

ДИНАМІКА СТАНУ РОСЛИННИХ УГРУПОВАНЬ ОХОРОННИХ ПРИРОДНИХ ТЕРИТОРІЙ ВНАСЛІДОК РЕКРЕАЦІЙНОГО ВИКОРИСТАННЯ

Мадані М.М.

Одеський національний технологічний університет
вул. Канатна, 112, 64039, м. Одеса
madanikader50@gmail.com

У статті наведено результати щодо динаміки стану рослинних угруповань охоронних природних територій внаслідок рекреаційного використання. Для оцінки динаміки стану лісових угруповань на ділянках, схильних до рекреаційного впливу різної інтенсивності, перевіряли два припущення: 1) таксономічне багатство та різноманітність угруповань на ділянках з інтенсивним рекреаційним впливом нижче, а багатство синантропних видів – вище; 2) під час тривалого рекреаційного впливу багатство і частка синантропних видів продовжують збільшуватися. Дослідження проведені з 2016 р. по 2023 р. в Одеській області на 4 охоронних територіях. На кожній території моніторинг виконаний на двох площадках, одна з яких схильна до сильного рекреаційного впливу, а друга ділянка – контрольна.

Встановлено, що рекреаційно використовувані рослинні спільноти містять у середньому стільки ж видів, скільки і контрольні, але при інтенсивній рекреації багатство і частка синантропних видів вище, а індигенних – нижче. За 7 років частка синантропних видів значно збільшилася в інтенсивно відвідуваних ділянках і, що особливо важливо, і в мало відвідуваних спільнотах.

Встановлено, що основний ефект рекреаційного впливу на рослинність охоронних природних територій Одеської області при поточному рівні навантажень – зміна видового складу угруповань: α -різноманітність схильних до рекреації співтовариств не знижується, але відбувається заміщення типових видів синантропними.

Виявлено швидко, в масштабі декількох років, збільшення частки синантропних видів не тільки на інтенсивно відвідуваних ділянках охоронних природних територій, а також поза ними. Це свідчить про те, що локальні рекреаційні дії (на маршрутах, оглядових майданчиках) супроводжуються трансформацією рослинних угруповань, безпосередньо не схильних до витоптування. Отже, трансформації піддаються території природних парків та заказників загалом. Для збереження природоохоронної ефективності охоронних природних територій необхідне ретельне науково-обґрунтоване опрацювання регламентів організації їх рекреаційної діяльності. *Ключові слова:* моніторинг рослинності, динаміка рослинності, рекреація, рекреаційні зони, охорона рослин, природні території, синантропізація.

Dynamics of the state of plant communities of protected natural areas as a result of recreational use. Madani M.

The article presents the results regarding the dynamics of the state of plant groups of protected natural areas as a result of recreational use. In order to assess the dynamics of the state of forest communities in areas subject to recreational influence of varying intensity, two assumptions were tested: 1) the taxonomic richness and diversity of communities in areas with intensive recreational influence is lower, and the richness of synanthropic species is higher; 2) during long-term recreational exposure, the richness and share of synanthropic species continue to increase. The research was conducted from 2016 to 2023 in Odesa region in 4 protected areas. In each territory, monitoring was carried out at two sites, one of which is subject to strong recreational influence, and the second – control. It was established that recreationally used communities contain on average the same number of species as control ones, but with intensive recreation, the richness and share of synanthropic species is higher, and indigenous species are lower. Over 7 years, the share of synanthropic species has significantly increased in intensively visited and, what is especially important, in sparsely visited communities.

It was established that the main effect of recreational influence on the vegetation of protected natural areas of the Odesa region at the current level of loads is a change in the species composition of groups: the α -diversity of recreation-prone communities does not decrease, but typical species are replaced by synanthropic ones.

A rapid increase in the share of synanthropic species over several years was revealed not only in intensively visited areas of protected natural areas, but also outside them. This indicates that local recreational activities (on routes, observation decks) are accompanied by the transformation of plant communities that are not directly prone to being trampled. Therefore, the territories of natural parks and nature reserves in general are subject to transformation. In order to preserve the nature conservation effectiveness of protected natural territories, it is necessary to carefully study the regulations for the organization of their recreational activities based on science. *Key words:* vegetation monitoring, vegetation dynamics, recreation, recreational areas, plant protection, natural territories, synanthropization.

Постановка проблеми. Охорона біологічного розмаїття необхідна для збереження еволюційного потенціалу біоти та стійкості екосистемних функцій [1]. Найбільш ефективний спосіб збереження біорізноманіття – створення охоронних природних територій (ОПТ). Однак завданням деяких ОПТ, наприклад природних парків, є охорона природи одночасно з організацією рекреаційної діяльності. На таких територіях актуальна підтримка балансу між збереженням природних ландшафтів і співтовариств та їх рекреаційною експлуатацією.

Актуальність дослідження. Збереження природних фітоценозів ОПТ є важливим для еволюційного потенціалу біоти, збереження цінного біорізноманіття та підтримання екологічного балансу територій тощо. Тому вивчення, охорона, раціональне використання та постійний моніторинг фітоценозів ОПТ набувають особливої актуальності. У зв'язку з цим, актуальними є дослідження динаміки стану рослинних угруповань ОПТ на ділянках, схильних до рекреаційного впливу.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Результати проведених досліджень можуть бути корисні для науковців, здобувачів, працівників ПЗФ області у процесі фонових моніторингу екологічного стану природно-заповідних територій Одеської області різного значення (загальнодержавного чи місцевого), а також для розробки ефективних заходів з метою покращення охорони та збереження біорізноманіття одночасно з організацією рекреаційної діяльності.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Рекреаційний вплив на біоту розглядається передусім як механічний вплив на ґрунт і нижні яруси рослинних співтовариств – витоптування, або трамплінг. Дослідження прямих рекреаційних ефектів для рослинних угруповань ОПТ численні [2–8]. Близький напрямок – дослідження трансформації рослинності придорожньої зони [9–13]. Трансформація співтовариств поблизу стежок і доріг часто відбувається не тільки через витоптування, але і через проникнення чужорідних видів, не типових для не порушених спільнот. Це окремий напрямок досліджень на ОПТ [7, 13–16].

Видове багатство рослинних угруповань при рекреації, як правило, знижується [3, 5, 8], хоча при проміжних навантаженнях може підвищуватися [8]. Нелінійність залежності видового багатства від інтенсивності рекреаційних навантажень особливо проявляється поблизу стежок і доріг. При проміжних порушеннях – на узбіччях – число видів і різноманітність рослин можуть бути вищими, ніж у не порушених співтовариствах [6, 9, 10]. Проте за сильних порушень – власне на дорогах і стежках – багатство нижче, ніж у вихідних співтовариствах [2, 9, 11, 12]. Зазвичай зниження загального видового багатства рослинних угруповань під впливом рекреації відбу-

вається через зменшення числа автохтонних або рідкісних видів [4, 8, 12, 17]. Очікувано збільшується число синантропних [2, 4, 18, 19], рудеральних [11] та чужорідних [10, 16] видів в рекреаційно порушуваних спільнотах.

Найчастіше дослідження наслідків рекреації були одноразовими, виконаними як порівняння ділянок з різним рекреаційним навантаженням в один момент часу [2, 6, 8–10, 12, 18, 19]. Дизайн із повторним обстеженням тих самих рекреаційних ділянок зустрічається рідше [3, 5, 20]. Тим часом тільки таким способом можна оцінити динамічні характеристики – швидкість і ступінь оборотності рекреаційної трансформації рослинності.

Мета дослідження – оцінити динаміку стану рослинних угруповань охоронних природних територій на ділянках, схильних до рекреаційного впливу різної інтенсивності. Як робочі гіпотези перевірялись такі припущення: 1) таксономічне багатство і різноманітність рослинних угруповань на ділянках з інтенсивним рекреаційним впливом нижче, ніж на мало відвідуваних, при цьому на ділянках з інтенсивним рекреаційним впливом багатство синантропних видів вище, а індигенних – нижче, ніж мало відвідуваних; 2) під час тривалого рекреаційного впливу видове розмаїття і багатство індигенних видів продовжують знижуватися, а багатство і частка синантропних – збільшуватися. Таким чином, планувалося оцінити не тільки поточний стан співтовариств з різною відвідуваністю, але перш за все динаміку їх стану протягом 7 років рекреаційної експлуатації.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. В даній статті для оцінки динаміки стану лісових угруповань на ділянках, схильних до рекреаційного дії різної інтенсивності, перевірялось два припущення: 1) таксономічне багатство та різноманітність спільнот на ділянках з інтенсивним рекреаційним впливом нижче, а багатство синантропних видів – вище; 2) при тривалому рекреаційному впливі багатство і частка синантропних видів продовжують збільшуватися.

Новизна. На основі проведених власних досліджень вперше було встановлено, що рекреаційно використовувані спільноти, містять у середньому стільки ж видів, скільки і контрольні, але при інтенсивній рекреації багатство і частка синантропних видів вища, а індигенних – нижча. Встановлено трансформація видового складу рослинних угруповань у рекреаційно використовуваних резерватах не тільки на ділянках з інтенсивним рекреаційним впливом, а й на мало відвідуваних ділянках. Це новий емпіричний факт, що свідчить про можливість швидкої синантропізації лісової рослинності рекреаційно використовуваних природоохоронних територій загалом.

Методологічне або загальнонаукове значення. Оцінка змін рослинних угруповань ОПТ Одещини

сприяє формуванню знань щодо якісного та кількісного видового різноманіття краю, виявленню антропогенних чинників, які впливають на біорізноманіття Одеського регіону, дає змогу прийняти важливі рішення для покращення умов відновлення чи охорони уразливих (чутливих) видів флори та фауни.

Матеріали та методика досліджень. Райони. Дані зібрані в заказниках Одеської області: Петрівський, Шептереди, Березівський та Савранський ліс. Досліджені посадки не є корінними, вони піддаються рубкам і представляють етапи відновлювальних сукцесій. Рекреаційну діяльність на обстежених територіях розвинуто задовго до створення ОПТ. Однак у флористичному та фітоценотичному відношенні досліджені території трансформовані незначно, зберігаючи природоохоронне значення та рекреаційну привабливість. Поза рекреаційними ділянками ОПТ регулярні знахідки рослин, що охороняються [28]. Навантаження на їх природні комплекси, в основному рекреаційне, велике і постійно збільшується.

Дослідні ділянки та геоботанічні описи. У кожній ОПТ закладено по дві пов'язані дослідні ділянки (ПДД): одна розташована безпосередньо на інтенсивно відвідуваному туристичному маршруті і тому схильна до значного рекреаційного впливу; інша розташована осторонь маршрутів і мало відвідується – це контрольна, мало порушена чи умовно не порушена ПДД. У кожній ОПТ пари ПДД закладені в одних і тих же елементах рельєфу, в одних і тих же ґрунтових умовах, поблизу одна від одної – в межах одного лісорослинного виділу. Імовірно до початку інтенсивного рекреаційного використання мало відвідувані та інтенсивно відвідувані ділянки мали порівняно однакову рослинність. За класифікацією EUNIS обстежені ділянки ОПТ відносяться до мішаних лісів [21]. Назви рослин подані за [22].

Розмір ПДД – 20 × 20 м [23]. Обговорюються дані, отримані під час моніторингу у 2016–2019 та 2021–2023 рр. на 8 ПДД (48 геоботанічних описів). На трьох ОПТ спостереження розпочато 2016 р., на одній – 2017 р. Реєстрували видовий склад кожного ярусу, проектне покриття надземних органів рослин трав'яно-чагарникового ярусу (в %). Розраховували значення індексів Шеннона та Бергера-Паркера для трав'яно-чагарникового ярусу. Як характеристику видового багатства використовували щільність видів – кількість видів на 400 м². Аналізували групи видів: 1) за рівнем синантропності – індигенні та синантропні [24, 25]; 2) за ценотичною приуроченістю – лісові та нелісові (лугові, узлісся, бур'яни) [за: 26, 27]; 3) за природоохоронним статусом – охоронювані [за: 28]; 4) за походженням – аборигенні та чужорідні [за: 25]; 5) різних життєвих форм [за: 26, 27]. Терміни, що використовуються, взяті за [2, 29].

Для порівняння характеристик багатства та складу рослинних угруповань використовували підходи в рамках загальних (*General Linear Model – GLM*)

та змішаних (*Linear Mixed Models – LMM*) лінійних моделей. У *GLM* факторами були «інтенсивність відвідування» (дискретна змінна) – мало відвідувана (контрольна) ділянка або інтенсивно відвідувана (рекреаційна) ділянка; «рік спостереження» (континуальна змінна). У *LMM* додатково до фіксованих факторів «інтенсивність відвідування» та «рік спостереження» як випадковий ефект використовували назву ОПТ, де розміщувалися ПДД. Зв'язок між змінними характеризували коефіцієнтом кореляції Пірсона (r). При порівнянні змінних, виражених у частках, їх попередньо піддавали арксинус-перетворенню. Стандартизацію змінних для нівелювання різниці середніх значень характеристик спільнот на різних територіях проводили всередині оцінок, отриманих на кожній території, за формулою

$$x_{st} = (x - x_{avg}) / \sigma$$

де x і x_{st} – вихідне та стандартизоване значення ознаки;

x_{avg} та σ – середнє арифметичне значення та стандартне відхилення ознаки на кожній території.

Розрахунки виконані в пакетах JMP 1.0.1 (SAS Institute Inc., USA, 2012) та STATISTICA 12.6 (StatSoft Inc., USA, 2015). При усередненні значень через символ ± наведено стандартну помилку.

Викладення основного матеріалу. У заказниках Петрівський, Шептереди та Савранському лісі спільноти мало відвідуваних ПДД представлені: клен гостролистий (*Acer platanoides* L.), клен польовий (*A. campestre* L.), клен американський (*A. negundo* L.), тополя китайська (*Populus simonii* L.), тополя канадська (*P. x canadensis* Moench), робінія псевдоакація (*Robinia pseudoacacia* L.), бузок звичайний (*Syringa vulgaris* L.), липа звичайна (*Tilia cordata* Mill.), різнотравними; в заказнику Березівський – дубово-чагарниковим зелено-мішаним лісом. У їхньому трав'яно-чагарниковому ярусі зазвичай зустрічаються *Calamagrostis arundinacea*, *Rubus sax atilis*, *Fragaria vesca*. Співтовариства контрольних ПДД мають кілька добре виражених ярусів, домінанти на них були постійними весь період спостережень. На інтенсивно відвідуваних ПДД представлені синантропні спільноти, похідні від лісових, деревостан на них розріджений. У чагарниковому ярусі часто зустрічаються *Chamaecytisus ruthenicus*, *Rosa majalis*, *R. acicularis*, *Salix caprea*. Основу трав'янистого ярусу складають *Pimpinella saxifraga*, *Plantago major*, *P. media*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium repens* та *Deschampsia cespitosa*.

Усього на ПДД зареєстровано 175 видів рослин, з них індигенні – 125, синантропні – 50; лісові – 32, нелісові – 143. На інтенсивно відвідуваних ПДД охоронювані види були відсутні, а на контрольних їх число варіювало від 0 до 3 видів на 400 м². Виявлено 7 видів з Червоної книги України [28]: *Quercus petraea*, *Anemone flavescens*, *Dactylorhiza fuchsii*, *Phellodendron amurense*, *Epipactis atrorubens*, *Lilium*

martagon, *Goodyera repens*. Чужорідні рослини на ПДД не зафіксовані.

Стан угруповань залежно від інтенсивності відвідувань. Не всі характеристики угруповань змінювалися у зв'язку з факторами, які аналізували як ймовірні причини мінливості рослинності (табл. 1). Більшість показників відрізнялися у зв'язку з інтенсивністю рекреаційного навантаження. Однозначний індикатор інтенсивного рекреаційного використання – зменшення покриття трав'яно-чагарникового ярусу. Загальне покриття трав'яно-чагарникового ярусу на мало відвідуваних площах варіювало від 50 до 80%, на ділянках з інтенсивною рекреацією – від 25 до 60%. Загальна кількість видів рослин на 400 м² на мало відвідуваних ПДД варіювала від 20 до 63, на інтенсивно відвідуваних – від 19 до 56. Кількість видів трав'яно-чагарникового ярусу варіювало на контрольних ПДД від 11 до 52, на рекреаційних – від 17 до 48. Таким чином, щільності видів у спільнотах загалом і трав'яно-чагарниковому ярусі залежно від інтенсивності рекреації не відрізнялися. Різноманітність трав'яно-чагарникового ярусу, охарактеризована індексом Шеннона, на контрольних ПДД у середньому була нижче (1,53–2,19), ніж за інтенсивної рекреації (1,57–3,11). Ступінь домінування, навпроти, був більшим на контрольних ПДД (0,25–0,45), ніж рекреаційних (0,14–0,42).

Склад видів на контрольних та рекреаційних ПДД відрізнялися. Число та частка індигенних видів при інтенсивній рекреації були нижчими, а синантропних вище. Число індигенних видів на 400 м² на контрольних ділянках варіювало від 20 до 61, на рекреаційних – від 10 до 40, число синантропних видів на мало відвідуваних ПДД варіювало 0 до 4, на рекреаційних – від 9 до 21. Залежно від інтенсивності відвідувань частка синантропних видів різнилася на порядок величин: 0–8 % – на мало відвідуваних ділянках та 25–61 % – на інтенсивно відвідуваних. Залежно від інтенсивності відвідувань очікувано змінювалося також співвідношення лісових та нелісових видів. За кількістю видів типово лісові рослини не переважали навіть на контрольних ПДД (8–18 видів на 400 м²), але при інтенсивній рекреації їх було значно менше (1–7 видів на 400 м²). Нелісні види показали протилежні закономірності розподілу, і при інтенсивній рекреації їх було більше: контрольні ПДД – 6–55 видів на 400 м², рекреаційні – 18–51.

Ценотичні перебудови, що відбуваються під впливом рекреаційного використання, видно за зміною середнього спектру життєвих форм: при рекреації в 2 рази менше частка фанерофітів (*Daphne mesereum*, *Lonicera xylostium*, *Tilia cordata* тощо) та хамефітів (*Ephedra*, *Thymus*, *Lavandula* тощо), тобто деревних та одерев'янілих рослин. На інтенсивно відвідуваних ПДД помітно збільшення на 40 % частки гемікриптофітів, стійких до витоптування та складаючих основу бур'янової фракції (*Plantago major*, *Potentilla anserina*, *Trifolium repens* тощо).

Симптоматично збільшення на рекреаційних площах частки терофітів -однорічників *Poa annua* та *Polygonum aviculare*, відсутніх на мало відвідуваних лісових ділянках.

Динаміка спільнот у часі. Для розуміння стійкості рослинності до рекреаційних впливів важливо ресструвати зміни співтовариств у ході прямих спостережень не вдаючись до просторово-часових аналогій. За 7 років змінилися лише характеристики участі синантропних видів, про що свідчить значний вплив фактору «рік опису» для їх числа та частки (див. табл. 1), тоді як середня кількість індигенних видів в описі не змінилася (рис. 1а). На рекреаційних ПДД кількість синантропних видів за 7 років збільшилася (рис. 1б): 2016 р. – 10–12 видів на 400 м², 2023 р. – 16–21.

При аналізі числа та частки синантропних видів у спільнотах загалом встановлена суттєва взаємодія між факторами «інтенсивність відвідування» та «рік» (див. табл. 1). Це свідчить про різний прояв процесу синантропізації на слабо та інтенсивно відвідуваних ПДД, що візуально виражено в різному куті нахилу прямих на рис. 2а.

Однак взаємодія між факторами «інтенсивність відвідування» та «рік» незначна для частки синантропних видів у трав'яно-чагарниковому ярусі. Це можна інтерпретувати так, що збільшення з часом рівня синантропізації трав'яно-чагарникового ярусу відбувалося не тільки на рекреаційних, але й на контрольних ділянках. Візуальний аналіз графіків на рис. 2б не дозволяє однозначно підтримати або відкинути це припущення. Тому було розраховано кореляцію між роком опису та стандартизованими значеннями частки синантропних видів у трав'яно-чагарниковому ярусі: для мало відвідуваних ПДД (залежність до стандартизації – штрихова лінія на рис. 2б) – $r = 0,47$ ($n = 25$; $P = 0,0170$), для інтенсивно відвідуваних (залежність до стандартизації – суцільна лінія на рис. 2б) – $r = 0,66$ ($n = 27$; $P = 0,0002$).

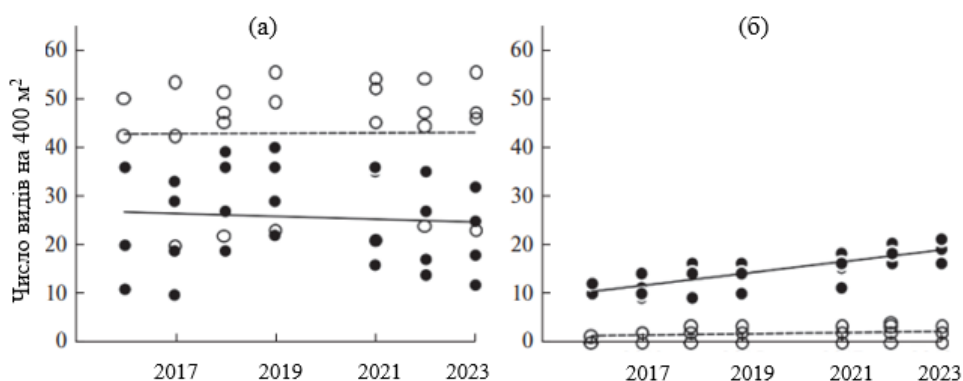
Аналогічний розрахунок для частки синантропних видів у спільнотах загалом дав близькі результати: для мало відвідуваних ПДД (залежність до стандартизації даних – штрихова лінія на рис. 2а) – $r = 0,43$ ($n = 25$; $P = 0,0303$), для інтенсивно відвідуваних (залежність до стандартизації даних – суцільна лінія на рис. 2а) – $r = 0,68$ ($n = 27$; $P = 0,0001$). Отже, суттєва взаємодія між факторами «інтенсивність відвідування» і «рік» в цілому вказує на різні швидкості збільшення частки синантропних видів на мало та інтенсивно відвідуваних площах, але не означає відсутності тимчасової динаміки ознаки на контрольних ПДД.

Таким чином, зростання частки синантропних видів за 7 років статистично підтверджено не тільки в окремому аналізі трав'яно-чагарникового ярусу, а й у спільнот загалом, і як для інтенсивно відвідуваних, так і для мало відвідуваних ділянок.

Особливості стану угруповань різних територій. У табл. 1 наведено оцінки якості пояснень

Середні значення характеристик спільнот та значущість (*P*) впливу на них факторів «інтенсивність відвідувань» та «рік опису»

Характеристики спільнот	Середнє значення на ділянках		Результати <i>LMM</i> та <i>GLM</i>				
			<i>LMM</i>			<i>GLM</i>	
	мало відвідуваних	інтенсивно відвідуваних	фактори			R^2_{adj}	R^2_{adj}
інтенсивність відвідування			рік опису	інтенсивність відвідування x рік опису			
Угрупування в цілому							
Кількість видів на 400 м ² :							
всіх	44,7±2,7	40,3±2,1	0,1862	0,2845	0,6276	0,24	0,05
за ступенем синантропності:							
індигенних	42,9 ± 2,5	25,7 ± 1,8	<0,0001	0,9950	0,7570	0,50	0,35
синантропних	1,8±0,3	14,6±0,7	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,96	0,93
за цинотичною приуроченістю:							
лісові	14,0 ± 0,6	3,6 ± 0,4	<0,0001	0,5906	0,8951	0,93	0,80
нелісові	30,7±2,9	36,7±1,8	0,0482	0,2303	0,6454	0,29	0,08
за природоохоронним статусом:							
охоронюваних	1,7 ± 0,2	0	<0,0001	0,1114	0,2103	0,74	0,59
Частка синантропних видів	0,03± 0,01	0,38± 0,02	<0,0001	0,0004	0,0042	0,94	0,87
Частка нелісових видів	0,64± 0,03	0,92± 0,01	<0,0001	0,3260	0,8173	0,90	0,61
Частка видів різних життєвих форм:							
фанерофіти	0,24±0,03	0,11±0,01	<0,0001	0,2747	0,4538	0,67	0,36
хамефіти	0,07±0,01	0,04±0,002	<0,0001	0,4209	0,8619	0,77	0,36
гемикриптофіти	0,54±0,03	0,76±0,01	<0,0001	0,1507	0,2594	0,76	0,50
геофіти	0,11±0,01	0,04±0,003	<0,0001	0,2021	0,7347	0,90	0,73
терофіти	0,004±0,002	0,05±0,01	<0,0001	0,0512	0,3592	0,92	0,61
Трав'яно-чагарниковий ярус							
Число видів на 400 м ²	35,5±2,8	35,7±1,8	0,8826	0,2392	0,5689	0,19	0,02
Проекційне покриття, %	35,5±2,8	35,5±2,8	<0,0001	0,9398	0,5883	0,77	0,68
Індекс Шеннона	1,90±0,04	2,42±0,09	<0,0001	0,5587	0,8968	0,45	0,32
Індекс Бергера-Паркера	0,34±0,01	0,26±0,02	<0,0001	0,2675	0,6134	0,45	0,16
Частка синантропних видів	0,04±0,01	0,41±0,02	<0,0001	0,0001	0,0843	0,93	0,87

Рис. 1. Число індигенних (а) та синантропних (б) видів на 400 м² у 2016–2023 рр.: на інтенсивно (● – суцільна лінія) і мало (○ – штрихова лінія) відвідуваних ділянках

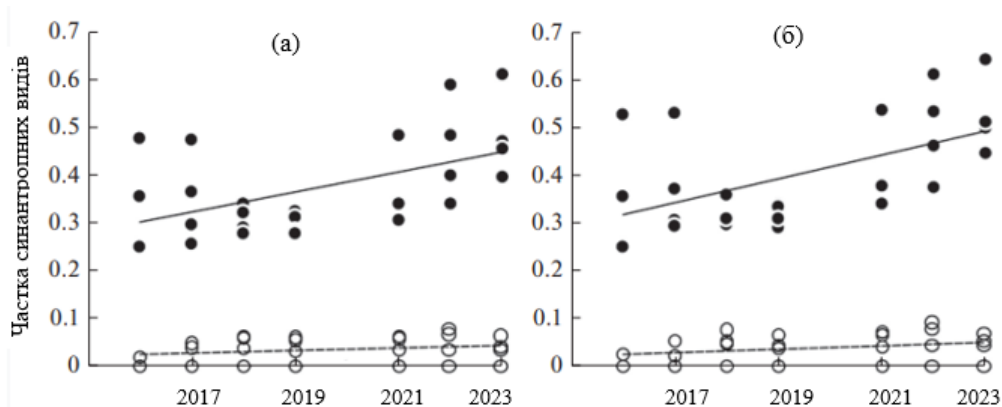


Рис. 2. Частка синантропних видів від загального числа видів у співтоваристві в цілому (а) та у трав'яно-чагарниковому ярусі (б) в 2016–2023 рр.: на інтенсивно (● – суцільна лінія) і мало (○ – штрихова лінія) відвідуваних ділянках

(R^2_{adj}) характеристик стану спільнот за допомогою двох підходів – *LMM* та *GLM*. Підхід з використанням *LMM* враховує три джерела мінливості: ефекти, пов'язані з рекреаційними порушеннями; мінливість показників у часі; мінливість між різними територіями. Підхід з використанням *GLM* враховує два перші джерела мінливості.

Зіставляючи значення, отримані в *LMM* та *GLM*, можна приблизно уявити, як сильно характеристики рослинних угруповань залежать від особливостей різних територій. Щодо більшості характеристик внесок мінливості між різними територіями не є вирішальним. Для числа індигенних, синантропних та охоронюваних видів у спільнотах загалом, для часток синантропних видів, а також для проекційного покриття та різноманітності трав'яно-чагарникового ярусу частка мінливості, пов'язана з відмінностями між різними територіями, не перевищує 1/3 загальної мінливості. Отже, ефекти, пов'язані зі ступенем рекреаційної порушеності або тимчасовою мінливістю цих ознак, мало залежать від географічних та ситуаційних особливостей різних територій.

Робочі гіпотези та отримані результати характеризують особливості фітоценозів, що формуються у різних масштабах часу. По-перше, зафіксовані особливості інтенсивно відвідуваних та мало відвідуваних спільнот, які інтерпретували як пов'язані з рекреаційним впливом. Ці особливості формувалися тривалий час, тобто задовго до початку юридичного оформлення ОПТ. По-друге, оцінено короткочасну динаміку співтовариств.

Перша гіпотеза, що стосується відмінностей між рекреаційними та контрольними ділянками, справедлива частково. Закономірно, що інтенсивне рекреаційне використання вплинуло на співвідношення рослин із різною антропоотолерантністю. Зміна співвідношення ценотичних груп видів та видів різних життєвих форм лише деталізує цю загальну закономірність, оскільки всі оцінки базуються на аналізі тих самих списків видів. Аналогічних результатів,

що свідчать про посилення позицій синантропних чи інших груп антропоотолерантних видів на ділянках охоронних територій, що інтенсивно відвідуються, багато [4, 8, 10–12, 16]. Тривожний наслідок рекреаційної експлуатації – зниження зустрічальності/розмаїття автохтонних і рідкісних і зникаючих рослин [4, 8, 12, 30]. Це встановлено і в нашому випадку: види, що охоронялися, були відсутні на інтенсивно відвідуваних ПДД.

Припускалося зниження таксономічного багатства та розмаїття спільнот при рекреаційних порушеннях. Однак це припущення не підтвердилося. В інтенсивно відвідуваних спільнотах було в середньому стільки ж видів, що й у контрольних; різноманітність трав'яно-чагарникового ярусу в умовах рекреації в середньому була вищою, ніж на контрольних ділянках, що, ймовірно, обумовлено змінною структури домінування. Тому незмінність таксономічного багатства при інтенсивній рекреації не є несподіваною. Наприклад, її можна пояснити тим, що досліджені спільноти перебувають не на останніх етапах деградації, коли зникнення індигенних лісових видів супроводжується збільшенням числа синантропних видів. В цілому під час перевірки першої гіпотези отримано прогнозовані результати. Фактично вони лише кількісно конкретизують відомі регіональні закономірності синантропізації рослинності ОПТ [30–34]. До того ж ці результати спираються на використання просторово-часової аналогії. Незважаючи на зусилля при доборі ПДД, неможливо з повною впевненістю вважати інтенсивно і мало відвідувані спільноти ідентичними за умовами та станом рослинності в минулому. Проте певна тривіальність результатів, які стосуються перевірки першої гіпотези, не марна; це дозволяє вважати обґрунтованим висновок про швидку синантропізацію територій ОПТ, отриману при перевірці другої гіпотези.

Результати, що стосуються гіпотези про короткочасну динаміку співтовариств під впливом

рекреаційної експлуатації дозволяють оцінити швидкість трансформації лісових угруповань. У рекреаційних спільнотах у середньому за рік з'являлося $1,20 \pm 1,18$ синантропних видів на 400 м^2 , внаслідок чого 3 з 4 спільнот на інтенсивно відвідуваних ділянках за 7 років перейшли до наступного класу ступеня синантропізації. Зроблені оцінки вказують також на помітні, в масштабі менше 10 років, зміни складу лісових угруповань за відсутності інтенсивного витоупування та катастрофічних впливів: швидкість трансформації спільнот у такому разі на порядок нижче – $0,12 \pm 0,11$ синантропних видів на 400 м^2 на рік. Однак необхідно відзначити, що особливості динаміки синантропізації на рекреаційних та контрольних ділянках кількісні, а не якісні. Тому друга робоча гіпотеза в основі справедлива – не встановлено змін за 7 років інших ознак, крім числа та частки синантропних видів. Очевидно, участь синантропних видів – це найбільш чутлива із використаних ознак стану рослинних угруповань. Швидкі, у масштабі небагатьох років, реакції рослин у зв'язку з рекреацією відносяться зазвичай до протилежного процесу – відновлення угруповань, ценофлор і флор після того, як їх почали охороняти. [30, 33]. Але закономірності та механізми трансфор-

мації спільнот при посилюваних і ослаблених навантаженнях, швидше за все, різні.

Головні висновки. Встановлено, що основний ефект рекреаційного впливу на рослинність ОПТ Одеської області при поточному рівні навантажень – зміна видового складу угруповань: α -різноманітність схильних до рекреації співтовариств не знижується, але відбувається заміщення типових видів синантропними.

Виявлено швидке, в масштабі декількох років, збільшення частки синантропних видів не тільки на інтенсивно відвідуваних ділянках ОПТ, а також поза ними. Це свідчить про те, що локальні рекреаційні дії (на маршрутах, оглядових майданчиках) супроводжуються трансформацією рослинних угруповань, безпосередньо не схильних до витоупування. Отже, трансформації піддаються території природних парків та заказників загалом.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані висновки та узагальнення щодо особливостей динаміки стану рослинних угруповань охоронних природних територій Одеської області можуть бути використанні для уточнення регламентів організації їх рекреаційної діяльності.

Література

- Jenkins M. Prospects for biodiversity. *Science*. 2003. V. 302. № 5648. P. 1175–1177. doi:10.1126/science.1088666
- Ларіонов М. С. Сучасні загрози рослинному покриву природного заповідника «Михайлівська цілина». Популяційна екологія рослин: сучасний стан, точки росту: матеріали 2 Міжнар. симпозиуму, м. Суми, 16 червня 2022. Суми, 2022. С. 72.
- Andres-Abellan M., Del Alamo J.B., Landete-Castillejos T. et al. Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area «Nacimiento del Rio Mundo» (Cas tilla-La Mancha, Spain). *Environ. Monit. Assess.* 2005. V. 101. № 1–3. P. 55–67.
- Лукаш О. В. Синантропізація флори природно-заповідних територій Східного Полісся. *Заповідна справа в Україні*. 2008. № 14. С. 40–44.
- Ballantyne M., Pickering C.M., McDougall K.L. Sustained impacts of hiking trail on changing Windswept Feldmark vegetation in Australian Alps. *Aust. J. Bot.* 2014. V. 62. № 4. P. 263–275. doi:10.1071/BT14114
- Queiroz R.E., Ventura M.A., Silva L. Plant diversity in hiking trails crossing Natura 2000 areas in Azores: implications for tourism and nature conservation. *Biodiversity Conservation*. 2014. V. 23. № 6. P. 1347–1365. doi:10.1007/s10531-014-0669-7
- Bernard-Verdier M., Hulme P.E. Alien plants can be associated with a decrease in local and regional native richness even when at low abundance. *J. Ecol.* 2018. V. 107. № 3. P. 1343–1354. doi:10.1111/1365-2745.13124
- Pinna M.S., Vacchetta G., Cogoni D., Fenu G. Is vegetation an indicator for evaluating the impact of tourism on the conservation status of Mediterranean coastal dunes? *Sci. Total Environ.* 2019. V. 674. P. 255–263. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.120
- Мадані М.М. Вплив автотранспорту на трансформацію екосистем придорожніх зон. *Аграрні інновації*. 2023. № 17. С. 99–106. doi: 10.32848/agrar.innov.2023.17.13
- Лук'янчук Н.Г., Чмир Р.М. Вплив автомобільного транспорту на паркові фітоценози м. Львова. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2007. № 7. С. 71–74.
- Сплідитель А. Еколого-геохімічна оцінка ґрунтового-рослинного покриву урбанізованих ландшафтів (на прикладі м. Бровари). *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: географія*. 2021. № 5(2). С. 179–196. doi:10.25128/2519-4577.21.2.21
- Мадані М. М. Оцінка антиоксидантного потенціалу рослин урбоекосистем в умовах антропогенного забруднення ґрунту. *Аграрні інновації*. 2022. № 11. С. 50–59. doi: 10.32848/agrar.innov.2022.11.7
- Мадані М.М. Вплив урбоекосистем на фітонцидну активність деревних рослин. *Аграрні інновації*. 2021. № 8. С. 56–60. doi:10.32848/agrar.innov.2021.8.8
- Мадані М.М. Урбанізовані рослинні угруповання з домінуванням інвазійного *Acer Negundo*. *Аграрні інновації*. 2022. № 14. С. 78–86. doi:10.32848/agrar.innov.2022.14.12
- Foxcroft L.C., Pysek P., Richardson D.M. et al. Plant invasion science in protected areas; progress and priorities. *Biol. Invasions*. 2017. V. 19. № 5. P. 1353–1378.
- Le C., Fukumori K., Hosaka T. et al. The distribution of an invasive species, *Clidemia hirta* along roads and trails in Endau Rompin National Park, Malaysia. *Trop. Conserv. Sci.* 2018. V. 11. P. 1–9. doi:10.1177/1940082917752818
- Ballantyne M., Pickering C.M. Tourism and recreation: a common threat to IUCN red-listed vascular plants in Europe. *Biodiversity Conservation*. 2013. V. 22. № 13–14. P. 3027–3044. doi:10.1007/s10531-013-0569-2

18. Дубина Д. В., Дзюба Т. П., Ємельянова С. М. Синантропізація ценофлор приморських геокомплексів України. *Український ботанічний журнал*. 2011. Т. 68. № 3. С. 352–365.
19. Мадані М.М. Внутрішньовидова мінливість металостійкості насіннєвого потомства *Taraxacum officinale* Wigg. S.L. *Аграрні інновації*. 2024. № 11. С. 105–111. <https://doi.org/10.32848/agra.innov.2024.23.15>
20. Козлюк Л. М. Стан та перспективи розвитку природно-заповідних територій Волині. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. 2013. № 10. С. 63–68.
21. EUNIS – European Nature Information System : офіц. сайт. URL: <http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp> (дата звернення: 10.05.2024).
22. The Plant List : офіц. сайт. URL: <https://wfpplantlist.org/> (дата звернення: 10.05.2024).
23. Григора І.М., Соломаха В.А. Основи фітоценології : навч. посіб. Київ : Фітосоціоцентр, 2000. 240 с.
24. Соломаха В. А., Костильов О. В. Шеляг-Сосонко Ю. Р. Синантропна рослинність України. Київ : Наук. думка, 1992. 252 с.
25. Попова О. М. Роль природно-заповідного фонду Одеської області у збереженні судинних рослин Червоної Книги України. *Вісник Одеського національного університету. Біологія*. 2022. № 9(1). С. 81–87.
26. Аркушгіна Г.Ф., Попова О.М. Конспект флори судинних рослин м. Кіровограда. Кіровоград : Полімед-Сервіс, 2010. 232 с.
27. Андрієнко Т.Л., Перегрим М.М. Офіційні переліки регіонально рідкісних рослин адміністративних територій України : довід. вид. Київ : Альтерпрес, 2012. 148 с.
28. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха. Київ : Глобалконсалтинг, 2009. 900 с.
29. Слюта А. М. Геоecологія : навч.-метод. посіб. Чернівці : Сівер-Друк, 2021. 144 с.
30. Солодкий В. Лісові та заповідні складові структурних елементів екомережі Чернівецької області. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*. 2012. № 10. С. 177–182.
31. Ткач Є.Д., Шавріна В.І. Фіторізноманіття степового урочища Лиса гора – елемента регіональної екологічної мережі Одеської області. *ScienceRise. Biological science*. 2019. № 3. С. 32–37. doi: 10.15587/2519-8025.2019.180487
32. П'яткова А.В., Магденко Р.С. Фіторізноманіття території Балтського навчально-наукового стаціонару Одеського національного університету ім. І.І. Мечникова. *Вісник Одеського національного університету. Географічні та геологічні науки*. 2019. № 1 (34). С. 24–34. doi: 10.18524/2303-9914.2019.1(34).169710
33. Вакаренко Л.П., Дубина Д.В. Рослинність Тарутинського степу (Одеська область) та проблеми її охорони. *Чорноморський ботанічний журнал*. 2013. Т. 9. № 2. С. 283–291.
34. Дубина Д.В., Устименко П. М., Вакаренко Л. П. Раритетне фіторізноманіття екомережі степової зони України: представлення та аналіз. *Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету*. 2014. № 1. С. 69–72.