

БІОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2022-27-07>

УДК (UDC) 574.472

М. В. ШАМРАЙ¹,

аспірант кафедри зоології та екології

e-mail: anysram@ukr.net ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-2004-8100>

О. О. ДІДУР¹, канд. біол. наук, старший дослідник,

старший науковий співробітник НДІ біології

e-mail: didur@ua.fm ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-7425-9013>

¹Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара

просп. Гагаріна, 72, м. Дніпро, 49010, Україна

БІОТИЧНА ГОМОГЕНІЗАЦІЯ ДЕНДРОФЛОРИ В УМОВАХ МЕГАПОЛІСУ (м. ДНІПРО, УКРАЇНА)

Мета. Оцінка біорізноманіття та з'ясування тенденції до гомогенізації дендрофлори парку Шевченка (м. Дніпро, Україна).

Методи. Флористичні методи дослідження: з'ясування таксономічного складу та виділення адвентивної фракції дендрофлори, методи оцінки видового багатства (за індексом Менхініка та індексом Маргалєфа), визначення флористичної спільності (за індексом Жаккара) та флористичної гомогенності (за індексом біотичної дисперсії Коха), методи екологічного аналізу (за біоморфами та екоморфами), фізичні, фізико-хімічні, хімічні методи аналізу ґрунту, біологічна активність ґрунту, статистичні методи опрацювання даних (описові статистики та кореляційний аналіз).

Результати. На території досліджених ділянок парку зустрічаються 14 деревних видів, що здатні до насінневого самовідновлення, та які у таксономічному відношенні належать до 12 родів і 10 родин. З них зареєстровано 9 адвентивних видів, представлених 9 родами і 7 родинами з провідною родиною *Sapindaceae*. Встановлено, що в парку Шевченка штучні деревостани здатні до формування достатньої кількості життєздатного підросту автохтонних та інтродукованих (адвентивних) видів. Кількість деревного підросту рослин-адвентів по ділянках за рівнем рекреаційного навантаження розподіляється у такий спосіб: з відсутнім навантаженням – 38,5% від кількості дерев, що самовідновилися, з помірним – 68,2%, з сильним – 80,5%. Індекси видового багатства Маргалєфа і Менхініка деревних видів, що самовідновлюються, для ділянки з сильним рекреаційним навантаженням виявився найбільшим (за рахунок адвентивних видів) порівняно з ділянками з відсутнім і помірним рекреаційним навантаженням. Індекс біотичної дисперсії Коха становить 50,0%. Коефіцієнти кореляції між кількістю алохтонних і автохтонних деревних видів, що самовідновилися для досліджуваних ділянок з сильним, помірним і відсутнім рекреаційним навантаженням є статистично значущими.

Висновки. Розрахований індекс біотичної дисперсії свідчить про наявність процесу флористичної гомогенізації деревостану на території парку. У складі адвентивної фракції дендрофлори, що самовідновлюється, спостерігається посилена інвазія *Ailanthus altissima* та трапляння таких видів-неофітів як *Celtis occidentalis* і *Acer negundo*, що вказує на проникнення чужорідних видів у місцеву флору та потенційну загрозу природному флористичному різноманіттю.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: автохтонні та чужорідні види рослин, зелена зона міста, деревні насадження, насінневе самовідновлення

Як цитувати: Шамрай М. В., Дідур О. О. Біотична гомогенізація дендрофлори в умовах мегаполісу (м. Дніпро, Україна). *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна, серія «Екологія»*. 2022. Вип. 27. С. 80 – 93. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2022-27-07>

© Шамрай М. В., Дідур О. О., 2022



This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License 4.0.

In cites: Shamray, M. V., & Didur, O. O. (2022). Biotic homogenization of dendroflora in the conditions of the megapolis (Dnipro, Ukraine). *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University, Series «Ecology»*, (27), 80 - 93. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2022-27-07> (in Ukrainian)

Вступ

Збереження зелених масивів у містах, зокрема парків є важливою умовою створення сприятливого міського середовища існування людини у зв'язку зі значним антропопресингом. Неоціненна роль парків у великих містах, де умови антропогенного впливу на довкілля з кожним роком ставлять під загрозу екосистеми міста. Тому найактуальнішою є проблема збереження рослинного світу, компоненти якого є найкращими ліками для здоров'я людей і головним скарбом життя [1]. Зелені насадження поліпшують навколишнє середовище людини, створюють комфортні умови існування: регулюють тепловий режим, очищують і звожують повітря, знижують силу вітру, поліпшують санітарно-гігієнічне становище міста [2–5], і відповідно, таким чином впливають на мікрокліматичні умови міста [6–8]. До того ж вони є місцем для відпочинку населення [9].

Під час облаштування парків неможливо уникнути екзотичних для певної місцевості видів (інтродукованих видів). Питання акліматизації та інтродукції рослин завжди цікавили науковців [10–13]. Україна має значні успіхи в інтродукції та акліматизації деревних рослин і кількість інтродукованих в країну видів дерев та кущів у декілька разів перевищує кількість аборигенних видів, що складають природну дендрофлору [14–17].

Завдяки інтродукції відбувається збереження видів природних екосистем інших регіонів світу, збільшується біорізноманіття, покращується життєве середовище [18]. Багато міських флор мають високу частку екзотичних видів, яка може досягати 60% [19, 20]. Крім того, антропогенні зміни умов зростання сприяють поширенню чужорідних видів. Інвазійні (алохтонні) види можуть спонтанно розповсюджуватися і становити значну загрозу місцевим (автохтонним) видам, витісняючи їх з місцевої флори та займаючи їх екологічні ніші [21].

Серед різноманітних функцій зелених насаджень міських територій важливе значення має рекреаційна. Проте, під час експлуатації рекреаційних об'єктів, відсутності постійного догляду спостерігається поступове зниження життєздатності насаджень [22]. У зв'язку з цим розселення інвазійних видів на нові території становить найбільшу загрозу для світового біорізноманіття і тут вже йдеться про біологічні інвазії [23]. Інвазійні види рослин стають значною проблемою, витісняючи місцеві види рослин, що збіднює природну флору і може призвести до біотичної гомогенізації – збільшення подібності між біотами різних територій [1, 24, 25].

Мета – визначити біорізноманіття та тенденцію до гомогенізації дендрофлори парку Шевченка (м. Дніпро, Україна).

Об'єкти та методи дослідження

Район досліджень – парк Шевченка знаходиться на правому березі м. Дніпро (N 48°27'46" E 35°04'21") (рис. 1) у межах степового Придніпров'я у підзоні різнотравно-кострицево-ковилових степів [26] і входить до складу відносно урбанізованої території міста, що знаходиться під активним впливом міського середовища. Свою історію парк ім. Т. Г. Шевченка розпочинає з середини 18 ст., коли у 1743 р. землю на крутосхилі Дніпра придбав козак Лазар Глоба. за спогадами старожилів з дерев згадуються акації, дуби, липи, клени, в'язи, каштани, шовковиця та

кущі бузку. За роки Першої світової війни парк був майже повністю знищений. Проте в 1930–1933 рр. він був істотно перепланований і його територія збільшена за рахунок Монастирського острова [27, 28]. Під час Другої світової війни парк знову майже повністю був знищений. Відбудова парку тривала до 1952 р. [29].

Дослідження проведено протягом 2018–2022 рр. Для спостережень обрано три стаціонарні ділянки (рис. 1) розміром 10 м × 10 м. У ході відбору дослідних ділянок головний акцент зроблено на ділянках, де три-

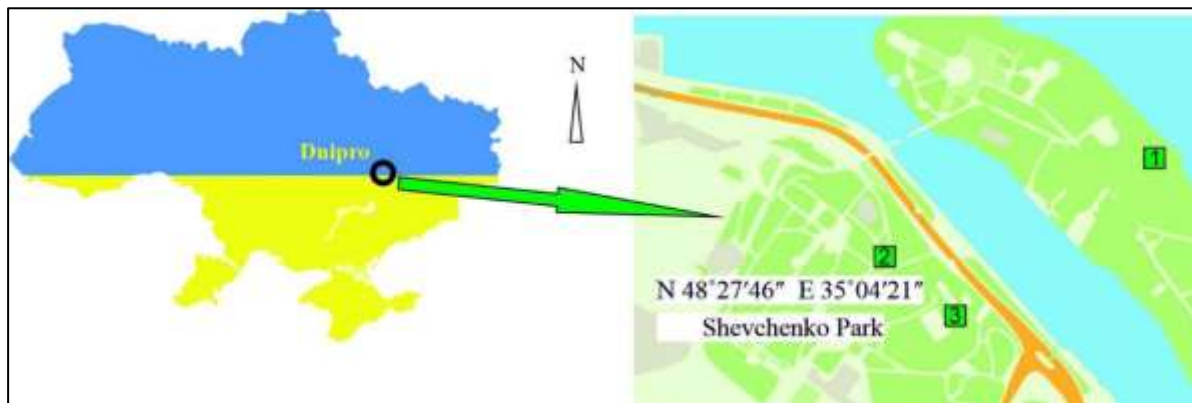


Рис. 1 – Розміщення пробних ділянок у межах парку Шевченка на території міста Дніпро
Fig. 1 – Placement of test sites within Shevchenko Park on the territory of the city of Dnipro

валий час людина не втручалася у процеси розвитку і рослинні угруповання формувалися природним шляхом. Кожна з обраних ділянок характеризується комплексом умов, які впливають на розвиток життєво-важливих показників деревних видів та на їх самовідновлення. Ділянки розташовані на різних рівнях за висотою і характеризуються різним рівнем рекреаційного навантаження (рис. 2): ділянка 1 розташована на Монастирському острові незначного підвищення, поблизу річки Дніпро, ділянка 2 – на схилі південної експозиції (14–30° нахилу), ділянка 3 – на схилі південно-східної, східної експозиції (17–20° нахилу) і характеризу-

ються різним рівнем рекреаційного навантаження (рис. 2), на ділянці 1 – сильне, на ділянці 2 – помірне, на ділянці 3 – відсутнє.

Клімат регіону дослідження – помірно-континентальний, який характеризується теплим літом і помірно м'якою зимою. Проте існує і своя специфіка, пов'язана з надмірною посухою наприкінці літнього періоду та значними коливаннями температури в осінньо-зимовий та зимово-весняний періоди року [30, 31].

У ході дослідження застосовані флористичні методи (інвентаризація таксономічного складу, порівняльний аналіз видового складу рослин аборигенної і інтродукованої



Умовні позначення: 1 – ділянка з сильним рекреаційним навантаженням,
2 – ділянка з помірним рекреаційним навантаженням,
3 – ділянка з відсутнім рекреаційним навантаженням

Рис. 2 – Розташування дослідних ділянок у парку Шевченка (м. Дніпро) за альтитудою і рівнем рекреаційного навантаження

Symbols: 1 – site with heavy recreational load, 2 – site with moderate recreational load, 3 – site with no recreational load

Fig. 2 – Location of experimental sites in Shevchenko Park (Dnipro) according to altitude and level of recreational load

дендрофлори, визначення флористичної спільності та флористичної гомогенності), методи екологічного аналізу (за біоморфами та екоморфами), фізичні, фізико-хімічні, хімічні методи аналізу ґрунту, статистичні методи опрацювання даних. Визначення видового складу рослин здійснювали за визначником [32], їх номенклатурні назви подано згідно з урахуванням *Angiosperm Phylogeny Group classification* [33].

Коефіцієнт флористичної спільності видів між дослідними ділянками (індекс Жаккара) розраховували за [34, 35] і виражали у відсотках. Для з'ясування рівня флористичної гомогенності застосовували індекс біотичної дисперсії Коха [36].

Екологічну паспортизацію видів рослин здійснювали за екоморфами [26]. Уточнення екоморф проведено згідно з «Аналіз

флори національного природного парку «Орільський» [37]. В основу аналізу біоморфологічної структури покладено систему життєвих форм В. М. Голубєва [38].

Видове багатство флори дослідних ділянок оцінювали за індексами Маргалефа та Менхінка [39, 40].

Для визначення хімічних та фізичних показників ґрунту дослідні зразки були відібрані з його корененасиченого шару (0–25 см).

Результати хімічного аналізу опрацьовані методами описової статистики ($x \pm SD$). Зв'язок між кількістю інтродукованих і автохтонних видів, що самовідновились, оцінювали з використанням коефіцієнту кореляції, його похибки та рівня значущості. Розрахунки здійснювали в пакеті прикладних програм Statistica 6.0.

Результати дослідження

Ґрунти на пробних площах відповідно до результатів агрохімічних досліджень представлені урбо-чорноземом малогумусовим на лесах, належать до середнього рівня родючості і сприятливі для озеленення зональними дерево-чагарниковими насадженнями. Хімічні та фізичні показники ґрунтів парку Шевченка (шар 0–25 см) з різним рівнем рекреаційного навантаження (перші показники відповідають стану ґрунту ділянки з сильним рекреаційним навантаженням (ділянка 1), з помірним і відсутнім (ділянки 2 і 3), відповідно: вміст гумусу – $5,25 \pm 0,22\%$, $4,62 \pm 0,44\%$ і $5,66 \pm 0,28\%$; сухий залишок – $0,047 \pm 0,007\%$, $0,064 \pm 0,0095\%$, $0,056 \pm 0,095\%$; рН водн. – $7,95 \pm 0,13$, $7,84 \pm 0,17$ і $7,85 \pm 0,19$; рН КСІ – $6,61 \pm 0,63$, $6,67 \pm 0,42$ і $6,81 \pm 0,45$; гранулометричний склад – пісок з кількістю часточок фізичної глини 9,2%, важкий суглинок з кількістю часточок фізичної глини 53,3%, легкий суглинок з кількістю часточок фізичної глини 49,6%.

У деревостані та чагарниковому ярусі на ділянці 1, де спостерігається сильне рекреаційне навантаження, трапляються такі види як *Ailanthus altissima* (Mill.), *Ulmus pumila* L., *Quercus robur* L., *Acer platanoides* L., *Ulmus laevis* Pall., *Fraxinus excelsior* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Acer negundo* L., *Aesculus hippocastanum* L., *Morus alba* L., *Juglans regia* L.. Висота верхнього ярусу

крон деревних видів рослин у складі деревостану цієї ділянки сягає 10–12 м. Це штучно висаджені рослини *Ailanthus altissima*, *Ulmus laevis*, *Ulmus pumila*, які складають 4,4% від загальної кількості деревних рослин дослідної ділянки та мають вік від 15 до 20 років. Зімкнутість крон у даному насадженні $76,2 \pm 4,6\%$, відносна освітленість $2,63 \pm 1,58\%$, світлова структура – тіньова. Тип ґрунтового зволоження – свіжуватий. Трав'яне покриття ділянки змішане, від синузальної структури до вкрапель окремих видами, такими як *Ballota nigra* L., *Chelidonium majus* L., *Hordeum jubatum* L., *Chenopodium album* L., *Berteroa incana* (L.) DC., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch..

Проте на цій ділянці також присутня значна кількість молодих за віком рослин (95,6%), переважно самосіву, підросту віком до 7 років, зокрема *Ailanthus altissima* (66,7%), *Ulmus pumila* (6,9%), *Quercus robur* (5,7%), *Acer platanoides* (5,7%), *Ulmus laevis* (4,6%), *Fraxinus excelsior* (3,4%), *Robinia pseudoacacia* (2,3%), *Acer negundo* (1%), *Aesculus hippocastanum* (1%), *Morus alba* (1%), *Juglans regia* (1%), які вирости шляхом природного поновлення. Серед цих рослин інтродукованим є *Ailanthus altissima*, *Ulmus pumila*, *Robinia pseudoacacia*, *Acer negundo*, *Aesculus hippocastanum*, *Morus alba*, *Juglans*

regia, які складають 80,5% від загальної кількості деревних рослин, що самовідновилися. Коефіцієнт кореляції між кількістю інтродукованих і автохтонних деревних видів, що самовідновилися, дорівнює 0,73 ($P = 0,16$).

У деревостані та в чагарниковому ярусі ділянки 2, де спостерігається помірне рекреаційне навантаження трапляються види: *Ailanthus altissima* (Mill.), *Acer platanoides* L., *Acer negundo* L., *Morus alba* L., *Celtis occidentalis* L., *Ulmus laevis* Pall., *Fraxinus excelsior* L., *Sambucus nigra* L.

Висота верхнього ярусу крон деревних видів рослин у складі деревостану складає 14–18 м. Це штучно висаджені рослини: *Ulmus laevis*, які складають 1,9% від загальної кількості деревних порід на всій пробній площі з віком близько 20–30 років. Зімкнутість крон у цьому насадженні 53,7±9,8%, відносна освітленість 9,25±3,89%, світлова структура – напівтіньова, тип ґрунтового зволоження – свіжуватий. Трав'яне покриття ділянки утворюють такі види як *Lactuca serriola* L., *Ballota nigra* L., *Chelidonium majus* L., *Hordeum jubatum* L., *Carduus crispus* L.

На цій ділянці під головним пологом присутня значна кількість молодих за віком деревних рослин (98,1%), переважно самосіву, підросту віком до 12 років, зокрема *Ailanthus altissima* (37,1%), *Acer platanoides* (27,2%), *Acer negundo* (19,2%), *Morus alba* (8,6%), *Celtis occidentalis* (3,3%), *Ulmus laevis* (2,0%), *Fraxinus excelsior* (1,3%), *Sambucus nigra* (1,3%), які з'явилися тут шляхом природного поновлення. Серед указаних рослин інтродукованими є такі види: *Ailanthus altissima*, *Acer negundo*, *Morus alba*, *Celtis occidentalis*, які становлять 68,2% від загальної кількості деревних рослин, що самовідновилися. Коефіцієнт кореляції між кількістю інтродукованих і автохтонних деревних видів, що самовідновилися, дорівнює 0,76 ($P = 0,14$).

У деревостані та в чагарниковому ярусі ділянки 3, де відсутнє рекреаційне навантаження трапляються види: *Acer platanoides* L., *Celtis occidentalis* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Ulmus laevis* Pall., *Ulmus pumila* L., *Acer negundo* L., *Morus alba* L., *Fraxinus excelsior* L., *Gleditsia triacanthos* L.

Висота деревостану в насадженні дорівнює 10–15 м. До його верхнього ярусу

входять *Robinia pseudoacacia*, *Fraxinus excelsior*, *Ulmus laevis*, *Acer negundo*, які становлять 5,9% від загальної кількості деревних рослин. Це штучно висаджені рослини з віком 20–30 років. Зімкнутість крон у насадженні 55,6±13,0%, відносна освітленість 6,62±1,98%, світлова структура – напівтіньова, тип ґрунтового зволоження – свіжуватий. Трав'яне покриття ділянки утворюють такі види: *Lactuca serriola* L., *Ballota nigra* L., *Chelidonium majus* L., *Hordeum jubatum* L., *Viola hirta* L.

Проте на цій пробній ділянці також присутня значна кількість молодих за віком рослин (94,1%), переважно самосіву, підросту віком до 10 років, зокрема *Acer platanoides*, *Celtis occidentalis*, *Robinia pseudoacacia*, *Ulmus laevis*, *Ulmus pumila*, *Acer negundo*, *Morus alba*, *Fraxinus excelsior*, *Gleditsia triacanthos*, які вирости шляхом природного поновлення. Серед цих молодих рослин інтродукованими є: *Celtis occidentalis*, *Robinia pseudoacacia*, *Ulmus pumila*, *Acer negundo*, *Morus alba*, *Gleditsia triacanthos*, які становлять 38,5% від загальної кількості деревних рослин, що самовідновилися. Коефіцієнт кореляції між кількістю інтродукованих і автохтонних деревних видів, що самовідновилися, дорівнює 0,77 ($P = 0,13$).

Рослинне угруповання дослідженої території представлено 14 деревними видами, що самовідновилися (табл. 1). Так, на ділянці 1, де рекреаційне навантаження сильне, трапляються 11 деревних видів, що самовідновилися, із них 7 адвентивні види, 4 – аборигенні види. За кількістю домінує *Ailanthus altissima* (66,7%) від загальної кількості самосіву деревних видів.

На ділянці 2, де рекреаційне навантаження помірне, трапляються 8 деревних видів, що самовідновилися, із них 4 адвентивні види, 4 – аборигенні види. За кількістю домінують *Ailanthus altissima* (37,1%) і *Acer platanoides* (27,2%) від загальної кількості самосіву деревних видів.

На ділянці 3, де відсутнє рекреаційне навантаження трапляються 9 деревних видів, що самовідновилися, з них 6 – адвентивні види, 3 – аборигенні види. За кількістю домінує *Acer platanoides* (55,2%) і *Celtis occidentalis* (21,9%) від загальної кількості самосіву деревних видів.

Таблиця 1
Таксономічний склад рослинних угруповань і біоекологічна характеристика видів рослин
парку Шевченка

Table 1
Taxonomic composition of plant groups and bioecological characteristics of plant species
of the Shevchenko Park

№	Родина	Вид рослин	Біоморфологічна та екологічна характеристика видів	Кількість особин, екз.		
				Ділянка		
				1	2	3
1	Adoxaceae	<i>Sambucus nigra</i> L.	Fr, ввр., nPh, RuSil, OgMs–MgTr, KsMs–MsHg, ScHe, Ent, Endz	–	2	–
2	Cannabaceae	<i>Celtis occidentalis</i> L.	Arb, Ph, SilCu, OgMs–MgTr, MsKs, ScHe, Amph, Adv	–	5	21
3	Fabaceae	<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	Arb, ст/к., ввр., Ph, SilCu, MsTr, MsKs, He, Ent, Bar, Adv	–	–	1
4	Fabaceae	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Arb, Ph, SilCuRu, Og–MgTr, MsKs, He, Ent, Bal, Adv	2	–	10
5	Fagaceae	<i>Quercus robur</i> L.	Arb, ст/к., ввр., Ph, Sil, OgMs–AlkMgTr, MsKs–MsHg, ScHe, Ent, Synz	5	–	–
6	Juglandaceae	<i>Juglans regia</i> L.	Arb, ввр., Ph, SilCu, MsMgTr, Ms, He, Amph(Ent), Synz, Adv	1	–	–
7	Moraceae	<i>Morus alba</i> L.	Arb, ст/к., ввр., Ph, SilCuRu, MsTr, KsMs, ScHe, Amph, Endz, Adv	1	13	2
8	Oleaceae	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Arb, ст/к., ввр., Ph, Sil, MsMgTr, KsMs–MsHg, ScHe, Ent, Anch	3	2	3
9	Sapindaceae	<i>Acer platanoides</i> L.	Arb, Ph, Sil, MgTr, Ms, ScHe, Ent, Anch	5	41	53
10	Sapindaceae	<i>Acer negundo</i> L.	Arb, Ph, SilCuRu, Og–MgTr, MsKs–HgMs, He, Ent, Anch, Adv	1	29	3
11	Sapindaceae	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Arb, ст/к., ввр., Ph., MsTr, Ms, He, Ent, Bar, Adv	1	–	–
12	Simaroubaceae	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.)	Arb, ввр., Ph, (Sil)Cul, MsTr, KsMs, ScHe, Ent, Anch, Adv	59	56	–
13	Ulmaceae	<i>Ulmus laevis</i> Pall	Arb, ст/к., ввр., Ph, Sil, MsTr, Ms, ScHe, Amph, Anch	6	6	6
14	Ulmaceae	<i>Ulmus pumila</i> L.	Arb, ст/к., к/пар., вр., Ph, SilCuRu, OgMsTr, MsKs, ScHe, Amph, Anch, Adv	7	–	3

Примітка. *Життєві форми*: Arb – дерево, Fr – куш (чагарник); *Біоморфи*: ст/к. – стрижньокореневий; к/пар. – коренепаростковий, вр. – вегетативнорухливий; ввр. – вегетативнонерухливий; *Екоморфи*: Ph – фанерофіти (дерева високі), nPh – низькі дерева, високі кущі; OgTr – оліготрофи, MsTr – мезотрофи, MgTr – мегатрофи, AlkTr – рослини засоленних ґрунтів; Ks – ксерофіти, Ms – мезофіти, Hg – гігрофіти; He – геліофіти, Sc – сціофіти; Ru – рудеранти, Sil – сільванти, Cu – культуранти (види, які культивуються); *Діаспорохори* (екобіохори): Endz – ендозоохори, Anch – анемохори, Bal – балісти, Bar – барохори, Synz – синзоохори. *Полленохори*: Amph – анемофілія, Ent – ентомофілія. Adv – адвентивний вид.

Note. *Life forms*: Arb – tree, Fr – bush (shrub); *Biomorphs*: art. - tap root; k/par. - rhizome, vr. - vegetatively mobile; national - vegetatively immobile; *Ecomorphs*: Ph – phanerophytes (tall trees), nPh – low trees, tall bushes; OgTr – oligotrophs, MsTr – mesotrophs, MgTr – megatrophs, AlkTr – plants of saline soils; Ks – xerophytes, Ms – mesophytes, Hg – hygrophytes; Ne – heliophytes, Sc – sciophytes; Ru - ruderants, Sil - sylvants, Cu - culturants (species that are cultivated); *Diasporochores* (ecobiochores): Endz – endozoochores, Anch – anemochores, Val – ballists, Bar – barochores, Synz – synzoochores. *Pollenochores*: Amph – anemophily, Ent – entomophilia. Adv is an adventive form.

Індекс видового багатства Маргалефа для ділянки з сильним рекреаційним навантаженням виявився найбільшим (2,22) порівняно з ділянками з помірним і відсутнім рівнем рекреації (1,39 та 1,73) (табл. 2). Таку саму тенденцію можна відмітити й для індексу видового різноманіття Менхініка.

Оцінювання якісної спільності видового складу дослідних ділянок з деревними видами, що самовідновлюються, показало,

що спостерігається тренд до зниження різноманітності флор ділянок за рахунок збільшення кількості спільних видів (табл. 3).

Для встановлення флористичної гомогенності дослідних ділянок розраховано індекс біотичної дисперсії Коха, величина якого становить 50,0%. Це свідчить про достатньо високий рівень флористичної гомогенізації на території парку.

Таблиця 2

Індекси видового багатства досліджених ділянок парку Шевченка на території залежно від рівня рекреаційного навантаження

Table 2

Indexes of species richness of the investigated sites of the Shevchenko Park on the territory depending on the level of recreational load

Індекс	Рекреаційне навантаження		
	Сильне (ділянка 1)	Помірне (ділянка 2)	Відсутнє (ділянка 3)
Маргалефа	2,22	1,39	1,73
Менхініка	1,15	0,64	0,89

Таблиця 3

Якісна спільність дослідних ділянок з деревними видами, що самовідновлюються, за умов різного рівня рекреаційного навантаження парку Шевченка

Table 3

Qualitative community of experimental sites with self-regenerating tree species under conditions of different levels of recreational load in the Shevchenko Park

Рекреаційне навантаження	Сильне (ділянка 1)	Помірне (ділянка 2)	Відсутнє (ділянка 3)
Сильне (ділянка 1)	(11)	6	7
Помірне (ділянка 2)	46,2 %	(8)	6
Помірне (ділянка 3)	53,8 %	54,5 %	(9)

Примітка. У дужках – кількість видів, напівжирним – число спільних видів.

Note. The number of species in parentheses, the number of common species in bold.

Обговорення

Деградацію та руйнування природних екосистем [41, 42] вважають основною причиною втрати наземного біорізноманіття в усьому світі [43, 44]. У цих дослідженнях автори вплив людини на біорізноманіття, вплив землекористування на різноманіття видів. Як показали Rosenthal et al. [45], рекреаційна функція є однією з найпоширеніших загроз для видів, які перебувають у зоні ризику. У дослідженнях da Rocha et al. [46] показано, що позиції ландшафту (рельєф) не є специфічним чинником, різниця – в практиці землекористування. Цей висновок також підтверджує наш методологічний підхід щодо поділення дослідженої території парку Шевченка в умовах міста на ділянки з різним рівнем рекреаційного навантаження (сильним, помірним і відсутнім).

Lakicevic et al. [47] досліджували дендрофлористичне різноманіття п'яти міських парків, що розташовані у Нові-Сад (Сербія). Ці науковці наголосили, що індекси біорізноманіття надають ключову інформацію для моніторингу видового різноманіття. Вони встановили, що парки виконують важливу функцію для підтримання біорізноманіття в містах, оскільки вони забезпечують середовище проживання місцевої рослинності та підтримують природні процеси в екосистемах. За їх дослідженнями індекс Жаккара між парками варіював від 41,4% до 72,4%, що свідчило про тенденції ймовірної гомогенізації і було пояснено впливом кліматичних умов і методів господарювання. У нашому дослідженні індекс Жаккара між усіма ділян-

ками майже близький за величиною і коливається від 46,2% до 54,5%. Це доводить, що є певна подібність дендрофлор ділянок і спостерігається тенденція до їх гомогенізування, що підтверджується величиною індексу біотичної дисперсії Коха, який дорівнює 50,0%.

У дослідженні Lakicevic et al. [47] відмічено, що інвазійні деревні види можуть вплинути на втрату біорізноманіття в довгостроковій перспективі. Згідно з їхніми даними частка немісцевих видів коливалась в межах від 40% до 57%. Види *Acer negundo*, *Ailanthus altissima* та *Ulmus pumila* через високий потенціал поширення виявилися як найбільш агресивні інвазійні види. Ці автори зауважують, що вказані види є частими інвазійними видами на всій території Сербії. У нашому дослідженні адвентивні види складають від 38,5% до 80,5%, що пояснюється різним рекреаційним навантаженням досліджених ділянок. Переважають види: *Ailanthus altissima*, *Celtis occidentalis*, *Acer negundo*.

Широким колом науковців акцентується на необхідність ретельного відстежування появи інвазійних видів, оскільки вони потенційно можуть вплинути на втрату біорізноманіття в довгостроковій перспективі [48–50] і практичному застосуванні відпові-

дних заходів, переважно включаючи механічне видалення найбільш агресивних інвазійних видів для контролювання їх подальшого поширення [47]. За нашими дослідженнями серед адвентивних видів відмічена позитивна інвазійність *Ailanthus altissima*, *Acer negundo*, *Celtis occidentalis*.

Zarghi & Hosseini [51] досліджували вплив екотуризму на біорізноманіття рослин у зоні Челмір Тандуре (провінція Хорасан-Разаві, Іран). Для характеристики видового багатства національного парку ці науковці застосували індекси Маргалефа і Менхініка і показали, що індекс Маргалефа змінювався від 1,4 до 0,6, а індекс Менхініка від 0,8 до 0,5, відповідно від низького рекреаційного навантаження до високого. Отримані значення показників пов'язують із впливом екотуризму, який можна вважати як одну із форм рекреаційного навантаження. У нашому дослідженні ці показники варіюють від 2,22 до 1,39 (індекс Маргалефа) та від 1,15 до 0,64 (індекс Менхініка) відповідно від високого рекреаційного навантаження до низького. Таку закономірність, на наш погляд, можна пояснити більшою кількістю адвентивних видів на ділянці з сильним рекреаційним навантаженням парку Шевченка.

Висновки

Встановлено, що на дослідних ділянках з різним ступенем рекреаційного навантаження парку Шевченка в умовах міста (м. Дніпро, Україна) трапляється 14 деревних видів, що здатні до насінневого самовідновлення, та які належать до 12 родів і 10 родин. З них зареєстровано 9 адвентивних видів, представлених у таксономічному відношенні 9 родами і 7 родинами з провідною родиною *Sapindaceae* (у кількісному відношенні). Серед адвентивних деревних видів, для яких у межах регіону дослідження відома інвазійність *Ailanthus altissima* (родина *Simaroubaceae*) проявляє на дослідних ділянках найвищу активність. Його сумарна кількість 115 екз., при цьому на ділянці з сильним рекреаційним навантаженням частка цього виду становить 34,4% від загальної кількості підросту насінневого походження, досліджуваних ділянок, що пояснюється поєднанням екологічних та антропогенних чинників.

Індекси видового багатства Маргалефа і Менхініка деревних видів, що самовідновлюються, для ділянки з сильним рекреаційним навантаженням виявився найбільшим (за рахунок адвентивних видів) порівняно з ділянками, на яких рекреаційне навантаження відсутнє або помірне. Індекс біотичної дисперсії Коха (50,0%) свідчить про наявність процесу флористичної гомогенізації на досліджених територіях парку.

Аналіз біорізноманіття дендрофлори, що самовідновлюється, та її адвентивної фракції для умов парку Шевченка дозволив виявити, окрім позитивної інвазії *Ailanthus altissima* трапляння таких видів-неофітів як *Celtis occidentalis* і *Acer negundo*, що вказує на постійну інвазію чужорідних видів у місцеву флору та потенційну загрозу природному флористичному різноманіттю. У подальшому необхідно прогнозування можливих наслідків інтродукції чужорідних видів у складі дендрофлори парку Шевченка в умовах мегаполіса.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувалися етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Список використаної літератури

1. Шамрай М. В., Пахомов О. Є. Самовідновлення деревних рослин в умовах екотопу лісопарку Дружби міста Дніпро. *Ecology and Noospherology*. 2022. Т. 33, № 1. С. 42-48. <https://doi.org/https://doi.org/10.15421/032207>
2. Georgi J. N., Dimitriou D. The contribution of urban green spaces to the improvement of environment in cities: Case study of Chania, Greece. *Building and Environment*. 2010. Vol. 45, № 6. P. 1401–1414. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.12.003>
3. Денисюк Н. В., Мельник В. Й. Оцінювання фітомеліоративної ролі зелених насаджень парків і скверів північного району міста Рівне. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2020. Т. 30, № 2. С. 38–43. <https://doi.org/10.36930/40300207>
4. Teixeira C. P., Fernandes C. O., Ryan R., Ahern J. Attitudes and preferences towards plants in urban green spaces: Implications for the design and management of Novel Urban Ecosystems. *Journal of environmental management*. 2022. Vol. 314. P. 115103. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115103>
5. Du C., Jia W., Chen M., Yan L., Wang K. How can urban parks be planned to maximize cooling effect in hot extremes? Linking maximum and accumulative perspectives. *Journal of environmental management*. 2022. Vol. 317. P. 115346. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115346>
6. Мельничук Н. Я., Генік Я. В. Еколого-біологічні основи формування садово-паркових композиційних груп парків міста Львова. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2019. Т. 29, № 6. С. 9–13. <https://doi.org/10.15421/40290601>
7. Kim Y. J., Brown R. D. A multilevel approach for assessing the effects of microclimatic urban design on pedestrian thermal comfort: The High Line in New York. *Building and Environment*. 2021. Vol. 205. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108244>
8. Zhang J., Gou Z. Tree crowns and their associated summertime microclimatic adjustment and thermal comfort improvement in urban parks in a subtropical city of China. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2021. Vol. 59. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126912>
9. Didur O., Kulbachko Y., Ovchynnykova Y. et al. Zoogenic mechanisms of ecological rehabilitation of urban soils of the park zone of megapolis: earthworms and soil buffer capacity. *Journal of Environmental Research, Engineering and Management*. 2019. Vol. 75, № 1. P. 24–33. <https://doi.org/10.5755/j01.ere.m.75.1.21121>
10. Invasive and introduced plants and animals: Human perceptions, attitudes and approaches to management / Edited by I. D. Rotherham, R. A. Lambert. London: Routledge, 2011. <https://doi.org/10.4324/9780203525753>
11. Trimanto T. Acclimatization of plant collection from east nusa tenggara exploration (egon forest, mutis mount, and camplong park) at purwodadi botanic garden. *Berkala Penelitian Hayati*. 2014. Vol. 19, № 1. P. 5–10. <https://doi.org/10.23869/130>
12. van Kleunen M., Essl F., Pergl J. et al. The changing role of ornamental horticulture in alien plant invasions. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 2018. Vol. 93, № 3. P. 1421–1437. <https://doi.org/10.1111/brv.12402>
13. Potgieter L. J., Gaertner M., O'Farrell P. J., Richardson D. M. Perceptions of impact: Invasive alien plants in the urban environment. *Journal of Environmental Management*. 2019. Vol. 229. P. 76–87. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.080>
14. Кохно М. А. Інтродукція деревних рослин в Україні: здобутки й перспективи. Інтродукція рослин. 1999. № 1. С. 27–29.
15. Кохно М. А. Історія інтродукції деревних рослин в Україні (короткий нарис). Київ: Фітосоціоцентр, 2007. 67 с.
16. Кучерявий В. П. Інтродукція деревних і чагарникових порід та проблеми їх охорони на прикладі міста Львова. *Науковий вісник: зб. наук.-техн. праць Українського державного лісотехнічного університету*. 2004. Вип. 14.8. С. 134–139.
17. Вітенко Д. В., Шлапак В. П., Вітенко В. А., Баюра О. М. Екологічна пластичність *Maclura pomifera* (Rafin.) Schneid в умовах України. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2020. Т. 30, № 1. С. 74–78. <https://doi.org/10.36930/40300112>
18. Alvey A. A. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban forestry & urban greening*, 2006. Vol. 5, № 4. P. 195–201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.09.003>

19. Kowarik, I. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *Plant invasions: general aspects and special problems*. 1995. P. 15-38.
20. Pysek P. Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of biogeography*. 1998. Vol. 25, №1. P. 155–163. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.251177.x>
21. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control / R. N. Mack et al. *Ecological applications*. 2000. Vol. 10, no. 3. P. 689–710. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:bicegc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:bicegc]2.0.co;2)
22. Скробала В. М., Данилик Р. М. Вплив урбанізації на зміни природного рослинного покриву. *Питання соціоекології*. 1996. Т. 2. С. 36–37.
23. Macagnan T. A., de Camargo S., de Azevedo Eric C. O. A subtribo *Cranichidinae* Lindl. (*Orchidaceae*) no Estado do Paraná, Brasil. *Brazilian Journal of Botany*. 2011. Vol. 34, № 3. P. 447–461. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000300017>
24. Lososová Z., Chytrý M., Tichý L. et al. Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation*. 2012. Vol. 145. P. 179–184. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.003>
25. Shamray M. V., Pakhomov O. Y., Kabar A. M. Self-restoration of woody plants in the conditions of the Botanical Garden of Dnipro National University. *Ecology and Noospherology*. 2021. Vol. 32, № 1. P. 47–50. <https://doi.org/10.15421/032108>
26. Бельгард А. Л. Лесная растительность юго-востока Украины. Киев: КГУ, 1950. 264 с.
27. Державний архів Дніпропетровської області, ф. 416, оп.1, спр.62, арк.7-7зв
28. Державний архів Дніпропетровської області, ф. 416, оп.1, спр.176, арк.3
29. Кавун М. Э. Сады и парки в истории Екатеринослава – Днепропетровска. Книга 1. Парк имени Т. Г. Шевченко. Днепропетровск: Герда, 2009. 144 с.
30. Lykholat Y., Khromykh N., Didur O. et al. Modeling the invasiveness of *Ulmus pumila* in urban ecosystems under climate change. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*. 2018. Vol. 9, № 2. P. 161–166. <https://doi.org/10.15421/021824>
31. Lykholat Y. V., Didur O. O., Drehval O. A. et al. (). Endophytic community of *Chaenomeles speciosa* fruits: Screening for biodiversity and antifungal activity. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*. 2022. Vol. 13, № 2. P. 130–136. <https://doi.org/10.15421/022218>
32. Доброчаева Д. Н., Котов М. И., Прокудин Ю. Н. и др. Определитель высших растений Украины. Киев: Наукова думка, 1987. 548 с.
33. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 2009. Vol. 161, № 2. P. 105–121. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>
34. Kunz S. H., Ivanauskas N. M., Martins S. V., Stefanello E. S. D. Analysis of floristic similarity between forests of the Upper Xingu River and forests of the Amazon Basin and of the Planalto Central. *Brazilian Journal of Botany*. 2009. Vol. 32, № 4. P. 725–736. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042009000400011>
35. Borges R. A. X., Carneiro M. A. A., Viana P. L. Altitudinal distribution and species richness of herbaceous plants in campos rupestres of the Southern Espinhaço Range, Minas Gerais, Brazil. *Rodriguesia*. 2011. Vol. 62, № 1. P. 139–152. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201162110>
36. Stikhareva T., Ivashchenko A., Kirillov V., Rakhimzhanov A. Floristic diversity of threatened woodlands of Kazakhstan formed by *Populus pruinosa* Schrenk. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*. 2021. Vol. 45, № 2. Article 5. <https://doi.org/10.3906/tar-2006-70>
37. Барановський Б. О., Манюк В. В., Іванько І. А., Кармизова Л. О. Аналіз флори національного природного парку «Орільський». Дніпро: Ліра, 2017. 320 с.
38. Тарасов В. В. Флора Дніпропетровської та Запорізької областей. Дніпропетровськ: Ліра, 2012. 296 с.
39. Battaglia J. P., Kearney C. M., Guerette K. et al. Use of multiple endpoints to assess the impact of captivity on gut flora diversity in Long Island Sound *Fundulus heteroclitus*. *Environmental Biology of Fishes*. 2022. Vol. 105. P. 867–883. <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01293-x>
40. Divakara B. N., Nikitha C. U., Nölke N. et al. Tree diversity and tree community composition in northern part of megacity Bengaluru, India. *Sustainability*. 2022. Vol. 14. P. 1295. <https://doi.org/10.3390/su14031295>
41. Li W., Buitenwerf R., Chequín R. N. et al. Complex causes and consequences of rangeland greening in South America – multiple interacting natural and anthropogenic drivers and simultaneous ecosystem degradation and recovery trends. *Geography and Sustainability*. 2020. Vol. 1, № 4. P. 304–316. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2020.12.002>
42. Adla K., Dejan K., Neira D., Dragana Š. Chapter 9 - Degradation of ecosystems and loss of ecosystem services. *One Health. Integrated Approach to 21st Century Challenges to Health* / J. C. Prata, A. I. Ribeiro, T. Rocha-Santos (Eds.). Elsevier B.V., 2022. P. 281–327. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822794-7.00008-3>

43. Fernández-Palacios J. M., Kreft H., Irl S. et al. Scientists' warning – The outstanding biodiversity of islands is in peril. *Global ecology and conservation*. 2021. Vol. 31. P. e01847. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01847>
44. von Staden L., Lötter M. C., Holness S., Lombard A. T. An evaluation of the effectiveness of critical biodiversity areas, identified through a systematic conservation planning process, to reduce biodiversity loss outside protected areas in South Africa. *Land Use Policy*. 2022. Vol. 115. P. 106044. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106044>
45. Rosenthal J., Booth R., Carolan N. et al. The impact of recreational activities on species at risk in Canada. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*. 2022. P. 100567. <https://doi.org/10.1016/j.jort.2022.100567>
46. da Rocha J. P. R., Sturião W. P., Nogueira N. O. et al. Soil quality indicators to evaluate environmental services at different landscape positions and land uses in the Atlantic Forest biome. *Environmental and Sustainability Indicators*. 2020. Vol. 7. P. 100047. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2020.100047>
47. Lakicevic M., Reynolds K. M., Orlovic S., Kolarov R. Measuring dendrofloristic diversity in urban parks in Novi Sad (Serbia). *Trees, Forests and People*. 2022. Vol. 8. P. 100239. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100239>
48. Josefsson J., Widenfalk L. A., Blicharska M. et al. Compensating for lost nature values through biodiversity offsetting – Where is the evidence? *Biological Conservation*. 2021. Vol. 257. P. 109–117. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2021.109117>
49. Guo Q., Qian H., Zhang, J. Does regional species diversity resist biotic invasions? *Plant Diversity*. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2022.09.004>
50. Xu H., Liu Q., Wang S. et al. A global meta-analysis of the impacts of exotic plant species invasion on plant diversity and soil properties / *The Science of the total environment*. 2022. Vol. 810. P. 152286. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152286>
51. Zarghi A., Hosseini S. M. Effect of ecotourism on plant biodiversity in Chelmir zone of Tandoureh National Park, Khorasan Razavi Province, Iran. *Biodiversitas*. 2014. Vol. 15. P. 224–228. <https://doi.org/10.13057/bio-div/d150215>

Стаття надійшла до редакції 30.10.2022

Стаття рекомендована до друку 25.11.2022

M. V. SHAMRAY¹,

Graduate Student of the Department of Zoology and Ecology

e-mail: anym@ukr.net ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-2004-8100>

O. O. DIDUR¹, PhD (Biology), Senior Researcher,

Senior Research Fellow of Biology Research Institute

e-mail: didur@ua.fm ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-7425-9013>

¹ *Oles Honchar Dnipro National University*

72 Gagarin, Av., Dnipro, 49010, Ukraine

BIOTIC HOMOGENIZATION OF DENDROFLORA IN THE CONDITIONS OF THE MEGAPOLIS (DNIPRO, UKRAINE)

Purpose. Biodiversity assessment and clarification of the trend towards homogenization of the dendroflora of the Shevchenko Park (Dnipro, Ukraine).

Methods. Floristic methods of research are applied - elucidation of the taxonomic composition and selection of the adventitious fraction of dendroflora, methods of species richness assessment (according to the Menkhinik index and Margalef index), determination of floristic commonality (according to the Jaccard index) and floristic homogeneity (according to the Koch index of biotic dispersion), methods of ecological analysis (by biomorphs and ecomorphs), physical, physicochemical, chemical methods of soil analysis, soil biological activity, statistical methods of data processing (descriptive statistics and correlation analysis).

Results. It was established that artificial stands of trees in the Shevchenko Park are capable of forming a sufficient amount of viable undergrowth of autochthonous and introduced (adventurous) species, the ratio of which is 37.0% to 63.0%. The amount of tree growth of adventive sites in the areas according to the level of recreational load is distributed as follows: with no load - 38.5% of the number of self-regenerating trees, with moderate - 68.2%, with strong - 80.5%. The indexes of species richness of Margalef and Menkhinik of self-regenerating tree species for the site with a strong recreational load turned out to be the largest (due to adventitious species)

compared to the sites with no and moderate recreational load. Koch index of biotic dispersion is 50.0%. Correlation coefficients between the number of allochthonous and autochthonous tree species that have self-regenerated for the studied areas with strong, moderate and no recreational load are statistically significant (0.73, 0.76, 0.77 respectively).

Conclusions. On the territory of the investigated areas of the park, there are 14 tree species capable of seed self-regeneration, which taxonomically belong to 12 genera and 10 families. Of them, 9 adventive species were registered, represented by 9 genera and 7 families with the leading family Sapindaceae. The calculated index of biotic dispersion testifies to the presence of a process of floristic homogenization of the forest stand on the territory of the park. As part of the adventitious fraction of the self-regenerating dendroflora, there is an increased invasion of *Ailanthus altissima* and the occurrence of such neophyte species as *Celtis occidentalis* and *Acer negundo*, which indicates the penetration of alien species into the local flora and a potential threat to natural floristic diversity.

KEY WORDS: autochthonous and alien species of plants, green zone of the city, tree plantations, seed self-regeneration

References

1. Shamray, M., & Pakhomov, O. (2022). Self-renewal of tree plants in the conditions of the ecotope of the forest park of the Friendship of the city of Dnipro. *Ecology and Noospherology*, 33(1), 42-48. <https://doi.org/https://doi.org/10.15421/032207> (In Ukrainian).
2. Georgi, J. N., & Dimitriou, D. (2010). The contribution of urban green spaces to the improvement of environment in cities: Case study of Chania, Greece. *Building and Environment*, 45(6), 1401–1414. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.12.003>
3. Denisyuk, N. V., & Melnyk V. Y. (2020). Assessment of the phytomelioration role of green spaces in parks and squares of the northern district of Rivne. *Scientific bulletin of UNFU*, 30(2), 38–43 <https://doi.org/10.36930/40300207> (In Ukrainian).
4. Teixeira, C. P., Fernandes, C. O., Ryan, R., & Ahern, J. (2022). Attitudes and preferences towards plants in urban green spaces: Implications for the design and management of Novel Urban Ecosystems. *Journal of environmental management*, 314, 115103. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115103>
5. Du, C., Jia, W., Chen, M., Yan, L., & Wang, K. (2022). How can urban parks be planned to maximize cooling effect in hot extremes? Linking maximum and accumulative perspectives. *Journal of environmental management*, 317, 115346. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115346>
6. Melnychuk, N. Y., & Henyk Y. V. (2019). Ekologo-biologichni osnovy formuvannya sadovo-parkovykh grup parkiv mista Lvova. [Ecological and biological bases of the formation of garden and park compositional groups of parks of the city of Lviv]. *Scientific bulletin of UNFU*, 29(6), 9–13 (In Ukrainian). <https://doi.org/10.15421/40290601>
7. Kim, Y. J., & Brown, R. D. (2021). A multilevel approach for assessing the effects of microclimatic urban design on pedestrian thermal comfort: The High Line in New York. *Building and Environment*, 205. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108244>
8. Zhang, J., & Gou, Z. (2021). Tree crowns and their associated summertime microclimatic adjustment and thermal comfort improvement in urban parks in a subtropical city of China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 59. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126912>
9. Didur, O., Kulbachko, Y., Ovchynnykova, Y., Pokhylenko, A., & Lykholat, T. (2019). Zoogenic mechanisms of ecological rehabilitation of urban soils of the park zone of megapolis: earthworms and soil buffer capacity. *Journal of Environmental Research, Engineering and Management*, 75(1), 24–33. <https://doi.org/10.5755/j01.erem.75.1.21121>
10. Rotherham, I. D., & Lambert, R. A. (Eds.). (2011). *Invasive and Introduced plants and animals: Human perceptions, attitudes and approaches to management* (1st ed.) Routledge, London. <https://doi.org/10.4324/9780203525753>
11. Trimanto, T. (2014). Acclimatization of plant collection from east nusa tenggara exploration (egon forest, mutis mount, and camplong park) at purwodadi botanic garden. *Berkala Penelitian Hayati*, 19(1), 5–10. <https://doi.org/10.23869/130>
12. van Kleunen, M., Essl, F., Pergl, J. et al. (2018). The changing role of ornamental horticulture in alien plant invasions. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 93(3), 1421–1437. <https://doi.org/10.1111/brv.12402>
13. Potgieter, L. J., Gaertner, M., O'Farrell, P. J., & Richardson, D. M. (2019). Perceptions of impact: Invasive alien plants in the urban environment. *Journal of Environmental Management*, 229, 76–87. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.080>
14. Kohno, M. A. (1999). Introduction of woody plants in Ukraine: achievements and prospects. *Introduction of plants*, 1, 27–29 (In Ukrainian).

15. Kohno, M. A. (2007). History of introduction of woody plants in Ukraine (short essay). Phytosocial Center, Kyiv (In Ukrainian).
16. Kucheriavyi, V. P. (2004). Introduction of tree and shrub species and problems of their protection on the example of the city of Lviv. *Scientific bulletin of UNFU*, 14(8), 134–139 (In Ukrainian).
17. Vitenko, D. V., Shlapak, V. P., & Baiura, O. M. (2020). Ecological plasticity of *Maclura pomifera* (Rafin.) Schneid in the conditions of Ukraine. *Scientific bulletin of UNFU*, 30(1), 74–78. <https://doi.org/10.36930/40300112> (In Ukrainian).
18. Alvey, A. A. (2006). Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban forestry & urban green-ing*, 5(4), 195–201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.09.003>
19. Kowarik, I. (1995). Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. Plant invasions: general aspects and special problems, 15–38.
20. Pyšek, P. (1998). Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography*, 25(1), 155–163. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.251177.x>
21. Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10(3), 689–710. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:bicegc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:bicegc]2.0.co;2)
22. Skrobala, V. M., & Diniljuk, R. M. (1996). The impact of urbanization on changes in natural vegetation cover. *Issues of socioecology*, 2, 36–37 (In Ukrainian).
23. Macagnan, T. A., de Camargo, S., de Azevedo Eric, C. O. (2011). A subtribe *Cranichidinae* Lindl. (*Orchidaceae*) no Estado do Paraná, Brasil. *Brazilian Journal of Botany*, 34(3), 447–461. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000300017>
24. Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z., & Řehořek, V. (2012). Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation*, 145, 179–184. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.003>
25. Shamray, M. V., Pakhomov, O. Y., & Kabar, A. M. (2021). Self-restoration of woody plants in the conditions of the Botanical Garden of Dnipro National University. *Ecology and Noospherology*, 32(1), 47–50. <https://doi.org/10.15421/032108>
26. Belgard, A. L. (1950). Forest vegetation of the south-east of the Ukrainian SSR. Publishing House of T. G. Shevchenko Kiev State University, Kiev (In Russian).
27. Derzhavnyi arkhiv Dnipropetrovskoi oblasti, f. 416, op.1, spr. 62, 7-7zv
28. Derzhavnyi arkhiv Dnipropetrovskoi oblasti, f. 416, op.1, spr. 176, 3
29. Kavun, M. E. (2009). Gardens and parks in the history of Ekaterinoslav – Dnipropetrovsk. Book 1. (T. G. Shevchenko Park). Gerda, Dnipropetrovsk (In Russian).
30. Lykholat, Y., Khromykh, N., Didur, O., Alexeyeva, A., Lykholat, T., & Davydov, V. (2018). Modeling the invasiveness of *Ulmus pumila* in urban ecosystems under climate change. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, 9(2), 161–166. <https://doi.org/10.15421/021824>
31. Lykholat, Y. V., Didur, O. O., Drehval, O. A., Khromykh, N. O., Sklyar, T. V., Lykholat, T. Y., Liashenko, O. V., & Kovalenko, I. M. (2022). Endophytic community of *Chaenomeles speciosa* fruits: Screening for biodiversity and antifungal activity. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, 13(2), 130–136. <https://doi.org/10.15421/022218>
32. Dobrochayeva, D. N., Kotov, M. I., Prokudin, Y. N. et al. (Eds.) (1987). Manual of higher plants of Ukraine. Naukova dumka, Kyiv (In Russian).
33. APG III (2009). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161(2), 105–121. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>
34. Kunz, S. H., Ivanauskas, N. M., Martins, S. V., & Stefanello, E. S. D. (2009). Analysis of floristic similarity between forests of the Upper Xingu River and forests of the Amazon Basin and of the Planalto Central. *Brazilian Journal of Botany*, 32(4), 725–736. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042009000400011>
35. Borges, R. A. X., Carneiro, M. A. A., & Viana, P. L. (2011). Altitudinal distribution and species richness of herbaceous plants in campos rupestres of the Southern Espinhaço Range, Minas Gerais, Brazil. *Rodriguesia*, 62(1), 139–152. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201162110>
36. Stikhareva, T., Ivashchenko, A., Kirillov, V., & Rakhimzhanov, A. (2021). Floristic diversity of threatened woodlands of Kazakhstan formed by *Populus pruinosa* Schrenk. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 45(2), Article 5. <https://doi.org/10.3906/tar-2006-70>
37. Baranovski, B. O., Maniuk, V. V., Ivanko, I. A., & Karmyzova, L. O. (2017) Analysis of the flora of the Orilskyi National Nature Park. Lira, Dnipro (In Ukrainian).
38. Tarasov, V. V. (2012). Flora of the Dnepropetrovsk and Zaporozhye regions. Vascular Plants with their Biology-ecological characteristic. Lira, Dnipropetrovsk (In Ukrainian).

39. Battaglia, J. P., Kearney, C. M., Guette, K. et al. (2022). Use of multiple endpoints to assess the impact of captivity on gut flora diversity in Long Island Sound *Fundulus heteroclitus*. *Environmental Biology of Fishes*, 105, 867–883. <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01293-x>
40. Divakara, B. N., Nikitha, C. U., Nölke, N., Tewari, V. P., & Kleinn, C. (2022). Tree diversity and tree community composition in northern part of megacity Bengaluru, India. *Sustainability*, 14, 1295. <https://doi.org/10.3390/su14031295>
41. Li, W., Buitenwerf, R., Chequín, R. N., Florentín, J. E., Salas, R. M., Mata, J. C., Wang, L., & Niu, Z., & Svenning J.-C. (2020). Complex causes and consequences of rangeland greening in South America – multiple interacting natural and anthropogenic drivers and simultaneous ecosystem degradation and recovery trends. *Geography and Sustainability*, 1(4), 304–316. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2020.12.002>
42. Adla, K., Dejan, K., Neira, D., & Dragana, Š. (2022). Chapter 9 - Degradation of ecosystems and loss of ecosystem services. In: J. C. Prata, A. I. Ribeiro, & T. Rocha-Santos (Eds.), *One Health. Integrated Approach to 21st Century Challenges to Health* (pp. 281–327). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822794-7.00008-3>
43. Fernández-Palacios, J. M., Kreft, H., Irl, S., Norder, S., Ah-Peng, C., Borges, P., Burns, K. C., de Nascimento, L., Meyer, J. Y., Montes, E., & Drake, D. R. (2021). Scientists' warning – The outstanding biodiversity of islands is in peril. *Global ecology and conservation*, 31, e01847. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01847>
44. von Staden, L., Lötter, M. C., Holness, S., & Lombard, A. T. (2022). An evaluation of the effectiveness of critical biodiversity areas, identified through a systematic conservation planning process, to reduce biodiversity loss outside protected areas in South Africa. *Land Use Policy*, 115, 106044. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106044>
45. Rosenthal, J., Booth, R., Carolan, N., Clarke, O., Curnew, J., Hammond, C., Jenkins, J., McGee, E., Moody, B., Roman, J., Rossi, K., Schaefer, K., Stanley, M., Ward, E., & Weber, L. (2022). The impact of recreational activities on species at risk in Canada. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, 100567 <https://doi.org/10.1016/j.jort.2022.100567>
46. da Rocha, J. P. R., Sturião, W. P., Nogueira, N. O., Passos, R. R., Donagemma, G. K., Rangel, O. J. P., & Bhattarai, R. (2020). Soil quality indicators to evaluate environmental services at different landscape positions and land uses in the Atlantic Forest biome. *Environmental and Sustainability Indicators*, 7, 100047. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2020.100047>
47. Lakicevic, M., Reynolds, K. M., Orlovic, S., & Kolarov, R. (2022). Measuring dendrofloristic diversity in urban parks in Novi Sad (Serbia). *Trees, Forests and People*, 8, 100239. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100239>
48. Josefsson, J., Widenfalk, L.A., Blicharska, M., Hedblom, M., P`art, T., Ranius, T., & Ockinger, E. (2021). Compensating for lost nature values through biodiversity offsetting – Where is the evidence? *Biological Conservation*, 257, 109–117. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2021.109117>
49. Guo, Q., Qian, H., & Zhang, J. (2022). Does regional species diversity resist biotic invasions? *Plant Diversity*. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2022.09.004>
50. Xu, H., Liu, Q., Wang, S., Yang, G., & Xue, S. (2022). A global meta-analysis of the impacts of exotic plant species invasion on plant diversity and soil properties. *The Science of the total environment*, 810, 152286. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152286>
51. Zarghi, A., & Hosseini, S. M. (2014). Effect of ecotourism on plant biodiversity in Chelmir zone of Tandoureh National Park, Khorasan Razavi Province, Iran. *Biodiversitas*, 15, 224–228. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d150215>

The article was received by the editors 30.10.2022

The article is recommended for printing 25.11.2022