

УРБАНІЗОВАНІ РОСЛИННІ УГРУПУВАННЯ З ДОМІНУВАННЯМ ІНВАЗІЙНОГО *ACER NEGUNDO*

МАДАНИ М.М. – кандидат технічних наук,
orcid.org/0000-0001-9386-7364

Одеський національний технологічний університет

Постановка проблеми. Біологічні інвазії, або розселення видів рослин та тварин у вторинних ареалах, – один із глобальних факторів трансформації природних екосистем [1-3]. Часто дискутується питання пов'язане з наслідками розширення ареалів інвазійних рослин, що приводить до зниження різноманітності аборигенних угруповань [4]. Опубліковано багато підтверджень негативних ефектів, що супроводжують введення чужорідних рослин у спільноти [2, 5-7]. Найрадикальніший ефект – вимирання аборигенних видів під впливом чужорідних [8]. Однак існує альтернативна точка зору, відповідно з якою інвазійні види можуть підвищувати різноманітність, доповнюючи спільноти [9]. У регіональному масштабі, тобто на флористичному рівні, інвазії сприяють підвищенню різноманітності [10, 11]. Однозначну оцінку наслідків інвазій зробити важко, так як вони тісно пов'язані з урбанізацією, фрагментацією та забрудненням місця існування. Саме тому, дослідження різноманітності урбанізованих рослинних угруповань, схильних і не схильних до інвазії, є досить актуальним питанням.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Інвазійний клен ясенелистий *Acer negundo* L. активно розселяється в Євразії на порушених та напівприродних територіях [12-14]. Зокрема, *A. negundo* активно відновлюється в урбанізованих лісах [15, 16]. Є свідчення, що в спільнотах з домінуванням *A. negundo* різноманітність аборигенних рослин знижується [17, 18]. Аналогічний негативний вплив на різноманітність аборигенних угруповань відбувається при інвазії в ландшафти Північної Америки європейського *Acer platanoides* L. [19] та в меншій мірі – далекосхідного *Acer ginnala Maxim.* [20]. Проте даних відомостей замало, щоб впевнено стверджувати про масштаби та механізми впливу *A. negundo* на аборигенні спільноти та їх компоненти. Наприклад, мало відомо, чи є вибіркові ефекти з боку *A. negundo* на рослини різних функціональних чи флорогенетичних груп. У Північній Америці при інвазії *Acer ginnala* більш контрастні ефекти для різноманіття чужорідних трав, ніж для нативних [20]. Інвазії інших видів чужорідних дерев також супроводжуються збільшенням часток рудеральних [21] чи адвентивних [22] видів.

Як правило, центрами проникнення, натуралізації та розповсюдження чужорідних рослин є саме міста [10, 23], у тому числі України [11], або інші антропогенно перетворені місця [24]. Чужорідні рослини переважно освоюють місце з низьким рівнем стресу та високою частотою або інтенсивністю порушень [25], антропогенно трансформовані [24, 26] та фрагментовані [4]. Внаслідок цього товариства з домінуванням інвазійних рослин часто або майже завжди розташовуються всере-

дині або поблизу населених пунктів, займають невеликі залишки або крайові зони природних угруповань. У м. Одеса кількість адвентивних рослин підліску збільшується зі зростанням урбанізації, а багатство адвентивних трав – поблизу країв лісо-паркових насаджень [15]. Тому без спеціальних методичних зусиль неможливо розділити наслідки урбанізації, фрагментації, забруднення та трансформованості рослинних угруповань інвазіями.

В роботі запропоновано методично підійти до оцінки наслідків інвазії *A. negundo* для угруповань трав під пологом дерев, використавши для цього спеціальну схему відбору пробних площадок.

Мета дослідження – зіставити параметри α -різноманіття рослинних угруповань, схильних і не схильних до інвазії *A. negundo*, але вирівняних між собою за іншими характеристиками (ступінь урбанізації, фрагментарність, антропогенна порушеність). Перевірити три гіпотези: 1) в угрупованнях з домінуванням інвазійного *A. negundo* α -різноманітність трав'яного ярусу нижче, ніж в угрупованнях з домінуванням інших видів дерев; 2) вплив *A. negundo* на різноманітність трав'яного ярусу проявляється незалежно від положення пробної площадки, фрагментації та антропогенної трансформації місця; 3) вплив *A. negundo* проявляється вибірково у відношенні до різних груп видів і призводить до збільшення часток адвентивних, синантропних та малолітніх видів.

Матеріали та методика досліджень

Район. Дані зібрані на території Одеської міської агломерації: м. Одеса, м. Чорноморськ, м. Теплодар. Клімат помірно-континентальний, поєднує риси континентального і морського, середня температура коливається від 8,2°C на півночі до 10,8°C на півдні області. Загальна сума опадів 340-470 мм на рік. Одеса – велике місто з населенням близько 1,5 млн осіб, населення м. Чорноморськ – 58 тис., а м. Теплодар -10 тис. осіб. Відстань між центрами поселень: Одеса-Чорноморськ – 28 км; Одеса-Теплодар – 36 км; Чорноморськ-Теплодар – 52 км.

Модельний вид. *Acer negundo* інтродукований в Україні напочатку XVIII ст. В даний час на нашій території *A. negundo* поширений повсюдно, успішно відновлюється, проникає у сквери, парки та лісопарки, часто зустрічається вздовж доріг, активно займає порушені території, регулярно реєструється в приміських лісах.

Ділянки та пробні площадки. На 13 ділянках було закладено 26 пробних площадок (ПП): 9 – м. Одеса; 3 – м. Чорноморськ; 1 – м. Теплодар. На кожній ділянці підбирали по дві ПП так, щоб на одній у деревостані

домінував *A. negundo*, а на другій – інші види деревних рослин. Дві ПП однієї ділянки утворюють пов'язану пару – ПП із досліджуваним впливом (*A. negundo*) і без впливу (контрольна). Ділянки підбирали з урахуванням критеріїв: а) площа ділянки дозволяє закласти не менше двох ПП розміром 20×20 м; б) парні ПП подібно розташовані в рельєфі, до людського житла та об'єктів інфраструктури; в) парні ПП розташовані за можливістю близько, не далі 0,4 км одна від одної; г) на парних ПП близькі значення зімкнутості крон дерев першого та другого ярусів; д) на одній частині ділянки домінує *A. negundo*, а на іншій – будь-які інші види.

В якості чинників, що впливають на причини зміни різноманітності та складу ярусу трав, аналізували чотири параметри ПП, або описів:

1. Рік дослідження або рік виконання опису (позначення – рік): 2020 або 2021 р. р. На 11 парах ПП описи були виконані у 2020 р. і повторно – у 2021 р. На одній парі ПП, описаних у 2020 р., до 2021 р. рослинність була знищена. Тому була додатково підібрана та описана пара ПП на одній ділянці у 2021 р.

2. Домінуючий вид деревних рослин – *A. negundo* або якийсь інший вид (позначення змінної – доміант деревостою, доміант). Позначення груп спільнот: *An+* – угруповання з домінуванням *A. negundo*; *An-* – угруповання з домінуванням інших дерев: *Ulmus laevis Pall.* (3 ділянки), *Pinus sylvestris L.* (3 ділянки), *Robinia pseudoacacia L.* (2 ділянки), *Tilia cordata Mill.* (1 ділянка), *A. campestris L.* (1 ділянка), *Fraxinus excelsior L.* (1 ділянка), *Sorbus aucuparia L.* (1 ділянка), *Acer platanoides L.* (1 ділянка).

3. Походження деревостою на ПП (позначення – походження). Прийняли, що деревостій на ПП міг виникнути в результаті природного розселення деревних рослин або їх цілеспрямованої посадки. Штучне походження деревостою встановлювали за регулярністю розміщення дерев та інших ознак. В угрупованнях *An+* на восьми ПП деревостій виник у результаті посадки, а на п'яти ПП він був природного походження. В угрупованнях *An-* на дев'яти ПП деревостій виник у результаті посадки, а на чотирьох ПП він був природного походження.

4. Загальна площа насадження (позначення – площа), яку розраховували у програмі SAS. Planet 14.12.12.8406 (SASGroup, 2014). Критерій межі насадження: або примикання до водотоків або до антропогенних об'єктів (дорога, забудова), або протяжність ділянки без покриття кронами деревних рослин більше 50 м. Площі угруповань варіювали від 0,1 до 23 га.

Геоботанічні описи та характеристики угруповань. 48 описів ПП розміром 20×20 м виконано у червні-серпні 2020 та 2021 рр. (24 щороку). Реєстрували види рослин та загальне проектне покриття надземних органів рослин трав'яного ярусу (у %). Розраховували значення індексів Шеннона та Бергера-Паркера. Характеристика видового багатства – щільність видів, тобто кількість видів на 400 м² (загальна та окремих груп). Виділяли групи видів: 1) за походженням – аборигенні та чужорідні [за: 27, 28]; 2) за ступенем синантропності – синантропні та індигенні [за: 27, 28]; 3) за

типом онтогенеза – малолітні (одно-і дворічні) і багато літні; 4) за життєвою формою – граміноїди (рослини граміноїдної життєвої форми: види сімейств Poaceae, Cyperaceae та Juncaceae) та всі інші.

Аналіз даних. Для вибору змінних, що оптимально пояснюють зміну характеристик різноманіття і складу трав'яного ярусу, використовували мультимодельний висновок [29]. Розраховували інформаційний критерій Акайке (*AICc*) з підсумовуванням *AICc*-вагомості (*W*) щодо окремих предикторів (ΣW). Значення ΣW інтерпретували як ймовірність, що предиктор – найкращий із дослідженого набору, тобто має найбільшу цінність для пояснення мінливості будь-якої змінної. Для порівняння характеристик багатства та складу трав'яного ярусу на площадках з *A. negundo* та іншими деревами використовували загальні (*GLM*) та змішані (*LMM*) лінійні моделі. У *LMM* як випадковий ефект використовували номер ділянки, на якій розміщувалися об'єднані в пару пробні площадки. При порівнянні змінних, виражених у частках, їх попередньо піддавали арксинус-перетворенням. Значення площ насаджень логарифмували. Контроль над очікуваною частотою помилкових відхилень (*false discovery rate*, *FDR*) при множинних перевірках статистичних гіпотез здійснювали за допомогою поправки Беньяміні-Скутілі (всюди наведені *FDR*-скориговані значення рівня значимості *P*). Розрахунки виконані в пакетах JMP 10.0.0 (SAS Institute Inc., USA, 2012) та STATISTICA 8.0 (StatSoft Inc., USA, 2007).

Результати досліджень

Склад угруповань. До спільнот *An+* входять переважно рудеральні види. У деревному ярусі часто зустрічалися аборигенні (*P. avium*, *Syringa vulgaris L.*) та адвентивні (*Populus balsamifera L.*, *Grossularia uva-crispa L.*) види. У трав'яно-чагарниковому ярусі найбільш часто зустрічались *Urtica dioica L.*, *Glechoma hederacea L.*, *Arabis pendula L.* Угруповання *An-* також переважно сформовані рудеральними видами. У другому ярусі найбільш звичайні аборигенні *P. avium* і *Viburnum opulus L.* і адвентивні *M. baccata* і *Cotoneaster lucidus Schldl.* У трав'яно-чагарниковому ярусі найбільш звичайні *U. dioica*, *G. hederacea* і *Arctium tomentosum Mill.* Таким чином, угруповання *An+* та *An-* за складом близькі.

Кущі (*Philadelphus L.*, *Forsythia.*, *Cornus mas L.*) та напівкущі (*Artemisia scoparia*) зустрічались тільки на трьох ПП у незначній кількості. Основу покриття на всіх ПП становлять дводольні і в меншій мірі однодольні трави, тому для позначення ярусу надґрунтової рослинності замість терміну «трав'яно-кущовий ярус» використовуємо термін «трав'яний ярус».

Чинники багатства та складу трав'яного ярусу. При відборі оптимальних пояснювальних моделей за допомогою *AICc* результати описів 2020 та 2021 років не поєднували (*n=48*). Проводили варіювання предикторів для пояснення зміни різних ознак багатства і складу трав'яного ярусу (табл. 1). Лише кількість видів на 400 м² і частка граміноїдів залежать від того, чи домінує в деревостані *A. negundo* або інший вид дерев. Значення індексів Шеннона і Бергера-Паркера, а також доля малолітніх видів найсильніше пов'язані з площею насадження. Для пояснення зміни часток адвентив-

них і синантропних видів, а також загального покриття трав'яного ярусу необхідно враховувати кілька факторів. Найменше для пояснення стану трав'яного ярусу потрібно враховувати міжрічну мінливість. Рік дослідження увійшов до кращої моделі, що пояснює модель лише для проектного покриття.

Найбільша сума вагомості $\sum W$ для фактору “домінант деревостою” (рис. 1), другий ранг має фактор “площа насадження”, третій – поєднання “домінант деревостою × походження насадження”. Мінімальні $\sum W$ характерні для фактору “рік дослідження”. Таким чином, при аналізі причин та напрямків зміни багатства та структури трав'яного ярусу насамперед необхідно враховувати фактор “домінант деревостою”. Менш обов'язковий облік площі насадження, ще меншу цінність має походження насадження. Фактором “рік дослідження”

можна обґрунтовано знехтувати.

Значимість впливу вказаних вище факторів на характеристики трав'яного ярусу визначили в *GLM* (табл. 2). Попередньо для спільнот, описаних у 2020 та 2021 рр., усереднили характеристики за два роки. У результаті загальний масив склав 26 описів: $n_{An+} = n_{An-} = 13$, по 11 повторних описів 2020 -2021 рр. та плюс один опис 2020 р. і один опис 2021 р. Поєднання розглянутих факторів пояснювали до 29 – 66% змін у трав'яному ярусі – видового багатства, загального покриття, часток адвентивних і синантропних видів. Причини зміни значень індексів Шеннона, Бергера-Паркера, частки малолітніх видів та грамініодів фактично пояснити не вдалося.

З урахуванням *FDR*-корекції значний вплив фактору “домінант деревостою” встановлено у відношенні видового багатства та часток адвентивних та синантропних

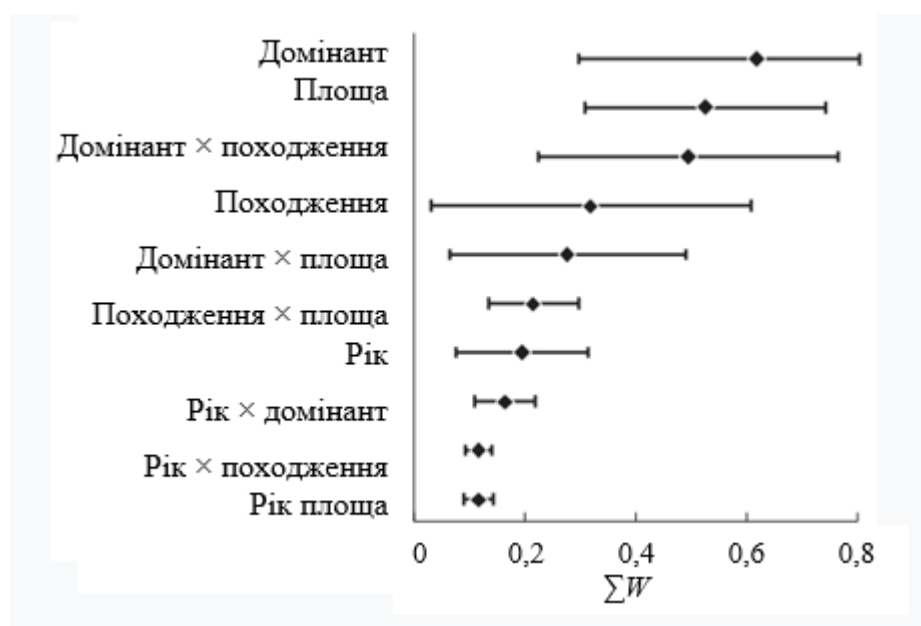


Рис. 1. Вагомість ($\sum W$; $m \pm 95\% CI$) окремих предикторів та їх комбінацій щодо характеристик трав'яного ярусу

Таблиця 1

Найкращі комбінації предикторів, що пояснюють зміну характеристик трав'яного ярусу

| Характеристики | Поєднання предикторів | AICc | W_1 | W_1/W_2^* |
|--|---|--------|-------|-------------|
| Кількість видів на 400 м ² | [Домінант] + [Домінант × Походження] | 361,84 | 0,150 | 1,53 |
| Індекс Шеннона | [Площа] | 107,89 | 0,083 | 1,32 |
| Індекс Бергера-Паркера | [Площа] | 0,24 | 0,094 | 1,33 |
| Загальне покриття | [Рік] + [Домінант] + [Площа] + [Домінант × Походження] + [Домінант × Площа] | 16,39 | 0,111 | 1,37 |
| Частки груп видів: за походженням: адвентивних | [Домінант] + [Походження] + [Площа] + [Домінант × Походження] | -63,28 | 0,291 | 2,22 |
| за синантропністю: синантропних | [Домінант] + [Походження] + [Площа] + [Домінант × Походження] | -22,24 | 0,369 | 4,23 |
| за типом онтогенезу: малолітніх | [Площа] | -26,48 | 0,122 | 1,39 |
| за життєвою формою: грамініодів | [Домінант] | -50,44 | 0,169 | 2,28 |

* Співвідношення AICc-вагомості кращої (W_1) і другої (W_2) за якістю моделей.

видів. Останні частково залежать також від походження деревостоїв, а частка адвентивних видів – від площі спільноти, в якій розташовувалися пробні площадки.

Напрямки зміни багатства та складу трав'яного ярусу в заростях *Acer negundo*. Таксономічне багатство трав'яного ярусу в заростях *A. negundo* значне і приблизно на 40% нижче, ніж під пологом інших видів

деревних рослин (рис. 2а). За результатами використання і *GLM*, і *LMM* домінування *A. negundo* не супроводжується зміною різноманітності (рис. 2б) та загального покриття (рис. 2в) трав'яного ярусу. Однак інші результати частково не узгоджуються один з одним: *LMM* не підтверджено, що у спільнотах з *A. negundo* змінюються частки адвентивних (рис. 2г) та синантропних (рис. 2д)

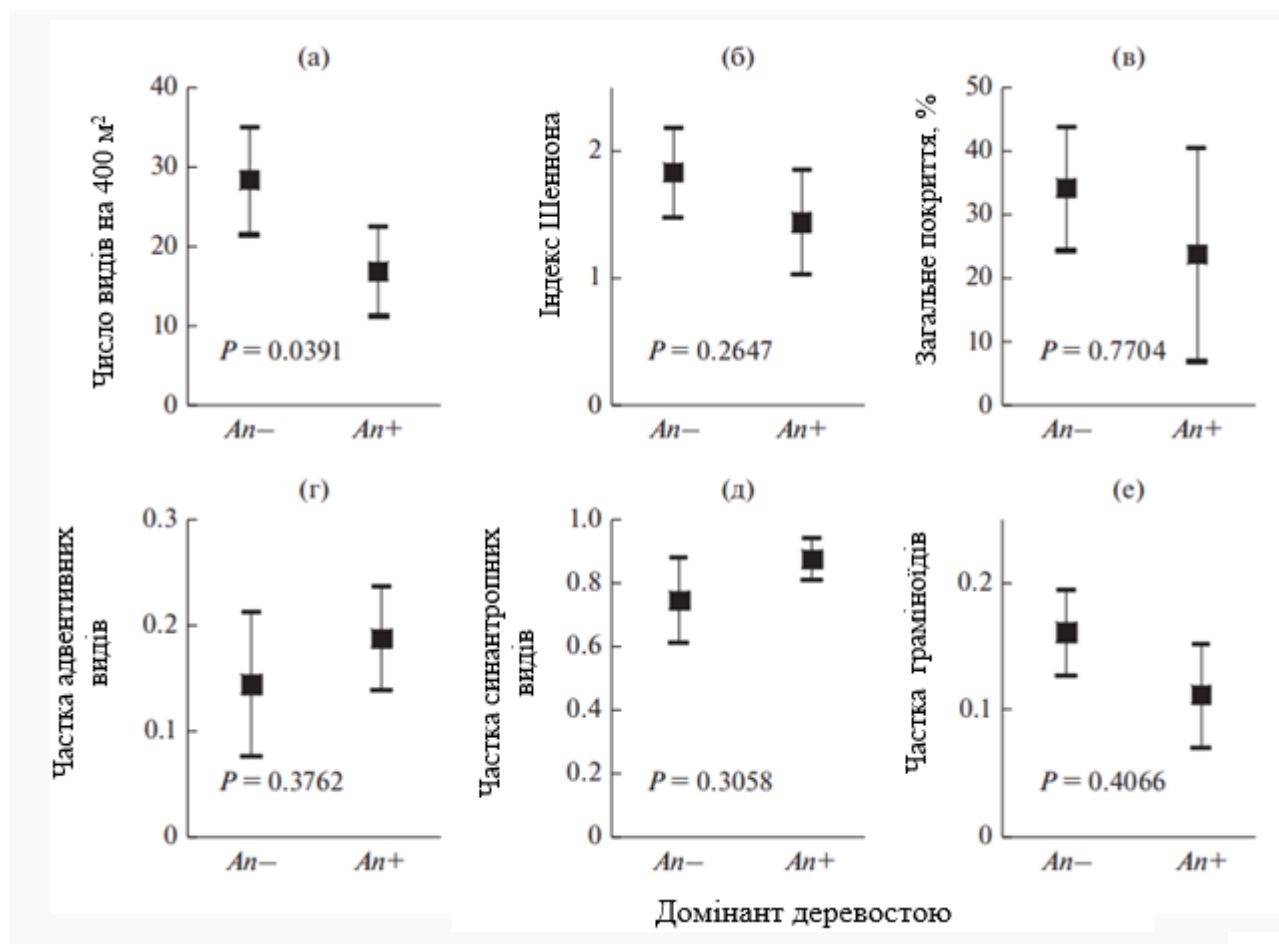


Рис. 2. Таксономічне багатство (а), різноманітність (б), загальне покриття (в) та частки адвентивних (г), синантропних (д) видів та видів-граміноїдів (е) у трав'яному ярусі угруповань з домінуванням *Acer negundo* (*An+*) та інших (*An-*) деревних рослин ($m \pm 95\%$ CI). Наведені *FDR*-скориговані значення *P* для змішаних лінійних моделей з фіксованим (домінант деревостою) та випадковим (номер ділянки) ефектами

Таблиця 2

Значимість (*FDR*-скориговані значення *P*) впливу факторів на характеристики трав'яного ярусу в загальних лінійних моделях

| Ознака | Домінант [1] | Походження [2] | Площа [3] | [1] × [2] | [1] × [3] | R ² _{adj} |
|---------------------------------------|--------------|----------------|-----------|-----------|-----------|-------------------------------|
| Кількість видів на 400 м ² | 0,0151 | - | - | 0,2103 | - | 0,29 |
| Індекс Шеннона | - | - | 0,8470 | - | - | 0,01 |
| Індекс Бергера-Паркера | - | - | 0,7100 | - | - | 0,01 |
| Загальне покриття | 0,1701 | - | 0,1558 | 0,2760 | 0,0723 | 0,30 |
| Частки груп видів: | | | | | | |
| за походженням: адвентивних | 0,0225 | 0,0753 | 0,2117 | 0,0175 | - | 0,56 |
| за синантропністю: синантропних | 0,0148 | 0,1152 | 0,0250 | 0,0342 | - | 0,66 |
| за типом онтогенезу: малолітніх | - | - | 0,2499 | - | - | 0,11 |
| за життєвою формою: граміноїдів | 0,2279 | - | - | - | - | 0,07 |

Примітка. Комбінації предикторів та їх взаємодій визначено за результатами відбору за допомогою AICc (див. табл. 1); прочерк означає, що предиктор не входить у кращу комбінацію.

видів, як і частка граміноїдів (рис. 2e). Ймовірно, це пояснюється поєднаним впливом різних факторів на багатство адвентивних та синантропних видів (див. табл. 1, табл. 2). Так, дуже низька частка адвентивних видів (близько 3%) властива лише угрупованням *An-* з деревостоем природного походження (рис. 3). У спільнотах з домінуванням *A. negundo* та спільнотах *An-* з посадженим деревостоем адвентивних видів 17-20%. Частка синантропних видів пов'язана не тільки з рівнем домінування *A. negundo*, а й із площею рослинної спільноти (рис. 4). При збільшенні площі, тобто при зменшенні фрагментованості, частка синантропних видів значно знижуються як під пологом *A. negundo* ($r = -0,67$; $n = 13$; $P = 0,0176$), так і під пологом інших дерев ($r = -0,72$; $n = 13$; $P = 0,0180$).

Враховуючи достатню узгодженість даних, опублікованих щодо проблеми інвазій рослин, очікувано, що в заростях *A. negundo* видове багатство трав нижче, ніж у інших урбанізованих спільнотах. Не очікувано, що контраст багатства трав'яного ярусу між угрупованнями *An-* та *An+* не дуже великий: 28 та 17 видів на 400 м² відповідно. Однак, оскільки порівнювались угруповання, подібні за рівнем урбанізації, фрагментованості та порушеності, встановлене 40%-не зниження видового багатства можна впевнено пов'язати із впливом *A. negundo*. Інші фактори, які могли впливати або впливали на видове багатство були вирівняні.

Встановити вплив *A. negundo* на різноманітність, загальну кількість, структуру домінування в угрупованнях, а також на частки малолітніх трав та граміноїдів не вдалося. Вплив *A. negundo* на пропорції адвентивних та синантропних трав виявлявся тільки в комплексі або на тлі ефектів, пов'язаних з рівнем порушеності та роз-

міром місця існування. Таким чином, в цілому ефекти для структури трав'яного ярусу, пов'язані з інвазією *A. negundo*, не дуже великі.

Реалізована схема підбору ПП дозволила впевнено інтерпретувати встановлені відмінності у видовому багатстві як результат впливу інвазійного дерева на живий надґрунтовий покрив. Таким чином, перша гіпотеза справедлива для урбанізованих угруповань. У спільнотах з домінуванням інвазійного *A. negundo* α -різноманітність трав'яного ярусу дійсно нижча, ніж у товариствах з домінуванням інших видів дерев, та найімовірніше, що це відбувається саме внаслідок впливу *A. negundo*.

Друга гіпотеза справедлива частково. Вона передбачала, що вплив *A. negundo* на різноманітність трав'яного ярусу проявляється незалежно від інших особливостей місця існування. Отримані дані дозволили встановити трансформуючий вплив *A. negundo* на угруповання під його пологом, але тільки для однієї ознаки – видового багатства.

Третя гіпотеза також справедлива лише частково. За даними, вплив *A. negundo* невибірковий у відношенні до однорічних/багаторічних видів та граміноїдів/різнотрав'я. Невибіркковість проявляється також у тому, що не встановлено впливу *A. negundo* на загальне покриття, співвідношення між багатством і загальним покриттям, а також на середній ступінь домінування. Під впливом *A. negundo* змінюються пропорції адвентивних та синантропних трав, але подібні зміни сильно пов'язані з антропогенною порушеністю та фрагментованістю місця існування. Тільки на фоні зміни властивостей місця існування проявляється вплив *A. negundo*.

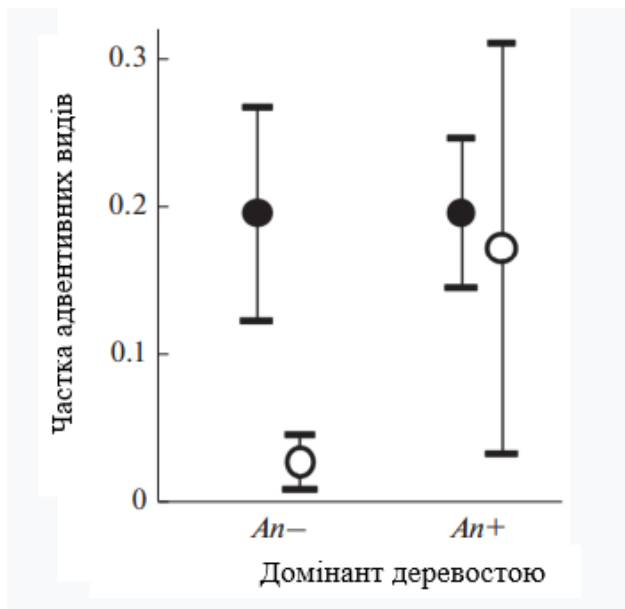


Рис. 3. Частка ($m \pm 95\% CI$) адвентивних видів у співтовариствах трав'яного ярусу з домінуванням *Acer negundo* (*An+*) та інших видів деревних (*An-*) залежно від походження деревостою: штучного (●) або природного (○)

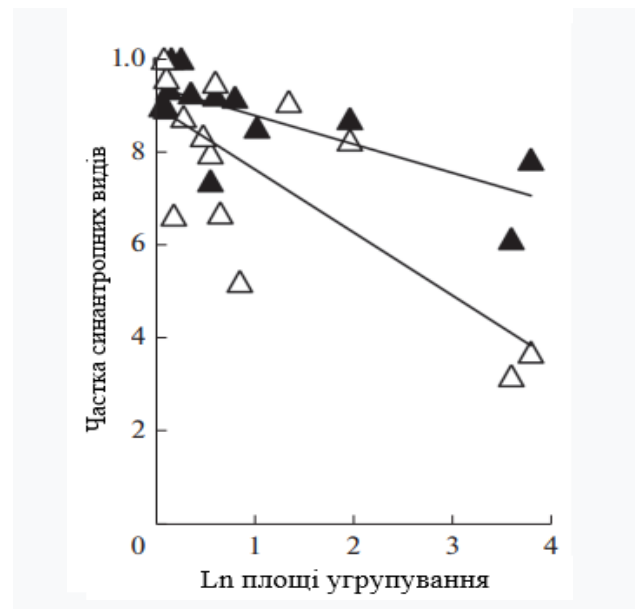


Рис. 4. Частки синантропних видів залежно від площі угруповання: у трав'яному ярусі з домінуванням *Acer negundo* (▲) та інших видів деревних (△)

Отриманні дані дозволяють бути впевненими, що під впливом *A. negundo* відбувається зниження видового багатства спільнот. Але не можна однозначно сказати про відсутність ефектів з боку *A. negundo* на різноманітність, структуру домінування, співвідношення однорічні/багаторічні види та граміноїди /різнотрав'я. Вплив *A. negundo* на ці ознаки не доведено у межах реалізованого експериментального дизайну.

Дані про негативні наслідки рослинних інвазій для біорізноманіття аборигенних спільнот рослин численні [2, 4-7]. Такі дані є й для інвазії *A. negundo* [17, 18]. З іншими опублікованими даними добре узгоджується встановлене збільшення частки синатропних видів при зростанні інтенсивності порушень і фрагментації [24-26] і частки адвентивних видів при зростанні фрагментації [4]. Таким чином, отриманні результати підтверджують ці ефекти. До деяких ефектів отримані результати знижують невизначеність. Наприклад, частково підтвердилося, що інвазія *A. negundo* сприяє посиленню адвентизації підлеглих ярусів. Це дозволяло припускати і опубліковані раніше результати [14, 21, 22], хоча відомі і протилежні приклади [20].

Підвищена адвентизація угруповань під пологом чужорідного дерева з великою конкурентною потужністю можлива. Високе видове багатство саме по собі можна вважати бар'єром для інвазій [30]. Якщо з якоїсь причини видове багатство знижується, у нашому випадку – під впливом *A. negundo*, це може призводити до зростання відкритості спільнот до потрапляння чужорідних рослин. Встановлено підвищену інвазійність угруповань до чужорідних трав при домінуванні *A. negundo* при одночасному підвищенні інтенсивності порушень.

У дослідженнях з'ясували, чи змінюється у присутності сильного конкурента чи виду, який значно перетворює умови середовища, перерозподіл різноманітностей другорядних видів. Встановлено, що під впливом *A. negundo* перерозподілу в структурі домінування трав'янистих рослин не відбувається. Однак при інтерпретації цього результату важливо враховувати, що одним з другорядних критеріїв ідентичності парних ПП всередині ділянки при їх доборі була схожість покриттів крон дерев: ПП *An-* та *An+* не відрізняються за цим показником – 88 ± 1 та $90 \pm 1\%$ відповідно. Тому й не дивно, що значення індексів Шеннона та Бергера-Паркера не змінювалися під впливом *A. negundo*. У парках м. Одеси [15] зімкнутість крон дерев помітно менше і становить у середньому $42 \pm 1\%$.

Зазначити механізми конкурентного або середовище перетворюючого впливу *A. negundo* на рослини нижніх ярусів можна лише гіпотетично. Найбільш очевидне пояснення сильного впливу чужорідних видів на середовище – ефективне використання або перехоплення ресурсів: світла, вологи, елементів мінерального харчування [3, 20]. Активно досліджуються також пояснення, що передбачають специфічність у чужорідних рослин plant-soil feedback, включаючи алелопатію та взаємодії з мікроорганізмами ґрунту [31], і здатність до активного накопичення підстилки [32]. Конкретні механізми конкурентного або середо-

вище утворюючого впливу *A. negundo* поки фактично не досліджені.

Висновки. Встановлено, що основний ефект, який супроводжує домінування чужорідного північноамериканського дерева *Acer negundo* в урбанізованих угрупованнях, – зниження видового багатства трав'яного ярусу. Зміна більшості інших характеристик угруповань під впливом *A. negundo* не підтвердилося. Вплив *A. negundo* на види трав невибіркового чи мало вибіркового, але для надійного з'ясування ступеня такої вибіркової необхідні спеціальні дослідження.

Вдалося відокремити ефект, пов'язаний з домінуванням *A. negundo*. Для цього використовувалася спеціальна схема розміщення пробних площадок на ділянках, що відрізняються розміром та ступенем антропогенної трансформованості. В результаті встановлено, що причинами варіювання складу урбанізованих рослинних угруповань є вид деревного домінанта (*A. negundo* або інші дерева) і площа насаджень. Таким чином, у методичному плані отримані результати свідчать про те, що при оцінюванні наслідків рослинних інвазій в масштабі угруповань потрібно обов'язково враховувати просторові та інші закономірності структури угруповань. Чіткий поділ ефектів урбанізації, фрагментації, забруднення місця існування, а також наслідків вселення чужорідних рослин можливий тільки за спеціальних методичних зусиль. В іншому випадку існує ймовірність помилково інтерпретувати ефекти урбанізації чи фрагментації як наслідки інвазій чужорідних видів чи навпаки.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Wilcove D.S., Rothstein D., Dubow J. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience*. 2000. V. 48. № 8. P. 607-615.
2. Vila M., Espinar J.L., Hejda M. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecol. Lett.* 2011. V. 14. № 7. P. 702-708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
3. Gioria M., Osborne B.A. Resource competition in plant invasions: emerging patterns and research needs. *Front. Plant Sci.* 2014. V. 5. № 501. P. 1-21. <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00501>
4. Vila M., Corbin J.D., Dukes J.S. Linking plant invasions to global environmental change. *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Berlin : Springer, 2006. 294 p.
5. Maron J.L., Marler M. Effects of native species diversity and resource additions on invader impact. *Am. Nat.* 2008. V. 172. № 1. P. 18-33. <https://doi.org/10.1086/588303>
6. Hejda M., Pyšek P., Jarošík V. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *J. Ecol.* 2009. V. 97. № 3. P. 393-403.
7. Lanta V., Hyvonen T., Norrdahl K. Non-native and native shrubs have differing impacts on species diversity and composition of associated plant communities. *Plant Ecol.* 2013. V. 214. № 12. P. 1517-1528. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0272-0>
8. Blackburn T.M., Bellard C., Ricciardi A. Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Front. Ecol. Environ.* 2019. V. 17. № 4. P. 203-207. <https://doi.org/10.1002/fee.2020>

9. Davis M., Chew M.K., Hobbs R.J. Don't judge species on their origins. *Nature*. 2011. V. 474 (7350). P. 153-154. <https://doi.org/10.1038/474153a>
10. Kowarik I., von der Lippe M., Cierjacks A. Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. *Preslia*. 2013. V. 85. № 2. P. 113-132.
11. Кисельов Ю.О., Суханова І.П., Парахненко В.Г., Швець Я.А., Черниш В.І. Адвентивна флора України: географічні особливості поширення. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2020. Т. 30. № 1. С. 9-13. <https://doi.org/10.36930/40300101>
12. Іващенко О.О., Бурда Р.І. Європейська політика щодо інвазійних чужорідних видів рослин і перспективи її запровадження в Україні. *Наукові праці Інституту біоенергетичних культур і цукрових буряків*. 2014. Вип. 20. С. 46-54. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/znpicb_2014_20_10 (звернення 11.07.2022).
13. Бурда Р.І., Пашкевич Н.А., Бойко Г.В. Чужорідні види охоронних флор Лісостепу України. Київ : Наукова думка, 2015. 116 с.
14. Клименко Т.К., Сягайло І.О. Успішність впровадження інвазійних видів деревних рослин в урбофітоценози. *Екологічні науки*. 2020. № 1(28). С. 328-334. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.53>
15. Гусєва К.Д., Пилипенко Г.П., Сафранов Т.А. Ландшафтні передумови забруднення урбоекосистем (на прикладі території міста Одеси). *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2012. Вип. 13. С. 17-28.
16. Федорчук М.М., Протопопова В.В., Шевера М.В., Шевчик В.Л. Синантропізація лісового та чагарникового флорокомплексів Середнього Придніпров'я (Україна). *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія*. 2020. Т.12. № 2. С. 263-278. <https://doi.org/10.31861/biosystems2020.02.263>
17. Гудзевич Ф.В., Гудзевич Л.С., Любченко В.Є. До проблеми збереження й відновлення біорізноманіття на природоохоронних та суміжних з ними територіях. Моніторинг та охорона біорізноманіття в Україні. *Моніторинг та охорона біорізноманіття в Україні*. 2020. Вип. 16. Т. 1. С. 66-74.
18. Міськова О.В. Участь інвазійних видів рослин у різних типах біотопів регіонального ландшафтного парку «Сеймський». *Класифікація рослинності та біотопів України* : матеріали IV наук.-теорет. конф., м. Київ, 25-26 березня 2020. Київ, 2020. С. 106-115.
19. Reinhart K.O., Greene E., Callaway R.M. Effects of *Acer platanoides* invasion on understory plant communities and tree regeneration in the Rocky Mountains. *Ecography*. 2005. V. 28. № 5. P. 573-582.
20. Schuster M.J., Reich P.B. Amur maple (*Acer ginnala*): an emerging invasive plant in North America. *Biol. Invasions*. 2018. V. 20. № 10. P. 2997-3007.
21. Del Vecchio S., Acosta A., Stanisci A. The impact of *Acacia saligna* invasion on Italian coastal dune EC habitats. *Comptes Rendus Biologies*. 2013. V. 336. № 7. P. 364-369. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2013.06.004>
22. Slabejova D., Bacigal T., Hegedusova K. Comparison of the understory vegetation of native forests and adjacent *Robinia pseudoacacia* plantations in the Carpathian-Pannonian region. *For. Ecol. Manag.* 2019. V. 439. P. 28-40. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.039>
23. Hui C., Richardson D.M., Visser V. Ranking of invasive spread through urban green areas in the world's 100 most populous cities. *Biol. Invasions*. 2017. V. 19. № 12. P. 3527-3539. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1584-0>
24. Chytrý M., Jarošík V., Pyšek P. Separating habitat invisibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology*. 2008. V. 89. № 6. P. 1541-1553.
25. Arianoutsou M., Delipetrou P., Vila M. et al. Comparative patterns of plant invasions in the Mediterranean biome. *PLOS One*. 2013. V. 8. № 11. P. 1-13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079174>
26. Pyšek P., Chytrý M., Perg J. Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*. 2012. V. 84. № 3. P. 575-629.
27. Національний каталог біотопів України / за ред. А.А. Куземко, Я.П. Дідуха, В.А. Онищенко, Я. Шеффера. Київ : ФОП Клименко Ю.Я., 2018. 442 с.
28. Зелена книга України / за заг. ред. Я.П. Дідуха. Київ : Альтерпрес, 2009. 448 с.
28. Burnham K.P., Anderson D.R. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretical approach. N.Y. : Springer-Verlag, 2002. 488 p.
29. Kennedy T.A., Naeem S., Howe K.M. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*. 2002. V. 417 (6889). P. 636-638. <https://doi.org/10.1038/nature00776>
30. Suding K.N., Harpole W.S., Fukami T. Consequences of plant-soil feedbacks in invasion. *J. Ecol.* 2013. V. 101. № 2. P. 298-308.
31. Zhang P., Li B., Wu J., Hu S. Invasive plants differentially affect soil biota through litter and rhizosphere pathways: a meta-analysis. *Ecol. Lett.* 2019. V. 22. № 1. P. 200-210. <https://doi.org/10.1111/ele.13181>

REFERENCES:

1. Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J. (2000). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience*, 48/8, 607-615
2. Vila, M., Espinar, J.L., Hejda, M. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecol. Lett.*, 14/7, 702-708 <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
3. Gioria, M., Osborne, B.A. (2014). Resource competition in plant invasions: emerging patterns and research needs. *Front. Plant Sci.*, 5/501, 1-21 <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00501>
4. Vila, M., Corbin, J.D., Dukes, J.S. (2006). Linking plant invasions to global environmental change. *Terrestrial ecosystems in a changing world* (pp. 93-102). Berlin : Springer
5. Maron, J.L., Marler, M. (2008). Effects of native species diversity and resource additions on invader impact. *Am. Nat.*, 172/1, 18-33 <https://doi.org/10.1086/588303>
6. Hejda, M., Pyšek, P., Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *J. Ecol.*, 97/3, 393-403
7. Lanta, V., Hyvonen, T., Norrdahl, K. (2013). Non-native and native shrubs have differing impacts on species diversity and composition of associated plant communities. *Plant Ecol.*, 214/12, 1517-1528 <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0272-0>

8. Blackburn, T.M., Bellard, C., Ricciardi, A. (2019). Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Front. Ecol. Environ.*, 17/4, 203-207 <https://doi.org/10.1002/fee.2020>
9. Davis, M., Chew, M.K., Hobbs, R.J. (2011). Don't judge species on their origins. *Nature*, 474 (7350), 153-154 <https://doi.org/10.1038/474153a>
10. Kowarik, I., von der Lippe, M., Cierjacks, A. (2013). Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. *Preslia*, 85/2, 113-132
11. Kyselov, Yu.O., Sukhanova, I.P., Parakhnenko, V.H., Shvets, Ya.A., Chernysh, V.I. (2020). Adventyvnna flora Ukrainy: heohrafichni osoblyvosti poshyrennia [Adventitious flora of Ukraine: geographical features of distribution]. *Naukovyi visnyk NLTU Ukrainy*, 30/1, 9-13 <https://doi.org/10.36930/40300101> [in Ukrainian].
12. Ivashchenko, O.O., Burda, R.I. (2014, July 11). Yevropeiska polityka shchodo invaziinykh chuzhoridnykh vydiv roslyn i perspektyvy yii zaprovadzhennia v Ukraini [European policy regarding invasive alien plant species and prospects for its introduction in Ukraine]. *Naukovi pratsi Instytutu bioenerhetychnykh kultur i tsukrovyykh buriakiv*, 20, 46-54. Retrieved from URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/znpicb_2014_20_10 [in Ukrainian].
13. Burda, R.I., Pashkevych, N.A., & Boiko, H.V. (2015). *Chuzhoridni vydy okhoronnykh flor Lisostepu Ukrainy* [Alien species of protective flora of the Forest Steppe of Ukraine]. Kyiv : Naukova dumka [in Ukrainian].
14. Klymenko, T.K., Siahailo, I.O. (2020). Uspishnist vprovadzhennia invaziinykh vydiv derevnykh roslyn v urbofitotsenozy [The success of the introduction of invasive species of woody plants into urbo-phytocenoses]. *Ekolohichni nauky*, 1(28), 328-334 <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.53> [in Ukrainian].
15. Husieva, K.D., Pylypenko, H.P., Safranov. T.A. (2012). Landshaftni peredumovy zabrudnennia urboekosystem (na prykladi terytorii mista Odesy) [Landscape prerequisites of pollution of urboecosystems (on the example of the territory of the city of Odessa)]. *Visnyk Odeskoho derzhavnogo ekolohichnoho universytetu*, 13, 17-28 [in Ukrainian].
16. Fedorchuk, M.M., Protopopova, V.V., Shevera, M.V., Shevchuk, V.L. (2020). Synantropizatsiia lisovoho ta chaharnykovoho florokompleksiv Serednoho Prydniprov'ia (Ukraina) [Synanthropization of forest and shrub flora complexes of the Middle Dnieper region (Ukraine)]. *Naukovyi visnyk Chernivetskoho universytetu. Biolohiia*, 12/2, 263-278 <https://doi.org/10.31861/biosystems2020.02.263> [in Ukrainian].
17. Hudzevych, F.V., Hudzevych, L.S., Liubchenko, V. Ie. (2020). Do problemy zberezhenntia y vidnovlennia bioriznomanittia na pryrodookhoronnykh ta smizhnykh z nymy terytoriiakh. Monitorynh ta okhorona bioriznomanittia v Ukraini [To the problem of preservation and restoration of biodiversity in nature conservation and adjacent territories. Monitoring and protection of biodiversity in Ukraine]. *Monitorynh ta okhorona bioriznomanittia v Ukraini*, 16/1, 66-74 [in Ukrainian].
18. Miskova, O.V. Uchast invaziinykh vydiv roslyn u riznykh typakh biotopiv rehionalnoho landshaftnoho parku «Seimskiy» [Participation of invasive plant species in different types of biotopes of the regional landscape park "Seymskiy"], *Klasyfikatsiia roslynosti ta biotopiv Ukrainy : materialy IV nauk.-teoret.* [Classification of vegetation and biotopes of Ukraine, Proceedings of the 4th Scientific-Theoretical Conference]. Kyiv [in Ukrainian].
19. Reinhart, K.O., Greene, E., Callaway, R.M. (2005). Effects of *Acer platanoides* invasion on understory plant communities and tree regeneration in the Rocky Mountains. *Ecography*, 28/5, 573-582 [in English].
20. Schuster, M.J., Reich, P.B. (2018). Amur maple (*Acer ginnala*): an emerging invasive plant in North America. *Biol. Invasions*, 20/10, 2997-3007
21. Del Vecchio, S., Acosta, A., Stanisci, A. (2013). The impact of *Acacia saligna* invasion on Italian coastal dune EC habitats. *Comptes Rendus Biologies*, 336/7, 364-369 <https://doi.org/10.1016/j.crv.2013.06.004>
22. Slabejova, D., Bacigal, T., Hegedusova, K. (2019). Comparison of the understory vegetation of native forests and adjacent *Robinia pseudoacacia* plantations in the Carpathian-Pannonian region. *For. Ecol. Manag.*, 439, 28-40 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.039>
23. Hui, C., Richardson, D.M., Visser, V. (2017). Ranking of invasive spread through urban green areas in the world's 100 most populous cities. *Biol. Invasions*, 19/12, 3527-3539 <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1584-0>
24. Chytry, M., Jarosik, V., Pysek, P. (2008). Separating habitat invisibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology*, 89/6, 1541-1553
25. Arianoutsou, M., Delipetrou, P., Vila, M. (2013). Comparative patterns of plant invasions in the Mediterranean biome. *PLoS One*, 8/11, 1-13 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079174>
26. Pysek, P., Chytry, M., Perg, J. (2012). Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*, 84/3, 575-629
27. Kuzemko, A.A., Didukh, Ya.P., Onyshchenka, V.A., Ya. Sheffera, Ya. (Ed.) (2018). *Natsionalnyi katalog biotopiv Ukrainy* [National catalog of biotopes of Ukraine]. Kyiv : FOP Klymenko [in Ukrainian].
28. Didukh, Ya. P. (Ed.) (2009). *Zelena knyha Ukrainy* [Green Book of Ukraine]. Kyiv: Alterpres [in Ukrainian].
29. Burnham, K.P., & Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodal inference: A practical information-theoretical approach*. N.Y. : Springer-Verlag
30. Kennedy, T.A., Naeem, S., Howe, K.M. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417 (6889), 636-638 <https://doi.org/10.1038/nature00776>
31. Suding, K.N., Harpole, W.S., Fukami, T. (2013). Consequences of plant-soil feedbacks in invasion. *J. Ecol.*, 101/2, 298-308
32. Zhang, P., Li, B., Wu, J., Hu, S. (2019). Invasive plants differentially affect soil biota through litter and rhizosphere pathways: a meta-analysis. *Ecol. Lett.*, 2/1, 200-210 <https://doi.org/10.1111/ele.13181>

Мадані М.М. Урбанізовані рослинні угруповання з домінуванням інвазійного *ACER NEGUNDO*

Мета. Зіставити параметри α -різноманіття рослинних угруповань, схильних і не схильних до інвазії *A. negundo*, але вирівняних між собою за іншими характеристиками (ступінь урбанізації, фрагментованість, антропогенна порушеність).

Методи. Комплексне використання польового, лабораторного, математично-статистичного, розрахунково-порівняльного методів і системного аналізу.

Результати. Порівнювали α -різноманітність угруповань трав'яного ярусу, схильних і не схильних до інвазії *Acer negundo*, але вирівняних між собою за ступенем урбанізації, фрагментованості та антропогенної порушеності. Дослідження виконані в м. Одеса на 13 ділянках по дві пробні площадки на кожній: одна – угруповання з домінуванням *A. negundo*; друга – угруповання із домінуванням інших видів дерев, тобто всього 26 спільнот. Встановлено, що основні причини варіювання характеристик трав'яного ярусу – вид деревного домінанта (*A. negundo* або інших дерев) та площа насаджень. У заростях *A. negundo* число видів трав на 400 м² було нижче, ніж під кронами інших дерев: 17±3 та 28±3 відповідно. Проте спільноти з *A. negundo* і без нього не розрізнялися за значеннями індексу Шеннона та ступеню домінування, а також за співвідношенням однорічні/багаторічні види та граміноїди/різнотрав'я. Збільшення фрагментованості місця існування супроводжувалося зростанням частки синантропних видів як під пологом *A. negundo*, так і в угрупованнях з домінуванням інших дерев. У методичному плані результати показали, що при оцінюванні наслідків рослинних інвазій слід обов'язково враховувати просторові закономірності детермінації структури угруповань.

Висновки. Встановлено, що основний ефект, який супроводжує домінування чужорідного північноамериканського дерева *Acer negundo* в урбанізованих угрупованнях, – зниження видового багатства трав'яного ярусу. Зміна більшості інших характеристик угруповань під впливом *A. negundo* не підтвердилося. Вплив *A. negundo* на види трав невибірковий чи мало вибірковий, але для надійного з'ясування ступеня такої вибіркової необхідні спеціальні дослідження.

Встановлено, що причинами варіювання складу урбанізованих рослинних угруповань є вид деревного домінанта (*A. negundo* або інші дерева) і площа насаджень. Таким чином, у методичному плані отримані результати свідчать про те, що при оцінюванні наслідків рослинних інвазій в масштабі угруповань потрібно обов'язково враховувати просторові та інші закономірності структури угруповань. Чіткий поділ ефектів урбанізації, фрагментації, забруднення місця існування, а також наслідків вселення чужорідних рослин можливий тільки за спеціальних методичних зусиль. В іншому випадку існує ймовірність помилково інтерпретувати ефекти урбанізації чи фрагментації як наслідки інвазій чужорідних видів чи навпаки.

Ключові слова: урбоєкологія, інвазійні рослини, техногенез, міська рослинність, урбанізація, фрагментація, α -різноманіття.

Madani M.M. Urbanized plant communities dominated by invasive *ACER NEGUNDO*

Goal. To compare the α -diversity parameters of plant communities prone and not prone to *A. negundo* invasion, but aligned with each other according to other characteristics (degree of urbanization, fragmentation, anthropogenic disturbance). **Methods.** Complex use of field, laboratory, mathematical-statistical, calculation-comparative methods and system analysis. **Results.** We compared the α -diversity of groups of the grass layer, prone and not prone to *Acer negundo* invasion, but aligned with each other according to the degree of urbanization, fragmentation, and anthropogenic disturbance. The research was carried out in Odesa on 13 sites with two test sites on each: one – grouping dominated by *A. negundo*; the second is a grouping dominated by other types of trees, i.e. 26 communities in total. It was established that the main reasons for the variation in the characteristics of the grass layer are the dominant tree species (*A. negundo* or other trees) and the area of plantations. In thickets of *A. negundo*, the number of grass species per 400 m² was lower than under the crowns of other trees: 17±3 and 28±3, respectively. However, communities with and without *A. negundo* did not differ in Shannon index values and degree of dominance, as well as in the ratio of annual/perennial species and graminoids/herbs. The increase in habitat fragmentation was accompanied by an increase in the share of synanthropic species both under the canopy of *A. negundo* and in groups dominated by other trees. From a methodological point of view, the results showed that when assessing the consequences of plant invasions, it is necessary to take into account the spatial regularities of the determination of the structure of groupings. **Conclusions.** It was established that the main effect accompanying the dominance of the alien North American tree *Acer negundo* in urbanized communities is a decrease in the species richness of the grass layer. The change of most other characteristics of the groups under the influence of *A. negundo* was not confirmed. The effect of *A. negundo* on grass species is non-selective or slightly selective, but special studies are needed to reliably find out the degree of such selectivity.

It was established that the reasons for variation in the composition of urbanized plant communities are the dominant tree species (*A. negundo* or other trees) and the area of plantations. Thus, from a methodological point of view, the obtained results indicate that when assessing the consequences of plant invasions at the scale of groups, it is necessary to take into account spatial and other regularities of the structure of groups. A clear division of the effects of urbanization, fragmentation, habitat pollution, as well as the consequences of the introduction of alien plants is possible only with special methodological efforts. Otherwise, there is a possibility of misinterpreting the effects of urbanization or fragmentation as the effects of alien species invasions or vice versa.

Key words: urboecology, invasive plants, ecosystem, urban vegetation, urbanization, fragmentation, α -diversity.