

ЕКОЛОГІЯ РОСЛИН

УДК 504.06:630.22:630.18

МЕТОДОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ДІАГНОСТИКИ РЕКРЕАГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ ДУБОВИХ ЛІСІВ ЗА РІЗНОМАНІТТЯМ УГРУПОВАНЬ КСИЛОТРОФНИХ ГРИБІВ ТА ФІТОБІОТИ

© 2019 р. В. В. Лавров¹, О. І. Блінкова², О. М. Іваненко³, З. В. Поліщук¹

¹*Білоцерківський національний аграрний університет*

(Біла Церква, Київська обл., Україна)

²*Національний університет біоресурсів та природокористування України*

(Київ, Україна)

³*Інститут еволюційної екології Національної академії наук України*

(Київ, Україна)

Зміни екологічних умов дубових лісів зеленої зони міста показано на прикладі урочища «Голендерня» Державного дендрологічного парку «Олександрія» НАН України та урочища «Говста», що на околиці м. Біла Церква. Вони спричинені нерегульованим рекреаційним навантаженням, фізичним і біологічним забрудненням, реконструкцією лісового типу ландшафту в парковий тип, забудовою, видобуванням піску, збором лікарських рослин, грибів, ягід тощо. Комплексний вплив зазначених чинників призводить до деградації перестійних (урочище «Голендерня») і середньовікових (урочище «Говста») дубових насаджень на рівні III стадії рекреаційної дигресії. У напрямі від ядра лісових масивів до приміського узлісся зріджується деревний намет, змінюється структура деревостанів, а подекуди порушується й цілісність фітоценозів, що загалом змінює умови лісового середовища. Підтверджено, що ксилотрофні гриби виконують регулюючу функцію у лісах, впливаючи на розвиток різних структур фітоценозів, і досить інформативно відображують стан деревостанів. Виявлено позитивні та негативні кореляції між структурами та індексами фіто- та ксилотрофічності за середньої інтенсивності антропогенного впливу (індекси різноманіття, домінування, вирівненості). Значення індексів різноманіття показало більше відхилення від нормальних умов у фіторізноманітті порівняно з ксилотрофічністю; натомість грибно-уробіотичне групування має меншу загальну рівномірність розподілу і більший вплив домінуючих видів. Тісні позитивні кореляційні зв'язки виявлено між показниками фіторізноманіття та ксилотрофічності. Підтверджено наявність зв'язку між просторовим розподілом ксилотрофних грибів та горизонтальною і вертикальною гетерогенністю лісу. Швидке розселення факультативних паразитів у лісах, що зазнають рекреаційного/антропогенного навантаження, свідчить про недостатнє регулювання процесів лісокористування та лісоуправління, неналежний контроль їх санітарного стану та захист. Встановлені показники ксилотрофічності індикації антропогенного порушення лісового середовища запропоновано включити до системи лісового моніторингу.

Ключові слова: дубові ліси, фітобіота, структури ксилотрофічності, афілофороїдні гриби, антропогенний вплив, індекси різноманіття, домінування, вирівненості, горизонтальної та вертикальної гетерогенності

У підтриманні стабільності функціонування біосфери визначальну роль відіграють лі-

си завдяки значній площі, ємності, складності структурно-функціональної організації, тривалості розвитку, стійкості, продуктивності, пертинентності (Высоцкий, 1950; Голубець, 2000; Мигунова, 1993; Смит, 1982). Лісові екосистеми чутливо реагують на зміну екологіч-

Адреса для кореспонденції: Блінкова Олена Ігорівна, Національний університет біоресурсів та природокористування України, вул. Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна; e-mail: elena.blinkova@gmail.com

них режимів та досить об'єктивно віддзеркалюють зміни в структурі екосистем на різних рівнях організації живого (Воробьев, 1967; Раменский, 1971; Работнов, 1983; Миркин, 1985; Лавров, 2003; Лавров та ін., 2016). Для пізнання біотичного різноманіття і закономірностей історичного розвитку, зміни структури угруповань, перетворення їх на інші біоценози актуальними є дослідження консортивних зв'язків як специфічних екологічних об'єктів (Царик, Царик, 2002). Вирішення цих питань перебуває на початковому етапі (Стороженко, 2007; Арефьев, 2010; Blinkova, Ivanenko, 2014; 2016; 2018; Лавров та ін., 2016; 2017). У цьому контексті варто особливо виділити зв'язки деревних рослин і дереворуйнівних грибів, оскільки найважливішою функціональною роллю ксилеміко-комплексу, зокрема афілофороїдних грибів в екосистемі, є регулювання різних структур фітоценозів у сукцесійному руху до стану найбільшої збалансованості всіх ценотичних структур. Варіації певних характеристик лісової екосистеми дають можливість виявити зв'язки між фіторізноманіттям та різноманіттям ксилемікобіоти. Основні підходи до зазначених питань базуються на вимірюванні фітоценотичних параметрів екосистеми, зокрема індексів вертикальної та горизонтальної гетерогенності та видового різноманіття, екологічної, просторової і трофічної структур ксилотрофних грибів (Стороженко, 2007; Арефьев, 2010; Blinkova, Ivanenko, 2014; 2016; 2018). Тому останнім часом стрімко зростає кількість досліджень, присвячених пошуку якісних біоіндикаторів екологічних змін у трансформованих лісах.

Вплив антропогенних чинників на γ -різноманітність та α -різноманітність рослин досліджено багатьма авторами (Paillet et al., 2010; Durak, 2012; Schulze et al., 2015). Так, наприклад, вибіркова санітарна рубка змінює видовий склад підросту (Ткач, 1999). Найбільше різноманіття трав'янистих рослин мають відкриті ділянки лісу (Swanson et al., 2011). З іншого боку, зменшення частки геліофільних рослин трав'яного покриву відкритих лісів призводить до зменшення його видової різноманітності (Ujhazyova, Ujhazy, 2007; Hédli et al., 2010). Вплив чинників на угруповання ксилотрофних грибів є менш дослідженим (Paillet et al., 2010) і залежить від його тривалості та інтенсивності (Brunet et al., 2010), а багатство видів – від віку дерев (Hofmeister et al., 2014). Далберг і Кронборг (Dahlberg and Croneborg, 2006) встановили, що на території Європи трансформація довкілля загрожує скороченню середовищ існування та популяцій для 20% видів мікобіоти.

Таким чином, угруповання рослин та грибів по-різному реагують на зміни умов існування. Методологічні питання оцінки зв'язків між угрупованнями рослин та грибів (таксономічна структура, різноманіття зв'язків, рівномірність розподілу видів в угрупованнях, характер їх розподілу у просторі лісової екосистеми, тощо) цікавили багатьох дослідників. Одні автори зазначають, що таких зв'язків не виявлено (Chiarucci et al., 2005; McMullen-Fisher et al., 2010; Hofmeister et al. 2014). На думку інших, зв'язки між рослинним і грибним різноманіттям є сумнівними (Kinga et al., 2013). Проте значною групою дослідників виявлено позитивні кореляції між даними зв'язками залежно від типу лісу, інтенсивності та генезису антропогенного впливу (Schmit and Lodge, 2005; McMullen-Fisher et al., 2010; Hofmeister et al. 2014). Для вирішення вищезазначених проблем ми дослідили два важливі компоненти лісової екосистеми – угруповання рослин і ксилотрофних грибів, які складають значну частку її біомаси.

Метою роботи була спроба удосконалити методологічні підходи до діагностики рекреаційно-трансформації лісів за порівняльною оцінкою різноманіття угруповань ксилотрофних грибів та фітобіоти.

МЕТОДИКА

Дослідження трансформованих дубових лісів здійснено на прикладі лісових масивів урочищ «Товста» та «Голендерня» зеленої зони м. Біла Церква, де найпоширенішими є мішані твердолистяні, середньовікові, переважно складні за будовою і різноманітні за формою насадження, що зростають на опідзолених чорноземах і легко- та середньосуглинистих сірих і темно-сірих лісових ґрунтах.

Урочище «Товста» (2057 га) розташоване на півночі міста, ліворуч шосе та залізниці на пряму Біла Церква – Фастів. Основними лісотворювальними породами урочища є *Quercus robur* L., *Acer platanoides* L., *Betula pendula* Roth. та *Ulmus foliacea* L. У північно-східній частині масиву росте продуктивне насадження із інтродукованого виду – *Phellodendron amurense* Rupr. Дві пробні площі (ПП) заклали у смузі відведення залізниці в характерних рекреаційно-оздоровчих і захисних дубових деревостанах, що відрізняються за положенням відносно транспортних шляхів і населених пунктів, а також за санітарним станом, структурою та іншими лісівничо-таксаційними показниками. Усі деревостани – середньовікові, пе-

реважно мішані, 1-2-ярусні з розвинутим підростом і підліском.

Розміщення ПП1: широта – 49°51'8.24"N (49.85229), довгота – 30°4'26.01"E (30.073892); 0,02 км до господарських приміщень, 0,06 км до житлових будинків, 0,15 км від залізничних колій. Кленово-дубове (9Дз1Клг) середньовікове насадження, зімкненість намету 0,93. Перший ярус сформований *Q. robur*, *A. platanoides* (табл. 1). У другому ярусі та у підрості: *U. foliacea* (діаметр (D) = 5,1 см, висота (H) = 5,6 м; густина (N) 322,0 шт./га); *A. platanoides* (D=6,8 см; H = 5,5 м; N = 88,9 шт./га); *Acer negundo* L. (D = 5,9 см, H = 5,4 м; N = 111,1 шт./га). У підліску: *Prunus padus* Mill. (D = 6 см, H = 4,2 м; N = 16,7 шт./га), *Morus nigra* L. (D = 18 см, H = 12,6 м; N = 12,3 шт./га). Природне поновлення: *Q. robur* – 4,1 тис. шт./га, *U. foliacea* – 3,7, *A. platanoides* – 3,2 тис. шт./га. Територія характеризується самовільною забудовою узлісся лісового масиву у смузі до 20 м.

Розміщення ПП2: широта – 49°51'25.56"N(49.857101), довгота – 30°3'39.14"E (30.060872); від житлових будинків с. Володимирівка – 0,25 км. Липово-дубове середньовікове насадження 8Дз2Лд, зімкненість деревного намету 0,83. Перший ярус сформований *Q. robur*, *Tilia cordata* Mill. (табл. 1). У другому ярусі: *U. foliacea* (D = 4,1 см; H = 4,3 м; N = 233,3 шт./га). У підліску: *P. padus* (D = 6 см; H = 4,2 м; N = 16,7 шт./га), *Acer tataricum* L. (D = 22 см; H = 7,3 м; N = 16,7 шт./га), *Sambucus nigra* L. (D = 3 см; H = 2,6 м; N = 50,0 шт./га). Природне поновлення: *Q. robur* – 8,1, *U. foliacea* – 2,3 тис. шт./га. На території розташоване самовільне сміттєзвалище площею 750 м².

Урочище «Голендерня» (103,7 га) дендропарку «Олександрія» розташоване у північно-східній частині Правобережного Лісостепу, на першій надзаплавній терасі правого берега р. Рось, на околиці м. Біла Церква. Тип лісу – свіжа грабова діброва на сірих лісових супіщаних ґрунтах. ПП3 – це екологічний профіль (трансекта) довжиною 816 м, закладений за градієнтом інтенсивності рекреаційного навантаження у найпоширенішому (29,2 га; 1/3 урочища) і найхарактернішому деревостані *Q. robur* (виділ 5) лісового масиву від його узлісся, що межує з приватною забудовою міста, до р. Рось. Екопрофіль перетинає три типи садово-паркового ландшафту – парковий, лісовий та лучний, виділені і описані Ю.О. Клименком (Клименко, 2010). Лісовий тип зберігся лише у

центрі, ядрі лісового масиву (GPS- координати: 49.80268158390604, 30.067884922027588).

Це – схожий на «Вікову діброву» дендропарку «Олександрія» перестійний (213 років) деревостан *Q. robur* з таксаційною характеристикою едифікаторного ярусу: 10Дз, H = 18,7 м, D = 61,5 см, N = 283 шт./га, сума площ перетину стовбурів – 86,0 м²/га, клас бонітету – IV, зімкненість крон – 0,6, їх щільність – 36,6 %, індекс стану деревостану – 3,50. Другий ярус сформований переважно *A. platanoides* L. (N = 150 шт./га) та *Pyrus communis* L. (67 шт./га) та іншими супутніми листяними видами (H = 10,9–12,3 м; D = 15,3–21,2 см). У підрості поширені *U. laevis*, *Acer campestre* L., *A. Platanoides*. У підліску *C. monogyna* росте біогрупами понад 4-7 м висотою, проте домінує й рівномірно поширений *Euonymus verrucosa* Scop., рідше трапляються – *Crataegus monogyna* Jacq., *Berberis verruculosa* Hemsl. & E.H. Wilson, *S. nigra*, поодинокі – *A. tataricum* (Блінкова та ін., 2016).

Польові дослідження проводили за допомогою загальноприйнятих в лісознавстві, екології, ботаніці методів (Вороб'єв, 1967; Ануцин, 1977; Миркин, 1985; Нешатаєв, 1987; Дідух, 1994; Фурдичко та ін., 2012). Лісівничо-таксаційну і санітарну оцінку деревостанів здійснювали попородно і за ярусами деревостану середньозваженими значеннями показників (Санітарні правила у лісах України, 1995). Зімкненість деревного намету як едифікатора умов екосистеми встановлювали візуально. Щільність (%) крон дерев – за допомогою еталонної картки пан-європейської програми моніторингу лісів ICP-Forests. Механічно пошкодженими вважали дерева та чагарники, що мають зрубану або спилянну гілку, рану на стовбурі до камбію або виражені ознаки цих пошкоджень незалежно від часу їх завдання. Латинські назви таксонів рослинності наведені за С.Л. Мосякіним та М.М. Федорончуком (Mosyakin, Fedoronchuk, 1999) з урахуванням «International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants» (2012). Індекс адвентизації встановлювали як частку у відсотках заносних видів від загальної чисельності видів на певній тестовій ділянці (Бурда, 2006).

Збір мікологічного матеріалу проводили з урахуванням онтогенетичних особливостей грибів. Карпофори одного виду гриба на кількох субстратах одного дерева (різні екологічні ніші) вважали єдиним видом, а не різними. Натомість, один субстрат, вкритий карпофорами кількох видів афілофороїдних грибів, залучали

до різних знахідок. Кожну знахідку фотографували у свіжому стані фотокамерою Nikon Coolpix L830. Види, що легко ідентифікуються «in oculo nudo» та не потребують додаткових мікроморфологічних досліджень, до гербарію не відбирали. Видову належність знахідок афілофороїдних грибів визначали за відповідними авторами (Bernicchia, 2005; Clemençon, 2009; Bernicchia, Gorjón, 2010), а номенклатуру видів – за MucovBank. Аналіз трофічної структури афілофороїдних грибів здійснено за трофічною пристосованістю до деревних порід (I–IV трофічні групи): евритрофи I порядку (ЕІ, консорти як листяних, так і хвойних дерев), евритрофи II порядку на листяних (ЕІІ) і стенотрофи (С, консорти переважно одного роду деревних рослин). Розрізняли та морфометрично оцінювали такі категорії мертвих субстратів едифікатора консорції – сухостій, повалені стовбури, велике та дрібне гілля, а також пні зрубаних дерев. Просторову структуру афілофороїдних грибів аналізували за їх розподілом за мікогоризонтами: ґрунтовим, надґрунтовим, комлевим, стовбуровим і кронним (Blinkova, Ivanenko, 2014). Для всіх видів грибів-консортів встановлювали частки їхніх знахідок у мікогоризонті. Математичну обробку результатів досліджень здійснювали за показниками оцінювання багатства рослин та птахів, дотримуючись відповідних рекомендацій (Magurran, 1998):

1) індекси різноманіття:
Шеннона (Shannon),

$$H = - \sum p_i \log_2 p_i ;$$

Менхініка (Menchinick)

$$D_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}} ;$$

Маргалєфа (Margalef)

$$D_{Mg} = \frac{(S - 1)}{\ln N} ;$$

Сімпсона (Simpson)

$$D_s = \frac{1}{\lambda} ;$$

2) індекси домінування:

Бергера-Паркера (Berger–Parker)

$$d = \frac{N_{i_{max}}}{N} ;$$

Сімпсона (Simpson)

$$\lambda = \sum_{i=1}^S \left[\frac{N_i}{N} \right]^2$$

Макінтоша (McIntosh)

$$U = \frac{(N - U)}{(N - \sqrt{N})},$$

$$U = \sqrt{\sum N_i^2}$$

4) індекси вирівненості (рівномірності розподілу видів):

Пієлу (Pielou)

$$E = \frac{H^i}{\ln S}$$

Макінтоша (McIntosh)

$$U_s = \sqrt{\sum N_i^2}$$

$$E = \frac{N - U}{N - \frac{N}{\sqrt{S}}},$$

де N – загальна кількість особин на 1 га; S – загальна кількість видів, шт.; p_i – частка кожного виду, %; λ – індекс домінування Сімпсона; H – індекс різноманіття Шеннона, U – індекс різноманіття Макінтоша.

Для опису структури лісових рослинних угруповань як трофічної стації грибів було розраховано індекси вертикальної та горизонтальної гетерогенності (IVH, IHH) (Erdelen, 1984; Sekercioglu, 2002):

$$IHH = \frac{S \cdot D \cdot AD}{AD_{ave}}$$

де AD – відстань між деревами, м; AD_{ave} – середня відстань між деревами, м.

IVH є індексом різноманіття Шеннона-Уївера для характеристики вертикального розподілу рослинності.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ОБГОВОРЕННЯ

Аналіз фітобіоти

Лісовий масив урочища «Товста» зазнає рекреаційного впливу середньої інтенсивності. Вся територія лісу розчленована мережею стежок шириною 0,3-3,5 м. Це зумовлено тим, що північна частина урочища межує з Військовим містечком-3 і приміськими селами, а південно-східна – з приватним сектором околиці м. Біла Церква, житлового масиву «Піонерська». Як показали наші попередні дослідження (Лавров

Таблиця 1. Лісівничо-таксаційна та санітарна характеристика досліджуваних насаджень зеленої зони міста Біла Церква

№	Координати GPS:	Структура деревостану: яруси, породний склад, порода	D, см	H, м	N, шт./га	G, м ² /га	Iс
Лісові ділянки урочища «Товста» у смузі відведення залізниці							
1	49°51'8.24"N (49.85229) 30°4'26.01"E (30.073892)	I ярус; 9Дз1Клг; II ярус – 10Шч; ПР – 6Вл2Кля2Клг; ПЛ – Чрз (H = 4,2 м, N = 16,7 тис. шт./га); ЗДН – 0,93; П – 0,89					
		<i>Q. robur</i>	29,8	25,5	333	24,9	2,23
		<i>A. platanoides</i>	22,5	23,1	66	4,9	2,75
		Разом I ярус	29,1	25,3	306	22,9	2,28
2	49°51'25.56"N (49.857101) 30°3'39.14"E (30.060872)	I ярус; 8Дз2Лпд; II ярус – 10Вл; ПР – 9Вл1Клг; ПЛ – Клт (H = 7,3 м; N = 16,7 шт./га), Чрз (H = 6,0 м, N = 16,7 тис. шт./га), Бзч (H = 2,6 м, N = 50,0 тис. шт./га), Лшз (H = 4,7 м, N = 2,4 тис. шт./га); ЗДН – 0,83; П – 0,89					
		<i>Q. robur</i>	34,1	22,5	278	21,7	2,54
		<i>T. cordata</i>	34,3	23,7	100	6,9	2,67
		Разом I ярус	34,1	22,8	235	18,7	2,57
Лісова ділянка урочища «Голендерня»							
3	49°80'26.81"N (49.802681) 30°06'78.84"E (30.067884)	I ярус; 10Дз; II ярус – 4Клг3Вл2Лпд2Яз; ПЛ – Баб (H = 1,9 м, N = 2,81 тис. шт./га), Бзч (H = 2,0 м, N = 8,66 тис. шт./га), Клп – (H = 2,4 м, N = 10,12 тис. шт./га); ЗДН – 0,60; П – 0,67					
		<i>Q. robur</i>	61,5	18,7	283	86,0	3,50

Примітки: № – номер пробної площі; D – діаметр дерев, см; H – висота дерев, м; ЗДН – зімкненість деревного намету; N – густина деревостану, шт./га; G – сума площ перетинів стовбурівна висоті 1,3 м, м²/га; Iс – індекс санітарного стану деревостану; П – повнота деревостану; ПР – підріст; ПЛ – підлісок. Деревні і чагарникові породи: Дз – дуб звичайний; Вл – в'яз листуватий; Яз – ясен зелений; Клг – клен гостролистий; Клт – клен татарський; Клп – клен польовий; Кля – клен ясенелистий; Лпд – липа дрібнолиста; Бзч – бузина чорна; Лшз – ліщина звичайна; Баб – барбарис бородавчатий; Чрз – черемха звичайна.

та ін., 2016), внаслідок доступності для населення лісові насадження зазнають порушення, витоптування, а подекуди й знищення трав'яного покриву, забур'янення і побутового засмічення території, а також механічного пошкодження стовбурів дерев, що призводить до їхнього ослаблення та зниження екологічної ролі цих фітоценозів. З наближенням до узлісь збільшується розчленованість насаджень мережею стежок, частка витоптані території, ступінь інших порушень лісу. Так, внаслідок самовільної забудови господарськими приміщеннями в районі міської вул. Полковника Коновальця дубове насадження (ПП1) в приузлісній смузі до 40 м ослаблене й починає деградувати: у підрослі поширився адвентивний вид – *A. negundo* (N = 111 шт./га); розгалужена мережа стежок (шириною від 0,6 до 2 м); на 3,4% площі лісову підстилку витоптані до мінерального шару ґрунту; засмічено побутовими залишками 3,3% території; пошкоджено сокирою (рани 0,77 ± 0,03 м²) 11% дерев; вирубані ділянки до 75% площі задерніли. За надмірної зімкненості деревного намету *Q. robur* слабо розви-

нений, а подекуди відсутній другий ярус його супутників. Вони пригнічені й у підрослі, особливо *U. foliacea*. Значно краще поновлюється *A. platanoides* (табл. 1). З іншого боку лісового масиву (0,25 км від с. Володимирівка) на узліссі липово-дубового насадження (ПП2) площу 750 м² зайнято сміттєзвалищем. Стежкова мережа займає 3,4%, засміченість 3,2% площі. Другий ярус *U. foliacea* лише починає формувати, оскільки більшість його особин ще перебуває у підрослі (N = 233,3 шт./га; Iс=1,82) (табл. 1). Підлісок добре розвинений із *P. padus* (D = 6,1 см; H = 4,2 м; N = 16,7 шт./га), *S. nigra* (D = 3,2 см; H = 2,6 м; N = 50,0 шт./га) та *Corylus avellana* L. (D = 7,3 см, H = 4,7 м; N = 2,4 шт./га).

В урочищі «Голендерня» найбільш інтенсивна деградація екосистем спостерігається у приміській смузі масиву паркового типу. Древа *Q. robur* на ПП3 ослаблені, деякі з них мають механічні рани. Через масив проходить ґрунтова дорога шириною 2 м, трапляються сміттєзвалища діаметром до 3 м. Ослаблення деревостану та дигресія ґрунту поширені далеко вглиб, до ядра лісового масиву. На задернілих полянах

(площею від 80 до 1200 м²) є сліди згарищ (2,2 × 4,6 м); засміченість галявин становить 3-12%, вигоптаність подекуди сягає 35% площі. Природна структура фітоценозу найбільше збереглась в ядрі урочища. З наближенням до рекреаційно привабливого берега річки різко зростає зрідження деревостану, з'являються згарища і збільшується засміченість території. Зазначені зміни спричинені, насамперед, надмірним нерегульованим рекреаційним користуванням дендропарком (Гайдамак та ін., 1994; Клименко, 2010; Драган, 2011; Галкін та ін., 2014; Blinkova et al., 2014; Лавров та ін., 2016). У попередніх наших дослідженнях було показано низку інших ознак антропогенної його трансформації – як наслідок незавершеного реконструювання та межування з містом (Блінкова та ін., 2016).

Видовий склад трав'яної рослинності ПП1 урочища «Товста» представлений 25 видами судинних рослин, які належать до 21 роду і 15 родин. На ділянці ПП2 урочища – 19 видів судинних рослин, що належать до 15 родів і 12 родин. Спектр провідних родин формують *Asteraceae*, *Poaceae* та *Lamiaceae*. Хоча адвентивні види траплялися на обох ділянках, на ПП2 зафіксовано їх більше (*Ambrosia artemisifolia* L., *Erigeron canadensis* L., *Impatiens parviflora* L., *Malva sylvestris* L. тощо), за рахунок чого коефіцієнт фітоценотичної схожості рослинних угруповань цих ПП (KG) становить 75,0%. Індекси адвентизації ПП1 та ПП2 становили 32,0% та 52,6% відповідно. В урочищі «Голендерня» (ПП3) трав'яна рослинність сформована 26 видами судинних рослин, що належать до 26 родів і 19 родин. Спектр чотирьох провідних родин трав'яних рослин формують: *Asteraceae* – 4 види, або 15,4% від загальної кількості видів; *Poaceae* – 3 види, або 11,5%; *Apiaceae* та *Scrophulariaceae* – по 2 види, або 7,6%; 15 родин мають по 1 виду (3,7%). На ПП3 виявлено 10 видів адвентивних рослин (*A. artemisifolia*, *Canabis ruderalis* Janisch., *Echinochloa crusgalli* (L.) Beauv., *E. canadensis*, *Heracleum sibiricum* L., *Galinsoga parviflora* Cav., *I. parviflora*, *M. sylvestris*, *Oxalis stricta* L., *Partenocissus quinquefolia* (L.) Planch.). KG щодо ПП1 та ПП3 дорівнює 62,5%, KG для ПП2 та ПП3 становить 82,0%, що спричинено переважанням у рослинних угрупованнях ПП2 та ПП3 лісових видів: *Geranium sylvaticum* L., *Viola odorata* L., *Veronica chamaedrys* L. тощо.

Аналіз ксиломікобіоти

На ПП1 виявлено 10 видів (30 знахідок) ксилотрофів з 10 родів, 5 родин, 3 порядків класу *Agaricomycetes* відділу *Basidiomycota* на 3

видах дерев – *Q. robur*, *A. platanoides*, *U. foliacea*. На ПП2 зафіксовано розвиток 7 видів (18 знахідок) ксилотрофів з 7 родів, 2 родин, 2 порядків класу *Agaricomycetes* відділу *Basidiomycota* на *Q. robur*, *A. platanoides*, *T. cordata*. Ксилотрофи домінували у стовбуровому мікогоризонті, натомість у ґрунтовому мікогоризонті їх не виявлено. Крім того, тільки на ПП1 було зафіксовано розвиток *Trametes pubescens* (Schumach.) Pilat. та *Vuilleminia comedens* (Nees) Maire у надґрунтовому мікогоризонті (сухі гілки). Ці види траплялися в майже непорушених рекреацією і забудовою місцях. На ПП1 37,5% ксилотрофів на *Q. robur* виявлено на деревах I–II категорій санітарного стану, 44,5% – III категорії, 18% на особинах IV категорії стану. *Hymenochaete rubiginosa* (Dicks.) Lév. розвивалася лише на пеньках *Q. robur*. На *A. platanoides* всі види ксилотрофів розвивалися на живих деревах, з яких 75,5% припадає на дерева II категорії стану. На *U. foliacea* частка знахідок ксилотрофів на деревах I категорії стану становила 35,3%, II – 36,8%, III – 10,0%. На деревах IV категорії стану ксилотрофія була відсутня. Натомість на деревах V категорії стану *U. foliacea* виявлено 17,9% ксилотрофів. За класами Крафта знахідки переважали на особинах вищих класів *Q. robur*, *A. platanoides*, *U. foliacea*. На ПП2 10 знахідок було зафіксовано на *Q. robur* (II–III категорія стану, I–II клас Крафта), по одній знахідці траплялися *Oxyporus populinus* (Schumach.) Donk (I категорія стану, II клас Крафта) та *Polyporus alveolaris* (DC.) Bondartsev et Singer (II категорія стану, II клас Крафта) на *T. cordata*. *Dendrothele acerina* (Pers.) P.A. Lemke та *D. alliacea* (Quél.) P.A. Lemke розвивалися на деревах *A. platanoides* (II категорія стану, II клас Крафта).

Аналіз трофічної структури ксилотрофія показав, що на обох ПП домінують в цілому сапротрофи – 66,% та 50,1% на ПП1 та ПП2 відповідно, проте внесок сапротрофів на ПП2 є меншим. Частка факультативних сапротрофів є приблизно однаковою. Поширеність паразитів є значною (27,7% знахідок) лише на ПП2, що свідчить про більшу трансформацію умов лісового середовища рекреаційним чинником саме на цій ПП, оскільки поширеність паразитів більше 10,0% вказує на порушеність екологічних умов лісового середовища. Серед факультативних паразитів варто відзначити різне трапляння *Phelinus robustus* (P.Karst.) Bourdot et Galzin на ПП1 та ПП2. Окрім того, лише на ПП2 розвивається *Fomes fomentarius* (L.) Fr. Перший вид є індикатором рекреаційної порушеності лісів,

Таблиця 2. Розподіл ксилотрофних грибів за мікогоризонтами у дубових лісах лісових масивів урочищ «Товста» та «Голендерня» *

Види грибів / рід дерев	Мікогоризонт	Субстрат, діаметр D, см	%**
<i>Auricularia mesenterica</i> (Dicks.) Pers. / <i>Quercus</i> L.	Надґрунтовий	Повалений стовбур D=24	3,7
<i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke / <i>Acer</i> L.	Стовбуровий	Стовбури живих дерев D=44–50	3,7
<i>D. alliacea</i> (Quél.) P.A. Lemke / <i>Quercus</i> L., <i>Ulmus</i> L.	Стовбуровий	Стовбури живих дерев D=13–44	11,5
<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. / <i>Ulmus</i> L.	Стовбуровий	Стовбури D=31–36	4,6
<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév. / <i>Quercus</i> L.	Комлевий	Пеньки D=9–20	8,3
<i>Hyphoderma setigerum</i> (Fr.) Donk / <i>Quercus</i> L.	Стовбуровий	Стовбури, гілки 1-го пор. D=15–17, сухі гілки D=2-4	3,7
<i>Irpex lacteus</i> (Fr.) Fr. / <i>Prunus</i> L.	Кроновий	Гілки сухостою D=8	1,8
<i>Oxyporus populinus</i> (Schumach.) Donk / <i>Acer</i> L.	Комлевий	Стовбури D=40–49	4,6
<i>Phellinus contiguus</i> (Pers.) Pat. / <i>Robinia</i> L.	Кроновий	Гілки 1-го пор. D=8	3,7
<i>P. ferruginosus</i> (Schrad.) Pat / <i>Quercus</i> L.	Кроновий	Гілки сухостою D=4–6	2,8
<i>P. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin / <i>Quercus</i> L.	Стовбуровий	Стовбури D=38–40	3,7
<i>Phlebia radiata</i> Fr. / <i>Betula</i> Roth	Стовбуровий	Стовбур сухостою D=27	1,8
<i>Piptoporus betulinus</i> (Bull.) P. Karst / <i>Betula</i> Roth	Стовбуровий	Стовбур сухостою D=27	1,8
<i>Peniophora quercina</i> (Pers.) Cooke / <i>Quercus</i> L.	Кроновий, стовбуровий	Стовбури D=25–29	5,6
<i>Polyporus alveolaris</i> (DC.) Bondartsev et Singer / <i>Acer</i> L., <i>Quercus</i> L., <i>Ulmus</i> L.	Надґрунтовий, кроновий	Сухі гілки D=5–6	6,4
<i>P. squamosus</i> (Huds.) Fr. / <i>Quercus</i> L., <i>Ulmus</i> L.	Комлевий, стовбуровий	Стовбури D=24–45	13,9
<i>Schizopora paradoxa</i> (Schrad.) Donk / <i>Quercus</i> L.	Стовбуровий, кроновий	Стовбури та гілки 1-го пор. D=10–14	3,7
<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers. / <i>Quercus</i> L., <i>Acer</i> L.	Стовбуровий, кроновий	Стовбури, гілки 1-го пор. D=12–16, сухі гілки D=2-4	4,6
<i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Pilát / <i>Ulmus</i> L.	Комлевий	Пеньок, стовбур D=24–31	3,7
<i>T. pubescens</i> (Schumach.) Pilát / <i>Ulmus</i> L.	Надґрунтовий	Сухі гілки D=3	1,8
<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire / <i>Carpinus</i> L., <i>Quercus</i> L.	Надґрунтовий, кроновий	Сухі гілки D=1–2	4,6

Примітки: * – усереднені дані за ПП1, ПП2, ПП3; ** – частка знахідок кожного виду від загальної кількості знахідок.

другий – механічного пошкодження дерев, зрідження деревостанів. Оцінка екологічної структури показала, що на ПП1 та ПП2 домінують евритрофи I (65,0% та 60,0%) і II (35,0% та 40,0%) порядку відповідно, стенотрофи були відсутні.

В урочищі «Голендерня» було виявлено 10 видів (60 знахідок) ксилотрофів з 9 родів, 7 родин, 5 порядків класу *Agaricomycetes* відділу *Basidiomycota* на двох видах дерев – *Malus sylvestris* (L.) Mill. (1, *Trametes versicolor* (L.) Lloyd) та *Q. robur* (59). Сухостою, відпаду дерев і, відповідно, знахідок ксилотрофів на даних категоріях субстратів не зафіксовано. На пеньках *Q. robur* (3,3%, комлевий мікогоризонт) відзначено розвиток карпофорів

Hymenochaete rubiginosa (Dicks.) Lév. (без кори, D = 35 см) та *Stereum hirsutum* (Willd.) Pers. (у тріщинах кори, D = 62 см). 90,0% знахідок зафіксовано на всихаючому гіллі живих дерев, у кроновому мікогоризонті: *Vuilleminia comedens* (Nees) Maire (23), *Phellinus robustus* (P.Karst.) Bourdot et Galzin (10), *Peniophora quercina* (Pers.) Cooke (7) та *Schizopora flavipora* (Berk. et M.A. Curtis ex Cooke) Ryvarden (6, на деревах I–IV класів Крафта з індексами санітарного стану II–IV), *Phellinus ferruginosus* (Schrad.) Pat. (3, дерева III–IV класів Крафта з індексами санітарного стану III–IV), *Radulomyces molaris* (Chaillat ex Fr.) M.P. Christ. (3, дерева *Q. robur* II–IV класів Крафта з індексами санітарного стану II–IV), *Hyphoderma setigerum* (Fr.) Donk

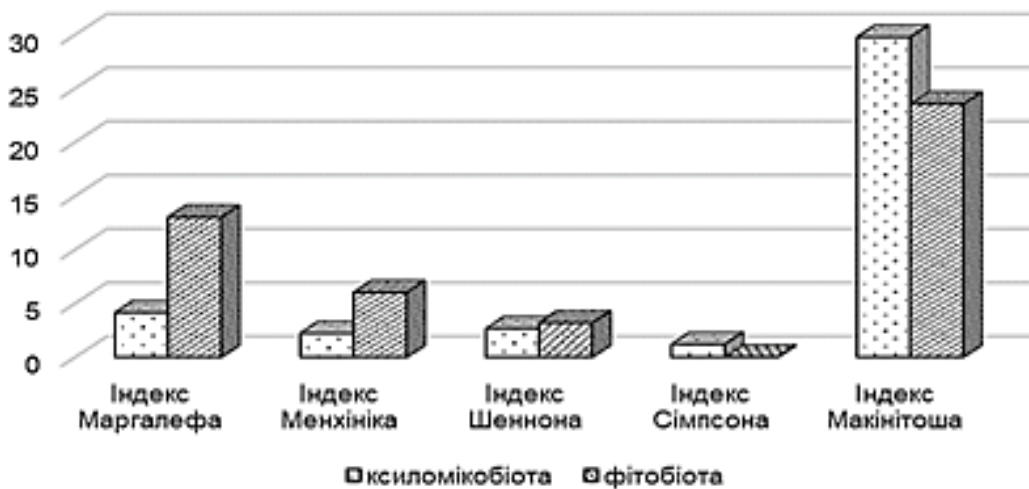


Рис. 1. Значення індексів різноманіття ксиломікобіоти та фітобіоти.

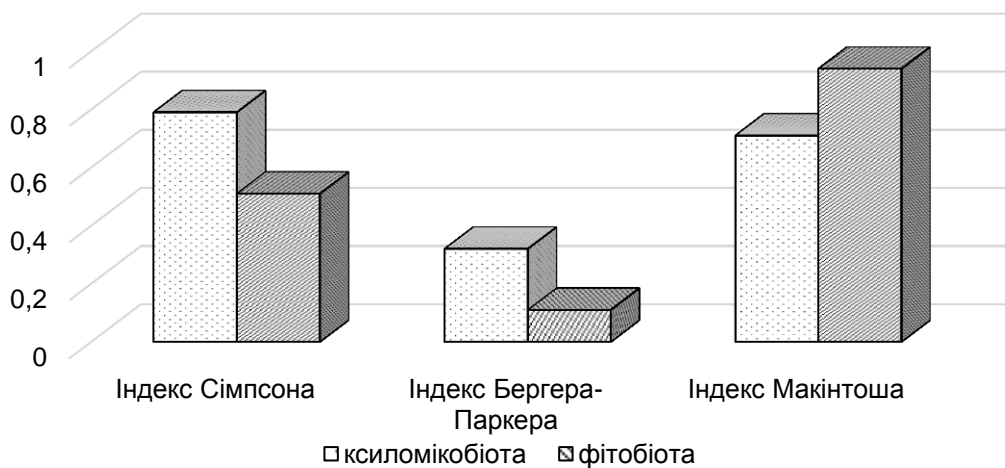


Рис. 2. Значення індексів домінування, розраховані щодо ксиломікобіоти та фітобіоти.

(1, I клас Крафта, індекс санітарного стану III). 6,7% знахідок виявлено у стовбуровому мікогоризонті – *Phellinus robustus* (3 на непошкодженій корі і 1 у дуплі, на деревах I, III–IV класів Крафта з індексами санітарного стану II–IV).

Як відомо, пригнічення активності мікоценокомірки зумовлено не тільки природними, але й антропогенними чинниками. Аналіз трофічної структури показав, що на усіх досліджуваних ділянках лісу обох урочищ домінують в цілому сапротрофи, натомість внесок паразитів (їх поширеність) становить 16,7%, що свідчить про антропогенне порушення умов лісового середовища. Серед факультативних паразитів варто відзначити домінування індикаторного виду – *Phellinus robustus*. Аналіз екологічної структури ксиломікобіоти показав, що домінують евритрофи I (60,0%) та II (40,0%) порядків, натомість стенотрофи повністю відсутні. Крім того, варто зауважити, що витоштування підстил-

ки, збір лісового опаду та низові лісові пожежі спричинили відсутність ксилотрофів у надґрунтового та кореневого мікогоризонтах. Розвиток ксилотрофних грибів зосереджений саме у кронному мікогоризонті (табл. 2). Такий розподіл різних структур (просторова, видова, екологічна) дослідженої мікобіоти підтверджує висновок про порушення умов лісового середовища.

Оцінка міри різноманіття

Екологічні умови лісової екосистеми добре відображають індекси різноманіття фіто- та ксиломікобіоти. Значення індексів різноманіття рослинних угруповань дещо відрізняються від індексів, що описують різноманіття угруповання ксилотрофних грибів. Так, сформовані екологічні умови досліджених лісових ділянок сприятливі більше для основних трав'яних видів-домінантів, зокрема адвентивних та рудеральних, інші види рослин перебувають у пригніченому стані. Як відомо, індекс Маргалефа ві-

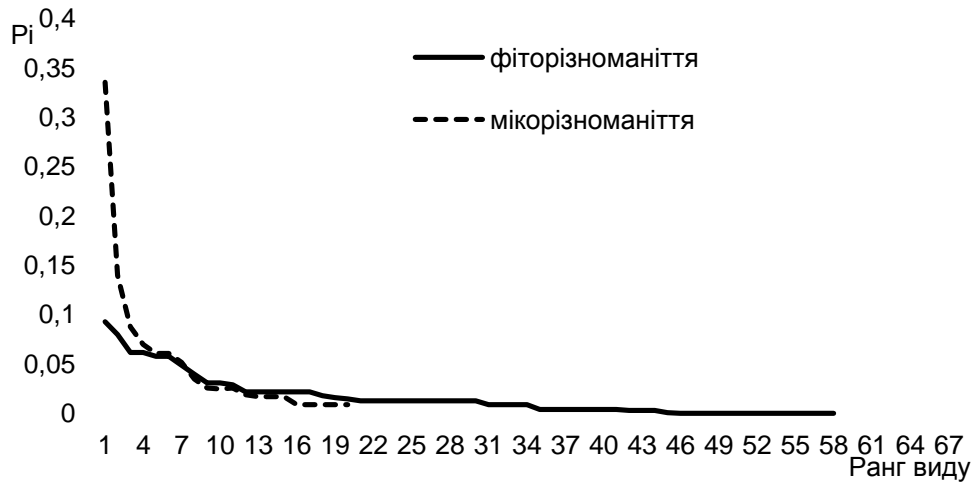


Рис. 3. Розподіл біорізноманіття за кількістю видів в угрупованнях.

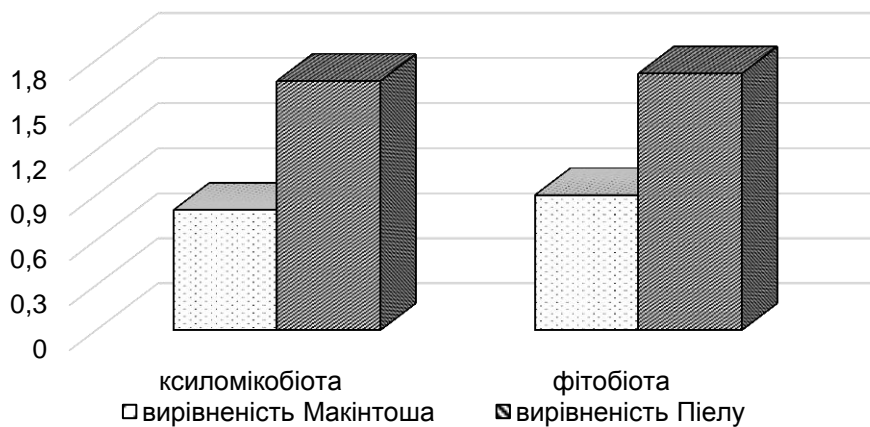


Рис. 4. Рівномірність розподілу видів в угрупованнях рослин та грибів.

дображає щільність видів, або видове багатство на певній території, тобто чим вище значення індексу, тим більшим видовим багатством характеризується дана територія. Результати даного дослідження показали, що значення індексу Маргалефа щодо фіторізноманіття майже втричі більше порівняно з даними щодо ксилотрофії (рис. 1). Значення індексу Менхініка, розраховані для фіто- та ксилотрофії, також істотно відрізняються. Аналогічно зі значеннями індексу Маргалефа, отримані значення індексу Менхініка для фіторізноманіття втричі перевищують дані щодо ксилотрофії. Натомість значення індексів Шеннона, Сімпсона та Макінтоша не мають істотної різниці. Індекс різноманіття Шеннона відображає складність структури угруповання. Значення індексів Шеннона становить 2,65 та 3,19 щодо ксилотрофії та фітотрофії відповідно. Дані свідчать про середню складність структур угруповань. Індекс Сімпсона вказує на домінування певних видів в угрупованні. Результати щодо розподілу значень індексів показують більше відхилення від нормальних умов у фіторізноманітті порівняно з розподілом у ксилотрофії.

За оцінкою індексів з'ясовано, що рівень домінування, встановлений для рослин і ксилотрофії, також відрізняється (рис. 2). Так, грибні угруповання мають найвищі значення індексу Сімпсона (0,79) та Макінтоша (0,71). Значення індексів домінування Бергера-Паркера щодо фітотрофії також майже в 2,5 рази менші. Показники індексів домінування, розраховані для угруповань рослин, не проявляють подібності варіювань. Найвищі значення показника домінування демонструє індекс Макінтоша. Значення індексу Сімпсона є майже вдвічі меншим, натомість значення індексу Бергера-Паркера є мінімальним серед усіх отриманих значень. Таким чином, індекси домінування демонструють наявність незначного впливу домінуючих видів рослин (адвентивних) і грибів на різноманіття ксилотрофії та фітотрофії.

Загалом, оцінка міри домінування в угрупованнях рослин і грибів показала, що криві індексів домінування обох угруповань не є синхронізованими. Ця тенденція підтверджується також графіками кривих рангів відносної кількості видів в угрупованнях (рис. 3). Виявлено

Таблиця 3. Кореляція параметрів угруповань ксилотрофних грибів

Індекси	S ₂	N ₂	DM _{r2}	DM _{n2}	D _{s2}	H ₂	DM _{c2}	d ₂	U ₂	λ ₂	E ₂
S ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N ₂	0,90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DM _{r2}	0,91	0,85	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DM _{n2}	0,92	0,80	0,82	-	-	-	-	-	-	-	-
D _{s2}	0,96	0,73	0,89	0,84	-	-	-	-	-	-	-
H ₂	0,90	0,90	0,86	0,85	0,86	-	-	-	-	-	-
DM _{c2}	0,11	-0,07	-0,90	-0,56	-0,87	-0,54	-	-	-	-	-
d ₂	-0,19	-0,28	-0,75	0,28	-0,78	-0,65	0,80	-	-	-	-
U ₂	0,78	0,76	0,85	0,86	0,79	0,94	-0,80	-0,85	-	-	-
λ ₂	0,56	0,65	-0,99	-0,78	-0,54	-0,90	0,76	0,77	-	-	-
E ₂	0,70	0,76	0,70	0,64	0,11	0,87	-0,89	-0,90	-0,69	-	-
U _{s2}	0,79	0,77	0,70	0,77	0,56	0,88	-0,87	-0,80	-0,44	0,89	-
ІНН	0,38	0,57	-0,16	-0,03	-0,08	0,40	0,03	-0,23	0,12	0,85	0,64
ІVН	0,77	0,43	0,66	0,85	0,79	0,45	0,09	0,11	-0,49	-0,03	0,12

неістотний відрив чисельності домінуючих видів та фонових видів в обох угрупованнях. Криві розподілу видового складу грибів та рослин за рангом їх чисельності демонструють схожість, але з деякими відмінностями. Аналіз отриманих нами даних показав відмінності у сформованих видових структурах ксилотрофної та фітотрофної. Так, крива зміни значень ксилотрофної різноманітності падає крутіше порівняно з кривою значень фіторізноманітності. Це свідчить про те, що гриби угруповання має меншу загальну рівномірність розподілу та сильніший вплив домінуючих видів.

Індекси рівномірності розподілу видів в угрупованнях рослин і грибів майже однакові (рис. 4). Рівномірності розподілу видів рослинного покриву та ксилотрофної мікробіоти збалансовані. Значення індексів вертикальної гетерогенності та горизонтальної гетерогенності становлять 0,78 та 2,37 відповідно.

Оцінка кореляційних зв'язків між параметрами рослинних угруповань та угруповань ксилотрофної мікробіоти свідчить про наявність достовірного позитивного зв'язку між індексом вертикальної гетерогенності (ІVН) та числом видів грибів ($r = 0,77, p < 0,01$), натомість між загальною кількістю особин тісного зв'язку не виявлено ($r = 0,43$) (табл. 3). Встановлено також зв'язок між ІVН та індексами різноманіття грибів: Менхініка ($r = 0,85, P < 0,01$), Маргалєфа ($r = 0,66, P < 0,01$) та Сімпсона ($r = 0,79, P < 0,01$). Зв'язку між ІVН та індексами домінування та рівномірності розподілу мікробіоти не виявлено. Отримані дані свідчать про прямий зв'язок між складною ярусною, вертикальною структурою лісового фітоценозу та різноманіттям ксилотрофних грибів.

Окрім того, між ІНН та індексом різноманіття Шеннона тісного зв'язку не виявлено, але він дещо сильніший ($r = 0,40$) порівняно з іншими значеннями індексів різноманіття грибного угруповання. ІНН корелює лише з індексом домінування Бергера-Паркера ($r = 0,85, P < 0,01$). Наявність зв'язків між дослідженими показниками оцінювання багатства рослин (різноманіття, домінування, вирівненість) є також цілком очікуваною (табл. 4).

Встановлено тісний зв'язок між ІVН та індексами фіторізноманіття (Менхініка, Маргалєфа та Шеннона). Підтверджено також наявність зв'язку між ІVН та індексом домінування Бергера-Паркера ($r = 0,83, P < 0,01$). Натомість індекс домінування Сімпсона виявив зв'язок лише з ІНН ($r = 0,73, P < 0,01$). Таким чином, дослідження підтвердили наявність зв'язку між просторовим розподілом ксилотрофних грибів та горизонтальною гетерогенністю лісу, але значно слабшого порівняно з вертикальною гетерогенністю лісу.

Кореляційна оцінка параметрів угруповань рослин та ксилотрофних грибів показала наявність тісних позитивних та негативних зв'язків між певними показниками (табл. 5). Зокрема, виявлено тісні позитивні кореляційні зв'язки між індексами різноманіття рослин Менхініка та рівномірністю розподілу ксилотрофної мікробіоти Пієлу та Макінтоша ($r = 0,77, P < 0,01$ та $r = 0,81, P < 0,01$ відповідно). Встановлено також тісні зв'язки між загальною кількістю особин (дерев) та індексом мікорізноманіття Макінтоша ($r = 0,82, P < 0,01$), а також індексом домінування Сімпсона щодо грибних угруповань ($r = 0,90, P < 0,005$). Індекс домінування Сімпсона, розрахований для угруповань грибів, виявив та-

Таблиця 4. Кореляція параметрів рослинних угруповань

Індекси	S ₁	N ₁	DM _{r1}	DM _{n1}	D _{s1}	H ₁	DM _{c1}	d ₁	U ₁	λ ₁	E _{1бь}
S ₁	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N ₁	0,65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DM _{r1}	0,87	0,62	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DM _{n1}	0,77	0,38	0,75	-	-	-	-	-	-	-	-
D _{s1}	0,58	0,81	0,16	0,30	-	-	-	-	-	-	-
H ₁	0,24	0,95	0,52	-0,25	0,79	-	-	-	-	-	-
DM _{c1}	0,79	0,18	0,01	0,90	0,20	0,06	-	-	-	-	-
d ₁	0,92	0,80	0,17	-0,89	-0,89	0,37	-0,90	-	-	-	-
U ₁	-0,41	0,48	0,81	-0,44	0,21	0,88	-0,87	0,86	-	-	-
λ ₁	0,85	0,64	-0,48	0,79	0,89	0,34	0,78	-0,50	-0,20	-	-
E ₁	-0,65	0,35	0,06	-0,87	0,43	0,75	0,45	0,51	0,85	-0,32	-
U _{s1}	0,96	-0,02	-0,94	0,21	0,45	-0,65	0,12	-0,13	0,79	0,64	0,76
ІНН	0,91	0,52	-0,78	0,94	0,53	-0,18	0,90	0,15	-0,11	0,73	0,07
ІVН	0,89	0,59	0,77	0,80	-0,12	0,76	0,59	0,83	0,45	-0,34	0,63

Таблиця 5. Кореляція параметрів угруповань рослин та ксилотрофних грибів

Індекси	S ₁	N ₁	DM _{r1}	DM _{n1}	D _{s1}	H ₁	DM _{c1}	d ₁	U ₁	λ ₁	E ₁
S ₂	-0,24	-0,87	-0,18	0,17	-0,76	-0,96	0,09	0,45	-0,61	-0,30	-0,28
N ₂	0,05	-0,55	-0,78	0,49	-0,59	-0,88	0,45	-0,77	-0,98	-0,2	-0,43
DM _{r2}	0,11	-0,99	-0,19	-0,01	-0,96	-0,85	0,18	-0,39	-0,67	-0,23	-0,78
DM _{n2}	-0,09	-0,64	-0,45	-0,03	-0,89	-0,89	0,28	-0,38	0,87	-0,65	-0,56
D _{s2}	-0,24	-0,89	-0,12	-0,17	-0,76	-0,86	0,23	-0,34	-0,45	-0,87	0,15
H ₂	0,04	-0,71	-0,55	0,36	-0,87	-0,67	0,67	-0,60	0,21	-0,12	0,08
DM _{c2}	-0,09	0,82	0,44	-0,40	0,60	0,90	-0,32	0,74	0,90	0,45	0,84
d ₂	-0,38	0,47	0,69	-0,65	0,59	0,88	-0,87	0,34	0,95	-0,33	0,77
U ₂	0,12	0,54	-0,43	0,38	-0,60	-0,76	0,44	-0,76	-0,90	-0,18	-0,60
λ ₂	0,56	0,90	0,25	0,14	0,91	0,90	0,01	0,65	0,77	0,07	0,47
E ₂	0,25	-0,41	-0,88	0,77	-0,65	-0,82	0,87	-0,54	-0,87	0,16	-0,98
U _{s2}	0,33	-0,78	-0,70	0,81	-0,57	0,27	0,77	-0,17	-0,78	-0,02	-0,97
ІНН	0,91	0,52	-0,78	0,94	0,53	-0,18	0,90	0,15	-0,11	0,73	0,07
ІVН	0,89	0,59	0,77	0,80	-0,12	0,76	0,59	0,83	0,45	-0,34	0,63

кож зв'язок з флористичними індексами різноманіття Сімпсона ($r = 0,91, P < 0,005$) та Шеннона ($r = 0,90, P < 0,005$). Цікавим також виявився зв'язок між індексом домінування Бергера-Паркера для грибних угруповань та індексами фіторізноманіття Шеннона ($r = 0,88, P < 0,01$) та домінування Макінтоша ($r = 0,95, P < 0,005$).

Тісний кореляційний зв'язок встановлено між індексом різноманіття Шеннона, розрахованим для рослин, та індексом різноманіття Макінтоша щодо ксилотрофної мікробіоти ($r = 0,90, P < 0,005$), а також індексом домінування Бергера-Паркера ($r = 0,88, P < 0,005$). Варто відзначити також зв'язок між індексами домінування Макінтоша щодо рослин та різноманіття Менхініка для ксилотрофної мікробіоти ($r = 0,87, P < 0,005$). Загалом, отримані дані свідчать про наявність прямо пропорційного зв'язку між різноманіттям грибів та флористичним багатством лісу.

Як відомо, негативні кореляції між певними параметрами та індексами характеристики біологічних систем важко інтерпретувати через можливі процеси адаптації організмів до трансформованих екологічних умов (Agrawal et al., 2010). Результати даного дослідження також засвідчили наявність негативного кореляційного зв'язку між параметрами та індексами фіто- та ксилотрофного різноманіття, який спричинений збільшенням однієї змінної, пов'язаної зі зменшенням іншої (табл. 5). Зокрема, аналіз індексів різноманіття показав наявність відповідного зв'язку між індексом фіторізноманіття Сімпсона та індексами ксилотрофного різноманіття (Менхініка, $r = -0,89, P < 0,005$; Маргалефа, $r = -0,96, P < 0,005$; Сімпсона, $r = -0,76, P < 0,01$; Шеннона, $r = -0,87, P < 0,005$). Індекс фіторізноманіття Шеннона виявив аналогічний негативний кореляційний зв'язок з індексами кси-

ломікорізноманіття. Серед індексів домінування негативний зв'язок встановлено між індексом Макінтоша, розрахованим для угруповань рослин, та кількістю особин і видів ксилотрофних грибів ($r = -0,98$, $P < 0,005$ та $r = -0,61$, $P < 0,01$ відповідно), індексом Макінтоша ($-0,90$, $P < 0,005$) та обома індексами вирівненості (Піелу, $r = -0,87$, $P < 0,005$; Макінтоша, $r = -0,78$, $P < 0,01$) для ксиломікорізноманіття. Серед індексів вирівненості також варто відзначити негативну кореляцію індексу Піелу для фіторізноманіття з індексами Піелу ($r = -0,98$, $P < 0,005$) та Макінтоша ($r = -0,97$, $P < 0,005$), розрахованими для ксиломікобіоти. Серед індексів вертикальної та горизонтальної гетерогенності лісу змістовною є негативна кореляція лише ІНН з індексом Маргалефа для фітобіоти ($r = -0,78$, $P < 0,005$). Загалом виявлено, що серед усіх досліджених індексів і параметрів найбільш стабільно виявляють негативну кореляцію індекси домінування фіто- та ксиломікорізноманіття.

Отже, діагностика стану дубових лісів на рівні угруповань можлива на основі структурних параметрів характеристики угруповань, зокрема на базі оцінки біотичного різноманіття за індексами видового багатства, домінування, вирівненості. Пропонуємо до системи діагностичних показників визначення ступеня рекреаційної трансформації дубових лісів додати стан консортивних зв'язків між рослиною-ефікатором та грибом-ксилотрофом: аналіз видової, трофічної, просторової структур ксиломікобіоти; видової та екологічної структур фіторізноманіття, лісівничо-таксаційної і санітарної оцінки деревостанів; індексів вертикальної та горизонтальної гетерогенності, різноманіття (Шеннона, Сімпсона, Менхінка), домінування (Сімпсона, Бергера-Паркера); вирівненості (Макінтоша, Піелу). Для аналізу зв'язків між показниками фіторізноманіття та ксиломікобіоти можна застосувати будь-який із зазначених індексів, виходячи з мети дослідження.

Для зниження ризиків подальшої дигресії лісів зелених зон, що зазнають антропогенного навантаження, у систему їх моніторингу доцільно включити зазначені показники ксиломікологічної індикації антропогенного порушення лісового середовища.

ЛІТЕРАТУРА

Анучин И.П. 1977. Лесная таксация. Москва : 552 с.
 Арефьев С.П. 2010. Системный анализ биоты дубовых сообществ. Новосибирск : 260 с.

Блінкова О.І., Лавров В.В., Сагдєєва Т.Ю., Житовоз А.В., Березніченко Ю.Г. 2016. Еколого-фітоценотичні особливості антропогенних змін урочища «Голендерня». Вісн. Харків. нац. ун-ту ім. В.Н. Каразіна. Сер. Біологія. 27 : 19-30.
 Бурда Р.І. 2006. Тренди зміни фіторізноманіття в агро-екологічних ландшафтах України. Науковий вісник Національного аграрного університету. 93 : 1-15.
 Воробьев Д.В. 1967. Методика лесотипологических исследований. Киев : 388 с.
 Высоцкий Г.Н. 1950. Учение о влиянии леса на изменение среды его произрастания на окружающее пространство: учение о пертиненции. Москва : 104 с.
 Гайдамак В.М., Мордатенко Л.П., Головка Є.А. 1994. Діброва дендропарку «Олександрія»: стан, проблеми оптимізації і відновлення. Біла Церква: 42 с.
 Галкін С.І., Калашнікова Л.В., Дойко Н.М., Рубіс В.Л. 2014. Екологічна стежка державного дендропарку «Олександрія» НАН України як форма соціальної структури на природно-заповідних територіях. Екосистеми, их оптимизация и охрана. 10 : 221-226.
 Голубець М.А. 2000. Екосистемологія. Львів: 316 с.
 Драган Н.В. 2011. Причини і особливості деградації старовікової діброви дендрологічного парку «Олександрія» НАНУ. Проблеми збереження, відновлення та стабілізації степових екосистем. 1 : 24-30.
 Дідух Я.П. 1994. Фітоіндикація екологічних факторів. К. : 280 с.
 Клименко Ю.О. 2010. Рельєф, ландшафти та насадження урочища «Голендерня» Державного дендрологічного парку «Олександрія» НАН України (м. Біла Церква). Наукові доповіді НУБіП. 2 (18): (<http://nd.nubip.edu.ua/2010-2/10kyaubt.pdf>).
 Лавров В.В. 2003. Системний підхід як методологічна основа для оцінки і зменшення загроз біорізноманіттю (лісові екосистеми). Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України. К. : 156-272.
 Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., Поліщук З.В. 2016. Консортивні зв'язки афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у місцях промислового добування граніту і рекреаційної діяльності. Біологічні студії. 10 (2) : 163-174.
 Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., Поліщук З.В. 2017. Зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у рекреа-

- ційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані. Екологія і ноосферологія. 28 (3-4) : 5-20.
- Лавров В.В., Блінкова О.І., Мірошник Н.В., Іваненко О.М. 2016. Синекологічні засади діагностики трансформації структурно-функціональної організації лісових екосистем в аспекті еволюції. Фактори експериментальної еволюції організмів. 18 : 186–190.
- Мигунова Е.С. 1993. Леса и лесные земли (количественная оценка взаимосвязей). Москва : 364 с.
- Миркин Б.М. Теоретические основы современной фитоценологии. 1985. Москва : 139 с.
- Нешатаев Ю.Н. 1987. Методы анализа геоботанических материалов. Ленинград: 192 с.
- Работнов Т.А. 1983. Фитоценология. Москва: 296 с.
- Раменский Л.Г. 1971. Избранные работы. Проблемы и методы изучения растительного покрова. Ленинград: 334 с.
- Санітарні правила у лісах України. Постанова кабінету Міністрів України від 27 липня 1995 р. № 555. Київ: 20 с.
- Смит Р.Л. 1982. Наш дом планета Земля: Полевые очерки об экологии человека. Москва : 383 с.
- Стороженко В.Г. 2007. Устойчивые лесные сообщества. Москва : 192 с.
- Ткач В.П. 1999. Заплавні ліси України. Харків: 368 с.
- Царик Й.В., Царик І.Й. 2002. Консорція як загальнобіотичне явище. Вісн. Львів. ун-ту. Серія Біологія. 28: 163–169.
- Фурдичко О. І., Стадник А.П., Кочерга М.М., Возняк Р.Р. 2012. Методичні рекомендації з інвентаризації поліфункціональних лісомеліоративних систем дослідних господарств НААН. К. : 42 с.
- Agrawal A., Conner J., Rasmann S. 2010. Tradeoffs and adaptive negative correlations in evolutionary ecology. In: Bell M., Eanes W., Futuyma D., Levinton J. (editors). Evolution after Darwin: the First 150 Years. Sunderland, MA : 32 p.
- Clemençon H. 2009. Methods for working with macrofungi: Laboratory cultivation and preparation of larger fungi for light microscopy. Eching : 88 p.
- Bernicchia A. 2005. Polyporaceae s.l. (Fungi Europaei; 10). Candusso: 808 p.
- Bernicchia A., Gorjón S. 2010. Corticiaceae s.l. (Fungi Europaei; 12). Candusso: 1008 p.
- Blinkova O., Ivanenko O. 2014. Co-adaptive system of tree vegetation and wood-destroying (xylotrophic) fungi in artificial phytocoenoses, Ukraine. Forestry Journal. 60 (3): 168-176.
- Blinkova O., Ivanenko O. 2016. Communities of tree vegetation and wood-destroying fungi in parks of the Kyiv city, Ukraine. Forestry Journal. 62 (2): 110-122.
- Blinkova O., Ivanenko O. 2018. Communities of woody vegetation and wood destroying fungi in natural and semi-natural forests of Kyiv city, Ukraine. Cent. Eur. For. J. 64:55–66.
- Brunet J., Fritz C., Richnau G. 2010. Biodiversity in European beech forests—a review with recommendations for sustainable forest management. Ecological Bull. 53 : 77-94.
- Chiarucci A., D’auria F., De Dominicis V., Lagana A., Perini C., Salerni E. 2005. Using vascular plants as a surrogate taxon to maximize fungal species richness in reserve design. Conservation Biol. 19 : 1644-1652.
- Dahlberg A., Croneborg H. 2006. The 33 threatened fungi in Europe. Complementary and revised information on candidates for listing in Appendix 1 of the Bern Convention. Nature and Environment 136 : 131 pp.
- Durak T. 2012. Changes in diversity of the mountain beech forest herb layer as a function of the forest management method. Forest Ecology Management. 276 : 154-164.
- Erdelen M. 1984. Bird communities and vegetation structure: Correlations and comparisons of simple and diversity indices. Oecologia. 61 : 277-284.
- Hedi R., Kopecky M., Komarek J. 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. Diversity and Distributions Banner. 16 (2) : 267-276.
- Hofmeister J., Hosek J., Brabec M., Dvorak D., Beran M., Deckerova H., Burel J., Krhiz M., Borovicka J., Beřak J., Vasutova M. 2014 Richness of ancient forest plant species indicates suitable habitats for macrofungi. Biodiversity Conservation. 23 (1) : 2015-2031.
- International Code of Nomenclature for algae, fungi and plants (Melbourne Code) adopted by the Eighteenth International Botanical Congress [Internet]. Melbourne (Australia): International Association for Plant Taxonomy. 2012 - [cited 2016 Dec 5]. Available from: <http://www.iapt-taxon.org/nomen/main.php>
- Kinga R., Morschhauser T., Pal-Fam F., Botta-Dukat Z. 2013. Exploring the relationship between macrofungi diversity, abundance, and vascular plant diversity in semi-natural and managed forests in

- north-east Hungary. *Ecological Research*. 28 : 543-552.
- Magurran A. 1998. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey : 192 p.
- McMullen-Fisher S.M., Kirkpatrick J.B., May T.W., Pharo E.J. 2010. Surrogates for macrofungi and mosses in reservation planning. *Conservation Biology*. 24 : 730-736.
- Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. 1999. *Vascular Plants of Ukraine a nomenclatural checklist*. Kyiv : 345 p.
- Paillet Y., Berges L., Hjaltén J., Odor P., Avon C., Bernhardt-Romermann M., Bijlsma R.J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Meszaros I., Sebastia M.T., Schmidt W., Standovar T., Tothmeresz B., Uotila A., Valladares F., Vellak K., Virtanen R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology*. 24 (1) : 101-112.
- Schulze ED., Aas G., Grimm GW., Gossner MM., Walentowski H., Ammer C., Kuhn I., Bouriaud O., von Gadow K. 2015. A review on plant diversity and forest management of European beech forests. *European J. Forest Res.* 135 : 51-67.
- Schmit J.P., Lodge D.J. 2005. *Classical methods and modern analysis for studying fungal diversity*. London: 214 p.
- Sekercioglu C. 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biology Conservation*. 107 (1) : 229-240.
- Swanson M.E., Franklin J.F., Beschta R.L., Crisafulli C.M., DellaSala D.A., Hutto R.L., Lindenmayer D.B., Swanson F.J. 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Front Ecology Environmental*. 9 : 117-125.
- Ujhazyova M., Ujhazy K. 2007. Vegetation dynamics of beech forests of the Kysucka Vrchovina. *Zvolen* : 36 p.
- changes of the stow «Holendernya». *The Journal of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Biology*. 27 : 19-30.
- Burda R. 2006. Trends change of phytodiversity in agricultural landscapes of Ukraine. *Scientific Bulletin National Agricultural Univ* 93 : 1-15.
- Vorobev D.V. 1967. *Methods of forest typology research*. Kyiv : 388 p.
- Vysockii G.N. 1950. *The doctrine of the influence of forests on the change in the environment of its growth on the surrounding space: the doctrine of perpetuation*. Moscow : 104 p.
- Gaydamak V.M., Mordatenko L.P., Golovko Ye.A. 1994. Oak forest of the “Alexandria” dendrological park: state, problems of optimization and restoration. *Bila Tserkva* : 42 p.
- Galkin S.I., Kalashnikova L.V., Doyko N.M., Rubis V.L. 2014. Ecological trail of the state park “Alexandria” of the National Academy of Sciences of Ukraine as a form of social structure in the nature reserves. *Ekosistemy, ikh optimizatsiya i okhrana*. 10 : 221-226.
- Golubets M.A. 2000. *Ecosystemology*. Lviv : 316 p.
- Dragan N.V. 2011. Causes and features of the degradation of the oak forest of “Alexandria” dendrological park of the National Academy of Sciences of Ukraine. *Problemy zberezhennya, vidnovlennya ta stabilizatsiyi stepovykh ekosystem*. 1 : 24-30.
- Didukh Ya.P. 1994. *Phytoindication of ecological factors*. Kyiv : 280 p.
- Klymenko Yu.O. 2010. Relief, landscapes and plantings of the “Golenderny” tract of the Oleksandria state dendrology park of the National Academy of Sciences of Ukraine (Bila Tserkva). *Naukovi dopovidi NUBiP*. 2 (18): (<http://nd.nubip.edu.ua/2010-2/10kyaubt.pdf>).
- Lavrov V.V. 2003. The system approach as a methodological basis for assessing and reducing threats to biodiversity (forest ecosystems). *Assessment and directions for reducing the threats to biodiversity in Ukraine*. Kyiv : 156-272.
- Lavrov V.V., Blinkova O.I., Ivanenko O.M., Polischuk Z.V. Consortium relations of aphylloroid fungi and *Quercus robur* L. in industrial granite extraction and recreational activities. *Biologichni studyi*. 10 (2) : 163-174.
- Lavrov V.V., Blinkova O.I., Ivanenko O.M., Polischuk Z.V. 2017. Changes in consortial links of aphylloroid fungi and *Quercus robur* L. in the recreational forests of the green zone of city. *Ecologiya i noospherologiya*. 28 (3-4) : 5-20.

REFERENCES

- Anuchin I.P. 1977. *Forest taxation*. Moscow : 552 p.
- Arefev S.P. 2010. *System analysis of biota wood-destroying fungi*. Novosibirsk : 260 p.
- Blinkova O.I., Lavrov V.V., Sagdeeva T.Yu., Zhitovos A.V., Bereznichenko Yu.G. 2016. *Ecologo-phytocenotic peculiarities of anthropogenic*

- Lavrov V.V., Blinkova O.I., Myroshnik N.V., Ivanenko O.M. 2016. Synecological principles of the diagnostics of the transformation of the structural and functional organization of forest ecosystems in the aspect of evolution. Factors of experimental evolution of organisms. *Faktori eksperimentalnoyi evolyutsiyi organizmiv.* 18 : 186-190.
- Migunova E.S. 1993. Forests and forest lands (quantitative assessment of interconnections). Moscow : 552 p.
- Mirkin B.M. 1985. Theoretical foundations of modern phytocenology. Moscow : 139 p.
- Neshataev Ju.N. 1987. Methods of analysis of geobotanical materials. Leningrad : 192 p.
- Rabotnov T.A. 1983. Phytocenology. Moscow : 296 p.
- Ramenskii L.G. 1971. Selected works. Problems and methods of studying vegetation cover. Leningrad : 334 p.
- Sanitary rules in the forests of Ukraine. 1995. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine of 27 July. № 555. Kyiv : 20 p.
- Smit R.L. 1982. Our home planet Earth: polemic essays on human ecology. Moscow : 338 p.
- Storozhenko V.G. 2007. Sustainable forest communities. Moscow : 192 p.
- Tkach V.P. Floodplain forests of Ukraine. Kharkiv : 368 p.
- Tsaryk J.V., Tsaryk I.J. 2007. Consortium as in general biotic phenomenon. *Bulletin of Lviv University. Series Biology.* 28 : 163-169.
- Furdychko O.I., Stadnyk A.P., Kocherga M.M., Voznyak R.R. 2012. Methodical recommendations for the inventory of polyfunctional forest-melioration systems of experimental farms of the National Academy of Sciences of Ukraine. Kyiv : 42 p.
- Agrawal A., Conner J., Rasmann S. 2010. Tradeoffs and adaptive negative correlations in evolutionary ecology. In: Bell M., Eanes W., Futuyma D., Levinton J. (editors). *Evolution after Darwin: the First 150 Years.* Sunderland, MA : 32 p.
- Clemençon H. 2009. Methods for working with macrofungi: Laboratory cultivation and preparation of larger fungi for light microscopy. *Eching* : 88 p.
- Bernicchia A. 2005. Polyporaceae s. l. (Fungi Europaei; 10). Candusso: 808 p.
- Bernicchia A., Gorjón S. 2010. Corticiaceae s.l. (Fungi Europaei; 12). Candusso: 1008 p.
- Blinkova O., Ivanenko O. 2014. Co-adaptive system of tree vegetation and wood-destroying (xylotrophic) fungi in artificial phytocoenoses, Ukraine. *Forestry Journal.* 60 (3): 168-176.
- Blinkova O., Ivanenko O. 2016. Communities of tree vegetation and wood-destroying fungi in parks of the Kyiv city, Ukraine. *Forestry Journal.* 62 (2): 110-122.
- Blinkova O., Ivanenko O. 2018. Communities of woody vegetation and wood destroying fungi in natural and semi-natural forests of Kyiv city, Ukraine. *Cent. Eur. For. J.* 64:55–66.
- Brunet J., Fritz C., Richnau G. 2010. Biodiversity in European beech forests—a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bull.* 53 : 77-94.
- Chiarucci A., D’auria F., De Dominicis V., Lagana A., Perini C., Salerni E. 2005. Using vascular plants as a surrogate taxon to maximize fungal species richness in reserve design. *Conservation Biol.* 19 : 1644-1652.
- Dahlberg A., Croneborg H. 2006. The 33 threatened fungi in Europe. Complementary and revised information on candidates for listing in Appendix 1 of the Bern Convention. *Nature and Environment* 136 : 131 pp.
- Durak T. 2012. Changes in diversity of the mountain beech forest herb layer as a function of the forest management method. *Forest Ecology Management.* 276 : 154-164.
- Erdelen M. 1984. Bird communities and vegetation structure: Correlations and comparisons of simple and diversity indices. *Oecologia.* 61 : 277-284.
- Hedi R., Kopecky M., Komarek J. 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions Banner.* 16 (2) : 267-276.
- Hofmeister J., Hosek J., Brabec M., Dvorak D., Beran M., Deckerova H., Burel J., KrhZ M., Borovicka J., Beřak J., Vasutova M. 2014 Richness of ancient forest plant species indicates suitable habitats for macrofungi. *Biodiversity Conservation.* 23 (1) : 2015-2031.
- International Code of Nomenclature for algae, fungi and plants (Melbourne Code) adopted by the Eighteenth International Botanical Congress [Internet]. Melbourne (Australia): International Association for Plant Taxonomy. 2012 - [cited 2016 Dec 5]. Available from: <http://www.iapt-taxon.org/nomen/main.php>
- Kinga R., Morschhauser T., Pal-Fam F., Botta-Dukat Z. 2013. Exploring the relationship between macrofungi diversity, abundance, and vascular plant diversity in semi-natural and managed forests in

- north-east Hungary. *Ecological Research*. 28 : 543-552.
- Magurran A. 1998. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey : 192 p.
- McMullen-Fisher S.M., Kirkpatrick J.B., May T.W., Pharo E.J. 2010. Surrogates for macrofungi and mosses in reservation planning. *Conservation Biology*. 24 : 730-736.
- Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. 1999. *Vascular Plants of Ukraine a nomenclatural checklist*. Kyiv : 345 p.
- Paillet Y., Berges L., Hjalten J., Odor P., Avon C., Bernhardt-Romermann M., Bijlsma R.J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Meszaros I., Sebastia M.T., Schmidt W., Standovar T., Tothmeresz B., Uotila A., Valladares F., Vellak K., Virtanen R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology*. 24 (1) : 101-112.
- Schulze E.D., Aas G., Grimm G.W., Gossner M.M., Walentowski H., Ammer C., Kuhn I., Bouriaud O., von Gadow K. 2015. A review on plant diversity and forest management of European beech forests. *European J. Forest Res.* 135 : 51-67.
- Schmit J.P., Lodge D.J. 2005. *Classical methods and modern analysis for studying fungal diversity*. London: 214 p.
- Sekercioğlu C. 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biology Conservation*. 107 (1) : 229-240.
- Swanson M.E., Franklin J.F., Beschta R.L., Crisafulli C.M., DellaSala D.A., Hutto R.L., Lindenmayer D.B., Swanson F.J. 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Front Ecology Environmental*. 9 : 117-125.
- Ujhazyova M., Ujhazy K. 2007. *Vegetation dynamics of beech forests of the Kysucka Vrchovina*. Zvolen : 36 p.

*Надійшла до редакції
10.09.2018 p.*

METHODOLOGICAL ASPECTS OF DIAGNOSTIC OF RECREAGENIC TRANSFORMATION OF OAK FORESTS BY DIVERSITY OF COMMUNITIES OF XYLOTROPHIC FUNGI AND PHYTOBIOTA

V. V. Lavrov¹, O. I. Blinkova², O. M. Ivanenko³, Z. V. Polyschuk¹

¹*Bilotserkivskyy National Agrarian University
(Bila Tserkva, Kyiv reg., Ukraine),*

²*National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine
(Kyiv, Ukraine)*

E-mail: elena.blinkova@gmail.com

³*Institute for Evolutionary Ecology
of National Academy of Science of Ukraine
(Kyiv, Ukraine)*

Changes in ecological conditions of oak forests of urban green belt are illustrated by the tract «Holendernya» in State arboretum «Alexandria» NAS of Ukraine and the tract «Tovsta» on the outskirts of the Bila Tserkva town. They were caused by unregulated recreation; physical and biological pollution; reconstruction of the forest type of landscape to the park type; building; sand extraction; and collection of medicinal grass, mushrooms, berries, etc. The complex impact of these factors leads to the degradation of the perennial (tract «Holendernya») and medieval (tract «Tovsta») of oak stands at the level of III stage of recreational degeneration. The canopy was liquefied, the composition of the stands was changing, and the integrity of the phytocenoses was violated, which changes conditions of forest environment in directions from the core of the forestland to the suburban outskirts. It is confirmed that xylotrophic fungi perform the regulatory function in the forests, influencing the development of different phytocenoses within the content of

the composition, and quite informatively reflect the state of the stands. The compositions, indices of phytodiversity and xylophytic diversity at the medium intensity of anthropogenic impact (diversity, dominance, and evenness indices) had positive and negative correlations. The value of diversity indices showed a greater deviation of phytodiversity from the normal conditions compared to xylomycobiota. Xylomycobiota has a lower overall evenness and stronger influence of the dominant species. Correlation relationships were detected between phytodiversity and xylomycobiota. The existence of a correlation between the spatial distribution of xylophilic fungi and the horizontal and vertical heterogeneity of the forest had been confirmed. The correlations between groups of plants and fungi (taxonomic composition, uniformity of shown distribution of species groups, nature of their distribution in space of forest ecosystem, etc.) were shown. Fast settling of facultative parasites in forests exposed to recreational/anthropogenic pressure, shows the lack of regulation of forest use and forest management, inadequate control of their health status and protection. The established indicators of xylomycological indication of anthropogenic disturbance of the forest environment were proposed to be included into the forest monitoring system.

Key words: *oak forests, phytodiversity, compositions of xylomycobiota, aphyllophorales, anthropogenic impact, indices of diversity, dominance and evenness, horizontal and vertical heterogeneity*

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ДИАГНОСТИКИ РЕКРЕАГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ ДУБОВЫХ ЛЕСОВ ПО РАЗНООБРАЗИЮ СООБЩЕСТВ КСИЛОТРОФНЫХ ГРИБОВ И ФИТОБИОТЫ

В. В. Лавров¹, Е. И. Блинкова², А. Н. Иваненко³, З. В. Полищук¹

¹*Белоцерковский национальный аграрный университет
(Белая Церковь, Киевская обл., Украина),*

²*Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины
(Киев, Украина)*

E-mail: elena.blinkova@gmail.com

³*Институт эволюционной экологии
Национальной академии наук Украины
(Киев, Украина)*

Изменения экологических условий дубовых лесов зеленой зоны города показаны на примере урочища «Голендерня» Государственного дендрологического парка «Александрия» НАН Украины и урочища «Товста», находящегося на окраине города Белая Церковь. Они вызваны нерегулируемой рекреацией, физическим и биологическим загрязнением, реконструкцией лесного типа ландшафта в парковый тип, застройкой, добычей песка, сбором лекарственных растений, грибов, ягод и т.д. Комплексное воздействие указанных факторов приводит к деградации перестойных (урочище «Голендерня») и средневозрастных (урочище «Товста») дубовых насаждений на уровне III стадии рекреационной дигрессии. В направлении от ядра лесных массивов до пригородной опушки изреживается древесный полог, изменяется структура древостоев, а кое-где нарушается и целостность фитоценозов, что в целом изменяет условия лесной среды. Подтверждено, что ксилотрофные грибы выполняют регулирующую функцию в лесах, влияя на развитие различных по содержанию структур фитоценозов, и достаточно информативно отражают состояние древостоев. Выявлены положительные и отрицательные корреляции между структурами и индексами фито- и ксиломикоразнообразия при средней интенсивности антропогенного воздействия (индексы разнообразия, доминирования, выравниваемости). Значение индексов разнообразия показало большее отклонение от нормальных условий фиторазнообразия сравнительно с ксиломикобиотой, в то время как грибное сообщество имеет меньшую общую равномерность распределения и более сильное влияние доминирующих видов. Тесные корреляционные связи выявлены между показателями фиторазнообразия и ксиломикобиотой. Подтверждена корреляция между пространственным распределением ксилотрофных грибов и горизонтальной, а также вертикальной гетерогенностью леса.

МЕТОДОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ДІАГНОСТИКИ

Показано наличие связей между сообществами растений и грибов (таксономическая структура, равномерность распределения видов в сообществах, характер их распределения в пространстве лесной экосистемы и т.д.). Быстрое расселение факультативных паразитов в лесах, испытывающих рекреационную/антропогенную нагрузку, свидетельствует о недостаточном регулировании процессов лесопользования и лесоуправления, ненадлежащих контроле их санитарного состояния и защите. Установленные показатели ксилмикологической индикации антропогенного нарушения лесной среды предложено включить в систему лесного мониторинга.

Ключевые слова: *дубовые леса, фитобиота, структуры ксилмикобиоты, афиллофороидные грибы, антропогенное воздействие, индексы разнообразия, доминирования, выравненности, горизонтальной и вертикальной гетерогенности*