	3,8	7,19	5,63
Стан екосистеми за W	уразливі	ЗС	ЗС	КН	КН	уразливі	ЗС
H_{str}	2,07	1,94	1,72	1,93	2,06	2,02	1,96
Характеристика за H_{str}	задовільно	погано	задовільно	погано	задовільно	задовільно	погано
Inv	6,86	3,88	4,23	2,81	3,40	6,13	4,90
Характеристика за Inv	добре	задовільно	задовільно	погано	задовільно	добре	задовільно
$J_{ан}$ (екосистемний підхід)	11,26	3,65	3,55	3,57	1,94	–	12,74
Характеристика за $J_{ан}$	добре	погано	погано	погано	погано	–	дуже добре

Примітки: КН – екосистема у критичній небезпеці; ЗС – у загрозовому стані; характеристика індексів за табл. 4.3.

Щоб виявити особливості розподілу наслідків рекреаційного впливу у структурних компонентах ПЛЕ, відобразити (порівняти) їх вразливість щодо даного чинника ефекти його прояву доцільно порівняти градієнти навантаження на ПЛЕ за інтегральними індексами (рис. 5.4) та індексами біорізноманіття, розрахованими для рослин, птахів і бджіл (рис. 5.5).

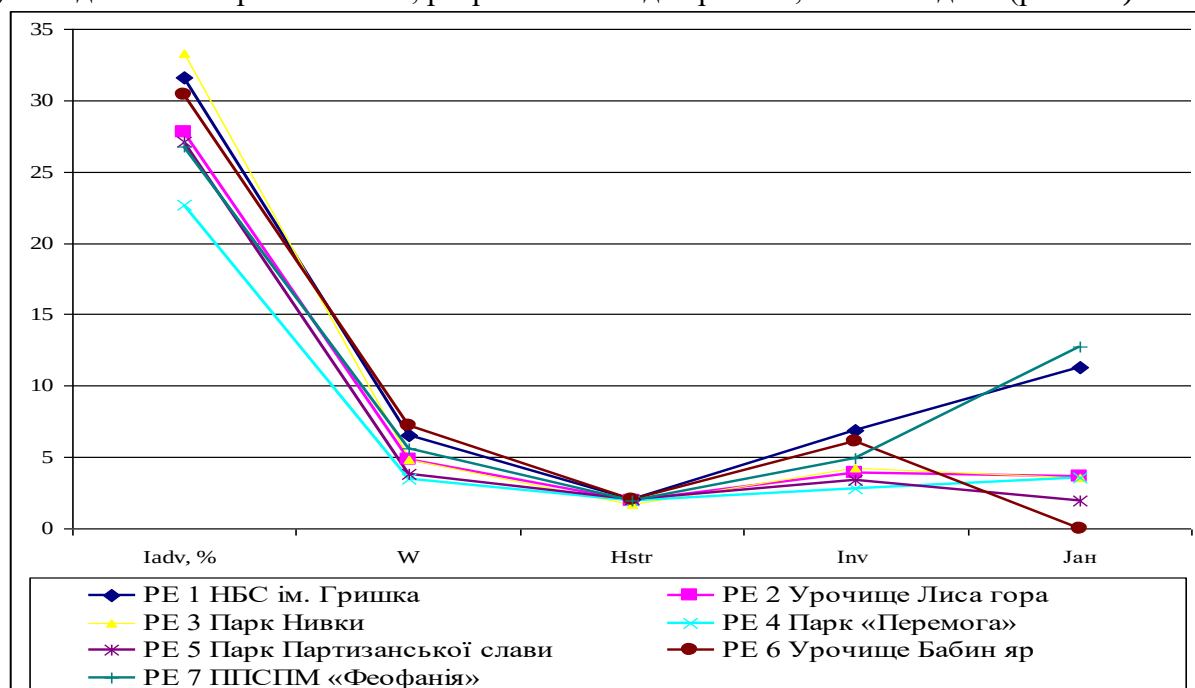


Рисунок 5.4 – Порівняння градієнтів навантаження на ПЛЕ за інтегральними індексами

Градієнт по W (від найгіршого до найкращого стану ПЛЕ) – парк «Перемога», парк Партизанської слави, Лиса гора, Нивки, ППСМ «Феофанія», НБС ім. Гришка, Бабин яр.

Градієнт по H_{str} – парк «Перемога», Лиса гора, ППСМ «Феофанія», Бабин яр, Партизанської слави, НБС ім. Гришка.

Градієнт по Inv – парк «Перемога», парк Партизанської слави, Лиса гора, ППСМ «Феофанія», Бабин яр, НБС ім. Гришка.

Градієнт по $J_{ан}$ – парк Партизанської слави, парк «Перемога», Лиса гора, НБС ім. Гришка, ППСМ «Феофанія».

Співпадіння динаміки значень інтегрального індексу $J_{ан}$ із значеннями інших запропонованих нами індексів свідчить, що він цілком адекватно здатний відображати антропогенні (рекреагенні) порушення ПЛЕ. Оскільки цей індекс ґрунтується на екосистемному підході і синекологічно синтезує усі значимі ефекти трансформації

екосистеми. Одержані за J_{an} результати свідчать, що екологічна ситуація тяжіє до покращення у ПЛЕ НБС ім. Гришка та ППСМ «Феофанія» (табл. 5.11; рис. 5.4).

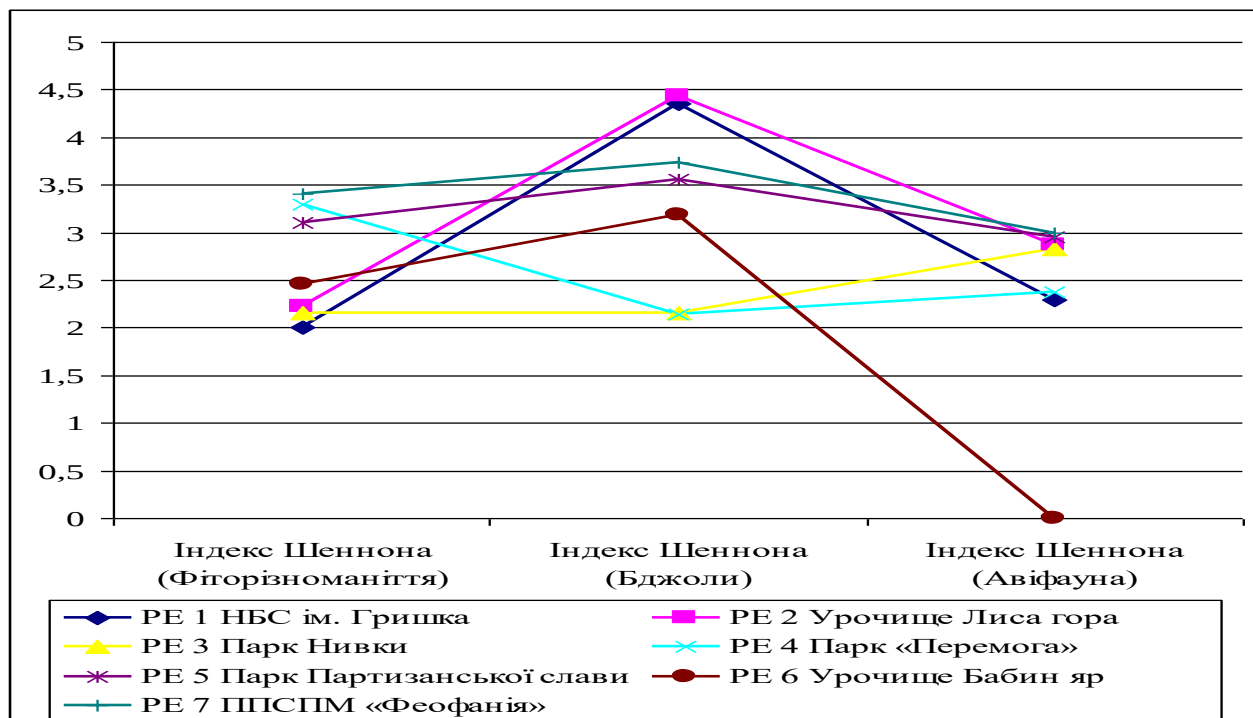


Рисунок 5.5 – Порівняння градієнтів за ланками біорізноманіття

Градієнти за ланками біорізноманіття (H') від найгіршого до найкращого:

H' (фіторізноманіття): НБС ім. Гришка, Нивки, урочище Лиса гора, урочище «Бабин яр», парк Партизанської слави, парк «Перемога», ППСМ «Феофанія».

H' (бджоли): парк «Перемога», Нивки, урочище «Бабин яр», парк Партизанської слави, ППСМ «Феофанія», НБС ім. Гришка, урочище Лиса гора.

H' (птахи): НБС ім. Гришка, парк «Перемога», Нивки, урочище Лиса гора, парк Партизанської слави, ППСМ «Феофанія» (рис. 5.5).

Градієнти біоіндикації за інтегральними індексами стану ПЛЕ загалом вказують на найгірший стан парку «Перемога» та найкращий – НБС ім. Гришка та ППСМ «Феофанія» (за градієнтом по J_{an}). Градієнти біоіндикації за індексом Шеннона (H') для птахів та бджіл співпадають у найгіршій точці (парк «Перемога»), але найкраще біорізноманіття за цими індексами збереглося у ППСМ «Феофанія».

Аналіз одержаних кореляційних зв'язків між характеристиками ПЛЕ (рис. 5.6) дає змогу виявити певні закономірності антропогенної трансформації ПЛЕ в умовах міста. Так, зі збільшенням зімкненості намету видова насиченість трав'яного ярусу ПЛЕ зменшується ($r = -0,83$), кількість нітрофілів збільшується ($r=0,92$), кількість адвентів збільшується ($r= 0,51$). Зі збільшенням видового насичення трав'яного ярусу кількість нітрофілів зменшується ($r = -0,73$). З погіршенням стану насаджень індекс адвентизації зростає ($r=-0,75$). При збільшенні коефіцієнту рекреації (Kp) зменшується зімкненість намету ($r= -0,51$) та кількість нітрофілів ($r= -0,73$). Зі збільшенням інтегрального показника вагомості впливу (W) кількість нітрофілів ($r= 0,91$) та індекс адвентизації ($r= 0,60$) збільшується. Зі збільшенням значення W зменшується видове насичення трав'яного ярусу ($r= -0,79$) та коефіцієнт рекреації ($r= -0,56$). При збільшенні індексу структурного різноманіття H_{str} кількість нітрофілів збільшується ($r= 0,61$). З підвищенням коефіцієнту рекреації структура екосистеми спрощується ($r= -0,67$). Індекс антропогенного навантаження (J_{an}) негативно корелює тільки з загальним рекреаційним

навантаженням P ($r = -0,88$). Кореляційні зв'язки статистично значущі з рівнем значимості 0,05 (довірчий інтервал 0,95).

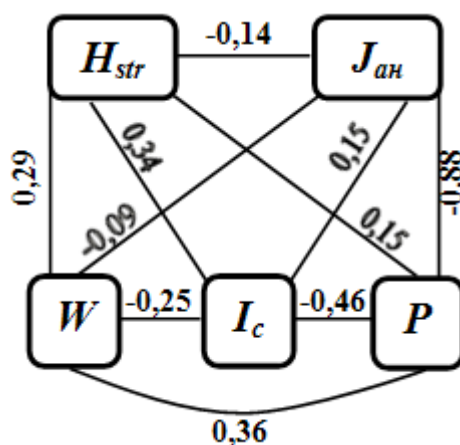
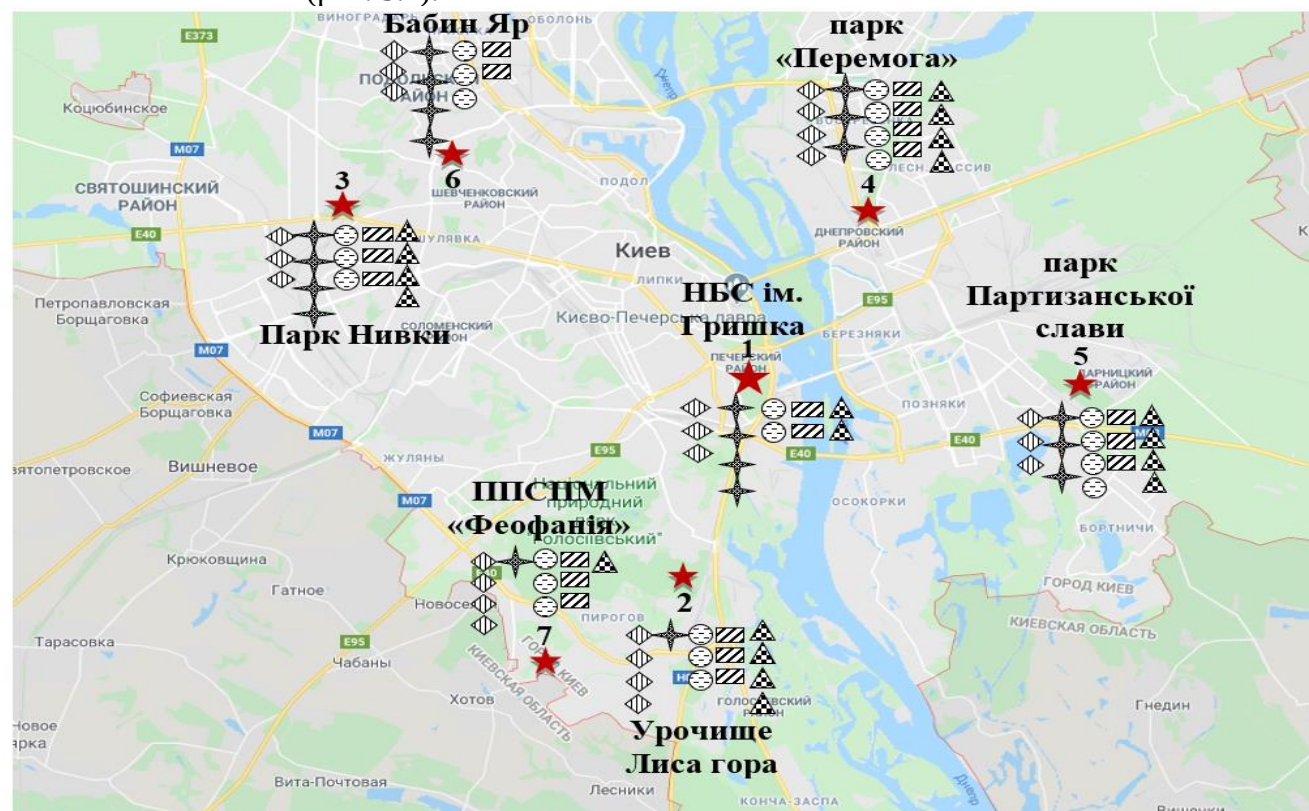


Рисунок 5.6 – Кореляція параметрів досліджених ПЛЕ

Карта природної цінності ПЛЕ відбиває екологічну ситуацію у досліджених паркових екосистемах м. Києва (рис. 5.7).



Характеристика за H_{str}	P , чол/га	Стан екосистеми (W)	Inv	Характеристика за $J_{ан}$
1 шт. ☐ - дуже добре	1 шт. ✦ < 0,54 чол/га	1 шт. ☉ - стабільні	1 шт. ☐ - дуже добре	1 шт. ▲ - дуже добре
2 шт. ☐ - добре	2 шт. ✦ 0,55-1,09 чол/га	2 шт. ☉ - уразливі	2 шт. ☐ - добре	2 шт. ▲ - добре
3 шт. ☐ - задовільно	3 шт. ✦ -1,10-1,63 чол/га	3 шт. ☉ - у загрозовому стані	3 шт. ☐ - задовільно	3 шт. ▲ - задовільно
4 шт. ☐ - погано	4 шт. ✦ > 1,63 чол/га	4 шт. ☉ - у критичній небезпеці	4 шт. ☐ - погано	4 шт. ▲ - погано

Рисунок 5.7 – Карта природної цінності, стану і структури ПЛЕ м. Києва.

За статистичним аналізом (рис. 5.8) ПЛЕ утворюють дві групи, в одній групі об'єднані НБС ім. Гришка і ППСМ «Феофанія», всі інші ПЛЕ утворюють групу 2.

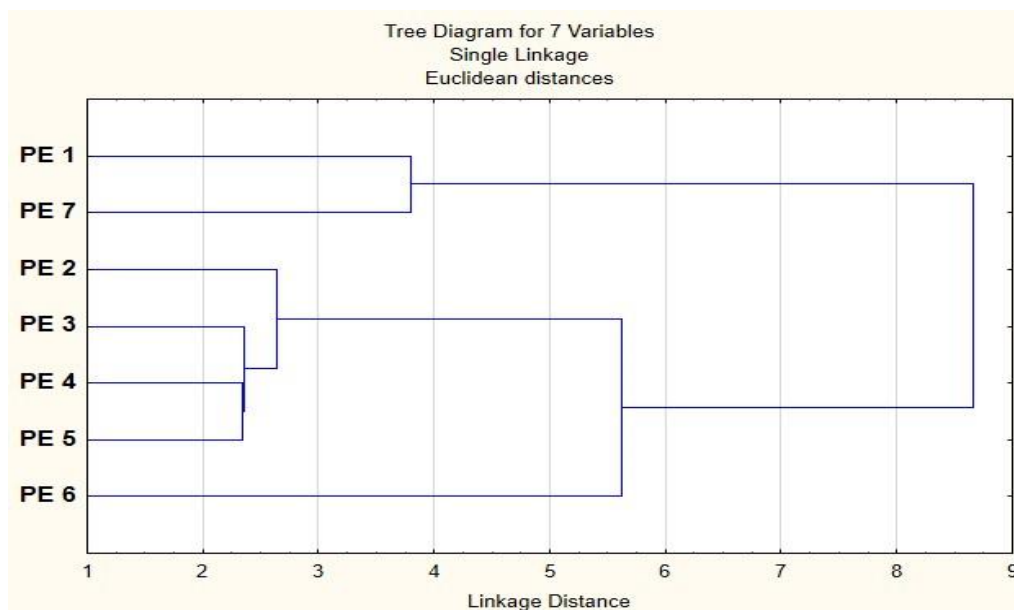


Рисунок 5.8 – Дендрограма подібності інтегральних індексів стану ПЛЕ

Використання факторного аналізу дозволило визначити розташування ПЛЕ у просторі двох головних компонент (рис. 5.9). Найдалі від еталонного стану знаходяться Парк Партизанської слави і Урочище Бабин яр. Всі парки за інтегральними показниками знаходяться далеко від критичного стану.

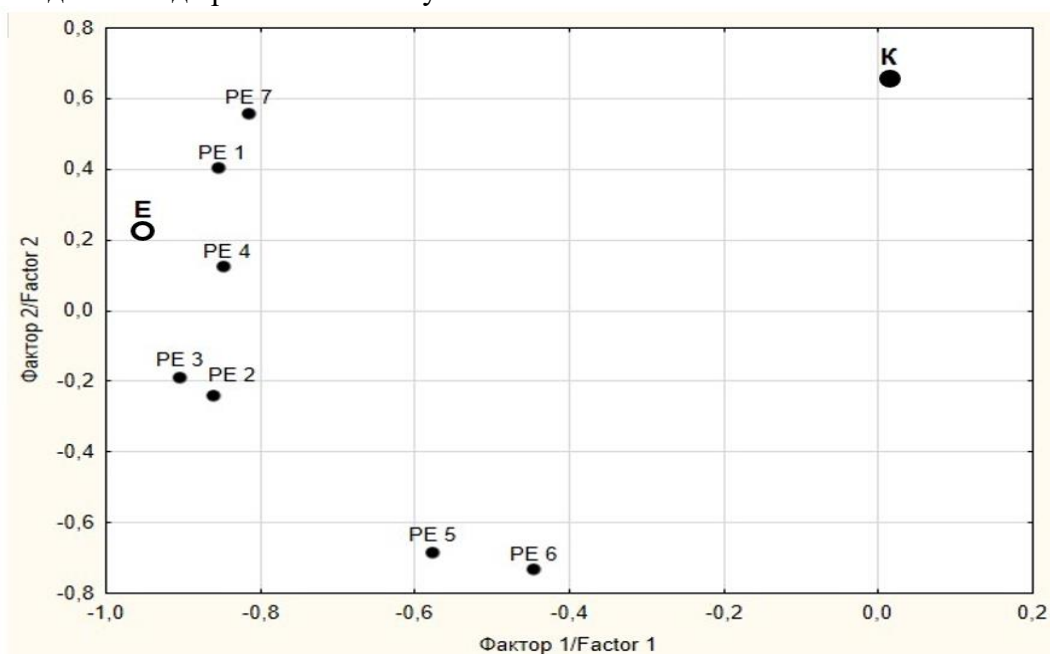


Рисунок 5.9 – Розташування інтегральних показників стану ПЛЕ у просторі двох головних компонент; розраховані Е – еталонний стан ПЛЕ; К – критичний стан ПЛЕ

ПІСЛЯМОВА

Швидка урбанізація у більшості країн світу призвела до зростання фрагментації міських зелених насаджень у поєднанні з погіршенням зв'язку між ними. Ця ситуація стала актуальною в міських окраїнах, де сільські райони переходять в міські. Таким чином, на природні екосистеми тут впливає градієнт урбанізації та наслідки екотонного ефекту, що веде до значних перебудов та загибелі екосистем. Невпинне зменшення площі зелених насаджень та інших природних екосистем у ландшафтах, водозборах, їх фрагментація, деградація, загибель, забудова лісових масивів без урахування наслідків веде до значного зменшення зеленої інфраструктури у передмісті та містах, до катастроф локального та регіонального рівнів (повеней, селів, опустелювання, знищення ґрунтів та, як наслідок, зміни мезоклімату міста). Отже, вкрай важливим є постійний моніторинг зазначених змін, збереження природних екосистем міського довкілля і зеленої інфраструктури у містах. Це потребує своєчасного прийняття виважених та коректних управлінських рішень як на рівні місцевої влади, так і у межах держави. Паркові лісові екосистеми як доволі інформативний індикатор рівня стабільності урбоекосистем, запорука кращої якості середовища існування людини і міської біоти, потребують уваги, догляду, збереження і розвитку.

Встановлено, що на градієнті центр міста – околиці міста фрагментація паркових лісових екосистем зменшується, а їхній стан поліпшується. Запропонована нами система індикаторів інтегровано відображає градієнт урбанізації, є показниками «здоров'я» екосистем. Вона дає змогу приймати ефективні управлінські рішення для кращого збереження зеленої інфраструктури міста при масштабній забудові та перетворенні ландшафтів. За регулярних досліджень (моніторингу) ця система інструментів дає можливість зробити прогноз змін життєздатності екосистеми на коротку та довгострокову перспективу.

Нами вперше проведено інтегральне оцінювання стану і структури паркових лісових екосистем і розроблено їх еколого-функціональну класифікацію. ПЛЕ розглядали як індикатор екологічної стабільності урбоекосистеми. У якості системи методичних інструментів запропоновано комплекс біоіндикаторів порушення структурно-функціональної організації парків на різних рівнях організації живого. Для синекологічного виявлення порушень екосистем запропоновано гармонійно застосовувати системний і структурний підходи.

Методичні рекомендації ґрунтуються на синекологічних принципах, методах інтегрального оцінювання системотвірних зв'язків, які об'єктивно існують у лісових, у т.ч. паркових лісових екосистемах незалежно від їх типу та розміщення. Акцент зроблено на міста категорії «великі», оскільки базовий емпіричний матеріал розробки даної рекомендації зібрано в м. Києві. Як відомо, великі міста подібні концентрацією забудови і, водночас, озелененням території, за розвитком промисловості, транспорту, інших систем комунікації, щільністю населення – загалом характеристикою сукупного антропогенного впливу на природне середовище, у т.ч. на паркові екосистеми. Тим самим ці рекомендації можна ефективно використовувати в усіх містах.

Водночас користувачам даних методичних рекомендацій варто враховувати, що у різних природних зонах, а також у різних великих містах певною мірою будуть відрізнятися екологічні умови – абіотичні, біотичні та антропогенні. На інтегральному екологічному фоні це проявлятиметься відповідною відмінністю лімітуючих розвиток паркових екосистем чинників та/або силою їхнього прояву у часі і просторі. Слід очікувати і різних груп значимих чинників «лімітуючий-супутні», що спричинятиме дещо відмінні ефекти їх сумісної дії – сумативний, нейтралізуючий та/чи синергічний. Запропоновані в даних рекомендаціях інтегральні показники оцінювання є ефективними. Проте конкретні методи діагностики порушень певних структурних компонентів екосистем, без шкоди для кінцевого результату, можуть бути змінені чи замінені з урахуванням умов ситуації.

Звичайно ж, велике значення має тип паркової лісової екосистеми, її будова, насамперед, структура за видовим складом фітоценозу, який створює специфічні біотопи для видів екосистеми і тих, що її відвідують, та відповідну систему взаємозв'язків, ступінь

цілісності екосистеми, її біологічну стійкість, продуктивність і розвиток. Цей факт також потребує відповідного підбору методичних інструментів дослідження екосистем.

Наші методичні рекомендації описують взаємозв'язок між ступенем впливу міст і екосистемами, угрупованнями видів за такими показниками як структура і різноманітність рослинності, птахів і комах (бджіл). Оскільки нами у методиці використано велику систему індикаторів, це дає змогу максимально повно описати емерджентні властивості паркових екосистем. Також це дозволяє за необхідності зменшити кількість характеристик, або замінити на інші (наприклад, виключити авіфауну, або замість бджіл взяти іншу групу комах, павукоподібних тощо).

Зазвичай, створення паркових лісових екосистем ґрунтується на засадах лісівництва, зокрема нормах лісокультурної справи, де визначено конкретні типи лісових культур (видовий склад дерев і чагарників, їх співвідношення і розміщення у просторі) відповідно до типу лісорослинних умов та типу ґрунту. Тобто типи лісових культур є екологічно обґрунтованими моделями найбільш стійких і продуктивних лісових (паркових) екосистем у конкретних умовах екотопу з урахуванням наявної антропогенної трансформації ґрунтів, а також аеротопу та гігротопу. В озелененні міст також використовують принципи ландшафтного дизайну, інші підходи, визначені нормами зеленого будівництва містобудування, доволі поширена інтродукція чужорідних видів. Проте, слід визнати, що не скрізь під час створення паркових лісових екосистем було дотримано зазначених лісокультурних чи інших норм. Такі екосистеми мають значно нижчий потенціал стійкості до негативних екологічних чинників, що теж необхідно враховувати під час дослідження їх структури і стану.

Доцільно під час прийняття управлінських рішень враховувати зв'язки зеленої інфраструктури із зеленим поясом лісопарків, що оточують певне місто, та зменшити перетворення великих парків зі збереженою структурою насаджень у межах міста. Варто виділити проблемність врахування усіх значимих впливів діяльності людини і розвитку міста: газонікосіння, інтродукцію та впровадження нових сортів і форм рослин, інвазію чужорідних видів, вирубування підросту і підліску у деревостанах, покриття ґрунтової поверхні асфальтом, плиткою та інший перетворюючий природне середовище вплив міста.

Попри чинність в Україні Орхуської конвенції, значною проблемою досі є доступність до інформації щодо кількісної, якісної, просторової і часової характеристики викидів і скидів шкідливих речовин у навколишнє природне середовище, а також інших видів його порушення. Це іноді може стати завадою для виявлення реальних чинників, їх сукупностей, що призводять до негативного впливу на біотичні компоненти зеленої зони, встановлення адекватних причинно-наслідкових зв'язків, тісноти залежностей, визначення просторових градієнтів зростання екологічних загроз. Некоректні дані щодо характеристики комплексу негативних чинників урбоекосистеми не дадуть змоги уникнути їх появи чи розвитку, оптимізувати управління наявними екологічними загрозами в межах норм і, особливо, приймати своєчасні й ефективні заходи в екстрених ситуаціях гострих проявів загроз. Тому, суб'єктам виконавчої влади варто сприяти проведенню екологічних оцінювань стану внутрішньоміського і заміського середовищ з використанням методів біоіндикації, що викладені у даних методичних рекомендаціях. Це допоможе створенню збалансованої урбоекосистеми як сприятливого середовища життя для людей і синантропних тварин, рослин та мікроорганізмів, яка здатна превентивно й ефективно реагувати на різні негативні виклики, не доводячи до кризових ситуацій, та стабільно розвиватися й удосконалюватися.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Belik V. P. Faunogenetic Structure of the Palearctic Avifauna. *Entomological Review*. 2006. Vol. 86. P. 15–31.
2. Berges L., Gigout J.C., Franc A. Can understory vegetation accurately predict site index? A comparative study using floristic and abiotic indices in sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) stands in northern France. *Ann For Sci*. 2006. 63(1). P. 31–42.
3. Bibby C., Burgess N., Hill D., Mustoe S. (2000). Bird census techniques. 2nd ed. London: Academic Press. 303 p.
4. Blinkova O., Shupova T. Bird communities and vegetation composition in natural and semi-natural forests of megalopolis: correlations and comparisons of diversity indices (Kyiv city, Ukraine). *Ekologia (Bratislava)*. 2018. Vol. 37(3), P. 259–288. DOI:10.2478/eko-2018-0021
5. Camprodon J., Brotons L. Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm oak forests. *J. Camprodon. Forest Ecol. Manage.* 2006. № 221. P. 72–82.
6. Diekmann M. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic Appl Ecol*. 2003. 4(6). P. 493–506.
7. Elliott K. Vose, J., Knoepp J., Clinton B., Kloeppel B. Functional role of the herbaceous layer in eastern deciduous forest ecosystems. *Ecosystems*. 2015. 18. P. 221–237.
8. Gibson D., Adams E., Ely J., Gustafson D., McEwen D., Evans T. Eighteen years of herbaceous layer recovery of a recreation area in a mesic forest. *Journal of the Torrey Botanical Society*. 2000. 127(3). P. 230–239.
9. Gilliam F. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *BioScience*. 2007. 57(10). P. 845–858.
10. International Code of Zoological Nomenclature adopted by the International Union of Biological Sciences. [Internet]. London (Great Britain): International Trust for Zoological Nomenclature. 1999 – [cited 2017 Apr 12]. Available from: <http://www.nhm.ac.uk/hosted-sites/iczn/code/>
11. Jackowiak B. Antropogeniczne przemiany flora roslin naczyniowych Poznania. *Ser. Biologia. Poznac: Wyd-wo UAM*. 1993. No. 42. 232 p.
12. Järvinen O., Väisänen R.A. Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. *Oikos*. 1975. Vol. 26 (3). P. 316–322.
13. Karr J.R. Defining and measuring river health. *Freshwater biology*. 1999. № 41 (1). P. 221–234.
14. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular Plants of Ukraine: A nomenclatural Checklist. K., 1999. 345 p.
15. Murat D., Ender M., Gungor B. Plant species recovery on a compacted skid road. *Sensors*. 2008. 8. P. 3123–3133.
16. Otýpková, Z. The influence of sample plot size on evaluations with Ellenberg indicator values. *Biologia*. 2009. 64 (6). P. 1123–1128.
17. Rozenberg G.S., Kostina N.V., Kudinova G.E., Rozenberg A.G. Servizi ecosistema innovazione pilastri dello sviluppo sostenibile (per esempio Volga bacino) *Italian Science Review*. 2014. 3 (12). PP. 288–291. URL: <http://www.ias-journal.org/archive/2014/march/Rozenberg-Kostina.pdf>
18. Shirihai H., Gargallo G., Helbig A., Warblers S., Christopher H. Identification, Taxonomy and Phylogeny of the Genus *Sylvia*. London: Black. 2001. 576 p.
19. Snow D., Perrins C. The Birds of the Western Palearctic. Passerines, Concise Edition. Oxford: Oxford University Press. 1998. Vol. 2. 732 p.
20. Szymura T.H., Szymura M., Macioł A. Bioindication with Ellenberg's indicator values: A comparison with measured parameters in Central European oak forests. *Ecological Indicators*. 2014. 46. P. 495–503. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.07.013
21. Van Dobben H. F., Braak C. J. F., Dirkse G. M. Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. *For Ecol Manage*. 1999. 114(1). P. 83–95.
22. Wagner M., Kahmen A., Schlumprecht H., Audorff V., Perner J., Buchmann N., Weisser W. Prediction of herbage yield in grassland: How well do Ellenberg N-values perform? *Applied*

- Vegetation Science*. 2007. 10(1):15-24 DOI: 10.1111/j.1654-109X.2007.tb00499.x
23. Zhukov A., Zadorozhnaya G. Spatial heterogeneity of mechanical impedance of a typical chernozem: the ecological approach. *Ekolygia (Bratislava)*. 2016. 35. P. 263–278.
 24. Антомонов М.Ю., Русакова Л.Т., Пашинська С.Л., Волощук О.В. Інформаційна технологія конструювання інтегральних оцінок в екологічних та гігієнічних дослідженнях. В кн.: Актуальні питання захисту довкілля та здоров'я населення України; за ред. акад. НАМНУ А.М. Сердюка. К., 2015. С. 391–430.
 25. Анучин Н.П. Лесная таксация. М.: Лесная пром-ть, 1982. 547 с.
 26. Беднова О.В. Структурное разнообразие лесных биогеоценозов как параметр лесозокологического мониторинга городских охраняемых природных территорий. *Лесной вестник*. 2009. №5. с 182
 27. Беднова О.В. Структурное разнообразие лесных экосистем как индикатор их нарушенности и основа для природоохранного планирования пространства городских ООПТ. *Лесной вестник*. 2012. №9. С. 16–29.
 28. Беднова О.В., Кузнецов В.А., Тарасова Н.П. Трансформация лесных экосистем в урбанизированных условиях: индикация и интегральная оценка. *Доклады академии наук*. 2015. Т. 463. № 6. С. 713–718. DOI: 10.7868/S0869565215240159
 29. Белик В. П. Птицы степного Придонья. Ростов-на-Дону, 2000. 276 с.
 30. Біоіндикація стану техногенного забруднення м. Києва: методичні підходи [Гончар Г. Ю., Гродзинська Г. А., Конякін С. М., Мірошник Н. В., Міхєєв О. М., Небесний В. Б., Самчук А. І., Тесленко І. К., Щур Ю. К.] / За заг. ред. чл.-кор. НАН України О.П. Дмитрієва. К.: Наш формат, 2016. 122 с.
 31. Блінкова О. І. Оцінювання екологічних загроз екосистемам і біотичним комплексам Криму. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2012. Вип. 22.11. С. 86–92.
 32. Блюм О. Б., Тютюнник Ю. Г., Пащенко В. М. Біогеохімічна ліхеноіндикація важких металів у приземному шарі повітря міських ландшафтів. *Укр. бот. журн.* 1988. Т. 45. №3. С. 66–71.
 33. Брагазин А.А., Маркелов И.Н., Нижегородцев А.А., Басуров В.А. Экологическое зонирование Нижегородской области 2014 г. *Вестник Нижегородского университета им. Н.И. Лобачевского*. Биология. 2014. № 1 (1). С. 157–161.
 34. Бурда Р. І. Резистентність природно-заповідного фонду до фітоінвазій. *Промышленная ботаника*. 2007. Вып. 7. С. 11 – 21.
 35. Бурда Р. І., Власова Н. Л., Коломієць Г. В. Порівняльна оцінка різноманітності фітобіоти за гемеробією в агроландшафтах України. *Український ботанічний журнал*. 2004. Т. 61, № 3. С. 37–46.
 36. Бурда Р. І., Дідух Я. П. Застосування методики оцінки антропогенної витривалості видів вищих рослин при створенні “Екофлори України”. *Укр. фітоцен. збірник. Серія С*. Київ, 2003. № 1. С. 34–44.
 37. Бурда Р.І., Ігнатюк О.А. Методика дослідження адаптивної стратегії чужорідних видів рослин в урбанізованому середовищі: Монографія. К.: НЦЕБМ НАН України, ЗАТ «Віпол», 2011. 112 с.
 38. Вишневецький В.І., Колісник І.А. Забруднення атмосферного повітря в Києві протягом 1991–2010 рр. *Укр геогр. журн.* 2011. №3. С. 57–61.
 39. Воробьев Д.В. Методика лесотипологических исследований. К.: Урожай, 1967. 388 с.
 40. Ворон В. П. Рекомендації щодо комплексної оцінки стійкості рекреаційно-оздоровчих лісів, організації їх моніторингу та оптимізації рекреаційного лісокористування в них. Харків, 2010. 86 с.
 41. Гелашвили Д. Б., Басуров В. А., Розенберг Г. С. Экологическое зонирование территорий с учетом роли сохранившихся естественных экосистем (на примере Нижегородской области). *Поволж. экол. журн.* 2003. № 2. С. 99–108.
 42. Гелашвили Д.Б., Басуров В.А., Розенберг Г.С., Моничев А.Я., Пуртов И.И., Сидоренко В.В. Экологическое зонирование территорий с учетом роли сохранившихся естественных

- екосистем (на примере Нижегородской области). *Поволжский экологический журнал*. 2003. № 2. С. 99–108.
43. Гелашвили Д.Б., Снегирева М.С., Солнцев Л.А., Зазнобина Н.И. Экологическая характеристика Приволжского федерального округа на основе обобщенной функции желательности. *Поволжский экологический журнал*. 2014. №1. С. 130–138.
 44. Генсирук С.А., Нижник М.С., Возняк Р.Р. Рекреационное использование лесов. К.: Урожай, 1987. 245 с.
 45. Гончар Г. В. Різноманіття диких бджіл (*HYMENOPTERA: APOIDEA*) у парках Києва. *Вісник Київського національного Університету ім. Т. Шевченка. Біологія*. 2019. 2(78). С. 40–50.
 46. Гончаренко І.В. Фітоіндикація антропогенного навантаження: монографія. Дніпро: Середняк Т.К., 2017. 127 с.
 47. Горохов В. А. Городское зеленое строительство: Учеб. пос. для вузов. М.: Стройиздат, 2003. 416 с.
 48. ГОСТ 28329–89 Озеленение городов. Термины и определения. Дата введения 01.01.91. 3 с.
 49. Дідух Я. П. Сучасні уявлення про еконішу і підходи до її оцінки. *Наукові записки НаУКМА. Біологія та екологія*. 2012. Т. 132. С. 42–48.
 50. Дідух Я.П. Основи біоіндикації. К.: Наук. думка, 2012. 343 с.
 51. Дідух Я.П., Альошкіна У.М. Біотопи міста Києва. К.: НаУКМА, Аграр Медіа Груп, 2012. 163 с.
 52. Дмитрук О.Ю. Урбаністична географія. Ландшафтний підхід (Методика ландшафтного аналізу урбанізованих територій): монографія. К.: РВЦ "Київський університет", 1998. 139 с.
 53. Доброчаева Д. Н. Котов М. И., Прокудин Ю. Н. Определитель высших растений Украины. Київ: Вид-во «Наук. думка», 1987. 548 с.
 54. Екофлора України. Т. 1–3, 5. К.: Фітосоціоцентр, 2000, 2004, 2002, 2007. 284 с., 480 с., 496 с., 584 с.
 55. Жуков О.В. Фітоіндикаційне оцінювання вимірів, отриманих за допомогою багатовимірного шкалювання структури рослинного угруповання. *Чорноморський ботанічний журнал*. 2015. Т. 11. №. 1. С. 84–98. Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Chbj_2015_11_1_10
 56. Жукова Л. А., Дорогова Ю. А., Турмухаметова Н. В. и др. Экологические шкалы и методы анализа экологического разнообразия растений: монография. Йошкар-Ола: Мар. гос. ун-т, 2010. 368 с.
 57. Завьялов Е. В., Шляхтин Г. В., Табачишин В. Г., Якушев Н. Н. Эколого-фаунистическая характеристика авифауны севера нижнего Поволжья. *Известия Саратовского университета. Химия, биология, экология*. 2005. Т. 2. С. 49–59.
 58. Зазнобина Н.И. Интегральные оценки антропогенной нагрузки на городскую среду как гетеротрофную экосистему (на примере городов Нижегородской области). Автореф. дис. ... к.б.н., спец. 03.00.16 – экология. Н. Новгород, 2008. 24 с.
 59. Зазнобина Н.И. Оценка экологической обстановки в крупном промышленном центре по степени антропогенной нагрузки с помощью обобщенной функции желательности (на примере г. Н. Новгорода). *Вестник Нижегородского ун-та им. Н.И. Лобачевского*. 2007. № 2. С. 115–118.
 60. Зайцев Г.Н. Математика в экспериментальной ботанике. М.: Наука, 1990. 296 с.
 61. Заповідна справа в Україні / за заг. ред. М.Д. Гродзинського, П.С. Стеценка. К.: ВФ «Географіка», 2003. 306 с.
 62. Іванова В. О. Сучасний стан та перспективи розвитку зелених зон міста Києва. *Містобудування та територіальне планування*. 2011. Вип. 39. С. 189–194.
 63. Клауснитцер Б. Экология городской фауны / Пер. И. В. Орловой и И. М. Маровой. Москва: Мир, 1990. 246 с.
 64. Клебанова Н.С., Клебанов Д.О. Вплив пересувних та стаціонарних джерел викидів

- забруднюючих речовин на якість атмосферного повітря в місті Києві за 2009–2010 р. *Наук. пр. Укр. н.-д. гідрометеорол. ін-ту*. 2011. №260. С. 235–249.
65. Ковалев П.С. За пять лет в Киеве реконструируют 49 парков. *Сегодня*. 2008. 17 Июня.
 66. Коломыц Э.Г., Шарая Л.С. Методы исчисления и картографирования устойчивости лесных экосистем. *Известия РАН. Серия географическая*. 2013. № 6. С. 126–136.
 67. Коніщук В. В., Мосякін С. Л., Царенко П. М. та ін. Червона книга Київської області. *Агроекологічний журнал*. 2012. № 3. С. 46–58.
 68. Костина Н.В. Интегральная оценка устойчивого развития территорий Волжского бассейна с применением экспертной информационной системы REGION: автореф. дис. ... докт. биол. наук: 03.02.08. Тольятти, 2017. 22 с.
 69. Костина Н.В., Иванова А.В., Розенберг Г.С. Методический подход к комплексному анализу семейственного спектра флоры. *Карельский научный журнал*. 2015. № 3 (12). С. 94–105.
 70. Костина Н.В., Розенберг Г.С., Хасаев Г.Р., Шляхтин Г.В. Статистический анализ индекса развития человеческого потенциала (на примере Волжского бассейна). *Изв. Сарат. ун-та. Сер. Химия. Биология. Экология*. 2014. Т. 14. Вып. 3. С. 54–70.
 71. Кучерявий В. П. Урбоекологія: Підручник. Львів: Світ, 2001. 440 с.
 72. Лавров В.В. Системний підхід як методологічна основа для оцінки і зменшення загроз біорізноманіттю (лісові екосистеми). У кн. Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України / О.В. Дудкін, А.В. Єна, М.М. Коржнев та ін. [відп. ред. О.В. Дудкін]. К.: Хімджест, 2003. С. 156–273.
 73. Лавров В.В., Блінкова О.І., Мірошник Н.В., Грабовська Т.О. Антропогенні зміни екологічних умов фітоценозів долин середніх річок України (на прикладі притоки Дніпра – р. Тясмин). *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*. 2016. Вип. 24. № 2. С. 501–511. doi:10.15421/011668
 74. Лавров В.В., Блінкова О.І., Н.В. Мірошник, Іваненко О.М. Синекологічні засади діагностики трансформації структурно-функціональної організації лісових екосистем в аспекті еволюції. *Фактори експериментальної еволюції організмів*. 2016. Т. 18. С. 186–190.
 75. Лакин Г.Ф. Биометрия: учеб. пособие для биол. спец. вузов. М.: Высш. шк., 1990. 352 с.
 76. Мандель И.Д. Кластерный анализ. М.: Финансы и статистика, 1988. 176 с.
 77. Методика определения выбросов автотранспорта для проведения сводных расчетов загрязнения атмосферы городов. Утв. Госкомэкологии России. Москва, 1999. 16 с. <http://www.gostrf.com/normadata/1/4293852/4293852298.pdf>
 78. Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Соломещ А.И. Современная наука о растительности [Учебник]. М.: Логос, 2001. 264 с.
 79. Мірошник Н.В., Тесленко І.К. Екологічне зонирование територій з урахуванням ролі сохранившихся естественных екосистем (на прикладі г. Києва). *Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии*. 2018. Т. 27, № 4(2). С. 32–40. DOI: 10.24411/2073-1035-2018-10133/
 80. Міндер В.В., Сидоренко І.О. Парки Києва з умовами складного рельєфу. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2014. Вип. 24.5. С. 41–46.
 81. Мірошник Н. В., Тесленко І. К. Проблеми та вектори інтегрального оцінювання стану паркових лісових екосистем у міському середовищі. Регіональні проблеми охорони довкілля: матеріали міжнародної наукової конференції молодих вчених (м. Одеса, 2018). Одеса: ТЕС, 2018. С. 156–159.
 82. Мірошник Н.В., Тертична О.В., Тесленко І.К. Використання інтегральних показників стану паркових лісових екосистем для біоіндикації антропогенного навантаження. *Науковий вісник НУБіП України. Серія «Біологія, біотехнологія, екологія»*. 2018. Вип. 287. – С. 78–90. <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/biologiya2018.287.079>
 83. Мірошник Н.В., Тертична О.В., Тесленко І.К. Сучасні методичні підходи до оцінювання стану паркових лісових екосистем. *Фактори експериментальної еволюції організмів: зб. наук. пр.* 2018. Т. 23. С. 308–315.

84. Мірошник Н.В., Тесленко І.К. Підходи до інтегрального оцінювання комплексного антропогенного навантаження на паркові лісові екосистеми. У кн.: Флористичне і ценотичне різноманіття у відновленні, охороні та збереженні рослинного світу: Монографія / колектив авторів під заг. ред. С.М. Ніколаєнка. К.: Видавництво Ліра-К, 2018. С. 346–367.
85. Моніторинг та підвищення стійкості антропогенно порушених лісів: Збірник рекомендацій УкрНДІЛГА / Упорядники: В.П.Ворон, В.В.Лавров, М.А.Бондарук та ін. Харків: Нове слово, 2011. 304 с.
86. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. Москва: Мир, 1992. 161 с.
87. Наказ Міністерства будівництва, архітектури та житлово-комунального господарства України «Про затвердження Правил утримання зелених насаджень у населених пунктах України» від 10.04.2006. №105. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0880-06>
88. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році. К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінх Д.С. 2016. 350 с.
89. Нешатаев Ю.Н. Методы анализа геоботанических исследований: уч. пос. Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1987. 192 с.
90. Новиков Г.А. Полевые исследования по экологии наземных позвоночных. М.: Сов. наука, 1953. 502 с.
91. Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Т. 2. 376 с.
92. Олексійченко Н.А., Бреус Н.Ю. Парки Києва – об'єкти ландшафтної архітектури у світлі європейської ландшафтної конвенції. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2013. Вип. 23.9. С. 24–29.
93. Основні показники охорони навколишнього природного середовища м. Києва. Статистичний збірник; Головне упр-ня статистики у м. Києві; за ред. О.І. Настоящего. К., 2017. 75 с.
94. Остапенко Б.Ф., Ткач В.П. Лісова типологія. Т. 2. Навчальний посібник. Харків: Вид-во Харк. ДАУ ім. В.В. Докучаєва, 2002. 204 с.
95. Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України / [О.В.Дудкін, А.В. Єна, М.М. Коржнев та ін.]; відп. ред. О.В. Дудкін. К.: Хімджест, 2003. С. 129–155.
96. Парки Києва [Електронний ресурс]. Режим доступу: https://uk.wikipedia.org/wiki/Парки_Києва
97. Пастернак П. С., Ворон В. П., Мазепа В. Г. Рекомендации по повышению устойчивости зеленых насаждений к техногенному загрязнению атмосферы выбросами аммиака, сернистого ангидрида, окислов азота в условиях лесной и степной зон УССР. Харьков, 1987. 16 с.
98. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва: Наука, 1982. 288 с.
99. Поляков А. Ф., Плугатарь Ю. В. Лесные формации Крыма и их экологическая роль. Харьков: Новое слово, 2009. 405 с.
100. *Праці Центральної геофізичної обсерваторії ім. Б. Срезневського* / Під ред. О.О.Косовця. К.: Інтерпрес ЛТД, 2019. Вип. 15 (29). 104 с.
101. Протасов А.А. Структура, эволюция биосферы и возможные пути ноосферогенеза. *Журнал Сибирского федерального университета. Биология*. 2016. №3 (9). С. 256-290. DOI: 10.17516/1997-1389-2016-9-3-256-290.
102. Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути ее развития / отв. ред. Д.Н.Доброчаева. К.: Наук. думка, 1991. 204 с.
103. Протопопова В.В., Шевера М.В., Аніщенко І.М., Терентьєва Н.Г. Аналіз видового складу кенофітів урбанофлор різних ботаніко-географічних зон України із застосуванням методів математичної статистики. *Укр. ботан. журн*. 2010. 67. № 4. С. 536–546.
104. Радченко В.Г., Песенко Ю.А. Биология пчел (*Hymenoptera, Apoidea*). СПб.: Зоол. ин-т

- РАН. 1994. 350 с.
105. Раменский Л.Г. Избранные работы. Проблемы и методы изучения растительного покрова. Л.: Наука, 1971. 334 с.
 106. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Київської області у 2014 році. К., 2015. 276 с.
 107. Решетняк Д.Є. Методи оцінювання антропогенних загроз біорізноманіттю прісноводних екосистем. *Вісник Дніпропетровського університету. Серія: геологія, географія*. 2017. № 25 (1). С. 71–79.
 108. Рішення КМР від 19 липня 2005 року №806/3381 «Про затвердження Програми розвитку зеленої зони м. Києва до 2010 року та Концепції формування зелених насаджень в центральній частині міста» (продовжена до 31.12.2017 згідно Рішення КМР від 7 липня 2016 року №572/572)
 109. Рыбак Н.В. Интегральная оценка экологического состояния урбанизированных территорий. *Научный вестник НЛТУ Украины*. 2015. Вип. 25.5. С. 135–145.
 110. Сайт КПУЗН «Київзеленбуд» [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://kievzelenbud.com>
 111. Санітарні правила в лісах України / Постанова Кабінету Міністрів України від 27.07.1995 р. № 555. https://ips.ligazakon.net/document/kp950555?an=1&ed=2016_03_23
 112. Статистичний щорічник м. Києва за 2016 р. Головне упр-ня статистики у м. Києві. К., 2017. 427 с.
 113. Тарасов В.В. Флора Дніпропетровської і Запорізької областей. Судинні рослини. Біолого-екологічна характеристика видів: монографія. Д.: ДНУ, 2005. 276 с.
 114. Фесенко Г.В., Бокотей А.А. Анований список українських наукових назв птахів фауни України. Київ-Львів, 2007. 111 с.
 115. Хом'як І. В. Класифікація та антропогенна трансформація екосистем Словечансько-овруцького краю: автореф. дис. ... к.б.н.: 03.00.16 екологія; Ін-т агрокол. Київ, 2010. 24 с.
 116. Царик Й. В. Деякі уявлення про стратегію популяцій рослин. *Укр. ботан. журн.* 1994. № 2–3. С. 5–10.
 117. Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. М.: Наука, 1983. 197 с.
 118. Чи достатньо у Києві зелених зон – дослідження. Електронний ресурс: <http://budpalata.com.ua/informations/chi-dostatno-u-kiievi-zelenih-zon-doslidzhennja/> Дата звернення 11.03.2021
 119. Шеляг-Сосонко Ю. Р., Дубина Д.В., Мінарченко В.М., Устименко П.М. До кадастру рослинності і рослинних ресурсів: показники та порядок первинного обліку. *Укр. ботан. журн.* 2002. 59, №3. С. 330–341.
 120. Яблоков А. В. Об элементаризации экосистемных подходов. *Принципы экологии*. 2016. № 1. С. 24–28. doi: 10.15393/j1.art.2016.5142.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК 1. Терміни та визначення понять

Термін «парк» має дещо різні тлумачення у науковій літературі і законодавчих актах. Дефініції терміну різняться залежно від наукових шкіл і галузей науки, що займаються їх вивченням у різних аспектах. Розбіжності у визначенні призводять до плутанини в оперуванні науковими та офіційними даними щодо кількості і площі парків (табл. Д 1). Також досі немає загальновизнаного визначення терміну «паркові екосистеми» як об'єкта дослідження екології.

Таблиця Д 1 – Визначення терміну «парк»

Визначення терміну «парк», «міський парк»	Область застосування	Автори та джерела
Об'єкт ландшафтної архітектури, що представляє собою великий масив зелених насаджень, організований в певну об'ємно-просторову композицію	зелене будівництво та містобудування	[47, 108]
Озеленена територія загального користування від 10 га, що являє собою самостійний архітектурно-ландшафтний об'єкт	озеленення міст	[48]
Земельна ділянка з природною або спеціально висадженою рослинністю, з дорогами, алеями, водоймами, призначеними для прогулянок, відпочинку, ігор. За планувальними принципами поділяються на регулярні і пейзажні (ландшафтні)	озеленення міст; фітомеліорація, рекреація	[71]
Самостійний архітектурно-організаційний комплекс площею понад 2 га, який виконує санітарно-гігієнічні функції та призначений для короткочасного відпочинку населення	зелене будівництво та містобудування	[87]

У дослідженні нами використано терміни у таких тлумаченнях:

– зелена зона міста, зелені насадження – за Законом України «Про благоустрій населених пунктів» від 06.09.2005 № 2807-IV та [52];

– антропогенна екосистема – екосистема, у якій один або декілька компонентів змінені діяльністю людини, і яка функціонально постійно чи регулярно відчуває антропогенний прес [37];

– ландшафт – за трактуванням Л.С. Берга, А.А. Григор'єва, С.В. Калесника, Н.А. Солнцева А.Г. Исаченко – конкретний індивідуальний природно-територіальний комплекс, який має географічну назву і точне положення на карті.

Ми дотримуємось позиції В.П. Кучерявого [71], що паркові екосистеми належать до рекреаційних ландшафтів у структурі функціональних міських ландшафтів.

Для відображення використаних нами методологічних підходів до інтегрального оцінювання стану паркових лісових екосистем пропонуємо визначення, що враховує дефініції [48, 50] та ґрунтується на системологічних засадах: **паркова лісова екосистема** – це природна чи природно-антропогенна неповночленна і субсидована людиною екосистема із деревостаном чи деревно-чагарниковим фітоценозом, в межах якої можуть бути просторово організовані і гармонізовані в систему природні компоненти, ландшафтні комплекси та малі архітектурні форми і споруди, поєднані дорожньо-транспортною мережею, що разом створюють певний архітектурний ландшафтний об'єкт, природна стійкість і структура якого підтримуються людиною; основною функцією її є стабілізація урбоекосистеми. У межах паркових лісових екосистем ми виділяємо:

Садово-паркові екосистеми – природно-антропогенні неповночленні і субсидовані людиною екосистеми із деревостаном чи деревно-чагарниковим фітоценозом, де результати перетворюючої діяльності людини (тверде покриття доріг, газонокосіння, наявність споруд і малих архітектурних форм) займає не менше 30% території;

лісопаркові екосистеми – природно-антропогенні неповночленні і субсидовані людиною екосистеми із деревостаном чи деревно-чагарниковим фітоценозом, створені на основі залишків природних лісових ландшафтів, де результати перетворюючої діяльності людини (тверде покриття доріг, наявність споруд і малих архітектурних форм, газонокосіння, випалювання, згрібання і вивезення листя) займає менше 30% території.

В.П. Кучерявий [71] у парковій рослинності виділяє окремо саморегульовані рослинні угруповання та керовані рослинні угруповання (під постійним господарським впливом – газони, квітники, огорожі, декоративні біогрупи), Я.П. Дідух, У.М. Альошкіна у класифікації біотопів м. Києва [51] також віднесли ці таксони до різних категорій біотопів. Тому ми ці угруповання не враховували.

Лісопаркові екосистеми є водночас напівприродними регульованими екосистемами та буферними елементами між урбоекосистемою та природними екосистемами, або між напівприродними екосистемами та неприродними системами міста (житлова забудова, промислові підприємства). Тому діагностика порушення їх стану, а також збереження їхніх екологічних функцій і самого існування зелених зон мегаполіса є складним завданням. Ці екосистеми заслуговують якнайпильнішої уваги через свою стійкість, продуктивність і ефективність впливу на НПС порівняно з іншими наземними екосистемами.

ДОДАТОК 2. Облікова картка (паспорт) об'єкта ПЛЕ

Для моніторингу динаміки стану насаджень паркових екосистем та виявлення похідних змін інтегральну оцінку екологічного стану об'єктів доцільно проводити з періодичністю 1 раз на 5 років.

Таблиця Д 2 – Облікова картка (паспорт) об'єкта ПЛЕ

Назва району міста, дата проведення робіт						
Назва об'єкта ПЛЕ, координати						
Категорія, охоронний статус (якщо є)						
Характеристика розташування: схил / рівне місце, сухе / заболочене						
Відстань від дороги, м			Інтенсивність руху автомобілів поряд з ПЛЕ, авто/год			
Положення об'єкта щодо дороги: вище, на рівні, нижче рівня дороги						
...		бал	1	2	3	
Перший ярус деревостану при суцільному переліку або при закладанні пробних площ (не менше 100 дерев на кожній)						
№ ПП, площа ПП						
Види (породи) деревних рослин	Кількість врахованих дерев по віковим групам, років					Всього дерев
	до 15	от 15 до 25	от 25 до 45	от 45 до 60	одем 60	
Листяні						
...						
Шпилькові						
...						
Підріст						
Порода	Клас Крафта	Категорія стану	Вид поновлення	Частка всохлих гілок у кроні дерева, %	Пошкодженість	
Підлісок						
Порода	Кількість, шт.		Категорія стану		Пошкодженість	
Клумби, газони (якщо наявні):						
Площа						
Видовий склад рослин клумб, газонів						
Газонокосіння (наявне/відсутнє)						
Частка від площі ПП, яку займають витоптані стежки, поляни, %						
Частка від площі ПП, яку займає асфальтове або інше тверде покриття ґрунту, %						
Частка від площі ПП, яку займають стихійні звалища, залишки багать, інші пошкодження						
Водні об'єкти, шт.						
Площа водних об'єктів, відстань до них від ПП						

Наявність і кількість відпаду попередніх років
Наявність і кількість пнів

Таблиця Д 3 – Суцільний перелік і характеристика пошкоджень дерев на пробних площах (ПП)

№	Вид (порода)	Діаметр стовбура на висоті 1,3 м, см	Висота, м	Клас Крафта	Категорія стану	Частка всохлих гілок у кроні дерева, %	Пошкодженість та додаткові характеристики дерева, форма крони
1							
...							
100							

ДОДАТОК 3. Лісівничо-таксаційна і санітарна характеристика досліджуваних деревостанів парку «Перемога»

ІІІ 1. Склад деревостану основного намету: 10Сз+Яз од.Дз. Знаходиться на відстані 300 м від центрального входу і 300 м від інтенсивного автошосе проспект Визволителів. Перший ярус сформований *Pinus sylvestris* L., сильно ослаблена, зріджена до зімкнутості крон 0,52, у ІІІ ярусі *Robinia pseudoacacia* L. – всихаючі та загиблі (табл. Д 3.1). Підлісок формують *Prunus padus* L. (60%, висота до 4,1 м), *Sorbus aucuparia* L. (20%; висота до 3,5 м); *Rosa canina* L. (10%; висота 1,7 м). Поодинокі *Prunus spinosa* L., *Ptelea trifoliata* L. Проективне покриття трав'яного ярусу 20–30%. Найбільше проективне покриття має *Taraxacum officinale* Wigg.; *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik.; *Berteroa incana* (L.) DC.; *Polygonum aviculare* L.; *Poa pratensis* L.; *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth.; *Elytrigia repens* (L.) Nevski; *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch.; *Ambrosia artemisiifolia* L. Поверхня ґрунту має V стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 16,0 % площі (4 категорія). Площа стежок 50 м², 12,3 % дерев мають механічні пошкодження, поламані гілки, середньою площею 30,7±0,3 см. Засмічено 30% площі. Є незначне природне поновлення *P. sylvestris* L. висотою до 12 м, що всихає. Трав'яний покрив періодично зкошують. Проте представник мохоподібних *Atrichum undulatum* (Hedw.) P. Beauv. зберігся (1%), лише на цій ПП.

ІІІ 2. Зріджене до зімкнутості крон 0,31 соснове насадження. У другому ярусі береза повисла інтенсивного розвитку; деревостани сильно ослаблені, відпад 6% від дерев на ПП. Здійснено рубку догляду – пні берез становлять 10% від чисельності дерев на ПП. Підріст формують береза і верба біла. 30% дерев вражені *Viscum album* L. У ІІІ ярусі *Populus nigra* L. – всихає (табл. Д 3.1). Підлісок формують *Prunus padus* L. (50%, висота 4,2 м), *Sorbus aucuparia* L. (15%; висота до 13,1 м); *Crataegus monogyna* Jacq. (8%, висота до 4,5 м); *Lonicera xylosteum* L. (20%; висота до 1,8 м). Поодинокі *Rosa canina* L., *Rubus idaeus* L., *Prunus spinosa* L.

Поверхня ґрунту має V стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 82,0 % площі (4–5 категорії). Площа стежок та ям 150 м²; площа заасфальтованих доріжок – 42 м²; 33 % дерев мають механічні пошкодження, поламані гілки, середньою площею 32,8±0,2 см. Засмічено 20% площі. 4,2 % території – вогнища загальною площею 8,4 м². Незначне природне поновлення *Populus nigra* L. висотою до 1,5 м та *Betula pendula* Roth висотою 5,3 м ослаблені. Є значна кількість проростків *Robinia pseudoacacia* L., *Populus tremula* L. (10–12 шт./м²). Трав'яний покрив періодично зкошують. Проективне покриття трав'яного ярусу 30%. Найбільше проективне покриття у *Polygonum aviculare* L., *T. officinale* Wigg., *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik., *Senecio vulgaris* L., Sp. Pl., *Lathyrus palustris* L.

ІІІ 3. Похідне робінієве насадження має зімкнутість крон 0,91, обмежене асфальтованими доріжками. ґрунтовий покрив майже не порушений, 2 стадія дигресії, пошкоджені ділянки займають 15,5 % площі (1 категорія) в основному за рахунок вогнищ – 2,2% загальною площею 2,3 м². Механічні пошкодження у 12,6% дерев середньою площею 26,3±0,2. І ярус *Robinia pseudoacacia* L. – ослаблені, ІІ ярус формують *Quercus robur* L. та *Q. rubra* L. – ослаблені; у ІІІ ярусі *Aesculus hippocastanum* L. – всихає, вражений мінуючою міллю. Основну частину підросту формують *Robinia pseudoacacia* L., *Betula pendula* Roth, *Q. rubra* L., з домішкою *Ulmus glabra* Huds., *Acer platanoides* L., *Tilia cordata* L. Підлісок не сформований, поодинокі трапляються *Syringa vulgaris* L. Трав'яний покрив не зкошують. Засмічено 20% площі. Проективне покриття трав'яного ярусу 50,0%. Найбільше проективне покриття у *Ambrosia artemisiifolia* L., *Geum urbanum* L., *Stellaria media* (L.) Vill., *T. officinale* Wigg., *Stenactis annua* (L.) Cass. ex Less., *Poa annua* L., *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch.

Таблиця Д 3.1 – Лісівничо-таксаційна та екологічна характеристика ПЛЕ парку «Перемога», (мікрорайон м. Києва «Дарниця») у зоні дії неорганізованої рекреації та забруднення

№ ПП	Відстань до автошляху В, км	Відстань від узлісся, км	Ярус	Порода	Середні		N, шт./га	Зімк- неніс- ть ¹	Від- пад *, %	I _c
					Н, м	D, см				
ПП1	0,03	0,03	I	Сз	21,3	26,7	32,0	0,5	4,0	2,8
Основний намет; 10Сз+Яз од.Дз; СД – 5										
			I	Дз	21,0	36,6	8,0			2,0
			II	Сз	21,3	35,8	11,3			2,3
			III	Сз	20,8	35,6	10,9			3,0
			III	Ак	18,3	12,4	36,0			5,5
Підріст; 6Сз4Ак+Гс од. Дч										
				Сз	12,3	5,4	38,0			4,0
				Ак	16,0	8,1	61,0			3,4
				Гр	4,3	6,5	15,0			1,0
				Шк	3,4	28,0	15,0			1,0
				Дч	1,3	2,1	12,0			2,3
ПП2	0,03		I	Сз	24,9	36,6	44,0	0,3	6,0	2,7
Основний намет; 9Сз1Ак+Тч од.Ос; СД – 5										
			I	Ос	27,0	40,4	12,0			2,3
			II	Ак	23,5	28,7	4,0			1,0
			II	Бер	21,5	33,4	40,0		10,0	3,0
			III	Тч	21,6	46,2	8,0			4,0
			IV	Врб	18,0	39,9	32,0		1,0	3,3
Підріст; 8Тч1Бер1Врб+Ябл										
			Тч	1,5	6,5	48,0			3,2	
			Бер	5,3	15,3	41,0			3,0	
			Врб	4,6	10,2	35,0			2,0	
			Ябл	5,2	4,8	20,0			1,0	
ПП3	0,08	0,06	I	Ак	23,3	34,0	56,0	0,9	1,0	1,7
Основний намет; 10Ак+ДзДчКлг од.Гкз; СД – 2										
			II	Ак	20,8	30,6	28,0			1,9
			II	Дз	21,3	31,8	12,0			2,3
			II	Дч	20,5	29,3	28,0			2,5
			III	Клг	18,2	21,3	14,0			1,3
			III	Гкз	20,3	31,8	10,0			3,5
Підріст; 5Ак3Бер1Дч1Клс+Клг од. Взш										
				Ак	4,1	15,0	112,0			1,7
				Бер	17,3	19,8	98,0		1,0	1,0
				Дч	2,6	18,2	116,0			1,6
				Клс	15,3	16,9	68,0			1,0
				Клг	15,6	16,8	73,0			1,0
				Взш	20,3	25,5	72,0			1,0

Примітки: Н – висота деревостану; D – діаметр деревостану; N – густина дерев; I_c – індекс стану деревостану; *відпад – частка мертвих дерев від дерев певної породи на ПП; таксаційні показники деревостанів: ¹ – зімкнутість крон дерев; СД – стадія рекреаційної дигресії насаджень; деревні породи: Гкз – *Aesculus hippocastanum* L.; Сз – *Pinus sylvestris* L.; Гр – *Juglans regia* L., Бп – *Betula pendula* Roth.; Клс – *Acer pseudoplatanus* L.; Дзв – *Quercus robur* L.; Клг – *Acer platanoides* L.; Грзв – *Carpinus betulus* L.; Яз – *Picea abies* (L.) Karsten; Лп – *Tilia cordata* Mill.; Вгл – *Ulmus laevis* Pall.; Грд – *Pyrus communis* L.; Ябл – *Malus sylvestris* Mill.;

Тчор – *Populus nigra* L.; Чм – *Padus avium* Mill.; Врб – *Salix alba* L.; Шк – *Morus alba* L.; Кат – *Catalpa bignonioides* Walter; Клт – *Acer tataricum* L.; Слк – *Prunus spinosa* L.

Встановлено, що стан підросту та підліску, кількість порід збільшилася з віддаленням від узлісся за градієнтом антропогенного навантаження від ПП1 до ПП3 (табл. Д 3.2; Д 3.3).

Таблиця Д 3.2 – Характеристика підросту

№ ПП	Деревна порода	Частка на ПП, %	Середньозважені значення			I_c
			Н, м	D, см	КК	
ПП1	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	63,4	16,0	8,1	4	3,4
	<i>Pinus sylvestris</i> L.	28,6	12,3	5,4	5	4,0
	<i>Juglans regia</i> L.	1,0	4,3	6,5	5	1,0
	<i>Malus sylvestris</i> Mill.	2,0	1,5	5,3	4	1,2
	<i>Quercus robur</i> L.	2,3	4,3	32	3	1,0
	<i>Quercus rubra</i> L.	2,7	1,3	2,1	–	2,3
ПП2	<i>Betula pendula</i> Roth	32,6	5,3	15,3	3	3,0
	<i>Malus sylvestris</i> Mill.	2,0	5,2	4,8	4	1,0
	<i>Salix alba</i> L.	3,4	4,6	10,2	4	2,0
	<i>Populus nigra</i> L.	62,0	1,5	6,5	5	1,8
ПП3	<i>Pinus sylvestris</i> L.	1,3	8,6	28,1	5	2,9
	<i>Quercus rubra</i> L.	11,3	2,6	18,2	2,6	1,6
	<i>Quercus robur</i> L.	9,2	3,4	11,1	3,5	1,0
	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	55,6	4,1	15,0	2,7	1,7
	<i>Betula pendula</i> Roth	14,6	17,3	19,8	1,5	1,0
	<i>Ulmus glabra</i> Huds.	2,0	20,3	25,5	2,0	1,2
	<i>Acer saccharinum</i> L.	2,0	15,3	16,9	3	1,0
	<i>Acer platanoides</i> L.	2,0	15,6	16,8	2	1,0
	<i>Ulmus laevis</i> Pall.	1,0	18,3	24,8	2	1,0
	<i>Tilia cordata</i> L.	0,5	0,6	–	–	1,0
	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	0,5	0,6	–	–	3,3

Примітки: КК – клас Крафта; I_c – індекс стану деревного ярусу.

Таблиця Д 3.3 – Характеристика підліску

№ ПП	Деревна порода	Частка від підліску на ПП, %	Середньозважені значення			I_c
			Н, м	D, см	КК	
ПП1	<i>Prunus padus</i> L.	60,0	3,8	11,2	2,8	1,3
	<i>Ptelea trifoliata</i> L.	1,0	2,4			1,0
	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	20,0	3,4	8,4	2	2,0
	<i>Rosa canina</i> L.	10,0	1,7			1,2
	<i>Prunus spinosa</i> L.	7,0	3,5	5,6		2,0
	<i>Morus nigra</i> L.	2,0	3,4	28,0	4	1,0
ПП2	<i>Syringa vulgaris</i> L.	100,0	3,8	3,6	5	1,0
ПП3	<i>Prunus padus</i> L.	50,0	4,3	5,4	3,7	1,3
	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	15,0	12,5	14,6		4,7
	<i>Rosa canina</i> L.	1,0	1,4	–	–	2,3
	<i>Rubus idaeus</i> L.	1,0	1,3	–	–	1,0
	<i>Prunus spinosa</i> L.	5,0	3,2	6,3	5	1,0
	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	8,0	4,5	7,3	4	1,0
	<i>Lonicera xylosteum</i> L.	20,0	1,8	5,3	5	1,0

Примітка. Позначення як і в табл. Д 3.1.

АДРЕСА ДЛЯ ДОВІДОК І КОНСУЛЬТАЦІЙ

При виникненні питань щодо використання методичних рекомендацій звертайтеся, будь ласка, до

відділу дендрології та паркознавства ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»

Україна, 03143, м. Київ, вул. акад. Лебедєва, 37

(044) 526-20-51; (044) 526-19-18 (факс)

Наталія Володимирівна Мірошник

к.б.н., старший науковий співробітник

E-mail: natalie.miroshnik@gmail.com

кафедри загальної екології та екторофології Білоцерківського національного аграрного університету

Україна, 09117 Київська обл. м. Біла Церква, пл. Соборна, 8/1,

(04563) 5-35-74

Віталій Васильович Лавров

професор, доктор с.-г. наук

завідувач кафедри

E-mail: vitaliy.lavrov@gmail.com