Original researches

Assessment of the Recreational Transformation
of the Grass Cover of Public Green Spaces

N. V. Yorkina, P. Teluk, A. Umerova, V. S. Budakova, O.A. Zhaley, K.O. Ivanchenko, O. V. Zhukov
Bogdan Khmelnytsky Melitopol State Pedagogical University, Melitopol, Ukraine

Received: 24 December 2020
Revised: 11 January 2021
Accepted: 12 January 2021

Bogdan Khmelnytsky Melitopol State
Pedagogical University, Hetmanska Str., 20,
Melitopol, 72318, Ukraine

Tel.: +38-098-507-96-82
E-mail: nadyayork777@gmail.com

Cite this article: Yorkina, N. V., Teluk, P.,
Umerova, A., Budakova, V. S., Zhaley, O. A.,
Ivanchenko, K. O., & Zhukov, O. V. (2021).
Assessment of the recreational transformation
of the grass cover of public green spaces.
Agrology, 4(1), 10–20. doi: 10.32819/021002

Abstract. The paper reveals regularities of grass projective cover variation depending on the level of recreational transformation of public green spaces, taking into account stand density and soil electrical conductivity. The hypothesis that herbaceous cover is positively influenced by moisture and trophicity of edaphotopes and the stand is an antagonist of herbaceous cover is confirmed. The nature of intra-ecosystem relationships of the park stand is influenced by the level of recreation. Assessment of the level of recreational transformation of the grass cover of green areas of public use is performed on the example of the park Novoalexandrovsky of Melitopol. Within the city park, the grass layer is influenced by natural and anthropogenic environmental factors. Based on the data on the hardness of the soil quantified the level of recreational load and set the following levels of recreational load: low level, below a moderate level, moderate level, above a moderate level and high level. Stand density is an important natural factor that affects the herb layer primarily through the regulatory function of access to sunlight. Quantitatively, trophicity and moisture can be estimated using the electrical conductivity index, which depends on both the amount of salts dissolved in the ground liquid (trophicity) and the moisture content. The obtained data show that electrical conductivity of soil within the park is on the average $0,11 \pm 0,0037$ dSm/m and in 95% of cases varies from 0 (electrical conductivity below the lower limit of device sensitivity) to $0,19$ dSm/m. Observed electrical conductivity values are much less than critical values, so within the park, excessive salinity is not a limiting factor for herbaceous plant growth. Projective cover of the herbaceous layer is on average $2,60 \pm 0,11\%$. In 95% of cases this indicator is in the range of 0–10%. The level of variability of projective coverage is rather high – 96,48%. Distribution asymmetry is significant and positive, indicating a significant shift in the distribution of this indicator towards small values. The kurtosis is also significant and positive, which indicates the predominance of modal values compared to the random alternative. The distribution of the projective coverage can be described as a mixture of two distributions with a normal law. The component with a lower mean of $0,76 \pm 0,59\%$ is 46,0% of the mixture, and the component with a mean of $3,63 \pm 2,24\%$ is 54,0% of the mixture. It should be noted that the Kolmogorov–Smirnov test indicates a low level of explanatory power even for such a complex model. Therefore, it should be assumed that the variation of the projective cover of herbaceous cover is determined by a number of significant factors. According to the quantitative indicators of vegetation cover, the following levels of recreational load can be distinguished: low (combines small and less than moderate levels), medium (combines moderate and above moderate) and high (corresponds to the high level). Differences in projective cover within the smallest and below moderate level on the one hand, and medium and above moderate level on the other hand, are not statistically reliable.

Keywords: ecological condition of soil; soil penetration resistance; soil electrical conductivity; ecosystem services.

Оцінювання рекреаційної трансформації трав'яного покриття
зелених насаджень загального користування

Н. В. Йоркіна, П. Телюк, А. Умерова, В. С. Будакова, О. А. Жалей, К. О. Іванченко, О. В. Жуков
Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького, м. Мелітополь, Україна

Анотація. Установлено закономірності варіювання проективного покриття трав'яного ярусу залежно від рівня рекреаційної трансформації зелених насаджень загального користування з урахуванням густини деревостану та електричної провідності ґрунту. Підтверджено гіпотезу, що на трав'яний покрив позитивно впливає вологість і трофічність едафотопу, а деревостан є антагоністом трав'яного покриття. На характер внутрішньоекосистемних зв'язків паркового насадження впливає рівень рекреації. Оцінку рівня рекреаційної трансформації трав'яного покриття зелених насаджень загального користування виконано на прикладі парку Новоолександрівський м. Мелітополь. У межах міського парку на трав'яний ярус впливають природні та антропогенні фактори середовища. На основі даних про твердість ґрунту кількісно оцінено рівень рекреаційного навантаження та встановлено певні рівні рекреаційного навантаження: низький рівень, нижче помірного, помірний рівень, вище помірного та високий рівень. Густи-

на деревостану є важливим природним чинником, який впливає на трав'яний ярус переважно через регуляторну функцію доступу до сонячного світла. Кількісно трофність та вологість можна оцінити за допомогою показника електричної провідності, який залежить як від кількості розчинених у ґрунтовій рідині солей (трофність), так і від вологості. Одержані дані свідчать про те, що електрична провідність ґрунту в межах парку становить у середньому $0,11 \pm 0,0037$ дСм/м та у 95% випадків варіює в межах від 0 (електропровідність нижча за нижню межу чутливості приладу) до $0,19$ дСм/м. Спостережувані показники електричної провідності значно менші, ніж критичні, тому в межах парку надмірне засолення не є лімітуючим фактором для росту трав'янистих рослин. Проективне покриття трав'яного ярусу становить у середньому $2,60 \pm 0,11\%$. У 95% випадків цей показник знаходиться в діапазоні 0–10 %. Рівень мінливості проективного покриття досить високий – 96,48%. Асиметрія розподілу є значною та позитивною, що вказує на значний зсув розподілу цього показника в бік малих значень. Експес також є значним та позитивним, що свідчить про переважання модальних значень порівняно з випадковою альтернативою. Розподіл проективного покриття може бути описаний як суміш двох розподілів з нормальним законом. Складова з меншим середнім значенням $0,76 \pm 0,59\%$ становить 46,0% від суміші, а складова зі середнім значенням $3,63 \pm 2,24\%$ дорівнює 54,0% від суміші. Відзначено, що тест Колмогорова–Смірнова вказує на невисокий рівень пояснювальної здатності навіть такої складної моделі. Тому припущено, що варіювання проективного покриття трав'яного покриву визначається низкою вагомих факторів. Таким чином, за кількісними показниками рослинного покриву можна виділити рівні рекреаційного навантаження: низький (об'єднує найменший та менше помірного рівня), середній (об'єднує помірний і вище помірного) та високий (відповідає високому рівню). Відмінності за проективним покриттям у межах найменшого й нижче помірного рівнів, з одного боку, та помірного і вище помірного рівня – з іншого, не є статистично вірогідними.

Ключові слова: екологічний стан ґрунту; твердість ґрунту; електрична провідність ґрунту; екосистемні сервіси.

Вступ

Однією з головних складових екологічної науки є фітоценологія. Її об'єктом є рослинні угруповання (фітоценози), їх структура, внутрішні взаємозв'язки, зв'язок зі зовнішнім середовищем, розвиток у просторі й у часі, шляхи використання й перетворення енергії (Dumanski & Peiretti, 2013; Artmann, 2016). Трав'яні фітоценози в помірному поясі включають три основні типи – степи, луки й трав'яні болота. Лучні й степові угруповання мають досить багату видову і біоморфну різноманітність, складну структуру. Стає очевидним, що поліпшити навколишнє середовище без вирішення проблем озеленення неможливо. У зв'язку з цим значно більше приділяється уваги аналізу багатосторонніх процесів, що перебігають у різних компонентах штучних та природних насаджень під впливом людини (Gardiner et al., 2009; Morel et al., 2015; La Notte et al., 2017). Вивчення урбофітоценозів пов'язане з тим, що вони є значною частиною автотрофного блока екосистем, відіграють важливу роль у підтримці стабільності міського середовища, перешкоджаючи ерозії порушених земель та утримуючи у своєму складі цінні лікарські й рідкісні види. Рослинність антропогенної флори широко використовується для індикації стану навколишнього середовища, його моніторингу та оптимізації (Sousa et al., 2020). Сьогодні є вельми актуальним застосування екологічного принципу дослідження рослинності через призму зростання її у місцях з підвищеним техногенним тиском (Pryshchepa, 2019). Рекреаційний тиск призводить до трансформації рослинного покриву міста. Найбільш чутливими компонентами лісових насаджень до дії рекреації є мертвий рослинний опад, верхні шари ґрунту, трав'яний ярус та підріст (Prokorchuk & Matusiak, 2016). Очевидно, що стан трав'яного ярусу паркових насаджень визначається як природними чинниками, так і антропогенним впливом.

Гемеробність – це стійкість рослин та їх реакція на антропогенний вплив. У такому контексті виділяють дві основні категорії рослин (Testi et al., 2009; Rüdisser et al., 2012; Battisti et al., 2017). Гемерофіли – види, що позитивно реагують на антропогенне втручання й збільшують свою кількість за його присутності (Pulev & Sakelarieva, 2013). Гемерофоби – види з різко негативною реакцією на дію антропогенного фактора (Klausnitzer, 1983; Klausnitzer, Bernhard & Richter, 1983; Klausnitzer, 1987; 1993). Використовують і більш детальну класифікацію (Frank & Klotz, 1990), яка включає певні категорії. Агемеробні види – нестійкі до впливу дії фактора урбанізації. Часто це лісові й болотні види, які з різних причин зовсім не пристосовані до життя в міських умовах. Олігогемеробні види – слабо стійкі. Мезогемеробні види – помірно стійкі, витримують екстенсивний ан-

тропогенний вплив. Інтенсивний антропогенний вплив здатні витримувати β -еугемеробні види. У свою чергу α -еугемеробні види, у тому числі й польові бур'яни, мешкають на луках, які вдобрюються або в сильно деградованих лісах. Полігемеробні види є типовими рудеральними рослинами, а метагемеробні види живуть у цілком порушених місцях перебування (Klötzli et al., 1993; Didukh, 2011).

Деревні рослини на урбанізованих територіях можуть зростати у складі різного роду зелених насаджень – у дворах, серед житлової забудови, на вулицях і магістралях, у скверах, садах і парках, у лісопарках і в так званих міських лісах (Lian & Sodhi, 2004; Brown et al., 2005; Seto et al., 2012; Planchuelo et al., 2019). Об'єктами урболісознавства є лісові угруповання (природні або штучні), в яких установилися певні відношення між складовими їхніми компонентами. Ліси на урбанізованих територіях виконують найрізноманітніші функції: природоохоронні, санітарно-гігієнічні й рекреаційні (White et al., 2002; Lal, 2019; Shchepeleva et al., 2019; Thompson & Kao-Kniffin, 2019). Лісові насадження здійснюють позитивний вплив на атмосферу й клімат міста. Вони здатні змінювати температуру повітря, освітленість, швидкості вітру й ін. Зрозуміло, що цей вплив тим значніше, чим краще схоронність насаджень (Carreiro & Tripler, 2005; Lal, 2019).

Температурний режим повітря в лісі більш комфортний для людини (Coutts et al., 2016). Спостереження показали, що на рівні 150 см від поверхні землі температура повітря на безлісній ділянці завжди була вище на 2–4 °C, ніж під пологом насадження. Листя випаровують вологу, підвищують вологість повітря, що особливо значимо в сухі й жаркі дні. Збільшення вологості повітря на 15% сприймається людиною як зниження температури повітря на 3,5 °C (Gatto et al., 2020). У лісі знижується швидкість вітру (Ma et al., 2004). Усередині лісового масиву, вже на відстані 30–50 м від узлісся, швидкість вітру знижується до 30–40%, на відстані 120–240 м панує повний штиль, особливо якщо в насадженні є підлісок (Freundorfer et al., 2019). Улітку, за безхмарної і тихої погоди, в смузі контакту міста й сусідніх зелених насаджень нерідко виникає "бриз" – місцевий вітерець, спрямований удень із лісу в бік міських будов, а вночі – у протилежну сторону (Li et al., 2016). Він здатний на кілька градусів знижувати температуру повітря. Причина його виникнення – різниця теплового режиму лісу й міської забудови. У результаті цього руху відбуваються очищення й зволоження повітря в місті, що також сприяє поліпшенню екологічної обстановки (Kitada et al., 1998; Jiao-jun et al., 2004).

Міські зелені насадження й приміські ліси відіграють важливу, хоча й не вирішальну роль у підтримці стабільності газового складу атмосфери (Rao et al., 2014). Кількість оксиду

вуглецю, яку поглинає зелена маса, та кількість кисню, який нею виділяється, залежать від стану насадження, його віку, породного складу, повноти та ряду інших факторів (Arshad et al., 2020). Зелені насадження слугують надійним фільтром, що очищає повітря від пилу (Lüttge & Buckeridge, 2020). У лісі пилові частки осідають на стовбурах і гілках, на поверхні листя, прилипають до смолистих виділень. Ефективність пиловловлення визначається структурою насаджень та їх породним складом. Велике значення має листкова поверхня. Пилу затримується більше на листках шорсткуватих, опушених або клейких, ніж на гладких, а тим більше – на хвої. Дрібні листки звичайно краще вловлюють пил, ніж великі. Листки складної конфігурації очищають повітря ефективніше. У середньому 1 га лісу може затримувати від 30 до 70 т пилу. Багаторісні насадження ефективніше однорісних, листяні ліси ефективніші за хвойні, але хвойні породи зберігають свої функції по уловленню пилу цілорічно (Suarez-Rubio & Krenn, 2018).

Розробка підходів до оцінки рівня рекреаційної трансформації трав'яного покриву в межах зелених насаджень загального користування з урахуванням природної строкатості екологічних режимів є актуальною науковою та прикладною проблемою. Мета нашої роботи: встановити закономірності варіювання проективного покриття трав'яного ярусу залежно від рівня рекреаційної трансформації зелених насаджень загального користування з урахуванням густини деревостану та електричної провідності ґрунту. Для досягнення об'єктивних результатів передусім необхідно було:

- 1) встановити кількісні характеристики трав'яного ярусу в межах парку Новоолександрівський (м. Мелітополь);
 - 2) оцінити роль електричної провідності ґрунту у варіюванні проективного покриття трав'яного ярусу за різних умов рекреаційного навантаження;
 - 3) показати значення густини деревостану як фактора варіювання проективного покриття трав'яного ярусу;
 - 4) визначити взаємний вплив густини деревостану та електричної провідності ґрунту на трав'яний ярус залежно від рівня рекреації.
- Наукова гіпотеза: на трав'яний покрив позитивно впливає вологість та трофічність ґадофотону; деревостан є антагоністом трав'яного покриву. На характер внутрішньоекосистемних зв'язків паркового насадження впливає рівень рекреації.

Матеріали та методи дослідження

Роботи проводили на території парку Новоолександрівський міста Мелітополь (рис. 1).

Рис. 1. Просторове розміщення парку Новоолександрівський

Вимірювання твердості ґрунтів виконували в польових умовах за допомогою ручного пенетрометра Eijkelkamp на глибині до 100 см з інтервалом 5 см. Середня похибка результатів вимірів приладу становить $\pm 8\%$. Для вимірювання використовували конус з розміром поперечного перерізу 1 cm^2 . У межах кожної облікової точки в одноразовій повторності визначали твердість ґрунту. Діапазон вимірювання манометра пенетрометра Eijkelkamp становить 10000 kN/m^2 (10000 kPa). Діапазон шкали від 0 до $1,0 \text{ kPa}$. Точність в рекомендованому вимірюваному діапазоні $\pm 8\%$.

Відповідно до роботи (Teluk et al., 2020), як міра рекреаційного навантаження, були використані дані Strava (<https://www.strava.com>). Strava (Сан-Франциско, Каліфорнія, США) – широко відома соціальна мережа для велосипедистів та бігунів. Strava складається з мобільного додатка та веб-сайту. Додаток Strava фіксує відстань, час, середню швидкість та маршрут (траєкторію GPS) кожного виду діяльності. База даних Strava налічує майже трильйон точок GPS у всьому світі і щотижня зростає більш ніж на 8 мільйонів активностей (Sun & Mobasher, 2017). Одержані дані конвертовані в значення від 0 (рекреаційне навантаження відсутнє) до 100% (рекреаційне навантаження максимальне). Рекреаційне навантаження відповідно класифіковане: низький рівень, нижче помірного, помірний рівень, вище помірного та високий рівень. Використана процедура індикації цих рівнів на основі даних про твердість ґрунту на різних глибинах (Teluk et al., 2020).

Результати

Одержані дані свідчать про те, що електрична провідність ґрунту в межах парку становить у середньому $0,11 \pm 0,0037 \text{ дСм/м}$ та у 95% випадків варіює в межах від 0 (електропровідність нижча за нижню межу чутливості приладу) до $0,19 \text{ дСм/м}$ (табл. 1). Відзначимо, що критичним для росту рослин є показник електричної провідності ґрунту, який перевищує 2 дСм/м (Smagin et al., 2008). Очевидно, що спостережувані показники електричної провідності значно менші, ніж критичні, тому в межах парку надмірне засолення не є лімітуючим фактором для росту трав'янистих рослин. Рівень варіювання електричної провідності ґрунту є помірним ($CV = 45,94\%$). Значення показника асиметрії та візуальна оцінка гістограми розподілу вказують на відсутність статистично значимої асиметрії електричної провідності ґрунту. Експес є від'ємним, але статистично вірогідно не відрізняється від нульової альтернативи. Від'ємний експес індикуює наявність двовершинності розподілу, що є результатом поєднання в суміш двох нормальних розподілів. Таке припущення дозволяє статистично вірогідно описати спостережуваний розподіл як суміш двох розподілів (Колмогорова–Смірнова $d = 0,07$; $p = 0,30$). Складова зі середнім значенням $0,067 \pm 0,037 \text{ дСм/м}$ становить 38,5% від суміші, а складова зі середнім значенням $0,13 \pm 0,038 \text{ дСм/м}$ дорівнює 61,5% від суміші.

Густина деревостану в середньому становить $2,60 \pm 0,11 \text{ екз./20 м}^2$ та в 95% випадків варіює в діапазоні від 0 до 6 дерев на 20 м^2 . Варіювання цього показника дещо вище, ніж рівень варіювання проективного покриття трав'яного ярусу (59,06%). Асиметрія розподілу кількості дерев, якщо умовно прийняти цей показник як континуальний, є позитивною, що вказує на зсув розподілу вліво – у бік менших значень. Експес не є статистично вірогідним. Модель Пуассона добре описує спостережуваний розподіл кількості дерев з $\lambda = 2,60$, яке відповідає як середньому значенню ($2,60 \text{ екз./20 м}^2$), так і дисперсії $2,60$ (рис. 3). Модель Пуассона добре описує розподіл кількості дерев, які випадковим чином розподілені в просторі. Альтернативою є або контактно-зв'язаний розподіл, або регулярний. Для штучних насаджень найбільш типовим є регулярний тип просторового розподілу. Відхилення розподілу від регулярного в бік до випадкового вказує на процес натуралізації штучного лісового насадження. Така

Таблиця 1. Описові статистики екологічних показників

Показник	Середня $\pm$ ст. помилка	Перцентиль, %		CV, %	Асиметрія $\pm$ ст. помилка	
		2,5	97,5		Екссес $\pm$ ст. помилка	
EC	$0,11 \pm 0,0037$	0,00	0,19	45,94	$-0,05 \pm 0,18$	$-0,22 \pm 0,36$
Tree	$2,60 \pm 0,11$	0,00	6,00	59,06	$0,39 \pm 0,18$	$-0,27 \pm 0,36$
Grass	$2,31 \pm 0,17$	0,00	10,00	96,48	$1,47 \pm 0,18$	$2,36 \pm 0,36$

Примітки: EC – електрична провідність ґрунту, дСм/м; Tree – густина деревостану, екз./20 м²; Grass – проективне покриття трав'яного ярусу, %.

Рис. 2. Залежність проективного покриття трав'яного ярусу від електричної провідності ґрунту. Вісь абсцис – електрична провідність ґрунту, дСм/м; вісь ординат – проективне покриття трав'яного ярусу, %. Рівні рекреаційного навантаження: Low – найнижчий рівень; Below temperate – нижче помірного рівня; Temperate – помірний рівень; Above temperate – вище помірного рівня; High – високий рівень

Рис. 3. Залежність проективного покриття трав'яного ярусу від густини деревостану. Вісь абсцис – густина деревостану, екз./20 м²; вісь ординат – проективне покриття трав'яного ярусу, %. Рівні рекреаційного навантаження: Low – найнижчий рівень; Below temperate – нижче помірного рівня; Temperate – помірний рівень; Above temperate – вище помірного рівня; High – високий рівень

гіпотеза є цілком прийнятною, якщо враховувати вік штучного насадження.

Проективне покриття трав'яного ярусу становить у середньому $2,60 \pm 0,11\%$. У 95% випадків цей показник знаходиться

в діапазоні 0–10%. Рівень мінливості проективного покриття досить високий – 96,48%. Асиметрія розподілу є значною та позитивною, що вказує на значний зсув розподілу цього показника в бік малих значень. Екссес також є значним і позитивним,

що підтверджує переважання модальних значень порівняно з випадковою альтернативою. Розподіл проективного покриття може бути описаний як суміш двох розподілів з нормальним законом. Складова з меншим середнім значенням $0,76 \pm 0,59\%$ становить 46,0% від суміші, а складова зі середнім значенням $3,63 \pm 2,24\%$ дорівнює 54,0% від суміші. Відзначимо, що тест Колмогорова–Смірнова вказує на невисокий рівень пояснювальної здатності навіть такої складної моделі. Тому слід припустити, що варіювання проективного покриття трав'яного покриву визначається низкою вагомих факторів.

Графіки розсіювання дозволяють оцінити роль фактора електричної провідності ґрунту у визначенні проективного покриття трав'яного ярусу.

Залежність між трав'яним покривом та деревостаном має свою специфіку за різних умов рекреаційного навантаження (рис. 3). Найбільший кореляційний зв'язок встановлено в умовах низького рівня рекреаційного навантаження. Зі збільшенням навантаження кореляційний зв'язок стає дещо меншим, хоча й залишається статистично вірогідним. Очевидно, що зі зростанням рекреаційного навантаження роль цього чинника стає все більш важливою у визначенні рівня варіювання проективного покриття трав'яного ярусу.

Екологічні змінні (твердість ґрунту, електрична провідність та густина деревостану) піддали аналізу головних компонент (табл. 2). Встановлено, що перші чотири головні компоненти,

власні числа яких більші за одиницю, разом здатні пояснити 73,22% варіювання досліджених ознак.

Головна компонента 1 від'ємно корелює з твердістю ґрунту на всіх глибинах, за винятком шару 0–5 см (табл. 2). Ця компонента від'ємно корелює з електричною провідністю ґрунту та позитивно – зі щільністю деревостану, закономірно залежить від рівня рекреаційного навантаження: $R_{adj}^2 = 0,12$; $F = 6,85$; $p < 0,001$ (рис. 4). Таким чином, головна компонента 1 віддзеркалює погоджені зміни екологічних властивостей середовища, як відгук на рекреаційне навантаження (рис. 5). Така упорядкованість мінливості екологічних показників виникає як результат контрасту між ділянками з високою густиною деревостану й низьким рекреаційним навантаженням та ділянками галявини типу з низькою густиною деревостану й високим рекреаційним навантаженням. Рекреація у цьому випадку проявляється в ущільненні всіх шарів ґрунту, за винятком верхнього. Останній висновок слід розуміти в тому сенсі, що варіювання твердості верхнього шару визначається здебільшого іншими чинниками.

Головна компонента 2 чутлива до протилежної динаміки твердості ґрунту верхніх шарів (до 35–40 см) та нижніх шарів (від 50–55 до 80–85 см). Ця компонента ініційована просторовою мінливістю деревостану, що підтверджує високий рівень кореляції компоненти та густини деревостану. Головна компонента 2 не залежить від рекреаційного навантаження ($R_{adj}^2 = 0,013$; $F = 1,61$; $p = 0,17$). Тому її необхідно розглядати як

Таблиця 2. Аналіз головних компонент екологічних змінних (наведено кореляційні коефіцієнти, які статистично вірогідні для $p < 0,05$)

Змінні	Головні компоненти			
	PC1	PC2	PC3	PC4
Твердість ґрунту на глибині				
0–5 см	-	0,70	-0,56	-0,18
5–10 см	-0,23	0,76	-0,32	-
10–15 см	-0,48	0,61	-	0,18
15–20 см	-0,49	0,35	0,53	-
20–25 см	-0,48	0,33	0,33	-0,40
25–30 см	-0,62	-	0,22	-0,43
30–35 см	-0,69	0,30	0,27	-
35–40 см	-0,70	0,17	0,20	0,19
40–45 см	-0,81	-	-	0,26
45–50 см	-0,79	-	-	0,30
50–55 см	-0,75	-0,21	-0,24	0,21
55–60 см	-0,76	-0,16	-	0,28
60–65 см	-0,76	-0,16	-0,27	0,25
65–70 см	-0,79	-0,16	-0,25	-
70–75 см	-0,84	-0,26	-	-0,27
75–80 см	-0,84	-0,27	-	-0,34
80–85 см	-0,83	-0,23	-	-0,38
85–90 см	-0,78	-	-	-
90–95 см	-0,84	-	-	-0,16
95–100 см	-0,82	-	-	-0,25
Екологічні змінні				
EC	-0,26	-0,30	0,81	0,18
Tree	0,50	-0,71	-0,17	-0,17
Статистики				
Власне число	10,14	2,74	1,92	1,30
Пояснена варіація	46,09	12,46	8,74	5,93

Рис. 4. Розподіл значень головних компонент PC1–PC4 профілем ґрунту

Рис. 5. Залежність значень головних компонент 1–4 від рівня рекреаційного навантаження

варіабельність екологічних властивостей, що спричинена природною строкатістю умов середовища.

Головна компонента 3 чутлива до коливання твердості ґрунту в одному напрямку на глибинах 0–5 та 5–10 см, а також 50–55, ..., 65–70 см та протилежної динаміки твердості на глибині 15–20, ..., 35–40 см. Ця компонента дуже чутлива до варіювання електричної провідності ґрунту та дещо менше – до густини деревостану. Головна компонента 3 демонструє закономірне зменшення своїх значень при збільшенні рекреаційного навантаження ($R_{adj}^2 = 0,21$; $F = 12,70$; $p < 0,001$). Отже, ця компонента розкриває ще один аспект трансформації екологічних режимів під впливом рекреації.

Головна компонента 4 чутлива до "зубчастого" варіювання твердості профілем ґрунту, коли шари, які знаходяться поряд, характеризуються протилежною динамікою мінливості твердості. Ця компонента помірно чутлива до варіювання електричної провідності ґрунту та густини деревостану. Компонента 4

не залежить від рекреаційного навантаження ($R_{adj}^2 = -0,011$; $F = 0,52$; $p = 0,72$), що дозволяє її розглядати як ще один аспект природного варіювання екологічних властивостей.

Таким чином, головні компоненти 1 та 3 є чутливими до впливу рекреації, розкривають складний характер ефектів, які виникають в екосистемі під рекреаційним навантаженням. Головні компоненти 2 та 4 не чутливі до рекреації, тому ми їх розглядаємо як показники природного варіювання екологічних властивостей. Головні компоненти 1 та 3 разом пояснюють 54,83% варіювання простору ознак, а компоненти 2 та 4 – тільки 18,39%. Як бачимо, у варіюванні досліджених ознак (твердість та електропровідність ґрунту, а також густина деревостану) рекреаційне навантаження відіграє у 3 рази більшу роль, ніж фактори природної мінливості.

Ідентифікація головних компонент як таких, що викликані рекреацією (компоненти 1 та 3) або природними компонентами (2 та 4), дозволяє дослідити аспекти варіювання проективного

покриття трав'янистої рослинності залежно від рекреаційного навантаження або як наслідок природних чинників. Рекреаційне поле задають головні компоненти 1 та 3 (рис. 6). Наголосимо, що збільшення значень головних компонент указує на зниження рекреаційного навантаження. Зона найбільшого рекреаційного тиску на графіку відповідає лівому нижньому квадранту. Саме цій зоні відповідає і мінімум проективного покриття трав'яного ярусу. Зниження рекреаційного навантаження, яке позначається головною компонентою 3, викликає практичне монотонне збільшення проективного покриття трав'яного ярусу. Зниження рекреаційного навантаження за головною компонентою 1 не має такої монотонності. За певних умов відбувається локальне зменшення проективного покриття трав'яного ярусу, що позначається наявністю ще одного локального мінімуму.

Відгук проективного покриття трав'яного ярусу в просторі головних компонент 2 та 4 характеризує патерни, викликані природними чинниками (рис. 7).

Правий верхній квадрант відповідає найбільшому проективному покриттю трав'янистої рослинності. Як уже відмічали, найбільше значення головної компоненти 2 відповідає найбільш розрідженим деревостанам та галявинам, де, природно, твердість верхнього шару ґрунту є дещо вищою.

У свою чергу найбільше значення головної компоненти 4 тісно пов'язане з високими значеннями електропровідності. Якщо врахувати, що висока електропровідність відповідає мікростаціям з високою вологістю та трофістю едафотопу, то стає зрозумілим відповідне зростання проективного покриття травостою. Одержані результати свідчать про те, що у впливі електропровідності та деревостану на проективне покриття трав'яного ярусу присутня чітко виражена нелінійна складова. Тому під час моделювання впливу відповідних чинників нелінійна складова позначена предикторами другого порядку. Загальна лінійна модель впливу густини деревостану, електричної провідності ґрунту та рівня рекреаційного навантаження на проективне покриття трав'яного ярусу здатна пояснити 65% варіювання досліджуваного показника (табл. 3).

Встановлено, що підвищення рівня рекреаційного навантаження проективне вкриття трав'яного ярусу знижується, але ця тенденція не є монотонною (рис. 8).

Найнижчий рівень рекреаційного навантаження відповідає місцезростанням з найвищим рівнем проективного вкриття ($3,52 \pm 0,23\%$). Рекреаційне навантаження, нижче помірного, характеризується меншим проективним покриттям трав'яного

Рис. 6. Варіювання проективного покриття трав'яного ярусу в просторі головних компонент 1 та 3. Вісь абсцис – PC1; вісь ординат – PC3; вісь аплікату – проективне покриття трав'яного ярусу, %

Рис. 7. Варіювання проективного покриття трав'яного ярусу в просторі головних компонент 2 та 4. Вісь абсцис – PC 2; вісь ординат – PC 4; вісь аплікату – проективне покриття трав'яного ярусу, %

Таблиця 3. Загальна лінійна модель впливу густини деревостану, електричної провідності ґрунту та рівня рекреаційного навантаження на проективне покриття трав'яного ярусу ($R_{adj}^2 = 0,65$; $F = 42,32$, $p < 0,001$)

Ефект*	Сума квадрантів	Ступінь вільності	Середня сума квадрантів	F-відношення	p-рівень
Константа	185,1	1	185,09	114,69	<0,001
ЕС	12,8	1	12,82	7,94	0,01
ЕС2	48,0	1	47,98	29,73	<0,001
Tree	141,2	1	141,17	87,48	<0,001
Tree ²	23,3	1	23,31	14,44	<0,001
Рівень	91,3	4	22,83	14,14	<0,001
Помилка	271,1	168	1,61	-	-

Примітки: ЕС – електрична провідність ґрунту; дСм/м; Tree – густина деревостану екз./20 м²; рівень – рівень рекреаційного навантаження.

Рис. 8. Залежність проективного покриття трав'яного ярусу від рівня рекреаційного навантаження з урахуванням густини деревостану та електричної провідності ґрунту як коваріат.

Вісь абсцис – рівні рекреаційного навантаження:

1 – найнижчий рівень; 2 – нижче помірного рівня;

3 – помірний рівень; 4 – вище помірного рівня; 5 – високий рівень. Вісь ординат – проективне покриття трав'яного ярусу (%), квадрант – середнє значення; "вуси" – 95%-вий довірчий інтервал)

ярусу ($3,01 \pm 0,21\%$). Але цей показник статистично вірогідно не відрізняється від показника для найнижчого рівня рекреаційного навантаження (GLM заплановане порівняння; $F = 2,62$; $p = 0,11$). Отже, за показником проективного покриття трав'яного ярусу найнижчий та нижче помірного рівні рекреаційного навантаження між собою не розрізняються.

Помірний та вище помірного рівні рекреаційного навантаження практично не розрізняються за середніми рівнями проективного покриття трав'яного ярусу ($2,10 \pm 0,18$ та $2,06 \pm 0,20\%$ відповідно). Закономірно, що ці відмінності не є статистично вірогідними (GLM заплановане порівняння; $F = 0,015$; $p = 0,90$). У свою чергу відмінності між найнижчим та нижче помірного рівнями рекреаційного навантаження, з одного боку, та помірного й вище помірного рівня – з іншого, є статистично вірогідними (GLM заплановане порівняння, $F = 31,26$; $p < 0,001$). Найвищий рівень рекреаційного навантаження характеризується проективним покриттям трав'яного ярусу, який становить $1,14 \pm 0,19\%$. Цей показник статистично вірогідно відрізняється від проективного покриття за умов помірного та вище помірного рівня рекреаційного навантаження (GLM заплановане порівняння; $F = 16,62$; $p < 0,001$).

Обговорення

Міське середовище впливає на формування флори – опосередковано (через зміну умов існування) і безпосередньо (за рахунок фізичного знищення рослин), перетворюючи її в строкатий конгломерат елементів як місцевого походження, так і сторонніх (Dyderski et al., 2017; Maltsev et al., 2017; Rejmánek, 2018). Урбанові флора – це сукупність видів, що самостійно існують на міській території. З позицій сучасної флористики це локальна флора або елементарна флора регіонального рівня (Melnychuk & Trochymenko, 2017). Нами встановлено, що в межах міського парку на трав'яний ярус впливають природні й антропогенні фактори середовища. Густина деревостану є важливим природним чинником, який діє на трав'яний ярус переважно через регуляторну функцію доступу до сонячного світла. Кількісно трофічність та вологість можна оцінити за допомогою показника електричної провідності, який залежить як від кількості розчинених у ґрунтовій рідині солей (трофічність), так і від вологості. Виділяють чотири найважливіших

типи факторів антропогенного впливу на живий надґрунтовий покрив у рекреаційних лісах. Серед них – фактор механічного ушкодження (аж до повного знищення) при витоптуванні наземних органів рослин, у тому числі бруньок поновлення. Особливо страждають при цьому найменш захищені рослини з високими соковитими пагонами, із бруньками поновлення, розташованими над поверхнею ґрунту або в самій її поверхні. Відносно більш стійкими виявляються види з розетковим розташуванням листків, невисокими пружними пагонами, з досить надійно захищеними бруньками поновлення. Зміна фізичних параметрів ґрунту – вологості, аерованості, щільності, температурного режиму й т. ін. (Edmondson et al., 2016). У результаті цього порушується нормальне функціонування систем підземних органів рослин.

Загальною особливістю є те, що підвищення рівня електричної провідності ґрунту сприяє зростанню проективного покриття трав'яного ярусу. Ця закономірність має свої особливості й залежить від рівня рекреаційного навантаження. Найбільш виражена така залежність в умовах низької рекреаційної трансформації середовища, на що вказує найвищий кореляційний коефіцієнт між проективним покриттям та електричною провідністю. Зі зростанням рівня рекреаційного навантаження кореляція між цими показниками зменшується та відповідно найменша кореляція встановлюється і за умов найвищого рівня рекреаційного тиску.

Підкреслимо, що рівень електричної провідності ґрунту визначає верхню можливу межу проективного покриття, яка може бути за відповідних умов. Як механізм залежності проективного покриття трав'яного ярусу від електричної провідності можна розглянути й роль вологості та трофічності едафотопу, які електрична провідність маркує. Найбільш вірогідно, що ці дві властивості в умовах досліджуваного парку варіюють погоджено, власне, чому і можливою є їх ідентифікація за допомогою одного інтегрального показника, яким є електрична провідність ґрунту. Цілком фізіологічним є результат, коли збільшення вмісту вологи та поживних речовин у ґрунті сприяє збільшенню життєвості рослин.

Густина деревостану також суттєво впливає на проективне покриття трав'яного ярусу. Визначено, що деревинні та трав'яністі рослини є антагоністами: збільшення густини деревостану супроводжується зменшенням проективного покриття трав'янистих рослин. Ліс трансформує різноманітні кліматичні складові, при цьому найбільшою мірою змінюючи радіаційний режим (Steinauer et al., 2014; Simon et al., 2019; Tosso et al., 2019). Під пологом лісу освітленість набагато менша, причому в різних типах і в різних ділянках лісу вона неоднорідна, оскільки відрізняються й склад порід, і світлопроникність пологу, і повнота деревостану. Різко скорочується загальна кількість радіації, оскільки значна частина її перехоплюється кронами дерев і чагарників (Hubbell et al., 1999; Gossner, 2009). Освітлення стає дуже строкатим, що залежить не тільки від деревинно-чагарникового пологу, але й від переміщення сонця протягом дня, від розгойдування дерев вітром, від хмарності (Wirth et al., 2003). Зміни відбуваються протягом усього вегетаційного періоду в зв'язку з настанням різних фенологічних фаз (Liang et al., 2011). При цьому кожний тип лісу характеризується своєю специфікою, передусім обумовленою породою-едифікатором і структурою екосистеми. У штучних насадженнях (лісових культурах) визначальний вплив на світловий режим робить головна порода та густина посадки (Canham et al., 1990; Škvareninová et al., 2017).

Встановлені аналітичні залежності можна проілюструвати на конкретних прикладах. Високий рівень густини деревостану екранує поверхню ґрунту від сонячного світла, внаслідок чого трав'яний ярус практично повністю елімінується. В умовах тіньового світлового режиму рекреаційне навантаження є вторинним фактором, який впливає на

трав'янисту рослинність. За розрідженого деревостану з напівтіньовим світловим режимом формуються сприятливі умови для розвитку трав'яного покриву. В таких умовах інтенсивне рекреаційне навантаження виступає в ролі значного обмежувального фактора, який негативно впливає на трав'яний рослинний покрив. Трав'янисті рослини формують острівні осередки, які ізольовані в результаті інтенсивного рекреаційного навантаження. Упорядкування руху відвідувачів парку по встановлених пішохідних доріжках значно знижує рекреаційне навантаження на ділянки парку, які росташовані поряд.

Кількісно високий рівень рекреаційного використання території позбавляє фатально негативних наслідків, попереджає їх наяву. Формується суцільний трав'яний покрив, проективне покриття якого визначається природними чинниками – вологістю та трофістю едафотопу. Рівень проективного покриття, функціональні та естетичні властивості трав'яного покриву будуть залежати від адекватно підбраного асортименту видів рослин, які такий покрив формують. Тому врахування едафічних властивостей оселищ є найважливішою умовою створення функціонально дієвих та естетичних типів рослинного покриву з трав'янистих рослин в умовах лісопаркових насаджень. Найголовнішими заходами в обговорюваному напрямку є організація рекреаційного навантаження через спрямовування його в рамках існуючої мережі пішохідних доріжок, які передбачені планом лісопаркового насадження, та профілактика виникнення і розвитку несанкціонованих пішохідних доріжок, що здатні значно знизити кількісні показники, різноманіття та естетичність трав'яного покриву.

Зниження рекреаційного навантаження може по-різному сприйматися різними біогеоценотичними ярусами лісової екосистеми. Можна припустити, що зниження рекреаційного навантаження позитивно впливає на деревинні рослини, внаслідок чого їх обмежувальний вплив на трав'яний ярус зростатиме. Саме тому можуть спостерігатися ефекти, коли зниження рекреаційного навантаження не завжди супроводжується збільшенням проективного покриття трав'яного ярусу.

Висновки

Проективне покриття трав'яного ярусу в межах парку Новоолександрівський в місті Мелітополь становить у середньому $2,60 \pm 0,11\%$. Підвищення рівня електричної провідності ґрунту сприяє зростанню проективного покриття трав'яного ярусу. Електрична провідність маркує вологість та трофічність едафотопу, що пояснює встановлену залежність. Найбільш така закономірність виражена в умовах низької рекреаційної трансформації середовища. Густина деревостану суттєво впливає на проективне покриття трав'яного ярусу. Деревинні та трав'янисті рослини є антагоністами: збільшення густини деревостану супроводжується зменшенням проективного покриття трав'янистих рослин. Найбільший кореляційний зв'язок між цими ярусами біогеоценозу встановлено за умов низького рівня рекреаційного навантаження. Густина деревостану та електрична провідність ґрунту взаємодіють у своєму впливі на трав'яний покрив. Підвищення твердості верхнього шару ґрунту внаслідок рекреації негативно впливає на проективне покриття трав'яного ярусу. Зниження рекреаційного навантаження позитивно впливає на деревинні рослини, в результаті чого їх обмежувальний вплив на трав'яний ярус зростає. Саме тому можуть спостерігатися ефекти, коли зниження рекреаційного навантаження не завжди супроводжуватиметься збільшенням проективного покриття трав'яного ярусу.

У подальших дослідженнях планується встановити закономірності варіювання властивостей ґрунту та рослинного покриву на різних масштабних рівнях.

References

- Arshad, Z., Robaina, M., Shahbaz, M., & Veloso, A. B. (2020). The effects of deforestation and urbanization on sustainable growth in Asian countries. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(9), 10065–10086. doi: [10.1007/s11356-019-07507-7](https://doi.org/10.1007/s11356-019-07507-7)
- Artmann, M. (2016). Urban gray vs. urban green vs. soil protection – Development of a systemic solution to soil sealing management on the example of Germany. *Environmental Impact Assessment Review*, 59, 27–42. doi: [10.1016/j.eiar.2016.03.004](https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.03.004)
- Battisti, C., Fanelli, G., Mariani, L., & Capizzi, D. (2017). Assessing disturbance-sensitivity and generalism in mammals: Corroborating a hump-shaped relationship using a hemerobiotic approach. *Ecological Indicators*, 76, 178–183. doi: [10.1016/j.ecolind.2017.01.014](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.014)
- Brown, D. G., Johnson, K. M., Loveland, T. R., & Theobald, D. M. (2005). Rural land-use trends in the conterminous United States, 1950–2000. In *Ecological Applications*, 15, Issue 6, 1851–1863. doi: [10.1890/03-5220](https://doi.org/10.1890/03-5220)
- Canham, C. D., Denslow, J. S., Platt, W. J., Runkle, J. R., Spies, T. A., & White, P. S. (1990). Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 20(5), 620–631. doi: [10.1139/x90-084](https://doi.org/10.1139/x90-084)
- Carreiro, M. M., & Tripler, C. E. (2005). Forest remnants along urban-rural gradients: Examining their potential for global change research. *Ecosystems*, 8(5), 568–582. doi: [10.1007/s10021-003-0172-6](https://doi.org/10.1007/s10021-003-0172-6)
- Coutts, A. M., White, E. C., Tapper, N. J., Beringer, J., & Livesley, S. J. (2016). Temperature and human thermal comfort effects of street trees across three contrasting street canyon environments. *Theoretical and Applied Climatology*, 124(1–2), 55–68. doi: [10.1007/s00704-015-1409-y](https://doi.org/10.1007/s00704-015-1409-y)
- Didukh, Y. P. (2011). The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. Phytosociocentre, Kyiv. doi: [10.1080/10889868.2012.687414](https://doi.org/10.1080/10889868.2012.687414)
- Dumanski, J., & Peiretti, R. (2013). Modern concepts of soil conservation. *International Soil and Water Conservation Research*, 1(1), 19–23. doi: [10.1016/S2095-6339\(15\)30046-0](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30046-0)
- Dyderski, M. K., Tyborski, J., & Jagodziński, A. M. (2017). The utility of ancient forest indicator species in urban environments: A case study from Poznań, Poland. *Urban Forestry and Urban Greening*, 27, 76–83. doi: [10.1016/j.ufug.2017.06.016](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.06.016)
- Edmondson, J. L., Stott, I., Davies, Z. G., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2016). Soil surface temperatures reveal moderation of the urban heat island effect by trees and shrubs. *Scientific Reports*, 6. doi: [10.1038/srep33708](https://doi.org/10.1038/srep33708)
- Frank, D., & Klotz, S. (1990). Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR.-2. Aufl., 167S., M. Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Halle (Saale), April.
- Freundorfer, A., Rehberg, I., Law, B. E., & Thomas, C. (2019). Forest wind regimes and their implications on cross-canopy coupling. *Agricultural and Forest Meteorology*, 279, 107696. doi: [10.1016/j.agrformet.2019.107696](https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107696)
- Gardiner, M. M., Landis, D. A., Gratton, C., DiFonzo, C. D., O'Neal, M., Chacon, J. M., ... Heimpel, G. E. (2009). Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecological Applications*, 19(1), 143–154. doi: [10.1890/07-1265.1](https://doi.org/10.1890/07-1265.1)
- Gatto, E., Buccolieri, R., Aarvevaara, E., Ippolito, F., Emmanuel, R., Perronace, L., & Santiago, J. L. (2020). Impact of Urban Vegetation on Outdoor Thermal Comfort: Comparison between a Mediterranean City (Lecce, Italy) and a Northern European City (Lahti, Finland). *Forests*, 11(2), 228. doi: [10.3390/f11020228](https://doi.org/10.3390/f11020228)
- Gossner, M. M. (2009). Light intensity affects spatial distribution of Heteroptera in deciduous forests. *European Journal of Entomology*, 106(2), 241–252. doi: [10.14411/eje.2009.032](https://doi.org/10.14411/eje.2009.032)

- Hubbell, S. P., Foster, R. B., O'Brien, S. T., Harms, K. E., Condit, R., Wechsler, B., Wright, S. J., & Loo De Lao, S. (1999). Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, 283(5401), 554–557. doi: [10.1126/science.283.5401.554](https://doi.org/10.1126/science.283.5401.554)
- Jiao-jun, Z., Zu-gen, L., Xiu-fen, L., Matsuzaki, T., & Gonda, Y. (2004). Review: effects of wind on trees. *Journal of Forestry Research*, 15(2), 153–160. doi: [10.1007/BF02856753](https://doi.org/10.1007/BF02856753)
- Kitada, T., Okamura, K., & Tanaka, S. (1998). Effects of Topography and Urbanization on Local Winds and Thermal Environment in the Nohbi Plain, Coastal Region of Central Japan: A Numerical Analysis by Mesoscale Meteorological Model with a $k-\epsilon$ Turbulence Model. *Journal of Applied Meteorology*, 37(10), 1026–1046. doi: [10.1175/1520-0450\(1998\)037<1026:EOTAUO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1998)037<1026:EOTAUO>2.0.CO;2)
- Klausnitzer, B. (1983). Faunistisch-ökologische Untersuchungen über die Laufkäfer (Col., Carabidae) des Stadtgebietes von Leipzig. *Entomologische Nachrichten Und Berichte*, 27, 241–261.
- Klausnitzer, B. (1987). Ökologie der Großstadtfäuna. Fischer.
- Klausnitzer, B. (1993). Ökologie der Großstadtfäuna. Gustav Fischer.
- Klausnitzer, Bernhard, & Richter, K. (1983). Presence of an urban gradient demonstrated for carabid associations. *Oecologia*, 59(1), 79–82. doi: [10.1007/BF00388077](https://doi.org/10.1007/BF00388077)
- Klötzli, F., Peet, R., & Maarel, E. (1993). The Journal of Vegetation Science: Volume 4. *Journal of Vegetation Science*, 4(1), 1–4. doi: [10.1111/jvs.1993.4.issue-1](https://doi.org/10.1111/jvs.1993.4.issue-1)
- La Nette, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M. L., Liqutte, C., Egho, B., Geneletti, D., & Crossman, N. D. (2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators*, 74, 392–402. doi: [10.1016/j.ecolind.2016.11.030](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030)
- Lal, R. (2019). Managing Urban soils for food security and adaptation to climate change. In *Springer Geography* (pp. 302–319). Springer. doi: [10.1007/978-3-319-89602-1_35](https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_35)
- Li, X., Koh, T., Panda, J., & Norford, L. K. (2016). Impact of urbanization patterns on the local climate of a tropical city, Singapore: An ensemble study. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(9), 4386–4403. doi: [10.1002/2015JD024452](https://doi.org/10.1002/2015JD024452)
- Lian, P. K., & Sodhi, N. S. (2004). Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. *Ecological Applications*, 14(6), 1695–1708. doi: [10.1890/03-5269](https://doi.org/10.1890/03-5269)
- Liang, L., Schwartz, M., & Fei, S. (2011). Examining spring phenology of forest understory using digital photography.
- Lüttge, U., & Buckeridge, M. (2020). Trees: structure and function and the challenges of urbanization. *Trees*. doi: [10.1007/s00468-020-01964-1](https://doi.org/10.1007/s00468-020-01964-1)
- Ma, K. M., Fu, B. J., Liu, S. L., Guan, W. B., Liu, G. H., Lü, Y. H., & Anand, M. (2004). Multiple-scale soil moisture distribution and its implications for ecosystem restoration in an arid River valley, China. *Land Degradation and Development*, 15(1), 75–85. doi: [10.1002/ldr.584](https://doi.org/10.1002/ldr.584)
- Maltsev, Y. I., Maltseva, I. A., Solonenko, A. N., & Bren, A. G. (2017). Use of soil biota in the assessment of the ecological potential of urban soils. *Biosystems Diversity*, 25(4), 257–262. doi: [10.15421/011739](https://doi.org/10.15421/011739)
- Melnychuk, S., & Trochymenko, G. (2017). Floristic richness and taxonomic analysis of the flora of the national park “biloberezhzhya svyatoslava.” *ScienceRise: Biological Science*, 2(5), 24–29. doi: [10.15587/2519-8025.2017.99760](https://doi.org/10.15587/2519-8025.2017.99760)
- Morel, J. L., Chenu, C., & Lorenz, K. (2015). Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAS). *Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1659–1666. doi: [10.1007/s11368-014-0926-0](https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0)
- Planchuelo, G., von Der Lippe, M., & Kowarik, I. (2019). Untangling the role of urban ecosystems as habitats for endangered plant species. *Landscape and Urban Planning*, 189, 320–334. doi: [10.1016/j.landurbplan.2019.05.007](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.007)
- Prokopchuk, V., & Matusiak, M. (2016). The Degree of Recreational Capacity and Antropotolerance of Forest Ecosystems of Forest-park Zone in Vinnytsia. *Path of Science*, 2(11), 5.1–5.6. doi: [10.22178/pos.16-6](https://doi.org/10.22178/pos.16-6)
- Pryshchepa, A. M. (2019). Ecosystem services of urbosystems green plantations. *Naukovi Dopovidi Nacional'nogo Universitetu Bioresursiv i Prirodokoristuvannâ Ukraini*, 2019(1). doi: [10.31548/dopovidi2019.01.004](https://doi.org/10.31548/dopovidi2019.01.004)
- Pulev, A., & Sakelarieva, L. (2013). Herpetofauna in the city of Blagoevgrad, south-western Bulgaria. *Biodiscovery*, 7. doi: [10.7750/BioDiscovery.2013.7.3](https://doi.org/10.7750/BioDiscovery.2013.7.3)
- Rao, P., Hutrya, L. R., Raciti, S. M., & Templar, P. H. (2014). Atmospheric nitrogen inputs and losses along an urbanization gradient from Boston to Harvard Forest, MA. *Biogeochemistry*, 121(1), 229–245. doi: [10.1007/s10533-013-9861-1](https://doi.org/10.1007/s10533-013-9861-1)
- Rejmánek, M. (2018). Vascular plant extinctions in California: A critical assessment. *Diversity and Distributions*, 24(1), 129–136. doi: [10.1111/ddi.12665](https://doi.org/10.1111/ddi.12665)
- Rüdissier, J., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2012). Distance to nature - A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators*, 15(1), 208–216. doi: [10.1016/j.ecolind.2011.09.027](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.027)
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutrya, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(40), 16083–16088. doi: [10.1073/pnas.1211658109](https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109)
- Shchepeleva, A. S., Vizirskaya, M. M., Vasenev, V. I., & Vasenev, I. I. (2019). Analysis of carbon stocks and fluxes of urban lawn ecosystems in moscow megapolis. In *Springer Geography* (pp. 80–88). Springer. doi: [10.1007/978-3-319-89602-1_11](https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_11)
- Simon, A., Katzensteiner, K., & Gratzer, G. (2019). Drivers of forest regeneration patterns in drought prone mixed-species forests in the Northern Calcareous Alps. *Forest Ecology and Management*, 453. doi: [10.1016/j.foreco.2019.117589](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117589)
- Škvareninová, J., Tuhárska, M., Škvarenina, J., Babálová, D., Slobodníková, L., Slobodník, B., Středová, H., & Mind'áš, J. (2017). Effects of light pollution on tree phenology in the urban environment. *Moravian Geographical Reports*, 25(4), 282–290. doi: [10.1515/mgr-2017-0024](https://doi.org/10.1515/mgr-2017-0024)
- Smagin, A. V., Khakimova, G. M., Khineeva, D. A., & Sadovnikova, N. B. (2008). Gravity factor of the formation of the field and capillary water capacities in soils and artificial layered soil-like bodies. *Eurasian Soil Science*, 41(11), 1189–1197. doi: [10.1134/S1064229308110070](https://doi.org/10.1134/S1064229308110070)
- Sousa, P., Gomes, D., & Formigo, N. (2020). Ecosystem services in environmental impact assessment. *Energy Reports*, 6, 466–471. doi: [10.1016/j.egyr.2019.09.009](https://doi.org/10.1016/j.egyr.2019.09.009)
- Steinauer, K., Zytynska, S., Weisser, W. W., & Eisenhauer, N. (2014). Changes in plant community structure and soil biota along soil nitrate gradients in two deciduous forests. *Pedobiologia*, 57(3), 139–145. doi: [10.1016/j.pedobi.2014.01.007](https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2014.01.007)
- Suarez-Rubio, M., & Krenn, R. (2018). Quantitative analysis of urbanization gradients: a comparative case study of two European cities. *Journal of Urban Ecology*, 4(1). doi: [10.1093/jue/juy027](https://doi.org/10.1093/jue/juy027)
- Sun, Y., & Mobasheri, A. (2017). Utilizing crowdsourced data for studies of cycling and air pollution exposure: A case study using strava data. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(3). doi: [10.3390/ijerph14030274](https://doi.org/10.3390/ijerph14030274)
- Teluk, P., Yorkina, N. V., Umerova, A., Budakova, V. S., Nydion, N. M., & Zhukov, O. V. (2020). Estimation of the level of recreational transformation of public green spaces by indicators of soil penetration resistance. *Agrology*, 3(3), 171–180. doi: [10.32819/020020](https://doi.org/10.32819/020020)
- Testi, A., Bisceglie, S., Guidotti, S., & Fanelli, G. (2009). Detecting river environmental quality through plant and macroinvertebrate bioindicators in the Aniène River (Central

- Italy). *Aquatic Ecology*, 43(2), 477–486. doi: [10.1007/s10452-008-9205-8](https://doi.org/10.1007/s10452-008-9205-8)
- Thompson, G. L., & Kao-Kniffin, J. (2019). Urban Grassland Management Implications for Soil C and N Dynamics: A Microbial Perspective. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7. doi: [10.3389/fevo.2019.00315](https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00315)
- Tosso, F., Doucet, J. L., Dainou, K., Fayolle, A., Hambuckers, A., Doumenge, C., Agbazahou, H., Stoffelen, P., & Hardy, O. J. (2019). Highlighting convergent evolution in morphological traits in response to climatic gradient in African tropical tree species: The case of genus *Guibourtia* Benn. *Ecology and Evolution*, 9(23), 13114–13126. doi: [10.1002/ece3.5740](https://doi.org/10.1002/ece3.5740)
- White, M. A., Nemani, R. R., Thornton, P. E., & Running, S. W. (2002). Satellite evidence of phenological differences between urbanized and rural areas of the eastern United States deciduous broadleaf forest. *Ecosystems*, 5(3), 260–273. doi: [10.1007/s10021-001-0070-8](https://doi.org/10.1007/s10021-001-0070-8)
- Wirth, R., Herz, H., Ryel, R. J., Beyschlag, W., & Hölldobler, B. (2003). *Forest Light Regimes*. doi: [10.1007/978-3-662-05259-4_5](https://doi.org/10.1007/978-3-662-05259-4_5)