

Н

АНКОВІ

ЗАПИСКИ

Випуск 23 / 2007

**Державного
природознавчого
музею**



Національна академія наук України
Державний природознавчий музей

**НАУКОВІ ЗАПИСКИ
ДЕРЖАВНОГО
ПРИРОДОЗНАВЧОГО МУЗЕЮ**

Випуск 23

Львів 2007

У цьому випуску опубліковано нову редакцію Кодексу музейної етики від ICOM, затверджену 21-ою Генеральною Асамблеєю Міжнародної ради музеїв (*International Council of Museums*). Низка статей в рубриці „Екологія” присвячена 50-й річниці заснування в Чорногорі (Українські Карпати) високогірного біологічного стаціонару „Пожижевська” Львівського науково-природознавчого музею АН УРСР (тепер Інституту екології Карпат НАН України, організованому у 1974 р. на базі музею). Інші статті представляють матеріали наукових досліджень в галузях екології, ботаніки та зоології, проведених на Волино-Поділлі, урбанізованих територіях і річкових басейнах України.

Для екологів, ботаніків, зоологів, працівників природничих музеїв, заповідників, національних парків та інших природоохоронних установ.

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ

Чорнобай Ю.М., д-р біол. наук (*головний редактор*); Климишин О.С., канд. біол. наук (*науковий редактор*); Берко Й.М., д-р біол. наук; Бокотей А.А., канд. біол. наук (*відповідальний секретар*); Волгін С.О., д-р біол. наук; Дригант Д.М., д-р г.-м. наук; Тасенкевич Л.О., д-р біол. наук; Третяк П.Р., д-р біол. наук; Царик Й.В., д-р біол. наук

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Чернобай Ю.Н. (главный редактор), Климишин А.С. (научный редактор), Берко И. Н., Бокотей А.А. (ответственный секретарь), Волгин С.А., Дрыгант Д.М., Тасенкевич Л.А., Третяк П.Р., Царик И.В.

EDITORIAL BOARD

Chornobay Y.M. (Editor-in-Chief), Klymyshyn O.S. (Scientific Editor), Berko I.M., Bokotey A.A. (Managin Editor), Volgin S.O., Drygant D.M., Tassenkevich L.O., Tretjak P.R., Tsaryk I.V.

Рекомендовано до друку вченою радою
Державного природознавчого музею

КОДЕКС МУЗЕЙНОЇ ЕТИКИ ВІД ІСОМ

Нова редакція, затверджена 21-ою Генеральною Асамблеєю Міжнародної ради музеїв – ІСОМ (International Council of Museums) 8 жовтня 2004 року в Сеулі (Республіка Південна Корея)

1. МУЗЕЇ ЗБЕРІГАЮТЬ, ДОСЛІДЖУЮТЬ ТА ПРЕЗЕНТУЮТЬ ПРИРОДНУ І КУЛЬТУРНУ СПАДЩИНУ ЛЮДСТВА.

ЗАГАЛЬНІ ПОЛОЖЕННЯ

Музеї відповідають за ту частину матеріальної та духовної природної і культурної спадщини, яка їм довірена. Керівний орган музею, а також усі ті, хто мають відношення до формування стратегії розвитку і нагляду за музеями, безпосередньо відповідають за збереження і сприяння цій спадщині, разом з людськими, фізичними та фінансовими ресурсами, задіяними для цієї мети.

Правові положення

1.1. Правова документація

Керівний орган повинен забезпечити наявність у музеї складеного письмово, опублікованого і затвердженого статуту, положення або іншого публічного документу, узгодженого з національним законодавством, в якому чітко зазначаються правові засади діяльності музею, його призначення, безперервність функціонування і неприбутковий статус.

1.2. Формулювання призначення, спрямованості і політики

Керівництво установи повинно підготувати, оприлюднити і керуватись надалі сформульованою концепцією про призначення, спрямованість і політику музею та роль і склад його керівного органу.

Фізичні ресурси

1.3. Передумови

Керівництво установи повинно забезпечити сприятливі умови, необхідні для виконання музеєм основних функцій, визначених у його призначенні.

1.4. Доступ

Керівний орган повинен забезпечити можливість відвідування музею та його колекцій протягом усіх визначених годин і днів. Окрема увага повинна приділятися особам з індивідуальними потребами.

1.5. Здоров'я та безпека

Керівний орган повинен забезпечити виконання встановлених у музеї стандартів щодо охорони здоров'я, безпеки і доступу до визначених послуг для його персоналу і відвідувачів.

1.6. Захист від форс-мажорних ситуацій

Керівний орган повинен розвивати і підтримувати політику щодо захисту відвідувачів і персоналу, колекцій та інших музейних ресурсів від природних та спровокованих людиною надзвичайних ситуацій.

1.7. Вимоги охорони

Керівний орган повинен забезпечити відповідну охорону та захист колекцій від можливих крадіжок або нищення на експозиції, виставках, робочих площах або в місцях зберігання, а також при їх переміщенні.

1.8. Страхування і відшкодування збитків

При використанні комерційного страхування колекцій керівний орган повинен гарантувати адекватну компенсацію, яка поширюється на предмети, що перевозяться або є запозиченими, та інші, за які відповідає музей. При використанні схеми компенсації необхідно, щоби матеріали, які не є власністю музею, були також адекватно відшкодовані.

Фінансові ресурси

1.9. Фінансування

Керівний орган повинен гарантувати наявність достатніх коштів для провадження і розвитку діяльності музею. По всіх залучених коштах повинен надаватися професійний звіт.

1.10. Політика щодо залучення коштів

Керівний орган повинен мати письмовий документ, що стосується джерел надходження коштів, які він може отримувати в процесі своєї діяльності або із зовнішніх джерел. Незалежно від джерел фінансування, музеї повинні здійснювати контроль за змістом і цілісністю своїх програм, виставок та іншими напрямками діяльності. Діяльність щодо залучення коштів не повинна компрометувати стандарти установи або її аудиторію (див. 6.6.).

Персонал

1.11. Політика прийняття на роботу

Керівний орган повинен гарантувати, що всі дії стосовно персоналу проводяться як згідно з політикою музею, так і з відповідними законними процедурами.

1.12. Призначення директора або керівника

Директор, або керівник музею, є ключовою посадою, і при його призначенні керівні органи повинні брати до уваги знання та ділові якості, які необхідні для ефективного обіймання цієї посади. Ці якості повинні охоплювати відповідну інтелектуальну спроможність і професійні знання, доповнені високим стандартом етичної поведінки.

1.13. Доступ до керівних органів

Директор, або керівник музею, повинен безпосередньо відповідати за діяльність установи і мати можливість прямого доступу до відповідних керівних органів.

1.14. Компетентність музейного персоналу

Необхідно приймати на роботу персонал згідно з кваліфікаційними вимогами, які відповідають посадовим обов'язкам (див. 2.7; 2.8).

1.15. Підготовка персоналу

Для підтримання ефективності праці необхідно створити адекватні можливості для продовження освіти і професійного розвитку всього музейного персоналу.

1.16. Етичний конфлікт

Керівний орган ніколи не повинен вимагати від музейного персоналу дій, які могли би вважатись такими, що вступають у протиріччя з положеннями цього Кодексу музейної етики, або з будь-яким національним законом чи етичним кодексом спеціаліста.

1.17. Музейний персонал і волонтери

Керівництво музею повинно мати письмове положення щодо залучення до його діяльності волонтерів, що сприяє позитивним стосункам між добровольцями і музейними працівниками.

1.18. Волонтери і етика

Керівний орган повинен гарантувати, що волонтери, залучені до діяльності музею, є добре обізнаними з Кодексом музейної етики та іншими дотичними кодексами і законами.

2. МУЗЕЇ, ЯКІ УТРИМУЮТЬ КОЛЕКЦІЇ, ЗБЕРІГАЮТЬ ЇХ ЗАРАДИ СУСПІЛЬСТВА І ЙОГО РОЗВИТКУ

ЗАГАЛЬНІ ПОЛОЖЕННЯ

Музеї зобов'язані комплектувати, зберігати, досліджувати і експонувати свої колекції, як внесок до збереження природної, культурної і наукової спадщини. Їхні колекції є суттєвим громадським надбанням, займають спеціальне положення в законодавстві і знаходяться під міжнародною юрисдикцією. Суспільство довіряє музеям управління цим надбанням, що включає узаконене право власності, безперервність функціонування, документацію, доступність і відповідальне розпорядження.

Комплектування колекцій

2.1. Політика колекціонування

Керівний орган кожного музею повинен прийняти і оприлюднити письмовий документ щодо колекціонування, який стосується придбання, догляду і використання колекцій. Цей документ (інструкція) повинен визначати правила зберігання будь-якого матеріалу, незалежно від того чи він буде каталогізований, законсервований або експонований (див. 2.7; 2.8).

2.2. Чинний документ, який підтверджує право власності

Жодний предмет або зразок не повинен надходити до музею шляхом обміну, купівлі або як дарунок, позика, надходження як спадщина, доки музей не буде переконаний в наявності чинного документа, який підтверджує право власності. Існування в країні закону про право власності не обов'язково є цим чинним документом.

2.3. Походження предметів і зразків та належна ретельність в процесі їх придбання

Перед придбанням потрібно зробити все можливе для повної упевненості в тому, що жоден предмет або зразок, який пропонується для купівлі, в дарунок, в позику, в якості спадщини або для обміну, не був придбаний нелегально або експортований з

країни свого походження чи будь-якої транзитної країни, в якій він міг би бути у законній власності (включаючи власну країну). Належна ретельність у цьому відношенні сприятиме з'ясуванню повної історії предмета з моменту його виявлення або виготовлення.

2.4. Предмети та зразки з неавторизованих або ненаукових польових здобутків

Музеї не повинні здійснювати придбання предметів, якщо є вагома причина припускати, що їхнє походження пов'язано з неавторизованими або ненауковими польовими здобутками чи навмисним пошкодженням або руйнуванням пам'ятників, археологічних або геологічних пам'яток, або видів і природних місць їхнього існування. Так само, придбання не повинно відбуватись, якщо при цьому існує супротив спробі показу знахідки власнику чи орендарю землі, з якої вона походить, або компетентним органам.

2.5. Культурно чутливий матеріал

Колекції людських решток і матеріали сакрального значення повинні прийматись лише у випадку, якщо вони можуть зберігатись у безпеці і доглядатись з повагою. Це повинно супроводжуватись поведінкою, сумісною з професійними стандартами та інтересами і поглядами членів суспільства, етнічних або релігійних громад, звідки походять предмети, якщо ці громади відомі (див. також 3.7;4.3).

2.6. Біологічні та геологічні зразки, які знаходяться під охороною

Музеї не повинні приймати біологічні чи геологічні зразки, які були зібрані, продані або іншим чином передані всупереч місцевим, національним, регіональним або міжнародним законам чи угодам, пов'язаним із захистом дикої природи або заповіданням.

2.7. Живі колекції

Якщо колекції містять живі ботанічні чи зоологічні зразки, особливу увагу треба приділяти природному і соціальному оточенню, звідки вони походять, як і будь-якому місцевому, національному, регіональному або міжнародному закону або угоді, які стосуються захисту живої природи або заповідання.

2.8. Робочі колекції

Інструкція з колекціонування може містити спеціальні положення щодо певних типів робочих колекцій, де наголос робиться не стільки на предмет, скільки на збереження культурного, наукового або технічного процесу, або де предмети чи зразки згруповані для регулярного використання з науковими або навчальними потребами (див. також 2.1).

2.9. Придбання поза колекційною політикою

Придбання предметів чи зразків поза межами затвердженої музейної інструкції з колекціонування повинно відбуватись лише у виняткових обставинах. Керівний орган повинен розглянути наявні професійні думки щодо конкретного випадку та погляди всіх зацікавлених сторін. При цьому розглядається значення предмета чи зразка, включно з його контекстом у культурній чи природній спадщині, і особливі інтереси інших музеїв, які збирають такий матеріал. Однак, навіть за таких обставин, не рекомендується придбання предметів без чинного документа на право власності (див. також 3.4).

2.10. Придбання, які пропонуються членами керівного органу або музейним персоналом

Особлива увага необхідна під час розгляду можливості придбання будь-яких предметів чи колекцій чи то для продажу, чи як пожертву, або неоподаткованого дарунку від членів керівних органів, музейного персоналу або родин і близьких друзів цих осіб.

2.11. Сховища останнього притулку

Ніщо в цьому Кодексі музейної етики не повинно перешкоджати музею бути уповноваженим сховищем для зразків чи предметів нез'ясованого походження, незаконно зібраних або вилучених з території, яка знаходиться в зоні його узаконеної відповідальності.

Переміщення колекцій

2.12. Законні та інші повноваження

Якщо музей має законні повноваження, що дає право на розпорядження його колекціями, або придбав предмети, що відповідають цим умовам розпорядження, юридичні та інші вимоги і процедури оформлення повинні здійснюватись в повній мірі. Там, де первинне придбання підлягало тим чи іншим обмеженням, ці умови повинні бути переглянуті, інакше може статися так, що суворе дотримання таких обмежень буде неможливим і по суті шкідливим для установи. В такому випадку вихід може бути знайдено через інші легальні процедури.

2.13. Вилучення з музейних колекцій

Вилучення предмета чи зразка з музейної колекції повинно відбуватися лише у випадку повного розуміння значення цієї одиниці зберігання, її особливостей (чи є вона поновлюваною, чи непоновлюваною), наявності законних підстав і відсутності вірогідності будь-якої втрати довіри громадськості внаслідок такої дії.

2.14. Відповідальність за вилучення

За рішення про вилучення повинен відповідати керівний орган, діючий спільно з директором музею і куратором відповідної колекції. Спеціальні домовленості можуть бути досягнені стосовно робочих колекцій (див. 2.7; 2.8).

2.15. Розпорядження предметами, вилученими з колекцій

Кожний музей повинен мати санкціоновану процедуру вилучення предметів з колекцій внаслідок пожертвування, переміщення, обміну, продажу, повернення на батьківщину або руйнування, яка б дозволяла не обмежене законом право передавання музейних предметів будь-якому одержувачу. Всі рішення про вилучення повинні реєструватися, включно з описом предмета і подальшого розпорядження ним. При цьому, має бути абсолютна впевненість, що вилучена одиниця зберігання в першу чергу пропонується іншому музею.

2.16. Прибуток з розпорядження колекціями

Музейні колекції утримуються як суспільне надбання, і до них не можна ставитись як до майна, яке підлягає купівлі-продажу. Гроші чи компенсація, одержані від вилучення і розпорядження предметами і зразками з музейної колекції, повинні бути використані виключно на користь колекції і, як правило, для поповнення цієї ж колекції.

2.17. Купівля роз'єднаних колекцій

Музейному персоналу, керівному органу, або їхнім родинам чи близьким партнерам не дозволяється купувати предмети, які були вилучені з колекції, за яку вони відповідають.

Догляд за колекціями

2.18. Безперервність функціонування] колекцій

Музей повинен створити і провадити політику гарантії того, що його колекції (як постійні, так і тимчасові) та пов'язана з ними інформація, яка записана належним чином, є доступними для поточного користування і перейдуть до наступних поколінь в доброму, збереженому і, водночас, опрацьованому стані, з огляду на сучасний рівень знань і ресурси.

2.19. Доручення відповідальності за колекції

Професійна відповідальність, яка передбачає догляд за колекціями, повинна призначатися особам з відповідними знаннями і кваліфікацією або тим, хто здатний здійснювати адекватний контроль (див. також 8. 11).

2.20. Документування колекцій

Музейні колекції повинні бути задокументовані згідно з прийнятими галузевими професійними стандартами. Така документація повинна містити повне визначення і опис кожної одиниці зберігання, її зв'язків, походження, стану, способів консервації і розміщення. Такі дані повинні зберігатись у безпечному середовищі і підтримуватись пошуковими системами, що забезпечує доступ до інформації музейному персоналу та іншим легітимним користувачам.

2.21. Захист від катастроф

Пильна увага повинна приділятися захисту колекцій протягом озброєного конфлікту та інших створених людиною чи природних лих.

2.22. Охорона колекцій і асоційованих даних

Музей повинен здійснювати контроль, щодо запобігання розкриттю чутливої інформації та інших конфіденційних сторін під час надання доступу до колекційних даних представникам громадськості.

2.23. Превентивне зберігання

Превентивне зберігання є важливим елементом музейної політики і дбайливого ставлення до його колекції. Це є суттєвою нормою відповідальності музейних працівників за створення і підтримання захищеного середовища для колекцій в процесі їхнього догляду, зберігання, експонування або переміщення.

2.24. Зберігання і реставрація колекцій

Музей повинен уважно наглядати за станом колекцій для визначення того, чи потребує предмет або зразок виконання робіт зі збереження, реставрації і обслуговування консерватором-реставратором. Принциповою метою повинна бути стабілізація стану предмета чи зразка. Всі процедури з консервації повинні бути задокументовані і спрямовані, наскільки це є можливим, на збереження оригінальних ознак, а всі зміни повинні мати чітке розмежування з оригінальним предметом чи зразком.

2.25. Добробут живих тварин

Музей, який утримує живих тварин, повинен у повній мірі відповідати за їхнє здоров'я і добрі умови існування. Він повинен підготувати і впровадити правила

безпеки для захисту свого персоналу і відвідувачів, так само, як і тварин, які мають бути схвалені експертом з ветеринарії. За наявності генетичної модифікації, остання повинна чітко розпізнаватися.

2.26. Особисте використання музейних колекцій

Музейному персоналу, керівному органу, їхнім родинам, близьким партнерам або іншим особам не повинно дозволятися вилучати предмети з музейних колекцій, навіть тимчасово, для будь-якого особистого використання.

3. МУЗЕЇ ЗБЕРІГАЮТЬ ПЕРВИННИЙ ФАКТИЧНИЙ МАТЕРІАЛ ДЛЯ ОТРИМАННЯ НОВИХ ЗНАТЬ ТА ЇХНЬОГО ПОШИРЕННЯ

ЗАГАЛЬНІ ПОЛОЖЕННЯ

Музеї безпосередньо відповідають за догляд, дослідження і доступність первинного фактичного матеріалу, який збирається і зберігається в його колекціях.

Первинний фактичний матеріал

3.1. Колекції як первинний фактичний матеріал

Політика музею щодо колекцій повинна чітко визначати важливість колекцій як первинного фактичного матеріалу. Ця політика не повинна бути зорієнтованою лише на поточні інтелектуальні тенденції або нинішнє музейне використання.

3.2. Доступність колекцій

Музеї безпосередньо відповідають за те, щоби колекції і вся пов'язана з ними інформація стали настільки вільно доступними, наскільки це можливо, враховуючи обмеження, які виникають внаслідок дотримання конфіденційності і безпеки.

Музейне колекціонування і дослідження

3.3. Польове колекціонування

Музеї, які здійснюють польове колекціонування, повинні розробити політику, погоджену з академічними стандартами та відповідними національними й міжнародними законами і договірними зобов'язаннями. Польова робота повинна проводитись лише із врахуванням громадської думки, середовищних ресурсів і культурних традицій місцевих громад, як і зусиль зі збагачення культурної і природної спадщини.

3.4. Виняткове колекціонування первинних фактичних матеріалів

У виняткових випадках предмет, який не забезпечений інформацією про своє походження, може бути настільки видатним внеском у пізнання, що його збереження є в інтересах суспільства. Придбання такого предмета для музейної колекції повинно вирішуватись спеціалістами у відповідній галузі із врахуванням національних чи міжнародних інтересів (див. також 2.11).

3.5. Дослідження

Дослідження, які проводяться музейним персоналом, повинні стосуватися місії та мети музею і узгоджуватися з існуючими законними, етичними та академічними традиціями.

3.6. Деструктивний аналіз

При застосуванні руйнівних аналітичних технологій, повна характеристика матеріалу, який аналізується, наслідки аналізу та наступне дослідження, включно з публікаціями, повинні стати частиною цілісного опису об'єкта.

3.7. Людські останки і матеріал сакрального значення

Дослідження людських останків і матеріалу сакрального значення повинно супроводжуватися поведінкою, сумісною з професійними стандартами і з огляду на інтереси і вірування громади, етнічних чи релігійних груп людей, звідки ці об'єкти походять, якщо це задалегідь відомо (див. також 2.5; 4.3).

3.8. Збереження прав на матеріали дослідження

Коли музейний персонал готує матеріали для презентації або документує польові дослідження, повинна існувати чітка угода між ним і музеєм стосовно всіх прав щодо таких робіт.

3.9. Обізнаність з обов'язком ділитися інформацією

Музейники зобов'язані ділитися своїми знаннями і досвідом з колегами, науковцями і студентами з відповідних спеціальностей. Вони повинні поважати і визнавати своїх наставників та передавати ті здобутки у технологіях і досвіді, які можуть бути корисними для інших.

3.10. Співпраця між музеями та іншими установами

Музейний персонал повинен визнавати і схвалювати необхідність співпраці та консультацій між установами, які мають подібні інтереси і практику колекціонування. Зокрема, це стосується інституцій вищої освіти та інших установ, де внаслідок дослідницької діяльності можуть створюватись важливі колекції, які не мають перспектив надійного довгострокового збереження.

4. МУЗЕЇ ЗАБЕЗПЕЧУЮТЬ МОЖЛИВОСТІ ДЛЯ ОЦІНЮВАННЯ, ПІЗНАННЯ ТА УПРАВЛІННЯ ПРИРОДНОЮ І КУЛЬТУРНОЮ СПАДЩИНОЮ

ЗАГАЛЬНІ ПОЛОЖЕННЯ

Музеї мають важливий обов'язок розвивати їхню освітню роль і долучати до музейної аудиторії місцеві громади або групи населення, які вони обслуговують. Взаємодія з різними верствами суспільства і презентація їхньої спадщини є складовою частиною освітньої ролі музею.

Експозиція і виставка

4.1. Експозиції, виставки та спеціальні дії

Експозиції і виставки, фізичні чи електронні, повинні узгоджуватися з визначеним призначенням, політикою і спрямованістю музею. Вони не повинні компрометувати ані якість, ані належний догляд за колекціями та їх збереження.

4.2. Презентація виставок

Музеї повинні гарантувати, що інформація, яка представлена на експозиції і виставках, є науково обґрунтованою, точною і викликає відповідне розуміння представлених груп експонатів чи поглядів.

4.3. Виставка чутливого матеріалу

Людські останки і матеріали сакрального значення повинні експонуватись у стилі відповідному професійним стандартам, із врахуванням інтересів і поглядів членів місцевих громад, етнічних або релігійних груп, якщо відомо звідки ці об'єкти походять. Їх необхідно представляти з великим тактом і повагою до почуттів людської гідності, притаманної всім людям.

4.4. Вилучення з публічної експозиції

Прохання про вилучення з публічної експозиції людських останків або матеріалу сакрального значення від громад, звідки ці об'єкти походять, повинні розглядатися без зволікання, з повагою і чуйністю. Прохання про повернення такого матеріалу повинні розглядатися таким самим чином. Музейна політика повинна чітко визначити процедуру відповіді на такі прохання.

4.5. Експонування матеріалу нез'ясованого походження

Музеї повинні уникати експонування або використання іншим чином матеріалу проблематичного чи невідомого походження. Вони повинні усвідомлювати, що використання такого матеріалу сприяє незаконній торгівлі культурними цінностями.

Інші ресурси

4.6. Публікації

Інформація, яка публікується музеями, у будь-якому випадку, повинна бути точною, науково обґрунтованою і відповідальною по відношенню до суспільства або поглядів, які представляються. Музейні публікації не повинні компрометувати стандарти установи.

4.7. Репродукції [відтворення]

Музеї повинні обережати ідентифікацію оригіналу, коли з нього виготовляються муляжі, моделі, репродукції або копії предметів колекції. Всі такі копії завжди потрібно позначати як факсиміле.

5. МУЗЕЇ ВОЛОДНЮТЬ РЕСУРСАМИ, ЯКІ НАДАЮТЬ МОЖЛИВОСТІ ЇХ ВИКОРИСТАННЯ ДЛЯ ІНШИХ ГРОМАДСЬКИХ ПОСЛУГ ТА ОТРИМАННЯ ПРИБУТКУ

ЗАГАЛЬНІ ПОЛОЖЕННЯ

Музеї мають значний спектр спеціалізованих послуг і фізичних ресурсів, які мають набагато ширше застосування, ніж у самому музеї. Це може призводити до збільшення використання його ресурсів або постачання послуг внаслідок розширення музейної діяльності. Все це потрібно організувати таким чином, щоби не компрометувати визначеного призначення музею.

Ідентифікаційні послуги

5.1. Ідентифікація об'єктів, придбаних незаконним або забороненим шляхом

У випадках, коли музеї забезпечують експертні послуги, вони в жодному разі не повинні діяти таким чином, що може бути розцінено як отримання прибутку від такої діяльності, безпосередньо чи опосередковано. Інформація щодо ідентифікації і

встановлення автентичності об'єктів, які достовірно чи за припущенням незаконно або забороненим шляхом придбані, передані, імпортовані чи експортовані, не повинна розголошуватись, доки про це не будуть повідомлені відповідні органи влади.

5.2. Встановлення автентичності і цінності (оцінка)

Встановлення цінності може проводитись з метою страхування музейних колекцій. Грошова оцінка інших об'єктів повинна здійснюватись лише на прохання інших музеїв, державних або інших офіційних органів. Однак, якщо музей сам є спадкоємцем певного майна, то потрібно проводити незалежну оцінку таких об'єктів або зразків.

6. МУЗЕЇ ТІСНО СПІВПРАЦЮЮТЬ З ГРОМАДАМИ, ЗВІДКИ ПОХОДЯТЬ МУЗЕЙНІ КОЛЕКЦІЇ, І ЯКИХ ВОНИ ОБСЛУГОВУЮТЬ.

ЗАГАЛЬНІ ПОЛОЖЕННЯ

Музейні колекції відображують культурну і природну спадщину громад, які є джерелом їхнього походження. Як такі, ці колекції мають вищий статус, ніж звичайне майно, і можуть бути причетними до ознакування національної, регіональної, локальної, етнічної, релігійної або політичної ідентичності. Тому важливо, щоби музейна політика була чутливою до таких ситуацій.

Походження колекцій

6.1. Співпраця

Музеї повинні сприяти використанню знань, документації і колекцій спільно з музеями і культурними організаціями тих країн і громад, звідки ці матеріали походять. Необхідно шукати можливості розвитку партнерства з музеями тих країн чи територій, які втратили значну частину своєї спадщини.

6.2. Повернення культурних цінностей

Музеї повинні бути готовими розпочати діалог щодо повернення культурних цінностей країні або народу, звідки вони походять. Це повинно відбуватися в неупередженій формі, ґрунтуватись на наукових, професійних та гуманітарних принципах, враховувати місцеве, національне та міжнародне законодавство, з наданням переваги дії на урядовому або політичному рівні.

6.3. Відновлення прав на культурні цінності

Коли країна або народ прагнуть відновити права на об'єкт або зразок, стосовно яких можна довести, що вони експортовані або іншим чином передані з порушенням положень міжнародних або національних конвенцій і є частиною культурної або природної спадщини цієї країни чи народу, музей, якого це стосується, повинен робити негайні і відповідальні кроки щодо співпраці з їх повернення, якщо він має законні повноваження на такі дії.

6.4. Культурні об'єкти з окупованої країни

Музеї повинні утримуватись від купівлі або придбання культурних об'єктів з окупованої території і поважати у повній мірі всі закони і конвенції, які регулюють імпорт, експорт і передавання культурних або природних матеріалів.

Повага до громад, які обслуговуються

6.5. Сучасні громади

Якщо діяльність музею торкається сучасної громади або її спадщини, придбання повинні робитися лише на підставі узгодженої взаємної домовленості, без зловживань щодо власника чи інформаторів. Визначальним має бути повага до побажань цієї громади.

6.6. Фінансування з активів громад

Коли ведеться пошук фінансового забезпечення діяльності музею із джерел, якими користуються сучасні громади, інтереси останніх не повинні від цього потерпати (див. 1.10).

6.7. Використання колекцій, що походять від сучасних громад

Музейне використання колекцій, що походять від сучасних громад, потребує поваги до людської гідності та традицій і культур, які використовують такий матеріал. Такі колекції повинні використовуватися для сприяння добробуту людей, соціальному розвитку, толерантності і взаємоповаги шляхом захисту полісоціальної, багатокультурної і багатомовної виразності (див. 4.3).

6.8. Підтримка громадських організацій

Музеї повинні створити сприятливе оточення для підтримки суспільством (наприклад, Друзі музеїв та інші організації підтримки), визнавати його внесок у діяльність музею і сприяти гармонійним стосункам між громадою і музейним персоналом.

7. МУЗЕЇ ДІЮТЬ У ПРАВОВОМУ ПОЛІ

ЗАГАЛЬНІ ПОЛОЖЕННЯ

Музеї повинні повністю дотримуватися міжнародного, регіонального і місцевого законодавства та зобов'язань за угодами. Крім того, керівний орган музею повинен виконувати усі взяті на себе зобов'язання, які стосуються різних аспектів діяльності музею або його колекцій.

Легальна структура

7.1. Національне і місцеве законодавство

Музеї повинні дотримуватися усіх національних і місцевих законів та поважати законодавство інших країн, яке має вплив на їхню діяльність.

7.2. Міжнародне законодавство

Музейна політика повинна у повній мірі визнавати міжнародне законодавство, яке взято за стандарт у положеннях Кодексу музейної етики від ICOM:

- Конвенція про захист культурних цінностей в умовах озброєного конфлікту ("The Hague Convention" Перший протокол, 1954 р., і Другий протокол, 1999 р.);
- Конвенція про засоби заборони і запобігання незаконному імпорту, експорту і передавання права власності на культурне майно (ЮНЕСКО, 1970 р.);
- Конвенція щодо міжнародної торгівлі видами дикої фауни і флори, що знаходяться під загрозою зникнення (Вашингтон, 1973 р.);
- Конвенція про біологічну різноманітність (UN, 1992 р.);

- Конвенція щодо вкрадених і незаконно експортованих культурних об'єктів (UNIDROIT, 1995 р.);
- Конвенція про захист підводної культурної спадщини (ЮНЕСКО, 2001 р.);
- Конвенція про охорону духовної культурної спадщини (ЮНЕСКО, 2003 р.).

8. МУЗЕЇ ДНЮТЬ ПРОФЕСІЙНИМ ЧИНОМ

ЗАГАЛЬНІ ПОЛОЖЕННЯ

Музейні працівники повинні дотримуватися загальноприйнятих стандартів і законів та захищати честь і гідність своєї професії. Вони повинні забезпечити відвідувачів від виявів протиправної або неетичної професійної поведінки. Кожна слушна нагода повинна використовуватися ними для інформування і просвіти публіки стосовно завдань, намірів і прагнень представників музейної професії з метою кращого розуміння аудиторією внеску музеїв у розвиток суспільства.

Професійна поведінка

8.1. Обізнаність з чинним законодавством

Усі музейні працівники повинні бути добре обізнаними з чинними нормами міжнародного, національного і місцевого законодавства та умовами їх застосування. Вони повинні уникати ситуацій, які могли би тлумачитися як недостойна поведінка.

8.2. Професійна відповідальність

Музейні працівники мають зобов'язання дотримуватись політики і правил внутрішнього розпорядку установи, в якій вони працюють. Однак вони повинні належним чином протистояти діям, які заздалегідь усвідомлюються як шкідливі для музею, іміджу музейної професії або не відповідають нормам музейної етики.

8.3. Професійна поведінка

Лояльність до колег і до свого музею є важливою професійною нормою поведінки, яка повинна базуватися на відданості фундаментальним принципам етики, що стосуються музейної професії загалом.

Ці принципи повинні відповідати положенням Кодексу музейної етики від ICOM і враховувати будь-які інші кодекси або документи, які мають відношення до музейної справи.

8.4. Відповідальність за суспільно важливу і наукову інформацію

Музейні працівники повинні сприяти дослідженню, збереженню і використанню інформації, яка міститься у колекціях. Тому вони мають утримуватись від будь-яких дій або створення ситуацій, які могли б призвести до втрати цих суспільно важливих та наукових даних.

8.5. Незаконна торгівля

Музейні працівники не повинні сприяти незаконному передаванню або торгівлі природними чи культурними цінностями, безпосередньо чи опосередковано.

8.6. Конфіденційність

Музейні працівники повинні захищати конфіденційну інформацію, отриману протягом своєї праці. Крім того, інформація про предмети, які надходять до музею

для ідентифікації, є конфіденційною і не повинна публікуватися або передаватися до будь-якої іншої установи чи то до особи без спеціального на те дозволу власника.

8.7. Безпека музею та його колекцій

Інформація про заходи і засоби безпеки музею або приватних колекцій і місць їх розміщення, які відвідуються протягом виконання офіційних обов'язків, повинна зберігатися музейним персоналом суворо конфіденційно.

8.8. Виключення із зобов'язань щодо конфіденційності

Конфіденційність є підпорядкованою законному обов'язку допомагати поліції або іншим компетентним органам у розслідуванні ймовірно викраденого, незаконно придбаного або нелегально переданого майна.

8.9. Особиста незалежність

В той час, як працівники музейної професії мають право на особисту незалежність у своїх діях, вони повинні усвідомлювати, що їхні приватні інтереси чи бізнес не можуть бути повністю відокремлені від установи, в якій вони працюють.

8.10. Професійні взаємовідносини

Працівники музейної професії вступають у робочі стосунки з багатьма іншими працівниками як у музеї, де вони працюють, так і поза його межами. Від них очікується ефективно і висококваліфіковане надання цим працівникам своїх професійних послуг.

8.11. Професійні консультації

Професійна відповідальність вимагає звертатися за консультаціями до колег у музеї чи поза його межами, якщо експертиза в музеї є недостатньою для забезпечення прийняття обґрунтованого рішення.

Конфлікти інтересів

8.12. Дарунки, послуги, позики або інша персональна допомога

Музейні працівники не повинні отримувати дарунки, послуги, позики або іншу персональну допомогу, які можуть пропонуватися їм у зв'язку з їхніми обов'язками щодо музею. Іноді, професійна ввічливість може допускати дарування і отримання дарунків, але це завжди повинно відбуватися від імені музею.

8.13. Зовнішнє винаймання або інтереси бізнесу

Музейні працівники, незважаючи на право на особисту незалежність у своїх діях, повинні усвідомлювати, що будь-який їхній приватний бізнес чи професійний інтерес не може бути цілком відокремленим від організації, в якій вони працюють. Вони не повинні винайматися за плату або брати участь у діяльності сторонніх організацій, які є у конфлікті з інтересами музею або можуть розглядатися як такі.

8.14. Торговельні операції стосовно об'єктів природної або культурної спадщини

Музейні працівники не повинні брати безпосередню чи опосередковану участь у торговельних операціях (купівля чи продаж з метою отримання прибутку) стосовно об'єктів природної або культурної спадщини.

8.15. Стосунки з торговцями (ділерами)

Музейні працівники не повинні приймати жодного дарунку, виявів гостинності або винагороди у будь-якій формі від ділера, аукціоніста або іншої особи як стимулу для купівлі чи розпорядження музейними предметами, або для прийняття якоїсь офіційної акції чи утримання від неї. Більш того, професіонал-музейник не повинен

рекомендувати якогось певного ділера, аукціоніста або оцінника будь-кому з музейної аудиторії.

8.16. Приватне колекціонування

Музейні працівники не повинні конкурувати зі своєю установою ані у придбанні предметів музейного значення, ані у будь-якій особистій діяльності, спрямованій на колекціонування. Між музейним працівником і керівництвом музею повинна бути укладена угода стосовно будь-якого приватного колекціонування, якої треба ретельно дотримуватись.

8.17. Використання назви і логотипу ICOM

Назву організації, її акронім або логотип бажано не використовувати для реклами будь-якої прибуткової операції або ознакування продукції.

8.18. Інші конфлікти інтересів

У разі виникнення будь-якого іншого конфлікту інтересів між фізичною особою і музеєм, музейні інтереси під час його розв'язання повинні переважати.

Переклад з англійської І.Б. Коновалової і О.С. Климшина за рекомендацією ICOM з видання: „ICOM code of ethics for museums”. – Paris: „The Sans”, 2006. – 16 р.

УДК 630 (292.45) + 581.5 + 551.588.7

О.С. Климишин, Я.В. Коржинський, Є.Д. Інкін

ДЕМУТАЦІЙНІ ЗМІНИ РОСЛИННОСТІ НА МЕЖІ ЛІСОВОГО І СУБАЛЬПІЙСЬКОГО ПОЯСІВ У ЧОРНОГОРІ (УКРАЇНСЬКІ КАРПАТИ)

Климишин А.С., Коржинский Я.В., Инкин Е.Д. Демутационные смены растительности на границе лесного и субальпийского поясов в Черногоре (Украинские Карпаты) // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вип. 23. – С. 17-24.

Изложены результаты 30-летнего локального фитоценотического мониторинга, проведенного на контакте лесного и субальпийского поясов в Черногоре (Украинские Карпаты). Исследования проведены с использованием крупномасштабного картирования полигон-трансекта площадью 24 га на северо-западном склоне г. Пожижевская в пределах высот 1300-1500 м. Установлено, что вследствие введения заповедного режима, на этой территории наблюдается процесс восстановления первичной растительности и повышение верхней границы леса. Определены направления, основные этапы и механизмы демутационных смен.

Klymyshyn, O., Korzhynsky, Ya., Inkin, E. Demutation changing of vegetation on the border of forest and subalpine belts in Chornogora (Ukrainian Carpathians) // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 17-24.

The results of the 30-years-old local fitocenotic monitoring, conducted on the contact of forest and subalpine belts in Chornogora (Ukrainian Carpathians) are expounded. Researches are conducted with the use of large-scale map of ground-transect by an area 24 hectares on a north-western slope Pozhizhevka within the limits of heights 1300-1500 m. It is set that because of introduction of the protected mode, there is a process of renewal of primary vegetation and increase of high boundary of the forest on this territory. Directions, basic stages and mechanisms of the demutation changing, are certain.

Багатовікове інтенсивне пасовищне використання високогір'я Чорногори, особливо на контакт лісового і субальпійського поясів, рубання і випалювання лісів на верхній межі їхнього поширення призвели до значного зниження межі лісу, в деяких місцях на 300-400 м по вертикалі [16], і утворення на місці лісів вторинних чагарничкових та щільнодернинних формацій [5, 9].

У 1970-х роках, у зв'язку з поширенням заповідання на всю територію верхів'я Пруту, значно активізувалися процеси відновлення первинної рослинності, що не могло не привернути увагу науковців, розташованого тут високогірного біологічного стаціонару „Пожижевська” (в період з 1957 по 1974 рр. – біостаціонар Державного природознавчого музею НАН України, пізніше – Інституту екології Карпат НАН України) [5, 6, 7, 10].

Актуальність проведених досліджень полягала у необхідності визначення шляхів і темпів зміни рослинності на межі лісового і субальпійського поясів, як індикатора впливу на ці процеси заповідання, і, можливо, глобального потепління, оскільки з 1880 р. середня по планеті температура підвищилась більш ніж на 0,5°, причому основне її зростання прийшлося на останні десятиліття [15].

Дослідження були спрямовані на опробування ведення локального фитоценотичного моніторингу за допомогою крупномасштабного картування і геоботанічних описів рослинності, встановлення механізмів змін вторинних серійних угруповань, аналіз динаміки і сучасного стану верхньої межі лісу.

Відповідно до мети досліджень були поставлені такі завдання: провести інструментальне крупномасштабне картування рослинного покриву на моніторинговому

полігон-трансекті; проаналізувати зміни рослинності за 30-річний період спостережень; визначити шляхи і механізми демураційних змін вторинних субальпійських рослинних угруповань; виявити тенденції до відновлення кліматичної верхньої межі лісу в умовах заповідання і глобального потепління клімату; дати прогноз подальших змін рослинного покриву на досліджуваній території.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом дослідження є рослинність верхнього лісового і субальпійського поясів заповідної частини Карпатського національного природного парку в Чорногорі. Предмет дослідження – багаторічна динаміка і сучасний стан рослинного покриву на контакті передполонинних лісів і вторинних субальпійських угруповань. У 1974-75 рр. на північно-західному схилі г. Пожижевська в межах висот 1300-1500 м н.р.м. було проведено крупномасштабне картування рослинного покриву (1:1000) на полігон-трансекті площею 24 га (800×300 м) (рис. 1, I). Для картування були використані методи інструментальної і візуальної зйомки [4, 7, 12]. Основу картосхеми робили методом теодолітної зйомки з врахуванням поправок на схили. Потім, перпендикулярно до базової лінії, через кожні 20 м закладали позначені віхами паралельні ходи і за допомогою міряться інструментів визначали границі рослинних угруповань, які наносили на міліметровий папір. Генералізацію картосхеми проводили в камеральних умовах за допомогою пантографа.

У 2004-05 рр. нами було зроблено повторне картування моніторингової площі (рис. 1, II), а отримані матеріали опрацьовані з використанням комп'ютерної програми ArcView GIS 3.3.

З метою виявлення механізмів демураційних процесів протягом часу ведення моніторингу, періодично робили геоботанічні описи рослинних угруповань. Описи здійснювали за методичними вказівками А.А. Юнатова, А.Г. Воронова та ін. [1, 14]. Назви угруповань наводяться за класифікацією М.А. Голубця і К.А. Малиновського [3].

Результати досліджень

На початку моніторингових спостережень на полонині Пожижевській ще майже до кінця 1970-х років відбувався спорадичний перегін овець та сінокосіння. Верхня межа лісу була сформована монодомінантними смерековими лісами, серед яких найпоширенішими були смеречини: чорницева (*Piceetum myrtillosum*), яка належить до циклу *Myrtillosa*, квасеницева (*P. oxalidosum*) і ожикова (*P. luzulosum*), які належать до циклу *Herbosa* [2, 5, 7, 13]. Вони, разом із смерековим рідколіссям, представляли лісові угруповання на дослідженому полігон-трансекті, займаючи площу 10,62 га, або 44,2%.

Переважає частина верхньої межі лісу на полігон-трансекті мала антропогенні риси, оскільки тут спостерігався різкий перехід від високостовбурних деревостанів смереки до трав'яних і чагарничкових угруповань, які перед цим використовувались для випасання або сінокосіння. Окремі ділянки на висотах 1400-1420 м мали ознаки термічної верхньої межі лісу, де спостерігалось поступове зниження висоти дерев у смузі від зімкнених деревостанів до екотонних рідколісь з участю типових пасторальних і бореальних видів – *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv., *Festuca rubra* L., *Anthoxanthum alpinum* A & D. Löve, *Oxalis acetosella* L. та ін., що пов'язується із зниженням річних приростів смерек внаслідок негативної дії термічного чинника і вітру [8].

Умовні позначення до рис. 1: I – 1974-1975 рр., II – 2004-2005 рр.; 1 – смеречина чорницева, у 2004-2005 рр. – лісові фітоценози асоціацій *Athyrio – Piceetum* Hartm. та *Calamagrostio – Piceetum* Hartm., 2 – смеречина кислицева, 3 – смеречина ожикова, 4 – смерекове рідколісся, 5 – яловечник чорницево-різнотравний, 6 – чорничник зеленомоховий, 7 – чорничник щучниковий, 8 – чорничник біловусовий, 9 – біловусник чистий, 10 – біловусник червонокострицевий, 11 – біловусник чорницевий, 12 – щучник чистий, 13 – щучник червонокострицевий, 14 – щучник лігустиковий, 15 – щучник звіробійний, 16 – червонокостричник біловусовий, 17 – червонокостричник мітлицевий, 18 – червонокостричник чорницевий, 19 – калюжничник щучниковий, 20 – інші різнотравні угруповання, 21 – дороги, стежки, 22 – верхня межа лісу; а – сніголавинна (метео-) станція, б – біостанція, в – метеоплощадка.

Вторинні субальпійські чагарникові, чагарничкові і трав'яні угруповання склалися з яловечників чорницево-різнотравних (*Juniperetum myrtilloso-variatherbosum*), чорничників зеленомохових, біловусових і щучникових (*Myrtilletum hylocomiosum*, *M. nardosum*, *M. deschampsiosum*), біловусників чистих, червонокострицевих і чорницевих (*Nardetum strictae*, *N. festucosum rubrae*, *N. myrtillosum*), щучників чистих, червонокострицевих і лігустикового (*Deschampsietum caespitosae*, *D. festucosum rubrae*, *D. ligusticosum*) та червонокостричників біловусових і мітлицевих (*Festucetum nardosum*, *F. agrostiosum*). Загальна площа вторинних угруповань на полігон-трансекті становила 12,44 га, або 51,9%.

Частка первинних трав'яних угруповань, які представляв гігрофільний калюжничник щучниковий (*Calthetum deschampsiosum*), складала близько чверті гектара, або 1% (табл. 1). Крім того, частину площі полігон-трансекта займали інші різнотравні угруповання, переважно кунічніки (*Calamagrostietum*), а також дороги і господарські споруди.

Всього на картосхемі рослинного покриву полігон-трансекта 1974-75 рр. є понад 80 виділів, з яких 60 представляють вторинні угруповання (рис. 1, I).

В сучасному рослинному покриві території полігон-трансекта ліси і рідколісся займають 16,15 га, або 67,2% загальної площі. Вторинні субальпійські чагарникові, чагарничкові і трав'яні угруповання займають 7,28 га, або 30,4%. Незначна площа припадає на калюжничник щучниковий та інші різнотравні угруповання (табл. 1), серед яких переважають кипрійники (*Epilobietum*).

Всього на картосхемі рослинного покриву полігон-трансекта 2004-05 рр. є 45 виділів, з яких 37 належать вторинним угрупованням (рис. 1, II).

За останні 30 років площа лісових угруповань і рідколісся збільшилася на 5,53 га, або на 52%. Ліс поширився на територію, яку перед тим займали вторинні трав'яні угруповання – біловусники, червонокостричники і щучники, чагарничкові угруповання з домінуванням *Vaccinium myrtillus* (L.) та чагарникові – з домінуванням *Juniperus sibirica* Burgsd., внаслідок чого значно піднялася верхня межа лісу (рис.1). При цьому, змінився і склад приполонинних лісових угруповань, в яких з'явилося багато високотравних видів, що дає підставу відносити ці фітоценози до описаних у Середній Європі асоціацій *Athyrio-Piceetum* Hartm. у вологих та *Calamagrostio-Piceetum* Hartm. у свіжих ектопах [10]. Усі рідколісся, площа яких у 1974-75 рр. складала 0,85 га, або 7,3%, перейшли в стадію зімкнутих деревостанів, натомість на верхній межі на висотах 1330 і 1400 м сформувалися нові рідколісся (0,42 га, або

2,6%) на місці чорничників. Це свідчить про покращення температурних умов, що, ймовірно, пов'язано з глобальним потеплінням.

Таблиця 1

Зміна співвідношення площ, зайнятих рослинними угрупованнями на моніторинговому полігон-трансекті (півн.-зах. схил г. Пожижевська, 1350 м н.р.м.)

№№	Рослинне угруповання	1974-1975 рр.		2004-2005 рр.	
		Площа, га	%	Площа, га	%
1	Смеречина чорницева	5,21	21,7	} 15,73*	65,5
2	Смеречина кислицева	1,04	4,3		
3	Смеречина ожикова	3,52	14,7		
4	Смерекове рідколісся	0,85	3,5	0,42	1,7
5	Яловечник чорницево-різнотравний	0,42	1,8	0,95	4,0
6	Чорничник зеленомоховий	1,9	7,9	1,79	7,4
7	Чорничник щучниковий	1,0	4,2	0,74	3,1
8	Чорничник біловусовий	0,32	1,3	–	–
9	Біловусник чистий	0,43	1,8	–	–
10	Біловусник червонокострицевий	0,65	2,7	–	–
11	Біловусник чорницевий	1,3	5,4	–	–
12	Щучник чистий	2,58	10,8	2,42	10,1
13	Щучник червонокострицевий	1,05	4,4	0,64	2,7
14	Щучник лігустиковий	0,12	0,5	–	–
15	Щучник звіробійний	–	–	0,04	0,2
16	Червонокостричник біловусовий	0,63	2,6	–	–
17	Червонокостричник мітлицевий	2,04	8,5	–	–
18	Червонокостричник чорницевий	–	–	0,7	2,9
19	Каложничник щучниковий	0,24	1,0	0,02	0,1
20	Інші різнотравні угруповання	0,2	0,8	0,19	0,8
Площі, зайняті дорогами та будівлями		0,5	2,1	0,36	1,5
Разом:		24,0	100,0	24,0	100,0
Площа лісового пояса		11,61	48,4	16,19	67,5
Площа субальпійського пояса		12,39	51,6	7,81	32,5
Всього:		24,0	100,0	24,0	100,0

Примітка: * у 2004-2005 рр. – лісові фітоценози асоціацій *Athyrio – Piceetum* Hartm. та *Calamagrostio – Piceetum* Hartm.

Повністю трансформувалися біловусники та інші угруповання, в яких біловус був субдомінантом, а також червонокостричники мітлицеві та щучник лігустиковий. Натомість утворилися нові серійні угруповання – червонокостричник чорницевий (*Festucetum myrtillosum*) і щучник звіробійний (*Deschampsietum hypericosum*), проте це не відбилося на значному зменшенні мозаїчності виділів (рис. 1).

На підставі порівняльного аналізу результатів моніторингових досліджень встановлені основні етапи змін вторинних угруповань, які на початку спостережень знаходилися на різних стадіях демутації, в напрямку від біловусників і щучників до

лісових ценозів (рис. 2). Якщо на початкових етапах демутаційних змін біловусників у формуванні серійних угруповань бере активну участь як субдомінант або домінант *Vaccinium myrtillus*, то відновлення первинних лісових угруповань практично йде у зворотному щодо дигресії (*Piceetum*→*Vaccinietum*→*Nardetum*) напрямку (рис. 2, А). У випадку домінування на початкових етапах змін біловусників нещільнодернинних злаків, відновлення смерекових лісів не обов'язково відбувається, повторюючи стадії дигресивних сукцесійних змін [6, 10, 11], а може поминути стадію чорничника (рис. 2, Б). Це залежить від умов середовища, насамперед різноманітності екологічних ніш.

Слід відзначити, що на контакті із щучниками демутація лісу проходила через проміжну стадію з участю *Juniperus sibirica* (рис. 2, В). Безпосередня заміна щучників лісом відбулася лише на ділянках з активною ріючою дією кабанів, що створило сприятливі умови для насінневого поновлення *Picea abies* (L.) Karst. В інших випадках верхня межа лісу на контакті із щучниками практично не піднялася (рис. 1).

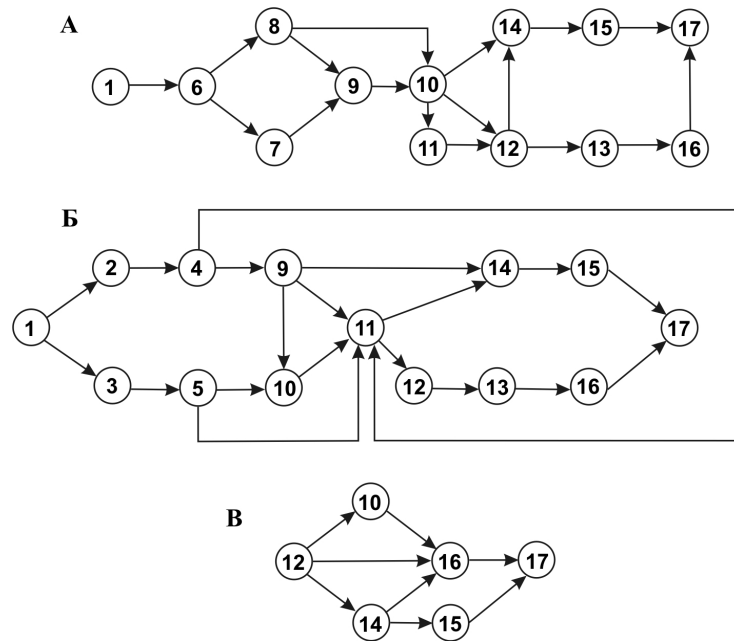


Рис. 2. Основні етапи демутаційних змін вторинних субальпійських рослинних угруповань: **А** – з переважанням чорниці на початкових стадіях демутації біловусників, **Б** – з переважанням нещільнодернинних злаків на початкових стадіях демутації біловусників, **В** – демутаційні зміни щучників; 1 – біловусник чистий, 2 – біловусник червонокострицевий, 3 – біловусник мітлицевий, 4 – червонокостричник біловусовий, 5 – червонокостричник мітлицевий, 6 – біловусник чорницевий, 7 – червонокостричник чорницевий, 8 – чорничник біловусовий, 9 – чорничник зеленомоховий, 10 – чорничник щучниковий, 11 – щучник червонокострицевий, 12 – щучник чистий, 13 – щучник звіробійний, 14 – яловечник чорничево-різнотравний, 15 – рідколісся з ялівцем, 16 – рідколісся з різнотрав'ям, 17 – смерековий ліс.

Процес відновлення смерекового лісу на місці біловусника простежено на контакті лісу с біловусником на північно-західному схилі г. Пожижевської на висоті 1350 м н.р.м. (табл. 2). У 1975 р. в угрупованні вже спостерігалися певні демутаційні зміни, пов'язані із започаткуванням заповідного режиму. Про це свідчить участь *Nardus stricta* L. в загальному проективному покритті, яке становило вдвічі менший відсоток у порівнянні з геоботанічним описом 1963 р., зробленим К.А. Малиновським в умовах інтенсивного випасання овець [10].

Таблиця 2
Демутаційний процес заміни біловусника смерековим лісом на моніторинговому полігон-трансекті (півн.-зах. схил г. Пожижевська, 1350 м н.р.м.)

№№	Вид	Проективне покриття, %		
		1975 р.*	1978 р.**	1990 р.***
1	<i>Nardus stricta</i> L.	45	25	5
2	<i>Festuca rubra</i> L.	15	35	5
3	<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) Beauv.	2	3	40
4	<i>Hypericum maculatum</i> Crantz.	+	1	15
5	<i>Picea abies</i> (L.) Karst	+	1	5
6	<i>Anthoxanthum alpinum</i> A & D. Löve	1	5	3
7	<i>Potentilla aurea</i> L.	3	3	2
8	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	5	2	1
9	<i>Agrostis tenuis</i> Sibth.	1	3	3
10	<i>Festuca picta</i> Kit.	2	5	+
11	<i>Homogyne alpine</i> (L.) Cass.	+	2	2
12	<i>Soldanella hungarica</i> Simonk.	+	2	2
13	<i>Rumex carpaticus</i> Zapal.	+	+	2
14	<i>Geum montanum</i> L.	1	+	+
15	<i>Poa chaixii</i> Vill.	+	+	1
16	<i>Crocus heuffelianus</i> Herbert	+	1	+
17	<i>Scorzonera rosea</i> Waldst. & Kit.	+	1	+
18	<i>Hieracium aurantiacum</i> L.	+	+	1
Всього зареєстровано видів:		30	38	39

Примітки: * – біловусник чистий, ** – червонокостричник біловусовий, *** – щучник звиробійний, 2005 р. – смерековий ліс

Протягом 30 років моніторингових спостережень екоотоп угруповання зазнавав значного впливу зоогенного чинника, а саме дії кабанів, які у пошуках цибулин *Crocus heuffelianus* Herbert перевертали дернини *Nardus stricta*. Вивільнені екологічні ніші активно захоплювали *Deschampsia caespitosa*, *Festuca rubra*, *Hypericum maculatum* Crantz., інші трав'яні види, а також насінневий підріст *Picea abies*. У 1994 р. покриття *P. abies* на колишньому біловуснику вже становило 37% [10], а до 2005 р. на місці біловусника, поминувши стадію чорничника, сформувалися групи різновікових дерев висотою 10-15 м і діаметром стовбурів 25-40 см.

Висновки

Результати 30-річних моніторингових досліджень динаміки рослинного покриву на межі передполонинних лісів і вторинних субальпійських угруповань в Чорногорі засвідчують, що внаслідок дії заповідного режиму на цих територіях відбуваються демутаційні зміни, які спрямовані на відновлення первинних рослинних формацій і зміщення верхньої межі лісу угору. Є підстави припускати, що у подальшому на цей процес все відчутніше буде впливати глобальне потепління.

Встановлені основні етапи змін вторинних угруповань у напрямку від щільнодернинних лучних формацій до лісових ценозів. При цьому, шлях відновлення смерекових лісів не завжди повторює етапи дигресивних сукцесійних змін, а може поминути стадію чорничника. Утворення на контакті із верхньою межею лісу щучникових угруповань, за умов відсутності зоогенного чинника, значно сповільнює процес відновлення лісу.

1. Воронов А.Г. Геоботаника. – М.: Изд-во „Выш. школа”, 1973. – 384 с.
2. Голубец М.А. Ельники Украинских Карпат. – К.: Наук. думка, 1978. – 263 с.
3. Голубец М.А., Малиновский К.А. Классификация растительности Украинских Карпат // Проблемы ботаники. – Л.: Наука, 1969. – Т. 2. – С. 237-255.
4. Грибова С.А., Исаченко Т.И. Картирование растительности в съёмочных масштабах // Полевая геоботаника. Л.: Наука, 1972. – Т. 4. – С. 137-330.
5. Дигрессия биогеоценотического покрова на контакте лесного и субальпийского поясов в Черногоре / Под общей ред. К.А. Малиновского. – К.: Наук. думка, 1984. – 208 с.
6. Климишин О.С. Довгочасний моніторинг відновлення угруповань *Duschekia viridis* (Chaix) Opiz на заповідних територіях Чорногори (українські карпати) // Наук. зап. Держ. природозн. музею НАН України. – Львів, 2004. – Т. 20. – С. 107-114.
7. Коржинский Я.В. Количественная оценка антропогенной дигрессии растительного покрова на контакте лесного и субальпийского поясов Черногоры (Украинские Карпаты): Автореф. дисс. ... канд. биол. наук: Днепропетровск, 1983. – 28 с.
8. Малиновський А., Білонога В. Рослинність екотонів природних та антропогеннозмінених територій // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол. – 2003. – Вип. 33. – С. 73-79.
9. Малиновський К.А. Рослинність високогір'я Українських Карпат. – К.: Наук. думка, 1980. – 280 с.
10. Малиновський К.А. Вплив заповідання на відновлення рослинності Карпатського національного природного парку // Укр. ботан. журн. – 1998. – 55, №4. – С. 444-450.
11. Малиновський К.А., Климишин О.С., Попадюк В.В. Вплив режиму заповідності на відновлення корінної рослинності у високогір'ї Карпат // Укр. ботан. журн. – 1987. – 43, №3. – С. 62-66.
12. Сочава В.Б. Картография растительности Карпат (задачи, принципы, методы) // Флора и фауна Карпат. – М.: Изд-во АН СССР, 1960. – С. 34-43.
13. Стойко С., Гадач Е., Шимон Т., Михалик С. Заповідні екосистеми Карпат. – Львів: Світ, 1991. – 248 с.
14. Юнатов А.А. Заложение экологических профилей и пробных площадей // Полевая геоботаника. – М.-Л.: Наука, 1964. – Т. 3. – С. 9-35.
15. Hansen J., Sato M., Ruedy R. et al. Climate simulations for 1880-2003 with GISS modelE. Date of access: October 16, 2006. Available on URL: <<http://arxiv.org/abs/physics/0610109>>
16. Schröter K. Das Pflanzen leben der Alpen. – Zürich, 1926. – 1288 s.

Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів,
e-mail: museologia@museum.lviv.net

УДК 581. 524.12

Г.Г. Жилияєв

ВИТАЛІТЕТНА ДИФЕРЕНЦІАЦІЯ ГІРСЬКИХ РОСЛИН ЗА ОЗНАКАМИ ЇХНЬОЇ АНАТОМО-МОРФОЛОГІЧНОЇ СТРУКТУРИ

Жилияев Г.Г. Виталитетная дифференциация горных растений по признакам их анатомо-морфологической структуры // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вип. 23. – С. 25-30.

Исследования группы травянистых многолетников в Карпатах позволили обнаружить характерные закономерности индивидуальной виталитетной дифференциации. Сделан вывод о ее объективном характере и рассмотрен кодекс универсальных анатомо-морфологических критериев, пригодных для виталитетной градации особей в составе растительных популяций. Сделано заключение, что появление некоторых признаков ксероморфности, присущих многим растениям Карпат, не находит объяснения с позиций теории физиологической сухости, а детерминируются виталитетной принадлежностью особей в составе конкретных популяций.

Zhyliayev, G. Vitality differentiation of mountain plants according to the characters of their anatomic-morphological structure // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 25-30.

Studies on the group of herbaceous perennials allowed to reveal the patterns their vitality differentiation. The conclusion about its objective character is made and the code of universal anatomic-morphological criteria, suitable for vitality gradation of individuals in the structure of plant populations is discussed. The assumption is made, that occurrence of some xeromorphic characters inherent in many Carpathian plant cannot be explained from the point of view of the theory of physiological dryness. This can be determined only by vitality status in concrete populations.

Популяція, як елементарний об'єктом еволюційного процесу, відображує тенденції загальновидових еволюційних змін. Внаслідок порівняно невеликих ареалів популяцій, мінливість популяційних ознак обмежується досить вузькими екологічними діапазонами [16]. Якщо еволюційну складову життєздатності визначають спадкові властивості генотипу, то оптимізація популяцій до дії специфічних комплексів конкретних еколого-ценотичних факторів зумовлена континуальним характером модифікацій фенотипу [2, 12]. Ці погляди ігнорують факт об'єктивної дискретизації модифікаційного діапазону відповідно до рівнів життєвості особин і віталітетної структури популяцій [1, 7, 8, 15]. Обґрунтування таких аспектів потребує детальних досліджень всього простору ознак, що притаманний особинам різної життєвості. Такі відомості є необхідними для адекватної оцінки поточного стану і прогнозу подальших життєвих перспектив популяцій. Стаття присвячена аналізу характерних анатомо-морфологічних ознак, притаманних особинам різної життєвості трав'яних багаторічників Карпат.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження виконані на біологічному стаціонарі Інституту екології Карпат НАН України. В альпійському, субальпійському і лісовому поясі Карпат проаналізовано характерні анатомо-морфологічні ознаки трав'яних багаторічників

рослин неявно-явнополіцентричних та моноцентричних типів біоморф [14]. Всі досліджені види були об'єднані в три модельні групи: групу *Homogyne alpina* (L.) Cass., групу *Soldanella hungarica* Simonk. та групу *Nardus stricta* L.

Завдяки наявності простих і надійних методик, аналіз анатомо-морфологічних ознак не становить проблем [9-11, 13]. Площу фотосинтезуючої поверхні рослин визначали планіметром, а у представників *Poaceae* та *Cyperaceae* непрямим методом. Під відповідним збільшенням на поперечних зрізах листків за допомогою окуляр-мікрометра відміряли лінійні параметри клітин покривних тканин, стовпчастої і губчастої паренхіми. За допомогою окуляр-сітки підраховували об'єми міжклітинних порожнин, товщину листків, ступінь розвитку механічної, асимілюючої і запасаючої тканини, щільність розміщення покривних волосків (трихомів) та продихів на листках. На прикладі зрілих генеративних рослин анатомо-морфологічні показники визначали диференційовано, за рівнями життєвості особин: високим – Ж-1, середнім – Ж-2 та низьким – Ж-3 [4, 6, 7].

Результати досліджень

Дослідження виявили загальні тенденції мінливості анатомо-морфологічних ознак, якими можна ідентифікувати рівні життєвості в особин трав'яних багаторічників (табл.).

Для особин низького рівня життєвості видів модельних груп *Homogyne alpina* і *Soldanella hungarica* характерна краще розвинена палісадна тканина, ніж це буває в особин інших рівнів. Ця тканина сформована з двох-п'яти шарів відносно вузьких клітин, які щільно притулені одна до одної. Їм притаманний великий (2 і більше) коефіцієнт палісадності (рис.). Натомість губчаста паренхіма пухка, з 4-5 рядів округлих, тонкостінних клітин. Звичайно між ними є великі міжклітинні порожнини. Але в деяких видів (*Hypericum alpigenum* Kit., *Potentilla aurea* L., *Lilium martagon* L. та ін.) губчаста паренхіма щільніша, без великих міжклітинних порожнин. Як правило, останні формуються нижче губчастої паренхіми, безпосередньо перед шаром клітин нижнього епідермісу [5].

Співвідношення між товщиною палісадної тканини і губчастої паренхіми в особин низької життєвості знаходиться в межах 0,7-0,8. Клітини верхнього і нижнього епідермісу дрібніші, з більш звивистими стінками, ніж в особин інших рівнів життєвості. Внаслідок цих особливостей анатомічної структури листкової пластинки товстіші і жорсткіші в особин низької життєвості. Для них характерні високі показники відносної чисельності продихів і рівня опушення. Але середня довжина листкових черешків, площа листкових пластинок і кількість листків в цих рослин в 1,9-3, 1,5-4, 1,5-3 рази відповідно нижчі, ніж в особин високої або середньої життєвості. Загалом, анатомо-морфологічні ознаки особин низької життєвості мають більше формальних ознак ксероморфності, ніж особини інших рівнів.

Палісадна тканина особин середньої життєвості складається з двох-чотирьох рядів відносно широких клітин з коефіцієнтами палісадності 1,3-2. Губчасту паренхіму складають 5-7 шарів округлих клітин, між якими розташовані численні міжклітинні порожнини. Така будова типова для особин середньої життєвості в *Homogyne alpina*, *Senecio nemorensis* L., *Soldanella hungarica*, *Pedicularis verticillata* L., *Petasites albus* (L.) Gaertn., *P. hybridus* (L.) Gaertn., *Mey. et Schreb.*, *P. kablikianus*

Таблиця
Характерні ознаки анатомо-морфологічної будови листків у особин різної життєвості карпатських
популяцій *Soldanella hungarica*, *Homogyne alpina* і *Nardus stricta*

Ознака	Рівні життєвості особин											
	<i>Soldanella hungarica</i>			<i>Homogyne alpina</i>			<i>Nardus stricta</i>					
	Ж-1	Ж-2	Ж-3	Ж-1	Ж-2	Ж-3	Ж-1	Ж-2	Ж-3	Ж-1	Ж-2	Ж-3
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10			
Товщина верхнього епідермісу, мкм	42,5	43,0	47,0	34,6	37,0	40,5	13,0	12,5	11,3			
Висота клітин першого ряду палисадної тканини, мкм	41,0	65,0	76,4	53,3	65,0	78,4	-	-	-			
Ширина клітин першого ряду палисадної тканини, мкм	43,2	33,3	25,0	50,1	40,2	36,4	-	-	-			
Висота клітин другого ряду палисадної тканини, мкм	39,5	60,4	69,0	52,4	60,2	77,0	-	-	-			
Ширина клітин другого ряду палисадної тканини, мкм	45,6	34,5	29,4	52,0	36,1	37,0	-	-	-			
Висота клітин третього ряду палисадної тканини, мкм	28,0	48,0	56,2	50,0	55,8	63,1	-	-	-			
Ширина клітин другого ряду палисадної тканини, мкм	50,2	37,6	29,5	58,2	42,1	40,5	-	-	-			
Товщина губчастої паренхіми, мкм	209,1	249,5	261,3	216,0	250,3	290,4	-	-	-			
Товщина нижнього епідермісу, мкм	27,7	27,0	30,0	14,0	24,5	27,1	12,3	12,1	11,4			
Кількість клітин верхнього епідермісу / мм ²	366,0	428,0	554,0	224,0	337,0	451,0	1322,0	863,0	1022,0			
Кількість клітин нижнього епідермісу / мм ²	401,0	723,0	888,0	341,0	490,0	638,0	1252,0	741,0	789,0			
Кількість проліхів / мм ²	168,0	285,0	300,0	103,0	160,0	171,0	129,0	114,0	171,0			
Товщина листків, мм	0,4	0,5	0,5	0,4	0,5	0,6	-	-	-			
Середня площа листка, см ²	6,9	4,6	1,7	8,9	4,2	3,7	2,1	2,5	2,8			
Кількість листя на особину, шт.	7,7	6,3	3,30	6,4	4,6	2,5	-	-	-			
Довжина листкових черешків, см	7,7	4,5	2,8	7,2	5,0	4,6	-	-	-			
Кількість поверхневих волосків на листках / мм ²	-	-	-	1,3	1,6	2,9	27,2	25,2	25,2			
Довжина поверхневих волосків, мм	-	-	-	1,7	1,8	1,8	0,3	0,2	0,2			
Товщина склеренхіми, мкм	-	-	-	-	-	-	75,2	70,5	71,0			
Товщина паренхіми, мкм	-	-	-	-	-	-	41,1	42,6	34,2			

Tausch ex Bercht. та ін. Хоча порівняно з особинами низької життєвості загальна товщина листкових пластинок в особин середньої життєвості на 10-25% менша внаслідок майже пропорційного зменшення товщини губчастої паренхіми і палисадної тканини, співвідношення між ними змінюється мало – на $\pm 0,2$ одиниці. Разом з тим, спостерігається закономірне збільшення середньої довжини черешків, лінійних розмірів і площі листків, а також загальної фотосинтезуючої поверхні особин середньої життєвості.

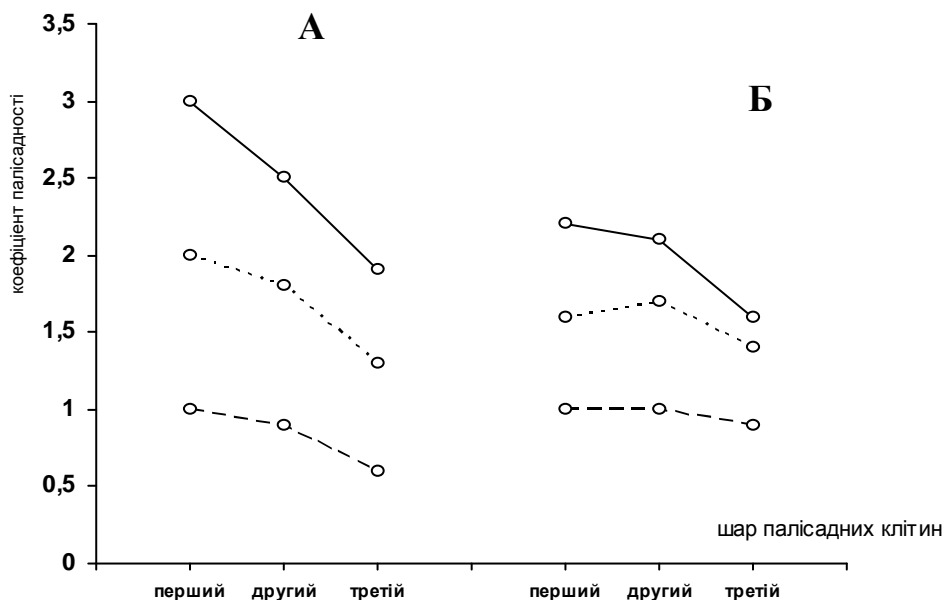


Рис. Закономірності зміни коефіцієнту палисадності клітин стовпчастої паренхіми в особин різної життєвості *Soldanella hungarica* (А) і *Homogyne alpina* (Б).

Рівні життєвості: —○— — Ж-1, - -○- - Ж-2, —○— — Ж-3

За своїми анатомо-морфологічними ознаками особини високої життєвості більш мезоморфні, ніж особини низької або середньої життєвості. Палисадну тканину утворюють два-три шари трохи видовжених або ізомерних клітин з коефіцієнтом палисадності близько одиниці. Зовні вони дуже подібні до клітин губчастої паренхіми. Загалом, мезофіл пухкий, з великими міжклітинними порожнинами, а губчаста паренхіма в особин високого рівня життєвості менш потужна, ніж в особин середньої, а тим більше низької життєвості. Проте ці зміни практично не відбиваються на співвідношенні між товщиною стовпчастої і губчастої паренхіми.

Характерні розбіжності в товщині листкових пластинок, що притаманні особинам різної життєвості, значною мірою є наслідком трансформацій мезофілу, в той час як ознаки покривних тканин залишаються майже сталими. В цілому, особинам високої життєвості притаманні більші розміри листкових пластинок, листкових черешків, загальної асиміляційної поверхні, але менша опушення листків волосками, ніж в особин середньої або низької життєвості.

Незважаючи на об'єктивний характер віталітетної диференціації трав'яних багаторічників, ознаковий простір і кількісні показники життєвості досить видоспецифічні, і при проведенні конкретних досліджень потребують корегування. Тому, наведені вище анатомо-морфологічні критерії віталітетної диференціації особин не є універсальними. Йдеться лише про найзагальніші тенденції в зміні ознак, притаманні вивченим нами в Карпатах трав'яним багаторічникам. Тому ми свідомо не обговорюємо їх варіаційні і часткові габітуальні ознаки.

Ці тенденції виявилися дещо інакшими в деяких представників *Poaceae* та *Cyperaceae* з модельної групи *Nardus stricta*. За анатомо-морфологічними критеріями в них можна чітко диференціювати лише два рівня життєвості особин:

– **в особин високої життєвості** мезофіл складається з тонкостінних ізодіаметричних клітин, які щільно притулені одна до одної. З нижньої сторони листових пластинок під шаром епідермісу знаходяться два шари стовбчастих клітин. Клітини мезофілу невеликі за розмірами, з трохи потовщеними стінками і щільно заповнені хлоропластами. В деяких представників *Cyperaceae* в мезофілі містяться великі повітряні порожнини, а в представників роду *Festuca* спостерігається помітне потовщення верхніх стінок клітин нижнього епідермісу і кутикулізація його зовнішньої поверхні. Натомість товщина стінок верхнього епідермісу в особин високої і низької життєвості практично не змінюється.

Під продихами в особин високої життєвості звичайно розташовані великі повітряні порожнини. Із зовнішньої сторони листові пластинки рясно вкриті волосками. Механічна тканина у вигляді тонких тяжів формується знизу від провідних пучків, безпосередньо під епідермісом. Провідні пучки закриті товстою, здерев'янілою ендодермою;

– в порівнянні з особинами високої життєвості в рослин модельної групи *Nardus stricta* **особинам низької життєвості** властиві чіткіші ознаки мезоморфності. Мезофіл утворений відносно великими тонкостінними клітинами, які частково заповнені хлоропластами. Оскільки ці клітини не так щільно прилягають одна до одної, як це спостерігається в особин високої життєвості, в мезофілі виникають численні міжклітинні порожнини неправильної форми. В порівнянні з особинами високої життєвості ступінь здерев'яніння ендодерми і потужність механічних тканин в особин низької життєвості нижча. Відповідним чином це позначається на зовнішньому вигляді таких рослин. Їх листя, яке не має добре розвинутої арматури з механічних тканин, часто схиляється до ґрунту, а самі рослини стають низькорослими. Натомість клітини епідермісу змінюються незначно і залишаються тонкостінними або трохи потовщеними до нижнього боку листків. За рівнем опушення та відносною чисельністю продихів на листках такі особини в 2-3 рази поступаються особинам високої життєвості. Приміром, якщо в особин високого рівня життєвості *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv. на верхньому боці листків в полі окуляр-сітки можна нарахувати в середньому близько 23-х, а на нижній стороні – близько 3-х продихів, то в особин низької життєвості лише 7 і 2 відповідно. Одночасно кількість і розміри повітряних порожнин в мезофілі листків особин низької життєвості майже на 40% вищі, ніж це було в особин високої життєвості.

Таким чином, стосовно до Карпат точка зору про переважання ксероморфних ознак (низькорослість, дрібнолисточковість) у представників гірської флори, яка ґрунтується на теорії фізіологічної сухості А. Шимпера [17], не є незаперечною. В багатьох випадках формальні ознаки ксеро- або мезоморфності можуть бути наслідком лише статистичних ефектів, викликаних зміною в популяціях

співвідношення між особинами різної життєвості (віталітетного складу популяцій). Ці ефекти мають зворотний характер, а їхні вияви є менш чіткими, ніж у випадках класичної ксеро- або мезоморфності рослин.

Висновки

Проведені дослідження засвідчують про специфічність діапазонів і характеру анатомо-морфологічної мінливості у особин різної життєвості. Конкретні параметри їхньої віталітетної диференціації, які наведені у статті, слід включити до кодексу "ключових" ознак і використовувати при проведенні віталітетного аналізу рослинних популяцій.

1. Гатцук Л.Е., Ермакова И.М. Общие представления о жизненном состоянии особей и ценопопуляций // Подходы к изучению ценопопуляций и консорциев. – М.: МГПИ, 1987. – С. 3-7.
2. Глуздакова С.И. Эколого-биологические особенности высокогорных растений Саян // Науч. тр. Новосибир. ГПДИ. – 1971. – Вып. 32. – С. 35-75.
3. Злобин Ю.А. Теория и практика оценки виталитетного состава ценопопуляций растений // Бот. журн. – 1989. – Т. 74, № 6. – С. 769-784.
4. Злобин Ю.А. Основы экологии. – К.: Лібра, 1998. – 248 с.
5. Жилиєв Г.Г. Анатомо-морфологическая структура листьев подбельника альпийского и сольданеллы венгерской в первичных и вторичных биогеоценозах Карпат и при интродукции // «Биогеоценология, антропогенные изменения растительного покрова и их прогнозирование». Мат-лы докл. II респ. совещ. Днепропетровск, окт. 1978 г.). – К.: Наук. думка, 1978. – С. 37-38.
6. Жилиєв Г.Г. Жизнеспособность популяций растений. – Львов, 2005. – 304 с.
7. Жилиєв Г.Г. Идентификация равний життєвості в онтоморфогенезі трав'яних багаторічників // Укр. ботан. журн. – 2005. – Т. 62, № 5. – С. 687-698.
8. Жилиєв Г.Г. Алокація біомаси як критерій життєвості особин в популяціях трав'яних багаторічників Карпат // Укр. ботан. журн. – 2006. – Т. 63, № 1. – С. 15-22.
9. Клейн Р.М., Клейн Д.Т. Методы исследования растений. – М.: Колос, 1974. – 527 с.
10. Мокеєва Е.А. К методике изучения анатомии листа // Изв. АН УзССР. – 1948. – № 1. – С. 137-162.
11. Николаевский В.Г. Методика определения количества устьиц на листьях злаков // Науч. докл. высш. шк. Биол. науки. – 1971. – №7. – С. 123-127.
12. Пленник Р.Я. Анатомическое строение стебля и листа (*Astragalus* L.) Юго-Восточного Алтая в связи с их эволюцией // Эколого-морфологические и биохимические особенности полезных растений дикорастущей флоры Сибири. – Новосибирск: Наука, – 1970. – С. 14-29.
13. Прозина М.Н. Ботаническая микротехника. – М.: Высш. школа, 1960. – 206 с.
14. Смирнова О.В. Объем счетной единицы при изучении ценопопуляций растений различных биоморф // Ценопопуляции растений. – М.: Наука, 1976. – С. 72-80.
15. Уранов А.А. Жизненное состояние вида в растительном сообществе // Бюл. Моск. о-ва испытат. природы. Отд. биологии. – 1960. – Т. 64, вып.3. – С. 77-92.
16. Шмальгаузен И.И. Кибернетические вопросы биологии. – Новосибирск: Наука, 1968. – 224 с.
17. Schimper A.F.W. Pflanzengeographie auf physiologischer Grundlage. – Jena, 1898. – 133 s.

Інститут екології Карпат НАН України, Львів,
e-mail: ggz@mail.lviv.ua

УДК 581.526:581.524

В.Г. Кияк

ОСОБЛИВОСТІ СУСІДСТВА, АСОЦІЙОВАНОСТІ І ВЗАЄМВПЛИВУ МІЖ ПОПУЛЯЦІЯМИ РІДКІСНИХ ВИДІВ РОСЛИН У ВИСОКОГІР'Ї КАРПАТ

Кияк В.Г. Особенности соседства, ассоциированности и взаимовлияния между популяциями редкостных видов растений в высокогорье Карпат // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 31-42.

На примере 16 редкостных видов показано весомое значение для жизнеспособности малых популяций факторов взаимовлияния соседствующих популяций других видов, микроклимата и собственного фитогенного поля. Раскрыты особенности структуры и динамики популяций с учетом взаимодействий между видами. Установлено, что роль взаимовлияния между растениями более весома для малых популяций, по сравнению с большими.

Kuyak, V. Features of neighbourhood, associativity and interaction between populations of rare high- mountains plant species of the Carpathians // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 31-42.

On the example of 16 species it is shown that factors of interaction between the neighboring species, microclimate and own phytogenous field play important role in the viability of small populations. The characters of population structure and dynamics are revealed with regard to the interaction between species. It was established, that the role of the interaction between plants is more significant for small populations in comparison with large ones.

Великі перспективи розвитку екології з огляду на розкриття природні явищ і процесів криються у поглибленому вивченні взаємодій між видами [2]. Такі дослідження, однак, проводяться переважно у спрощених лабораторних і експериментальних умовах [4, 13], агрофітоценозах [17], стосуються широко розповсюджених видів [16], або мають надто загальний характер [12]. Одною з вагомих перепон розвитку цього напрямку в екології рослин є недосконалість методик. Особливо проблематичною є кількісна оцінка взаємин між видами рослин у природних умовах. Це пов'язане з багатьма об'єктивними причинами, як от: значне проєкції у видів рослин різних життєвих форм і на різних вікових стадіях; неоднорідність напруженості фітогенного поля в контурах особин; відсутність чітких меж їхніх фітогенних полів; певна умовність розмежування особин у вегетативно рухливих видів і неявнополіцентричних біоморф; висока сезонна динамічність різних видів; складна конфігурація кореневих систем тощо. Водночас, якомога повніше виявлення стосунків між видами є передумовою розкриття механізмів і закономірностей формування й функціонування популяцій і фітоценозів. Очевидною є також необхідність урахування специфіки взаємодій між видами під час їхньої репатріації, відновлення і підтримання життєздатності популяцій, що особливо проблематичне для рідкісних видів [3, 14, 15, 18].

Попередніми нашими дослідженнями встановлено деяку специфіку взаємовпливу і асоційованості між популяціями рослин в умовах високогір'я Карпат, яка полягає, насамперед, у вищій стабільності характеру цих зв'язків, порівняно з лучними угрупованнями в рівнинних умовах [10]; залежності сезонного розвитку

популяцій від щільності сусідів тощо [7]. Ці публікації, однак, стосувалися переважно широко розповсюджених видів і лише у окремих випадках – рідкісних [8].

Метою цієї статті є підсумувати найвагоміші результати досліджень асоційованості і взаємовпливу між малими популяціями рідкісних рослин і видами-сусідами у високогір'ї Українських Карпат, отримані у 1990-2006 рр.

Матеріал і методика досліджень

Серед рідкісних і ендемічних видів для вивчення на постійних ділянках і маршрутним методом вибрано модельні види: *Arnica montana* L., *Campanula serrata* (Kit.) Hendrych, *Doronicum clusii* (All.) Tausch, *Dryas octopetala* L., *Elisanthe zawadskii* (Herbich) Klok., *Erigeron alpinus* L., *Gentiana acaulis* L., *Heracleum carpathicum* Porc., *Leontopodium alpinum* Cass., *Oreochloa disticha* (Wulf.) Link, *Primula halleri* J. F. Gmel., *Ptarmica tenuifolia* (Schur) Schur, *Ranunculus thora* L., *Rhododendron myrtifolium* Schott et Kotschy, *Saussurea alpina* (L.) DC., *Senecio carpathicus* Herbich. Такий вибір був зумовлений метою дослідити особливості стосунків у малих популяцій рідкісних видів, котрі належать до різних життєвих форм і типів біоморф, видів різної стратегії й внутрішньопопуляційної різноманітності. Серед об'єктів найбільшу частку становлять стенотопні види, котрі приурочені до карбонатних порід (*Elisanthe zawadskii*, *Leontopodium alpinum*, *Ptarmica tenuifolia*), до скель (*Erigeron alpinus*, *Primula halleri*) чи до лучних ценозів (*Heracleum carpathicum*, *Senecio carpathicus*). Частина цих видів представлена в Карпатах лише малими популяціями (*Dryas octopetala*, *Leontopodium alpinum*, *Oreochloa disticha*, *Primula halleri*, *Saussurea alpina*), частина – переважно великими континуальними популяціями або метапопуляціями (*Doronicum clusii*, *Rhododendron myrtifolium*); у декількох видів сформовані як малі, так і великі популяції на скелях і на луках (*Campanula serrata*, *Gentiana acaulis*, *Ranunculus thora*). Проведено також порівняння отриманих даних з особливостями взаємовпливу і асоційованості у популяцій і метапопуляцій широко розповсюджених у високогір'ї видів: *Calamagrostis villosa* (Chaix.) J. F. Gmel., *Carex curvula* All., *Festuca supina* Schur., *Hieracium alpinum* L., *Homogyne alpina* (L.) Cass., *Juncus trifidus* L., *Sesleria coeruleans* Friv., *Soldanella hungarica* Simonk., *Vaccinium myrtillus* L., *V. uliginosum* L. та ін. [7].

Дослідженнями охоплено популяції альпійського, субальпійського і частково лісового поясів найвищих гірських хребтів Українських Карпат – Чорногори, Свидовця, Мармароських гір і Чивчинів.

Встановлення кількісних показників взаємовпливу чи асоційованості між видами у повному діапазоні зв'язків: позитивних-нейтральних-негативних потребує великої вибірки [6]. Тому для малих популяцій, котрі налічують десятки чи сотні особин, можливо було провести лише якісну оцінку стосунків між видами, тобто виявити наявність позитивної, нейтральної чи негативної асоційованості. У зв'язку з цим, для детальнішої кількісної оцінки взаємовпливу і асоційованості було застосовано збір додаткової інформації під час багаторічних спостережень на постійних ділянках.

Перший етап досліджень полягав у тому, що навколо особин досліджуваного виду в радіусі горизонтальної проекції найбільших особин (5-15 см) обліковували усіх сусідів, центр горизонтальних проекцій котрих був у межах таких відстаней. Отримані дані порівнювали зі щільністю цих видів в контурах площі, зайнятій

популяцією діючого виду. У разі вагомих різниць щодо щільності підлеглих видів, визначених за сусідством з діючим видом і визначених в контурах площі популяції діючого виду загалом, констатували наявність позитивного чи негативного зв'язку, а за відсутності вагомих різниць – нейтрального. Багаторазові різниці співвідношень свідчили про значно виражений позитивний або негативний взаємовплив чи асоційованість. У неоднорідних едафотобах констатували лише асоційованість між видами, а не взаємовплив між ними. Під час обліку враховували вікові стани і життєвість особин діючого виду, а у випадку чіткої їх диференціації – також і у підлеглих видів. Повніший спектр стосунків отримано на постійних картованих ділянках під час багаторічних обліків таких сусідств на мічених особинах з урахуванням їхнього онтогенетичного розвитку. Таким чином було вивчено динаміку цих стосунків, а внаслідок порівняльних досліджень популяцій з різних оселищ – встановлено міру постійності стосунків видів у різних фітоценотичних умовах.

На моніторингових ділянках особини діючого виду задля чіткої ідентифікації позначали біля місця їхнього вкорінення кольоровими мітками. На початку досліджень мітили по 25 особин різних вікових станів. В наступні роки додатково мітили особини підрусту, котрі появлялися в межах дослідних ділянок. Щорічно фіксували зміни життєвості і вікових станів або відмирання особин. У залежності від життєвих форм, у особин різних видів обліковували також деякі інші ознаки, що свідчили про зміни їхнього стану: вегетативну рухливість, кількість вегетативних (і генеративних) пагонів, кількість квіток або суцвіть тощо.

Усі дослідження супроводжувалися обліком характерних фітогенних і абіотичних чинників як в оселищах популяцій загалом, так і на мікрорівні – в окремих просторових локусах. З фітогенних чинників враховували ступінь задернованості ділянок, горизонтальну і вертикальну структуру травостою (зімкнутість і висоту), затінення. Окрім загальних характеристик оселищ (висота н.р.м., експозиція, крутизна схилу), визначали також глибину і структуру ґрунту, вітровий і сніговий режими тощо.

Результати досліджень

На основі аналізу взаємовпливу або асоційованості *Heracleum carpathicum* з іншими видами рослин у семи досліджених популяціях, проведеного методом порівняння співвідношення зустрічності за сусідством і за щільністю в угрупованні [6], встановлено чітку позитивну асоційованість *H. carpathicum* з *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv., *Calamagrostis villosa*, *Hypericum alpigenum* Kit., *Achillea submillefolium* Klok. et Krytzka, *Geranium alpestre* Schur і *Luzula luzuloides* (Lam.) Dandy et Wilmott (табл. 1). У більшості угруповань у видів *Hypericum alpigenum*, *Achillea submillefolium*, *Geranium alpestre* і *Luzula luzuloides* співвідношення зустрічності у безпосередньому сусідстві з *Heracleum carpathicum* набагато вище, порівняно з їхнім співвідношенням, визначеним за щільністю у ценозі. Найбільше виражений позитивний взаємовплив виявлено з *Deschampsia caespitosa*, який прослідковується у всіх досліджених популяціях. У популяції на г. Шпиці *Heracleum carpathicum* росте у сусідстві переважно віргінільних особин *Deschampsia caespitosa*. Але у більшості угруповань встановлено тісне сусідство *Heracleum carpathicum* також з генеративними особинами *Deschampsia caespitosa* високої життєвості. Таку

кореляцію можна вважати специфічною, адже на більшість видів рослин *D. caespitosa* у генеративному віковому стані впливає різко негативно [1, 7]. У всіх популяціях *Heracleum carpaticum* встановлено також чіткий позитивний взаємовплив з *Calamagrostis villosa*. Позитивний взаємовплив чи асоційованість з іншими видами є переважно факультативними, коли популяція може існувати і без названих сусідів (зв'язки *Heracleum carpaticum* з *Hypericum alpigenum*, *Achillea submillefolium* тощо). Необхідно відзначити облігатну приуроченість *Heracleum carpaticum* до локусів, а у більшості випадків і до фітоценозів з домінуванням або зі значною участю *Deschampsia caespitosa* і (або) *Calamagrostis villosa*.

Таблиця 1
Позитивний взаємовплив або асоційованість у популяціях *Heracleum carpaticum* Porc.

Види-сусіди	Популяції <i>Heracleum carpaticum</i>						
	Шпиці, 1800 м, сх., 50°, куничник щучиково-різнотравний	Данцер, 1700 м, сх., 40°, куничник різнотравний	Чивчин, 1650 м, сх., 30°, щучник куничниковий	Паляниця, 1650 м, пн. сх., 20°, щучник куничниково-різнотравний	Гнетеса, 1700 м, пн., 10°, куничник пахучотравний	Прелука, 1500 м, сх., 20°, щучник різнотравний	Менчул, 1800 м, пд., 30°, щучник різнотравно-злаковий
<i>Deschampsia caespitosa</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Calamagrostis villosa</i>	1	+	+	+	+	1	+
<i>Hypericum alpigenum</i>	+	1	+	1	-	+	1
<i>Achillea submillefolium</i>	+	-	+	1	1	-	1
<i>Geranium alpestre</i>	1	1	-	+	1	-	-
<i>Luzula luzuloides</i>	1	1	+	-	1	+	1
<i>Poa chaixii</i>	1	-	+	-	1	+	-

Умовні позначення: + – значно виражений позитивний взаємовплив або асоційованість; 1 – виявлено позитивний взаємовплив або асоційованість, „-“ – не виявлено позитивного взаємовпливу або асоційованості.

У всіх досліджених популяціях *Ranunculus thora* встановлено значно виражений позитивний взаємовплив або асоційованість цього виду з *Festuca supina*, *Veronica baumgartenii* Roem. et Schult. і *Carex sempervirens* Vill. (табл. 2). Причому *C. sempervirens* є сусідом більше, ніж для 75% особин *Ranunculus thora* у кожній з популяцій. Важливо, що тісні позитивні зв'язки з переліченими видами зберігаються також і за різних мікроумов оселищ – і в локусах, котрі приурочені до скельних ніш з достатньо потужним ґрунтом і вираженим мікрофітокліматом, котрий формують *Aconitum nanum* (Baumg.) Simonk., *Achillea submillefolium*, *Luzula luzuloides* тощо; і в

наскельних локусах з плитким ґрунтом зі слабким задернінням, у щілинах скель – тобто на ділянках з дуже інтенсивним вітровим режимом, плитким снігом і невираженим мікрофітокліматом. Водночас, і на міжпопуляційному, і на внутрішньопопуляційному рівнях встановлено низку закономірностей у спряженому розвитку *Ranunculus thora* і видів-сусідів. Найпоказовішими є кореляції життєвості й щільності їхніх особин і вікових спектрів популяцій або внутрішньопопуляційних локусів *R. thora*. Коли, наприклад, травостій низький і розріджений, що характерне для скельних угруповань (гг. Шпиці, Данцер), то співвідношення генеративних особин до особин інших вікових груп *R. thora*, коливаючись у різних популяціях і популяційних складових у широких межах: від 1 : 1,5 до 1 : 8, завжди залишається вагомим. У зімкнутому і (або) високому травостої, що є типовим на г. Погорілець у

Таблиця 2

Позитивний взаємовплив або асоційованість у популяціях *Ranunculus thora* L.

Види-сусіди	Популяції <i>Ranunculus thora</i>				
	Петрос, 1750 м. сх., 30°, різнобарвнокостричний осоково-ситниковий	Данцер, 1800 м. сх., 70°, відкриті скельні угруповання	Ребра, 1850 м. сх., 60°, різнобарвнокостричний різноотравний	Погорілець, 1800-1850 м. зх., 30°, сеслерівник осоково-злаковий	Шпиці, 1750-1900 м. сх., 60-90°, відкриті скельні угруповання
<i>Carex sempervirens</i>	+	+	+	+	+
<i>Festuca supina</i>	+	+	+	+	+
<i>Veronica baumgartenii</i>	+	+	+	+	+
<i>Thymus sp.</i>	+	+	1	+	+
<i>Rhododendron myrtifolium</i>	1	-	+	1	1
<i>Juncus trifidus</i>	1	1	-	1	1
<i>Sesleria coeruleans</i>	1	-	+	+	1
<i>Achyrophorus uniflorus</i>	1	1	-	-	1
<i>Rhodiola rosea</i>	1	-	+	-	1

Умовні позначення як у таблиці 1.

фітоценозі з домінуванням *Sesleria coeruleans*, а також у інших лучних альпійських угрупованнях (гг. Бербенеска, Піп Іван), генеративні особини *R. thora* становлять не більше 5-10% чисельності популяції. У лучних популяціях домінують особини підростових груп, а другий пік чисельності припадає на віргінільну вікову групу. У лучних угрупованнях, порівняно зі скельними, позитивні зв'язки менше виражені.

У тих рідкісних видів, котрі в Українських Карпатах представлені популяціями лише у скельних ценозах – *Elisanthe zawadskii*, *Leontopodium alpinum*, *Primula halleri*,

Ptarmica tenuifolia, фітоценотичний оптимум приурочений до ділянок з плитким ґрунтом і розрідженим низьким травостоєм. Ці види об'єднує подібність перебігу онтогенезу особин на різних вікових стадіях і на різних рівнях життєвості у залежності від фітоценотичної ситуації. Одним із критеріїв оптимальних умов оселища є швидке проходження особинами прегенеративних фаз. Для *Primula halleri*, наприклад, найсприятливішими є умови у щілинах скель з досить вологим ґрунтом, глибиною декілька сантиметрів, за високої (повної) освітленості й відсутності сусідів-конкурентів. На задернованих ділянках особини досягають високих темпів розвитку лише за умов незначного затінення серед низькорослих сусідів. У цих оптимальних для *P. halleri* умовах за 2 роки проросток може розвинути в g_1 , а за 3 роки – в g_2 , досягаючи діаметра горизонтальної проекції у 10-15 (18) см.

У *P. halleri* широкий спектр позитивних видів-сусідів: *Thymus sp.*, *Achillea submillefolium*, *Viola biflora* L., *Carex sempervirens*, *C. nigra* (L.) Reichard, *Calamagrostis villosa*, *Linum extraaxillare* Kit., *Trisetum alpestre* (Host) Beauv., *Rhodiola rosea* L. Негативний вплив, який призводить до відмирання особин *Primula halleri*, спричиняє збільшення затінення з боку щільнодернинних злаків *Deschampsia caespitosa* і *Festuca versicolor* Tausch під час їхнього переходу у середньовіковий генеративний стан (табл. 3).

У решти досліджених видів скельних угруповань поведінка подібна. Однак у видів з порівняно високою вегетативною рухливістю, зокрема *Ptarmica tenuifolia* і *Saussurea alpina*, діапазон варіабельності онтогенезу й життєвості особин вищий. За непорушеного ґрунту – плиткого, сухого, в старих дернинах злаків і осок (*Festuca supina*, *Carex sempervirens*), серед яких вегетативне просування утруднене, *Saussurea alpina* може перебувати на низькому рівні життєвості в пре- і постгенеративних фазах по декілька років майже без змін морфометричних параметрів. Така затримка розвитку особливо характерна в іматурній фазі. За умов порушень ґрунту (оголення, осипання, зсування) і відтак появи ніш, вільних від сусідів, онтогенез відбувається пришвидшеними темпами за послідовною схемою і особливо швидким переходом у генеративний стан.

На прикладі *Heracleum carpathicum*, *Ranunculus thora*, *Elisanthe zawadskii* та ін. встановлено, що у більших популяціях і у флористично багатших угрупованнях діапазон сусідств одного і того ж виду ширший. Так у популяції *Heracleum carpathicum*, яка нараховує 600-900 особин у флористично багатому фітоценозі на г. Шпиці, позитивними сусідами є 14 видів, у той час, як у більшості менших популяцій, що містять по 100-300 особин (на г. Данцер, Чивчин, Менчул), позитивні зв'язки властиві для 6-8 видів. У малій популяції *Elisanthe zawadskii* на Мокриновому Камені особини ростуть переважно без сусідів, виявляючи слабку позитивну кореляцію з *Trisetum alpestre*, *Saxifraga paniculata* Mitt. і *Festuca versicolor*. У великій популяції на Великому Камені позитивними сусідами *E. zawadskii* є 12 видів (*Scabiosa opaca* Klok., *Pimpinella saxifraga* L., *Jovibarba preissiana* (Domin) Omelcz et Czopik, *Carex sempervirens*, *Trisetum alpestre*, *Lloydia serotina* (L.) Reichenb., *Carduus kernerii* Simonk., *Campanula serrata* та ін.). Слід відзначити, що в угрупованнях лісового поясу Карпат, порівняно з високогір'ям, постійність взаємозв'язків між

Таблиця 3

Позитивні і негативні види-сусіди популяцій рідкісних рослин високогір'я
Українських Карпат

Види	Популяції	Позитивні види-сусіди	Негативні види-сусіди
1	2	3	4
<i>Arnica montana</i>	Пожижевська, 1400 м, пн., сх., Данцер, 1700 м, пн. сх.	<i>Agrostis tenuis</i> , <i>Potentilla aurea</i> ; для підросту – <i>Nardus stricta</i> , для генеративних особин – <i>Vaccinium myrtillus</i>	<i>Festuca rubra</i> , <i>Ligusticum mutellina</i>
<i>Campanula serrata</i>	Пожижевська, 1600 м, сх., Данцер, 1800 м, сх.	<i>Festuca picta</i> , <i>Polygonum bistorta</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Calamagrostis villosa</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Deschampsia caespitosa</i>	<i>Senecio subalpestris</i> , <i>Achillea submillefolium</i> , <i>Juniperus sibirica</i> , розвиток зімкнутого травостою
<i>Doronicum clusii</i>	Шпиці, 1900 м, сх., Бербенеска, 1950 зх., сх.	<i>Sesleria coerulans</i> , <i>Festuca supina</i> , <i>Luzula spadicea</i> , <i>Rhododendron myrtifolium</i> , <i>Rhodococcum vitis-idaea</i> , <i>Veronica baumgartenii</i>	<i>Juncus trifidus</i> , <i>Carex curvula</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i>
<i>Dryas octopetala</i>	Піп Іван, 2000 м, пд. зх., Близниця, 1800 м, сх.	<i>Hieracium alpinum</i> , <i>Veronica baumgartenii</i> , <i>Salix herbacea</i> , <i>Bartsia alpina</i> , <i>Senecio carpaticus</i>	<i>Festuca supina</i> і <i>Juncus trifidus</i> високої життєвості
<i>Elisanthe zawadskii</i>	Мокринів Камінь, 1400 м, сх., Великий Камінь, 1400 м, сх., пд.-сх.	<i>Trisetum alpestre</i> , <i>Scabiosa opaca</i> , <i>Pimpinella saxifraga</i> , <i>Jovibarba preissiana</i> , <i>Carex sempervirens</i>	<i>Juniperus sibirica</i> , <i>Picea abies</i>
<i>Gentiana acaulis</i>	Пожижевська 1600 м, сх., Шпиці, 1800 м, сх.	<i>Potentilla aurea</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Festuca picta</i> , <i>Carex sempervirens</i> , <i>Thymus sp.</i> , <i>Anthoxanthum alpinum</i> , а також <i>Nardus stricta</i> і <i>Deschampsia caespitosa</i> низької життєвості	<i>Duschekia viridis</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Achillea submillefolium</i> , а також <i>Deschampsia caespitosa</i> високої життєвості
<i>Leontopodium alpinum</i>	Шпиці, 1800 м, сх., Ненеска, 1800 м, сх., Драгобрат, 1750 м, сх.	<i>Ranunculus thora</i> , <i>Saxifraga paniculata</i> , <i>Festuca versicolor</i> , <i>Rhodiola rosea</i> , <i>Trisetum alpestre</i>	<i>Calamagrostis villosa</i> , <i>Deschampsia caespitosa</i> , <i>Juncus trifidus</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>
<i>Oreochloa disticha</i>	Туркул, 1830 м, зх.	<i>Rhodococcum vitis-idaea</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Juncus trifidus</i>	<i>Hieracium alpinum</i> , <i>Homogyne alpina</i>
<i>Primula halleri</i>	Говерляна, 1700 м, сх., Ненеска, 1800, сх., Драгобрат, 1750 м, сх.	<i>Achillea submillefolium</i> , <i>Thymus sp.</i> , <i>Carex sempervirens</i> , <i>Viola biflora</i> , <i>C. nigra</i> , <i>Linum extraaxillare</i> , <i>Trisetum alpestre</i> , <i>Rhodiola rosea</i>	<i>Deschampsia caespitosa</i> (особини g ₂ -g ₃), <i>Festuca versicolor</i> високої життєвості
<i>Ptarmica tenuifolia</i>	Мокринів Камінь, 1400 м, пн., Ненеска, 1800, пн., Комин, 1700 м, пн.-зх.	<i>Campanula polymorpha</i> , <i>Arabis alpina</i> , <i>Moneses uniflora</i> , <i>Saxifraga paniculata</i> , <i>Epilobium alpinum</i> , <i>Festuca inarmata</i> , <i>F. carpatica</i>	<i>Aconitum nanum</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Rhodococcum vitis-idaea</i> , <i>Juncus trifidus</i>
<i>Rhododendron myrtifolium</i>	Пожижевська, 1750 м, сх., пн., Синяк, 1650 м, пд.-зх., пн.-сх., Штеришора, 1400 м, пн.-сх.	<i>Rhodococcum vitis-idaea</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>V. uliginosum</i> , <i>Ligusticum mutellina</i> , <i>Empetrum nigrum ssp. hermaphroditum</i> , <i>Pinus mugo</i>	<i>Nardus stricta</i> , <i>Soldanella hungarica</i> , <i>Calamagrostis villosa</i>

Закінчення таблиці 3

1	2	3	4
<i>Saussurea alpina</i>	Шпиці, 1800 м, пд. сх., Комин, 1700 м, пн.-зх., Бербенеска, 1980 м, пн. зх.	<i>Festuca versicolor</i> , <i>Pulsatilla alba</i> , <i>Saxifraga paniculata</i> , <i>Veronica baumgartenii</i> , <i>Rhodiola rosea</i> , <i>Ranunculus thora</i> , <i>Carex sempervirens</i>	<i>Calamagrostis villosa</i> , <i>Juncus trifidus</i> . Серед зімкнутого травостою не генерує
<i>Senecio carpathicus</i>	Ребра, 1950 м, пд.-зх., Петрос, 1850 м., пн.	<i>Festuca supina</i> , <i>Carex sempervirens</i> , <i>Sesleria coeruleans</i>	<i>Juncus trifidus</i> , <i>Hieracium alpinum</i> , <i>Campanula alpina</i>

видами менша, що прослідковується на прикладі популяцій *Elisanthe zawadskii*, *Campanula serrata* і *Ptarmica tenuifolia*.

Порівнюючи отримані результати взаємовпливу або асоційованості між видами рослин у ценозах високогір'я Українських Карпат, встановлено вищий ступінь вірності таких стосунків у малих популяцій рідкісних видів. Для великих популяцій широко розповсюджених у високогір'ї видів така виражена постійність взаємозв'язків не характерна, і під час зміни еколого-фітоценотичних умов у різних рослинних угрупованнях напруженість взаємостосунків між видами переважно змінюється [6]. Зважаючи на високу стабільність кореляцій сусідства малих популяцій рідкісних видів з іншими видами, яка зберігається у різних фітоценозах, можна зробити висновок про особливо вагоме значення цих зв'язків для їхньої життєвості й життєздатності.

Аналіз отриманих результатів дає підстави виділити 4 групи видів, котрі відрізняються вразливістю до зміни фітоценотичної ситуації. Кожна група об'єднує у собі переважно види близьких життєвих форм або види зі співставною вегетативною рухливістю. До групи найвразливіших видів належать моно- або неявинополіцентричні вегетативно малорухливі (менше 5 см/рік) короткочоренищні трав'яні багаторічники, сланкі і шпалерні чагарнички (*Elisanthe zawadskii*, *Erigeron alpinus*, *Heracleum carpathicum*, *Leontopodium alpinum*, *Primula halleri*, *Ranunculus thora*, *Rhododendron myrtifolium*, *Dryas octopetala*). Усі ці види водночас стенотопні мало конкурентоздатні, а їхні популяції виявляють найнижчі стійкість і буферність до антропогенного впливу. Найтолерантнішими до фітоценотичних змін є вегетативно високорухливі (10-15 см/рік) довгокоренищні й повзучі трав'яні багаторічники (*Campanula serrata*, *Senecio carpathicus*). У решти видів – коренищних трав'яних багаторічників (*Arnica montana*, *Doronicum clusii*, *Gentiana acaulis*, *Ptarmica tenuifolia*, *Saussurea alpina*) відзначено проміжний тип поведінки під час зміни фітоценотичних умов. Саме у популяціях цих видів у різних екологічних умовах виявлено зміни біоморф між явно- і неявинополіцентричними, коротко- і довгокоренищними і проміжні величини вегетативної рухливості особин. В окрему групу слід виділити щільнодернинні види (представник *Oreochloa disticha*), котрі, формуючи у дорослому стані потужне фітогенне поле, протидіють проникненню особин інших видів і зазнають порівняно меншого впливу сусідів.

Представником проміжного типу поведінки є популяції *Gentiana acaulis*. Нормальний розвиток популяцій за головними індивідуальними і груповими ознаками виявлено лише у нещільно задернованих локусах. Під час формування ву освоєних локусах суцільного задерніння з вираженим зімкнутим ярусом, затіненням і конкуренцією, особини відмирають. Найбільше виражений негативний вплив на

G. acaulis виявлено у *Nardus stricta* L. (табл. 3). Найчіткіший позитивний зв'язок встановлено з *Potentilla aurea* L., *Vaccinium myrtillus*, *Festuca picta* Kit., *Ligusticum mutellina* (L.) Crantz, *Carex sempervirens*, *Anthoxanthum alpinum* A. et D. Love. Однак такі стосунки не завжди однозначні, зокрема позитивний взаємовплив встановлено також з пре- і постгенеративними особинами низької життєвості *Nardus stricta* і *Deschampsia caespitosa*. Усі позитивні стосунки здійснюються за умови розрідженого травостою і невисоких особин видів-сусідів, котрі не дають значного затінення. Під час ущільнення і перекривання фітогенних полів та збільшення вертикальної зімкнутості, зв'язок міняється на негативний.

У *Gentiana acaulis* встановлено високу чутливість до затінення у фенофазах бутонізації і початку цвітіння, котрі припадають на початок-середину червня. Тому літні і пізньолітні види-сусіди, у котрих листки і пагони формуються у липні й серпні, не виступають антагоністами *G. acaulis*. Виявлено, наприклад, що високе затінення (3-5 - кратне) *Calamagrostis villosa* після відцвітання *Gentiana acaulis* не має негативних наслідків. Водночас, у *Duschekia viridis* листки розвиваються синхронно з фазою бутонізації *Gentiana acaulis*, що спричиняє пригнічення і відмирання особин внаслідок порівняно слабкого (1,5-2 - кратного) затінення у фенофазі початку цвітіння. Процес відмирання дорослих особин внаслідок затінення сусідами триває від 1 до 4 (6) років, залежно від їхнього вікового стану і життєвості, а також від величини і режиму затінення. Відмирання середньовікових генеративних особин високої життєвості триває найдовше.

У життєздатності й динаміці малих популяцій особлива роль належить їх власному фітогенному полю, яка полягає переважно у вираженому позитивному впливі дорослих особин на підріст. Розглянемо для прикладу просторову динаміку видів різних життєвих форм – *Doronicum clusii* і *Dryas octopetala*. Стратегія розмноження *D. octopetala* консервативна: малі відстані вегетативного розростання, які становлять 1 - 2 см/рік, низький відсоток проростання насіння, виживання сходів та реалізації підросту генеративного походження у дорослі особини, компактна просторова структура популяції і чітко окреслені її зовнішні контури, які залишаються стабільними протягом багатьох років. Успішне насіннєве розмноження відбувається тільки у внутрішніх просторових локусах з розрідженим проективним вкриттям, але неодмінно з домінуванням фітогенного поля *D. octopetala*. На периферії популяції і поза її контурами насіннєвий підріст не реалізується.

Стратегія розмноження *Doronicum clusii* набагато ефективніша, а межі популяцій і парцел – динамічніші. Заповідні умови сприяють розвитку популяцій виду, площі яких розширюються, відбувається колонізація нових достатньо віддалених локалітетів. Механізм освоєння нових ділянок полягає у наступних взаємопов'язаних і послідовних процесах: 1) поширення насіння на порівняно великі відстані й успішне проростання, виживання і реалізація у дорослі особини, і 2) активне вегетативне розростання і освоєння насіннєвим підростом безпосередньої периферії клонів. Концентрація підросту біля материнських особин часто пояснюється розсіюванням чи розповсюдженням насіння на цілком малі відстані [11]. На нашу думку, вагомішим чинником, принаймні у багатьох рідкісних видів високогір'я Українських Карпат, є дія власного фітогенного поля. Іншими словами, дорослі особини мають позитивний вплив на розвиток підросту свого виду, який розвивається по сусідству. Протягом багаторічних спостережень зовнішні контури популяцій *Dryas octopetala*,

Oreochloa disticha, *Erigeron alpinus*, *Saussurea alpina*, *Ranunculus thora* і *Primula halleri* залишаються стабільними, в той час, як їх внутрішньопопуляційна просторова структура в межах фітогенного поля популяції чи популяційних складових – динамічна. Таким чином, можна стверджувати про особливо важливе значення власного фітогенного поля особин і популяції загалом в існуванні й розвитку малих популяцій рідкісних, переважно стенотопних і малококонкурентних видів, що не є настільки вагомим для великих популяцій євритопних видів. Позитивний вплив дорослих особин на проростки і підріст відзначено для рослин в умовах тундр, пустинь і в лісах [5, 10], однак для лучних зімкнутих і високотравних фітоценозів, навпаки, типовим вважається пригнічення насіннєвого відновлення внаслідок задерніння і (або) затінення дорослими особинами [9].

Особливу роль для кожної популяції відіграє результуючий фактор сукупної дії видів-сусідів – мікрофітоклімат. Це один з головних чинників внутрішньопопуляційного різноманіття малих популяцій за параметрами щільності, просторової і вікової структури, життєвості. Популяція *Dryas octopetala* на г. Піп Іван є прикладом, наскільки вагомий вплив на ці ознаки мають навіть дуже малі зміни у приземному мікрофітокліматі. У популяції можна виділити 3 типи різних парцел:

- високої життєвості (вегетативна рухливість особин – 2,4 см/рік, величина листової пластинки – 2,2 x 1,1 см; висота генеративного пагона – 6,9 см; проективне покриття *D. octopetala* – 90%, у парцелах переважають віргінільні особини (82%), постгенеративних особин не обліковано). Такий тип парцел сформувався на добре задернованих скельних полицях, де *D. octopetala* росте у сусідстві зі всіма переліченими позитивними видами, окрім *Saxifraga paniculata* і негативних сусідів – *Festuca supina*, *Juncus trifidus*. Мікрофітоклімат виражений у ярусі до 5 см висотою;

- середньої життєвості. Тип парцел сформувався на ділянках менше задернованих або із вкриттям *Cetraria islandica*. Тут переважають *Bartsia alpina* L., *Saxifraga paniculata*, значна участь також *Festuca supina* і *Juncus trifidus*. Мікрофітоклімат виражений у ярусі до 1 - 3 см. *Dryas octopetala* вкриває 50% площі;

- низької життєвості (вегетативна рухливість особин – 0,5 см/рік, величина листової пластинки – 0,9 x 0,6 см; висота генеративного пагона – 2,8 см; проективне покриття *D. octopetala* – до 50%, правосторонній спектр з піком на постгенеративних особинах). Тип парцел зумовлений природними або антропогенними чинниками: природно – на незадернованих ділянках ґрунту і на скелях, де розріджено ростуть *Saxifraga paniculata*, *Salix herbacea* L., *Bartsia alpina*, *Festuca supina*, *Rhodococcum vitis-idaea*; і під впливом витоптування, де більшість площі вкривають *Festuca supina* і *Juncus trifidus*.

Структура фітоценозів порушується внаслідок антропогенного впливу у різних його формах – випасання, витоптування, збирання лікарських і декоративних рослин, їхнього викопування для гербаріїв і колекцій чи з метою озеленення. У тих угрупованнях, де росте *Leontopodium alpinum*, такі зміни відбуваються, наприклад, під час збирання рослин для потреб народної медицини – *Rhodiola rosea*, *Ranunculus thora*, *Saxifraga paniculata*, котрі належать до виражено позитивних видів-сусідів. Після їхнього відчуження порушуються зв'язки взаємовпливу та сусідства між видами як складовими фітоценозів. Зниження чисельності і життєвості популяцій одних видів призводить до суттєвих негативних наслідків для інших. Зв'язки сусідства між названими видами виражені настільки чітко, що для них характерна

тісна спряженість не лише життєвості й онтогенезу особин-сусідів, але часто і синхронне їх відмирання [8].

Висновки

Встановлено прямиий або опосередкований вплив видів-сусідів на популяції рідкісних рослин високогір'я Українських Карпат за багатьма ознаками: просторовою і віковою структурою, життєвістю, розвитком підросту, вегетативною рухливістю, тривалістю фаз і варіабельністю онтогенезу тощо.

Для видів рослин з характерним існуванням у вигляді переважно малих популяцій встановлено високу вірність тісного сусідства з одним – двома, а то й декількома іншими видами, з якими вони мають значно виражені позитивні кореляції спряженої частоти трапляння у більшості, а часом і у всіх місцезростаннях.

Наявність, чисельність і популяційна структура видів рослин, котрі є вірними сусідами для рідкісних видів, у значній мірі створюють їм передумови для колонізації і визначають потенційний діапазон чисельності (щільності, життєвості) їхніх популяцій. Тому рідкісні види в більшій мірі “залежать” від своїх видів-партнерів, а в результаті є вразливішими до змін фітоценотичної ситуації, порівняно з широко розповсюдженими видами, у яких стосунки щодо сусідства не такі тісні. Окрім того, популяціям рідкісних видів властивий переважно експлерентний і патієнтний тип стратегії, і тому вони підлягають вираженому негативному впливу з боку видів-конкурентів, що ще більше звужує їхню нішу.

В усіх 16 досліджених рідкісних видів високогір'я Українських Карпат стосунки з іншими видами-сусідами є видоспецифічними. Для кожного з них є характерним своєрідний набір позитивних сусідів з різним їхнім пріоритетом. У більших популяціях і у флористично багатіших угрупованнях діапазон сусідств одного і того ж виду ширший, що відзначено для всіх досліджених видів.

Під час заходів з репатріації популяцій, підтримання або відновлення їхньої життєздатності необхідно враховувати наявність і розташування позитивних видів-сусідів у ценозі. Наприклад, підсівати насіння *Arnica montana* доцільно у парцелах з *Nardus stricta*, *Heracleum carpathicum* – поряд з *Deschampsia caespitosa*, *Ranunculus thora* – з *Carex sempervirens* тощо.

Загалом, роль взаємовпливу чи асоційованості між рослинами у структурі й життєздатності популяцій рідкісних видів високогір'я Українських Карпат вагоміша у малих популяцій, порівняно з популяціями великими.

1. Динамика ценопопуляцій растений. – М.: Наука, 1985. – 207 с.
2. Дідух Я.П. Популяційна екологія. – К.: Фітосоціоцентр, 1998. – 192 с.
3. Дідух Я.П., Царенко П.М. Флора України: стан і заходи її збереження // Збереження і невиснажливе використання біорізноманіття України: стан та перспективи / За ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонко.– К.: Хімджест, 2003. – С. 24-37.
4. Елумеев Т.Г., Аксенова А.А., Онипченко В.Г. Изучение конкуренции в высокогорных фитоценозах: эксперименты с удалением групп видов на альпийских лишайниковых пустошах Тебердинского заповедника // Бюл. Моск. о-ва испытат. природы. Отд. биол. – 2003. – Т. 108. Вып. 2. – С. 55-59.
5. Злобин Ю.А. Мутуализм и коменсализм у растений // Бюл. Моск. о-ва испытат. природы. Отд. биол. – 1994. – Т. 99. Вып. 1. – С. 57-63.

6. Кияк В.Г. Метод визначення взаємовпливу та асоційованості між видами // Укр. ботан. журн. – 1993. – **50**, № 1. – С. 37-40.
7. Кияк В.Г. Структура ценопопуляцій растений в альпийских сообществах Карпат: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Днепропетровск, 1989. – 16 с.
8. Кияк В.Г. Структура і динаміка популяцій *Leontopodium alpinum* Cass. в Українських Карпатах. Загроза зникнення // Зб. наук.-техн. праць. – Львів: УкрДЛТУ, 1999. – Вип. 9.9. – С. 194-201.
9. Куркин К.А. Взаимоотношения растений в луговых фитоценозах: особенности, типы, механизмы // Экология. – 1998. – № 6. – С. 419-423.
10. Работнов Т.А. Взаимоотношения между растениями в фитоценозах // Бюл. Моск. о-ва испытат. природы. Отд. биол. – 1992. – Т. 97. Вып. 2. – С. 104-110.
11. Царик Й., Жилияев Г., Кияк В., Кобів Ю., Данилик І., Дмитрах Р., Сичак Н., Білонога В., Нестерук Ю. Внутрішньопопуляційна різноманітність рідкісних, ендемічних і реліктових видів рослин Українських Карпат. – Львів: Поллі, 2004. – 198 с.
12. Begon M. Populationsoekologie. – Heidelberg, Berlin, Oxford: Spektrum, Akad. Verl., 1997. – 367 s.
13. Falińska K. Przewodnik do badań biologii populacji roślin. – Warszawa: Wyd-wo Naukowe PWN. – 2002. – 579 s.
14. Hachmoeller B., Boehnert W., Schmidt P. Vegetationsentwicklung von Bergwiesen-Regenerationsflaechen am Geisberg im Oesterzgebirge – Bewertung mit Hilfe vegetationskundlicher Dauerbeobachtungsflaechen// Hercynia N.F. – 2003. – 36. – S. 171-195.
15. Kahmen S., Poschlod P. Untersuchungen zu Schutzmoeglichkeiten von Arnika (*Arnica montana* L.) durch Pflegemassnahmen // Jahrbuch Naturschutz in Hessen, 1998. – S. 225-232.
16. Maurer K., Durka W., Stoeklin J. Frequency of plant species in remnants of calcareous grassland and their dispersal and persistence characteristics // Basic Appl. Ecol. – 2003. – 4. – S. 307-316.
17. Wettberg E.J., Weiner J. Effects of distance to crop rows and to conspecific neighbours on the size of *Brassica napus* and *Veronica persica* weeds // Basic Appl. Ecol. – 2004. – 5. – S. 35-41.
18. Zieverink M., Hachmoeller B. Populationsoekologische Untersuchungen an ausgewaelten Zielarten des Gruenlandes im Oesterzgebirge als Grundlage fuer Schutzmassnahmen // Hercynia N.F. – 2003. – 36. – S. 75-89.

Інститут екології Карпат НАН України, м. Львів,
e-mail: vlodkokyjak@rambler.ru

УДК 581.9 : 477.8

Ю.Й. Кобів

**ПРИДЖЕРЕЛЬНІ ОСЕЛИЩА КАЛЬЦЕФІЛЬНИХ ВИДІВ РОСЛИН
У ЧОРНОГОРІ (УКРАЇНСЬКІ КАРПАТИ) ЯК РІДКІСНІ ОСЕРЕДКИ
БІОРИЗНОМАНІТТЯ**

Кобив Ю.И. Природниковые местообитания кальцефильных видов растений в Черногоре (Украинские Карпаты) как редкие средоточения биоразнообразия // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вип. 23. – С. 43-54.

Описаны экологические условия и видовой состав обогащенных кальцием местообитаний, находящихся возле истоков ручьев. Такие участки, заметно отличающиеся от своего окружения, можно рассматривать как “островные местообитания”. Они содержат популяции некоторых редких и исчезающих кальцефильных видов, нуждающихся в охране. Приведена карта этих местообитаний.

Kobiv, Y. Spring localities of calciphilous plant species in the Chornohora Mountains (Ukrainian Carpathians) as rare sites of biodiversity // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 43-54.

Ecological conditions and floristic composition of the spring calciferous localities in the Chornohora Mountains are described. Such sites markedly differ from their surrounding and can be treated as “habitat islands”. They harbour isolated populations of some rare and endangered calciphilous species, which need conservation. A locator map of these sites is presented.

Чорногора, як і всі Українські Карпати, майже цілковито утворена геологічними породами пісковикового флішу [1]. Тому флора цього гірського масиву досить одноманітна і в ній переважають ацидофільні рослини. Натомість, нечасті вкраплення кальциту істотно урізноманітнюють флору Чорногори. Йдеться навіть не про вапняки, відсутні у цій частині Карпат, а лише про кальцитові домішки, які зменшують кислотність субстрату. Це уможливило наявність низки базофільних видів, що становлять інтерес з природоохоронної точки зору. Значна частина таких видів внесена до “Червоної книги України” [9]. Найвідомішими осередками рідкісних кальцефільних рослин у Чорногорі є скельні відслонення в районах гір Петрос, Говерла, Данцер, Туркул, Шпиці, Гутин-Томнатек, Бребенескул, Піп Іван, де трапляються такі zagrożені таксони – *Leontopodium alpinum* Cass., *Dryas octopetala* L., *Achillea oxyloba* (DC.) Schultz Bip. subsp. *schurii* (Schultz Bip.) Heimerl., *Hedysarum hedysaroides* (L.) Schinz & Thell., *Saussurea alpina* L., *Primula halleri* J.F. Gmelin. Іншим типом базофільних біотопів є болотяні ділянки, розташовані на кальценосному субстраті, де трапляється, наприклад, *Saussurea porcii* Degen, *Swertia perennis* L. subsp. *alpestris* (Baumg. ex Fuss) Domin, *Carex buxbaumii* Wahlenb. Згадані оселища та види, що їх заселяють, вже тривалий час привертають увагу дослідників і відносно добре представлені в гербарних матеріалах і висвітлені у літературі [10, 29]. Такі ділянки приурочені здебільшого до високогір'я.

Однак існує ще й інший тип збагачених кальцієм оселищ, яким донедавна не приділялося належної уваги. Йдеться про приструмкові біотопи, що охоплюють витоки кальценосних потоків і прилеглу територію. Їх нелегко помітити, а тому розташування більшості з них тривалий час залишалося невідомим. Щоправда, деякі

вказівки на існування таких оселищ вже траплялися в давніших публікаціях [25, 28], однак їх особливості і розташування не були висвітлені належним чином. Цю прогалину було дещо заповнено у наших попередніх роботах [3-5, 22, 23].

Матеріал і методика досліджень

Подальший виклад базується на результатах досліджень, проведених у 1996-2003 рр. у Чорногорі. Обстежено витoki потоків, що мало на меті виявити оселища і оцінити стан популяції рідкісних і загрожених кальцефільних рослин. Проводили так званий „меандровий пошук” [18], причому найбільшу увагу приділяли місцям з відповідною геологічною будовою. Особливо результативним виявилось розпитування місцевого населення, яке називає такі кальценосні ділянки „вапняними потоками”. Як наслідок, вдалося зробити низку нових флористичних знахідок, а більшість позначених на карті оселищ (рис. 1) дотепер залишалися невідомими.

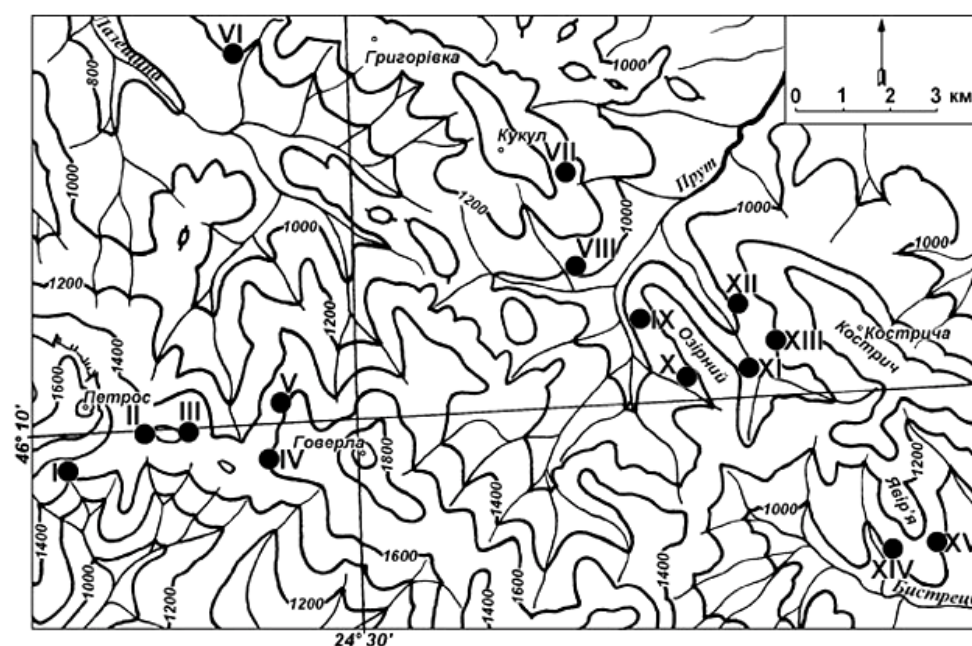


Рис. 1. Розташування приджерельних оселищ кальцефільних видів у Чорногорі.

Умовні позначення: ● – досліджені оселища; I, II ... XV – їхні номери.

Рясність видів оцінено у балах за шкалою Й. Браун-Бланке [14], стосовно оселища в цілому (табл.). Кальцефільність видів визначали на основі спостережень за їх траплянням у різних умовах, за літературними даними щодо екологічних потреб [17, 30], а також на підставі аналізу кислотності ґрунту.

Номенклатура рослин подається згідно з відповідними сучасними зведеннями [2, 7, 27].

Результати досліджень

Типове приджерельне оселище складається з двох зон – ядрової і периферійної (рис. 2), що відрізняються за природними умовами і видовим складом. **Ядрова зона** охоплює одне або декілька сусідніх джерел, а також мережу малих потічків, розташованих поміж розсипищами гравію біля витоків струмка та дещо нижче за його течією. Така зона часто утворює смугу шириною у 2-10 м, що має до 100 м у довжину. Це дуже волога, безліса, а отже незатінена ділянка, що зумовлює наявність гігро- і геліофільних видів. Рослинне покриття становить 25-70 %. Шар ґрунту тут дуже тонкий через інтенсивне промивання водою. Гравій подекуди вкритий моховими куртинами. Найпоширенішими видами мохів є *Cratoneuron commutatum* (Hedw.) G. Roth, *C. filicinum* (Hedw.) Spruce, *C. decipiens* (De Not) Loeske, *Brachythecium rutabulum* (Hedw.) B., S. & G., *Rhizomnium punctatum* (Hedw.) T. Kop. (табл.).

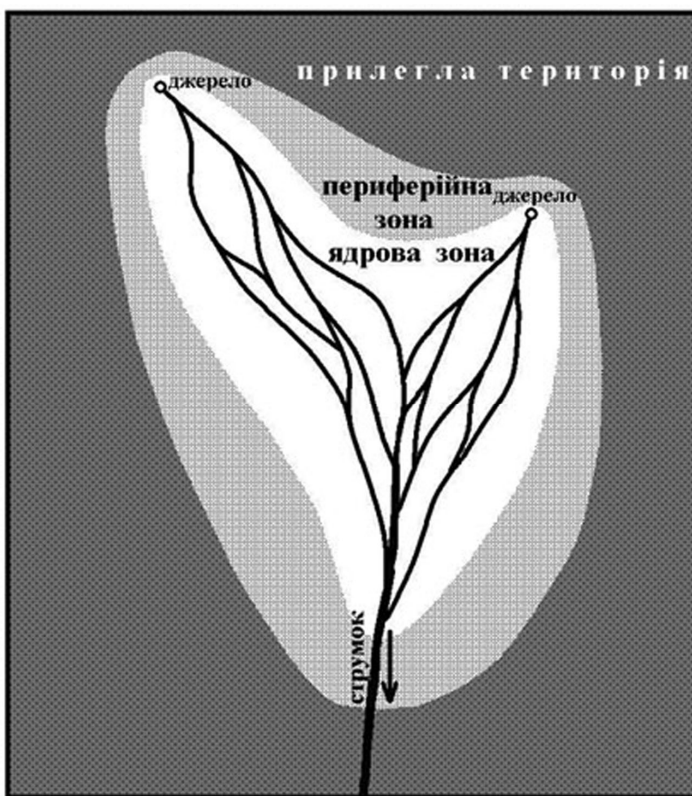


Рис. 2. Просторова схема приджерельних оселищ кальцефільних видів.

Біля витоків струмка не формується виразне русло, оскільки потік води є дуже розгалуженим і часто змінює свій шлях. Внаслідок розмивання прилеглих ділянок

оголюється ґрунт і гравій. Тому в межах оселища періодично виникають невеликі локуси, позбавлені рослинності, що потім заростають мохом. Так забезпечується просторова неоднорідність оселищ і самопідтримання низки популяцій. Мохові куртини надають найсприятливіші умови для розвитку і приживлення проростків деяких кальцефільних судинних рослин, зокрема *Cortusa matthioli* L. subsp. *sibirica* (Andrz.) E. I. Nyárády, *Ligularia sibirica* (L.) Cass., *Swertia perennis* L. subsp. *alpestris* (Baumg. ex Fuss) Simonk., *Pinguicula vulgaris* L. і *Phyteuma orbiculare* L. Такі придатні мікролокуси відіграють важливу роль у самопідтриманні популяцій згаданих видів [6, 11, 13] і служать свого роду “шкілками” (nurseries), де щільність цих видів досягає 50 іматурних особин на площі у 0,025 м². Згодом, після деякого природного прорідження тут утворюються щільні одновікові когорти дорослих особин. Таким чином, внутрішньовидова конкуренція не є лімітуючим фактором у формуванні просторової структури популяцій згаданих гігрофільних видів, у життєздатності яких важливу роль відіграють режим зволоження і підвищений вміст кальцію [6,13].

Типові для ядрової зони мохові ділянки належать до союзу *Cratoneurion commutati* (клас *Montio-Cardaminetalia*). Нерідко тут трапляються *Heliosperma quadridentatum* (Murray) Schinz & Thell. і *Swertia perennis* subsp. *alpestris*. За участю *Doronicum carpaticum* (Griseb. & Schenk) Nyman формується ендемічна для Східних Карпат асоціація *Doronico-Cratoneuretum commutati* [8].

Прикметно, що в усіх обстежених оселищах материнські кальцитові породи фактично не виходять на поверхню, а розсипища каміння утворені пісковиковим гравієм. Він вкритий білим шаром травертину – крихкого крупкуватого кальцитового мінералу, який утворюється внаслідок вторинного осадження CaCO₃, що вимивається із глибини материнської породи зі значною участю кальциту. Травертин найінтенсивніше формується на відносно невеликій висоті (до 1200 м н.р.м.). Це зумовлено нижчим вмістом гумусу, а також вищою температурою повітря і ґрунту, що сприяє осаджуванню CaCO₃. Потужність травертинового шару залежить від інтенсивності процесів вимивання і осаджування в конкретному оселищі. Вона буває дуже різною і разом з підкладовим мергелевим шаром може досягати 70 см. Через високий вміст кальциту значення рН(H₂O) у ядровій зоні зазвичай є основним і коливається в межах 7,1-8,0 одиниць.

Довкола ядра оселища, а також дещо нижче за течією струмка, можна виділити **периферійну зону**, що є перехідною до навколишньої території (рис. 2), але виразно відрізняється від неї рослинністю і участю деяких флористичних компонентів. На вологих ділянках тут найчастіше трапляються *Caltha laeta* Schott, Nyman & Kotschy, *Equisetum sylvaticum* L., *Carex flava* L., *Chaerophyllum hirsutum* L., *Cardamine pratensis* L., *Petasites albus* (L.) P. Gaertner, *Deschampsia cespitosa* (L.) P. Beauv., *Parnassia palustris* L., *Cirsium oleraceum* (L.) Scop., *Viola biflora* L., *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim. і *Valeriana tripteris* L. На сухіших ділянках, розташованих на травертинових покладах, що утворилися на місці колишнього русла потоку, формується більш мезофільна рослинність за участю *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, *Festuca carpatica* F. Dietr., *Melica nutans* L., *Carex umbrosa* Host, *Cirsium erisithales* (Jacq.) Scop. і *Sesleria heuflerana* Schur. Залежно від зволоження, освітлення і висоти над

рівнем моря тут представлено різні асоціації, що здебільшого належать до союзів *Molinion caeruleae*, *Magnocaricion*, *Adenostylin alliariae*, *Calamagrostion*, *Fagion sylvaticae* і підсоюзу *Vaccinio-Piceenion*. Нечисленні особини деяких кальцефільних видів (наприклад, *Cortusa matthioli*) можуть подекуди траплятися у прилеглих лісових угрупованнях, але їх життєвість тут дуже пригнічена. Вони поширилися завдяки занесенню насіння із ядрової зони.

Можна виділити дві групи чорногірських приджерельних оселищ кальцефільних видів відповідно до їх висотного розташування: 1) високогірні, що розміщені біля верхньої межі лісу на висоті понад 1450 м (оселища I-V); 2) середньогірні, що приурочені до нижчого гіпсометричного рівня (оселища VI-XV). Кожній з цих груп властиві певні особливості флористичного складу. Наприклад, *Swertia perennis*, *Pinguicula vulgaris* і *Carex buxbaumii* трапляються здебільшого біля верхньої межі лісу, натомість *Cortusa matthioli*, *Carex flacca* Schreb. і *Carex umbrosa* – значно нижче. Високогірні оселища приурочені до головного Чорногірського хребта у районі вершин Петрос-Говерла, середньогірна ж група трапляється на схилах невисоких гірських масивів Григорівка-Кукул, Озірний, Кострич, Явір'я, що пролягають майже паралельно до головного хребта (рис. 1).

З іншого боку, вищезгадані оселища виявляють певні риси азональності. Підвищений вміст кальцію зумовлює наявність деяких видів поза межами звичайного для них висотного діапазону. Це стосується, наприклад, *Doronicum carpaticum*, *Heliosperma quadridentatum* і *Festuca carpatica*, що здебільшого поширені у субальпійському поясі, хоча в оселищах VIII-IX і XII-XIV вони трапляються на висоті лише близько 950-1100 м. Натомість, інші види освоїли нетипово значні для них висоти, як-от *Pinguicula vulgaris* – 1500-1550 м (в оселищах I, III і V), *Carex umbrosa* – 1000-1075 м (в оселищах VIII, IX, XII), *Sesleria heuflerana* – 1030 м (в оселищі VIII), *Juncus inflexus* L. – 1060 м (в оселищі XII).

Таким чином, приджерельні оселища кальцефільних видів є цінними осередками біорізноманіття, що містять низку рідкісних і загрожених видів рослин. Тут трапляються такі таксони, що внесені до „Червоної книги України” [9]: *Swertia perennis* subsp. *alpestris* (= *S. alpestris* Baumg. ex Fuss), *Pinguicula vulgaris*, *Carex buxbaumii* Wahlenb., *C. umbrosa* і *Ligularia sibirica* (= *L. bucovinensis* Nakai). До того ж, *Ligularia sibirica* охороняється у загальноєвропейському масштабі. Цей вид внесено до списку таксонів, охоплених суворою охороною в Європі, згідно з Бернською конвенцією [15]. Окремою директивою Ради Європи [16] його оселищам надано охоронний статус. Чорногірська популяція *L. sibirica*, що має високу життєздатність, налічує близько 1,5 тис. генеративних особин. Ця популяція, що розташована в урочищі Тисоватий (оселище VI), становить значну природоохоронну цінність, бо є єдиною відомою на Закарпатті і, можливо, найчисленнішою в Україні [6, 23]. Крім згаданих загрожених видів, що заслуговують на особливу увагу, у збагачених кальцієм приджерельних оселищах трапляються й інші рослини, що є рідкісними чи нетривіальними для України або принаймні для Східних Карпат. Це, наприклад, *Sesleria heuflerana*, *Cortusa matthioli*, *Festuca carpatica*, *Phyteuma orbiculare*, *Carex flacca*, *Cirsium erisithales*. Більшість з них є виразно

кальцефільними, хоча деякі – як-от *Pinguicula vulgaris*, *Cirsium erisithales* і *Carex umbrosa* є менш стенотопними – але в Карпатах приурочені здебільшого до окремих збагачених кальцієм оселищ.

Звісно, особливості чорногірських приструмкових оселищ, про які йдеться, спричинені підвищеним вмістом кальцію у ґрунті. Такі умови є рідкісними в Українських Карпатах, а оселища, придатні для кальцефільних видів на загал розташовані на значній відстані одне від одного. Це дозволяє трактувати сукупності їх популяцій як ізольовані, що заселяють так звані “оселищні острови” [20, 24], або ж “середовищні острови” [12, 19], тобто ділянки з дуже специфічними умовами, різко відмінними від їхнього оточення, що у даному регіоні представлене майже однорідним пісковиковим флішем. Таким чином, популяції кальцефільних видів приурочені до вкрай рідкісних придатних для них біотопів, що раніше, ймовірно, відігравали роль естафетних осередків (stepping stones) при їх колишньому розселенні. Значна віддаленість більшості кальценосних оселищ та орографічні особливості регіону дозволяють припускати, що ймовірність розселення цих видів у наш час є дуже низькою. Їх популяції ізольовані, а деяка ймовірність генного обміну може існувати лише між найближчими осередками (наприклад, оселищами II-V, XI-XIII чи XIV-XV). Популяції рослин, що колись мігрували з Сибіру (*Ligularia sibirica* та *Cortusa matthioli*), очевидно збереглися з раннього голоцену. У той час вони були поширенішими у цій частині Європи, що дозволило їм заселити згадані біотопи. Прикметно, що власне кажучи кожне досліджене оселище є досить своєрідним за своїм флористичним складом (табл.) і не містить повного набору кальцефільних видів, які могли б тут існувати. Це свідчить про наявність бар’єрів у їхньому розселенні, зумовлених насамперед значною просторовою ізоляцією, а також розмежованістю гірськими хребтами.

Деякі з вищезгаданих кальцефільних видів трапляються також на карбонатних болотах (*Pinguicula vulgaris*, *Swertia perennis*, *Crepis paludosa*, *Carex buxbaumii*, *C. paniculata*) або ж у мезофітних оселищах (*Phyteuma orbiculare*, *Cirsium erisithales*) на інших ділянках у Чорногорі, натомість *Cortusa matthioli* subsp. *sibirica* і *Ligularia sibirica* приурочені лише до досліджених приджерельних ділянок.

Як видно з таблиці, описані оселища істотно різняться за кількістю кальцефільних видів судинних рослин. Вона коливається від одного (в оселищах II, IV, VII, X, XI, XV) до десяти (в оселищі VIII у Бабиній Ямі) і залежить від розташування конкретного біотопу. Звісно, найменше таких видів трапляється в оселищах з малою площею, що цілковито відповідає теорії острівної біогеографії [26]. Кількість і рясність кальцефільних рослин пов’язані також з інтенсивністю осадження кальцію, однак цей показник важко піддається чисельній оцінці. Найпотужніші травертинові поклади наявні в оселищах VIII і IX.

В оселищі VIII (ур. Бабина Яма) спостерігається поступове вимирання популяції *Sesleria heuflerana*. Цей вид є досить рідкісним у Карпатах, а в Чорногорі відомий лише з даного біотопу. Згідно з геоботанічним описом, зробленим у 1930-х роках Г.В. Козієм [25], тоді вид домінував в угрупованні, натомість зараз він представлений тут лише окремими дернинами з близько двадцятьма генеративними особинами.

Найбільші і найцінніші з точки зору їх біорізноманіття ділянки, зокрема оселища I, VI, VIII, IX та XII, становлять значний природоохоронний інтерес. Хоча майже всі вони, окрім оселища VI (в урочищі Тисоватий), розташовані на території Карпатського національного природного парку і Карпатського біосферного заповідника, однак не входять у зону заповідання, тобто антропогенна діяльність в цих місцях реально не обмежується. Оселища, що розташовані в лісовому поясі вздовж струмків, утворюють смуги, які є дуже зручними для трелювання зрубаного лісу донизу. У 2004 р. нам вдалося припинити таку діяльність в оселищі VIII (в ур. Бабина Яма). Звісно, ці методи господарювання є руйнівними і можуть істотно підірвати життєздатність популяцій рідкісних і загрожених видів. Взагалі, практично в усіх досліджених середлісових оселищах збереглися сліди колишньої інтенсивної лісозаготівлі. Наприклад, оселище IX (ур. Озірний) містить залишки довгих риз, призначених для спускання по них колод, що є свідченням важкої деградації цієї ділянки у минулому. Можливо, власне тому деякі кальцефільні види відсутні у цьому великому біотопі.

Висновки

Збагачені кальцієм чорногірські приджерельні біотопи становлять значний природоохоронний інтерес, оскільки вони є оселищами низки рідкісних і загрожених кальцефільних видів рослин, внесених до “Червоної книги України” [9]. Особливості таких ділянок, що займають незначну площу, зумовлені підвищеним вмістом кальцію у ґрунті, що є нетиповим для Чорногори та Українських Карпат загалом і уможливує існування нетривіальних видів. Приджерельні біотопи, розташовані на осаджених покладах травертину, визнано загрозеним типом оселищ, що потребують збереження у загальноєвропейському масштабі [21]. Пріоритетної уваги заслуговує оселище *Ligularia sibirica*, необхідність збереження якого обумовлена міжнародними документами [15-16]. Тому важливо забезпечити охорону цих рідкісних осередків біорізноманіття у Чорногорі від можливої деструктивної антропогенної діяльності. Це потрібно враховувати при управлінні природоохоронними територіями і плануванні господарювання у регіоні.

Подяка.

Автор висловлює глибоку подяку проф. Б. Земанеку (Ягеллонський університет, Краків) за цінні поради щодо біогеографічного трактування отриманих результатів, а також старшому науковому співробітнику І.С. Данилківу (Інститут екології Карпат НАН України, Львів) за визначення мохів із досліджених оселищ.

1. Габинет М.П., Кульчицкий Я.О., Матковский О.И. Геология и полезные ископаемые Украинских Карпат. – Ч. 1. – Львов: Изд-во “Вища школа” при Львов. гос. ун-те, 1976. – 200 с.
2. Зведений список мохів України. – Львів: Укр. ботан. т-во, 1995. – 35 с.

3. Кобів Ю.Й. Популяційно-онтогенетичні показники і перспективи охорони *Cortusa matthioli* L. (Primulaceae) у Чорногорі // Наук. вісн. УкрДЛІТУ. – Львів, 1999. – Вип. 9. – С. 230-239.
4. Кобів Ю.Й. Приструмкові оселища рідкісних кальцефільних видів рослин у лісовому поясі Чорногори // Національні природні парки: проблеми становлення і розвитку (Матеріали міжнар. наук.-практ. конф.). – Яремче, 2000. – С. 142-145.
5. Кобів Ю. Популяції видів *Cortusa matthioli* L., *Pedicularis oederi* Vahl і *Swertia perennis* L. subsp. *alpestris* (Baumg. ex Fuss) Simk. // Внутрішньопопуляційна різноманітність рідкісних, ендемічних і реліктових видів рослин Українських Карпат. – Львів: Поллі, 2004. – С. 78-87.
6. Кобів Ю. Популяції видів *Sempervivum montanum* L. і *Ligularia sibirica* (L.) Cass. // Там само. – С. 149-151.
7. Кобів Ю. Словник українських наукових і народних назв судинних рослин. – К.: Наук. думка, 2004. – 800 с.
8. Малиновський К.А., Крічфалушій В.В. Рослинні угруповання високогір'я Українських Карпат. – Ужгород, 2002. – 244 с.
9. Червона книга України. Рослинний світ / Під ред. Ю.Р. Шеляга-Сосонка. – К.: УЕ, 1996. – 608 с.
10. Чопик В.І. Високогірна флора Українських Карпат. – К.: Наук. думка, 1976. – 268 с.
11. Aguilera M.O., Lauenroth W.K. Influence of gap disturbances and type of microsites on seedling establishment in *Bouteloua gracilis* // Journal of Ecology. – 1995. – 83. – P. 87-97.
12. Banaszak J. Wyspy śródowskowe: bioróżnorodność i próby typologii. – Bydgoszcz: Wyd. Akad. Bydgoskiej, 2002. – 165 s.
13. Bonis A., Grubb P.J., Coomes D.A. Requirements of gap-demanding species in chalk grassland: reduction of root competition versus nutrient-enrichment by animals // Journal of Ecology. – 1997. – 85. – P. 625-633.
14. Braun-Blanquet J. Pflanzensoziologie. – Aufl. 2. – Wien: Springer-Verlag, 1951. – 581 s.
15. Convention on conservation of European wildlife and natural habitats. Appendix 1 of May 1999: Strictly protected flora species. – Bern, 1999. – 18 p.
16. Council Directive 92/43/EEC of May 1992 on the conservation of natural habitats and wildfauna and flora. Annex II (b). Plants. – Strasbourg, 1992. – P. 32-50.
17. Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. Zeigwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 2 Aufl. // Scripta Geobotanica. – Göttingen: Erich Goltze KG, 1992. – Vol. 18. – S. 1-258.
18. Given D. R. Principles and practice of plant conservation. – London-Glasgow-Weinheim: Chapman & Hall, 1994. – 292 p.
19. Głowaciński Z. Teoria biogeografii wysp, jej założenia i zastosowanie w ochronie przyrody // Roczniki Bieszczadzkie. – T. 12. – 2004. – S. 199-212.
20. Gorman M.L. Island ecology. – Chapman & Hall, London: Chapman & Hall, 1979. – 105 p.
21. Interpretation manual of European Union Habitats. – Strasbourg: European Commission, 2003. – 127 p.
22. Kobiv Y. *Cortusa matthioli* L. (Primulaceae) in the Chornohora Mts (Ukrainian Carpathians): distribution, ecology, taxonomy and conservation // Fragm. Flor. et Geobot. – 1999. – XLV(2). – P. 355-574.
23. Kobiv Y. *Ligularia sibirica* (L.) Cass. (Asteraceae) in the Chornohora Mountains (Ukrainian Carpathians): population-ontogenetic parameters, morphology, taxonomy and conservation // Ukr. Botan. Journ. – 2005. – 62, №3. – P. 383-395.

24. Kornaś J., Medwecka- Kornaś A. Geografia roślin. – Warszawa: Wyd. Naukowe PWN, 2002. – 569 s.
25. Kozij G. Stratygrafia i typy florystyczne torfowisk Karpat Pokuckich // Pamięt. Państ. Inst. Gospod. Wiejsk. w Puławach. – 1934. – **15**(1). – S. 160-226.
26. MacArthur R.H., Wilson E.O. The theory of island biogeography. – Princeton, New Jersey: Princeton Univ. Press, 1967. – 2004 p.
27. Tassenkevich L. Flora of the Carpathians. Checklist of the native vascular plant species. – L'viv: State Museum of Natural History of NAS of Ukraine, 1998. – 610 p.
28. Wilczyński T. Zapiski florystyczne z Karpat Pokuckich // Rozpr. i wiadom. z Muzeum im. Dzieduszyckich. – 1924. – **9**. – S. 138–139.
29. Zapałowicz H. Roślinna szata gór Pokucko-Marmaroskich // Spraw. Kom. Fizyogr. Akad. Umiejęt. – Kraków: 1889. – **24**. – 390 p.
30. Zarzycki K., Trzcinańska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. – Kraków: W. Szafer Institute of Botany, Polish Acad. Sci., 2002. – 183 p.

Інститут екології Карпат НАН України, Львів,
e-mail: yukobiv@gmail.com

УДК 574.4

М.П. Козловський

ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ ГРУНТОВИХ НЕМАТОД У ПОХІДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ І ШЛЯХИ ФОРМУВАННЯ В НИХ НЕФІТОПАТОГЕННИХ КОМПЛЕКСІВ

Козловський Н.П. Сохранение биоразнообразия почвенных нематод в производных экосистемах и пути формирования в них нефитопатогенных комплексов // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 55-64.

Рассмотрены пути сохранения биоразнообразия почвенных нематод в производных лесных экосистемах. Обращено внимание на возможность использования биоиндикационных свойств нематодных сообществ для оценки санитарного состояния леса. Обсуждаются возможности использования естественных врагов нематод для повышения устойчивости лесов и снижения влияния фитогельминтов на культурные растения.

Kozlovsky, M. Preserving of soil nematods biodiversity in secondary ecosystems and the ways of forming there non-phytopatogenous complexes // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 55-64.

The ways of soil nematods biodiversity within secondary forest ecosystems were enlightened. The attention is directed to probability for using the bioindication peculiarities of the Nematoda communities for estimation of the sanitary status of the forest. There are discussed the means for using the natural antagonistic organisms of Nematoda in the aim to rising the stability of wood cultures and decreasing impact of the phytohelmintha on agrocultures.

Розглядаючи питання про біорізноманіття фітонематод і його значення у формуванні нефітопатогенних комплексів у похідних екосистемах потрібно виділити декілька аспектів. Насамперед, це збереження природного біорізноманіття фітонематод у первинних екосистемах (окремих рас, які сформувалися в певних умовах існування, популяцій окремих видів, угруповань нематод чи точніше їхніх первинних комплексів) як еволюційно сформованих угруповань, що обговорювалося у наших попередніх публікаціях [15, 16]. Інший аспект – це формування біорізноманіття фітонематод у похідних екосистемах таким чином, щоб створити найбільш сприятливі умови розвитку вільноживучим і найменш сприятливі рослинні формам, тобто забезпечити збереження функціональної стійкості екосистем [8]. Для того, щоб стало можливим виконання таких заходів, необхідно знати основні причини формування тих чи інших нематодних угруповань у похідних екосистемах як під впливом екстенсивних змін рослинності, так і внаслідок інтенсивного ведення лісового та сільського господарств. Це, в свою чергу, передбачає диференціацію підходів при вивченні формування нематодних угруповань у багаторічних (наприклад, лісових насадженнях) і короткотривалих екосистемах (агроценози, розсадники, тепличні господарства тощо). При цьому виходимо з того, що у всіх похідних біогеоценозах сучасні фітонематодні угруповання сформувалися з первинних нематодних комплексів внаслідок прямої чи опосередкованої господарської діяльності [15].

Літературні дані щодо взаємозв'язку між різноманіттям біотичних угруповань та їхньою стійкістю мають не завжди подібний, а іноді і суперечливий характер [8].

Більшість науковців дотримується думки, що стійкість екосистем підвищується із збільшення їх складності та різноманітності. Основним принципом тут є ефективність використання енергії угрупованням живих організмів в екосистемі, причому загальноприйнятим є твердження, що використання енергії тим ефективніше, чим складніші ланцюги живлення [8, 21, 23, 24]. Підвищення стійкості біосистем за умови збільшення їхнього різноманіття була показана на багатьох конкретних прикладах і на різних групах організмів [8, 10].

Разом із цим, слід зауважити, що амфіценозні екосистеми, незважаючи на збільшення в них видового різноманіття, порівняно з первинними екосистемами конкретних територій, не належать до екосистем із найбільш ефективним використанням енергії. Зокрема, ґрунтові нематодні угруповання у таких екосистемах завжди характеризуються збільшенням видового різноманіття та заселеності ґрунту рослиноїдними видами. За даними Д.Г. Ємшанова [9], на межі двох типів екосистем відбувається трансформація всіх компонентів біогеоценозу, змінюється матеріально-енергетичний обмін між ними. Амфіценозні екосистеми є добрим об'єктом для з'ясування ролі різноманіття біотичних угруповань у стійкості екосистем, проте це питання вимагає комплексних екосистемологічних досліджень на основі моніторингових спостережень [1, 2, 3, 26]. Завдяки малій міграційній здатності нематод, їхні угруповання можуть бути використані як індикатор функціональних змін в межах амфіценозних та сусідніх екосистем, що дозволить отримати більш детальні характеристики їхнього функціонування та перспектив розвитку.

Зважаючи на складність і різноманітність структурно-функціональної організації природних екосистем, порівняльний аналіз біорізноманіття угруповань ґрунтових нематод у стійких і нестійких екосистемах проводили в межах окремих типів біогеоценозних екосистем, як „сукупності біогеоценозів однорідних за походженням, просторовою та функціональною структурою, за екологічними умовами (кліматичними, ґрунтово-гідрологічними й біотичними), за взаємовідношеннями між живими компонентами та між ними й абіотичним середовищем” [5]. Проводячи цю роботу ми виходили з того, що будь-який організм може існувати в природі лише за умови його перебування у складі певної екосистеми, займаючи в ній певну екологічну нішу, завойовану в боротьбі за існування, виконуючи роботу з трансформації речовин та енергії й знаходячись у тісних функціональних зв'язках з іншими компонентами цієї екосистеми. Сам процес наукового пізнання формування нематодних угруповань, а тим більше існування певних популяцій окремих видів нематод на даний час далеко не завершений. Знання про необхідні умови для існування тих чи інших видів, враховуючи у тому числі складні їхні консортивні зв'язки, дуже обмежені. Крім цього, постійно описуються нові види ґрунтових нематод і їхній список, очевидно, буде поповнюватися й у майбутньому [4, 25]. Враховуючи це, на даному етапі розвитку нематодології, ґрунтової зоології, популяційної та загальної екології, говорити про охорону популяцій окремих видів нереально. Зважаючи на те, що територіальне поширення ґрунтових нематод відбувається досить легко, потрібно наголосити на тому, що розвиватися в конкретних біогеоценозах можуть лише окремі види, формуючи при цьому певні угруповання. Разом із цим, спільні ознаки ці угруповання мають лише на рівні типів біогеоценозів, у яких формують первинні нематодні комплекси [17]. Тому цілком логічним буде твердження, що повне збереження біорізноманіття ґрунтових нематод можливе лише у корінних екосистемах [15,16,18]. Іншими словами, збереження всіх

типів корінних екосистем регіону може забезпечити збереження біорізноманіття ґрунтових тварин, у тому числі й угруповань ґрунтових нематод, які належать до первинних нематодних комплексів навіть у тому випадку, коли вони є недостатньо досліджені.

Детальне вивчення структурно-функціональної організації угруповань ґрунтових нематод у первинних біогеоценозах (первинних нематодних комплексів) має велике теоретичне і прикладне значення, оскільки створює можливість порівняння цих еталонних угруповань з угрупованнями у похідних екосистемах і встановлення причин їхніх змін під впливом різноманітних антропогенних чинників, що відкриває також перспективи у з'ясуванні механізмів підтримання стійкості екосистем, розробки теоретичних принципів їх функціонування, встановлення припустимих меж антропогенного навантаження на природні екосистеми [8, 23].

Разом із цим, цілком зрозуміло, що не можна обмежуватися збереженням біорізноманіття ґрунтових нематод у первинних екосистемах. Господарська діяльність передбачає створення лісових насаджень із різним породним складом і структурою деревостанів. Тому особливо актуальним є питання: які насадження сприяють найповнішому збереженню природного біорізноманіття ґрунтових нематод і найбільш ефективному використанню ними енергії в екосистемі, тобто є найбільш стійкими? Відповідаючи на це запитання, виходимо з того, що будь-які зміни, які відбуваються в екосистемах, так чи інакше впливають на окремі підсистеми (популяції окремих видів, угруповання певних споріднених груп тварин тощо), що призводить до зміни популяційної структури видів. В свою чергу, кожна популяція в процесі життєдіяльності впливає на інші організми і виступає чинником, який, в свою чергу, також впливає на стан екосистеми. Тому стійкий стан екосистеми можливий лише при певних кількісних співвідношеннях окремих популяцій живих організмів, які займають певне місце в ланцюгах харчування і забезпечують біотичний колообіг речовин і трансформацію енергії в екосистемах [8].

У конкретних умовах місцезростання функціональна стійкість екосистем забезпечується їхньою структурною організацією, однією з ознак якої є видове різноманіття фітонематод, яке під впливом різноманітних чинників формує нематодне угруповання. Тривале існування корінних екосистем можливе лише завдяки ефективному використанні акумульованої в них енергії, тому вони є еталонними екосистемами в конкретних умовах місцезростання. У цих екосистемах це забезпечується, насамперед, низькою часткою використання енергії продуцентів фітофагами, тоді як у похідних вона значно збільшується [14]. Тому угруповання ґрунтових нематод у корінних екосистемах мають ряд спільних функціональних ознак, що дозволяють об'єднати їх у первинні фітонематодні комплекси, незалежно від їхнього територіального розташування [17]. За умови формування штучних насаджень, найбагатше видове різноманіття ґрунтових нематод та природні закономірності функціонування їхніх угруповань зберігаються у тих лісових екосистемах, які за породним складом і структурою деревостану наближені до корінних і які найбільш ефективно використовують енергію [14].

Ґрунтові угруповання нематод у нестійких монодомінантних смеречниках, які розташовані на місці мішаних лісів, порівняно з корінними лісами характеризуються значним збідненням видового різноманіття, зменшенням рівня полідомінантності окремих таксономічних і трофічних груп і значним збільшенням споживання енергії рослинодними видами. Перерозподіл використання енергії в угрупованнях

грунтових нематод на користь фітофагів вказує на принципову зміну використання енергії в екосистемі загалом. Це стосується як використання енергії угрупованнями ґрунтових тварин, у тому числі і нематод, так і формування первинної продукції автотрофним блоком, оскільки багатьма дослідниками показаний безпосередній та опосередкований патогенний вплив рослинних нематод на рослини за умови надмірного розмноження останніх [6, 12, 13, 28, 36]. У нематодних угрупованнях смеречників, які вирощуються у третьому поколінні, більше половини енергії використовується фітофагами, що фактично працює на руйнацію такої екосистеми [14]. Тут нематодні угруповання, як елемент ґрунтового зооценозу, виступають одним із чинників ендегенетичних змін екосистеми.

Разом із збереженням біорізноманіття угруповань ґрунтових нематод постає чисто практична проблема: недопустимість формування фітопатогенних комплексів нематод у похідних екосистемах. Як зрозуміло із вищевикладеного, її потрібно розглядати з позицій формування всього ґрунтового угруповання біоти, а ґрунтові нематодні угруповання розглядати лише як елемент ґрунтового ценозу. Для формування нефітопатогенних нематодних комплексів у похідних екосистемах основним завданням є проведення таких заходів, за яких використання енергії фітогельмінтами від рослин було б мінімальним. Тому основним завданням при формуванні багаторічних екосистем є пошук шляхів створення несприятливих умов для розвитку рослинних форм нематод. Проте шляхи досягнення цієї мети в багаторічних лісових екосистемах і агроценозах принципово відрізняються.

У ґрунті природних екосистем проживають тисячі видів паразитів, хижаків, конкурентів і антагоністів нематод, які постійно впливають на показники їх чисельності, структурну організацію та функціональну роль в екосистемі [20]. Проте їхній вплив може бути різний, якщо хижаки (певні таксономічні групи круглих червів і артропод) можуть вибірково впливати на чисельність певних розмірних груп нематод, то паразитичні організми й хижі гриби знижують чисельність всіх круглих червів незалежно від їх величин і способів харчування [31, 33, 34, 35, 38]. Разом із цим, і нематоди можуть впливати на популяції грибів та бактерій, а відповідно, і на протікання процесів деструкції мертвої органіки, а відтак і на формування мезофауни [27, 30, 32]. У той же час, склад деструкторів в екосистемі, в першу чергу, визначається едифікатором деревостану. Тобто, формування угруповань ґрунтових нематод у лісових екосистемах є складним процесом, учасниками якого є всі компоненти екосистеми.

У похідних монодомінантних лісах, які сформовані на місці мішаних лісових екосистем і з нетиповими для цих територій едифікаторами (наприклад, смерека, сосна), проходять значні зміни структурно-функціональної організації нематодних угруповань, проте вони не завжди однакові. Найменші відхилення від структури корінних комплексів є у тому випадку, коли монокультури сформовані вперше на місці мішаних лісів. У більшості випадків це монокультури сосни, що сформовані в 60-х роках минулого століття. В них спостерігається зміна видового складу, співвідношення між трофічними групами (збільшується частка мікофагів), хоча зберігаються загальні закономірності сезонної динаміки чисельності нематод ґрунту і не значно збільшується чисельність фітогельмінтів. В інших випадках, зокрема монокультурах смереки, які вирощуються на одному і тому ж місці 2-3 покоління, проходять значні зміни всіх параметрів первинних нематодних комплексів. Найбільш істотним в них є те, що фітогельмінти представлені іншими, більш патогенними для

деревних порід видами, а їх чисельність, біомаса та споживання ними енергії в окремих смерекових насадженнях може сягати більше половини в угрупованні ґрунтових нематод [14]. У цьому випадку нематодні угруповання належать до фітопатогенних комплексів (класифікація нематодних комплексів наведена в окремій публікації [17]), які разом із іншою ґрунтовою біотою формують такий компонент біогеоценозу безхребетних тварин ґрунту, який працює на значне зниження продуктивності автотрофного блоку, погіршення санітарного стану екосистеми, а в окремих випадках і її руйнації.

У багаторічних лісових екосистемах використання інтенсивних технологій з регуляції чисельності ґрунтових рослиноїдних видів економічно недоцільне й безперспективне. Єдиним дієвим способом зменшення негативного впливу рослиноїдних нематод на деревні породи є формування деревостанів, які за своїм породним складом і структурою наближені до корінних лісів [17]. Вирощування монокультур, які не властиві для конкретних територій, можливе лише в одному поколінні, хоча і це питання потребує більш детального вивчення. Подальше з'ясування механізмів обмеження чисельності фітофагів, у тому числі і нематод, у корінних лісових екосистемах має першочергове значення для застосування цих знань при вирощуванні стійких похідних лісів. Перспективним і екологічно безпечним напрямом зменшення чисельності фітогельмінтів є використання антагоністичних ґрунтових організмів, пошук методів збільшення їх активності у похідних екосистемах. Значний вплив на чисельність нематод мають хижі гриби та паразитичні організми, які хоча і широко поширені в природних екосистемах, проте мало досліджені [37]. Їхнє використання у практичних цілях є досить перспективним. Так, в умовах експерименту з бактерією роду *Pasteuria*, яка паразитує в нематодах, було констатовано, що нею заразився 31 вид нематод, які належали до 22 родів, 14 родин і 6 рядів [35]. У лісових екосистемах нами також знайдені нематоди, які були заражені бактеріями, паразитичними амебами і споровиками. При цьому, в усіх випадках чисельність нематод на цих ділянках була в десятки разів менша порівняно з іншими. Все це вказує на можливість використання паразитів нематод для обмеження їхньої чисельності.

В сучасних умовах актуальним завданням став захист лісів і від карантинних видів фітогельмінтів, зокрема стовбурних нематод. Ця проблема набуває все більш актуального значення не лише тому, що з лісоматеріалами можливе завезення самих стовбурних нематод, але й їх переносників – вусачів, які у більшості випадків є зараженими личинками цих нематод. Наявна в карпатському регіоні стовбурова нематода *Bursaphelenchus mucronatus* також у недалекому майбутньому може перейти в ранг карантинних видів. Це може бути зумовлено як глобальним потеплінням, так і збільшенням континентальності клімату (а точніше його жорсткості), тобто підвищення температури у теплий період року та її пониження у холодний. За умови підвищення температури під час вегетаційного періоду на кілька градусів, патогенний вплив *B. mucronatus* на дерева хвойних порід практично буде таким, як і *B. xylophilus*. За таких умов не лише погіршиться санітарний стан смерекових насаджень у поясі букових лісів, але й може збільшитися інтенсивність всихання смереки в її природному ареалі.

З метою недопущення формування у похідних лісових екосистемах фітопатогенних комплексів ґрунтових нематод, створення лісових насаджень має базуватися на принципах організації корінних екосистем, які розташовані на

конкретних територіях, при цьому нематодні угруповання можуть бути використані як індикаційна група загального стану угруповання біоти. Основними показниками задовільного санітарного стану насаджень і їхньої стійкості є:

- повночленне видове різноманіття ґрунтових нематод в окремих таксономічних і трофічних групах, зокрема перзистентних видів;
- збереження загальних закономірностей сезонної динаміки чисельності й маси ґрунтових нематод;
- наявність певного співвідношення між трофічними групами нематод, зокрема мала частка (менше 5%) рослиноїдних форм;
- відсутність нетипових для конкретного типу лісу рослиноїдних форм, особливо карантинних видів;
- мала заселеність ґрунту фітогельмінтами (нижче порогу шкідливості).

На відміну від багаторічних природних екосистем, агроекосистеми можуть існувати лише за умови постійного підтримання їх людиною, що виявляється в отримання додаткової енергії у різних формах. Однією з причин цього є те, що в агроекосистемах відбувається повне розбалансування структурно-функціональної організації первинних нематодних угруповань і природних механізмів обмеження чисельності рослиноїдних видів нематод. Основою формування угруповань ґрунтових нематод у цих екосистемах є фауна корінних екосистем, яка змінюється залежно від форми, тривалості та інтенсивності ведення землекористування. Однією з причин інтенсивного розвитку фітофагів в агроценозах є загальна зміна видового складу хижаків всіх таксономічних груп безхребетних тварин ґрунтової фауни [15], у тому числі й хижих нематод. Враховуючи те, що завдяки малим розмірам рослиноїдні види круглих черв'яків можуть швидко поширюватися територіально, їхня екологічна ніша ніколи не залишається вільною, а у тих випадках, коли вони не відчують на собі тиск антагоністів (хижих тварин, грибів тощо), інтенсивно розмножуються і призводять до загибелі рослин.

Разом із цим, слід зауважити, що основну шкоду сільськогосподарським рослинам наносять не аборигенні види рослиноїдних нематод, а спеціалізовані види гельмінтів, які розвиваються на певних сільськогосподарських культурах. Тому найважливішим завданням при вирощуванні рослинної продукції в агроценозах, тепличних господарствах, розсадниках деревних порід тощо є запобігання потраплянню в них особливо небезпечних фітогельмінтів, які занесені до списків карантинних видів. Це завдання державних карантинних служб, проте у цій галузі використовуються недосконалі методики, не завжди вистачає досвідчених спеціалістів і цей процес недостатньо контролюється. Разом із цим, існує низка фітогельмінтів, шкода від яких є досить значною, проте вони не належать до числа карантинних об'єктів (наприклад, *Ditylenchus dipsaci*), тому на їхню наявність не звертають уваги.

Найактуальнішим завданням в підтриманні агроекосистем є регуляція чисельності рослиноїдних видів нематод. Ця робота повинна базуватися на знаннях особливостей аутоекології різних форм рослиноїдних видів нематод, зокрема, їхніх життєвих циклів, рослин-господарів, оптимальних температурних умов розвитку тощо. Сучасні способи елімінації чи обмеження чисельності фітогельмінтів базуються на застосуванні хімічних, фізичних, агробіологічних методів [7, 19, 20].

Найефективніші результати у знищенні рослиноїдних видів нематод дає хімічний метод, проте використання пестицидів має низку негативних наслідків і для

корисних ґрунтових тварин, а головне може бути загрозою для здоров'я людини. Альтернатива до використання отрутохімікатів у знищенні чи істотному зниженні чисельності рослинних нематод є чітке розуміння біології останніх і їхніх взаємозв'язків в екосистемі. Стратегічно це є важливим для створення ефективних, прийнятних з точки зору охорони довкілля систем управління, котрі зменшать шкідливий вплив фітогельмінтів на окремі види рослин і автотрофний блок загалом. Інтегральний підхід до вирішення цієї проблеми, який базується на вивченні таксономії, біології, екології нематод, з'ясуванні їхньої функціональної ролі в екосистемі на основі міждисциплінарних підходів, є необхідним для створення ефективних стратегій управління [28].

Одним з екологічно безпечних напрямів – зменшення загрози для рослин від рослинних нематод, є створення стійких до нематод сортів рослин через нові чи традиційні підходи. Як вказує К. Беркер із співавторами [28], створення стійких до нематод рослин є економічно ефективним і сталим методом зменшення пошкодження нематодами урожаю харчових і волоконних культур. Разом з цим, потрібно враховувати те, що кількість резистентних видів рослин у всьому світі є малою і вони є стійкими лише до кількох видів нематод, а тому необхідні більш широкі й інтенсивні пошуки резистентності рослин до нематод, які живляться сільськогосподарськими культурами. Виявлення резистентних чи толерантних декоративних рослин може запобігти значній частині шкоди, якої нематоди завдають рослинництву. Крім того, новітні методи перенесення генів через бар'єри розмноження рослин, особливо пов'язані з близькими (спорідненими) видами, і включення резистентності, яка контролюється багатьма (множинними) генами, мають величезні можливості для збільшення стійкості до нематод. Краще розуміння цих процесів є важливим для розумного введення стійких сортів у системи вирощування урожаю.

Як показав у своїх дослідженнях М.С. Окопний [22], різні сорти винограду мають певний набір білків, який свідчить про їх резистентність до фітопаразитичних нематод. Застосування цього методу у виведенні нових сортів винограду з певними необхідними характеристиками (наприклад, морозостійкість і резистентність до рослинних нематод тощо), створює можливості виявити цю характеристику вже на ранній стадії сіянців винограду і значно скоротити час виведення нових сортів. Цей метод виявлення нових сортів рослин, стійких до різних видів рослинних нематод, і поглиблення нашого розуміння природи цієї стійкості, є пріоритетним. Крім цього, цей метод дозволяє проводити відбір тих сортів, які є у природі, а не створювати їх шляхом генної інженерії.

На цей час єдині біотичні препарати, які істотно знижують чисельність фітогельмінтів у ґрунті агроекосистем, виготовляються із хижих грибів. Ці препарати, з використанням видів *Arthrobotrys dactyloides* і *A. superba* за три дні знижують чисельність личинок галових нематод на 82-100% [33]. Поєднання внесення органічних добрив із внесенням через певний період хижих грибів (*Arthrobotrys oligospora* і *Dactylaria sp.*) дає дуже добрий ефект покращення санітарної ситуації в агроекосистемах. Спочатку відбувається значне збільшення чисельності бактеріальних нематод у ґрунті, а після внесення грибів різке зниження загальної чисельності нематод. Тобто можливо штучно посилити чи створити механізми регуляції чисельності нематод у ґрунті, у тому числі й рослинних форм незалежно від їхніх онтогенетичних особливостей [30].

Крім цього, добрі результати дає метод “ловчих культур”, який базується на стимуляції виходу личинок нематод із цист чи активізацію личинкових стадій мігруючих нематод. Це робиться шляхом висівання в ґрунт сприятливих для розвитку фітогельмінтів сільськогосподарських культур, які стимулюють розвиток нематод, а через тиждень – два ці рослини заорюються або виривають. Рослиноідні види, які активізувались і не здатні знайти поживи, гинуть. Подібний метод можна застосувати в агроценозах і без вилучення рослин-стимуляторів для розвитку нематод. Наприклад, для боротьби з гетеродерозом цукрового буряка, останній висівають в осінній період, причому навіть при обрідних посівах це стимулює вихід личинок із цист. Наступне похолодання призупиняє розвиток тих особин, що знайшли коріння рослин, а морози остаточно вбивають фітогельмінтів як тих, що потрапили в коріння рослин, так і тих, які залишились у ґрунті, оскільки морозостійкими є лише цисти гетеродер.

Загалом, шляхом використання “ловчих культур” можна змінити поведінку, розвиток, порушити час линьки, вилуплення з яєць та інші процеси у фітогельмінтів, які регулюються гормонами. Ще одним із потенційно можливих способів є застосування феромонів для зміни поведінки нематод. Тому регулювання поведінки нематод природними, сумісними з довкіллям компонентами має потенційне використання у створенні новітніх стратегій формування агроценозів.

У короткотривалих екосистемах правильно вибрана сівозмінна може бути використана для елімінації деякої частини рослиноідних форм, чи навіть їх повної елімінації [20]. Разом із цим, за наявності рослиноідних видів нематод, які мають широкий спектр рослин-господарів, тип господарювання (сівозміни, збереження під паром, повернення земель від пару до традиційного обробітку) не впливає істотно на розвиток і заселеність ґрунту цими фітофагами [29].

Внесення органічних добрив значно стимулює розвиток сапробіотичних нематод, що сприяє оздоровленню фітогельмінтозної ситуації в агроценозах. Проходить це за рахунок посилення двох процесів: збільшення кількості поживних речовин для рослин, що призводить до пришвидшення їх росту і відповідно і до меншої їх чутливості до відчуження частини рослин фітофагами, по-друге – за рахунок збільшення трофічної бази для хижаків, а відповідно і більшого впливу останніх на чисельність рослиноідних форм нематод. За нашими спостереженнями, у гірських районах внесення органічних добрив на поля, де вирощується картопля, може знижувати кількість живих цист картопляної нематоди на 80%.

Загалом у короткотривалих екосистемах регуляція видового різноманіття і чисельності фітогельмінтів можлива лише за умови проведення певних заходів, які вимагають значних затрат часу та енергії. Загальна стратегія формування нефітопатогенних угруповань нематод у похідних екосистемах повинна базуватися на розумінні ґрунтових процесів в екосистемах і в процесі формування первинної продукції потрібно перейти від сценарію вирощування „максимального урожаю” із внесенням великих доз пестицидів і добрив до біологічно більш обґрунтованої основи „урожаю, що підтримується природно”. Управління процесами формування нефітопатогенних нематодних комплексів у похідних екосистемах, що є передумовою економічно ефективного ведення сільського господарства, а також формування стійких багаторічних лісових насаджень, можливе лише завдяки подальшому детальному вивченню ауто- і синекологічних особливостей ґрунтових нематод, а відповідно, і використанню екологічно безпечних методів обмеження

чисельності рослиноїдних видів.

Виходячи з позицій поняття сталого розвитку, можна однозначно стверджувати, що основне завдання нематодології, екосистемології та загальної екології в цьому напрямі є з'ясування механізмів забезпечення цілісності природних екосистем і підтримання їх життєздатності, оскільки від цього залежить глобальна стабільність усієї біосфери [11]. Тобто, використання при створенні штучних екосистем усіх можливих природних механізмів регуляції чисельності фітофагів, підтримання різноманіття сапробіотичних і хижих видів, формування угруповань ґрунтових безхребетних тварин за принципом їх природних взаємозв'язків є пріоритетним напрямом створення штучних і збереження природних екосистем.

1. Бельгард А.Л. Об амфиценозах // Науч. зап. Днепропетр. гос. ун-та. – Днепропетровск: ДГУ, 1948. – Т. 30. – С. 87-88.
2. Бельгард А.Л. Роль почвенной фауны в индикации эдафотопов // Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. – М.: Изд-во МГУ, 1980. – С. 155-163.
3. Бельгард А.Л., Травлев А.П. Взаимодействие растительности с почвами в лесных биогеоценозах степной Украины в свете воззрений С.В. Зона // Вопросы биологической диагностики лесных биогеоценозов Присамарья. – Днепропетровск: ДГУ, 1980. – С. 5-12.
4. Головачов О.В. Морфологія і філогенія ґрунтових та прісноводних нематод підряду *Leptolaimina* Lorenzen, 1981: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Київ, 2005. – 21 с.
5. Голубець М.А. Екосистемологія. – Львів: Поллі, 2000. – 316 с.
6. Губина В.Г. Нематоды хвойных пород. – М.: Наука, 1980. – 186 с.
7. Губина В.Г. О нематодологических исследованиях в Московской области // Почвенные беспозвоночные Московской области. – М.: Наука, 1982. – С. 41-46.
8. Емельянов И.Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем. – Киев, 1999. – 168 с.
9. Емшанов Д.Г. Пограничность, амфиценозные явления в лесных экосистемах и очередные задачи их изучения // Экологія і ноосферологія. – 1995. – Т. 1, № 1-2. – С. 99-108.
10. Жилияев Г.Г. Разнообразие в популяционных системах как основа их стабильности // Проблемы изучения и сохранения биологического разнообразия. – Фрунзе: Илим, 1990. – С. 47.
11. Згуровський М. Україна у глобальних вимірах сталого розвитку // Дзеркало тижня. – № 19 (598). – 20.05.2006. – С. 14.
12. Кирьянова Е.С., Краль Э.Л. Паразитические нематоды растений и меры борьбы с ними. – Л.: Наука, 1969. – Т. 1. – 444 с.
13. Козловський М.П. Вплив нематод роду *Rotylenchus* на ріст сійців смереки // Наук. вісн. Вип. 9. 9. – Львів: УкрДЛТУ, 1999. – С. 262-263.
14. Козловський М.П. Кількісні характеристики та енергетичні аспекти функціонування фітонематодних угруповань в екосистемах басейну Пруту // Наук. вісн. Львів. ун-ту. Сер. біологічна. – 2002. – Вип. 29. – С. 108-116.
15. Козловський М.П. Особливості формування та збереження видового різноманіття угруповань ґрунтових нематод в екосистемах Українських Карпат // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – 2004. – Т.20. – С. 133-138.
16. Козловський М.П. Збереження різноманіття ґрунтових безхребетних тварин із врахуванням їхньої функціональної організації у первинних і вторинних екосистемах // Наукові дослідження на об'єктах природно-заповідного фонду Карпат та стан збереження екосистем в контексті сталого розвитку: Мат-ли між нар. наук.-практ. конф., присвяч. 25-річчю Карпат. нац. природ. парку (м. Яремче, 20 жовтня 2005 року). – Яремче, 2005. – С. 99-101.
17. Козловський М.П. Класифікація фітонематодних комплексів первинних і вторинних

- наземних екосистем Українських Карпат й перспективи її практичного використання // Наук. вісн. Львів. ун-ту. Сер. біологічна. – 2006. – Вип. 41. – С. 54-62.
18. Козловський М., Капрусь І. Проблеми вивчення та охорони біорозмаїття ґрунтових тварин // Збір. наук. праць “Дослідження басейнової екосистеми Верхнього Дністра.” – Львів, 2000. – С. 184-190.
 19. Матвеева М.А. Захист рослин від нематод. – М.: Наука, 1989. – 150 с.
 20. Нестеров П.И. Фитопаразитические и свободноживущие нематоды юго-запада СССР. – Кишинев: Штиинца, 1979. – 316 с.
 21. Одум Ю. Экология. – М.: Мир, 1986. – Т. 1. – 328 с.; Т. 2. – 376 с.
 22. Окопный Н.С. Биохимические реакции в тканях растений, характеризующие их иммунные свойства при фитогельминтозах // I Конф. (IX совещ.) по нематодам растений, насекомых, почв и вод. – Ташкент, 1981. – С. 197-199.
 23. Риклефс Р. Основы общей экологии. – М.: Мир, 1979. – 424 с.
 24. Свирежев Ю.М., Логофет Д.О. Устойчивость биологических сообществ. – М.: Наука, 1978. – 352 с.
 25. Суслуковский А.С. Фауна и систематика почвенных хищных нематод надсемейства *Mononchoidea* Палеарктики: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – С-Пб, 1998. – 16 с.
 26. Травлев А.П., Белова Н.А. Задачи мониторинговых исследований лесных биогеоценозов и почв Присамарья Днепровского (к 100-летию выхода в свет книги Докучаева «Наши степи прежде и теперь») // Биомониторинг лесных экосистем степной зоны. – Днепропетровск: ДГУ, 1992. – С. 4-19.
 27. Anderson R.V., Coleman D.C., Cole C.V., Elliott E. T. Effect of the nematodes *Acrobeloides* sp. and *Mesodiplogaster iheritieri* on substrate utilisation and nitrogen and phosphorus mineralization in soil // Ecology. – 1981. – Vol. 62. – P. 549-555.
 28. Barker K.R., Hussey R.S., Krusberg Bird L.R. et al. Plant and soil nematodes: societal impact and focus for the future // J. of Nematology. – 1994. – Vol. 26 (2). – P. 127-137.
 29. Boag B., Hebden P.M., Neilson R., Rodger S.J. Effect of different setaside management regimes on soil nematode fauna // Aspects of Applied Biology. – 1996. – 47. – P. 463-466.
 30. Bouwman L.A., Hoenderboom G.H.J., van der Maas K.J., de Ruiter P.C. Effect of nematophagous fungi on numbers and death rates of bacterivorous nematodes in arable soil // J. of Nematology. – 1996. – Vol. 28 (1). – P. 26-35.
 31. Dowe A. Räuberische Pilze und andere pilzliche Nematodenfeinde. – Wittenberg: A. Ziemsen Verlag, 1987. – 2. Auflage – 155 S.
 32. Freckman D.W. Bacterivorous nematodes and organic-matter decomposition // Agricult. Ecosyst. Environ. – 1988. – Vol. 24. – P. 195-217.
 33. Laban A.Z., Saleh, H. M. Production, storage and application of some nematode egg parasitic fungi // Nematologica. – 1992. – Vol. 38. – P. 237-244.
 34. Saccardo P.A. Sylloge fungorum omnium hucusque cognitorum // Padova. – 1886. – Vol. 4. – S. 578-581.
 35. Subbotin S.A., Sturhan D., Ryss A.Y. Occurrence of nematode-parasitic bacteria of the genus *Pasteuria* in the former USSR // Russian J. of Nematology. – 1994. – Vol. 2. – P. 61-64.
 36. Suterland J.R. Feeding of *Xiphinema bakeri* // Phytopathology. – 1969. – Vol. 59 (12). – P. 1963-1965.
 37. Sturhan D., Nguyen C.N. Occurrence and hosts of nematode-parasitic bacteria of the genus *Pasteuria* in Vietnam. // Russian J. of Nematology. – 2005. – Vol. 13 (2). – P. 123-129.
 38. Thorn R.G., Barron G.L. Nematocionus and the tribe *Resupinateae* in Ontario, Canada // Mycotaxon. – Guelph (Canada), 1986. – Vol. 25. – P. 321-453.

Інститут екології Карпат НАН України, Львів,
e-mail: mykola@mail.lviv.ua

УДК 504.064.3:502.72 (292.45)

А.Г. Савицька¹, С.І. Петруса²

**МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ВЕДЕННЯ ЛОКАЛЬНОГО
ФІТОЦЕНОТИЧНОГО МОНІТОРИНГУ (НА ПРИКЛАДІ
ГІДРОЛОГІЧНОГО ЗАКАЗНИКА “БОЛОТО ЛЮТОШАРИ”)**

Савицькая А.Г., Петруса С.І. Методические подходы к ведению локального фитоценотического мониторинга (на примере гидрологического заказника "Болото Лютошары") // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вип. 23. – С. 65-74.

Начато разработку методики локального фитоценотического мониторинга. На фитоценотическом трансекте апробированы основные подходы к качественному и количественному анализу ценопопуляций моховых, травяных, кустарничковых и древесных видов.

Savitskaya, A., Petrusa, S. The technique approaches to conducting local phytocenotic monitoring (taking hydrological object of protection regime "Moor Lutoshary" as a model) // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 65-74.

Development of method of the local phytocenotic monitoring is begun. On phytocenotic transect basic approaches are approved to the high-quality and quantitative analysis of cenopopulations of mossy, grass, subbush and arboreal kinds.

Проблема збереження біотичного, екосистемного та ландшафтного різноманіття належить до пріоритетних завдань світової спільноти держав. В Україні її розв'язання передбачене Законами “Про охорону навколишнього природного середовища” (1991), “Про природно-заповідний фонд України” (1992), “Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 роки” (2000), “Про екологічну мережу України” (2004). Ці законодавчі та інші нормативні документи зобов'язують до проведення екологічного моніторингу довкілля, рослинного та тваринного світу, що знаходяться під загрозою зникнення, тобто створення системи спостережень, збирання, оброблення, збереження та аналізу інформації про стан довкілля та прогнозування його змін [6].

З методичної сторони, здійснення моніторингу біологічних об'єктів ще не має достатньої глибини розробки. Якщо окремими спеціалістами пропонуються індикаторні види для моніторингу довкілля і навіть побажання щодо структури збору та збереження даних моніторингових спостережень, то стосовно аналізу, узагальнення та порівняння цих матеріалів у фаховій літературі інформація практично відсутня.

Загальновідомо, що просторова організація біосистем різних ієрархічних рівнів залежить від неоднорідності середовища, специфіки компонентів, які її складають, взаємодіями між ними та впливом зовнішніх чинників [8]. З їхньою просторовою структурою тісно пов'язані такі фундаментальні особливості, як стабільність, самопідтримання та відновлення [3]. Очевидно, повноцінне пізнання та охорона біорізноманіття неможливі без детального аналізу стану природних комплексів, а також багатфакторного пізнання просторово-екологічних особливостей біоценозів та їхнього ценопопуляційного наповнення. Для цього достатніми є базові методи сучасної екології та фітоценології. Проте узагальнення цих матеріалів для

моніторингового порівняння все ж потребує розроблення відповідного методичного забезпечення. Тому, метою роботи було розроблення загальних методичних підходів до започаткування моніторингу змін фітоценотичних систем у залежності від окремих екологічних чинників, а також отримання узагальнень їхнього стану на основі комп'ютерної обробки даних спостережень.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом дослідження було обрано рідкісне угруповання сфагнового сосняка (*Pinetum sphagnosum*) на оліготрофному болоті гідрологічного заказника "Болото Лютошари" [1], що розташоване на землях Державного підприємства "Осмолодське лісове господарство" (Осмолодське л-во, кв. 6), площа якого становить 5 га. Внаслідок тривалого господарського освоєння ландшафтів передгір'я та гірських долин такі природні комплекси стали рідкісними у регіональному [7] та континентальному масштабах. Тому, охорона природних комплексів таких боліт передбачена Законом "Про охорону навколишнього природного середовища" (1991) та міжнародними зобов'язаннями України відповідно до положень Рамсарської конвенції 1971 р.

Фітоценози сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) на сфагнових болотах в Карпатах, зокрема у Сколівських Бескидах та Горганах, трапляються дуже рідко. До хвойно-чагарникових належать торфовища з пригніченою *P. sylvestris*.

Угруповання є ценотично стабільним і належить до I-ї соціологічної категорії, ступінь загрози зникнення – II, тобто фітоценозів, які займають малу площу, збереглися в обмеженій кількості локалітетів, розташованих в господарських угіддях, де можливий антропогенний вплив [7].

Для опису трав'яного, чагарничкового та мохового покриву досліджуваного об'єкта, і його просторової організації використовували загальноприйняті геоботанічні методи [2]. Для дослідження заклали трансект довжиною 160 м і шириною 20 м (рис. 1), який розділили на квадрати розміром 10×10 м. В межах цих квадратів провели суцільний перелік дерев (з вимірюванням периметрів стовбурів дерев на висоті 1,3 м). По середній лінії трансекта через кожні 10 м від центру до краю болота заклали пробні ділянки круглої форми площею 4 м², на яких визначали характеристики ценопопуляцій: їхній видовий склад та рясність у балах за шкалою Друде [2]. Балам рясності було присвоєно такі цифрові значення: 1 – un (unicum), 2 – sol (solitariae), 3 – sp (sparsae), 4 – cop₁ (copiosae), 5 – cop₂, 6 – cop₃, 7 – soc (sociales).

Детально санітарний стан кожного дерева описували за типовими у лісівництві методиками. З метою подальшої комп'ютерної обробки застосовували таку шкалу категорій санітарного стану дерев: 1 – здорові, 2 – особини, на яких починає всихати хвоя, 3 – особини, що втратили близько 25% хвої, 4 – відмираючі, 5 – недавно відмерлі, 6 – давно відмерлі дерева. За цими показниками обчислювали розповсюдження та інтенсивність розвитку ушкоджень від захворювань.

Комп'ютерну обробку та побудову графічних матеріалів здійснено за допомогою стандартного програмного забезпечення Office – 2003. Глибина болота була виміряна шляхом механічного зондування Ю.В. Крамарцем та П.Р. Третьяком.

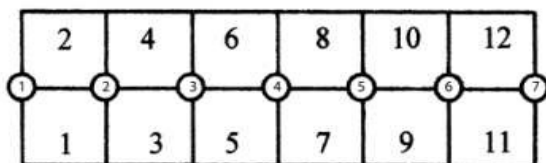
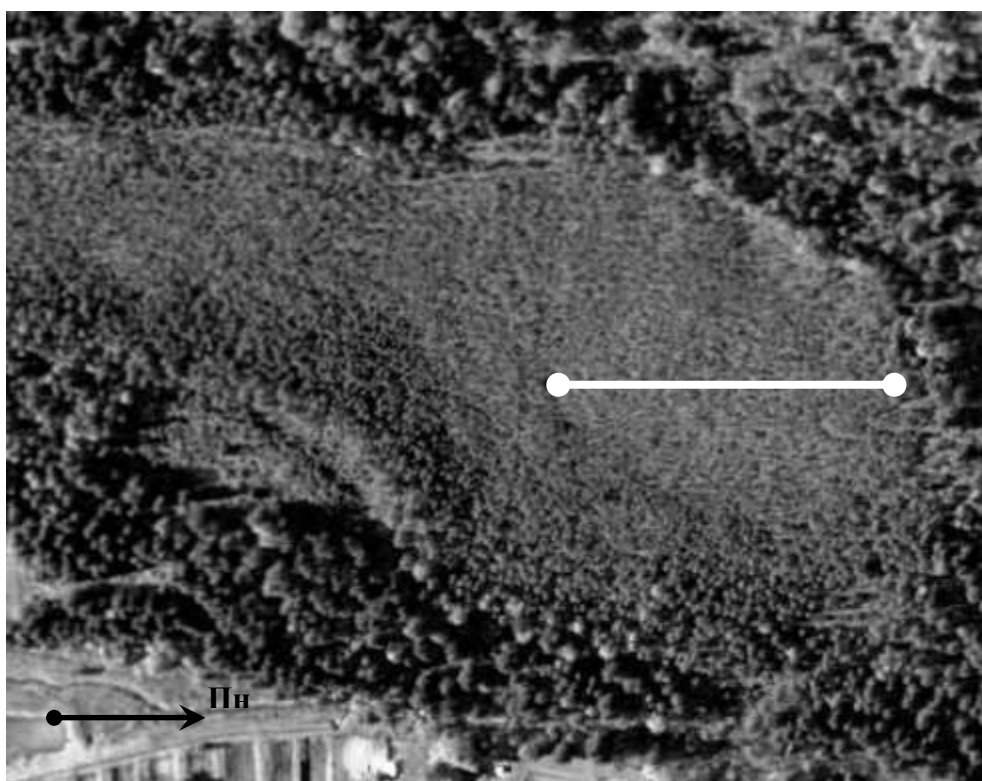


Рис.1. Вигляд гідрологічного заказника “Болото Лютошари” з космосу.
Примітки: білою лінією позначено місце розташування трансекта. Внизу подано схему розбивки трансекта на облікові квадрати та круглі ділянки для дослідження стану ценопопуляцій видів чагарничкового, трав'яного та мохового покриву.

Результати досліджень

У гідрологічному заказнику “Болото Лютошари” найглибше місце зафіксоване на відстані 20-40 м від центру болота і становить 3,2 м. Глибина торфового шару спадає до 80 см на краях болота (рис. 2. В).

Тут зростає *P. sylvestris* L. з домішкою *Betula pendula* Roth., *Picea abies* (L.) Karst та *Fagus sylvatica* L. У складі оточуючого лісу переважає *P. abies* з домішкою *B. pendula*, *F. sylvatica*, *Populus tremula* L. Потужність торф'яного горизонту в умовах болота значно впливає на ріст і стан деревної рослинності. Через значну глибину

торфу в центрі болота та ускладнення його мінералізації (внаслідок впливу високої вологості) створюються гірші умови для росту *P. sylvestris*. Тому, в центрі болота найнижча середня висота дерев та зімкнутість крон.

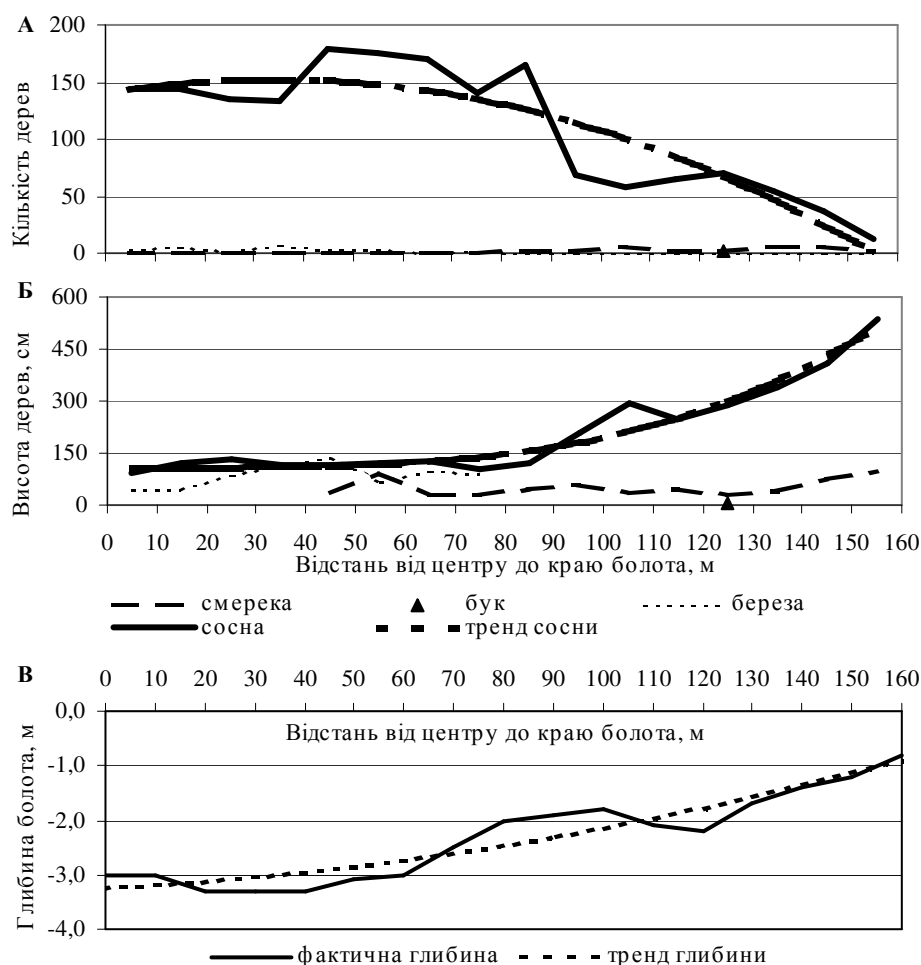


Рис. 2. Особливості розподілу кількості дерев (А) та їхньої усередненої висоти (Б) на трансекті в залежності від глибини болота (В) у напрямку від центру до краю болота.

На більшій частині трансекта, у межах глибини болота більше 2 м, середня висота дерев *P. sylvestris* сягає 1,2 м, *B. pendula* – 0,3-1,0 м. Відповідно кількість особин *P. sylvestris* 130- 170 особин на 100 м². Далі до краю болота, в міру зменшення його глибини, середня висота дерев *P. sylvestris* збільшується приблизно від 1,5 до 5 м (рис. 2 Б), а їхня кількість зменшується від 130 до 10 особин на 100 м².

Про незадовільні умови розвитку молодих дерев *P. sylvestris* в центрі болота свідчить вкорочена хвоя, невеликі прирости пагонів та в 1,5-2 рази зменшені розміри шишок. У напрямі до краю болота спостерігається збільшення висоти дерев,

зменшення їхньої питомої чисельності на одиниці площі та зімкнутості їхніх крон, що свідчить про меншу глибину болота та його надмірні запаси вологи (рис. 2 А)

Під час проведення опису санітарного стану деревної рослинності (рис. 3) виявилось, що в умовах урочища спостерігається масове поширення хвороби шютте хвої, збудником якої є гриби – *Lophodermium pinastri* (Schrad) Chevall та *L. seditiosum* Minter, Staley et Millar. На низько схилених гілках дерев *P. sylvestris* та *P. abies* і підrostі розвивається бура сніжна плісень хвої, збудником якої є *Herpotrichia juniperi* (Duby) Petrak.

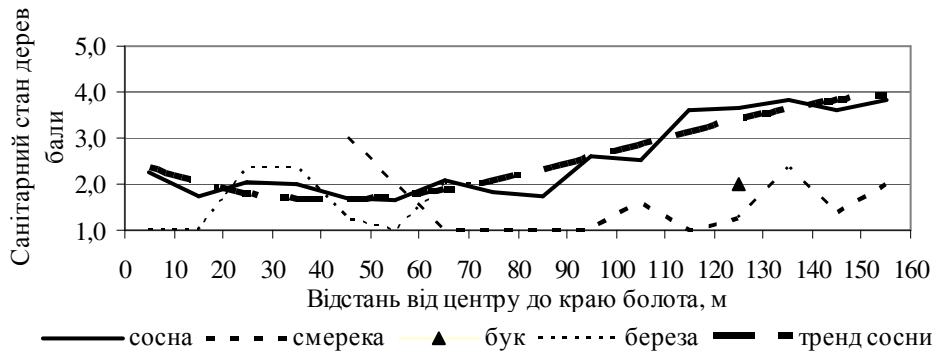


Рис. 3. Залежність розподілу дерев на трансекті за санітарним станом від центру до краю болота.

У результаті перезволоження відбувається відмирання корневих систем, що призводить до всихання сосни. Всихаючі дерева *P. sylvestris* заселяють вусачі – *Trypodendron lineatum* Ol, *Calidium violaceum* L., а також деякі види роду *Monohamus* та ін. Також доволі рідко трапляються комахи-фітофаги – пагонов'юн смолівщик (*Petrova resinella* L.) та пагонов'юн зимовий (*Rhyacionia buoliana* Den. et Shiff.). Ці види поширені на сосні гірській, що зростає у високогір'ї. Незважаючи на сприятливий світловий режим в центрі болота, в умовах високої вологості повітря шкідливий вплив пагонов'юнів виявився незначним.

Гідрологічний заказник “Болото Лютошари” – єдине місце в Карпатах, де на *P. sylvestris* досить часто трапляється біатореловий рак. Зазвичай він спостерігається у пригнічених соснових лісах віком 10-80 рр., що зростають у несприятливих умовах з надлишковим зволоженням. По краю болота значна кількість дерев уражена біатореловим раком, що й призводить до погіршення санітарного стану болота від центру до краю. Розвиток раку носить хронічний характер, і через 5-10 років може розпочатися процес відмирання дерев.

Видове різноманіття трав'яного та чагарничкового ярусу болота представлене такими видами: *Eriophorum vaginatum* L., *Empetrum nigrum* L., *Drosera rotundifolia* L., *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br., *Oxycoccus palustris* Pers., *Vaccinium myrtillus* L., *Rhodococcum vitis-idaea* (L.) Avror (рис. 4 А).

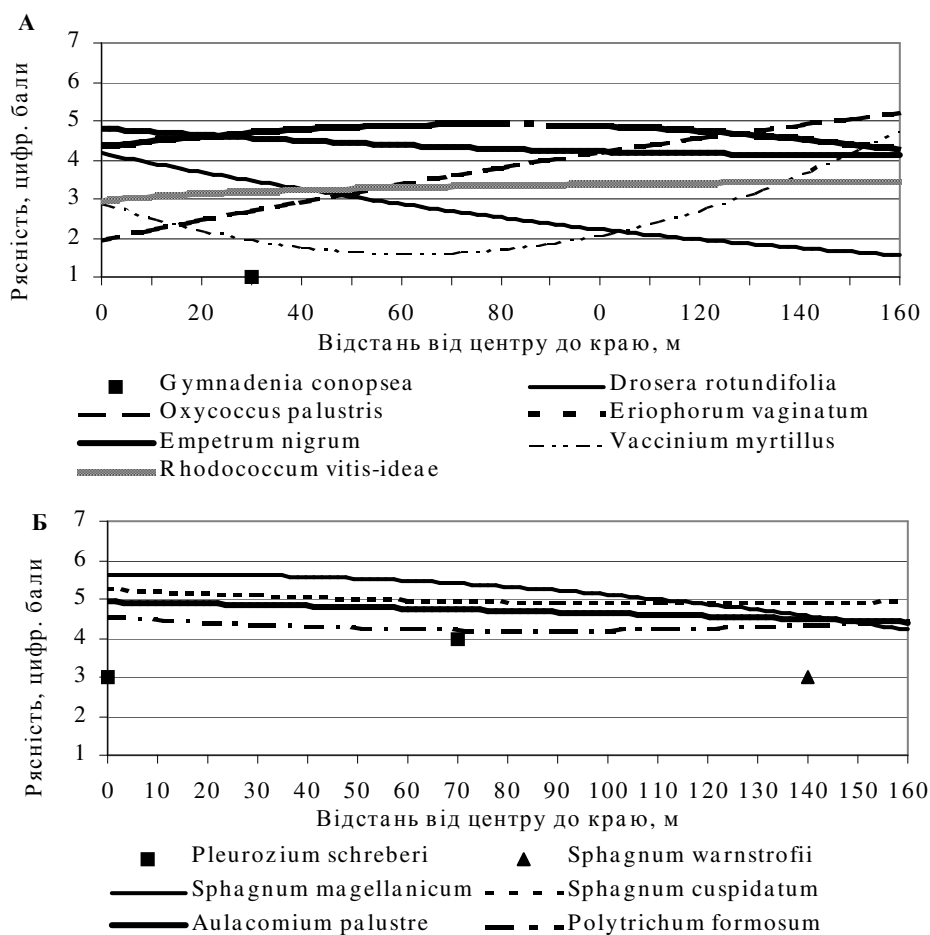


Рис. 4. А. Тренди розподілу на трансекті ценопопуляцій видів трав'яного, чагарничкового (А) та мохового ярусу (Б) за ряєністю в залежності від глибини болота у напрямку від центру до його краю.

Моховий покрив формують такі види: *Polytrichum formosum* (Hedw.) G. L. Smith, *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Aulacomium palustre* (Hedw.) Schwaegr., *Sphagnum cuspidatum* Ehrh. ex. Hotfm., *S. warnstroffii* Russ., *S. magellanicum* Brid. (рис. 4 Б). Це переважно болотні та вологолюбні бореальні та суббореальні види.

Такий видовий склад та просторова структура дослідженого фітоценозу дає підстави умовно віднести його до формації *Sphagneta (fusci) depressipinetosa* [4] або точніше до асоціації *Pinetum (sylvestris) empetrosum (nigre) – sphagnosum* [5]. Як вбачається з наведених вище матеріалів, екологічні характеристики болота визначають особливості росту та санітарного стану пригніченого деревостану, а

також просторові та якісні характеристики ценопопуляцій чагарничкових та мохових видів. Таким чином, зміни видового спектра та просторової організації рослинного покриву мають індикаторне значення, що відображає зміни локальних гідрологічних та екологічних умов

Збільшення рясності вологолюбних видів свідчить про зростання надмірних запасів вологи та про тенденцію подальшого заболочення. Наприклад, вологішою є центральна частина болота, що сприяє інтенсивному розвитку *S. magellanicum* саме у центрі болота. Це є субконтинентальний вид і зростає переважно на зволжених та значно зволжених територіях [10]. В міру віддалення до краю і, відповідно, зменшення вологості, рясність цього виду спадає (рис. 4 Б). З наведених графіків вбачається, що такі види, як *Drosera rotundifolia*, *Empetrum nigrum*, найбільш чітко індикують такі екологічні умови. Інші види *Oxycoccus palustris*, *Vaccinium myrtillus* є індикаторами зворотного ефекту.

Річний приріст дерев свідчить про те, що зімкнутість крон деревостану може зростати. Проте патології дерев вказують і на поступове відмирання окремих особин і звільнення світлового простору. Крім цього, у залежності від змін природно-кліматичних умов, кількості опадів, загального рівня ґрунтових запасів вологи та їхнього відтоку можуть змінюватися гідрологічні умови. У комплексі ці процеси можуть визначати напрями дифузних змін у просторовій структурі чагарничково-мохового рослинного вкриття. Тому, з точки зору потреби пізнання розвитку цих явищ й моніторингового контролю їх, вбачається доцільною потреба у математичному аналізі станів рослинного покриву в залежності від локальної екологічної ситуації [9]. У найбільш узагальненому вигляді це можна зробити з використанням ліній трендів, описавши їх відповідними математичними залежностями.

Стосовно об'єкта дослідження шляхом експериментального підбору (рис. 2-4) знайдено найзручніші математичні вирази, які наведені у таблицях 1, 2. Загалом, розподіл абсолютних значень рясності на графіку має доволі широкий осциляторний характер. Експериментальним підбором кривих трендів встановлено, що найбільш характерним рівнянням тренду вирівняної кривої відповідає поліноміальний тип лінії тренду другого або третього ступеня. В узагальненому вигляді останній можна описати таким математичним виразом:

$$R = k_1 \cdot L^3 + k_2 \cdot L^2 - k_3 \cdot L + k_4,$$

де k_1, k_2, k_3, k_4 коефіцієнти, R – рясність у балах, L – відстань у метрах від центру болота до його краю.

Коефіцієнти k_1, k_2, k_3 , визначають загальну тенденцію кривої. Їхнє зростання веде до збільшення рясності у напрямку від центру до краю болота, а зменшення коефіцієнтів визначає зворотну тенденцію. Коефіцієнт k_4 визначає загальний рівень рясності. Його зростання вказує на загальне зростання рясності ценопопуляції в цілому в межах дослідженої території незалежно від відстані від краю до центру, тобто від глибини болота чи висоти деревостану *P. sylvestris*. Аналогічно впливають відповідні коефіцієнти на характер кривизни та положення кривої поліному другого ступеня.

Таблиця 1

Рівняння ліній тренду залежності ступеня рясності (R) ценопопуляцій видів рослин на трансекті від відстані в напрямку від центру до краю болота (L)

Вид	Рівняння лінії тренду
<i>Eriophorum vaginatum</i>	$R = -0,0095L^2 + 0,1669L + 4,2059$
<i>Drosera rotundifolia</i>	$R = 0,0053L^2 - 0,258L + 4,4152$
<i>Oxycoccus palustris</i>	$R = -0,0035L^2 + 0,2661L + 1,6765$
<i>Empetrum nigrum</i>	$R = 0,003L^2 - 0,0951L + 4,8971$
<i>Vaccinium myrtillus</i>	$R = 0,0332L^2 - 0,4817L + 3,361$
<i>Rhodococcum vitis-ideae</i>	$R = 2,9598L^{0,0575}$
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	$R = -0,0018L^3 + 0,0515L^2 - 0,4438L + 6,0358$
<i>Sphagnum magellanicum</i>	$R = 0,0001L^3 + 0,0019L^2 - 0,2009L + 6,5968$
<i>Aulacomium palustre</i>	$R = -0,0036L^3 + 0,088L^2 - 0,5555L + 5,4412$
<i>Polytrichum formosum</i>	$R = -0,0018L^3 + 0,0519L^2 - 0,431L + 5,1907$

Таблиця 2

Рівняння ліній тренду залежності якісних характеристик деревостану та глибини болота (R) на трансекті від відстані в напрямку від центру до краю болота (L)

Якісні характеристики	Рівняння лінії тренду
Кількість дерев сосни	$R = -0,0208L^2 + 1,4334L + 282$
Висота дерев сосни	$R = 0,0002L^3 - 0,0121L^2 + 0,4174L + 106,6$
Санітарний стан дерев	$R = -2E-06L^3 + 0,0008L^2 - 0,0499L + 2,5972$
Глибина болота	$R = 0,0063L^2 + 0,0337L - 3,2941$

Змінюючи охарактеризовані вище коефіцієнти, можемо моделювати зміни перебігу ліній трендів, які описують особливості залежності ступеня рясності видів у залежності від відстані від центру до краю болота тощо. Напрямок залежності рясності видів від цієї відстані, імовірно, свідчатиме про певні зміни екологічних умов їхнього зростання.

Експериментальним дослідженням зміни значень коефіцієнтів k_1 , k_2 , k_3 встановлено, що вони ілюструють вплив зменшення глибини болота і збільшення висоти деревостану на значення рясності ценопопуляцій. Оскільки глибина болота не змінюється, в останньому випадку може лише зростати висота деревостану. Якщо ж вона буде призводити до зростання коефіцієнтів k_1 , k_2 , k_3 , то може спостерігатися збільшення рясності у напрямку до краю болота. Відповідно за умови незмінної глибини болота може змінюватися середній рівень ґрунтових вод та їхніх питомих запасів, що у свою чергу може спричинювати зміни у співвідношенні ценопопуляцій. Проте дослідження такого напрямку потребує розроблення спеціальних гідрологічних методик.

Подібно можна зробити прогностичні передбачення щодо біометричних характеристик деревної рослинності та її санітарного стану (табл. 2). Проте слід зробити і застереження, що патології дерев залежать не лише від глибини болота чи надмірних вологозапасів, але й від висоти дерев і, можливо, їхнього віку. Не

дивлячись на те, що у центрі болота особливо багато особин дерев, їхній санітарний стан набагато кращий ніж ближче до краю болота. Однак, у центрі зростають здебільшого молоді особини, висотою до 2-х м, які уже вступили в генеративну стадію розвитку. Біля краю болота висота сосен сягає 6-ти і більше метрів, проте їхній санітарний стан ледь задовільний. Тому, наведені математичні вирази описують, у першу чергу, не лише особливості розподілу чисельності та висоти дерев у залежності від глибини болота, але й залежність їхнього санітарного стану від віку особин. Експериментальне моделювання коефіцієнтів рівнянь цих залежностей також показує відповідні зміни санітарного стану та біометричних показників деревостану, які теж повинні бути предметом періодичного моніторингового контролю.

Однією з вимог моніторингу є постійність стеження. Для повноцінної оцінки екологічного стану рослинного покриву досліджуваного болотного природного комплексу необхідно регулярно проводити повторні моніторингові дослідження деревної рослинності, її санітарного стану, трав'яної та мохової рослинності. Періодичність таких спостережень могла б становити 5 або 10 років. Обов'язковою умовою цього має бути ідентичність методик та просторової локалізації вимірювань. Тому, описаний трансект на місцевості закріплено крайовими стовпами, координати положення яких зафіксовані з допомогою GPS технології.

Після кожного етапу періодичних моніторингових спостережень слід побудувати графіки вищеписаних залежностей та відповідні ідентичні типи ліній трендів та поліноміальних математичних виразів. Порівнювати необхідно відповідні коефіцієнти цих рівнянь. Зафіксувавши їх зміни, можна буде робити попередні висновки щодо екологічної ситуації та напрямів розвитку рослинного покриву. Проте лише тривалий ряд періодичних спостережень може дати остаточну відповідь на поставлені запитання.

Для кращого пізнання особливостей розвитку рослинного покриву варто провести палеоботанічне дослідження профілю болота з відповідним радіовуглецевим датуванням його шарів.

Висновки

Розроблені загальні методичні підходи до ведення моніторингу змін фітоценотичних систем, на прикладі гідрологічного заказника "Болото Лютошари", в залежності від певних екологічних чинників, а також отримання узагальнень їхнього стану на основі комп'ютерного опрацювання матеріалів спостережень.

Рослинний покрив дослідженого болотного природного комплексу в межах трансекта є своєрідним природним еоклимом [2], який представляє зміни просторової структури рідкісного угруповання *Pinetum (sylvestris) empetrosum (nigre)* – *sphagnosum* у напрямку від центру до краю болота, тобто від максимальної до мінімальної його глибини.

У межах цього еоклиму рослинного покриву спостерігаються дифузні тенденції поширення ценопопуляцій спадного або зростаючого напрямів. Їх описано математичними виразами поліномів другого та третього ступенів. Вони дають можливість теоретично зафіксувати стани та моделювати зміни розвитку рослинного покриву на болоті. Проте вірогідність цього підходу можна буде оцінити лише після повторних моніторингових досліджень через 5, 10 і більше років.

1. Брэдїс Є.М., Кузьмичов А.І., Андрїєнко Т.Л., Батячов Є.Б. Торфово-болотний фонд УРСР, його районування та використання. – К.: Наук. думка, 1973. – 220. с.
2. Вальтер Г. Общая геоботаника: Пер. с нем. / Перевод и предис. А.Г. Еленевского. – М.: Мир, 1982. – 121 с.
3. Голубец М.А., Царик И.В. Некоторые аспекты стабильности и устойчивости фитоценозов // Проблемы устойчивости биологических систем: Тез. докл. Всесоюзн. школы, 15-20 октября 1990 г., Севастополь-Харьков: Б.И., 1990. – С. 205-207.
4. Зеленая книга Украинской ССР. Редкие, исчезающие и типичные, нуждающиеся в охране растительные сообщества / Под общ. ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонко. – К: Наук. думка, 1987. – 216 с.
5. Зелена книга України: Ліси / Шеляг-Сосонко Ю.Р., Устименко П.М., Попович С.Ю., Вакаренко Л.П. – К.: Наук. думка, 2002. – 255 с.
6. Малишева Н.Р., Олещенко В.І., Кузнецова С.В., Красіліч Н.Д., Карамушка В.І. Правові засади впровадження в Україні конвенції про біорізноманіття. – К.: Хімджест, 2003 – С. 103-111.
7. Стойко С.М., Мілкіна Л.І., Ященко П.Т., Кагало О.О., Тасенкевич Л.О. Раритетні фітоценози західних регіонів України (Регіональна "Зелена книга").–Л: Поллі, 1997.– 90 с.
8. Царик И.В., Жилиев Г.Г., Малиновский К.А. Некоторые аспекты пространственной организации сообществ и популяции растений // Экология и ноосферология. – 1995. –Т 1, №1-2. – С. 91.
9. Boichuk I., Petrova L., Rozhko I., Senchina V., Tretyak P. Natural boundary “Turova dacha” – preserve of an international importance // Ways to solve interconnected problems of the natural environment and development of border tarrains in Ukraine, Poland, Slovakia. Collection of science and methodical papers. – Lviv, 1995. – V. 5. – P. 99-102.
10. Elenberg H., Dull R. Zeigerwerte von Laub und Lebermoosen // Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta geobot. Verlag. E. Gotze KG, D 3400 toffingen. – 1992. – S. 175-214.

¹Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів,
e-mail: savitskayt@museum.lviv.net

²Прикарпатський лісогосподарський коледж, м. Болехів, Івано-Франківська обл.

УДК 581.52

П.С. Гнатів

ГІРКОКАШТАН ЗВИЧАЙНИЙ У ЛЬВОВІ Й ПИТАННЯ ЙОГО ЕКОЛОГІЧНОЇ СТІЙКОСТІ В МІСЬКИХ НАСАДЖЕННЯХ

Гнатив П.С. Каштан конский во Львове и вопросы его экологической устойчивости в городских насаждениях // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 75-84.

Представлены результаты исследований особенностей акклиматизации одного из наиболее распространенных в озеленении городов древесного интродуцента. Показаны морфо-анатомические, физико-химические и метаболические адаптивные реакции фенотипов в урбоэкосистеме Львова. Предложены аутоэкологические критерии оптимизации ассортимента декоративных видов для обустройства зеленых зон городов. Как один из путей поддержания устойчивости и функциональности городских насаждений рекомендуется увеличить их видовое и формовое разнообразие.

Hnativ, P. Aesculus hippocastanum L. in Lviv and questions of his ecological stability in the city planting // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 75-84.

The results of different long-term researches of acclimatization features of species distributed in gardening of cities are given. The morphological and anatomic, physical and chemical, metabolic adaptive reactions of phenotypic on acclimatization conditions are shown. The outecological bases of optimization of decorative assortment for cultivation in a green zone of urban and industrial territories are offered. As one of ways of maintenance of stability and functionality of the city planting it is recommended to increase their specific and form variety.

Види і форми різноманітних аборигенних та екзотичних деревних рослин давно займають важливе місце в асортименті районуваних декоративних культур [10]. Водночас, значно більше їх є в колекціях ботанічних садів [21, 22, 23], де вони потенційно представляють велику генетико-селекційну цінність. Проте, як впровадження, так і подальша селекція перспективних садових форм ускладнена акліматизаційними проблемами, які виникають у процесі їх інтродукції, вирощування та розмноження. Рідкісні й унікальні рослини переважно мають істотно меншу життєздатність, процес адаптації їх триває багато років, а іноді й поколінь, і все одно вони залишаються вибагливими до нових умов зростання. В ході інтродукції часто не враховується той факт, що "...кожний організм – це складна консорційна екологічна система..." [5], у якій функціонально тісно (симбіотично, паразитично, мутуалістично тощо) пов'язані інші організми, і котра гармонійно існувала у своєму природному середовищі. Тому, всебічні дослідження особливостей нових представників деревної флори, як і ознак їхньої адаптивності, завжди актуальні.

Водночас, у сучасних містах загострилася проблема збереження існуючих природних зелених масивів, створення нових стійких у міському середовищі насаджень, збагачення й оновлення складу декоративних деревних рослин. Адже відомо [1], що наприклад, у скверах Львова понад 20% видового асортименту займають клени, 11 – липи, 10 – тополі, 8% – ясени. У Луцьку [8] на 2002 рік у насадженнях виявлено всього 145 видів дерев і кущів, у Києві [22] – 185.

З родини *Hippocastanaceae* Torr. et Grey. в озелененні Львова виявлені переважно *Aesculus hippocastanum* L., *A. hybrida* DC., *A. carnea* Hayne. Ці види, а також *A. h. f. Albo-variegata*, *A. h. f. Roseoflora*, *A. octandra* Marsh., представлені в колекції Ботанічного саду НЛТУ України, *A. h. f. Baumannii*, *A. neglecta* Lindl. та *A. parviflora* Walt. – ЛНУ ім. І. Франка [20]. Гіркокаштан звичайний на заході України вважається натуралізованим екзотом.

Значне коливання мікрокліматичних умов сезонної вегетації на території міст на тлі незмінно високого забруднення й дигресії природних властивостей ґрунтів в окремі роки збільшує або зменшує прес урботехногенних чинників на рослини [3, 11]. Різні за аутоекологічними особливостями й походженням види та форми дерев за такого коливання стану середовища переживають кожен конкретний сезон вегетації в місті відповідно з різним наслідком для себе і для довкілля. Окремі з них інколи інтенсивно вражені шкідниками чи хворобами, витрачають значну частину своїх енерго-пластичних ресурсів на відновлення асиміляційного апарата, що з міркувань сануючого чи фітомеліоративного ефекту мінімізує їхню роль в міських насадженнях.

Мета нашої роботи – дати оцінку екологічної стійкості *Aesculus hippocastanum* L. в урбоecosистемі Львова.

Матеріал і методика досліджень

Підбір пробних площ, фенологічні й морфологічні спостереження виконували за методикою М.Є. Булигіна [2]. Як об'єкти досліджень були виділені групи дерев (7-10 особин кожного виду) 20-30-річного віку з максимально близькими морфолого-таксаційними характеристиками. Зокрема, це такі види: *Aesculus hippocastanum* L., *Quercus robur* L., *Acer platanoides* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Fraxinus excelsior* L. На модельних об'єктах відбір проб листків для аналізів виконували в липні або у декілька прийомів упродовж вегетації.

Для дослідження анатомо-морфологічних показників стійкості й хімічних аналізів об'єднаний зразок рослинного матеріалу формували з відібраних із кожного модельного дерева з південно-східного, а для пристінних насаджень з освітленого, боку крони двох-трьох лідируючих пагонів поточного року. Для морфологічних досліджень зразок охоплював 15-30 цілих пагонів. Для хімічних аналізів відбирали всі листки з пагонів поточного приросту, відділяючи черешки від листкових пластинок. Для анатомічних і фізико-хімічних досліджень, а також для вимірювання флуоресценції, відбирали 2-3 середніх неушкоджених листки з кожного пагона всієї вибірки (30-32 шт.). З кожного варіанту для цих аналізів, крім взятих для індукції флуоресценції партій листкових пластинок, робили наскрізну висічку.

Об'єднаний зразок для хімічних аналізів висушували за температури 40-45°C впродовж двох діб до повітряно-сухого стану, всю масу розмелювали й розділяли на дві рівні частини. З кожного паралельного зразка відбирали потрібний об'єм матеріалу для аналізу в двох повторностях. Хімічні аналізи виконували за Х.М. Починком [19]. Окисно-відновні й буферні властивості зелених листків досліджували на рН-метрі за спеціальною методикою [17], попередньо розтираючи пробу (висічку з 30 живих листків) до гомогенного стану в ступці. Індукцію флуоресценції листкових пластинок, її реєстрацію і вимірювання виконували на однопроменевому динамічному флуориметрі [15]. За власною методикою

вимірювали такі параметри фотоіндукованої флуоресценції, як максимум підняття її кінетичної кривої ($I_{\text{макс}}$, відн. од.) і тривалість спаду індукованої флуоресценції ($T_{\text{фл}}$, с) [15]. З кожної видової групи на кожній ділянці спостереження згідно зі схемою досліджень відбирали 7-12 типових за розмірами і виглядом здорових листків, які у зволоженому стані впродовж 12 год. попередньо тримали в суцільній темряві.

Статистичне опрацювання даних здійснили стандартними методами за допомогою прикладних програм MS Excel 2000 і Statistica 6,0.

Результати досліджень і їх обговорення

Морфологічна будова надземної частини рослини налаштована на отримання необхідної кількості світла й вуглекислого газу для фотосинтезу. Велика поверхня контакту з атмосферою у деревних рослин забезпечується, в основному, площею листків, яка становить 4-7 м² на 1 кг маси [4, 13]. Тому розміри листкових пластинок і їх кількість відіграють значну роль в процесі засвоєння світлової енергії та асиміляції потрібних організмові речовин. Вимірювання засвідчили значну динамічність більшості параметрів листкового апарату у досліджуваних екотопах (табл. 1). З переходом від парків до скверів площа листків (як і довжина й ширина) зростає, але зменшується у вуличних насадженнях. Площа листків достатньо висока за зменшення їх кількості, при цьому черешки довші. Отже, в екотопі вулиці листковий апарат гіркокаштана звичайного виявився значно зміненим у напрямку набуття рис ксероморфності.

У газостійких, за поширеними оцінками [6], деревних рослин, до яких зараховуються, зокрема, акація біла й часто гіркокаштан звичайний, зменшення морфологічних показників з посиленням техногенного навантаження менш виражене в порівнянні з іншими видами. Це звично трактується як симптом, котрий означає, що стійкі деревні види можуть ефективно протидіяти несприятливому екологічному середовищу міста [4, 9].

Анатомічна будова листка в міру зростання урбогенного тиску переважно змінюється в напрямку ксероморфозу [4, 6]. Тканини мають щільну упаковку клітин. У листках дерев міста потовщується кутикула, епідерміс, палісадна паренхіма. Описані зміни дуже подібні до ефекту впливу токсичних викидів в атмосферу, а також за дефіциту азоту й зольних елементів, "фізіологічної сухості" екотопів тощо.

Таблиця 1

Морфометрична характеристика листків і пагонів гіркокаштана звичайного у Львові

Насадження	Параметри листкової пластинки			Кількість листків на пагоні, шт.	Довжина черешка, см	Параметри пагона			
	площа, см ²	довжина, см	ширина, см			1990 р.		1991 р.	
						довжина, см	діаметр, мм	довжина, см	діаметр, мм
Парк	591,9	22,4±4,9	32,0±7,9	4,4±0,8	14,5±3,2	7,7±2,8	8,4±1,2	8,8±1,7	7,3±1,5
Сквер	827,2	26,3±5,5	38,7±8,3	4,0±0,9	14,7±3,2	18,0±3,2	9,3±1,5	14,7±2,8	10,4±2,4
Вулиця	442,9	21,4±4,5	30,4±5,4	4,9±1,2	12,4±5,1	10,1±2,8	10,1±1,3	11,6±3,8	8,5±0,8

Анатометричний аналіз поперечного перетину листків проводили шляхом застосування світлової мікроскопії. З кожного варіанта дослідження для обчислення точності вимірювань виготовляли не менше 10–30 препаратів. Вимірювання товщини тканин виконували за допомогою окуляр-мікрометра – МОВІ-15×У402 за збільшення $\times 300$. За даними досліджень 1997 року (рис. 1), акація біла і ясен звичайний мало реагували на погіршення умов росту зменшенням товщини внутрішніх листкових тканин і в них спостерігали збільшення товщини епідермісу.

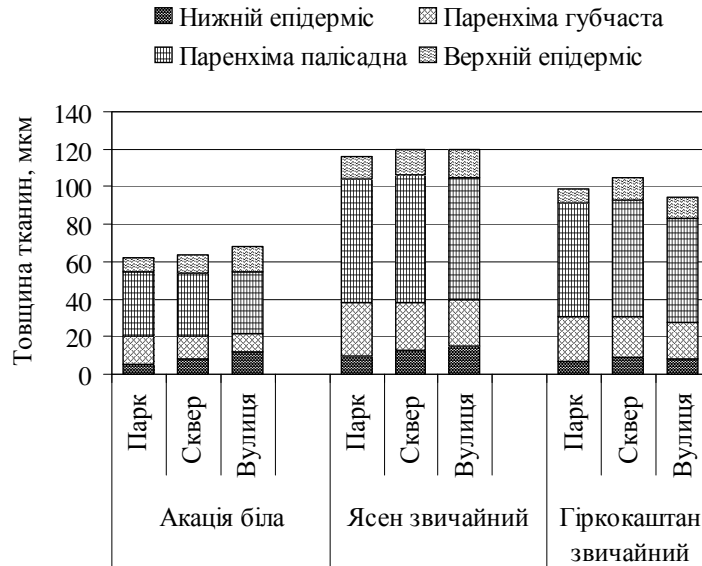


Рис. 1. Анатомічна структура листкових пластинок дерев у насадженнях Львова (1997 р.), мкм.

В акації білої і ясена звичайного було виявлене незначне зменшення товщини мезофільних тканин в напрямку від паркових насаджень до вуличних, у гірकोкаштана – дещо більше. Таким чином, дослідження показали, що зі збільшенням урбогенного навантаження на екотопи в листках модельних видів і в анатомічній будові присутні ксерофитні тенденції: товщина покривних тканин збільшується, товщина стовпчастої і губчастої паренхіми, а також листка, загалом зменшуються.

Отже, морфологічні й анатомічні дослідження асиміляційних органів рослин свідчать про вплив умов життя дерев на морфо-анатомічну модифікацію листкового апарату та дають важливу інформацію про реакцію деревних видів на стан середовища, проте зробити певний висновок стосовно адаптації організму за такими даними проблематично, оскільки вони інколи взаємно суперечують.

Для протидії хімічному пресу зовнішнього середовища клітини мають буферні системи, котрі стабілізують рН їхнього середовища [6, 7, 18]. Тому коливання рН як ендо-, так і екзодетерміновані, не можуть виходити за межу, прийнятну для нормального функціонування білково-ферментних комплексів у клітині, адже вона впливає на іонізацію як основних, так і кислих груп самих білків. Дослідження в

1997-98-х роках реагування буферної системи представників поширених деревних видів на умови вирощування упродовж вегетаційного періоду дали результати, які підтверджують значний вплив трансформації екотопів на насадження Львова. Проте гірकोкаштан звичайний за зміщенням рН(Δ рН) і рівнем протидії штучному підкислюванню виявився найуразливішим до змін умов середовища від паркових до вуличних упродовж вегетації, а особливо, у фазі старіння листків (табл. 2). В умовах парку цей вид зберігав найбільшу стійкість буферної системи клітин до зовнішнього підкислення.

Таблиця 2

Фізико-хімічні властивості гомогенату зелених листків гірकोкаштана звичайного в насадженнях Львова (1998 р.)

Фаза розвитку асиміляційного апарата	Насадження	Показники стану буферної системи	
		рН	Δ рН
Початок активного приросту листкового апарату (12.05)	Парк	5,22±0,03	2,94±0,01
	Сквер	5,85±0,07	3,71±0,04
	Вулиця	5,71±0,01	3,58±0,01
Перехід до найактивнішого фотосинтезу (26.05)	Парк	5,15±0,03	3,38±0,02
	Сквер	5,83±0,02	4,02±0,01
	Вулиця	5,67±0,01	3,88±0,03
Старіння і початок осіннього забарвлення листків (9.09)	Парк	5,72±0,00	3,66±0,01
	Сквер	5,98±0,03	4,03±0,04
	Вулиця	6,02±0,01	4,00±0,03

У 1996-97 роках були проведені порівняльні дослідження параметрів індукованої флуоресценції живих листків, котрі відбирали з дерев у насадженнях Львова. В акації та інших порід спостерігали підняття кінетичної кривої $I_{\text{макс}}$ з погіршенням умов вирощування (табл. 3). У гірकोкаштана звичайного з посиленням техногенного навантаження $I_{\text{макс}}$ ставала меншою. Це пояснюємо тим, що нестійкі деревні види, вірогідно, реагують на погіршення екологічних умов вирощування зміною активності пігментів у листках. Тривалість згасання ($T_{\text{фл}}$) індукованої флуоресценції зменшувалася з погіршенням умов у тих видів, у котрих підвищувалася $I_{\text{макс}}$, як у акації білої. В гірकोкаштана вона була найбільшою в насадженні скверу. У акації білої, як світлолюбного виду, за зміни властивостей екотопа (від паркового до вулиці) активізувалася фоточутливість листків, у гірकोкаштана звичайного, як тіневитривалого, зменшувалась інтенсивність флуоресценції.

Тестуванням флуоресцентних властивостей живих листкових пластинок виявлено тісний зв'язок фотооптичної чутливості фотосинтетичного апарата дерев з інтенсивністю антропогенної трансформації середовища. У найбільш екологічно напружених умовах вирощування дерев спостерігали спад інтенсивності індукованої флуоресценції та зміну тривалості її стабілізації (табл. 3). Це відбувається унаслідок порушення балансу хлоропластів та інших пластидів у бік зростання кількості хромопластів, тому згасає фотооптична активність листків [16]. Інші автори [7] також підтвердили, що інтенсивність люмінесценції листків моху *Leskea polycarpa* Hedw. у центральній частині Львова в 1,5-2 рази нижча, ніж в околицях.

Таблиця 3
 Параметри кінетичної кривої фотоіндукованої флуоресценції листків дерев у насадженнях Львова (1997 р.)

Вид	Насадження	Інтенсивність і тривалість флуоресценції	
		$I_{\text{макс}}$, відн. од.	$T_{\text{фл}}$, с
Акація біла	Парк	$29,25 \pm 1,43$	$69,75 \pm 1,23$
	Сквер	$41,50 \pm 2,60$	$63,13 \pm 1,31$
	Вулиця	$100,8 \pm 9,28$	$41,30 \pm 4,76$
Гіркокаштан звичайний	Парк	$29,25 \pm 2,65$	$65,50 \pm 5,50$
	Сквер	$25,75 \pm 1,55$	$73,88 \pm 3,78$
	Вулиця	$21,50 \pm 1,09$	$52,50 \pm 4,15$

Результати хімічних аналізів сухої речовини листків дерев з різних насаджень Львова показали, що її склад, залежно від умов вирощування рослин, істотно змінюється. Простежено збільшення загальної кількості первинних продуктів фотосинтезу – цукрів, крохмалю й інших водорозчинних вуглеводів, з посиленням урбогенного впливу (рис. 2). Гіркокаштан за цим показником виявився активнішим за клен гостролистий.

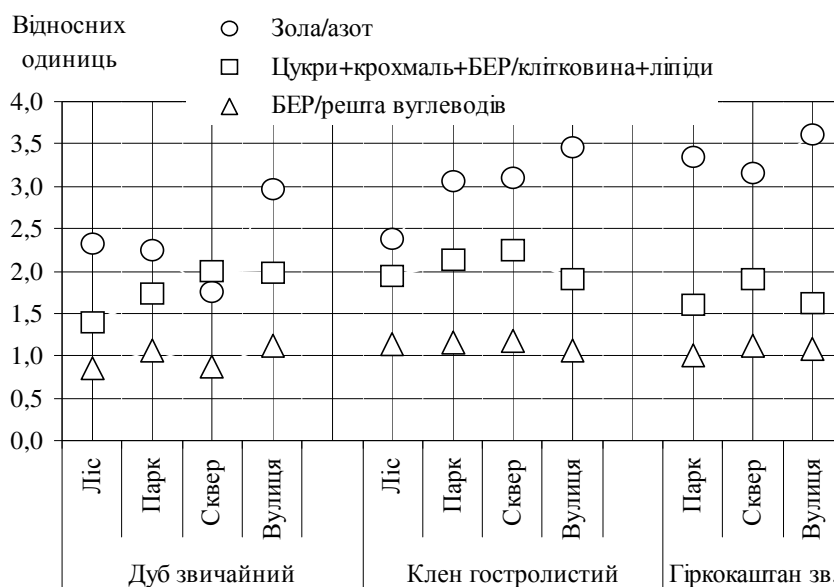


Рис. 2. Зміни співвідношення компонентів мінерального живлення та пропорцій вуглеводів різного функціонального значення у листках деревних видів залежно від насаджень у Львові (1991 р.), у відносних одиницях.

Натомість клітковина й ліпіди синтезовані листками у щораз менших кількостях. Лише в насадженнях вулиці, де екологічні умови для рослин

найскладніші, тенденції співвідношення вуглеводів змінювалися: частка первинних вуглеводів відносно структурних помітно зменшувалася, і знов у гіркокаштана найбільше. Це можна пояснити значним перевищенням кількості зольних сполук відносно азоту, яке вірогідно створювало істотно гірші внутрішньоклітинні умови для нормальних метаболічних реакцій. Унаслідок виниклих проблем у клітинах залишалися найпростіші вуглеводи – БЕР, що потенційно могли би бути включені у різні сполуки за сприятливіших умов метаболізму.

Прикладами загострення адаптаційних проблем у багатьох деревних порід в урбаністичній екосистемі Львова виявилися 2001-06 роки, котрі були вкрай несприятливими для інтродуцентів за погодними умовами вегетаційного періоду. Вагомим аргументом щодо невдалого застосування їх в озелененні є досвід створення монокультурних насаджень гіркокаштана звичайного. В ході його аматорської інтродукції в Україну під час російсько-турецької війни на Балканах у другій половині XIX ст. не була досліджена консортивна організація цього виду в місцевих біотопах. Досі залишаються нез'ясованими аутоекологічні аспекти стійкості *Aesculus hippocastanum* у його природному середовищі до шкідників і хвороб.

Унаслідок масового ушкодження листків (рис. 3) мінувальною мілью (*Cameraria ohridella* Deschka et Dimic) [12] та грибковим захворюванням (збудник – *Guignardia aesculi* (Peck) Stew.), часто на тлі порушення засвоєння калію, починаючи з середини літа, рослини *Aesculus hippocastanum* повсюдно втрачають листяну масу.

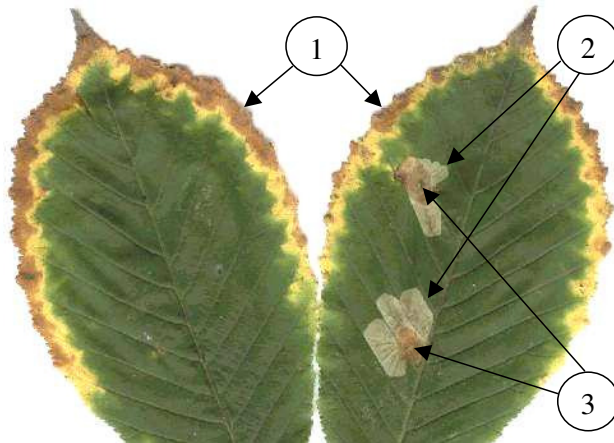


Рис. 3. Зовнішні ознаки пошкоджень листкових пластин *Aesculus hippocastanum* L. у насадженнях Львова, спричинених: 1) недостатнім засвоєнням калію і магнію; 2) виїданням мезофілу личинками мінувальної молі (*Cameraria ohridella* Deschka et Dimic); 3) розвитком ураження бурою плямистістю (*Guignardia aesculi* (Peck) Stew.).

Із року в рік інвазія мінувальної молі просувається на схід України. Захистити від неї гіркокаштанові насадження в умовах міст хімічними інсектицидами системної дії сьогодні не реально, адже вартість їх доволі висока, а токсичність для личинок нетривала. Водночас листковий апарат представника того ж роду – *Aesculus carnea* Наупе, ні мінувальна міль, ні буро плямистість не ушкоджували. Загалом гіркокаштан червоноквітий має значно кращий вигляд за габітусом у насадженнях

різного призначення, зокрема вздовж інтенсивно завантажених транспортом вулиць. До того ж фаза цвітіння у цього виду триває довше в порівнянні з гірकोкаштаном звичайним.

Висновки і пропозиції

Висаджений суцільними смугами в різних видах насаджень Львова й інших міст заходу України, гірकोкаштан звичайний катастрофічно втрачає свою декоративність і, головне, фітомеліоративну ефективність уже із середини вегетаційного періоду.

Уражені мінувальною міллю дерева *Aesculus hippocastanum* L. неможливо захистити за відсутності активних природних чинників обмеження розвитку шкідника в Україні й відновити насадження до прийнятного функціонального стану без масового застосування хімічних засобів. Зусилля й кошти ефективніше спрямовувати на впровадження *Aesculus carnea* Hayne., *A. hibrida* DC. й інших видів і форм, які явили стійкість стосовно шкідників, хвороб та урбогенних умов загалом. Вони, як і багато інших рідкісних екзотів, давно й добре ростуть у парках і ботанічних садах Львова поодинокими особинами, є не менш декоративно привабливими культурами, деякі дають життєздатне насіння і можуть із більшим успіхом облагородити міські ландшафти.

Для досягнення максимально можливого рівня сукупної ефективності декоративних насаджень великого міста і збереження їх функціональності доцільно розширити видове і формове різноманіття дендрофлори, в т.ч. і за рахунок екзотів. В озелененні вулиць слід відмовитися від створення традиційно монокультурних лінійних посадок, які призначені служити виключно стильовим архітектурним доповненням до проектного ансамблю. Доцільно уникати використання садильного матеріалу одноманітного генетико-селекційного походження, представленого одним видом чи формою дерев і кущів.

Не мають глибокої наукової аргументації пропозиції підбирати асортимент декоративних культур відповідно до переважного характеру забруднення чи ознак екотопа (промзони, околиці міст, центр, вулиці тощо [6, 14]). Цільова спеціалізація насаджень і обмеження асортименту за критеріями лише візуальної стійкості рослин позбавляють їх можливості взаємопідтримки в угрупованнях, створюють ризик втрати екологічної стійкості цілого насадження, нестабільності їх у зв'язку з мінливістю погодних умов і послаблює психо-емоційний ефект від крайобразу.

Зусилля слід спрямовувати не лише на підбір стійкого асортименту, а й на компенсаційні заходи, котрі згладжують коливання якості екотопів. Значне послаблення техногенного тиску на міське середовище і створення надійної підоснови стійкості насаджень забезпечує конструювання потужного й родючого ґрунтового профілю під рослинами із властивостями, що максимально наближені до природних едафотопів, із яких вони походять.

Формування комбінованих за аутоекологічними властивостями деревних груп з екологічно адекватними едафотопами максимально наближено моделює звичні для конкретних видів рослин природні екосистеми, урізноманітнює рекреаційне середовище для людини і забезпечує більшу вірогідність збереження фіторізноманітності й поліфункціональності насаджень урбаністичних ландшафтів.

1. Антропогенні зміни біогеоценотичного покриву в Карпатському регіоні / За ред. М.А. Голубця. – К.: Наук. думка, 1994. – 168 с.
2. Бульгин Н.Е. Фенологические наблюдения за древесными растениями. – Л.: ЛТА, 1979. – 96 с.
3. Гнатів П.С. Екологічні проблеми інтродукції деревних рослин у техногенному середовищі Львова // Екологічний збірник НТШ. – Львів: Наукове товариство ім. Шевченка. – № 7. – 2001. – С. 237-248.
4. Горышина Т.К. Фотосинтетический аппарат растений и условия среды. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1989. – 204 с.
5. Голубець М.А. Екосистемологічні принципи інтродукції // Наук. вісн. УкрДЛТУ. Вип. 9.9. – 1999. – С. 11-14.
6. Илькун Г.М. Загрязнители атмосферы и растения. – К.: Наук. думка, 1978. – 246 с.
7. Кияк Н.Я., Козловський В.І. Оцінка рівня забруднення м. Львова важкими металами із застосуванням моху *Leskea polycarpa* Hedw. // Мат-ли міжнар. наук. конф. “Промислова ботаніка: стан та перспективи розвитку”. – Донецьк: ТОВ “Лебідь”, 2003. – С. 69-71.
8. Ковальчук Н. Систематичний аналіз дендрофлори м. Луцька // Наук. вісн. УкрДЛТУ. Вип. 13.5. – 2003. – С. 38-40.
9. Кохно Н.А. Клені України. – К.: Наук. думка, 1982. – 182 с.
10. Кохно Н.А., Дорошенко А.Т., Жоголева Н.Н. и др. Декоративные деревья и кустарники городских насаждений Полесья и Лесостепи Украины. – К.: Наук. думка, 1985. – 234 с.
11. Коршиков І.І., Гнатів П.С. Урботехногенне середовище як інтегральний чинник пристосування рослин // Промышленная ботаника. Вып.3. – Донецк, 2003. – С. 78-82.
12. Крамарець В.О. *Cameraria orhidella* (Lepidoptera, Gracillariidae) – небезпечний шкідник каштана кінського // Мат-ли міжнар. конф. “Зелені міські зони – від проблем до розв’язків” – Львів: Друкарські куншти, 2005. – С. 88-90.
13. Крамер П.Д., Козловський Т.Т. Физиология древесных растений. – М.: Лесн. пром., 1983. – 461 с.
14. Кучерявый В.А. Урбоэкологические основы фитомелиорации. – М.: НПО “Информ”, 1991. – Ч. I. – 376 с.; Ч. II. – 289 с.
15. Кучерявий В.П., Мокрий В.І., Гнатів П.С. та ін. Оптиелектронний метод тестування фотосинтетичного апарату в урбогенних умовах // Тез. доп. 44-ої наук.-техн. конф. ЛЛТІ. – Львів: ЛЛТІ, 1992. – С. 42-43.
16. Моргун В.Н., Должинов С.В., Знак Н.Ю. Использование замедленной флуоресценции хлорофилла для оценки фотосинтетической продуктивности и устойчивости растений // Мат-ли 2 съезда Всес. о-ва физиологов растений. Ч. 2. – М., 1992. – С. 141.
17. Николаевский В.С. Некоторые анатомо-морфологические особенности древесных растений в связи с их газоустойчивостью в условиях медеплавильной промышленности Среднего Урала : Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Свердловск, 1964. – 18 с.
18. Петрушенко В.В. Адаптивні реакції рослин. – К.: Вища школа, 1981. – 181 с.
19. Починок Х.М. Методы биохимического анализа растений. – К.: Наук. думка, 1976. – С. 5-77.
20. Третяк П.Р., Гнатів П.С., Щербина М.О. Дендрофлора ботанічних садів загальнодержавного значення Львівщини // Наук. вісн. УкрДЛТУ. Вип. 10. 3. – 2000. – С. 133-156.
21. Черевченко Т.М., Косенко І.С., Вернюк Г.А. Завдання ботанічних садів та дендропарків України по втіленню в життя глобальної стратегії збереження рослин // Проблеми збереження та збагачення біорізноманітності в умовах антропогенно-зміненого середовища. – Дніпропетровськ: Проспект, 2005. – С. 54-57.

22. Черевченко Т.М., Кузнецов С.І. Біорізноманіття деревних рослин в умовах мегаполісів та його оптимізація (на прикладі м. Києва) // Наук. вісн. УкрДЛТУ. Вип. 13.5. – 2003. – С. 22-27.
23. Gnativ P. The Conservation of Biodiversity in the Botanical Garden of Ukrainian State University of Forestry and Wood Technology / M. von den Driesch, W. Lobin. – Botanische Gärten und Erhaltung Biologischer Vielfalt. Ein Erfahrungsaustausch. – Berlin: Bundesamt für Naturschutz, 2001. – P. 105-106.

Інститут екології Карпат НАН України, м. Львів,
e-mail: pshnativ@ukrpost.net

УДК 594.38

Н.В. Сверлова

**ВПЛИВ УРБАНІЗАЦІЇ НА КОНХОЛОГІЧНІ ПАРАМЕТРИ
CEPAEA VINDOBONENSIS (GASTROPODA, PULMONATA, HELICIDAE)
НА ЗАХОДІ УКРАЇНИ**

*Сверлова Н.В. Влияние урбанизации на конхологические параметры *Cepaea vindobonensis* (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) на западе Украины // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 85-94.*

Проанализированы результаты биометрических исследований 2511 раковин *C. vindobonensis* из 21 выборки. Размеры раковин (высота, большой диаметр, объем) уменьшаются в ряду "городские – пригородные – внегородские биотопы". Зависимость между размером, формой и окраской раковин проявляется на уровне популяций (колоний), а не отдельных особей.

*Sverlova, N. Influence of urbanization on the conchological parameters of *Cepaea vindobonensis* (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) in Western Ukraine // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 85-94.*

The results of biometrical investigations of 2511 shells of *C. vindobonensis* from 21 samples were analyzed. The shell sizes (height, large diameter, volume) are decreased in the file of "urban – suburban – non-urban biotopes". The dependence between the size, form and colour of the shells is displayed on the level of the populations (colonies) – not of the separate specimens.

Наприкінці ХХ – на початку ХХІ ст. на території України почали інтенсивно проводитися біометричні дослідження черепашок наземних молосків, переважно представників родин Epidae [1, 2 та ін.] і Helicidae [5]. Одним з основних напрямів цих досліджень стало з'ясування конхологічних особливостей міських популяцій модельних видів і можливостей біоіндикаційного використання результатів конхіометричних досліджень в урбанізованому середовищі [5]. Проте узагальнення даних, отриманих різними дослідниками, у формі колективної монографії [5] наочно продемонструвало не лише деяку суперечливість отриманих результатів і особливо їх теоретичної інтерпретації, але й недостатню емпіричну обґрунтованість попередньо зроблених висновків. Крім того, розміри черепашок до цього часу розглядалися переважно відокремлено від інших конхологічних ознак (насамперед – від забарвлення), або ж взаємозв'язок розмірів, форми та забарвлення черепашок аналізувався лише в межах однієї популяції (вибірки). Такий підхід не можна вважати методично виправданим, оскільки фізичні властивості черепашки повинні визначатися усім комплексом взаємодіючих між собою та, імовірно, частково компенсуючих одна одну конхологічних ознак [5, 8].

Хоча австрійська цепаєа *Cepaea vindobonensis* (Fér.) широко розповсюджена на території України та є зручним об'єктом для проведення конхіометричних досліджень, до цього часу були описані конхологічні параметри лише кількох популяцій з Чернівецької [6], Одеської і Миколаївської [5] областей. В останньому випадку порівняння 6 вибірок (907 черепашок) з міських і позаміських біотопів півдня України не дало однозначних результатів: порівняно з контролем середні розміри черепашок у міських популяціях або зменшувалися, або збільшувалися.

Таким чином, для з'ясування можливих механізмів впливу урбанізації на конхологічні параметри модельного виду, а також інших представників родини Helicidae, необхідно було дослідити взаємодію розмірів, форми та забарвлення черепашок у популяціях *C. vindobonensis* на достатньо великому статистичному матеріалі. Для цього були використані вибірки з міських і позаміських біотопів Львівської і, частково, Івано-Франківської областей, фенетична структура яких була описана і проаналізована у попередніх публікаціях [4, 5].

Метою цієї статті є аналіз конхологічних особливостей міських популяцій наземних молюсків на прикладі модельного виду *C. vindobonensis*. Для цього необхідно було проаналізувати зміни середніх розмірів і форми черепашок у напрямку від міських до приміських і позаміських популяцій, а також можливий зв'язок цих параметрів з фенетичною структурою досліджених популяцій.

Матеріал і методика досліджень

Загалом було виміряно 2 511 повністю сформованих черепашок статевозрілих особин *C. vindobonensis* з 21 вибірки. 18 вибірок склалися переважно з порожніх черепашок, зібраних у квітні 2003 і 2004 рр. у ксеротермних біотопах Львівської та Івано-Франківської областей (переважно на схилах південної або південно-західної експозиції з сильно розрідженою деревно-чагарниковою рослинністю або повністю без неї, де популяції *C. vindobonensis* досягали найбільшої щільності). Якщо відстань між вибірками не перевищувала 50 м за умови відсутності природних або антропогенних бар'єрів (отже, сусідні вибірки репрезентували частини однієї великої колонії *C. vindobonensis*), їх позначали однією великою латинською літерою і цифрами. У випадку повторних зборів на одному місці до коду вибірки додавали позначки "a" і "b".

Детальний опис місць збору наведено у попередній праці [4]. Ділянки А, В і С репрезентують західну частину регіонального ландшафтного парку "Знесіння" у Львові, розташовану ближче до центру міста; ділянки D і E – його східну (периферійну) частину з г. Хомиць. Решту вибірок зібрано в околицях таких міст: F і G – Миколаєва; H – Золочева; I – Івано-Франківська. Усі позаміські популяції займали схили з вапняковими осипами, утвореними природним шляхом або внаслідок колишньої розробки кар'єрів.

Крім того, у червні-липні 2004 р. після значних дощів на окремих досліджених ділянках були зібрані повторні вибірки, виключно з живих активних особин *C. vindobonensis*. Молюсків збирали на високій трав'яній рослинності (пустир на ділянці В) або на трав'яній рослинності та поверхні ґрунту (схил біля залізничної колії на ділянці Е). Додаткові вибірки позначені нижніми індексами "L"; місце збору вибірок V_{L1} і V_{L2} повністю відповідає місцю збору вибірок Va (2003 р.) і Vb (2004 р.); місце збору вибірки E_L – сукупному місцю збору вибірок E1 (40 м схилу) і E2 (наступні 20 м того ж самого схилу). Порожні черепашки (живі молюски) не поверталися на місце збору, тому не могли потрапити до повторних зборів.

Фенетична структура 18 вибірок *C. vindobonensis* була проаналізована у попередній праці [4]. Фенетична структура 3 додаткових вибірок показана у таблиці 1. Використання живих молюсків, а не частково знебарвлених порожніх черепашок, надало можливість також встановити точну частку у вибірках форми "*pallescens*" [4].

Таблиця 1

Фенетична структура додаткових вибірок *Cerata vindobonensis*

Фенотипи	Вибірки		
	V _{L1}	V _{L2}	E _L
12345	85,0	75,2	89,9
1(23)45	12,3	18,5	5,1
(12)345	0,4	–	–
(123)45	–	0,5	–
10345	2,2	4,6	5,1
12045	–	1,0	–
Колір смуг:			
нормально пігментовані	39,6	43,3	78,5
<i>pallescens</i>	60,3	56,7	21,5
No	227	194	79

Примітки: частоти фенотипів у відсотках; No – загальна кількість молюсків у вибірці.

Для оцінки "середньої темноти забарвлення черепашок" у вибірках (колоніях, популяціях) вираховували середнє значення індексу DG. При цьому для кожної черепашки сумували наявність кожної окремої смуги та кожного окремого злиття сусідньої пари смуг [7]:

фенотип 10345 – 4 смуги; DG = 4;

фенотип 1(23)45 – 5 смуг + 1 злиття; DG = 6;

фенотип (123)45 – 5 смуг + 2 злиття; DG = 7 тощо.

Аналогічно до попередньої роботи [3], для конхіометричних досліджень використовували лише ті черепашки, які не зазнавали механічних ушкоджень (деформацій) в процесі свого утворення, що могло вплинути на їх кінцеві розміри та форму. При аналізі фенетичної структури, навпаки, могли бути враховані деформовані або частково поламані черепашки, якщо ушкодження давали змогу визначити фенотип, і не враховані цілі, але знебарвлені черепашки. Тому кількість виміряних черепашок у кожній вибірці не співпадає з кількістю черепашок, використаних для аналізу фенетичної структури [4].

Для кожної черепашки штангенциркулем вимірювали її висоту (ВЧ) і великий діаметр (ВД) з точністю до 0,1 мм. На відміну від загальноживаної методики, згадані параметри вимірювали без врахування відгорнутих країв устя, що дозволяє точніше відобразити реальні розміри (об'єм) черепашки [5]. Для характеристики форми черепашки використовували відношення ВЧ/ВД. Для оцінки загальних розмірів черепашки незалежно від її форми використовували умовний об'єм черепашки, розрахований за формулою:

$$V_{\text{ч}} = \frac{1}{2} \text{ВЧ} \cdot \text{ВД}^2$$

Для кожної вибірки і кожного з виміряних або обчислених параметрів обраховані середнє арифметичне (M), похибка середнього арифметичного (m), коефіцієнт варіації (Cv). Для вибірок V_{L1}, V_{L2}, E_L, П аналогічні розрахунки проведені також для окремих груп фенотипів. У вибірках V_{L1} і V_{L2} виділено 3 групи фенотипів: 1) усі черепашки форми "*pallescens*"; 2) черепашки з 4-5 не злитими між собою

нормально пігментованими смугами; 3) черепашки зі злиттям 2-х або більшої кількості сусідніх нормально пігментованих смуг. У наступних вибірках черепашки поділені на групи виключно за кольором смуг: гіалозонатні, "*pallescens*" і нормально пігментовані у вибірці П1; "*pallescens*" і нормально пігментовані у вибірці Е_L.

Результати досліджень

Середньовибіркові значення виміряних і обчислених параметрів коливалися у досліджених західноукраїнських популяціях *C. vindobonensis* у таких межах: висота черепашки (ВЧ) – від 16,36 до 18,15 мм; великий діаметр (ВД) – від 19,48 до 21,34 мм; відношення ВЧ/ВД – від 0,817 до 0,854; розрахований умовний об'єм черепашки (Vч) – від 3 128 до 4 144 мм³ (табл. 2). При цьому максимальні значення завжди спостерігалися у міських вибірках, зібраних на ділянці А, а мінімальні – в позаміських біотопах.

Ще чіткіше тенденція до збільшення розмірів черепашок *C. vindobonensis* в урбанізованому середовищі простежується, якщо вирахувати середні значення досліджуваних параметрів для кожної ділянки, а потім об'єднати ділянки у 3 групи, аналогічно до попередньої роботи [5]: 1) "міські" – розташовані ближче до центральної частини Львова; 2) "передміські" – розташовані ближче до околиці міста, у його передмісті; 3) "позаміські" – розташовані поза межами урбанізованих територій, в околицях менших за розмірами населених пунктів (табл. 3). У передміських і позаміських популяціях модельного виду ВЧ зменшується у середньому на 3,2% і 5,4% порівняно з міськими; ВД – на 1,3 і 4,0%; Vч – на 5,8% і 12,8%. Навпаки, відношення ВЧ/ВД зменшується у середньому на 1,9% у передміських і лише на 1,4% у позаміських популяціях.

При порівнянні 4 міських і 2 позаміських вибірок *C. vindobonensis* з південної частини України [5] лише в одному випадку спостерігалось збільшення середніх розмірів черепашок в урбанізованому середовищі порівняно з контролем. А загалом ВЧ зменшувалася у міських популяціях у середньому на 3,0%, ВД – на 1,8%, відношення ВЧ/ВД – на 1,2%, Vч – на 6,3%. Таким чином, тенденції, встановлені різними дослідниками на заході та півдні України, виявилися діаметрально протилежними. Можливо, причина цього полягає в кліматичних відмінностях досліджених регіонів. У Львівській області, де степовий вид *C. vindobonensis* заселяє переважно відкриті ксеротермні ділянки, тепліший і стабільніший мікроклімат великого міста може виявитися сприятливішим або для росту моллюсків, або для відбору особин з генетично детермінованими більшими розмірами черепашок. Крім того, не виключений вплив фенетичної структури популяцій *C. vindobonensis*, яка суттєво відрізняється на заході та півдні України [5].

Розміри та форма черепашок у всіх досліджених вибірках були досить стабільними, про що свідчать низькі значення C_v, які не перевищували 5,6% для ВЧ, 4,2% для ВД, 4,1% для ВЧ/ВД. Лише для Vч максимальне значення C_v досягало 12,8%. Середні значення C_v у досліджених вибірках *C. vindobonensis* становили: 4,3% для ВЧ, 3,5% для ВД, 3,4% для ВЧ/ВД, 10,4% для Vч.

У досліджених раніше львівських популяціях інтродукованого виду *Cerpea hortensis* (Müll.) [3] середні значення C_v дорівнювали: 5,0% для ВЧ, 4,1% для ВД, 3,1% для ВЧ/ВД. При дещо відмінній методиці вимірювання ВЧ і ВД [5] середні

Таблиця 2

Конхологічні параметри досліджених вибірок *Seraea vindobonensis*

Вибірка	DG	Дата збору	N	Висота черепашки (ВЧ)		Великий діаметр (ВД)		Відношення ВЧ/ВД		Об'єм черепашки (Vч)	
				M±m, мм	Cv, %	M±m, мм	Cv, %	M±m	Cv, %	M±m, мм ³	Cv, %
A1	5,31	17.04.2003	78	18,15±0,087	4,2	21,34±0,083	3,5	0,851±0,004	3,7	4144±46,2	9,9
A2	5,46	20.04.2003	62	17,98±0,114	5,0	21,04±0,113	4,2	0,854±0,003	3,2	4000±62,9	12,4
Ba	5,19	17.04.2003	362	17,33±0,038	4,1	20,49±0,038	3,6	0,846±0,001	3,3	3648±19,8	10,3
Bb	5,27	3.04.2004	65	17,13±0,081	3,8	20,40±0,100	4,0	0,840±0,003	3,1	3577±49,1	11,1
B _{L1}	5,10	25.06.2004	168	17,41±0,056	4,2	20,68±0,054	3,4	0,842±0,002	3,4	3732±28,3	9,8
B _{L2}	5,14	4.07.2004	162	17,30±0,055	4,1	20,68±0,050	3,1	0,837±0,002	3,6	3708±26,0	9,0
C1	5,21	17.04.2003	48	17,33±0,124	5,0	20,57±0,106	3,6	0,843±0,004	3,5	3682±61,2	11,5
C2	5,26	20.04.2003	55	17,23±0,090	3,9	20,38±0,097	3,5	0,846±0,003	3,0	3588±49,9	10,3
C3	5,26	20.04.2003	32	17,83±0,162	5,1	21,07±0,151	4,0	0,846±0,004	2,9	3977±90,0	12,8
Da	4,98	16.04.2003	74	17,46±0,095	4,7	20,93±0,084	3,4	0,834±0,004	3,8	3838±46,1	10,3
Db	4,95	10.04.2004	42	17,36±0,150	5,6	20,69±0,128	4,0	0,839±0,005	4,1	3735±70,3	12,2
E1	4,90	16.04.2003	318	16,86±0,041	4,4	20,41±0,039	3,4	0,826±0,002	3,5	3522±20,1	10,2
E2	5,02	10.04.2004	265	16,71±0,047	4,6	20,24±0,044	3,5	0,826±0,002	3,9	3435±21,6	10,2
E _L	5,00	4.07.2004	55	16,46±0,092	4,1	20,11±0,083	3,1	0,819±0,005	4,5	3333±36,9	8,2
F	5,63	26.04.2003	89	16,36±0,065	3,7	19,68±0,054	2,6	0,831±0,003	2,9	3176±27,7	8,2
G	5,24	26.04.2003	64	16,81±0,083	3,9	19,81±0,080	3,2	0,849±0,003	3,0	3308±39,0	9,4
H1	4,60	16.04.2004	63	16,66±0,082	3,9	20,41±0,086	3,4	0,817±0,004	3,4	3478±41,4	9,4
H2	4,86	16.04.2004	82	17,11±0,076	4,0	20,68±0,083	3,6	0,828±0,003	3,5	3669±41,1	10,2
H3	4,93	16.04.2004	100	16,90±0,074	4,4	20,54±0,071	3,4	0,823±0,003	3,5	3578±37,3	10,4
I1	5,25	13.04.2004	155	16,54±0,059	4,4	19,83±0,062	3,9	0,834±0,002	3,5	3265±29,6	11,3
I2	5,17	13.04.2004	172	16,43±0,052	4,2	19,48±0,057	3,8	0,844±0,002	3,1	3128±26,2	11,0

Таблиця 3
Середні значення конхологічних параметрів *Seraea vindobonensis* на досліджених ділянках та у групах вибірок

Ділянка / група вибірок	DG	К	Висота черепашки (ВЧ)		Великий діаметр (ВД)		Відношення ВЧ/ВД		Об'єм черепашки (V _ч)	
			М±m, мм	Сv, %	М±m, мм	Сv, %	М±m	Сv, %	М±m, мм ³	Сv, %
Ділянки:										
A	5,38	2	18,06±0,085	0,67	21,19±0,150	1,00	0,852±0,002	0,25	4072±72,0	2,50
B	5,17	4	17,29±0,059	0,68	20,56±0,070	0,68	0,841±0,002	0,45	3666±34,6	1,89
C	5,24	3	17,46±0,186	1,84	20,67±0,206	1,72	0,845±0,001	0,20	3749±117,2	5,41
D	4,96	2	17,41±0,050	0,41	20,81±0,120	0,82	0,836±0,003	0,42	3786±51,5	1,92
E	4,97	3	16,68±0,117	1,21	20,25±0,087	0,74	0,824±0,002	0,49	3430±54,6	2,76
F+G	5,43	2	16,58±0,225	1,92	19,74±0,065	0,47	0,840±0,009	1,52	3242±66,0	2,88
H	4,80	3	16,89±0,130	1,33	20,54±0,078	0,66	0,823±0,003	0,67	3575±55,1	2,67
I	5,21	2	16,48±0,055	0,47	19,65±0,175	1,26	0,839±0,005	0,84	3196±68,5	3,03
Групи вибірок:										
міські (A – C)		3	17,60±0,234	2,30	20,81±0,194	1,62	0,846±0,003	0,66	3829±123,8	5,60
приміській (D + E)		2	17,04±0,365	3,03	20,53±0,280	1,93	0,830±0,006	1,02	3608±178,0	6,98
позаміській (F – I)		3	16,65±0,123	1,28	19,98±0,283	2,45	0,834±0,006	1,14	3338±119,4	6,20
Львів (A – E)		5	17,38±0,220	2,83	20,70±0,154	1,67	0,840±0,005	1,25	3741±103,4	6,18
Усі ділянки (A – I)		8	17,11±0,192	3,17	20,43±0,185	2,57	0,838±0,003	1,18	3589±103,8	8,18

Умовні позначення: DG – індекс, що характеризує середню темноту забарвлення черепашок; К – кількість вибірок, зібраних на одній ділянці, або кількість ділянок, об'єднаних в одну групу.

значення S_v становили у південноукраїнських вибірках *S. vindobonensis* 5,0% для ВЧ, 4,4% для ВД, 4,4% для ВЧ/ВД, 12,3% для Vч [5]; у Чернівцях – 5,9% для ВЧ, 5,1% для ВД, 4,1% для ВЧ/ВД, 15,1% для Vч [6]. Таким чином, для різних частин ареалу і навіть для різних видів роду *Seraea* найстабільнішою є форма черепашки, виражена відношенням ВЧ/ВД, та її великий діаметр.

Цікаво, що варіабельність ВЧ і відношення ВЧ/ВД дещо збільшується у передміських львівських популяціях: у середньому відповідно до 4,7% і 4,0%. При цьому рівень мінливості ВД практично не відрізняється в усіх групах вибірок (3,4-3,6%).

Серед досліджених львівських вибірок *S. vindobonensis* (ділянки А–Е) найбільші середні розміри черепашок, а також найбільші значення відношення ВЧ/ВД (тобто, найвищі черепашки) спостерігалися на ділянці А (табл. 2, 3). Для цієї ділянки також властиве найтемніше "середнє" забарвлення черепашок, яке може бути вираженим найвищою часткою черепашок зі злитими смугами [4, 5] або найвищим середнім значенням індексу DG (табл. 3). У ряді ділянок А–С–В спостерігається поступове зменшення розмірів черепашок, сплюснення їх форми паралельно до зменшення середніх значень DG (табл. 3). Разом з тим середній об'єм (отже, загальні розміри) черепашок однієї з відносно "світлих" ($DG < 5$) передміських колоній (ділянка D) дещо перевищує аналогічні показники у значно "темніших" міських колоніях на ділянках В і С. Серед досліджених неміських популяцій найбільші розміри та найбільш сплюснена форма черепашок властива "найсвітлішій" популяції на ділянці Н. Отже, досліджені "темніші" популяції (колонії) *S. vindobonensis* в урбанізованому середовищі виявили тенденцію до збільшення розмірів і підвищення форми черепашок, поза межами населених пунктів – до зменшення розмірів, але також до підвищення форми черепашок.

Можна висунути кілька можливих інтерпретацій виявлених тенденцій:

1. Міські умови сприяють кращому росту молюсків з темними черепашками, а в неурбанізованому середовищі такі особини досягають менших дорослих розмірів порівняно зі світлішими фенотипами. Тому збільшення частки особин з темнішими черепашками (нормально пігментовані смуги порівняно з формою "*pallescens*" або гіалозонатними смугами; злиття смуг порівняно з незлитими смугами або відсутністю окремих смуг) може призводити до збільшення середніх розмірів черепашок у міських та їх зменшення в неміських популяціях. Проте дане припущення не підтверджується експериментальними даними (табл. 4). Навпаки, на ділянці В найтемніші черепашки зі злитими нормально пігментованими смугами мали найменші середні розміри, а на ділянках Е та І менші розміри мали черепашки з відносно світлими смугами.

Загалом, у 4-х проаналізованих вибірках спостерігається така тенденція: найменші середні розміри мають черепашки тієї групи фенотипів, частка яких у цій вибірці (колонії, популяції) є найменшою (табл. 1, 4). Хоча різниця середніх арифметичних у більшості випадків не досягає статистично значущого рівня (табл. 4), це може свідчити про дещо менш сприятливі умови існування відповідних фенотипів у конкретних біотопах.

2. Розміри черепашок у популяціях (колоніях) не залежать або залежать незначною мірою від їхніх фенотипів; у заселених цепеями біотопах відбувається поступовий відбір таких фенотипів, розмірів і форми черепашок, які найкраще відповідають

Таблиця 4

Конхологічні параметри окремих груп фенотипів у 4-х вибірках *Seraea vindobonensis*

Вибірка	Група фенотипів	N	Висота черепашки (ВЧ)		Великий діаметр (ВД)		Відношення ВЧ/ВД		Об'єм черепашки (Vч)	
			M±m, мм	Cv, %	M±m, мм	Cv, %	M±m	Cv, %	M±m, мм ³	Cv, %
B _{L1}	PAL	99	17,36±0,070	4,0	20,72±0,065	3,1	0,838±0,003	3,4	3737±34,3	9,1
	NP	50	17,53±0,118	4,8	20,67±0,109	3,7	0,848±0,004	3,7	3760±59,7	11,2
	NP-FU	19	17,30±0,117	2,9	20,46±0,171	3,7	0,846±0,005	2,8	3629±71,6	9,3
Достовірна різниця PAL / NP										
B _{L2}	PAL	91	17,35±0,071	3,9	20,74±0,064	2,9	0,837±0,003	3,5	3740±33,5	8,5
	NP	44	17,29±0,103	4,0	20,65±0,088	2,8	0,838±0,005	3,8	3694±45,9	8,2
	NP-FU	29	17,16±0,151	4,7	20,53±0,150	3,9	0,836±0,006	3,9	3628±76,1	11,3
Достовірна різниця										
B _{L1} +B _{L2}	PAL	190	17,36±0,050	4,0	20,73±0,046	3,0	0,838±0,002	3,4	3738±23,9	8,8
	NP	94	17,42±0,080	4,4	20,66±0,071	3,3	0,843±0,003	3,8	3729±38,3	10,0
	NP-FU	48	17,21±0,102	4,1	20,50±0,112	3,8	0,840±0,004	3,5	3629±54,7	10,5
Достовірна різниця (PAL / NP-FU)										
E _L	PAL	8	16,06±0,110	1,9	19,87±0,297	4,2	0,810±0,015	5,3	3176±91,0	8,1
	NP	47	16,53±0,103	4,3	20,15±0,084	2,8	0,821±0,005	4,4	3360±39,4	8,0
Достовірна різниця (PAL / NP)										
П	HYAL	8	16,24±0,177	3,1	19,12±0,159	2,4	0,849±0,005	1,8	2974±78,7	7,5
	PAL	9	16,37±0,323	5,6	19,67±0,319	4,6	0,832±0,009	3,1	3185±165,3	14,7
	NP	138	16,57±0,062	4,4	19,88±0,065	3,8	0,834±0,003	3,6	3286±30,6	11,0
Достовірна різниця HYAL / NP*										
HYAL / NP										

Умовні позначення: FU – злиття сусідніх смуг; HYAL – гіалозонітні смуги; N – кількість вимірних черепашок; NP – нормально пігментовані смуги; PAL – форма "pallensens"; () – середні значення достовірно відрізняються при $\alpha = 0,10$; * – при $\alpha = 0,01$; у решти випадків при $\alpha = 0,05$.

місцевим умовам. Тоді зв'язок між різними конхологічними ознаками, які обумовлюють фізичні властивості черепашки, можна виявити та проаналізувати лише на рівні популяцій (колоній), а не окремих особин *C. vindobonensis*. Це припущення підтверджують також попередні результати конхіометричних досліджень міських популяцій близького виду *C. hortensis* [3].

У деяких випадках середні значення досліджених конхологічних параметрів достовірно відрізнялися навіть у вибірках, зібраних у межах однієї ділянки (табл. 5):

1) якщо вибірки були зібрані в різних частинах дослідної ділянки, отже репрезентували різні частини однієї великої колонії *C. vindobonensis* (ділянки А, С, Е, Н, І);

2) якщо вибірки були зібрані з одного місця в різні роки (ділянки В і Е);

3) якщо вибірки, зібрані з одного місця в один рік, склалися з порожніх черепашок або живих особин (ділянки В і Е).

Таблиця 5

Достовірність відмінності середніх значень конхологічних параметрів у межах однієї ділянки

Ділянки	Пари вибірок, які достовірно відрізняються за:			
	ВЧ	ВД	ВЧ/ВД	Вч
А	—	А1–А2	—	—
В	Va–Vb, Vb–V _{L1} *	Va–V _{L1} *, Va–V _{L2} *, Vb–V _{L1} , Vb–V _{L2}	Va–V _{L2} **	Va–V _{L1}
С	С1–С3, С2–С3*	С1–С3*, С2–С3**	—	С1–С3*, С2–С3**
Е	Е1–Е2, Е1–Е _L **, Е2–Е _L	Е1–Е2*, Е1–Е _L *	—	Е1–Е2*, Е1–Е _L **, Е2–Е _L
Н	Н1–Н2**, Н1–Н3, Н2–Н3	Н1–Н2	Н1–Н2	Н1–Н2*
І	—	І1–І2**	І1–І2**	І1–І2**

Примітки: * – різниця достовірна при $\alpha = 0,01$; ** – при $\alpha = 0,001$; у решті випадків – при $\alpha = 0,05$.

Зареєстровані відмінності можуть відбивати дійсно існуючі просторово-часові зміни конхологічних параметрів *C. vindobonensis* на обмежених територіях або бути обумовленими випадковими факторами збору. Наприклад, під час 4-х послідовних зборів на ділянці В максимальна кількість черепашок (живих особин) могла бути зібрана на різних частинах невеликого пустиря (діаметр ділянки до 50-60 м), де могли спостерігатися деякі відмінності в розмірі та формі черепашок. Отже, необхідно дуже обережно ставитися до методики проведення конхіометричних досліджень і наступної інтерпретації отриманих результатів [5].

Висновки

Конхіометричні дослідження популяцій *C. vindobonensis* на заході України виявили збільшення середніх розмірів черепашок модельного виду у міських біотопах Львова. Порівняно з ними в передміських і позаміських популяціях висота черепашки зменшувалася в середньому на 3,2% і 5,4%, її великий діаметр – на 1,3%

і 4,0%. Це відповідає зменшенню середнього розрахованого об'єму черепашки відповідно на 5,8% і 12,8%. Виявлена тенденція не збігається з результатами, отриманими іншими дослідниками для Північно-Західного Причорномор'я; отже, її не можна вважати універсальною навіть для України.

Не виявлено однозначного зв'язку між розмірами та забарвленням черепашок у популяціях (колоніях) *C. vindobonensis*. В урбанізованих біотопах темніші колонії мали відносно більші розміри черепашок. Поза межами населених пунктів спостерігалася протилежна тенденція. В обох випадках це супроводжувалося утворенням черепашок вищої форми. Характерно, що залежність між розмірами, формою і забарвленням черепашок виявлялася переважно на рівні популяцій (колоній), а не на рівні окремих особин.

На підставі проведених досліджень і проаналізованих літературних джерел можна зробити висновок, що на конхологічні параметри *C. vindobonensis* впливає не лише урбанізація, а також кліматичні особливості регіону досліджень і фенетична структура популяцій. Тому для детальнішої характеристики внутрішньопопуляційного зв'язку різних конхологічних ознак (розміри, форма, забарвлення черепашки) та його адаптаційного значення необхідним є комплексне обстеження вибірок *C. vindobonensis* з біотопів, які відрізняються за своїм географічним розташуванням, мікрокліматичними умовами, рівнем антропогенного навантаження тощо.

1. Крамаренко С.С. Влияние факторов внешней среды на географическую изменчивость конхологических признаков крымских моллюсков *Brephulopsis cylindrica* (Menke, 1828) (Gastropoda; Pulmonata; Buliminidae) // Журн. общ. биологии. – 1997. – Т. 58, № 1. – С. 94-101.
2. Крамаренко С.С., Сверлова Н.В. До вивчення внутрішньовидової мінливості *Chondrula tridens* (Gastropoda, Pulmonata, Buliminidae) на заході України та з'ясування таксономічного статусу окремих форм // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2003. – Т. 18. – С. 93-110.
3. Сверлова Н.В. Изменчивость конхологических параметров в городских колониях *Cepaea hortensis* (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) // Еколого-функціональні та фауністичні аспекти дослідження моллюсків, їх роль у біоіндикації стану навколишнього середовища: Зб. наук. праць. – Житомир: Волинь, 2004. – С.168-171.
4. Сверлова Н.В., Кирпан С.П. Фенетична структура популяцій *Cepaea vindobonensis* (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) на заході України // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2004. – Т. 19. – С. 107-114.
5. Сверлова Н.В., Хлус Л.Н., Крамаренко С.С. и др. Фауна, экология и внутривидовая изменчивость наземных моллюсков в урбанизированной среде. – Львов, 2006. – 226 с.
6. Хлус Л.М., Хлус К.М. Конхологічні особливості буковинських популяцій *Cepaea vindobonensis* Fér. (Geophyla, Helicidae) // Гори і люди (у контексті сталого розвитку). Мат-ли Міжнар. конф. (Рахів, 14-18 жовтня 2002 р.). – Рахів, 2002. – Т. 2. – С. 522-526.
7. Schilder F.A. Über die Bänder-Variationen unserer *Cepaea*-Arten // Arch. f. Mollusk. – 1923. – B. 55. – S. 63-72.
8. Sverlova N. Landschnecken-Farbpolyorphismus aus physikalischen Gründen (Gastropoda: Pulmonata: Stylommatophora) // Malak. Abh. Mus. Tierkde. Dresden. – 2004. – B. 22. – S. 131-145.

Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів,
e-mail: sverlova@museum.lviv.net

УДК 594.38

Р.І. Гураль

ФАУНА ТА ЕКОЛОГІЯ МОЛЮСКІВ РОДИНИ SPHAERIIDAE (MOLLUSCA; BIVALVIA) В УРБАНІЗОВАНОМУ СЕРЕДОВИЩІ (НА ПРИКЛАДІ ЛЬВОВА)

Гураль Р.І. Фауна и экология моллюсков семейства Sphaeriidae (Mollusca; Bivalvia) в урбанизированной среде (на примере Львова) // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 95-100.

Изучены особенности экологии представителей семейства Sphaeriidae и определен их видовой состав в водоемах г. Львова, который составляет 9 видов. Установлено, что влияние условий внешней среды вызывает неравномерное распределение моллюсков в водоемах. Наиболее благоприятные условия для них сложились в постоянных гидротопях.

Hural, R. Specific composition and features of ecology of freshwater bivalves (Mollusca: Bivalvia: Sphaeriidae) in the conditions of the urbanized environment (on the example hydrobiotopes Lviv city) // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 95-100.

The features of ecology of representatives of family of Sphaeriidae are studied and their specific composition in reservoirs is certain Lviv which makes 9 kinds. It is set that influencing of terms of external environment is caused by the uneven distributing of shellfishes in reservoirs. The most favorable terms for them were folded in permanent gidrotops.

Прісноводні молюски поширені у різноманітних типах природних і антропогенно змінених водойм [5], перебуваючи під постійним впливом чинників зовнішнього середовища, особливо абіотичних. У водоймах, розташованих на території міста та його околиць [10], дія цих чинників значно збільшується. Вона певною мірою визначає й топічний розподіл угруповань двостулкових молюсків, оскільки їх вплив супроводжується появою чи зникненням біотопів, заселених видами з родини Sphaeriidae.

Перші публікації, у яких висвітлено дані щодо видового складу та екології двостулкових молюсків у водоймах дослідженої території, належать Й. Бонковському, який наприкінці XIX ст. виявив тут 6 видів двостулкових молюсків з родини Sphaeriidae [7-9]. Окремі відомості про видовий склад та особливості екології молюсків цієї родини можна віднайти у роботах А.П. Стадниченко [4, 5], Й.В. Царика та І.П. Яворського [6].

У попередніх публікаціях [1, 2] були висвітлені особливості видового складу, екології та інвазії молюсків личинковими формами трематоди. Матеріалом до цієї статті стали знахідки нових для водойм м. Львова та його околиць видів з родини Sphaeriidae та недостатнє висвітлення деяких аспектів екології прісноводних двостулкових молюсків з дослідженої території.

Об'єктом досліджень були прісноводні двостулкові молюски родини Sphaeriidae, предметом досліджень – особливості їх топічного розподілу та екологічні параметри угруповань. Мета досліджень полягала у визначенні видового складу та з'ясуванні впливу чинників середовища існування на угруповання молюсків родини Sphaeriidae у різних типах водойм м. Львова та його околиць.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проведені у 2002-2005 рр. (з перервою у 2004 р.) в адміністративних межах м. Львова та на його околицях. Обстежені тимчасові та постійні водойми із застосуванням напівкількісних методик збору. Моллюсків з родини Sphaeriidae виявляли переважно шляхом промивання невеликих порцій донних відкладів за допомогою гідробіологічного сита. Тимчасові біотопи обстежували повністю. На постійних водоймах основну увагу приділяли прибережній зоні, де зазвичай спостерігається найбільша щільність заселення моллюсками. Ідентифікацію визначення зібраного матеріалу та встановлення співвідношення окремих видів у вибірці проводили в лабораторних умовах, використовуючи визначники [3, 5, 10, 11]. Для характеристики виявлених угруповань використані такі параметри: кількість видів (S_g), відсоткове співвідношення різних видів у вибірках, показник видового різноманіття за Шенноном (H_{sh}) та індекс подібності видового складу Чекановського-Сьоренсена (I_{cs}).

Для порівняння змін у видовому складі моллюсків родини Sphaeriidae були проаналізовані малакологічні колекції Державного природознавчого музею НАН України, основу яких становлять матеріали, зібрані або визначені Й. Бонковським, і колекції Зоологічного музею Львівського національного університету імені Івана Франка (переважно більшість моллюсків становлять збори В.І. Здуна). Конхіологічні матеріали, які зберігаються у цих колекціях, охоплюють проміжок часу від 1881 до 1970 року.

Усі обстежені водойми можна розділити на такі групи:

а) тимчасові біотопи – рівномірно розповсюджені по всій дослідженій території. Середня площа, яку вони займають, – від 2 до 10 м², глибина – від 0,1 до 0,4 м. Дно найчастіше дернового типу, іноді мулисте або глинисте;

б) меліоративні канали – залишки старої меліоративної системи, зосереджені на околицях м. Львова, переважно на пасовищах, середня площа від 1 до 5 м², глибина не більше 0,3 м, дно найчастіше дернового типу, інколи піщано-мулисте;

в) струмки – локалізуються переважно в лісових масивах. Їх глибина 0,1-0,3 м, дно кам'янисто-піщаного типу, місцями з незначним намулом. З усіх виявлених біотопів струмки відзначалися найбільшою протяжністю – до декількох кілометрів, і незначною швидкістю течії, на відміну від решти гідротопів, які були стоячими;

г) постійні водойми – розташовані як на околицях м. Львова, так і безпосередньо у центральній частині міста. Невеликі за розмірами, глибиною від 1 до 5 м, дно переважно мулистого типу, зрідка піщане або кам'янисте. Переважна більшість обстежених водойм використовується з рекреаційною метою.

Результати досліджень

На дослідженій території зареєстровано 9 видів прісноводних двостулкових моллюсків з родини Sphaeriidae (табл. 1). З 11 видів цієї родини, які зберігаються у колекціях або відмічені у літературі [4-9], повторно виявлені 7 видів (64%). Відсутність у зборах *Pisidium henslowanum*, *P. obtusale*, *P. casertanum* і *P. milium* (табл. 1) можна пояснити або випадковими факторами збору, або їх зникненням зі складу гідротопів внаслідок погіршення екологічного стану водойм [5]. Вперше

виявлено *Pisidium pseudosphaerium* і *P. crassum*, які поширені у постійних водоймах або у гідротопах, розташованих неподалік від них.

Таблиця 1

Видовий склад молюсків родини Sphaeriidae у водоймах м. Львова та його околиць

Види	Літературні джерела	Колекційні збори	Власні збори
<i>Sphaerium corneum</i> (Linnaeus, 1758)	[4, 7 – 9]	+	+
<i>S. rivicola</i> (Lamarck, 1818)	–	+	+
<i>S. nucleus</i> (Studer, 1820)	[4, 9]	–	+
<i>Musculium lacustre</i> (O.F. Müller, 1774)	[5, 8, 9]	+	+
<i>Pisidium amnicum</i> (O.F. Müller, 1774)	–	+	+
<i>P. pseudosphaerium</i> Favre, 1927	–	–	+
<i>P. subtruncatum</i> Malm, 1855	–	+	+
<i>P. nitidum</i> Jenyns, 1832	[4, 6]	–	+
<i>P. crassum</i> Stelfox, 1918	–	–	+
<i>P. henslowanum</i> (Sheppard, 1823)	[5, 6, 8, 9]	+	–
<i>P. obtusale</i> (Lamarck, 1818)	[4, 5, 8]	–	–
<i>P. casertanum</i> (Poli, 1791)	[4, 6, 7, 9]	+	–
<i>P. milium</i> Held, 1836	[4, 5, 6, 9]	+	–

Нерівномірне розповсюдження угруповань молюсків зумовлене особливостями умов кожного з обстежених типів гідротопів. Найбільшим видовим різноманіттям відрізняються постійні водойми, оскільки вони мають найстабільніші умови, які не піддаються різким змінам, на відміну від решти обстежених водойм. У першу чергу це стосується змін температурного і гідрологічного стану. У постійних гідротопах виявлено 8 видів молюсків з родини Sphaeriidae. Близько 50% від загальної кількості молюсків у зборах з цих гідротопів припадає на *Pisidium crassum* і *P. amnicum*. Далі за середньою частотою трапляння знаходиться *Sphaerium corneum* (табл. 2). У решти обстежених типів гідротопів виявлено по 2 види молюсків. Частка видів, виявлених у струмках і меліоративних каналах, приблизно рівна, а у тимчасових біотопах домінував *Musculium lacustre*.

M. lacustre відзначається найбільшою евритопністю, він зафіксований у трьох з чотирьох обстежених типів гідротопів. Отримані дані щодо топічного розподілу угруповань молюсків родини Sphaeriidae на дослідженій території підтверджують гіпотезу, що для більшості виявлених видів первинними є постійні біотопи, а решта типів гідротопів були заселені в результаті пасивної міграції молюсків.

Аналіз частот трапляння видів є недостатнім для повної характеристики конкретного угруповання. У зв'язку з цим, було використано показник видового різноманіття за Шенноном (H_{sh}). Найбільшого значення H_{sh} досягає у постійних водоймах – 1,9. У решти гідротопів він у 2,5-3 рази менший від наведеного вище значення. В першу чергу такі значення показника видового різноманіття за Шенноном зумовлені більшою кількістю виявлених видів і стабільністю умов, створених у постійних водоймах.

Таблиця 2

Середня частота трапляння моллюсків у різних типах водойм

Види	Середня частота трапляння, %			
	A	B	C	D
<i>Sphaerium corneum</i>	–	52,0	–	16,5
<i>S. rivicola</i>	–	–	–	5,0
<i>S. nucleus</i>	–	–	–	4,5
<i>Musculium lacustre</i>	75,2	48,0	–	13,5
<i>Pisidium amnicum</i>	24,8	–	–	22,5
<i>P. pseudosphaerium</i>	–	–	50,0	10,3
<i>P. subtruncatum</i>	–	–	50,0	–
<i>P. nitidum</i>	–	–	–	2,5
<i>P. crassum</i>	–	–	–	25,5
Всього видів:	2	2	2	8

Умовні позначення: А – тимчасові біотопи, В – канали меліоративної системи, С – струмки, D – постійні водойми.

Незважаючи на значну різницю умов, створених у досліджених водоймах, у різних типах гідротопів присутні спільні види моллюсків. Чисельну оцінку подібності видового складу можна встановити, використавши індекс Чекановського-Сьоренсена (I_{cs}). По 2 спільних видів кулькових виявлено в таких парах: „тимчасові біотопи – постійні водойми” ($I_{cs}=36\%$), „меліоративні канали – постійні водойми” ($I_{cs}=39\%$); жодного спільного виду в меліоративних каналах і струмках; у решти випадків виявлено по одному спільному виду моллюсків.

Наявність і кількість спільних видів у порівнюваних угрупованнях свідчить або про подібність умов, сформованих у гідротопах, або про взаємний обмін моллюсками. Перше твердження вірне при порівнянні водойм з однієї групи і викликає сумнів, коли порівнюються гідротопи різних типів. Наприклад, наявність спільних видів при порівнянні пар: „тимчасові біотопи – постійні водойми” або „меліоративні канали – постійні водойми” можна пояснити двостороннім обміном різними видами прісноводних двостулкових моллюсків між цими групами гідротопів під час щорічних паводків.

Дослідженні угруповання моллюсків перебувають у постійній тісній взаємодії з чинниками зовнішнього середовища. Серед абіотичних чинників найбільший вплив має температура навколишнього середовища, швидкість течії у водоймі та характер донних відкладів.

Вплив температури найкраще прослідкувати на сезонній динаміці угруповань. Так, перші особини *S. corneum* і *M. lacustre* зафіксовані у постійних водоймах у середині квітня при середній температурі навколишнього середовища $+10^{\circ}\text{C}$. Наприкінці квітня останній з перелічених вище видів зафіксований у тимчасових біотопах і каналах меліоративної системи. Найпізніше моллюски виходять зі стану зимового анабіозу у струмках, температурний режим яких є найбільш несприятливим для угруповань кулькових. З початку травня і до початку літнього сезону спостерігається збільшення видового різноманіття і зростання частоти трапляння окремих видів моллюсків у досліджених водоймах. Протягом літнього періоду

спостерігається кількаразове збільшення або зменшення середньої частоти трапляння, пов'язане насамперед з чергуванням сприятливих (дошових) і несприятливих (посушливих) періодів. Кінець вересня – початок жовтня відзначається переходом молюсків у стан зимового анабіозу. В першу чергу цей процес спостерігається в угрупованнях кулькових, розташованих у струмках, найпізніше – у постійних водоймах. Це зумовлено спільною дією чинників зовнішнього середовища на угруповання молюсків, у першому випадку – поєднанням повільності течії, який спостерігається у струмках, із несприятливим температурним режимом.

У відношенні угруповань молюсків до типу донних відкладів спостерігається така закономірність: найбільшого розвитку вони досягають на піщаних незначно замулених донних відкладах, а найменшого – на листовому опаді і торф'яних ґрунтах. Таку ситуацію можна пояснити особливостями харчування двостулкових молюсків, які є типовими фільтра торами. Тому значна концентрація зважених часток у водному середовищі, як це спостерігається у гідротопах з лабільними донними відкладами, негативно відбивається на функціонуванні їх зябрового апарата [5].

Висновки

У результаті проведених досліджень у гідротопах м. Львова та його околиць виявлено 9 видів прісноводних молюсків з родини Sphaeriidae, що становить 69% від загальної кількості видів кулькових, зареєстрованих на дослідженій території. Відсутність у зборах деяких видів, зареєстрованих у водоймах дослідженої території раніше, можна пояснити або випадковими факторами збору, або їх зникненням зі складу гідротопів внаслідок погіршення екологічних умов. Вперше виявлено *P. nitidum* і *P. crassum*.

Нерівномірний топічний розподіл видів з родини Sphaeriidae викликаний насамперед особливостями їх екології. Угруповання кулькових досягають найбільшого розвитку у постійних водоймах, про що свідчать, насамперед, найвищі значення показника видового різноманіття за Шенноном.

Серед усіх чинників зовнішнього середовища найбільший вплив на угруповання прісноводних молюсків з родини Sphaeriidae мають абіотичні чинники, а саме температура і тип донних відкладів. Можливо тому угруповання кулькових відзначаються найбільшим видовим різноманіттям у постійних водоймах, які мають найвищу стабільність температурного режиму і піщано-мулисті донні відклади, на відміну від решти обстежених гідротопів.

1. Гураль Р.І. Фауна прісноводних молюсків м. Львова // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – 2003. – Т.18. – С. 135-147.
2. Гураль Р.І., Яворський І.П. Прісноводні молюски м. Львова та їхні паразити – личинкові форми трематод // Вісн. Львів. ун-ту. – Сер. Біологічна. – 2004. – Вип. 35. – С. 190-198.
3. Корнюшин А.В. Двустворчатые моллюски надсемейства Pisidioidea Палеарктики. Фауна, систематика, филогения. – Киев, 1996. – 175 с.
4. Стадниченко А.П. Новые и малоизвестные виды семейства Cycladidae фауны Украины. Сообщ. 1 // Вестн. зоол. – 1981. – № 2. – С. 38-41.
5. Стадниченко А.П. Перлівниці. Кулькові. (Unionidae. Cycladidae). – Київ: Наук. думка, 1984. – 373 с. (Фауна України; Т. 29. Молюски, вип. 9).

6. Царик Й.В., Яворський І.П. Малакофауна водойм м. Львова // Актуальні проблеми медицини, ветеринарії і сільського господарства. – Сер. медицина і біологія. – 2001. – С. 101-104.
7. Bąkowski J. Mięczaki z okolic Lwowa, Gródka i Szerca. //Spraw. Kom. Fiz. – 1882. – Т. 16. – S. 56-63.
8. Bąkowski J. Mięczaki galicyjskie // Kosmos. – Lwów, 1884. – Т. 9. – S. 190-197, 275-283, 376-391, 477-490, 604-611, 680-697, 761-789.
9. Bąkowski J. Mięczaki (Mollusca). – Lwow: Wyd-wo Muzeum im. Dzieduszyckich, 1891. – 264 s.
10. Glöer P., Meier-Brook C. Süßwassermollusken. – 12.Aufl. – Hamburg: DJN, 1998. – 136 S.
11. Piechocki A. Sphaeriidae of Poland (Bivalvia, Eulamellibranchiata) // Ann. zool. – 1989. – Vol. 42, №. 12. – S. 249-319.

Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів,
e-mail: gural@museum.lviv.net

УДК 591.553:595.44+574.4 (477.83)

А.Я. Гірна

УГРУПОВАННЯ ПАВУКІВ ВТОРИННИХ ЕКОСИСТЕМ ЯСЕНЕВИХ ДІБРОВ ВЕРХНЬОДНІСТРОВСЬКОЇ РІВНИНИ

Гірна А.Я. Сообщества пауков вторичных экосистем ясеневых дубрав Верхнеднепровской равнины // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 101-110.

Приведены данные об изменении организации сообществ пауков (видового разнообразия, численности и плотности населения, состава доминантов, структуры доминирования, сезонной динамики численности) в 50-летней монокультуре ясеня и на вырубке культуры тополя – производных экосистемах ясеневых дубрав Верхнеднепровской равнины.

Hirna, A. Spider's communities of the derivative ecosystems of ashen oak groves of plain Verhnednistrovskia // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 101-110.

The organizations of communities of spiders given about change (species variety, population's quantity and density, compound of dominants and domination's structure, seasonal density dynamics) in a 50-years ashen monoculture and on cutting down poplar culture – derivative ecosystems of ashen oak groves of plain Verhnednistrovskia are resulted.

Створення лісових монокультур супроводжується збідненням біотичного різноманіття, впливає на структурно-функціональну організацію угруповань тварин усіх трофічних рівнів [5]. Павуки, як облігатні хижаки, одними з перших заселяють зруби, а в процесі лісовідновлення їхні комплекси формуються залежно від просторової неоднорідності середовища, створеної надземними органами рослин, старикою й опадом на поверхні ґрунту, і відповідно до наявності й доступності кормових об'єктів. Літературні дані про антропогенну динаміку аранеоугруповань під впливом створення лісових культур, зокрема щодо України, є обмеженими [3, 8, 9]. Разом із цим, порівняння параметрів структурно-функціональної організації угруповань павуків у екосистемах із природним типом деревостану і створених на їхньому місці деревних насадженнях можуть бути використані для обґрунтування ефективності заходів, скерованих на відновлення різновікових мішаних деревостанів, характерних для цього типу лісорослинних умов. Особливо актуальною ця проблема є для Верхньодністровської рівнини, де фрагменти колишніх прируслових заплавних дубових лісів заслуговують на охорону, відновлення, запровадження особливого режиму використання [4]. Тому метою роботи було встановити тенденції змін структури угруповань павуків при створенні лісових насаджень на місці ясеневих дібров Верхньодністровської рівнини шляхом порівняння у первинних і вторинних екосистемах.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили в ясенево-дубових лісах заповідного урочища Кошів Верхньодністровської рівнини (Меденицький (Верхньодністровський) геоботанічний район дубових лісів боліт і лук [1]). Це унікальний прирусловий тип лісу, що колись був поширений вздовж великих та малих річок Передкарпаття, а зараз майже

знищений [10]. Тут, на місці вологої евтрофної ясеневі дїброви, яка мала природний деревостан, створено культуру ясена зеленого та пенсільванського (вік 50 років), а також культуру тополі чорної та канадської, яку у 2001 році вирували. Досліджені екосистеми межують між собою.

ПП-1 – волога евтрофна ясенева дїброва. Деревостан природний із домінуванням дуба, ясена та липи. Підлісок, зімкнутістю до 0,4, формують крушина ламка, черемха звичайна. У трав'яному покриві (проективне покриття – до 80%) домінують *Aegopodium podagraria*, *Lamium maculatum*, *Anthriscus sylvestris*. Підстилка двошарова, потужністю до 3 см. Опадовий шар протягом вегетаційного сезону рівномірно розподілений по всій площі ділянки.

ПП-2 – ясенняк вологої евтрофної ясеневі дїброви. Крім інтродуцентів, ясена зеленого та пенсільванського, деревний ярус представлений особинами дуба, липи, в'язу. Підлісок, зімкнутістю до 0,4, формують крушина ламка, черемха звичайна. У трав'яному покриві (проективне покриття – до 80%) домінують *Aegopodium podagraria*, *Anthriscus sylvestris*. Весною 75% площі вкриває *Leucorum vernum*. Підстилка одношарова, розкладається за осінньо-весняний період.

ПП-3 – зруб тополі вологої евтрофної ясеневі дїброви. Від 2002 року проходить повільне відновлення рослинності без втручання людини. Парість тополі сягає висоти 3 – 4 м. Чагарниковий ярус представлений також в'язом. Трав'яний покрив (проективне покриття – до 90 %) формує в основному *Urtica dioica*. Підстилка одношарова, потужністю до 1 см.

Відбір проб із підстилки, трав'яного та чагарникового ярусу проведено протягом вегетаційних періодів 2000 – 2004 рр. згідно прийнятих у арахнології і ентомології методик [11,13]. Загалом відібрано 146 проб біоценометром (30 x 30) та 250 проб ентомологічним сачком (1 проба – 50 помахів) із трав'яного та чагарникового ярусів. Загальна експозиція пасток склала 9390 пасткодів. Найменування таксонів прийнято за “Каталогом пауків (*Arachnida*, *Aranei*) територій бывшего Советского Союза” [7]. У роботі використана шкала домінування Штекера-Бергмана (31,7 – 100% від загальної чисельності – еудомінанти, 10,1 – 31,6 – домінанти, 3,2 – 10,0 – субдомінанти, 1,1 – 3,1 – рецеденти, 0,1 – 1,0 субрецеденти) [14].

Результати досліджень

Аранеофауна урочища “Кошів” налічує 153 види, із них 85 – трапляються у вологій ясеневі дїброві, що має природний деревостан, 72 види – у насадженні ясена, 51 – на зрубі тополі (табл. 1) [2].

Основу угруповань павуків формують представники 11 – 13 родин. Максимально представлена родина *Linyphiidae*. У лісових екосистемах частка її видів становить 48,2 – 48,6% фауни, на зрубі тополі – 23,5%.

Характерною лише для культури ясена є наявність у її видовому складі *Ero furcata* (Villers, 1789) (*Mimetidae*). Збільшення чисельності ювенільних та присутність статевозрілих особин цього виду у насадженнях, порівняно з природними деревостанами, зауважена також для грабово-дубових лісів Городоцько-Комарнівської височини і букових лісів Розоччя. Специфічною є й наявність у

насадженні ясена та на зрубі тополі *Drassylus pusillus* (C.L. Koch, 1833) (Gnaphosidae). Особини цього виду трапляються на сусідніх луках, тому можна припустити, що їхнє заселення відбувається при знелісенні території під культури.

Загалом, при створенні лісової культури та подальшому знелісенні території відбувається збіднення різноманіття павуків на рівні видів та родів, а також зміна якісного складу аранеоугруповань (табл. 1). Коефіцієнт фауністичної подібності Сьоренсена для вологої ясеневій діброві і насадження ясена становить 70,1%, для діброві та зрбу тополі – 53,7%.

Таблиця 1

Таксономічна структура угруповань павуків

Родина	Пробна площа		
	ПП-1	ПП-2	ПП-3
	Кількість видів (родів)		
<i>Mimetidae</i>	-	1 (1)	-
<i>Theridiidae</i>	11 (6)	8 (6)	4 (3)
<i>Linyphiidae</i>	41 (28)	35 (22)	12 (12)
<i>Tetragnathidae</i>	6 (3)	4 (3)	5 (3)
<i>Araneidae</i>	5 (5)	7 (4)	6 (5)
<i>Lycosidae</i>	5 (2)	2 (1)	6 (3)
<i>Pisauridae</i>	-	-	1 (1)
<i>Dictynidae</i>	2 (2)	2 (2)	3 (2)
<i>Anyphaenidae</i>	1 (1)	1 (1)	1 (1)
<i>Clubionidae</i>	3 (1)	4 (1)	2 (1)
<i>Gnaphosidae</i>	-	1 (1)	1 (1)
<i>Philodromidae</i>	2 (1)	1 (1)	1 (1)
<i>Thomisidae</i>	7 (5)	5 (4)	5 (4)
<i>Salticidae</i>	2 (2)	1 (1)	4 (3)
Разом:	85 (56)	72 (48)	51 (40)

Найвиразніші зміни у структурі угруповань павуків при створенні лісових культур спостерігаються у підстилці. Незначна її потужність, швидка деструкція опадового шару у вторинних екосистемах зумовлюють, насамперед, зменшення тут різноманіття павуків: від 42 видів у ясеневій діброві до 35 – у насадженні ясена і 22 – на зрубі тополі.

Важливу роль у формуванні аранеоугруповань лісових культур відіграє процес попереднього знелісення території. На первинних етапах сукцесії лісової екосистеми, вирубаній під насадження, в результаті різкої зміни освітлення і структури опадового шару проходить її заселення лучними та евритопними видами, насамперед, мігрантами з сусіднього біловербняка очеретяноквого та узбіччя доріг, стариць. У подальшому аранеокомплекси лісової екосистеми формуються на вже змінній фауністичній основі, що пояснює більшу подібність видового складу павуків підстилки насадження ясена до такого на зрубі тополі (52,6%), ніж у сусідній ясеневій діброві (49,3%).

На зрубі тополі, порівняно із лісовими територіями, спостерігається збільшення кількості представників родини *Lycosidae* та їхньої частки за чисельністю у дорослому населенні павуків підстилки (табл. 2). Як відомо, у підтриманні активності деструкційного комплексу сильнопорушених екосистем (зрубів) зростає роль колембол: збільшується їх різноманіття та щільність [12]. Тим самим, ймовірно, забезпечується певна частка кормової бази для заселення павуків-вовків.

У процесі лісовідновлення кількість та частка представників родини *Lycosidae* зменшується. Цьому сприяє низька чисельність мікро- та мезофауни, зокрема ногохвісток [6].

Таблиця 2
Співвідношення основних родин в аранеоугрупованнях підстилки за чисельністю (%)

Родина	Екосистема					
	ПП-1	ПП-2	ПП-3	ПП-1	ПП-2	ПП-3
	Підстилка			Поверхня підстилки		
<i>Lycosidae</i>	18,8	1,4	38,1	50,0	5,7	89,0
<i>Linyphiidae</i>	53,9	52,8	33,3	34,8	84,0	7,5
Інші:	27,3	45,8	28,6	15,2	10,3	3,5
Разом:	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Для угруповань павуків підстилки насадження ясена характерним є також збільшення частки дрібних представників родини *Linyphiidae*, насамперед активних видів, які полюють без тенет. У пробах опадового шару, порівняно з іншими екосистемами, більшою є частка інших родин – *Clubionidae*, *Theridiidae*, *Thomisidae*, *Anyphaenidae*, які є лише факультативними мешканцями підстилки на ювенільних стадіях розвитку чи під час зимівлі. У мірі того, як відбувається деструкція опадового шару протягом весни, вони мігрують у верхні яруси лісостану, відповідно, улітку чисельність павуків підстилки цієї екосистеми є надзвичайно низькою (максимум – 2,8 ос. / м²).

Загалом, співвідношення представників родин *Linyphiidae* і *Lycosidae* у пробах підстилки та у пасткових пробах є індикатором величини порушення екосистем ясеневих дібров, оскільки воно відображає оптимальність стану розвитку сапротрофних організмів як кормової бази хижаків.

Зміна співвідношення основних родин за чисельністю супроводжується зміною складу домінантів і структури домінування, сезонної динаміки, середньої біомаси особин угруповань павуків вторинних ясеневих дібров.

У підстилці ясеневі діброви ядро угруповань за чисельності формують особини родин *Linyphiidae*, *Lycosidae*, а також молодь *Theridiidae* (табл. 3). Показовою є висока чисельність стратофіла *Glyphesis servulus*, який трапляється у ферментативному та гумусовому горизонтах підстилки.

У насадженні ясена, серед статевозрілих особин домінують поверхнево-активні представники *Linyphiidae*, високою є частка факультативних мешканців підстилки – ювенільних *Clubionidae*. На зрубі тополі за чисельністю ядро формують, в

основному, предстаники родин *Linyphiidae*, *Lycosidae*, хоча їхнє співвідношення порівняно із первинною ясеневу дібровою змінюється (табл. 3).

У антропогенному ряді: волога ясенева діброва – насадження ясеня – зруб тополі збільшується сумарна частка домінантів (66,2 – 86,4 – 86,9% від загальної чисельності), а також частка ювенільних особин у складі ядра чисельності (45,7 – 50,0 – 75,2%) угруповань павуків підстилки. Для аранеоугруповань зрубу характерний еудомінантний клас, представлений молодими особинами роду *Pardosa* (45,9%).

Таблиця 3

Склад домінантів і структура домінування угруповань павуків підстилки (2002 р.)

Таксон, група	Екосистема					
	ПП-1	ПП-2	ПП-3	ПП-1	ПП-2	ПП-
	Підстилка			Поверхня підстилки		
Статевозрілі особини:						
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	5,5	8,3	+	8,0	+	3,6
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	+	17,7	11,7	10,7	78,9	+
<i>Glyphesis servulus</i> (Simon, 1881)	11,8	-	+	-	-	-
<i>Lepthyphantes tenebricola</i> (Wider, 1834)	+	+	-	10,7	+	-
<i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854)	+	+	-	3,7	+	-
<i>Walckenaeria dysderoides</i> (Wider, 1834)	+	10,4	-	+	+	-
<i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830	+	+	+	6,4	+	+
<i>Pardosa amentata</i> (Clerck, 1758)	+	+	+	+	+	44,5
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	-	-	+	-	-	9,9
<i>Pirata hygrophilus</i> (Thorell, 1872)	3,2	+	+	24,1	+	16,1
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	+	-	-	+	-	3,4
<i>Ozyptila praticola</i> (C.L. Koch, 1837)	+	+	+	4,3	5,4	+
Нестатевозрілі особини родів, родин:						
<i>Enoplognatha Pavesi</i> , 1880	11,8	7,3	+	-	+	+
Linyphiidae (ранні стадії)	26,0	16,7	22,4	7,0	+	-
<i>Clubiona</i> Latreille, 1804	+	26,0	+	+	+	+
<i>Pardosa</i> C.L. Koch, 1847	+	+	45,9	+	+	+
<i>Pirata</i> Sundevall, 1832	7,9	+	+	4,8	+	10,6
<i>Ozyptila</i> Simon, 1864	+	+	6,9	+	+	+
Разом	66,2	86,4	86,9	79,7	84,3	88,1

Умовні позначення: - вид, рід відсутній; + чисельність виду менша за 3,2% від загальної

За матеріалом пасткових проб, відібраним у екосистемі із природним деревостаном, домінують представники родин *Linyphiidae*, *Tetragnathidae*, *Lycosidae*, *Thomisidae*. Загалом ядро угруповань за чисельністю формують 7 видів, рівень відносної чисельності яких становить 3,7 – 24, 1%, тобто у структурі домінування відсутній еудомінантний клас.

У насадженні ясена домінують лише представники родин *Linyphiidae* і *Thomisidae*, кількість видів-домінантів зменшується до двох, а у структурі угруповань виокремлюється еудомінантний клас, представлений *Diplostyla concolor* (78,9% від загальної чисельності). На зрубі тополі за чисельністю ядро, крім двох вищезгаданих родин, формують також представники родини *Lycosidae* (4 види; табл. 3). На їхню частку припадає 81,1% населення угруповань павуків герпетобію, еудомінантний клас представлений *Pardosa amentata* (44,5%). В угрупованнях активних павуків поверхні підстилки, як і у підстилці, у насадженні ясена та на зрубі тополі, порівняно з первинною екосистемою, збільшується сумарна частка домінантів (79,7 – 84,3 – 88,1%).

Домінування в угрупованнях насадження ясена представників родини *Linyphiidae*, а не *Lycosidae*, зумовлює специфічну сезонну динаміку активності павуків підстилки, порівняно з іншими екосистемами урочища, що виявляється у відсутності чіткого весняного піку активності (рис.).

Переважає за чисельністю та домінування представників родини *Lycosidae* на зрубі тополі зумовлює тут вищі значення показників динамічної активності, порівняно із лісовими екосистемами (табл. 4). Середня щільність павуків підстилки насадження ясена є найнижчою, а її значення не змінюються навіть у роки, сприятливі за клімато-гідрологічними умовами для розвитку і розмноження членистоногих, що, ймовірно, пов'язано із загальною низькою чисельністю сапротрофних організмів як кормової бази, а також замалою потужністю підстилки для зимівлі статевозрілих особин.

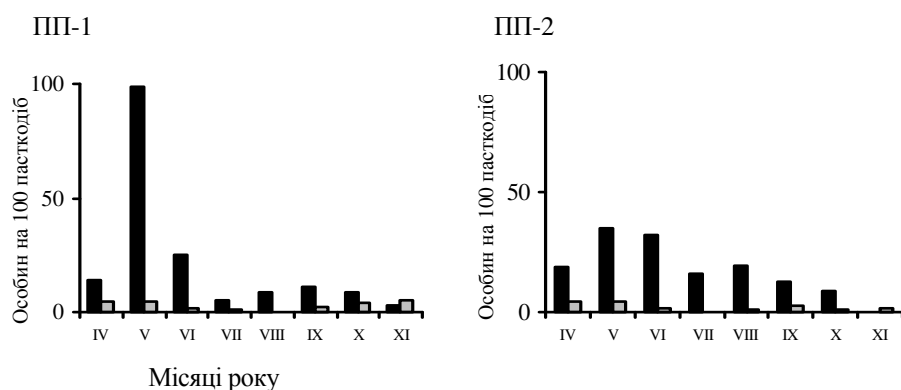


Рис. Сезонна динаміка активності статевозрілих (■) і нестатевозрілих (▣) особин угруповань павуків підстилки вологої ясеневої діброви (ПП-1) та ясенника (ПП-2) у 2001 році

Загалом, при створенні насадження ясена та подальшому знелісенні території зменшуються значення показників видового різноманіття угруповань павуків підстилки, що пов'язано як із бідністю видового складу, так і з еудомінуванням окремих видів (низькою вирівняністю структури угруповань), зокрема у герпетобії.

У трав'яному ярусі насадження ясена та зрубу тополі, як і у підстилці, спостерігається зменшення видового багатства угруповань павуків (від 46 видів у

первинній діброві до 32 – у насадженні ясена та 36 – на зрубі тополі). Причиною є нестача якісно відмінних між собою дрібних мікрооселищ для павуків внаслідок спрощення структури трав'яного ярусу: зменшення видового різноманіття рослинних угруповань, домінування окремих видів рослин.

Таблиця 4

Показники видового різноманіття, середньої та динамічної щільності угруповань павуків підстилки

Показник	Екосистема					
	ПП-1	ПП-2	ПП-3	ПП-1	ПП-2	ПП-3
	Підстилка			Поверхня підстилки		
H'	2,71	1,98	2,04	2,43	1,45	1,64
E	0,80	0,70	0,80	0,73	0,48	0,61
1/D	8,36	4,76	5,26	7,14	2,22	3,22
D _{Mg}	5,72	3,58	3,23	4,55	4,46	2,52
D _{Mn}	2,45	1,82	2,03	1,55	1,14	0,94
Середня щільність* (ос. / м ²)	45,6–74,8	42,7–43,0	44,4–76,2	-	-	-
Динамічна щільність (ос./100 пд)	-	-	-	9,9–20,3	9,0–22,2	24,2–36,7

Умовні позначення: H' – індекс Шенона, E – індекс вирівняності Пієлу, 1/D – індекс полідомінантності, D_{Mg} – індекс Маргалефа, D_{Mn} – індекс Менхініка.

* – наведені мінімальні та максимальні значення середньої й динамічної щільності павуків протягом вегетаційного сезону за 2001-2003 рр., пд – пасткодобы.

У трав'яному ярусі лісових екосистем співвідношення основних родин павуків за чисельністю є майже однаковим, хоча якісний склад аранеоугруповань відрізняється (коефіцієнт фауністичної подібності Сьоренсена становить 58,4%) (табл. 5). Переважання тут певних морфотипів, зокрема тенетників рослинного ярусу із родин *Tetragnathidae*, *Linyphiidae*, *Theridiidae*, забезпечується однаково густим травостоєм із домінуванням *Aegopodium podagraria*.

Таблиця 5

Співвідношення основних родин в аранеоугрупованнях трав'яного ярусу за чисельністю (%)

Родина	Екосистема		
	ПП-1	ПП-2	ПП-3
<i>Tetragnathidae</i>	40,4	37,1	31,2
<i>Linyphiidae</i>	27,5	21,0	14,9
<i>Theridiidae</i>	15,0	23,4	12,7
Інші:	17,1	18,5	41,2
Разом:	100,0	100,0	100,0

При створенні насадження ясена залишається подібним, порівняно із первинною екосистемою, склад домінантів і, меншою мірою, структура домінування (табл. 6). У трав'яному ярусі, як і у підстилці, збільшується сумарна частка домінантів (від 78,6 до 82,6% від загальної чисельності), а також частка ювенільних особин у складі ядра чисельності (від 58,0 до 63,8%) угруповань павуків.

Статистично достовірно не відрізняються у діброві та у насадженні ясена значення середньої чисельності павуків трав'яного ярусу протягом вегетаційного сезону (варіюють в окремі роки від 21,2 до 27,1 особин на 50 помахів сачком), а також характер розподілу кількості особин за сезонами.

Таблиця 6
Склад домінантів і структура домінування угруповань павуків трав'яного ярусу

Таксон, група	Екосистема		
	ПП-1	ПП-2	ПП-3
Статевозрілі особини:			
<i>Metellina segmentata</i> (Clerck, 1758)	3,3	9,1	+
<i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830	29,1	9,7	+
<i>Tetragnatha obtusa</i> C.L. Koch, 1837			6,8
Нестатевозрілі особини родів, родин:			
<i>Enoplognatha</i> Pavesi, 1880	19,1	18,6	+
<i>Theridion</i> Walckenaer, 1805	+	+	6,1
<i>Linyphiidae</i> (ювенільні особини)	8,3	17,2	8,7
<i>Metellina</i> Chamberlin et Ivie, 1941	7,3	10,6	+
<i>Tetragnatha</i> Latreille, 1804	4,7	10,8	21,2
<i>Mangora</i> O. Pickard-Cambridge, 1889	+	+	3,5
<i>Diaea</i> Thorell, 1869	3,5	6,6	+
<i>Xysticus</i> C.L. Koch, 1835	3,3	+	9,0
Разом:	78,6	82,6	55,3

Умовні позначення: + – чисельність виду менша за 3,2% від загальної

На зрубі тополі, порівняно із лісовими екосистемами, спостерігається заселення світлолюбивими представниками родин *Araneidae* (12,7% від загальної чисельності особин) і *Thomisidae* (12,8%).

Порівняно із лісовими екосистемами зменшується середня чисельність павуків трав'яного ярусу (до 15,6 особин на 50 помахів сачком).

Загалом, при створенні насаджень та подальшому знелісенні території показники видового різноманіття угруповань павуків трав'яного ярусу, як і підстилки, зменшуються (табл. 7).

Таблиця 7

Показники видового різноманіття угруповань павуків трав'яного ярусу

Показник	Екосистема		
	ПП-1	ПП-2	ПП-3
	Підстилка		
H'	2,71	1,98	2,04
E	0,80	0,70	0,80
1/D	8,36	4,76	5,26
D _{Mg}	5,72	3,58	3,23
D _{Mn}	2,45	1,82	2,03

Умовні позначення як у таблиці 4.

Висновки

При створенні лісових культур ясена зеленого та пенсільванського на місці ясеневих дібров Верхньодністровської рівнини та після їх вирубування відбувається зміна якісного складу угруповань павуків, а також збіднення їх різноманіття.

Одним із показників порушеності ясеневих дібров, а також відповідності насаджень умовам первинних екосистем, є співвідношення представників родин *Lycosidae* і *Linyphiidae* в угрупованнях павуків підстилки загалом і у складі ядра чисельності зокрема.

Найбільш трансформованими при створенні насаджень є угруповання павуків підстилки, оскільки тут змінюються співвідношення основних родин за чисельністю, а відповідно склад домінантів та сезонна динаміка, зменшуються показники середньої та динамічної щільності.

В угрупованнях павуків підстилки та трав'яного ярусу при створенні насаджень збільшується частка домінантів (еудомінантів, домінантів, субдомінантів), а також частка ювенільних особин у складі ядра чисельності.

1. Геоботанічне районування Української РСР / За ред. А.І. Барбарича. – К.: Наук. думка, 1977. – С. 47 - 49.
2. Гірна А.Я. Фауна павуків (*Arachnida, Aranei*) ясеневих дібров Верхньодністровської рівнини // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2005. – 21. – С. 101-108.
3. Гнелица В.А. Фауна и экология пауков семейства *Linyphiidae* лесостепной зоны Украины: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – К., 1993. – 20 с.
4. Гордієнко М., Корнієнко В. Ліси в екомережі України. Програма розвитку ООН (UNDP). Проект "Екомережі". – К., 1999. – С. 92-95.
5. Екологічна ситуація на північно-східному макросхилі Українських Карпат / М.А. Голубець, О.Г. Марискевич, М.П. Козловський та ін. – Львів: Поллі, 2001. – 162 с.
6. Козловський М.П., Капрусь І.Я., Рот М. Антропогенні зміни ґрунтових безхребетних у заплавах лісових екосистемах басейну Верхнього Дністра // Дослідження басейнової екосистеми Верхнього Дністра. – Львів, 2000. – С. 123-138.
7. Михайлов К.Г. Каталог пауков (*Arachnida, Aranei*) територій бывшего Советского Союза. – М.: Зоологический музей МГУ, 1997. – 415 с.

8. Полчанинова Н.Ю. К изучению аранеофауны Днепроовско-Орельского заповедника // Мат-ли конф., присв. 80-річчю Канівського природного заповідника (Канів, 9-11 вересня 2003). – Канів, 2003. – С. 260-261.
9. Прокопенко О. В. Пауки (*Aranei*) природних та трансформованих територій південного сходу України (фауна та екологія): Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 2001. – 20 с.
10. Третяк П.Р., Петрова Л.М., Пацура І.М. Сучасний стан та необхідність збереження природних лісів Верхньодністровської улоговини // Охорона природи та раціональне природокористування: Наук. пр. лісівнич. акад. наук України. – 2003. – 3. – С. 96-99.
11. Фасулати К.К. Полевое изучение наземных беспозвоночных. – М.: Высш. школа, 1971. – 424 с.
12. Шрубович Ю.Ю. Реакція угруповань ногохвісток на суцільне вирубування лісу в Розточчі. // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2005. – 21. – С. 139-146.
13. Dunger W., Fiedler H.J. Methoden der Bodenbiologie. – Stuttgart, New York: Gustav Fiescher Verlag, 1989. – 432 s.
14. Stöcker G., Bergmann A. Ein Modell der Dominanzstruktur und seine Anwendung. 1. Modellbildung, Modellrealisierung, Dominanzklassen // Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung. – 1977. – №17 (1). – S. 1-26.

Інститут екології Карпат НАН України, м. Львів

УДК 574

Л.Ю. Симочко, В.В. Симочко

ИНТЕГРОВАНІСТЬ МІКРОБНОГО ЦЕНОЗУ ҐРУНТУ ПРИ АНТРОПОГЕННМУ НАВАНТАЖЕННІ

Сьмочко Л.Ю., Сьмочко В.В. Интегрированность микробного ценоза почвы при антропогенной нагрузке // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 111-118.

В статье рассмотрено влияние разных агротехнологий на интегрированность микробного ценоза ризосферы озимой пшеницы. Расчет корреляционных связей на основе численности разных эколого-трофических групп ризосферных микроорганизмов показал, что наиболее стойкий микробный ценоз образуется при выращивании озимой пшеницы в севообороте с использованием органических и комплекса органо-минеральных удобрений.

Symochko, L., Symochko, V. Integration of soil microbial cenosis by anthropogenic load // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 111-118.

The anthropogenic load influence on integration of microbial cenosis in the rhizosphere of a winter wheat is considered. Define of correlations connections of main ecological-trophic groups of rhizosphere microorganisms show that more stable microbial cenosis form by cultivation of a winter wheat in crop rotation with use of organic manure and organic-mineral fertilizers.

Ґрунт – надзвичайно складне утворення за хімічними та фізичними властивостями, що визначають умови життєдіяльності різноманітних екологічних груп ґрунтових мікроорганізмів [7].

Популяцію мікроорганізмів розглядають як першорядну елементарну одиницю формування мікробного ценозу на популяційному рівні [5, 13] і вважають екологічною категорією, яка є сукупністю особин одного виду, які локалізовані в певному просторі та володіють подібними екологічними властивостями [3].

Динамічність і пластичність мікробного ценозу забезпечує йому певну стійкість і надійне функціонування в умовах зміни абіотичних і біотичних чинників середовища [1, 2]. Надмірне антропогенне навантаження на ґрунт порушує нормальне протікання ґрунтових процесів, а отже і процес колообігу речовин у біосфері. Цим зумовлені значні зміни у функціонуванні ґрунту, як природного тіла, у формуванні його живої фази, в першу чергу, мікробного ценозу, оскільки мікроорганізми є виключно чутливими реагентами до змін, які відбуваються в навколишньому середовищі [4, 8-11].

Мікробний ценоз ґрунту володіє високою чутливістю та значним видовим різноманіттям. Від діяльності ґрунтових мікроорганізмів залежить родючість ґрунтів, урожайність та якість сільськогосподарської продукції, стан навколишнього середовища. Мікробценоз вважають чітким індикатором стану екосистеми. В умовах підвищеного забруднення, внаслідок використання різних агротехнологій змінюється комплекс мікробіологічних показників, відбуваються якісні та кількісні зміни у функціонуванні мікробного угруповання ґрунту, які не завжди є позитивними.

Ризосфера будь-якої сільськогосподарської культури характеризується специфічним мікробним ценозом, домінуючі види якого беруть участь як у процесах ґрунтоутворення, так і безпосередньо впливають на агрофітоценоз. Важливим завданням сьогодення є

вивчення спрямованості антропогенного впливу на стійкість, інтегрованість та функціонування мікробного ценозу ризосфери озимої пшениці, оскільки остання є однією з стратегічних культур в Україні.

Метою роботи було дослідити інтегрованість мікробного ценозу ґрунту при застосуванні різних агротехнічних прийомів.

У відповідності до мети були поставлені такі завдання:

1) встановити чисельність основних еколого-трофічних груп ґрунтових мікроорганізмів в чорноземі під озимомою пшеницею при застосуванні різних форм і доз добрив у сівозміні та монокультурі;

2) визначити коефіцієнти кореляції між чисельністю основних еколого-трофічних груп ґрунтових мікроорганізмів;

3) дати оцінку інтегрованості мікробного ценозу ґрунту при використанні різних агрозаходів на основі побудови кореляційних плеяд.

Матеріал та методика досліджень

Матеріалом досліджень слугували зразки ризосферного ґрунту стаціонарного досліді Миронівського інституту пшениці ім. В.М. Ремесла.

Ґрунт – повнопрофільний чорнозем типовий, глибокий, малогумусний, слабовилугований, середньосуглинкового гранулометричного складу.

Гумусовий ґрунт 38-42 см, карбонати містяться на глибині 45-65 см, рівень залягання ґрунтових вод 5,5-6,0 м від поверхні ґрунту. Вміст в орному шарі гумусу 4,18% (фон), рухомого фосфору (за Труогом) 12,8-18,9 мг, обмінного калію (за Масловою) – 9,5-12,7 мг/100 г ґрунту, рН сольове – 5,2-6,5; гідролітична кислотність – 1,7-2,2 мг/екв на 100 г ґрунту; ступінь насиченості основами – 81-92,6%.

Система обробітку ґрунту, догляд – загальноприйнятий для зони правобережного Лісостепу України.

Розміщення ділянок систематичне – послідовне.

З мінеральних добрив використовували: селітру аміачну, суперфосфат простий, калій хлористий; з органічних: гній напівперепрілий.

Схема досліді:

I-й стаціонар – з 1929 року
сівозміна (попередник горох)

1. Контроль (без добрив)
2. Гній 30т/га
3. Гній 30т/га+ N₆₀ P₆₀ K₆₀
4. N₆₀ P₆₀ K₆₀
5. N₁₂₀ P₁₂₀ K₁₂₀

II-й стаціонар – з 1929 року
монокультура озимої пшениці

6. Контроль (без добрив)
7. Гній 30т/га
8. Гній 60т/га
9. N₆₀ P₆₀ K₆₀
10. N₁₂₀ P₁₂₀ K₁₂₀

Загальну чисельність ґрунтових мікроорганізмів основних еколого-трофічних груп визначали в певні фази, а саме – кушіння, трубкування, цвітіння, молочно-воскової стиглості. Мікробіологічні аналізи проводились за загальноприйнятими методиками [6, 9]. Так, амоніфікуючі бактерії ураховували на м'ясопептонному агарі (МПА), спороутворювальні бактерії – на МПА з сушлом після прогріву при 75°C протягом 20 хвилин, стрептоміцети і бактерії, які використовують мінеральний азот –

на крохмаль-аміачному агарі (КАА), кількість педотрофів – на ґрунтовому агарі (Гра), азотфіксувальні бактерії – на безазотних середовищах Ешбі та Виноградського, *Azotobacter* – на середовищі Федорова за методом обростання грудочок ґрунту, мікроміцети – на середовищі Чапека, оліготрофні мікроорганізми – на голодному агарі (ГА), чисельність целюлозорозкладаючих мікроорганізмів визначали за Виноградським [9].

Інтегрованість мікробного ценозу ризосфери визначали за К. Андреюк, Г. Іутинською зі співавторами [4].

Результати досліджень

Для оцінки стійкості мікробного угруповання в ризосфері озимої пшениці при беззмінному вирощуванні та в сівозміні проводили встановлення кореляційних зв'язків на основі даних про динаміку розвитку мікроорганізмів в досліджуваному ґрунті. Для цього розраховували коефіцієнти кореляції між показниками чисельності мікроорганізмів різних еколого-трофічних груп у певні фази розвитку озимої пшениці. При побудові плеяд були враховані показники в межах від 0,5 до 1, які характеризували прямі кореляційні зв'язки між мікроорганізмами ($P=0,05$).

Між різними еколого-трофічними групами ґрунтових мікроорганізмів при культивуванні озимої пшениці у сівозміні без внесення добрив було 14 кореляційних зв'язків. Для цього ценозу характерна наявність прямих кореляційних зв'язків між мікроорганізмами, що належать до зимогенного, автохтонного блоків, а також мікробіоти розсіювання. Визначення структури кореляційних зв'язків на рівні трофічних стосунків між мікроорганізмами дало можливість побудувати плеяди кореляційних відношень (рис. 1). В неудобреному ґрунті плеяда мала вигляд п'ятикутника (рис. 1, А). Найміцніші прямі кореляційні зв'язки утворювались між оліготрофами, спороутворювальними бактеріями та актиноміцетами.

Кожна група цих мікроорганізмів пов'язана з іншими трьома зв'язками, натомість педотрофи та мікроміцети у п'ятикутнику мають лише по два реалізованих зв'язки.

Найбільш насичені кореляційними зв'язками матриці, які характеризують угруповання ризосферного ґрунту сівозміні з використанням органічних та органомінеральних добрив.

Кількість кореляційних зв'язків у цих варіантах була максимальною і становила 17 зв'язків у кожному варіанті. Наявність позитивних кореляційних зв'язків у порівнянні з контрольним варіантом суттєво не підвищилась, натомість кореляційні плеяди зв'язків мікроорганізмів різних еколого-трофічних груп мають набагато складніший вигляд – типів „шестикутника” та „восьмикутника” (рис. 1 Б, В).

Зазначені вище плеяди побудовані на основі зв'язків між мікроорганізмами всіх блоків. Так, у варіанті з внесенням органічного добрива (рис. 1, Б) амоніфікатори та азотфіксатори пов'язані з іншими мікроорганізмами п'ятьма зв'язками, а бактерії, які використовують мінеральний азот, олігонітрофіли, мікроміцети та *Azotobacter* – чотирма, що загалом обумовлює їхню міцність. При сумісному використанні органічних та мінеральних добрив (гній 30 т/га + $N_{60}P_{60}K_{60}$) кількість реалізованих кореляційних зв'язків між різними еколого-трофічними групами ґрунтових мікроорганізмів збільшується (рис. 1, В). Наявність зв'язків у кожного представника

плеяди з іншими варіює від трьох до п'яти. Найбільшу кількість зв'язків мають представники мінералізаційного блоку, мікрофлора розсіювання та азотфіксувальні мікроорганізми.

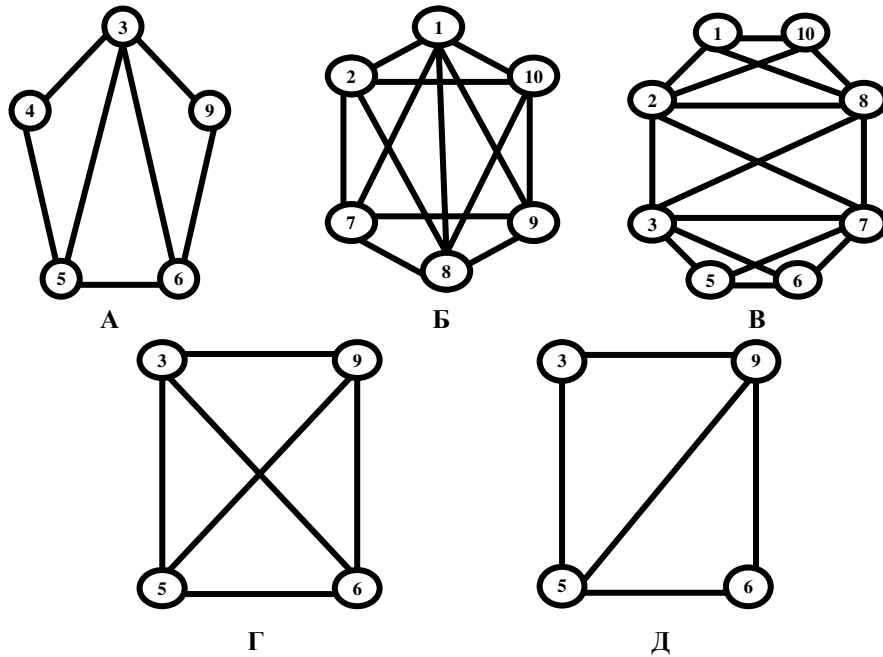


Рис. 1. Кореляційні плеяди зв'язків мікроорганізмів різних еколого-трофічних груп у ризосфері озимої пшениці, що культивувалась у сівозміні (при $P=0,05$):

А – ґрунт без добрив; Б – гній 30 т/га; В – гній 30 т/га + $N_{60}P_{60}K_{60}$; Г – $N_{60}P_{60}K_{60}$; Д – $N_{120}P_{120}K_{120}$; 1 – амоніфікатори; 2 – бактерії, що використовують мінеральний азот; 3 – оліготрофи; 4 – педотрофи; 5 – спороутворювальні бактерії; 6 – актиноміцети; 7 – олігонітрофіли; 8 – азотфіксувальні бактерії; 9 – мікроміцети; 10 – *Azotobacter*.

Використання лише мінеральних добрив у дозі $N_{60}P_{60}K_{60}$ при вирощуванні озимої пшениці у сівозміні призводить до зменшення кількості позитивних кореляційних зв'язків між різними еколого-трофічними групами мікроорганізмів у ризосфері, було зафіксовано 10 кореляційних зв'язків.

Спостерігалось значне спрощення будови кореляційної плеяди до структури типу “чотирикутника” (рис. 1, Г). Окрім того що відбулося порушення стійкості мікробного ценозу ризосфери озимої пшениці, про що свідчить спрощення структури кореляційної плеяди, внесення мінеральних добрив призвело до розриву кореляційних зв'язків між різними еколого-трофічними групами мікроорганізмів з азотфіксувальною мікробіотою. Така плеяда менш міцна, оскільки кожний її компонент тримається лише трьома зв'язками. Слід відмітити, що плеяду утворюють представники двох блоків – зимогенного та мікробіоти розсіювання.

У варіанті з внесенням подвійних доз мінеральних добрив кількість кореляційних зв'язків була мінімальною порівняно з іншими варіантами дослідження у сівозміні, було зафіксовано лише 9 зв'язків.

Кореляційна плеяда у варіанті з внесенням $N_{120}P_{120}K_{120}$ має вигляд чотирикутника (рис. 1, Д), але тільки спороутворювальні бактерії та мікроміцети мають по три зв'язки. Оліготрофи та актиноміцети мають по два кореляційні зв'язки, що свідчить про меншу міцність такої плеяди, оскільки розрив хоча б одного зв'язка, який утворюють оліготрофи або актиноміцети, призведе до руйнування плеяди.

Таким чином, з наведених даних можна зробити висновок, що вирощування озимої пшениці в сівозміні з використанням органічної та органо-мінеральної систем удобрення сприяє підвищенню активності ризосферної мікрофлори, збільшує стійкість та інтегрованість мікробних угруповань з міцною структурою трофічних зв'язків. Застосування подвійних доз мінеральних добрив порушує інтегрованість мікробного угруповання, що, відповідно, зменшує його стійкість.

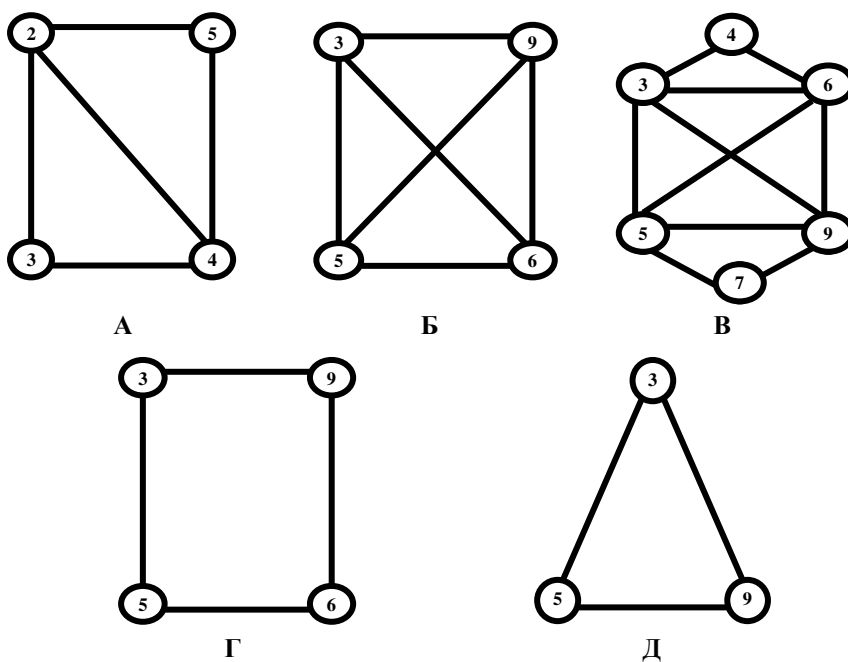


Рис. 2. Кореляційні плеяди зв'язків мікроорганізмів різних еколого-трофічних груп у ризосфері озимої пшениці, при беззмінному культивуванні (при $P=0,05$): Примітка: умовні позначення, як на рис. 1.

Беззмінне вирощування озимої пшениці без використання добрив у порівнянні з сівозміною характеризувалось меншою кількістю кореляційних зв'язків та спрощенням вигляду кореляційної плеяди (рис. 2, А).

Між різними еколого-трофічними групами мікроорганізмів ризосфери у варіанті без добрив зафіксовано 10 прямих кореляційних зв'язків. Чотирикутну

кореляційну плеяду утворювали представники мінералізаційного, автохтонного, зимогенного блоків та мікрофлори розсіювання (рис. 2, А). Слід відмітити, що оліготрофи та спороутворювальні бактерії мали лише по два кореляційні зв'язки, бактерії, що використовують мінеральний азот та педотрофи – по три зв'язки.

Застосування органічного добрива – гною 30 т/га не призвело до збільшення кількості прямих кореляційних зв'язків порівняно з контролем.

Кореляційна плеяда за своєю структурою має форму чотирикутника, але кожна її складова характеризується потрійними кореляційними зв'язками (рис. 2, Б), що вказує на більшу міцність цієї плеяди порівняно з варіантом без внесення добрив. Плеяду утворюють оліготрофи, спороутворювальні бактерії, актиноміцети та мікроміцети. Порівнюючи з рисунком 2, А, очевидно, що до складу плеяди не входять педотрофи та бактерії, які асимілюють мінеральний азот. Це свідчить про зменшення напруженості мінералізаційних процесів у цьому варіанті досліду.

Застосування органічного добрива – гною 60 т/га при беззмінному вирощуванні озимої пшениці сприяє збільшенню кількості позитивних кореляційних зв'язків між різними еколого-трофічними групами мікроорганізмів у ризосфері. Саме на цьому варіанті удобрення кореляційна плеяда має найскладнішу структуру типу “шестикутника” (рис. 2, В), який утворюють мікроорганізми, які належать до зимогенного, автохтонного блоків та мікрофлори розсіювання. Оліготрофи, спороутворювальні бактерії, мікроміцети та актиноміцети в даній плеяді мають найбільшу кількість реалізованих зв'язків – по 4, натомість, педотрофи та олігонітрофіли – лише по два кореляційних зв'язків.

Внесення мінеральних добрив комплексу $N_{60}P_{60}K_{60}$ призвело до зменшення кількості кореляційних зв'язків до семи та спрощення вигляду кореляційної плеяди (рис. 2, Г). Плеяда в цьому варіанті має вигляд чотирикутника, який утворений такими еколого-трофічними групами ризосферних мікроорганізмів: оліготрофами, спороутворювальними бактеріями, актиноміцетами та мікроміцетами. Кожна з цих складових характеризується подвійними кореляційними зв'язками.

Варіант беззмінного вирощування озимої пшениці з використанням подвійних доз мінеральних добрив ($N_{120}P_{120}K_{120}$) характеризувався найменшою кількістю кореляційних зв'язків між мікроорганізмами різних еколого-трофічних груп у порівнянні з усіма іншими досліджуваними варіантами. Спостерігався розрив кореляційних зв'язків та спрощення плеяди до структури типу “трикутника”, який складала оліготрофи, спороутворювальні бактерії та мікроміцети. Така плеяда менш міцна, оскільки кожен її компонент тримається лише двома зв'язками і розрив хоча б одного з них може призвести до розпаду всієї структури.

Таким чином, при беззмінному вирощуванні озимої пшениці найсприятливіші умови для розвитку різних еколого-трофічних груп ґрунтових мікроорганізмів створюються при використанні органічних добрив. Це підтверджується найбільшою кількістю кореляційних зв'язків та складнішою структурою кореляційних плеяд, що свідчить про певну стійкість та інтегрованість мікробного угруповання в ризосфері озимої пшениці. Внесення подвійних доз мінеральних добрив негативно впливає на міцність та структуру трофічних зв'язків різних груп мікроорганізмів, що підтверджується меншою кількістю позитивних кореляційних зв'язків та спрощеною структурою кореляційної плеяди.

Висновки

Порівняльний аналіз двох агроєкосистем вирощування озимої пшениці методом кореляційних плеяд, в залежності від варіанта удобрення, вказує на чітку закономірність – вирощування озимої пшениці у сівозміні з використанням органічних і комплексу органо-мінеральних добрив сприяє активізації стійкості та інтегрованості мікробного угруповання ризосфери озимої пшениці, що свідчить про створення сприятливих умов для функціонування мікробіоти ґрунту. Це, безумовно, позитивно впливає на процеси гумусоутворення. Беззмінне вирощування озимої пшениці значно порушує стійкість мікробного ценозу ризосфери порівняно із сівозміною. Навіть внесення органічних добрив у дозі 30 т/га не призводить до збільшення кількості прямих кореляційних зв'язків і, відповідно, не покращує інтегрованість мікробного угруповання порівняно із будь-яким варіантом сівозміни.

Найстійкіша структура мікробного ценозу в монокультурі спостерігається при внесенні гною 60 т/га. Застосування подвійних доз мінеральних добрив як у сівозміні, так і при беззмінному культивуванні озимої пшениці порушує стійкість ризосферного мікробіоценозу. Це свідчить про створення несприятливих екологічних умов для функціонування мікробіоти ґрунту, а враховуючи те, що прямі кореляційні зв'язки були реалізовані в основному між оліготрофною та педотрофною мікрофлорою, це вказує на активізацію деградаційних процесів у ґрунті, зокрема розклад гумусових речовин.

1. Андреев К.И. Структура микробного ценоза почв с различной антропогенной нагрузкой // Тр. Ин-та микробиологии и вирусологии АН КазССР. – 1980. – № 26. – С. 79-90.
2. Андреев К.И. Методологические аспекты изучения микробных сообществ почвы // Микробные сообщества и их функционирование в почве. – К.: Наук. думка, 1981. – С. 13-23.
3. Андреев К.И., Валагурова Е.В. Основы экологии почвенных микроорганизмов. – К.: Наук. думка, 1992. – 224 с.
4. Андреев К.И., Іутинська Г.О., Антипчук А.Ф., Валагурова В.О., Козерицька В.С., Пономаренко С.П. Функціонування мікробних ценозів ґрунту в умовах антропогенного навантаження. – К.: Обереги, 2001. – 240 с.
5. Звягинцев Д.Г., Добровольская Т.Г., Бабьева И.П., Чернов И.Ю. Развитие представлений о структуре микробных сообществ почв // Почвоведение. – 1999. – № 1. – С. 134-144.
6. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Звягинцева Д.Г. – М.: Изд-во МГУ, 1991. – 30 с.
7. Надточій П.П., Вольвач Ф.В., Гермашенко В.Г. Екологія ґрунту та його забруднення. – К.: Аграрна наука, 1997. – 285 с.
8. Паринкина О.М., Клюева Н.В. Микробиологические аспекты уменьшения естественного плодородия почв при их сельскохозяйственном использовании // Почвоведение. – 1995. – № 5. – С. 573-581.
9. Селибер Г.Л. Большой практикум по микробиологии. – М.: Высш. школа, 1962. – 491 с.
10. Badreiner M.R., Talak V.B. Structure and organization of soil microorganisms in different ecological systems // Biofutur. – 1998. – № 180. – P. 19-22.
11. Kennedy A.C., Gewin V.L. Soil microbial diversity: Present and future considerations // Soil Sci. – 1997. – 162, № 9. – P. 607-617.
12. Kennedy A.C., Papendick R.I. Microbial characteristics of soil quality // J. Soil and Water Conserv. – 1995. – № 3. – P. 243-248.

13. Reifsnyder W.E., Lull H.W., Radial Energy in Relation to Forests // Tech. Bull. U.S. Dept. Agr. Forest Service. – Washington, 1965. – № 1344. – 76 p.

Ужгородський національний університет,
e-mail: ecosymochko@mail.ru

УДК 581.52.55

А.К. Малиновський

СИСТЕМНИЙ ПІДХІД У ФІТОЦЕНОЛОГІЇ

Малиновский А.К. Системный подход в фитоценологии // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 119-136.

Наработки в использовании общесистемных методов в разных областях знаний с успехом используются и в биологических исследованиях. Тем не менее, ряд вопросов относящихся к терминологии, определениям, теоретическим и методологическим аспектам исследований и моделирования фитоценосистем остаются неопределенными. Обсуждаются возможности применения принципов и методов системного подхода в фитоценологических исследованиях.

Malynovsky, A. Principles of the system approach in phytocoenology // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 119-136.

The acquired experience in usage of general systems methods in different fields of knowledge are successfully used in biological researches too. Nevertheless, a number of problems concerning the terminology, definitions, theoretical and methodological aspects of researches and phytocoenoses modeling still remain unsolved. The opportunities of introducing the principles and methods of the system approach in phytocoenotic researches have been discussed.

Ідеї системності почали формуватись в середині ХІХ ст. під час дослідження таких складних динамічних об'єктів як людське суспільство та біологічний світ. Вже в ХХ ст. розробляються конкретні концепції системності: теорія Богданова – 20-ті роки, загальна теорія систем Л. Бергаланфі – 50-ті роки, системотехніка – 60-ті роки тощо. Сьогодні системний підхід знайшов найширше застосування у різноманітних наукових напрямках – соціології, психології, історії, політології, економіці, фізиці, архітектурі тощо [8, 28, 32, 44, 45, 40 та ін.].

У фітоценології системний підхід інтенсивно розвивався в останні десятиліття минулого століття [1, 2, 29, 14, 9, 30, 11, 12 та ін.]. На засадах системності створена кібернетична модель фітоценозу – схема циклів кругообігу речовини і енергії в системі фітоценоз-середовище, введені формалізовані поняття – вхід, вихід системи, зворотній зв'язок, стохастичність характеру саморегуляції фітоценосистем тощо. Водночас розроблялись моделі фітоценозів, зокрема, з застосуванням мікропідходів – аналіз передачі інформації в окремих блоках системи, і макропідходів, за яким аналізується система загалом [23], обґрунтовується імітаційний підхід – наближення числа параметрів моделі до числа реальних параметрів системи і опис зв'язків цих параметрів, та оптимізаційний – синтез оптимальних моделей, що наближаються до своїх прототипів – оптимальних систем [38], метод клітинних автоматів [36] та ін. Сьогодні математичні моделі знаходять найширше застосування у різноманітних напрямках [3, 35, 46, 47 та ін.], у тому числі таких спеціалізованих як моделювання неперервних культур мікроводоростей [43, 42, 39], моделей динаміки неоднорідних популяцій [18] тощо.

Системний підхід у фітоценології передбачає вивчення структури, організації та динаміки угруповань, встановлення взаємозв'язків і взаємозалежностей. Головний об'єкт дослідження – фітоценоз як відносно однорідний контур рослинності, сформований групами видових популяцій, які пов'язані умовами екотопу та певними

взаємостосунками в межах ділянки території – є типовою біологічною системою і типовим об'єктом системного аналізу.

Проте ряд питань, які стосуються термінології і понять, теоретичних і методологічних аспектів досліджень фітоценосистем залишилися невизначеними. Дана стаття є спробою узагальнення теоретичних і методологічних засад загальносистемного аналізу [5, 6, 19, 32, 26, 16] з метою вироблення методологічних принципів застосування системного підходу у фітоценологічних дослідженнях.

Методологічні основи, сутність і завдання системного підходу

Найважливішою особливістю природного середовища є нерівномірність розподілу в просторі і часі речовини, енергії та інформації, що і створює феномен різноманітності. Ця нерівномірність виявляється у тому, що всі компоненти матеріального групуються, об'єднуються у відносно уособлені в просторі і часі сукупності. Не існує об'єктів або явищ, які б не утворювали систему з іншими об'єктами і не були б системою [5, 6, 24 та ін]. Процесам роз'єднання, дезінтеграції протистоять процеси об'єднання, що й зумовлює ефекти системності.

Система – не тільки ціле, що складається з частин, але й порядок, що визначається певним розподілом частин у цілому та їхніми взаємозв'язками. Терміном "системний підхід" означається група методів, за допомогою яких реальний об'єкт описується і вивчається як сукупність взаємопов'язаних компонентів. Ці методи розвиваються в межах окремих наукових дисциплін, міждисциплінарних синтезів і загальнонаукових концепцій. Необхідність системного підходу у фітоценологічних дослідженнях зумовлена складністю об'єктів, потребами у використанні та збереженні, інтеграцією знань та поширенні інформації.

Сутність системності полягає у координованості та спрямованості динаміки усіх елементів на підтримку існування та функціонування усієї системи, її відносно замкнутості та цілісності. Складові системи (елементи, компоненти системи або підсистеми) розглядаються не тільки як нижчий рівень структурної ієрархії "ціле-частина" або "частина-ціле", але й у зв'язку "частина-частина". При цьому, пріоритетним для окремих елементів системи завжди залишаються "власні інтереси", певна автономність, а система вищого організаційного рівня несе у собі потенційну загрозу для підсистем нижчого ієрархічного рівня. Таким чином, кожна система є певним компромісом між "власними інтересами" підсистем і необхідністю підпорядковуватись "інтересам" корпоративним.

Загальними завданнями системних досліджень є аналіз і синтез. У процесі аналізу система виділяється з середовища, встановлюється її склад і структура, функції, інтегральні характеристики (властивості), системоутворюючі і дезінтеграційні чинники, взаємозв'язки з середовищем. У процесі синтезу будується модель реальної системи.

Системний підхід є засобом вирішення різноманітних теоретичних і практичних завдань. У теоретичному плані – це інтеграція і систематизація знань, виявлення і усунення зайвої або несуттєвої інформації, скорочення за рахунок цього обсягів описів, виявлення інформаційних інваріантів, подолання недоліків локальних підходів, зменшення суб'єктивізму в інтерпретації явищ або процесів. Системний підхід дозволяє виявити відсутність або неповноту інформації про об'єкт досліджень,

визначати завдання наукових досліджень, в окремих випадках (інтерполяцією або екстраполяцією) передбачати властивості відсутніх частин описів. Прикладні завдання, що вирішуються за допомогою системного підходу, можуть бути пов'язані з прогнозуванням, управлінням, реконструкціями і збереженням фітоценосистем або їхніх частин, та поширенням інформації.

У вузькому розумінні системний підхід слід розуміти як застосування системних методів до вивчення реальних фізичних, біологічних, соціальних та інших систем. У широкому розумінні системний підхід включає, крім цього, застосування системних методів для вирішення різноманітних конкретних завдань – систематики, планування, прогнозування, проведення комплексного і системного експерименту тощо.

Загальносистемні категорії

Систему складає сукупність будь-яких об'єктів, між якими існують певні стосунки. Множина об'єктів, що утворює систему є її складом. За розподілом множин на підмножини і елементи розрізняють макросклад і мікросклад. Структурою системи називають постійну частину взаємостосунків, які існують між компонентами системи. Між об'єктами множин можуть виникати відношення різних типів, відповідно в одній системі може бути декілька структур.

Система – будь-який об'єкт природи (або сукупність взаємодіючих об'єктів, у тому числі різної природи), що володіє системною властивістю (властивостями), тобто властивістю, якої не має жодна з частин системи за будь-якого способу розчленування і не виводиться з властивостей частин. Частини системи, що мають аналогічні властивості, називаються підсистемами. Об'єднання декількох систем є надсистемами або системами вищого порядку. Елементом системи є об'єкт (частина системи) з однозначно визначеними властивостями. Поняття "елемент", "підсистема", "система", "надсистема" можуть взаємно перетворюватись: система розглядається як елемент системи вищого порядку (надсистема), а елемент – як система (при поглибленому аналізі). Велика система, як правило, є складною, це система з великим числом підсистем. При цьому існує загроза певного суб'єктивізму – відношення до системи визначається не тільки її сутністю, але й позицією дослідника (метою досліджень).

Система (підсистема, елемент) має вхід – дискретну або неперервну множину "контактів", якою передається вплив середовища системі, і вихід – множину "контактів", через які система впливає на середовище. Будь-який елемент системи має щонайменше один вхід і один вихід. Вплив може здійснюватись через передачу речовини, енергії, інформації, або комбінації цих компонентів. Середовищем для однієї з підсистем системи можуть бути решта підсистем або частина з них, а також інші системи. Таким чином, середовище – також система.

Структура і функції системи

Одним з головних чинників, а по суті механізмом контролю та регулювання стійкості системи, є її структура. Структура фітоценосистеми – основна її характеристика, вона визначає кількість формуючих систему елементів та їхні

взаємовідношення. Для поняття структури існує багато різноманітних визначень [32]: структура – як форма представлення якогось об'єкту у вигляді складових частин; як відносно стійкий, впорядкований спосіб зв'язку елементів, що надає їхній взаємодії в межах внутрішнього розчленування об'єктів цілісний характер; як тип (вид) взаємозв'язку елементів в системі, що залежить від закономірностей, за якими елементи знаходяться у взаємодії; як впорядкованість, композиція елементів що зберігається (тобто інваріантна) відносно певних змін (перетворень); як сукупність елементів і зв'язків між ними, які визначаються, виходячи з розподілу функцій і цілей; це те, що залишається незмінним у системі за зміни її стану, тобто реалізації різних форм поведінки, перерозподілу маси та речовини тощо.

Таким чином, структура системи визначається як сукупність взаємодіючих елементів, які утворюють єдиний об'єкт, і виявляється у зв'язках між елементами системи, зворотних зв'язках, складі і будові системи та інваріантності (незмінності) системи в часі. По суті властивість незмінності і є основним поняття структури. Структура системи формується в процесі еволюції (розвитку) в якомусь ланцюгу змінних середовищ і відображає просторово-часові чинники дій цих середовищ. Тому слід розрізняти статичні структури фітоценосистем – територіальну, еколого-ценотичну, флористичну, ценопопуляційну, та динамічні – еволюційну і сукцесійну.

Функцію системи характеризує прояв її властивостей або засобів взаємодії з середовищем, тобто функція – це поведінка системи в якомусь середовищі. Визначається функція щонайменше двома чинниками: внутрішнім – структурою системи, та зовнішнім – середовищем. Середовище формують зовнішні стосовно до досліджуваної системи цілісні об'єкти (системи), а також речовинні та енергетичні ресурси середовища. Таким чином, в основі функції покладено існуючі властивості структури системи переробляти речовинні та енергетичні ресурси. Складність функції не визначається складністю структури системи: структура може бути відносно простою, тоді як складність і багатомірність зовнішнього середовища і формує складність у функції (поведінки) системи в цьому середовищі.

Стан системи – впорядкована сукупність значень внутрішніх і зовнішніх параметрів, які визначають перебіг процесів, що відбуваються в системі. Множина станів системи може бути кінцевою, континуальною або дискретною, проте реально для біосистем, з огляду на величезну кількість різноманітних за спрямованістю і інтенсивністю впливу чинників, є невизначеною. Для забезпечення впорядкованості будь-якої системи повинні існувати принципи так званої узагальненої негентропії [24]. Окрім цього існує низка понять, які використовують в описах стану і динаміки системи: процес – впорядкована в часі послідовність значень змінних, що характеризують систему; системотвірні і системоруйнівні чинники – викликають утворення або руйнацію системи, а також системозберігаючі та системорозвиваючі чинники; еволюція системи – зміни складу, структури, функцій і властивостей протягом часу її існування.

Класифікація систем та їхній опис

Системний підхід передбачає встановлення типів і розмірностей систем, розчленування їх на підсистеми, і, залежно від мети досліджень, може проводитись за різними класифікаційними схемами. Усі існуючі системи за їхніми істотними

ознаками діляться на фізичні, біологічні, соціальні і т.д. Їхній опис – гомоморфне відображення реальних систем, об'єктивними формами існування яких є час і простір, а об'єктивними умовами їхнього руху – енергія і різноманітність. Ці характеристики використовують як основу для первинної класифікації систем та їхнього опису: за часом – статичні і динамічні; за простором – з сконцентрованими і розосередженими параметрами; за енергією – активні і пасивні; за інформацією – дискретні і безперервні.

Системні описи можуть відображати статику і динаміку систем, процесів, станів, поведінки та розвитку, і складають інформаційний банк даних – різноманітну інформацію, згруповану і впорядковану відповідно до структури об'єктів і мети досліджень. Така впорядкованість загалом відображається термінами етапності, стадійності, періодичності тощо. Опис об'єкта як системи виконує загальноприйняті наукові цілі – пояснення і показу, проте головна функція полягає в інтеграції інформації про об'єкт.

Незважаючи на різноманітність варіантів системного підходу і видів систем, існує загальний принцип їхнього опису – математична теорія множин: множини, декартова похідна і відношення. Декартова похідна складає операцію поелементного впорядкованого об'єднання множин. На декартовій похідній однакових множин можуть задаватись відношення еквівалентності, порядку і толерантності. У відношеннях розрізняють неоднозначні, однозначні та взаємооднозначні відношення. Поняття "відношення" має дещо узагальнений характер і може включати взаємозв'язок, залежність, взаємозалежність. Остання може бути неоднозначною, однозначною і взаємооднозначною.

За аналогією з математичним базисом, базис системного опису складає повний впорядкований набір об'єктів, що сприймається дослідником. Базис дозволяє переконатись у повноті системного опису, впорядкувати компоненти системного опису, отримати стійку (базову) основу опису, використовувати цю основу для співставлення різних описів одного і того ж об'єкта, виявити спільність/відмінність різних об'єктів.

У математиці під базисом розуміють повний набір математичних об'єктів, за допомогою якого у стандартній формі можна представити будь-який математичний об'єкт певним числом множин. Наприклад, числовий базис – натуральний ряд чисел, ряд Фібоначчі; функціональний – набір булевих функцій одного і двох аргументів (кон'юнкція, диз'юнкція, заперечення), набір функцій синуса і косинуса натурального аргументу при розкладенні періодичних функцій в ряд Фур'є; геометричний – дерево дихотомічної ієрархії; у фізиці – множини стану речовини, множини кольорів спектра тощо [16].

В основу системного базису покладено набір принципів гармонійного (взаємопов'язаного) цілого. Основними характеристиками біосистем (ценопопуляція, фітоценоз) є часові, просторові, інформаційні (різноманітність) і енергетичні характеристики. Вони пов'язані між собою, але з них можна виділити просторово-часові та інформаційно-енергетичні континууми. Перші – об'єктивні форми існування (матерії взагалі), другі – необхідні умови виникнення руху. Сукупність цих понять, разом з поняттям субстрату, котрий є носієм перерахованих характеристик, слід розглядати як загальнонауковий базис. За певних умов їх можна розглядати як незалежні. Ефективність істотно збільшується методом накладення, зокрема,

об'єднання двох базисів: субстрат-час-простір-енергія-інформація і базису гармонійного (взаємопов'язаного) цілого – повторність-рівноваженість-підпорядкованість-співрозмірність [26, 32].

Рівні організації систем

До біологічних систем належать складні системи різних рівнів організації: біологічні макромолекули, субклітинні органели, клітини, органи, організми, популяції, угруповання, екосистеми. В організації біологічних систем відповідно виділяють рівні: молекулярний, клітинний, організмівий, популяційно-видовий, біоценотичний і біосферний [22]; організмівий, популяційно-видовий, ценотичний, формаційний та біосферний [13]; біомолекулярний, органельний, клітинний, тканинний, органний, організмівий, популяційний, ценотичний та біосферний [33]; молекулярно-генетичний, організмівий, популяційно-видовий, біоценотичний, біосферний [12]. Для фітоценозів цілком придатною видається багаторівнева класифікація механізмів управління системи. Відповідно, координація дій тут здійснюється на наступних організаційних рівнях:

1. Організмівий – взаємний контроль і взаємодія на рівні макромолекул, мультимолекулярних комплексів, органодів, клітин, тканин, органів, спрямований на підтримання цілісності і виживання організму.

2. Ценопопуляційний – спрямування розвитку ценопопуляції за оптимальним для даної ситуації сценарієм. Структурна і функціональна неоднорідність складу ценопопуляції дає можливість розподілу на підсистеми – групи особин (блоки) або субценопопуляції. Підсистемами ценопопуляції є: а) статеві у дводомних, що включають особини одної статі; б) вікові – в складі яких особини одного вікового стану; в) віталітетні – об'єднують особини однакового життєвого стану [15].

3. Ценотичний – контроль загального розвитку фітоценосистеми, обмеження і спрямування в межах угруповання для підтримання його стійкості і стабільності.

Залежно від ефективності та дієвості механізмів саморегуляції, які працюють на всіх рівнях, система набуває характерних ознак – формується структура системи. До найголовніших властивостей ценопопуляції Ю.А. Злобін [15] відносить: складність, яка полягає в характері набору елементів (особин) в ценопопуляції та особливостях взаємодії між ними з урахуванням щільності мережі зв'язків елементів; різноманітність, що визначається якісною неоднорідністю елементів в межах ценопопуляції; цілісність, яка забезпечує внутрішню організованість та взаємозалежність елементів з розподілом її на структурну і функціональну цілісність; стійкість, що виявляється у збереженні ценопопуляції за дії несприятливих чинників.

Складні системи можуть мати різну природу – фізичні, біологічні, соціальні тощо, а тому закономірним є питання, чи ґрунтуються такі різні об'єкти на однакових принципах? Виведення узагальнених законів наштовхується на істотні труднощі або унеможливується унікальністю і неповторністю складних систем. З огляду на різне розуміння понять, що використовуються для опису систем різної природи, знайти такі універсальні закони, які б охоплювали всі складні системи і водночас дозволяли конкретизацію, неможливо (принаймні сьогодні). Поняття "властивостей", тобто постійних характеристик складу і співвідношення між складниками системи, є ширшим, і в цьому випадку підходить більше.

До найголовніших властивостей фітоценотичних систем належать різноманітність, складність, відмінність, стійкість, емерджентність і неідентичність [27]. В цій статті пропонується, в загальних рисах, розглянути самоорганізаційні (синергетичні) властивості систем, які пов'язані з поняттями динамічного хаосу і нелінійної динаміки.

Самоорганізаційні властивості фітоценосистем

Під фітоценосистемою (у широкому значенні) розуміють сукупності рослинних організмів, які формують специфічне фітосередовище, що дозволяє зростання певного набору видів у певному кількісному співвідношенні. Системою планетарного рангу є фітосфера, що складається з набору фітоценохоріонів різного рангу і які є її елементами. Фітоценохоріон (фітом) – системи регіонального рівня, елементами якого є фітоценози, а елементами фітоценозу – ценопопуляції [11].

В еволюційному аспекті, зокрема з метою реконструкції розвитку рослинного покриву, системний підхід реалізується шляхом встановлення палеофітоценосистем, які формували певні типи рослинного покриву на різних часових відтинках. У сукцесійному аспекті, наприклад, лісовий фітоценоз і сформована на його місці післялісова лука, залежно від мети досліджень, можуть розглядатись як дві різні системи, або як одна система, що складається з двох підсистем. В окремих випадках, наприклад, з порушенням стоку ґрунтових вод та розвитку болототвірних процесів, на місці вже післялісових лук формуються гіпновомохові угруповання, що утруднює відтворення не тільки близького до первинного угруповання, але й лісу загалом. Такі угруповання можна розглядати як похідні системи, або як окремі системи.

Фітоценосистеми, як і всі біологічні системи, є складними, багатокомпонентними та просторово структурованими, елементи котрих володіють індивідуальними ознаками. Ступінь складності пов'язаний з числом встановлених частин і мірою їхньої зв'язності [20]. Складність виражається потужністю множин, що розглядаються – множини змінних, множини параметрів, множини станів тощо, тобто складність системи пропорційна обсягу інформації. Відсутність певної універсальної міри складності зумовлює необхідність індивідуалізації систем промірів як конкретної системи, так і окремих її елементів. Водночас, застосовуючи до одного і того ж об'єкта різні системи промірів, можна виявити різні аспекти його організації і будови.

Простими вважаються системи, що не мають розгалуженої структури, тобто в таких системах не можна виділяти ієрархічні рівні, в них незначна кількість взаємопов'язаних і взаємодіючих елементів, що виконують найпростіші функції. Такі системи як статично, так і в динаміці легко описуються, проте у прогнозуванні і моделюванні можуть виникати істотні труднощі. Як не дивно, навіть простим системам властива хаотичність поведінки, і як наслідок непрогнозованість, при цьому причини виникнення хаотичності встановити важко. Складну систему характеризують розгалуженість структури та значна кількість взаємопов'язаних і взаємодіючих елементів. Високий (жорсткий) ступінь взаємозв'язків і взаємозалежностей в складних системах призводить до того, що зміна властивостей будь-якого одного елемента або зв'язку спричиняє зміни в інших елементах. У складних системах можуть існувати структури, які за певних змін (впливу, дій)

входять в дисонанс зі станом або напрямом розвитку системи загалом. Тому опис системи є достовірним тільки для конкретного часового відтинку. З підвищенням складності система може бути охарактеризована параметрами стану, впорядкованості, організованості та керованості. У дослідженнях питань складності можна виділити два методологічні підходи.

Перший – агрегований підхід, полягає у встановленні визначальних характеристик системи (наприклад, загальна чисельність видів, чисельність на одиницю площі, вікова структура, синузальність та ін.), і розглядає змінність цих величин у часі – стійкість стаціонарного стану, наявність коливань, просторову неоднорідність тощо. Стаціонарний стан – режим функціонування системи, котрий встановлюється протягом певного часового відтинку і, в моделях, відповідає поняттю атрактора. До таких режимів відносять стійкий стаціонарний стан, циклічні коливання, квазістохастичні режими типу “дивний атрактор” [10, 31]. Другий підхід – детальний розгляд елементів системи та їхніх взаємодій, побудова імітаційних моделей, параметри котрих мають зрозумілий фізичний і біологічний зміст; за достатнього вивчення елементів системи можливий кількісний прогноз її поведінки за різних зовнішніх впливів.

Стійкість і нестійкість системи. Стабільність і нестабільність

Фітоценосистеми, як і всі біологічні системи, є динамічними. Функціональний режим динамічної системи є стійким, якщо малі збурення загасають з часом, прямуючи до нуля. Якщо такі малі відхилення від режиму функціонування системи нарастають з часом, то такий режим є нестійким.

Явища нестійкості і нестабільності привернули увагу завдяки новітнім експериментальним та теоретичним відкриттям, зокрема, неврівноважених структур, що виникають як результат незворотних процесів, в яких системні зв'язки формуються самі собою; ряду відкриттів щодо динамічних, нестабільних систем, що повністю змінили існуючі уявлення про детермінізм; відкриттів у галузі елементарних частин, що продемонстрували фундаментальну нестабільність матерії. Однозначна детермінованість виявилась окремим випадком, а передбачуваність – принципово обмеженою. Сформувалась нова область міждисциплінарних досліджень – нелінійна динаміка, яка включає нелінійну термодинаміку, теорію катастроф, теорію динамічного хаосу і фрактальну математику. З'явилися спеціалізовані журнали *Nonlinear World; Nonlinearity; Journal of Nonlinear Science; Physica D. Nonlinear Phenomena; Chaos; Chaos, Solitons and Fractals; Fractals; International Journal of Bifurcation and Chaos* та ін., видано численні роботи по теорії катастроф, хаосу та фракталах.

Функціонування фітоценосистеми спрямоване на підтримання стійкості і стабільності як її частин (або за рахунок частин), так і системи загалом, і здійснюється різноманітними механізмами: перебудовами, змінами структури, співвідношень і зв'язків між елементами, регуляцією чисельності, нагромадженням та перерозподілом речовини та енергії тощо. Загалом стійкість і стабільність системи є її властивість протидіяти змінам зовнішніх чинників.

Концепція стійкості екосистем (фітоценосистем) передбачає наступні положення: різноманітність, яка виявляється в ущільненні еконіш, визначає стійкість;

більша складність системи відповідає її більшій стійкості. Проте однозначної залежності між складністю системи і її стійкістю немає. Складні системи можуть бути стійкими і нестійкими, так само як стійкими або нестійкими можуть бути і прості системи [7, 41].

Відносність понять стійкості і стабільності очевидне. Фітоценосистеми є енергетично проточними і неврівноваженими структурами, в яких діють постійні коливальні режими. Проблеми зв'язків між коливальними режимами в локальних (точкових) системах та просторово-часовими структурами у екосистемах є предметом досліджень останнього часу [10]. Як і у фізичних та хімічних системах, вирішальну роль тут відіграє характер нелінійних взаємодій, який визначає шляхи масо- та енергообміну. Фітоценосистеми, як і всі біологічні системи, знаходяться під постійним періодичним і нерегулярним антропогенним і геофізичним впливом, їхні біологічні складові володіють ендogenous біологічними ритмами, вони далекі від стану термодинамічної рівноваги і тому можуть описуватись нелінійними рівняннями. Як за зміни зовнішніх чинників, так і самі собою комплекси структурних і енергетичних циклів у фітоценотичних системах перебувають у стані постійних перехідних процесів. Вони відображають адаптивну реакцію системи на зміну зовнішніх чинників, є фундаментальною особливістю живих систем загалом, специфічною тимчасовою і змінною властивістю їхньої організації. Еволюційний аспект тимчасової організації біосистем зводиться до залежності між рівнем організації, складністю і особливостями проходження циклічних процесів.

Основні типи поведінки системи пов'язані з потенціальною стійкістю і можливостями пристосування системи та її підсистем. Головним тут є координація взаємодії, ієрархічність структури, здатність системи збільшувати або зменшувати структурну цілісність під впливом навіть незначних збурень. Оцінка стійкості системи можлива за параметрами часової і просторової організації коливальних процесів [25].

Складність структури фітоценосистем, величезна кількість різного рівня взаємозв'язків і взаємозалежностей між її елементами не піддаються оцінці в конкретних промірах, має, загалом, описовий характер, і перебуває, швидше в межах інтуїтивного розуміння цих процесів. Проте зрозуміло, що стійкість і стабільність фітоценосистем є наслідком тривалого процесу еволюційно-адаптаційного розвитку як системи загалом, так і окремих її елементів. Стійкість і стабільність забезпечується певними комбінаціями видових популяцій, у яких вироблені відповідні адаптивні фізіологічні, біохімічні, екологічні та інші реакції, певною організацією структури. Стабільність середовища завжди виступає головною умовою стійкості фітоценосистем і залежить від адекватності їхньої структури даним умовам. Відношення стійкості/нестійкості і стабільності/нестабільності можна діагностувати на рівні стійкості домінантної фітоморфної будови, флористичної та популяційної стійкостей. Таким чином, вивчення стійкості/стабільності фітоценосистем – це встановлення їхньої структури, яка відображає набір діючих чинників середовища (як природних, так і антропогенних), а також їхню інтенсивність, спрямованість, обсяг, періодичність та ін. Критеріями стійкості/стабільності можуть бути різноманітні оцінки стану популяцій – життєвість, популяційна стратегія, вікова структура, чисельність і щільність популяції у різні проміжки часу тощо.

Виходячи з методологічних розробок в царині детермінованого хаосу і нелінійної динаміки [10, 32, 21, 24 та ін.], можна припустити, що нестійкість фітоценосистеми забезпечує її стабільність і, навпаки, стійкість спричиняє її нестабільність. Це положення не означає, що абсолютна нестійкість забезпечує стабільність системи. Нестійкість і нестабільність – фундаментальні властивості матерії взагалі, що забезпечує певний "люфт", "свободу дій" або "ступені свободи", і у фітоценосистемах виявляється у наявності численних вільних екологічних ніш. Існує певна область значень змінних системи (атрактор), де формуються відносно стійкі зв'язки, що забезпечує, в одному випадку, властивість протистояти порушенням, зберігаючи незмінними структуру та функції (пружна стійкість), в іншому – відновлюватись після порушень структури та функцій (резистентна стійкість). Загалом, нестійкість є головною передумовою розвитку і еволюції систем.

Для нестійких та стабільних угруповань характерна багаторівнева природа та прояви специфіки на різних рівнях організації. Стійкість угруповання є іманентною властивістю всіх елементів, полягає у здатності зберігати інваріантну структуру в умовах дії несприятливих чинників, і є наслідком тривалого адаптивного процесу. Механізми зберігання властивостей угруповання, які й забезпечують його стійкість, виявляються у своїй ієрархічності і нестійкості (постійні коливальні процеси), функціонуючи на рівні особини, груп особин, ценопопуляції і угруповання загалом. Стабільність угруповання зумовлена рівнем адаптації популяцій, тобто здатністю змінювати структурно-функціональні параметри. Адекватність популяцій умовам середовища є основою напрацювання механізмів стабілізації угруповання та механізмів змін фітоценоструктури. Механізми стабілізації можуть виявлятися у тимчасовій або перманентній зміні популяційних параметрів – маси, чисельності, віково-структурної та просторової реакції, зміни або коливання екобіоморфологічної структури та ін.

Детермінованість і стохастичність

Загальноприйнятим, принаймні до недавнього часу, було твердження (уявлення) про детермінованість структури фітоценосистем умовам середовища. Проте сьогодні постає розуміння, що структурованість може бути зумовлена не тільки реально існуючою просторовою неоднорідністю середовища, але й специфікою локальних взаємодій формуючих фітоценосистему популяцій.

Принципи детермінізму, зокрема, „класичного детермінізму”, значною мірою сформувались під впливом механіки Ньютона, що призвело до утвердження розуміння однозначності причинно-наслідкових зв'язків. Безпосереднім відображенням класичного детермінізму в біології став ламаркізм, де еволюція розглядалась як результат прямої дії певних чинників. Зокрема, спадковість ознак вважалась виникаючою за безпосереднім впливом розвитку окремого органу внаслідок постійних вправ або навантажень (механоламаркізм), виконання певної функції (психоламаркізм) тощо.

Еволюційне вчення не могло успішно розвиватись без уявлень про дискретність і стохастичність носіїв спадкової інформації. Кожна нова ознака, що виникає внаслідок „невизначеної” мінливості, повинна поступово зникати, „розчинятись” у наступних поколіннях. На стохастичному детермінізмі базується дарвінізм, теорія

ймовірностей і кібернетика. Ці напрями, окрім ідей стохастичності, вивели на перший план концепцію атомізму, дискретності, яка закладена в дискретно-математичній базі кібернетики. Фактично дискретність характеру спадкової інформації довели роботи Г. Менделя. Проте остаточно концепція дискретності була визнана і увійшла в загальнонауковий світогляд лише після відкриття квантів енергії М. Планком.

У детермінованій системі її елементи і зв'язки між ними взаємодіють прогнозовано, у їхніх дослідженнях не виникає жодної невизначеності. Якщо відомий стан системи та програма її переходу в інший стан, то завжди можна описати цей другий стан. У стохастичній системі елементи і зв'язки між ними взаємодіють таким чином, що не можна точно передбачити її поведінку, або послідовність наступних станів. Така система завжди залишається невизначеною, прогнози її розвитку або майбутнього стану (станів) визначаються в рамках вірогіднісних категорій, за допомогою яких і описується поведінка, зміни, вектори розвитку тощо.

Згідно засадам детермінізму будь-яка подія є детермінованою, різниця полягає тільки у кількості визначаючих її чинників. Базис детермінованих процесів у фітоценотичних системах складає замкнутість циклічних зв'язків, що закладено в основу будь-якої цілісної системи. Чим більша і складніша система, тим більше матеріально-енергетичних циклів в ній замикається, тим більше вона детермінована.

Детермінізм явищ (процесів) зумовлений замкнутими (циклічними) зв'язками в середині системи, які виступають регуляторами стану системи, підвищення її стійкості і більш жорсткої її детермінації. Стохастичність явищ або процесів у системі зумовлена невпорядкованими впливами як зовні, так і внутрішніми чинниками. Роботи останніх років, пов'язані з прогнозуванням і так званим детермінованим хаосом, дозволили зрозуміти існування істотних, ймовірно нездоланих труднощів. Виявилось, що в принципі не можна дати довготривалий прогноз поведінки для величезної кількості навіть порівняно простих механічних, фізичних, хімічних і біологічних систем. Припускається, що непередбачуваність на великих часових відтинках характерна для багатьох об'єктів, які вивчає екологія, економіка, соціологія, психологія тощо [31].

Дослідження детермінованого хаосу показали, що парадоксальними властивостями володіють навіть об'єкти, які добре описуються класичною механікою. Головне, що було привнесено в проблему прогнозів – новий напрям досліджень, що називається нелінійною динамікою.

Нелінійність – важлива властивість складних систем. При порушенні будь-якого нестійкого режиму (всі біосистеми перебувають в стані відносної стійкості, або нестійкої рівноваги), спочатку спостерігається зростання збурення в системі. Відхилення буде наростати до певного часу, поки в дію не вступить механізм нелінійного обмеження процесу наростання збурення. Нарощення амплітуди збурення не може розвиватись до безкінечності – через обмеженість енергетичних ресурсів системи це нарощування повинно припинитись або змінитись зменшенням амплітуди відхилень. Будь-який новий режим повинен мати кінцеву амплітуду, і управляють цими процесами нелінійні закони, а властивості нелінійності системи безпосередньо залежать від її стану [4].

Нелінійна динаміка, попри існування вже відомих двох класів об'єктів – детермінованих, прогноз яких можна провести в будь-який час, і стохастичних, де не

можна говорити про детермінований прогноз, а тільки оперувати статистичними характеристиками – середніми значеннями, дисперсіями, розподілом вірогідностей тощо, виявила ще один клас об'єктів. Формально вони є детермінованими, знаючи їхній поточний стан, можна прогнозувати розвиток і стан системи в майбутньому. Разом з тим прогнозувати їхню поведінку можна тільки протягом обмеженого часу. Будь яке мале відхилення початкового стану наростає з часом, і з якогось моменту можливість прогнозування втрачається. На таких часових відтинках система поводить себе хаотично. Такі системи, де можливості прогнозування виявились надзвичайно обмеженими, були відкриті в гідродинаміці, астрофізиці, фізиці плазми, геофізиці, екології та ін. Математичний образ детермінованих неперіодичних процесів, для яких неможливий довготривалий прогноз, були названі дивним атрактором (strange attractor) [31,10].

Індивідуальність фітоценосистем.

Кожна фітоценосистема індивідуальна і неповторна, а тому є унікальною, володіє специфічними, притаманними тільки їй властивостями і (або) ознаками у функціях, структурі тощо. Властивість унікальності є зовнішнім відносно системи і впливає на її оцінку (виділення, цінність). Унікальність фітоценосистем забезпечується властивістю цілісності.

Фітоценосистема як ціле володіє особливою, системною властивістю (або властивостями), яких немає у підсистем (елементів) за будь-якого способу декомпозиції. Системні властивості формуються шляхом нагромадження, посилення і прояву одних властивостей підсистем одночасно з нівелюванням, послабленням або приховуванням інших, тобто відбувається перехід кількості в якість. При композиційному (цільному) і декомпозиційному (покомпонентному) дослідженні системи необхідно виявляти системні і підсистемні як явно виражені, так і приховані властивості. Опис системи може не відображувати всіх властивостей, з чим пов'язана втрата точності. Точність визначення (проміру) властивостей системи залежить від притаманної цій системі області невизначеності, всередині якої підвищення точності визначення (проміру) однієї властивості спричиняє пониження точності визначення іншої (інших).

Підвищення точності визначення (проміру) будь-якої кількісної властивості складної системи понад якусь межу спричиняє пониження можливості точності визначення (проміру) іншої властивості – одночасно виміряти значення двох (або більше) параметрів з точністю, що перевищує певний рівень, неможливо. Іншими словами, існує область невизначеності, в межах якої властивості можуть бути описані тільки вірогіднісними характеристиками. Фізична причина невизначеності полягає в тому, що вимірювана величина (кількісний показник властивості) впливає на внутрішньосистемний інваріант.

Фітоценосистема – не множина підсистем, а цілісний об'єкт, що допускає різне розчленування на підсистеми, тому система не тотожна жодним поділам. Один з аспектів цілісності полягає в тому, що ні при композиції, тобто об'єднанні підсистем у систему, ні при декомпозиції, тобто розчленуванні системи, а також при дослідженні компонентів, неприпустима втрата понять цілісності. В методологічному

аспекті композиція і декомпозиція повинні здійснюватись у напрямку генерування характеризуючої систему інформації більш високої якості.

Просторове розміщення дискретних елементів системи, які локально взаємодіють один з одним, утруднюють оцінку цілісності системи і зв'язків між елементами. Коли окремі елементи системи самі по собі мають складну внутрішню структуру, вся їхня складність не виявляється у взаємодії між собою. З позицій макросистеми, тобто системи вищого рівня, вони взаємодіють як прості об'єкти з малим числом ефективних ступенів свободи.

Поняття цілісності ґрунтується на специфічній властивості (групі властивостей) системи. Якщо сума частин рівна цілому, така система є аддитивною відносно даного розчленування, якщо сума більше цілого – супераддитивною, менше цілого – субаддитивною. Такі обставини, що частина може бути складніша ніж ціле, має фундаментальне значення в процесі дослідження систем, оскільки концепція системного підходу полягає в спрощенні, проте не всяке розчленування дозволяє отримати частини (підсистеми) більш прості і доступні для досліджень.

Виявлення цілісності потребує повноти встановлення взаємозв'язків як у середині системи, так і системи з середовищем. Необхідно встановити системну властивість (зміст, механізм утворення, впливаючі чинники – позитивні чи негативні), які властивості системи пригнічуються або елімінуються загальносистемною властивістю, який механізм пригнічення і за яких умов його дія слабне або зникає.

Застосування властивості "цілісність" полягає у виявленні та нагромадженні даних про системні властивості на всіх етапах досліджень та узагальненні їх в поняттях, з наступним застосуванням цих понять до підсистем після декомпозиції. Рациональність декомпозиції оцінюється на основі визначення цілісності: якщо декомпозиція невдала, системні і підсистемні поняття неможливо пов'язати, між ними втрачається спадковість (наступність, послідовність), вони нестійкі.

Просторово-часова автономність

Складні системи мають автономну просторово-часову метрику або розмірність (групу перетворювачів) та внутрішньосистемні закони збереження, що визначаються фізичним змістом і конструкцією системи, і залежать (або не залежать) від зовнішнього середовища. Різниця в розмірностях стає різницею класів систем, і ця різниця має чітку формальну ознаку – іншу групу перетворювачів. Припускаючи, що досліджувана система знаходиться в адекватному їй геометричному просторі (реальному, функціональному) та обмежуючись метричними просторами, для кожного рівня фітоценосистем (конкретної системи) визначається і встановлюється її розмірність, що визначається відповідною групою перетворювачів.

Оскільки фітоценосистеми знаходяться у складній часовій і просторовій розмірності, то результативність досліджень залежить від рівнів деталізації, адекватності і достовірності описів її властивостей, і тут вибір метрик може відіграти визначальну роль. Наприклад, відстань в евклідовому просторі між клітинами організму дуже мало пов'язана з такими функціональними властивостями, як час передачі збудження, час реакції тощо. У фітоценосистемах евклідова відстань, як засіб опису функціональних властивостей, взагалі є другорядною, тому що

вирішального значення набуває напрям поширення процесу. Ефективніше використовувати функціональний простір з відповідним числом розмірів (промірів) і автономною метрикою. По суті кожна складна система і "живе" в автономному функціональному просторі. У фітоценосистемах часові, просторові і функціональні параметри для видів не тільки різних життєвих форм, але й близьких систематичних груп істотно різняться. Введення метрики означає створення моделі просторово-часової геометрії системи, чим ближче ця модель до справжньої геометрії системи, тим простіш уявляється система.

Отже, можна припустити, що фітоценосистеми, як і всі складні системи, мають просторову і часову метрику, для них існує автономна відстань і автономний час. Пізнання таких систем потребує розширення релятивістських категорій та їхнього поширення на різні форми руху (динаміки). Наприклад, одні і ті ж фізико-хімічні та біологічні процеси (швидкість росту, нагромадження маси тощо) у різних фітоценосистемах проходять з різною швидкістю, тому їхньою природною мірою часу повинно бути проходження якогось визначаючого внутрішнього процесу, тобто можуть мати локальний масштаб часу. При цьому для системи, що розвивається – фітоценосистем і їхніх підсистем, часові проміри можуть бути відмінними на різних етапах розвитку.

Фізичний релятивізм є фундаментом сучасної науки. Системотехнічний релятивізм має модельний характер – внутрішня міра часу може вводитись як засіб досліджень та виявлення явищ і процесів, які неможливо виявити в формалізованих описах системи. Проте автономна метрика обмежує можливі способи декомпозиції системи. З позицій цілісності – різноманітність декомпозицій допомагає виявленню системних властивостей. З позицій автономності – більшість декомпозицій, а можливо, всі окрім одної, відпадуть, оскільки кожен клас фізичних явищ ототожнюється з певним набором інваріантів, кожна група перетворювачів та породжена нею геометрія відповідає цьому ж набору.

Деякі інваріанти або функції від них змінюються при взаємодії підсистем, зберігаючи значення постійним і допускаючи тільки його перерозподіл між підсистемами. Наприклад, відповідна фізична величина підкоряється закону збереження. Швидкість – інваріант, але закону збереження швидкості немає. Проте похідна маси на квадрат швидкості не змінюється за жодних взаємодій (закон збереження енергії). Але існують і більш вузькі, внутрішньосистемні "закони збереження", що визначаються властивостями (конструкцією) системи. Будь-який закон пов'язаний з певною ідеалізацією, тобто не враховує усієї збурювальної дії сторонніх сил і достовірний тільки в межах такої ідеалізації.

Інваріанти визначаються характеристиками і особливостями системи – її конструкцією, ресурсами тощо. На основі дослідження інваріантів виявлені закони збереження, наприклад, "закон збереження енергоресурсу" та "закон збереження енергоінформативності". Ці автономні закони притаманні фітоценосистемам, їхнє знання дозволяє розкрити важливі властивості, ідентифікувати і пов'язати процеси.

Властивість вибору. Реакція систем

Всі існуючі системи в своїй структурі мають більш чи менш помітну впорядкованість. Чим більша впорядкованість системи, тим більше вона віддаляється

від врівноваженого стану. Неврівноважені системи, своєю чергою рухаються в бік термодинамічної рівноваги; якщо процеси проходять у рівних обсягах, але в протилежних напрямках, виникає динамічна рівновага [24].

Чим більша неуврівноваженість системи, тим більша їхня чутливість і властивість перебудовуватись, що, своєю чергою, розширює можливості саморозвитку. Тільки у неуврівноважених системах можуть мати місце флуктуації, може відбуватись розширення масштабів системи і набуття нових властивостей, підвищення чутливості системи до зовнішніх чинників. Наприкінці з'являється перспектива – можливість формування нових, більш досконалих форм організації.

Відкриття неуврівноважених структур супроводжувалось відкриттями у вивченні траєкторій. Виявилось, що траєкторії багатьох систем нестабільні, що обмежує прогноз навіть на невеликі часові відтинки. Малі величини часових відтинків означають, що через певний проміжок часу траєкторія стане невизначеною, непрогнозованою. Розуміння поведінки об'єкта в якомусь певному часовому інтервалі не дозволяє передбачити поведінку в будь-якому іншому наступному інтервалі.

Складні системи у взаємодії з середовищем можуть формувати поведінку, тобто виявляти різні властивості у різних ситуаціях, які несумісні в жодній з них, тобто володіють властивостями вибору поведінки. Властивість вибору дозволяє складній системі використовувати сприятливі події і процеси, що виникають у взаємодії з середовищем. Проте жодне апріорне знання не дозволяє для складної системи однозначно передбачити цей вибір.

Складна система формує свою поведінку в суттєвому (хоч і неоднозначному) зв'язку з ситуацією, тобто на поведінку може впливати. Ступінь неоднозначності залежить від ситуації, тобто зовнішніх зв'язків. Загалом, будь-який живий організм поводить себе "майже" передбачувано в певних умовах, проте повної однозначної залежності вихідної реакції від вхідної не досягається.

Перебуваючи у різних середовищах (наприклад, дві види ценопопуляції в різних фітоценозах), складні системи можуть виявляти різні системні властивості, у тому числі альтернативні. Єдність властивостей може бути описана узагальнюючою теорією (метатеорією), наприклад, для мікросвіту – квантова механіка, проте і вона не охоплює релятивістичних властивостей, а тому недостатньо загальна. Більш загальною є релятивістична теорія квант, проте і вона має обмеження.

Реакція системи на зовнішній вплив (дію) має пороговий характер. Поведінка системи – це розгорнута в часі послідовність реакцій системи на зовнішню дію. Для зміни поведінки системи необхідне нарощення дії, яка перевищує деяке порогове значення. Конструктивне значення реакції визначається покомпонентними порогоми, значення яких регулюються системою. До певного рівня дія середовища компенсується посиленням одних та послабленням інших процесів, після чого починається "перебудова" системи.

Ієрархічність структури біосистем, які формують складні комбінації підсистем нижчого рівня, зумовлює їхню здатність до самоорганізації, тобто спонтанного утворення та розвитку складних впорядкованих структур. Сьогодні інтенсивно розвивається новий напрям досліджень – синергетика, наука про самоорганізацію, тобто спонтанне виникнення просторової і часової впорядкованості у відкритих нелінійних системах [21, 17]. Необхідною умовою самоорганізації є наявність

потоків енергії, що поступають до неї із зовні, завдяки чому відбувається активація системи, набувається здатність до автономного утворення структур. Ентропія, яка виступає в ролі оцінки неупорядкованості (міра неупорядкованості), може зменшуватись у дисипативних системах з плином часу.

Висновки

Системний підхід відіграв значну роль у розвитку біології і сьогодні є парадигмою наукових знань взагалі. Найголовнішими досягненнями системного підходу є розуміння ієрархічності рівнів організації живих і неживих систем та емерджентний характер змін між цими рівнями. Перевага концепції системного підходу полягає і у тому, що вона полегшує розуміння сутності предмета – певні явища стають аналогічними, порівняльними, покращується синтез, узагальнення та формулювання гіпотез. Окрім того, системний підхід дозволяє виявити відсутність або неповноту інформації про об'єкт досліджень, в окремих випадках (інтерполяцією або екстраполяцією) передбачати властивості відсутніх частин описів, а найголовніше – визначати напрями та завдання наукових досліджень.

Ця робота не дає повного огляду уявлень про системоорганізуючі і залежні від цього чинники розвитку фітоценосистем. Кожна з виділених властивостей – предмет окремої публікації. Мета статті – суто методична, і полягала у тому, щоб показати необхідність враховувати описані властивості у виробленні стратегій фітоценотичних досліджень.

Описані властивості можуть доповнити методологію системного підходу. Ними передбачено встановлення причинно-наслідкових зв'язків у формуванні структури, динаміки та напрямів розвитку фітоценосистем. Формалізація зв'язків і визначаючих ними автономних залежностей дозволяє виразити в єдиних термінах (єдиною мовою) структурно-функціональний опис системних об'єктів.

Сукупність цих властивостей не тільки формує єдність у методах досліджень і описування системи будь-якої природи, але й створює концептуальну основу побудови математичного апарату нелінійних моделей. Процес створення моделей – від побудови до перевірки прогнозованих нею явищ та процесів, повинен пов'язуватись з методично обгрунтованою стратегією досліджень та перевіркою використаних в аналізі даних. Такі положення особливо доречні для фітоценосистем, які мають різноманітні взаємодії між множиною живих організмів та середовищем. Особливістю фітоценосистем є динамічність просторово-часових взаємодій між елементами та їхня постійна змінність. Складність фітоценосистем підсилюється на різних рівнях мінливістю самих живих організмів, для популяцій – генетичною неоднорідністю та внутрішньо- і міжпопуляційною конкуренцією, для фітоценосистем – міжвидовою конкуренцією тощо, для підсистем усіх рівнів – змінами середовища. Як наслідок – нелінійність зміни швидкості росту, поновлення, виживання, віталітетності, структури, стійкості тощо. До цього безпосередньо або опосередковано додаються геофізичні та антропогенні зміни середовища.

1. Александрова В.Д. Растительное сообщество в свете некоторых идей кибернетики // Бюл. Моск. о-ва испытат. природы. Отд. биологии. – 1961. – 66, вып. 3. – С.101-113.
2. Александрова В.Д. О методе моделирования в фитоценологии // Бот. журн. – 1970. – 55, № 3. – С. 369-375.

3. Алексеев В.В., Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Физическое и математическое моделирование экосистем. – С.-Пб.: Гидрометеиздат, 1992. – 367 с.
4. Анищенко В.С. Детерминированный хаос // Соросовский образовательный журн. – 1997. – № 6. – С.70-76.
5. Бергаланфи Л. фон. Общая теория систем, критический обзор // Исследования по общей теории систем. – М., 1969. – С. 23-82.
6. Блауберг И.В., Юдин Э.Г. Становление и сущность системного подхода. – М.: Наука, 1973. – 270 с.
7. Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Особи, популяции и сообщества. – М.: Мир, 1989. – 477 с.
8. Валлерстайн И. Миросистемный анализ // Время мира. Альманах современных исследований по теоретической истории, макросоциологии, геополитике, анализу мировых систем и цивилизаций. – Новосибирск, 1998. – Вып. 1. – С. 105-123.
9. Василевич В.И. Очерк теоретической фитоценологии. – Л.: Наука, 1983. – 247 с.
10. Глейк Дж. Хаос. Создание новой науки. – С-Пб.: Амфора, 2001. – 400 с.
11. Дидух Я.П. Растительный покров горного Крыма (структура, динамика, эволюция, охрана). – К.: Наук.думка, 1992. – 256 с.
12. Дидух Я.П. Популяційна екологія. – К.: Фітосоціоцентр, 1998. – 192 с.
13. Завадский К.М. Вид и видообразование. – Л.: Наука, 1986. – 404.
14. Злобин Ю.А. Исследование механизмов, определяющих межвидовые ассоциированности и фитоценологическую структуру растительного покрова // Бот. журн. – 1976. – 61, № 4. – С. 466-479.
15. Злобин Ю.А. Принципы и методы изучения ценотических популяций растений. – Казань: Изд-во Казан. ун-та, 1989. – 146 с.
16. Калман Р., Фалб П., Арбиб Майкл А. Очерки по математической теории систем: Пер. с англ. – М.: Эдиториал УРСС, 2004. – 400 с.
17. Капица С.П., Курдюмов С.П., Малинецкий Г.Г. Синергетика и прогнозы будущего. – М.: Наука, 2001. – 228 с.
18. Кареев Г.П. К теории неоднородных популяций // Математика. Компьютер. Образование. – 2000. – Вып. 7. – С. 731-740.
19. Келле В. В. Переосмысление системной методологии: версия П. Чекленда // Системные исследования. Методологические проблемы: Ежегодник 1995-1996 / Под ред. Д.М. Гвишиани. – М.: Эдиториал УРСС, 1996. – 400 с.
20. Клир Дж. Системология. – М.: Радио и связь, 1990. – 535 с.
21. Князева Е.Н., Курдюмов С.П. Законы эволюции и самоорганизации сложных систем. – М.: Наука, 1994. – 238 с.
22. Лавренко Е.М. Об уровнях изучения органического мира в связи с познанием растительного покрова // Изв. АН СССР. Сер. биол. – 1964. – № 1. – С. 32-46.
23. Ляпунов А.А., Яблонский С.В. Теоретические проблемы кибернетики. – М.: Изд-во АН СССР, 1961. – 134 с.
24. Лийв Э.Х. Инфодинамика. Обобщенная энтропия и негэнтропия. – Таллинн, 1998. – 200 с.
25. Малиновский А.К. Коливальні процеси у фітоценологічних системах // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2006. – Вип. 22. – С. 93-104.
26. Математические методы исследования сложных систем, процессов и структур // Сб. науч. трудов. – М.: МГОПУ, 2002. – Вып. 5. – 121 с.
27. Миркин Б.М., Розенберг Г.С. Фитоценология. Принципы и методы. – М.: Наука, 1978. – 212 с.
28. Модельски Дж. Эволюционный подход к миросистемной истории: проблема периодизации // Время мира. – Новосибирск, 1998. – Вып. 1. – С. 300-305.
29. Ниценко А.А. Структура растительного покрова и ее изучение // Тр. Петергоф. биол. ин-та. – 1973. – №. 22. – С. 275-285.
30. Норин Б.Н. Растительный покров: ценотическая организация и объекты классификации // Бот. журн. – 1983. – 68, № 11. – С. 1449-1455.

31. Пригожин И., Стенгерс И. Время, хаос, квант. – М.: Прогресс, 1994. – 342 с.
32. Системные исследования. Методологические проблемы. Ежегодник 1998. / Под ред. Д.М. Гвишиани, В.Н. Садовского и др. – М.: Эдиториал УРСС, 1999. – Ч. 1 - 360 с.; 2000 – Ч. 2. – 400 с.; 2001. – 400 с.; 2002. – 400 с.; 2004. – 400 с.
33. Шеляг-Сосонко Ю.П., Крисаченко В.С., Мовчан Я.И. Методология геоботаники. – Киев: Наук.думка, 1991. – 272 с.
34. Bertalanff L. Von. The Theory of Open Systems in Physics and Biology // Science. – 1950. – Vol. 111. – P. 23-29.
35. Edelstein-Keshet L. Mathematical Models in Biology. – N.Y.:Random Hause, 1988. – 586 pp.
36. Ermentrout G.B. & Edelstein-Keshet L. Cellular automata approaches to biological modelling//Jornal of Theoretical Biology. – 1993. – V.160. – P. 97-133.
37. Fleischaker, Gail Raney (eds.) Autopoiesis in System Analysis: A Debate // Intern. J. of General Systems. –1992. – Vol. 21, № 2 – P. 134-156.
38. Fleischman B.S. Phylosophy of systemology. // Cybernetica. – 1976. – 19, № 4. – P. 31-43.
39. Grover J.P. Effects of Si:P supply ratio, supply variability, and selective grazing in the plankton. An experiment with a natural algal and protistan assemblage // Limnol. Oceanogr. – 1989.– V. 34. – P. 349-367.
40. Stearns S. The evolution of life histories. – Oxford: Oxford Uniw. Press, 1992. – 237 p.
41. Subrahmanyam C.B. Principles of ecology. – Florida A&M University: McGraw-Hill, 1998. – 379 p.
42. Sommer U. Comparison between steady state and non-steady state competition: Experiments with natural populations // Limnol. Oceanogr. – 1985. – V. 30. – P.335-346.
43. Tilman D. Resource competition and community structure. – Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 1982. – 290 p.
44. Varela F., Maturana H., Uribe R. Autopoiesis: the Organisation of Living Systems, its Characterization and a Model // BioSystems. – 1974. – № 5. – P. 187-96.
45. Varela F. Describing the logic of the living: The adequacy and limitations of the idea of autopoiesis // Zeleny M. (eds.) Autopoiesis: A Theory of Living Organisation. – N. Y.,1981. – P. 36-48.
46. Zeide B. Quality as a characteristic of ecological models // Ecological Modelling. – 1991.–55, №.3-4. – P. 161-174.
47. Xu F.-L., Jorgensen S.E., Tao S., Li B.-G. Modeling the effects of ecological engineering on ecosystem health of a shallow eutrophic Chinese lake (Lake Chao) // Ecol. Modelling. – 1999. – V. 117. – P. 239-260.

Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів,
e-mail:akm@museum.lviv.net

УДК 581.9 : 477.8

Ю.Й. Кобів

**ПРИДЖЕРЕЛЬНІ ОСЕЛИЩА КАЛЬЦЕФІЛЬНИХ ВИДІВ РОСЛИН
У ЧОРНОГОРІ (УКРАЇНСЬКІ КАРПАТИ) ЯК РІДКІСНІ ОСЕРЕДКИ
БІОРИЗНОМАНІТТЯ**

Кобив Ю.И. Природниковые местообитания кальцефильных видов растений в Черногоре (Украинские Карпаты) как редкие средоточения биоразнообразия // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вип. 23. – С. 43-54.

Описаны экологические условия и видовой состав обогащенных кальцием местообитаний, находящихся возле истоков ручьев. Такие участки, заметно отличающиеся от своего окружения, можно рассматривать как “островные местообитания”. Они содержат популяции некоторых редких и исчезающих кальцефильных видов, нуждающихся в охране. Приведена карта этих местообитаний.

Kobiv, Y. Spring localities of calciphilous plant species in the Chornohora Mountains (Ukrainian Carpathians) as rare sites of biodiversity // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 43-54.

Ecological conditions and floristic composition of the spring calciferous localities in the Chornohora Mountains are described. Such sites markedly differ from their surrounding and can be treated as “habitat islands”. They harbour isolated populations of some rare and endangered calciphilous species, which need conservation. A locator map of these sites is presented.

Чорногора, як і всі Українські Карпати, майже цілковито утворена геологічними породами пісковикового флішу [1]. Тому флора цього гірського масиву досить одноманітна і в ній переважають ацидофільні рослини. Натомість, нечасті вкраплення кальциту істотно урізноманітнюють флору Чорногори. Йдеться навіть не про вапняки, відсутні у цій частині Карпат, а лише про кальцитові домішки, які зменшують кислотність субстрату. Це уможливило наявність низки базофільних видів, що становлять інтерес з природоохоронної точки зору. Значна частина таких видів внесена до “Червоної книги України” [9]. Найвідомішими осередками рідкісних кальцефільних рослин у Чорногорі є скельні відслонення в районах гір Петрос, Говерла, Данцер, Туркул, Шпиці, Гутин-Томнатек, Бребенескул, Піп Іван, де трапляються такі загрозені таксони – *Leontopodium alpinum* Cass., *Dryas octopetala* L., *Achillea oxyloba* (DC.) Schultz Bip. subsp. *schurii* (Schultz Bip.) Heimerl., *Hedysarum hedysaroides* (L.) Schinz & Thell., *Saussurea alpina* L., *Primula halleri* J.F. Gmelin. Іншим типом базофільних біотопів є болотяні ділянки, розташовані на кальценосному субстраті, де трапляється, наприклад, *Saussurea porcii* Degen, *Swertia perennis* L. subsp. *alpestris* (Baumg. ex Fuss) Domin, *Carex buxbaumii* Wahlenb. Згадані оселища та види, що їх заселяють, вже тривалий час привертають увагу дослідників і відносно добре представлені в гербарних матеріалах і висвітлені у літературі [10, 29]. Такі ділянки приурочені здебільшого до високогір'я.

Однак існує ще й інший тип збагачених кальцієм оселищ, яким донедавна не приділялося належної уваги. Йдеться про приструмкові біотопи, що охоплюють витоки кальценосних потоків і прилеглу територію. Їх нелегко помітити, а тому розташування більшості з них тривалий час залишалося невідомим. Щоправда, деякі

вказівки на існування таких оселищ вже траплялися в давніших публікаціях [25, 28], однак їх особливості і розташування не були висвітлені належним чином. Цю прогалину було дещо заповнено у наших попередніх роботах [3-5, 22, 23].

Матеріал і методика досліджень

Подальший виклад базується на результатах досліджень, проведених у 1996-2003 рр. у Чорногорі. Обстежено витoki потоків, що мало на меті виявити оселища і оцінити стан популяції рідкісних і загрожених кальцефільних рослин. Проводили так званий „меандровий пошук” [18], причому найбільшу увагу приділяли місцям з відповідною геологічною будовою. Особливо результативним виявилося розпитування місцевого населення, яке називає такі кальценосні ділянки „вапняними потоками”. Як наслідок, вдалося зробити низку нових флористичних знахідок, а більшість позначених на карті оселищ (рис. 1) дотепер залишалися невідомими.

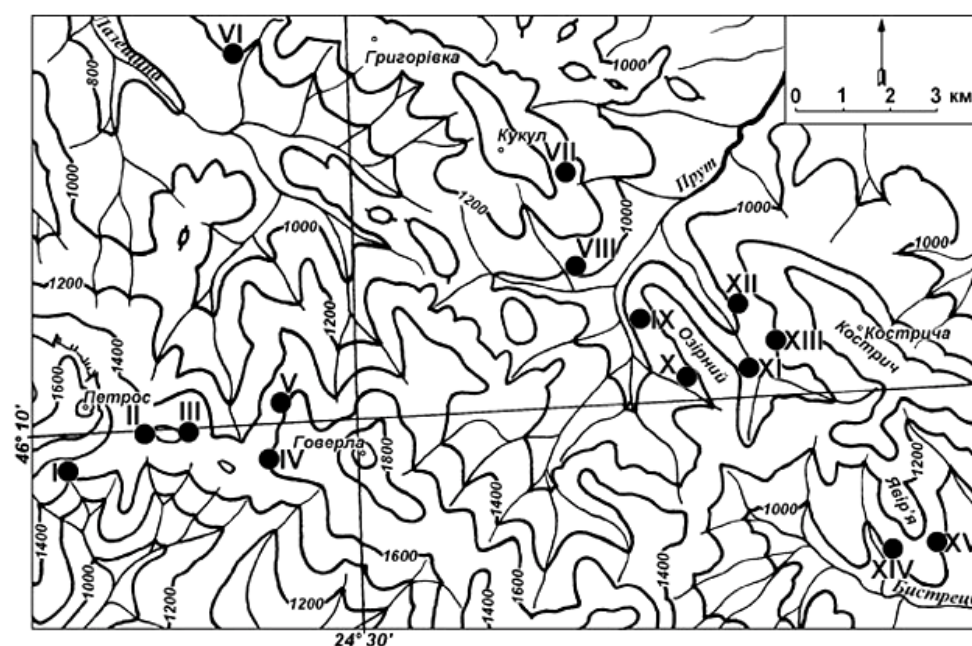


Рис. 1. Розташування приджерельних оселищ кальцефільних видів у Чорногорі.

Умовні позначення: ● – досліджені оселища; I, II ... XV – їхні номери.

Рясність видів оцінено у балах за шкалою Й. Браун-Бланке [14], стосовно оселища в цілому (табл.). Кальцефільність видів визначали на основі спостережень за їх траплянням у різних умовах, за літературними даними щодо екологічних потреб [17, 30], а також на підставі аналізу кислотності ґрунту.

Номенклатура рослин подається згідно з відповідними сучасними зведеннями [2, 7, 27].

Результати досліджень

Типове приджерельне оселище складається з двох зон – ядрової і периферійної (рис. 2), що відрізняються за природними умовами і видовим складом. **Ядрова зона** охоплює одне або декілька сусідніх джерел, а також мережу малих потічків, розташованих поміж розсипищами гравію біля витоків струмка та дещо нижче за його течією. Така зона часто утворює смугу шириною у 2-10 м, що має до 100 м у довжину. Це дуже волога, безліса, а отже незатінена ділянка, що зумовлює наявність гігро- і геліофільних видів. Рослинне покриття становить 25-70 %. Шар ґрунту тут дуже тонкий через інтенсивне промивання водою. Гравій подекуди вкритий моховими куртинами. Найпоширенішими видами мохів є *Cratoneuron commutatum* (Hedw.) G. Roth, *C. filicinum* (Hedw.) Spruce, *C. decipiens* (De Not) Loeske, *Brachythecium rutabulum* (Hedw.) B., S. & G., *Rhizomnium punctatum* (Hedw.) T. Kop. (табл.).

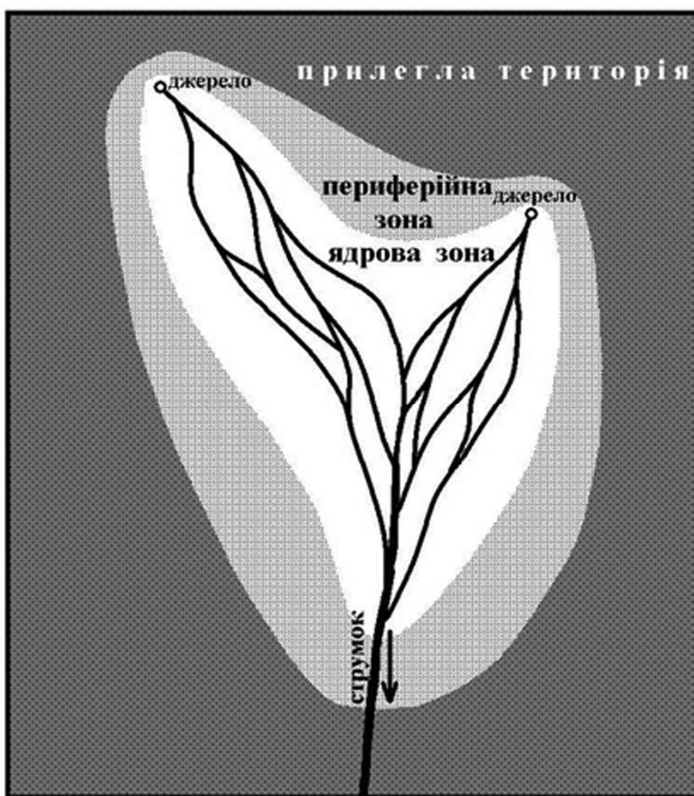


Рис. 2. Просторова схема приджерельних оселищ кальцефільних видів.

Біля витоків струмка не формується виразне русло, оскільки потік води є дуже розгалуженим і часто змінює свій шлях. Внаслідок розмивання прилеглих ділянок

оголюється ґрунт і гравій. Тому в межах оселища періодично виникають невеликі локуси, позбавлені рослинності, що потім заростають мохом. Так забезпечується просторова неоднорідність оселищ і самопідтримання низки популяцій. Мохові куртини надають найсприятливіші умови для розвитку і приживлення проростків деяких кальцефільних судинних рослин, зокрема *Cortusa matthioli* L. subsp. *sibirica* (Andrz.) E. I. Nyárády, *Ligularia sibirica* (L.) Cass., *Swertia perennis* L. subsp. *alpestris* (Baumg. ex Fuss) Simonk., *Pinguicula vulgaris* L. і *Phyteuma orbiculare* L. Такі придатні мікролокуси відіграють важливу роль у самопідтриманні популяцій згаданих видів [6, 11, 13] і служать свого роду “шкілками” (nurseries), де щільність цих видів досягає 50 іматурних особин на площі у 0,025 м². Згодом, після деякого природного прорідження тут утворюються щільні одновікові когорти дорослих особин. Таким чином, внутрішньовидова конкуренція не є лімітуючим фактором у формуванні просторової структури популяцій згаданих гігрофільних видів, у життєздатності яких важливу роль відіграють режим зволоження і підвищений вміст кальцію [6,13].

Типові для ядрової зони мохові ділянки належать до союзу *Cratoneurion commutati* (клас *Montio-Cardaminetalia*). Нерідко тут трапляються *Heliosperma quadridentatum* (Murray) Schinz & Thell. і *Swertia perennis* subsp. *alpestris*. За участю *Doronicum carpaticum* (Griseb. & Schenk) Nyman формується ендемічна для Східних Карпат асоціація *Doronicum-Cratoneurion commutati* [8].

Прикметно, що в усіх обстежених оселищах материнські кальцитові породи фактично не виходять на поверхню, а розсипища каміння утворені пісковиковим гравієм. Він вкритий білим шаром травертину – крихкого крупкуватого кальцитового мінералу, який утворюється внаслідок вторинного осадження CaCO₃, що вимивається із глибини материнської породи зі значною участю кальциту. Травертин найінтенсивніше формується на відносно невеликій висоті (до 1200 м н.р.м.). Це зумовлено нижчим вмістом гумусу, а також вищою температурою повітря і ґрунту, що сприяє осаджуванню CaCO₃. Потужність травертинового шару залежить від інтенсивності процесів вимивання і осаджування в конкретному оселищі. Вона буває дуже різною і разом з підкладовим мергелевим шаром може досягати 70 см. Через високий вміст кальциту значення рН(H₂O) у ядровій зоні зазвичай є основним і коливається в межах 7,1-8,0 одиниць.

Довкола ядра оселища, а також дещо нижче за течією струмка, можна виділити **периферійну зону**, що є перехідною до навколишньої території (рис. 2), але виразно відрізняється від неї рослинністю і участю деяких флористичних компонентів. На вологих ділянках тут найчастіше трапляються *Caltha laeta* Schott, Nyman & Kotschy, *Equisetum sylvaticum* L., *Carex flava* L., *Chaerophyllum hirsutum* L., *Cardamine pratensis* L., *Petasites albus* (L.) P. Gaertner, *Deschampsia cespitosa* (L.) P. Beauv., *Parnassia palustris* L., *Cirsium oleraceum* (L.) Scop., *Viola biflora* L., *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim. і *Valeriana tripteris* L. На сухіших ділянках, розташованих на травертинових покладах, що утворилися на місці колишнього русла потоку, формується більш мезофільна рослинність за участю *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, *Festuca carpatica* F. Dietr., *Melica nutans* L., *Carex umbrosa* Host, *Cirsium erisithales* (Jacq.) Scop. і *Sesleria heuflerana* Schur. Залежно від зволоження, освітлення і висоти над

рівнем моря тут представлено різні асоціації, що здебільшого належать до союзів *Molinion caeruleae*, *Magnocaricion*, *Adenostylin alliariae*, *Calamagrostion*, *Fagion sylvaticae* і підсоюзу *Vaccinio-Piceenion*. Нечисленні особини деяких кальцефільних видів (наприклад, *Cortusa matthioli*) можуть подекуди траплятися у прилеглих лісових угрупованнях, але їх життєвість тут дуже пригнічена. Вони поширилися завдяки занесенню насіння із ядрової зони.

Можна виділити дві групи чорногірських приджерельних оселищ кальцефільних видів відповідно до їх висотного розташування: 1) високогірні, що розміщені біля верхньої межі лісу на висоті понад 1450 м (оселища I-V); 2) середньогірні, що приурочені до нижчого гіпсометричного рівня (оселища VI-XV). Кожній з цих груп властиві певні особливості флористичного складу. Наприклад, *Swertia perennis*, *Pinguicula vulgaris* і *Carex buxbaumii* трапляються здебільшого біля верхньої межі лісу, натомість *Cortusa matthioli*, *Carex flacca* Schreb. і *Carex umbrosa* – значно нижче. Високогірні оселища приурочені до головного Чорногірського хребта у районі вершин Петрос-Говерла, середньогірна ж група трапляється на схилах невисоких гірських масивів Григорівка-Кукул, Озірний, Кострич, Явір'я, що пролягають майже паралельно до головного хребта (рис. 1).

З іншого боку, вищезгадані оселища виявляють певні риси азональності. Підвищений вміст кальцію зумовлює наявність деяких видів поза межами звичайного для них висотного діапазону. Це стосується, наприклад, *Doronicum carpaticum*, *Heliosperma quadridentatum* і *Festuca carpatica*, що здебільшого поширені у субальпійському поясі, хоча в оселищах VIII-IX і XII-XIV вони трапляються на висоті лише близько 950-1100 м. Натомість, інші види освоїли нетипово значні для них висоти, як-от *Pinguicula vulgaris* – 1500-1550 м (в оселищах I, III і V), *Carex umbrosa* – 1000-1075 м (в оселищах VIII, IX, XII), *Sesleria heuflerana* – 1030 м (в оселищі VIII), *Juncus inflexus* L. – 1060 м (в оселищі XII).

Таким чином, приджерельні оселища кальцефільних видів є цінними осередками біорізноманіття, що містять низку рідкісних і загрожених видів рослин. Тут трапляються такі таксони, що внесені до „Червоної книги України” [9]: *Swertia perennis* subsp. *alpestris* (= *S. alpestris* Baumg. ex Fuss), *Pinguicula vulgaris*, *Carex buxbaumii* Wahlenb., *C. umbrosa* і *Ligularia sibirica* (= *L. bucovinensis* Nakai). До того ж, *Ligularia sibirica* охороняється у загальноєвропейському масштабі. Цей вид внесено до списку таксонів, охоплених суворою охороною в Європі, згідно з Бернською конвенцією [15]. Окремою директивою Ради Європи [16] його оселищам надано охоронний статус. Чорногірська популяція *L. sibirica*, що має високу життєздатність, налічує близько 1,5 тис. генеративних особин. Ця популяція, що розташована в урочищі Тисоватий (оселище VI), становить значну природоохоронну цінність, бо є єдиною відомою на Закарпатті і, можливо, найчисленнішою в Україні [6, 23]. Крім згаданих загрожених видів, що заслуговують на особливу увагу, у збагачених кальцієм приджерельних оселищах трапляються й інші рослини, що є рідкісними чи нетривіальними для України або принаймні для Східних Карпат. Це, наприклад, *Sesleria heuflerana*, *Cortusa matthioli*, *Festuca carpatica*, *Phyteuma orbiculare*, *Carex flacca*, *Cirsium erisithales*. Більшість з них є виразно

кальцефільними, хоча деякі – як-от *Pinguicula vulgaris*, *Cirsium erisithales* і *Carex umbrosa* є менш стенотопними – але в Карпатах приурочені здебільшого до окремих збагачених кальцієм оселищ.

Звісно, особливості чорногірських приструмкових оселищ, про які йдеться, спричинені підвищеним вмістом кальцію у ґрунті. Такі умови є рідкісними в Українських Карпатах, а оселища, придатні для кальцефільних видів на загал розташовані на значній відстані одне від одного. Це дозволяє трактувати сукупності їх популяцій як ізольовані, що заселяють так звані “оселищні острови” [20, 24], або ж “середовищні острови” [12, 19], тобто ділянки з дуже специфічними умовами, різко відмінними від їхнього оточення, що у даному регіоні представлене майже однорідним пісковиковим флішем. Таким чином, популяції кальцефільних видів приурочені до вкрай рідкісних придатних для них біотопів, що раніше, ймовірно, відігравали роль естафетних осередків (stepping stones) при їх колишньому розселенні. Значна віддаленість більшості кальценосних оселищ та орографічні особливості регіону дозволяють припускати, що ймовірність розселення цих видів у наш час є дуже низькою. Їх популяції ізольовані, а деяка ймовірність генного обміну може існувати лише між найближчими осередками (наприклад, оселищами II-V, XI-XIII чи XIV-XV). Популяції рослин, що колись мігрували з Сибіру (*Ligularia sibirica* та *Cortusa matthioli*), очевидно збереглися з раннього голоцену. У той час вони були поширенішими у цій частині Європи, що дозволило їм заселити згадані біотопи. Прикметно, що власне кажучи кожне досліджене оселище є досить своєрідним за своїм флористичним складом (табл.) і не містить повного набору кальцефільних видів, які могли б тут існувати. Це свідчить про наявність бар’єрів у їхньому розселенні, зумовлених насамперед значною просторовою ізоляцією, а також розмежованістю гірськими хребтами.

Деякі з вищезгаданих кальцефільних видів трапляються також на карбонатних болотах (*Pinguicula vulgaris*, *Swertia perennis*, *Crepis paludosa*, *Carex buxbaumii*, *C. paniculata*) або ж у мезофітних оселищах (*Phyteuma orbiculare*, *Cirsium erisithales*) на інших ділянках у Чорногорі, натомість *Cortusa matthioli* subsp. *sibirica* і *Ligularia sibirica* приурочені лише до досліджених приджерельних ділянок.

Як видно з таблиці, описані оселища істотно різняться за кількістю кальцефільних видів судинних рослин. Вона коливається від одного (в оселищах II, IV, VII, X, XI, XV) до десяти (в оселищі VIII у Бабиній Ямі) і залежить від розташування конкретного біотопу. Звісно, найменше таких видів трапляється в оселищах з малою площею, що цілковито відповідає теорії острівної біогеографії [26]. Кількість і рясність кальцефільних рослин пов’язані також з інтенсивністю осадження кальцію, однак цей показник важко піддається чисельній оцінці. Найпотужніші травертинові поклади наявні в оселищах VIII і IX.

В оселищі VIII (ур. Бабина Яма) спостерігається поступове вимирання популяції *Sesleria heuflerana*. Цей вид є досить рідкісним у Карпатах, а в Чорногорі відомий лише з даного біотопу. Згідно з геоботанічним описом, зробленим у 1930-х роках Г.В. Козієм [25], тоді вид домінував в угрупованні, натомість зараз він представлений тут лише окремими дернинами з близько двадцятьма генеративними особинами.

Найбільші і найцінніші з точки зору їх біорізноманіття ділянки, зокрема оселища I, VI, VIII, IX та XII, становлять значний природоохоронний інтерес. Хоча майже всі вони, окрім оселища VI (в урочищі Тисоватий), розташовані на території Карпатського національного природного парку і Карпатського біосферного заповідника, однак не входять у зону заповідання, тобто антропогенна діяльність в цих місцях реально не обмежується. Оселища, що розташовані в лісовому поясі вздовж струмків, утворюють смуги, які є дуже зручними для трелювання зрубаного лісу донизу. У 2004 р. нам вдалося припинити таку діяльність в оселищі VIII (в ур. Бабина Яма). Звісно, ці методи господарювання є руйнівними і можуть істотно підірвати життєздатність популяцій рідкісних і загрожених видів. Взагалі, практично в усіх досліджених середлісових оселищах збереглися сліди колишньої інтенсивної лісозаготівлі. Наприклад, оселище IX (ур. Озірний) містить залишки довгих риз, призначених для спускання по них колод, що є свідченням важкої деградації цієї ділянки у минулому. Можливо, власне тому деякі кальцефільні види відсутні у цьому великому біотопі.

Висновки

Збагачені кальцієм чорногірські приджерельні біотопи становлять значний природоохоронний інтерес, оскільки вони є оселищами низки рідкісних і загрожених кальцефільних видів рослин, внесених до “Червоної книги України” [9]. Особливості таких ділянок, що займають незначну площу, зумовлені підвищеним вмістом кальцію у ґрунті, що є нетиповим для Чорногори та Українських Карпат загалом і уможливує існування нетривіальних видів. Приджерельні біотопи, розташовані на осаджених покладах травертину, визнано загрозеним типом оселищ, що потребують збереження у загальноєвропейському масштабі [21]. Пріоритетної уваги заслуговує оселище *Ligularia sibirica*, необхідність збереження якого обумовлена міжнародними документами [15-16]. Тому важливо забезпечити охорону цих рідкісних осередків біорізноманіття у Чорногорі від можливої деструктивної антропогенної діяльності. Це потрібно враховувати при управлінні природоохоронними територіями і плануванні господарювання у регіоні.

Подяка.

Автор висловлює глибоку подяку проф. Б. Земанеку (Ягеллонський університет, Краків) за цінні поради щодо біогеографічного трактування отриманих результатів, а також старшому науковому співробітникові І.С. Данилківу (Інститут екології Карпат НАН України, Львів) за визначення мохів із досліджених оселищ.

1. Габинет М.П., Кульчицкий Я.О., Матковский О.И. Геология и полезные ископаемые Украинских Карпат. – Ч. 1. – Львов: Изд-во “Вища школа” при Львов. гос. ун-те, 1976. – 200 с.
2. Зведений список мохів України. – Львів: Укр. ботан. т-во, 1995. – 35 с.

3. Кобів Ю.Й. Популяційно-онтогенетичні показники і перспективи охорони *Cortusa matthioli* L. (Primulaceae) у Чорногорі // Наук. вісн. УкрДЛІТУ. – Львів, 1999. – Вип. 9. – С. 230-239.
4. Кобів Ю.Й. Приструмкові оселища рідкісних кальцефільних видів рослин у лісовому поясі Чорногори // Національні природні парки: проблеми становлення і розвитку (Матеріали міжнар. наук.-практ. конф.). – Яремче, 2000. – С. 142-145.
5. Кобів Ю. Популяції видів *Cortusa matthioli* L., *Pedicularis oederi* Vahl і *Swertia perennis* L. subsp. *alpestris* (Baumg. ex Fuss) Simk. // Внутрішньопопуляційна різноманітність рідкісних, ендемічних і реліктових видів рослин Українських Карпат. – Львів: Поллі, 2004. – С. 78-87.
6. Кобів Ю. Популяції видів *Sempervivum montanum* L. і *Ligularia sibirica* (L.) Cass. // Там само. – С. 149-151.
7. Кобів Ю. Словник українських наукових і народних назв судинних рослин. – К.: Наук. думка, 2004. – 800 с.
8. Малиновський К.А., Крічфалушій В.В. Рослинні угруповання високогір'я Українських Карпат. – Ужгород, 2002. – 244 с.
9. Червона книга України. Рослинний світ / Під ред. Ю.Р. Шеляга-Сосонка. – К.: УЕ, 1996. – 608 с.
10. Чопик В.І. Високогірна флора Українських Карпат. – К.: Наук. думка, 1976. – 268 с.
11. Aguilera M.O., Lauenroth W.K. Influence of gap disturbances and type of microsites on seedling establishment in *Bouteloua gracilis* // Journal of Ecology. – 1995. – 83. – P. 87-97.
12. Banaszak J. Wyspy śródolowskie: bioróżnorodność i próby typologii. – Bydgoszcz: Wyd. Akad. Bydgoskiej, 2002. – 165 s.
13. Bonis A., Grubb P.J., Coomes D.A. Requirements of gap-demanding species in chalk grassland: reduction of root competition versus nutrient-enrichment by animals // Journal of Ecology. – 1997. – 85. – P. 625-633.
14. Braun-Blanquet J. Pflanzensoziologie. – Aufl. 2. – Wien: Springer-Verlag, 1951. – 581 s.
15. Convention on conservation of European wildlife and natural habitats. Appendix 1 of May 1999: Strictly protected flora species. – Bern, 1999. – 18 p.
16. Council Directive 92/43/EEC of May 1992 on the conservation of natural habitats and wildfauna and flora. Annex II (b). Plants. – Strasbourg, 1992. – P. 32-50.
17. Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. Zeigwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 2 Aufl. // Scripta Geobotanica. – Göttingen: Erich Goltze KG, 1992. – Vol. 18. – S. 1-258.
18. Given D. R. Principles and practice of plant conservation. – London-Glasgow-Weinheim: Chapman & Hall, 1994. – 292 p.
19. Głowaciński Z. Teoria biogeografii wysp, jej założenia i zastosowanie w ochronie przyrody // Roczniki Bieszczadzkie. – T. 12. – 2004. – S. 199-212.
20. Gorman M.L. Island ecology. – Chapman & Hall, London: Chapman & Hall, 1979. – 105 p.
21. Interpretation manual of European Union Habitats. – Strasbourg: European Commission, 2003. – 127 p.
22. Kobiv Y. *Cortusa matthioli* L. (Primulaceae) in the Chornohora Mts (Ukrainian Carpathians): distribution, ecology, taxonomy and conservation // Fragm. Flor. et Geobot. – 1999. – XLV(2). – P. 355-574.
23. Kobiv Y. *Ligularia sibirica* (L.) Cass. (Asteraceae) in the Chornohora Mountains (Ukrainian Carpathians): population-ontogenetic parameters, morphology, taxonomy and conservation // Ukr. Botan. Journ. – 2005. – 62, №3. – P. 383-395.

24. Kornaś J., Medwecka- Kornaś A. Geografia roślin. – Warszawa: Wyd. Naukowe PWN, 2002. – 569 s.
25. Kozij G. Stratygrafia i typy florystyczne torfowisk Karpat Pokuckich // Pamięt. Państ. Inst. Gospod. Wiejsk. w Puławach. – 1934. – **15**(1). – S. 160-226.
26. MacArthur R.H., Wilson E.O. The theory of island biogeography. – Princeton, New Jersey: Princeton Univ. Press, 1967. – 2004 p.
27. Tassenkevich L. Flora of the Carpathians. Checklist of the native vascular plant species. – L'viv: State Museum of Natural History of NAS of Ukraine, 1998. – 610 p.
28. Wilczyński T. Zapiski florystyczne z Karpat Pokuckich // Rozpr. i wiadom. z Muzeum im. Dzieduszyckich. – 1924. – **9**. – S. 138–139.
29. Zapałowicz H. Roślinna szata gór Pokucko-Marmaroskich // Spraw. Kom. Fizyogr. Akad. Umiejęt. – Kraków: 1889. – **24**. – 390 p.
30. Zarzycki K., Trzcńska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. – Kraków: W. Szafer Institute of Botany, Polish Acad. Sci., 2002. – 183 p.

Інститут екології Карпат НАН України, Львів,
e-mail: yukobiv@gmail.com

УДК 582.4/5:712.41:502.75(477.74-20)

О.М. Попова, В.О. Кузнецов, Л.П. Осадча

ДЕНДРОФЛОРА ПАРКІВ-ПАМ'ЯТОК САДОВО-ПАРКОВОГО МИСТЕЦТВА МІСТА ОДЕСИ

Попова Е.Н., Кузнецов В.А., Осадчая Л.П. Дендрофлора парков-памятников садово-паркового искусства города Одессы // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 145-156.

Дендрофлора десяти охраняемых парков Одессы включает 232 вида сосудистых растений, относящихся к 117 родам и 55 семействам (122 вида деревьев, 97 – кустарников, 9 – лиан, 2 – полукустарников). Наиболее богаты роды *Cotoneaster* (11 видов), *Acer* (7), *Fraxinus* (7), *Abies* (6), *Rosa* (6), *Ulmus* (6), *Spiraea* (6), *Juniperus* (5), *Quercus* (5), *Populus* (5). Растения завезены из Европы (28,9%), Восточной Азии (35,3%), Северной Америки (18,5%), Средиземноморья (21,6%). 12 видов представлены во всех парках, 89 видов сосредоточены только в одном парке. Наиболее богата дендрофлора в парке «Студенческий», самая бедная – в парке им. Котовского.

Popova, E., Kuznetsov, V., Osadchaja, L. Dendroflora of the parks-monuments of landscape architecture and horticultural art in the city of Odessa // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 145-156.

Dendroflora of the ten protected parks in Odessa includes 231 vascular plants from 117 genera and 55 families (122 tree species, 97 – frutecses, 9 lianes, 2 semifrutecses). The richest genera are *Cotoneaster* (11 species), *Acer* (7), *Fraxinus* (7), *Abies* (6), *Rosa* (6), *Ulmus* (6), *Spiraea* (6), *Juniperus* (5), *Quercus* (5), *Populus* (5). They are from the Europe (28,9%), E.Asia (35,3%), N.America (18,5%), the Medditerranean countries (21,6%). 12 species grow in the all parks, 89 species – only in the one park. The richest dendroflora is in the “Stunetsky” park, the poorest – in the park of Kotovski (on sand).

Одеса – найбільше місто на півдні України. Його площа становить майже 14 тис. га. Тут розташовано понад 120 парків, садів, скверів. Десять з них належать до складу природно-заповідного фонду області як парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва місцевого значення. Дендрофлора парків Одеси є найбагатшою у південній підзоні степу порівняно з іншими містами [8].

Для Одеси і області, як і для всього півдня України, актуальним є виявлення різноманітності дендрофлори на територіях, що охороняються, у т.ч. і таких, які штучно створені людиною. Раніше дендрофлора парків вивчалась фрагментарно, є публікації стосовно всіх парків загалом [8] або лише окремих парків [1, 16, 20], до того ж ці дані застаріли. Тому складання достовірних списків видового складу деревно-чагарникових порід парків, що знаходяться під особливою охороною, є одним з першочергових завдань.

З іншого боку, формування екологічно ефективних та антропоотолерантних біоценозів у сучасних великих містах потребує підбору асортименту стійких до урбанізованого середовища рослин [9]. До того ж в екстремальних умовах останніх 10-15 років, коли фінансування зеленого будівництва практично не відбувалось, в урболандшафтах міста збереглися найстійкіші екземпляри, які можна використовувати як маточники для місцевих розсадників.

Метою роботи було виявлення сучасного видового складу дендрофлори парків-пам'яток садово-паркового мистецтва місцевого значення м. Одеси.

Матеріал і методика досліджень

Заповідні парки створювались у різні часи, вони відрізняються стилем, у якому були закладені, рельєфом, ґрунтовими та іншими умовами, мають різну площу. Нижче наведена їх коротка характеристика на основі літературних даних.

Міський сад (інша назва – парк „Міський сад” [18]), створений до 1803 р. в центрі міста на площі близько 2,5 га [11]. Зараз він займає 1,86 га. Тут були побудовані великий басейн, садова альтанка, скульптурні групи левів та різні споруди паркової архітектури малих форм. Раніше тут зафіксовані „вікові дерева бундука, старі платани, тополя канадська і самаркандська, а також липа срібляста, величні каштани, софори, каркас, чемиш, чекалкін горіх тощо; всього близько 40 порід” [11, с. 114]. У складі колекції також фіксувались вікові дуби, липи, тополі [14], екзоти (каркас південний, іудине дерево тощо) [18].

Парк ім. Т.Г. Шевченка засновано у 1875 р. на площі близько 85 га на мальовничих схилах понад морем [11]. Зараз його територія складає 50,6 га. Тут розташовані різні атракціони, стадіон, кінотеатр, обеліск Невідомому матросу. В парку створені алеї з різних порід, суцільні живоплоти, бордюри і шпалери, тіністі та ажурні групи, ліски, квіткові партери. У складі насаджень понад 60 порід [11]. За іншими даними, тут зростає більше ніж 80 порід [14, 18].

Парк „Дюківський” (парк Перемоги [11], парк „Перемога” [18], Перемога [14]) створений на місці дачі дюка де Ришельє у другій половині XIX ст., на площі близько 40 га [12]. Зараз він займає 28,1 га [10, 14, 18]. У парку є павільйони, альтанки, два ставки. Він має досить цікавий і різноманітний склад насаджень, кількість порід в якому перевищувала 30 [11]. За іншими даними, тут росте більше ніж 60 видів дерев та кущів [14, 18].

Дендропарк Перемоги (дендропарк ім. Леніна [19], парк ім. Леніна [14], парк-дендрарій ім. Леніна [11]) закладено в курортній зоні міста у ландшафтному стилі в 1950 р. на площі близько 50 га [12]. Зараз він займає територію 51,6 га [10, 14, 18]. У парку була створена система ставків з фонтанами, островами, містками. У 1969 р. тут було висаджено близько 500 порід [11]. За іншими даними, у колекції парку – близько 75 видів та порід [14, 20].

Парк ім. Ленінського комсомолу засновано у повоєнні роки на площі близько 35 га [11] у промисловій зоні міста. Зараз його територія становить 26,7 га [10, 14, 18]. Тут також були збудовані павільйони, асфальтові доріжки, вхідні брами. У складі насаджень були досить поширені біла акація, софора, росли також платани, клени, сосна кримська, каштан, різні тополі тощо [11]. Тут росте більше ніж 50 видів, у т.ч. екзоти [14, 18].

Парк ім. Котовського (Лузанівський) засновано наприкінці XIX ст. на піщаному пересипу Куяльницького лиману вздовж морського узбережжя на площі близько 20 га [12]. Зараз він займає 16,8 га [10, 14, 18]. З парком межують великі Лузанівські пляжі. У насадженнях зафіксовані різні дерева і кущі, всього близько 30 порід. Досить поширені були, зокрема, біла акація, шовковиця, лох, тамарикс, бузок, золотиста смородина, аморфа, біота, віргінський яловець [11]. За іншими даними, основні породи парку – лох, тополя біла, гледичія [14, 18].

Парк санаторію ім. Чкалова (парк ім. Чкалова [14]) закладено у ландшафтному стилі у 1867 г. [14, 18] на рівному плато поблизу берега моря на

площі близько 20 га [12]. Раніше тут була дача міського голови Маразлі. Зараз парк займає 18,0 га [10]. Тут багато архітектурних споруд, є спортивний комплекс, літній кінотеатр, скульптурні прикраси тощо. У насадженнях нараховувалось близько 50 порід, серед них старі, майже вікові платани, гайки кримської сосни, окремі вікові дерева дуба, річкового кедра, тиса, бундука, мильного дерева тощо. [11]. За іншими даними, тут зростає більше ніж 80 видів дерев та кущів [14, 18].

Парк санаторію «Аркадія» (парк «Аркадія» [18], Аркадія [14], парк при тубсанаторії [11]) заснований у 70-і роки XIX ст. на площі близько 15 га, яка збереглася за ним і нині 15 га [10, 14]. Тут є декілька архітектурних комплексів і споруд паркової архітектури малих форм. За літературними даними, раніше у цьому парку зростали цінні дерева, зокрема старі пірамідальні дуби, рідкісні липи, платани, маклюра, мильне дерево, віргілія жовта, горіх чорний, тис, кінський каштан тощо; всього близько 50 порід [11].

Парк „Студентський” (дендропарк «Студентський» [18], парк Студентський [10]) закладено у 1977 р. на площі 7,6 га співробітниками та студентами Одеського технікуму газової та нафтової промисловості на території, що належить навчальному закладу, на межі старої та нової міської забудови. Раніше в колекції налічувалось більше ніж 230 видів високодекоративних рослин [14, 18].

Парк „Юннатський” існує на території Одеського гуманітарного центру позашкільної освіти (раніше – Обласної станції юних натуралістів), парк закладений не пізніше 1900 р., він займає 1,2 га. Тут вирощуються різні види дерев, які використовуються під час занять та для дослідів.

Всі перелічені парки (крім двох останніх) були віднесені до природно-заповідного фонду області рішенням Одеської обласної ради народних депутатів у 1972 р., «Студентський» отримав відповідний статус у 1984 р., «Юннатський» – у 1997 р.

Перші шість парків є об'єктами загального користування, останні чотири – це відомчі (насадження обмеженого користування). Всі ці парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва створені на ділянках, де природна деревно-чагарникова рослинність була відсутня.

Протягом 2002-2005 рр. нами була ретельно обстежена територія кожного парку. Визначення живого та гербарного матеріалу проводили за загальноприйнятою методикою з використанням відповідної літератури [2-6, 15 та ін.]. Обсяг дендрофлори наведено у розумінні М.А. Кохна [7], хоча деякі види (*Jussia filamentosa*, *Lavandula angustifolia*, *Vinca minor*) вважаються трав'яними багаторічниками [15]. Назви рослин наведені за М.А. Кохном [7], у випадку відсутності видів в даному зведенні – за С.Л. Мосякіним та М.М. Федорончуком [23].

Результати досліджень

Як виявлено у процесі досліджень, розмаїття заповідних парків м. Одеси включає 231 вид деревно-чагарникових рослин (табл. 1). Це становить 35% загального дендрологічного багатства Одеської області. Вони відносяться до 117 родів, 55 родин, 37 порядків, 5 класів, 2 відділів. Серед них нараховується 33 види голонасінних та 198 – покритонасінних рослин.

Таблиця 1

Видовий склад дендрофлори заповідних парків м. Одеси

Назва виду	Парки										Кількість парків, де зафіксовано вид
	Перемоги	Ім. Т.Г. Шевченка	Санаторію "Аркадія"	Санаторію ім. Чкалова	Ім. Ленінського комсомолу	«Дюківський»	Ім. Котовського	«Студентський»	«Юннатський»	Міський сад	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Abies alba</i> Mill.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>A. balsamea</i> (L.) Mill.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>A. cephalonica</i> Loud.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>A. cilicica</i> Carr.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>A. nordmanniana</i> (Stev.) Spach.	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	2
<i>A. numidica</i> De Lennoy	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	2
<i>Acer campestre</i> L.	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	5
<i>A. monspesulanum</i> L.	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	3
<i>A. negundo</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	8
<i>A. platanoides</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>A. pseudoplatanus</i> L.	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	8
<i>A. saccharinum</i> L.	+	-	-	+	+	+	-	+	-	-	5
<i>A. tataricum</i> L.	+	+	-	-	+	-	+	-	-	+	5
<i>Adelia neo-mexicana</i> Ktze	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>Albizia julibrissin</i> Durazz.	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	5
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	1
<i>Amygdalus communis</i> L.	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	2
<i>Aralia mandshurica</i> Rupr. et Maxim.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>Armeniaca vulgaris</i> Mill.	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	7
<i>Berberis julianae</i> Schneid.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>B. thunbergii</i> DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>B. vulgaris</i> L.	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	7
<i>Betula pendula</i> Roth.	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	8
<i>Brussonetia papyrifera</i> (L.) Vent	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2
<i>Buddleja alternifolia</i> Maxim.	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2
<i>B. davidi</i> Franch.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	2
<i>Buxus sempervirens</i> L.	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	7
<i>Calocedrus decurrens</i> (Norr.) Florin.	+	-	-	+	-	-	-	+	-	-	3
<i>Calycanthus floridus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1

Продовження таблиці

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>C. occidentalis</i> Hook. et Arn.	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2
<i>Campsis radicans</i> (L.) Seem.	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	2
<i>Caragana arborescens</i> Lam.	+	+	-	+	-	+	+	-	-	-	5
<i>Carpinus betulus</i> L.	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>C. orientalis</i> Mill.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Catalpa bignonioides</i> Walt.	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	6
<i>C. ovata</i> G.Don.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>C. speciosa</i> Ward.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Cedrus atlantica</i> Manetti	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	2
<i>C. deodara</i> (D.Don) G. Don.f.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>C. libani</i> A. Rich.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Celtis australis</i> L.	-	+	+	+	-	-	+	-	-	-	4
<i>C. caucasica</i> Willd.	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	3
<i>C. occidentalis</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>C. pumila</i> Pursh	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Cerasus avium</i> (L.) Moench.	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	7
<i>C. tomentosa</i> (Thunb.) Wall.	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	2
<i>C. vulgaris</i> Mill.	-	+	+	+	-	+	-	+	+	-	6
<i>Cercis canadensis</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2
<i>C. siliquastrum</i> L.	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	5
<i>Chaenomeles japonica</i> (Thunb.) Lindl.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Cladrastis lutea</i> (Michx.) C.Koch	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Clematis vitalba</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>Colutea arborescens</i> L.	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Cornus mas</i> L.	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	2
<i>Corylus americana</i> Marsh.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Cotinus coggygria</i> Scop.	+	+	-	-	+	-	-	+	+	-	5
<i>Cotoneaster acutifolius</i> Turcz.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>C. divaricatus</i> Rehd. Et Wils.	+	-	-	-	+	-	-	+	-	+	4
<i>C. franchetii</i> Bois.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>C. hebeophyllus</i> Diels	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>C. horizontalis</i> Decaisne	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>C. insignis</i> Pojark.	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>C. lucidus</i> Schlecht.	+	+	-	+	-	+	-	+	-	-	5
<i>C. meyeri</i> Pojark.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>C. saxatilis</i> Pojark.	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2
<i>C. shansiensis</i> Flinck et Hylmo	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	3
<i>C. zabelii</i> C. K. Schneider	+	+	-	+	+	+	-	+	+	-	7
<i>Crataegus flava</i> Ait.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>C. kyrtostyla</i> Fingern.	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>C. monogyna</i> Jacq.	+	-	-	-	+	+	+	-	+	-	5
<i>Cupressus arizonica</i> Greene	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	2
<i>Cydonia oblonga</i> Mill.	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	3
<i>Deutzia lemoinei</i> Lemoine	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>D. scabra</i> Thunb.	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	2
<i>Elaeagnus angustifolia</i> L.	+	+	-	-	+	+	+	-	-	-	5

Продовження таблиці

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Ephedra procera</i> (Fisch. et Mey.) Aschers et Graebn.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Eucommia ulmoides</i> Oliv.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Euonymus europaea</i> L.	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	3
<i>E. japonica</i> Thunb.	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	3
<i>Exochorda korolkovii</i> Lav.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>E. racemosa</i> (Lindl.) Rehd.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>E. tianschanica</i> Gontsch.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Ficus carica</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>Fontanesia fortunei</i> Carr.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	1
<i>Forsythia intermedia</i> Zab.	+	+	-	+	-	-	-	+	+	-	5
<i>F. europaea</i> Deg. et Bald.	-	-	+	+	-	-	-	+	-	-	3
<i>F. suspensa</i> (Thunb.) Vahl.	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	3
<i>F. viridissima</i> Lindl.	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+	5
<i>Fraxinus americana</i> L.	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>F. angustifolia</i> Vahl.	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	1
<i>F. excelsior</i> L.	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	8
<i>F. lanceolata</i> Borkh.	+	+	+	-	+	-	+	-	-	-	5
<i>F. ornus</i> L.	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>F. oxycarpa</i> Willd.	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>F. sogdiana</i> Bge	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Ginkgo biloba</i> L.	+	-	-	-	-	-	+	+	+	-	4
<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>Gymnocladus dioica</i> (L.) C. Koch.	+	-	+	-	-	-	-	+	-	+	4
<i>Hedera colchica</i> C. Koch	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>H. helix</i> L.	-	+	-	+	-	+	-	-	-	+	4
<i>Hibiscus syriacus</i> L.	-	+	-	+	-	-	-	+	-	+	4
<i>Hippophae rhamnoides</i> L.	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Ilex aquifolium</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Jucca filamentosa</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>Juglans mandshurica</i> Maxim.	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	1
<i>J. nigra</i> L.	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	2
<i>J. regia</i> L.	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	9
<i>Juniperus communis</i> L.	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>J. excelsa</i> Bieb.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>J. pseudosabina</i> Fisch. et Mey.	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	3
<i>J. sabina</i> L.	+	-	+	+	-	+	-	+	-	-	5
<i>J. virginiana</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	9
<i>Kerria japonica</i> (L.) DC.	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2
<i>Koelreuteria paniculata</i> Laxm.	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	8
<i>Kolkwitzia amabilis</i> Graebn.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Laburnum anagyroides</i> Medic.	+	+	-	+	+	+	-	+	-	-	6
<i>Lavandula spica</i> L.	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-	3
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-	6
<i>Lonicera fragrantissima</i> Lindl. ex Paxt.	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2
<i>L. maakii</i> (Rupr.) Maxim.	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>L. pallasii</i> Ledeb.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1

Продовження таблиці

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>L. tatarica</i> L.	+	+	-	+	+	+	-	-	+	-	6
<i>Lycium barbatum</i> L.	+	+	-	+	+	-	-	-	+	-	5
<i>Maclura pomifera</i> (Raf.) Schneid.	-	+	+	-	-	-	-	-	+	+	4
<i>Magnolia kobus</i> DC.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>M. x soulandiana</i> Soil.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Mahonia aquifolia</i> Nutt.	+	+	-	-	-	+	-	+	+	+	6
<i>Malus baccata</i> (L.) Borkh.	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>M. domestica</i> Borkh.	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	9
<i>M niedzwetskyana</i> Diek.	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>M. prunifolia</i> (Willd.)	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Mespilus germanica</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Metasequoia gliptostroboides</i> Hu et Cheng	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Morus alba</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>Padus avium</i> Mill.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>P. mahaleb</i> (L.) Borkh.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>P. serotina</i> (Ehrh.) Agardh.	+	+	-	+	+	+	-	+	-	-	6
<i>P. virginiana</i> (L.) Mill.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Paeonia suffruticosa</i> Andr.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>Parrotia persica</i> C. A. Mey	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	9
<i>P. tricuspidata</i> (Sieb. et Zucc.) Planch.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	2
<i>Paulownia fortunei</i> Hemsl	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2
<i>P. tomentosa</i> (Thunb.) Steud.	-	+	-	+	-	-	-	+	-	-	3
<i>Persica vulgaris</i> Mill.	+	+	+	-	-	+	-	+	-	-	5
<i>Philadelphus coronarius</i> L.	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	8
<i>Picea abies</i> (L.) Karst.	+	+	+	+	-	+	-	-	+	+	7
<i>P. glauca</i> (Moench) Voss.	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	2
<i>P. pungens</i> Engelm.	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	8
<i>Pinus nigra</i> Arn.	-	-	+	+	+	-	-	-	+	-	4
<i>P. pallasiana</i> D. Don.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>P sylvestris</i> L.	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	3
<i>P. wallichiana</i> A.B.Jacks.	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2
<i>Platanus acerifolia</i> Willd.	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>P. occidentalis</i> L.	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	8
<i>P. orientalis</i> L.	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	2
<i>Platyclusus orientalis</i> (L.) Franco	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>Polygonum baldschuanicum</i> Reg.	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	3
<i>Populus alba</i> L.	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	8
<i>P. bolleana</i> Lauche	+	+	-	-	-	+	+	+	-	+	6
<i>P. deltoides</i> Marsh.	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	1
<i>P. italica</i> (du Roi) Moench	-	+	+	+	+	+	-	+	-	-	6
<i>P. simonii</i> Carr.	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	2
<i>Prunus divaricata</i> Ledeb.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>P. domestica</i> L.	-	+	+	-	+	-	-	-	+	-	4
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	+	-	-	+	-	-	-	+	-	-	3
<i>Pyrus communis</i> L.	-	-	+	-	-	-	+	-	+	-	3
<i>Quercus castanaefolia</i> C. A. Mey	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1

Продовження таблиці

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Q. macranthera</i> Fisch. Et Mey.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Q. macrocarpa</i> Michx.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Q. robur</i> L.	+	+	+	+	+	-	-	-	+	+	7
<i>Q. rubra</i> L.	+	+	-	-	+	-	-	-	+	-	4
<i>Rhamnus cathartica</i> L.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	1
<i>Rhodotypos kerrioides</i> Sieb. ex Zucc.	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	3
<i>Ribes aureum</i> Pursh	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	3
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>R.viscosa</i> Vent.	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	1
<i>Rosa alba</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>R. canina</i> L.	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	8
<i>R. chinensis</i> Jacq.	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	8
<i>R. klukii</i> Bess.	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>R. micrantha</i> Smith	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>R. multiflora</i> Thunb.	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Rubus caesius</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>R. idaeus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2
<i>Salix alba</i> L.	+	-	-	+	+	+	+	+	-	-	6
<i>S. capraea</i> L.	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	1
<i>Sambucus nigra</i> L.	+	+	-	+	+	+	-	-	+	-	6
<i>Securinega suffruticosa</i> (Pall.) Rehd.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Sequojadendron giganteum</i> Lindl.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Sorbaria sorbifolia</i> (L.) A. Br.	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	3
<i>S. tomentosa</i> (Lindl.) Rehd.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	3
<i>Spiraea bumalda</i> Burv.	+	-	+	-	-	+	-	+	+	-	5
<i>S. cantoniensis</i> Lour.	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	2
<i>S. nipponica</i> Maxim.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>S. trichocarpa</i> Nakai	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>S. vanhouttei</i> (Briot.) Lab.	+	+	-	+	+	+	-	+	+	-	7
<i>Staphylea pinnata</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>Styphnolobium japonicum</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>Swida alba</i> (L.) Opiz.	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1
<i>S. sanguinea</i> (L.) Opiz.	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-	6
<i>Symphoricarpus albus</i> (L.) Blake	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	5
<i>S. orbicularis</i> Moench.	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	2
<i>Syringa persica</i> L.	-	-	+	+	-	-	+	-	-	-	3
<i>S. vulgaris</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>Tamarix ramosissima</i> Ledeb.	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-	4
<i>Taxus baccata</i> L.	+	+	+	+	-	-	-	+	+	-	6
<i>T. cuspidata</i> Sieb. Et Zuss.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Thuja occidentalis</i> L.	+	+	+	-	-	+	-	+	-	-	5
<i>Th. plicata</i> D.Don.	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	2
<i>Tilia cordata</i> Mill.	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	9
<i>T. europaea</i> L.	+	-	-	+	+	+	-	-	+	-	5
<i>T. platyphyllos</i> Scop.	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	3
<i>T. tomentosa</i> Moench.	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	7

Закінчення таблиці

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Ulmus androssovii</i> Litv.	+	+	-	+	+	-	+	-	+	-	6
<i>U. glabra</i> Huds.	+	+	+	-	-	+	-	+	-	+	6
<i>U. laevis</i> Pall.	+	+	-	+	-	-	+	-	-	+	5
<i>U. minor</i> Mill.	+	+	-	+	+	+	+	-	+	-	7
<i>U. pumila</i> L.	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	7
<i>U. suberosa</i> Moench.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	1
<i>Viburnum lantana</i> L.	+	+	-	-	+	-	-	+	+	-	5
<i>V. opulus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>V. rhytidophyllum</i> Hemsl.	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	2
<i>Vinca minor</i> L.	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	3
<i>Vitis vinifera</i> L.	-	-	+	+	-	+	-	-	+	+	5
<i>Wisteria chinensis</i> (Sims.) Sweet.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	2
<i>Xanthoxylum alatum</i> Roxb.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
<i>Zelcowa serrata</i> (Thunb.) Makino	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	1
Всього:	110	92	66	79	73	66	41	129	94	51	

У систематичному відношенні значно переважають представники родини *Rosaceae* (55 видів, 23,8% всього складу), *Pinaceae* (17 видів, 7,4%), *Oleaceae* (16 видів, 6,9%), *Caprifoliaceae*, *Ulmaceae* (по 11 видів, 4,7%), *Cupressaceae* (10 видів, 4,3%), *Fabaceae* (9 видів, 3,9%). Родини *Aceraceae* та *Salicaceae* містять по 7 видів, *Fagaceae* – 5. П'ять родин містять по 4 види, чотири родини – по 3, вісім – по 2, 25 родин – по одному виду.

Найбагатшими родами є *Cotoneaster* (11 видів), *Acer* (7), *Fraxinus* (7), *Abies* (6), *Rosa* (6), *Ulmus* (6), *Spiraea* (6), *Juniperus* (5), *Quercus* (5), *Populus* (5 видів). Вісім родів містять по 4 види, десять родів – по 3, 19 – по два, та 68 родів – по одному виду.

Дендрологічна різноманітність заповідних парків Одеси представлено 123 видами дерев, 97 – кущів, 9 – ліан та 2 – напівкущів.

Географічне походження видів обмежене Європою, Азією, Північною Америкою та Північною Африкою. 82 види (35,3%) завезені з Азії (переважно з Китаю та Японії), 43 (18,5%) – з Північної Америки, 33 види (14,2%) мають природні ареали одночасно в Європі та Азії, 34 (14,7%) розповсюджені лише у Європі. 15 рослин (6,5%) є гібридами або їх походження не встановлено через давність культури.

Відповідно до флористичного районування Земної кулі А.Л. Тахтаджяна [19], більшість знайдених у парках рослин походить з Циркумбореальної області (66 видів, 28,4%). Більшість видів завезена з інших флористичних областей Голарктичного царства: з Ірано-Туранської (63 види, 27,2%), Середземноморської (50 видів, 21,6%), Східноазійської (39 видів, 16,8%), Атлантично-Південноамериканської (30 видів, 12,3%) областей.

Одеська область охоплює південний захід лісостепової та степової зони України [17]. У природних фітоценозах на цій території трапляються лише 38 видів (16,5%) з наведеного списку, у байрачних лісах степової зони – 22 види (9,6%). Таким чином, у складі дендрофлори парків інтродукованих видів набагато більше, ніж аборигенних.

Їх співвідношення становить відповідно 16 та 84%, аборигенних та інтродукованих в степову зону – 10 та 90%. Це майже відповідає даним М.А. Кохна та ін. [8].

Розподіл видів по парках нерівномірний. В усіх з них трапляються лише 12 видів: *Acer platanoides*, *Aesculus hippocastanum*, *Ailanthus altissima*, *Celtis occidentalis*, *Gleditsia triacanthos*, *Morus alba*, *Pinus pallasiana*, *Platycladus orientalis*, *Prunus divaricata*, *Robinia pseudoacacia*, *Styphnolobium japonicum*, *Syringa vulgaris*. Переважно це види, які добре натуралізувалися і існують без допомоги людини. Майже в усіх парках (8-9) знайдено 16 видів, дуже часто (у 6-7 парках) трапляються 27 видів, у п'яти парках – 23 види, в чотирьох – 11 видів, у трьох – 23 види, у двох – 33 види, тільки в одному з десяти парків відмічено 86 видів. Для останніх перспективи тривалого існування є проблематичними, тому що вони зростають лише на одній заповідній території.

Порівняння кількісного складу дендрофлори парків наведено у таблиці 2.

Таблиця 2

Порівняння заповідних парків м. Одеси

Парк	Площа, га	Число видів					Доля голонасінних, %	Співвідношення дерев та кущів
		Загальне	Голонасінних	Покритонасінних				
				дерев	кущів	ліан		
Дендропарк Перемоги	51,6	110	18	54	36	2	16,4	1,5
Парк ім. Шевченка	50,6	92	9	55	25	3	9,8	2,5
Парк санаторію «Аркадія»	15	65	9	44	9	3	13,8	5,0
Парк санаторію ім. Чкалова	18	79	12	39	24	4	15,2	1,7
Парк ім. Ленінського комсомолу	26,7	73	6	44	22	1	8,2	2,0
«Дюківський сад»	28,1	66	8	35	20	3	12,1	1,8
Парк ім. Котовського	16,8	41	3	26	11	1	7,3	2,5
Парк «Студентський»	7,6	129	22	50	54	3	17,1	0,9
«Юннатський»	1,2	94	16	32	41	5	17,0	0,8
„Міський сад”	1,86	51	4	30	12	5	7,8	2,5
Всього:	217,46	231	33	97	93	9	14,3	1,0

Примітка: співвідношення дерев та кущів підраховано для голонасінних та покритонасінних рослин разом.

Найбільша видова різноманітність дендрофлори зафіксована у парку „Студентський” (129 видів), найменша – у парку ім. Котовського (41). Незначна кількість видів в останньому, очевидно, пояснюється специфічними едафічними умовами та практично повною відсутністю догляду за рослинами.

Число видів у відомчих парках варіює від 65 (парк санаторію «Аркадія» до 129 («Студентський»), при середньому видовому багатстві 72, в парках загального

користування воно змінюється від 41 (парк ім. Котовського) до 110 (дендропарк Перемоги), при середньому – 90 видів. Таким чином, дендрофлора парків обмеженого користування у середньому майже на 20 видів багатша, ніж у парках загального користування.

В окремих парках кількість видів голонасінних рослин змінюється від 3 (парк ім. Котовського) до 22 видів («Студентський»), покритонасінних дерев – від 26 (парк ім. Котовського) до 55 (парк ім. Шевченка), кущів – від 9 (парк санаторію «Аркадія») до 54 («Студентський»), ліан – від 1 (парки ім. Котовського та Ленінського комсомолу) до 5 („Міський сад” та «Юннатський»).

Окремо необхідно відзначити види, які охороняються в межах природних ареалів. До Червоної книги України [21] занесені *Taxus baccata* (знайдений у 6 парках) та *Staphylea pinnata* L. (зростає у 1 парку). До Червоного списку Міжнародної Спілки охорони природи і природних ресурсів [13, 22] включено 9 видів. З них в усіх парках трапляється *Platycladus orientalis*, у 5 парках – *Cotoneaster lucidus*, у 4 – *Ginkgo biloba*, в 1 парку („Студентському”) – *Abies cephalonica*, *Calycanthus occidentalis*, *Eucommia ulmoides*, *Kolkwitzia amabilis*, *Metasequoia gliptostroboides*, *Sequojadendron giganteum*.

Висновки

Дендрофлора десяти парків-пам'яток садово-паркового мистецтва м. Одеси налічує 231 вид. Вони належать до 117 родів, 55 родин, 37 порядків, 5 класів, 2 відділів. Це становить 35% загального дендрологічного багатства Одеської області.

Провідними родинами є *Rosaceae* (55 видів), *Pinaceae* (17), *Oleaceae* (16), *Caprifoliaceae*, *Ulmaceae* (по 11), *Cupressaceae* (10), *Fabaceae* (9), *Aceraceae*, *Salicaceae* (по 7), *Fagaceae* (5 видів).

Найбагатшими родами є *Cotoneaster* (11 видів), *Acer* (7), *Fraxinus* (7), *Abies* (6), *Rosa* (6), *Ulmus* (6), *Spiraea* (6), *Juniperus* (5), *Quercus* (5), *Populus* (5 видів).

Серед життєвих форм переважають дерева (53,2%), кущі становлять 42,0%, ліани – 3,9%.

Автохтонні для степової зони види складають лише 10,0%, з аллохтонних переважають рослини ірано-туранського, циркумбореального, середземноморського, східноазійського, атлантично-південно-американського походження.

До складу дендрофлори входять 11 видів, що охороняються в межах природних ареалів: *Abies cephalonica*, *Calycanthus occidentalis*, *Cotoneaster lucidus*, *Eucommia ulmoides*, *Ginkgo biloba*, *Kolkwitzia amabilis*, *Metasequoia gliptostroboides*, *Platycladus orientalis*, *Sequojadendron giganteum*, *Staphylea pinnata*, *Taxus baccata*,

Багатство дендрофлори парків варіює від 41 до 129 видів. Найбільш розповсюдженими є лише 12 інтродукованих видів, що добре натуралізувалися. Представники 89 видів зростають лише в одному парку, це викликає стурбованість щодо їх збереження у дендрофлорі.

Таким чином, найбагатшим і найціннішим серед усіх парків м. Одеси, що знаходяться під особливою охороною, є парк „Студентський”. У порівнянні з ним відкриваються значні перспективи у збільшенні асортименту декоративних дерев і кущів у інших парках.

В той же час, в Одесі є багато інших загальнодоступних та відомчих парків з досить багатою і цінною дендрофлорою, які поки ще не включені до природно-заповідного фонду області. Низький відсоток заповідної території у місті (1,6%)

робить актуальним розширення переліку об'єктів, що охороняються, за рахунок цих перспективних для заповідання територій.

1. Арефьева А.К. Древесные насаждения Хаджибеевско-Куяльницкой пересыпи и вопрос озеленения ее // Тр. Одесского гос. ун-та им. И.И. Мечникова. – 1956. – Т. 146, вып. 4. – С. 99-101.
2. Дендрофлора України. Дикорослі й культивовані дерева і кущі. Голонасінні. Довідник. – К.: Фітосоціоцентр, 2001. – 241 с.
3. Дендрофлора України. Дикорослі й культивовані дерева і кущі. Покритонасінні. Ч. 1. Довідник. – К.: Фітосоціоцентр, 2002. – 448 с.
4. Деревья и кустарники СССР. – М.-Л. – Изд-во АН СССР, 1949. – 1962. – Т. 1-6.
5. Деревья и кустарники, культивируемые в Украинской ССР. Покрытосеменные. Справочник. – К.: Наук. думка, 1986. – 720 с.
6. Деревья и кустарники. Покрытосеменные: Справочник. – К.: Наук. думка, 1974. – 591 с.
7. Кохно М.А. Каталог дендрофлоры Украины. – Київ: Фітосоціоцентр, 2001. – 72 с.
8. Кохно М.А., Кузнцов С.І., Дорошенко О.К., Чуприна П.Я., Пасічний А.О. Дендрофлора міст півдня України // Укр. ботан. журн. – 1983. – Т. 40, № 5. – С. 12-14.
9. Лаптев О.О. Інтродукція та акліматизація рослин з основами озеленення. – Київ: Фітосоціоцентр, 2001. – 128 с.
10. Леоненко В.Б., Стеценко М.П., Возний Ю.М. Додаток до атласу об'єктів природно-заповідного фонду України. – Київ: Вид.-поліграф. центр “Київський університет”, 2003. – 142 с.
11. Липа О.Л., Федоренко А.П. Заповідники та пам'ятки природи України. – Київ: Урожай, 1969. – 187 с.
12. Лыпа А.Л. Дендрологические богатства Украинской ССР и их использование // Озеленение населенных мест. – К.: Изд-во Академии архитектуры УССР, 1952. – С. 11-521.
13. Мосякін С.Л. Рослини України у світовому Червоному списку // Укр. ботан. журн. – 1999. – Т. 56, № 1. – С. 76-88.
14. Одеська область // Природно-заповідний фонд Української РСР. – Київ: Урожай, 1986. – С. 107-111.
15. Определитель высших растений Украины / Доброчаева Д.Н., Котов М.И., Прокудин Ю.Н. и др. – К.: Наук. думка, 1987. – 548 с.
16. Петрушенко В.В., Белов В.В., Чабан К.В., Шихалеева Г.М. Еколого-флористичний аналіз деревних насаджень паркових фітоценозів з застосуванням системи експертних оцінок // Й.К. Пачоський та сучасна ботаніка. – Херсон: Айлант, 2004. – С. 357-362.
17. Природа Одесской области. Ресурсы, их рациональное использование и охрана. – Киев-Одесса: Вища школа, 1979. – 144 с.
18. Реестр территорий и объектов природно-заповедного фонда Одесской области. – Одеса, 1988. – 39 с.
19. Тахтаджян А.Л. Флористические области Земли. – М.-Л.: Наука, 1986. – 248 с.
20. Товстуха Н.И., Петрушенко В.В., Шихалеева Г.Н., Бабинец С.Х. Хронология формирования ассортимента древесно-кустарниковой растительности в парках низовья Куяльницкого лимана // Наук. вісн. Чернівецького ун-ту. – Вип. 145: Біологія. – 2002. – С. 219-222.
21. Червона книга України. Рослинний світ. – К.: Наук. думка, 1996. – 608 с.
22. 1997 IUCN Red List of Threatened Plants // Edrs. Walter K.S. & H.G. Gillett. – Gland (Switzerland) and Cambridge (UK), 1998. – 862 pp.
23. Mosyakin S., Fedoronchuk M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. – Kiev: 1999. – 346 p.

Одеський національний університет ім. І.І. Мечникова,
e-mail: e_popova@ ukr.net; popova1954@yandex.ru

УДК [581.55: 574.58]: 001.891 (477.83 / 86)

Л.М. Борсукевич

ЕТАПИ І НАПРЯМИ ДОСЛІДЖЕНЬ ВИЩОЇ ВОДНОЇ ФЛОРИ ТА РОСЛИННОСТІ СХІДНОЇ ГАЛИЧИНИ

Борсукевич Л.М. Этапы и направления исследований высшей водной флоры и растительности Восточной Галиции // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 157-170.

Проанализированы этапы и направления исследований высшей водной флоры и растительности Восточной Галиции. Выделено 4 этапа. Установлен характер изучения на каждом из них. Обозначены флористическое, систематическое, геоботаническое, экологическое и ресурсное направление исследований этого типа растительности на территории Восточной Галиции и проведен их анализ.

Borsukewych, L. Stages and trends of studies of higher aquatic flora and vegetation of East Galychyna // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 157-170.

Analysis of stages and trends of investigation of higher aquatic flora and vegetation of East Galychyna was made. Four stages were separated. Character of research by these stages were detected. Systematic, geobotanical, ecological directions of investigation and direction of resources research of this vegetation type on the territory of East Galychyna were established as well as analysed them.

Частина теперішньої території Західної України, яка включає Львівську, Івано-Франківську та більшу частину Тернопільської області, в минулому належала до Східної Галичини. За фізико-географічним районуванням ця територія, окрім південних районів, належить до західної частини Волино-Подільської височини, а саме до південних районів Волинської височини, Малого Полісся та Подільської височини (Західне Поділля, Розточчя, Опілля) [17]. На півдні охоплює також Покуття, більшу частину Прикарпаття і Зовнішніх Карпат та межує по Карпатському вододільному хребту з Полонинсько-Чорногірською областю Карпат. На півночі територія Східної Галичини межує з північними районами Волинської височини, які тягнуться до Поліської низовини, на сході з центральними та північними районами Поділля.

На території Східної Галичини пролягає значна частина Головного європейського вододілу, який розділяє ріки Балтійського й Чорноморського басейнів. Відповідно, переважна більшість водойм цього району належить до Чорноморського басейну, а саме до басейну верхів'я Дністра, Пруту та Стиру, менше – до Балтійського басейну, зокрема, басейну верхів'я Західного Бугу та Сяну.

Флора та рослинність водойм району досліджень відзначається багатством і різноманіттям та відіграє виключно важливу екологічну роль в регіоні. Водночас досліджена вона на сьогоднішній день недостатньо, зокрема мало вивчені склад, структура гідрофільної флори, стан її охорони, шляхи раціонального використання, ступінь антропогенного впливу, його динаміка тощо. У зв'язку з цим необхідно провести аналіз досліджень гідрофільної флори у даному регіоні: встановити їх розвиток в історичному аспекті, дослідити сучасний стан та висвітлити перспективи вивчення на майбутнє.

Термін “вища водна флора” прийнятий у розумінні І.М. Распопова, В.Г. Папченкова [41, 45]. Він об’єднує сукупність вищих спорових та квіткових водних рослин (істинно-водних, земноводних, повітряно-водних), для яких оптимальним місцезростанням є водне середовище або ґрунт, покритий водою. Головні напрями досліджень водної флори і рослинності (флористичний, систематичний, геоботанічний, екологічний, фітосозологічний, ресурсний) виділені згідно І.М. Распопова [44].

Перші ботанічні дослідження водойм регіону розпочалися наприкінці XVIII ст. і проводилися фрагментарно та нерівномірно у різні проміжки часу. Їх умовно можна розділити на чотири етапи.

Перший етап (до 1914 р.). На цьому етапі вивчення флори водойм нерозривно пов’язане з флористичними дослідженнями загального характеру.

Розпочинається він з появи фундаментальних флористичних праць, зокрема В.Г. Бессера [70], А. Завадського [147], пізніше Й. Кнаппа [83] та Ф. Гербіха [79]. Результатами досліджень цих та інших авторів стали узагальнюючі списки флори Галичини. Зокрема, в них вказується близько 60-80 найхарактерніших для цієї території видів водних та повітряно-водних рослин.

У 60-70-х рр. XIX ст. з утворенням в Галичині ботанічних наукових центрів, розпочалося систематичне дослідження флори. Так, у 1865 р. у складі Краківського наукового товариства (пізніше Академії наук) утворилась Фізіографічна комісія, а у 1875 р. – Товариство природознавців ім. Коперніка у Львові [99]. Відтоді аж до 1900 р. відбувається нагромадження флористичного матеріалу з усіх куточків Галичини. Флористичні списки рослин Західного Поділля публікують Б. Блоцький [71, 72], Х. Лентз [91, 92], А. Реман [107, 111, 112], А. Сленьдзинський [113-119], Ш. Труш [128-132], В. Тинецький [136], Н. Кльобер [82]; Прикарпаття та Карпат – Й. Яхно [81], Е. Турчинський [134, 135], О. Волощак [139-143], Г. Зіпсер [120]; Карпат – Г. Запалович [145], А. Залевський [144], А. Реман [110], Й. Пачоський [98]. Флорі Розточчя й Опілля присвячені дослідження Й. Грохмаліцького, В. Шафера [76], В. Гжегожки [77], Б. Густавіча [78], Ж. Круля [84-86], Ш. Вердака [138]. Оглядові праці по території Східної Галичини публікував М. Раціборський [101-106]. Характерним для багатьох робіт цього типу був детальний опис території, на якій проводились дослідження. На основі викладеного матеріалу можна скласти уявлення про місцезростання близько 90 видів водних та повітряно-водних рослин. Серед них є такі, очевидно, вже зниклі з цієї території види, як *Nuphar pumila* (Timm) DC, *Marsilea quadrifolia* (L.), *Elisma natans* (L.) Buchenau.

Таким чином, нагромаджений до початку XX ст. об’ємний матеріал достатньо добре ілюстрував ситуацію у галузі флористики на території Східної Галичини і разом з тим вимагав належного синтетичного опрацювання. Саме тому у цей період з’явилися великі узагальнюючі публікації, які висвітлювали результати флористичних досліджень попередніх десятиліть. До таких, зокрема, слід віднести серію праць Г. Запаловича, що видавались, починаючи з 1904 р. під назвою “Krytyczny przegląd roślinności Galicyi” у Кракові [146], а також видання першого тому “Флори Польщі” [75].

З пізніших робіт на особливу увагу заслуговує праця Й. Пачоського [42], у якій автор звернув увагу на питання становлення (генези) флори регіону. Хоча у його дослідженнях водної рослинності приділено мало уваги, зважаючи на її типовість для

даного регіону, проте автор вказав на релікти водної флори для Лісостепової області (*Marsilea quadrifolia*, *Aldrovanda vesiculosa*, *Trapa natans* L., *Salvinia natans* (L.) All., *Utricularia minor* L., *Nymphoides peltata*) та Полісся (*Lobelia dortmanna* L., *Najas flexilis* Rostk., *Littorella lacustris* L., *Isoetes lacustris* L., *Zannichellia palustris* L., *Hydrilla verticillata* Casp.). Він відзначає, що види першої групи є залишками більш древньої третинної флори, що збереглась у місцях, не покритих льодовиком. Підтвердженням цього є їх острівні ареали. Види другої групи – релікти міжльодовикової епохи, які приурочені до замкнутих озер балтійської озерної області. На південній межі льодовика (території Галичини) ці види не трапляються.

Наприкінці XIX ст. також вперше виділяються рослинні формації (типи рослинності) окремих районів Львівської області. Першим це зробив А. Реман, який серед формацій водної рослинності виділив формації заболочених місцевостей (мочарів), лісових боліт, очеретів (шувари), рогузів, німфейних та підводної рослинності [108,109].

Види окремих гідрофільних родів опрацьовуються у систематичному відношенні, зокрема види роду *Potamogeton* L. опрацював Я. Вольфганг, *Sparganium* L. – В. Ротерт, *Utricularia* L. – Ф. Каменський [99]. Робляться перші спроби проаналізувати ареали окремих родин та родів водних рослин. Зокрема, поширення видів з родини *Nymphaeaceae*, роду *Elatine* L на території Європи, у тому числі в Польщі та сусідніх країнах, одним з перших проаналізував К. Лапчинський [88-90].

Водночас слід зазначити, що дослідження, які стосувалися б виключно макрофітів, на території Східної Галичини практично були відсутніми, якщо не брати до уваги публікацію М. Раціборського, присвячену водній рослинності околиць м. Львова [102]. У ній автор дає всебічну характеристику водойм, аналізує вплив умов середовища на водну рослинність, а також дає перелік водних та повітряно-водних видів рослин, поділяючи їх на групи за життєвими формами. Він також відзначає, що для водойм околиць Львова не є характерним поясне розміщення рослинності.

Таким чином, на даному етапі розвивається, переважно, флористичний напрям досліджень, нагромаджується флористична інформація про усі таксони флори водойм, зафіксовані на даній території.

Другий етап (1914-1939). На цьому етапі виділяються екологічні групи рослин, вивчається вплив екологічних чинників на розвиток окремих видів. Окремі публікації присвячуються розповсюдженню видів, екологічних груп видів, або рослинних угруповань, зокрема і рідкісних.

Аналіз поширення окремих видів на території Східної Галичини проводять Б. Гриневецький – *Nymphoides peltata* (S.G.Gmel.) O. Kuntze, *Lemna gibba* L. [80]; Й. Тжебінський – *Nymphaea candida* J. et C. Presl [133]; В. Шеліга-Межиєвський – *Nasturtium officinale* R.Br. [127]; Й. Мондальський – *Stratiotes aloides* L. [94]. Й. Мондальський наводить також перелік місцезростань для таких рідкісних видів, як *Aldrovanda vesiculosa* L., *Scirpus radicans* Schkuhr, *Scirpus triquetus* L. [93, 95]. Окремі дані про ареал *Scirpus radicans* на території Східної Галичини наводить В. Шафер [123].

У цей період з'являються також публікації, присвячені характеристиці флористичних меж окремих районів, на основі яких було проведено флористичне районування території. Це роботи В. Шафера [125], С. Кульчинського [87],

Г. Чечоттової [74], у яких автори наводять поширення деяких видів водних рослин. В. Шафер, вивчаючи ареали деяких видів рослин, відзначає 7 типів локальних диз'юнкцій. Найбільшу кількість водних видів (*Caldesia parnassifolia* (L.) Parl., *Potamogeton alpinus* Balb., *P. trichoides* Schlecht. et Cham., *Scirpoides holoschoenus* (L.) Sojak, *Calla palustris* L.) охоплює подільська диз'юнкція, яку автор пояснює більш континентальним кліматом піднятої подільської плити, та умовами, які негативно впливають на поширення даних видів на Поділлі. Г Чечоттова відзначає, що на території Галичини проходить південно-східна межа поширення атлантичних видів. Вона зауважує, що в околицях Львова склались досить сприятливі умови для видів з атлантичним типом ареалу, серед яких наводить і три водні види, такі як *Elisma natans*, *Myriophyllum alteriflorum* DC. та *Oenanthe fistulosa* L. С. Кульчинський, вивчаючи бореальний елемент у флорі Польщі, відзначає для території Східної Галичини 5 водних видів рослин – *Calla palustris*, *Lysimachia thyrsoflora* (L.) Reichenb., *Utricularia intermedia* Hayne, *Nymphaea candida*, *Potamogeton praelongus* Wulf.

На початку ХХ ст. розпочинаються також систематичні геоботанічні дослідження. Складаються геоботанічні карти, встановлюється залежність рослинних угруповань від едафічних та екологічних умов, виділяються рідкісні рослинні угруповання. Серед них, однією з найбільш ґрунтовних є праця В. Шафера [122], в якій автор дає характеристику Медоборів, описує їх рослинний покрив та наводить для них повний перелік видів. Він також відзначає, що водна рослинність тут трапляється на так званих поплавах та представлена незначною кількістю видів. Різноманітність водних та повітряно-водних угруповань висвітлюється і в інших публікаціях автора [124,126].

Починає приділятися увага охороні рідкісних видів та їх угруповань. Серед водних рослин на території Східної Галичини у той час одним з найбільш загрожених був водяний горіх (*Trapa natans*). Про необхідність охорони його місцезростань та критичний стан популяції відмічається у працях В. Бригідера [6], Р. Ціхоцького, С. Белжецького [73].

Отже, на даному етапі, водна флора вивчається фрагментарно, в межах комплексних досліджень флори регіону. Хоча основна увага все ще приділяється флористичним дослідженням, однак вони набувають більш екологічного характеру. З'являються також перші роботи геоботанічного, систематичного та фітосозологічного напрямку досліджень.

Третій етап (1939 – поч. 90-х рр.). Характеризується дослідженнями складу та структури рослинних угруповань водойм, вивченням їх продуктивності, розв'язанням питань раціонального використання ресурсів.

Дослідження вищої водної флори на цьому етапі частково проводились Науково-дослідним інститутом ставкового та озерно-річкового господарства. Результати досліджень були висвітлені у публікації В.С. Просяного [43], в якій вказувалися найпоширеніші види макрофітів у ставках різних природних зон заходу України. У 1960-65 рр. проведені комплексні дослідження видового складу, динаміки росту і первинної продукції судинних макрофітів. Досліджено фітофільну макрофауну водних рослин та вплив рослиноїдних риб на процеси заростання ставків [4].

У зв'язку з виданням 12-томної "Флори України" [64] продовжуються систематичні дослідження, що були розпочаті ще на початку ХХ ст. у зв'язку з

написанням “Флори Польщі” [75]. Порівнюючи представлені авторами матеріали щодо систематичної структури гідрофільних родів, відзначається певна розбіжність наведених ними результатів. Найбільше розбіжностей стосується видового складу родів *Trapa* L., *Potamogeton*, *Batrachium* (DC.) S.F. Gray, *Utricularia*, що пояснюється різним розумінням об’єму виду, зокрема *Trapa natans* (ширше розуміння Д.М. Доброчасовою), а також регіональними особливостями водної флори, та недостатнім її вивченням (на чому наголошує більшість авторів). Серед праць, що лише частково стосуються території Східної Галичини, найповнішою є монографічна обробка родини *Nymphaeaceae* [13], у якій автор наводить всебічну характеристику видів родини лататтевих з усієї території України. Фрагментарні дані щодо поширення окремих гідрофільних родів публікують також Б. Павловський [100] та С. Вальтерс [137].

З’ясовуються також питання продуктивності макрофітів [1,2], продовжуються флористичні дослідження [5], вперше наводиться характеристика ценоекологічного приурочення та специфіки розповсюдження близько 45 макрофітів на території Західного Поділля [97]. Та найповніше на цьому етапі розвиваються дослідження ресурсного напрямку, пов’язані з прикладним використанням водної рослинності.

Однією з перших публікацій цього напрямку була стаття М. Раціборського [102], у якій автор вказав на цінність соломи очерету південного для технічних цілей та запропонував вирощувати канадський рис (*Zizania aquatica* L.) як кормову рослину. Однак, лише у 50-х рр. XX ст. починають проводитися масштабні роботи, зокрема з виявлення видового складу та запасів лікарських рослин. Серед видів водної флори, які широко застосовуються в офіційній медицині, на території України найповнішим вивчалися запаси *Acorus calamus* L. та *Nuphar lutea* (L.) Smith. Для них були створені карти запасів різного масштабу та розглянуті можливості щорічних заготівель. Як показали дослідження, запаси сировини даних видів на території Галичини обмежені [13, 20, 21, 28], особливо малі вони у Івано-Франківській обл. (запаси сировини на цій території взагалі не брались до уваги). Заготівлю сировини *N. lutea* та *Nymphaea alba* L. доцільно проводити на території Львівської та Тернопільської обл., а заготівлю кореневищ *A. calamus* – лише на території Тернопільської обл. [27]. У цей же час інші автори відзначають, що величезні масиви *A. calamus* зникли протягом останніх десятиліть на території цієї області у зв’язку з нераціональним проведенням заготівель та деградацією екологічних ніш [18].

Лікувальні властивості рослин, у т.ч. і водних (*Nymphaea alba*, *Glyceria fluitans* (L.) R. Br.), на території Західного Поділля досліджували С.М. Кіт, В.О. Шиманська [26, 67]. Поширення окремих видів водних лікарських рослин таких, як *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Lemna minor* L., у Прикарпатті вивчав В.І. Комендар [29].

Можливості використання *Phragmites communis* Trin. у народному господарстві розглядав П.Г. Кроткевич [30]. Він встановив, що на заході України запаси сировини цього виду незначні і недостатні для промислового використання. В останні роки розглядалась можливість використання водних рослин в озелененні міст (на прикладі м. Львова), у результаті чого рекомендовано для озеленення 13 видів водних та 21 вид повітряно-водних рослин [34]. Та, незважаючи на численні дослідження, водойми України, зокрема, і Східної Галичини, у ресурсному відношенні залишаються недостатньо вивченими [56, 65].

Таким чином, дослідження на цьому етапі мають цілеспрямований прикладний характер. Вперше для регіону з'являються праці ресурсного напрямку, у яких розглядаються питання динаміки водної рослинності, її продуктивності, вивчаються напрями використання тощо. Інші напрями розвиваються у незначній мірі.

Четвертий етап (поч. 90-х рр. – по теперішній час). На цьому етапі вивчення водної флори та рослинності проводиться у комплексі ботанічних досліджень різних районів Східної Галичини. Одночасно розвиваються різні напрями досліджень – флористичний, систематичний, геоботанічний, екологічний, фітосоцологічний, натомість фактично припиняються дослідження ресурсного напрямку.

З'являються численні флористичні праці, присвячені флорі окремих регіонів. Авторами проводиться аналіз флори Українських Карпат [57], Прикарпаття [59, 62], рівнинної частини Львівської обл. [19], Вороняків [22], Малого Полісся [36], Розточчя [53]. Складаються флористичні списки новостворених заповідних територій [40, 50], екологічних груп рослин [24, 37, 38]. Ці та інші праці дають уявлення і про видовий склад водних видів рослин Галичини. Однак флора більшої частини Тернопільської обл. та лісостепової зони Івано-Франківської обл. вивчена все ще недостатньо.

На відміну від попереднього, систематичний напрям досліджень водної флори у регіоні не набув широкого розвитку. Лише протягом останнього часу були опрацьовані види роду *Typha* L. для території Прикарпаття [60] та роду *Eleocharis* R. Br. – для Українських Карпат [7]. У своїх роботах автори відмітили декілька нових, для цих регіонів, видів, встановили нові місцезростання для мало поширених водних макрофітів тощо. Особливості поширення видів роду *Potamogeton* на території України висвітлили Д.В. Дубина та Г.А. Чорна [16]. Для території Східної Галичини автори навели 16 видів рдестів. З огляду на актуальність цих та інших публікацій, необхідно провести критично-систематичне опрацювання таких родів водної флори, як *Utricularia*, *Batrachium*, *Callitriche* L., *Elatine* L., *Glyceria* R. Br., *Sparganium*, так як на даному етапі інформація щодо їх видового складу та, особливо, поширення є суперечливою та неповною, а самі роди ніколи не були об'єктом всестороннього дослідження.

Серед нечисленних іноземних праць, присвячених даній тематиці, найбільш дотичними до території Східної Галичини є опрацювання В. Жуковського [148-151] та Б. Павловського [100]. У своїх роботах автори наводять дані щодо географічного поширення видів з родів *Eleocharis* (9 видів), *Elatine* (4), *Utricularia* (5), *Callitriche* (5) та складають ключі для їх визначення. Зважаючи на близькість даного регіону до території охопленої їхніми дослідженнями, проведене порівняння отриманих ними результатів з даними наших авторів. Виявилось, що деякі види, ареали яких не мають східних меж поширення на території Польщі, такі як *Elatine triandra* Schkuhr., *Utricularia neglecta* Lehm., не наводяться у нашій літературі. Невідомий у нас і такий вид, як *Glyceria declinata* Vreb., що наведений іноземними авторами (зокрема і для території Східної Галичини) ще 50 років тому [137, 96]. Схожа ситуація спостерігається і для інших критичних родів. Тому для відображення реальної картини щодо поширення водних видів рослин на території Східної Галичини створення критико-систематичних опрацювань є вкрай необхідним, а відомі на сьогодні дані вимагають перегляду.

Найповніші геоботанічні дослідження водної рослинності на сучасному етапі проведені у заповіднику “Розточчя” [51, 61, 121]. Частково проаналізована водна рослинність заплав Західного Бугу [31-33], території Великих Дністровських боліт [46-48], національного природного парку “Сколівські Бескиди” [50], водойм басейну р. Бистриці [69], верхів’я р. Прут [3], Північно-Західного Поділля [23] та околиць м. Львова [9].

Роботи екологічного напрямку досліджень найчастіше пов’язувались з індикацією екологічного стану водойм за допомогою макрофітів та присвячувались вивченню їх екологічної структури. Першим повним зведенням з проблеми індикаторних властивостей водних і повітряно-водних рослин на території України була праця (Макрофіти – індикатори..., 1993), автори якої розглянули еколого-біологічні особливості водних макрофітів, зокрема, можливості використання цих видів для індикації стану їх місцезростань, а також вперше провели характеристику гідрофільних екобіоморф України [15]. Пізніше, для водойм околиць м. Львова, індикаційні дослідження виконала Р.М. Данилик [8, 35]. Вона встановила, що індикаційні властивості водних рослин виявляються в змінах їх структурних та функціональних ознак, і викликані коливанням рівня води протягом вегетативного періоду [11, 12].

Вивчення особливостей екобіоморф водних макрофітів на території Галичини проводилось переважно протягом останніх років. Класифікацію екобіоморф макрофітів Рогатинського Опілля провів О.М. Наконечний [37,38]; Тернопільського плато – В.Г. Собко та Р.Л. Яворівський [49]; водойм зеленої зони м. Львова – Р.М. Данилик [10]. Авторами встановлений високий ступінь диференціації біоморфологічної структури гідрофітів, а для кожної групи екобіоморф видів визначені свої адаптивні особливості, викликані постійними змінами оточуючого середовища.

Питання охорони рідкісних видів рослин, певною мірою і водних, досліджували на території Івано Франківської обл. [58, 39], Розточчя [52, 54], Малого Полісся [68], Опілля [66], Львівської обл. [25]. Найповніше стан охорони вищої водної рослинності у західних областях України висвітлили С.М. Стойко, Л.О. Тасенкевич, Л.І. Мілкіна, П.Т. Яценко, О.О. Кагало [55]. Авторами відзначили, що водні фітосистеми заходу України відзначаються специфікою флорогенезу та цікаві як у флористичному, так і в історичному аспекті. Це пояснюється міграційно-рефугіальним характером формування рослинного покриву, що зумовило, з одного боку, збереження угруповань з представників третинної флори, а з другого – проникнення й участь в ценозах середземноморських видів.

Охороняється водна рослинність лише у заповіднику “Розточчя”, у регіональних ландшафтних парках “Загребелля”, “Дністровський каньйон”, ландшафтному заказнику “Касперівський” у Тернопільській обл. Тут, як і у більшості регіонів, де цей тип рослинності представлений фрагментарно, її охорона є недостатньою [63]. Варто також відзначити, що лише на території деяких природно-заповідних об’єктів залишилися водно-болотяні угіддя, екосистеми яких близькі до природного стану. Це водойми заповідника “Розточчя”, Яворівського національного природного парку, а також деяких ландшафтних і гідрологічних заказників у Тернопільській обл. Усі інші є під впливом різного ступеня антропогенних чинників і перебувають у кризовому стані [14].

Не забезпечені належною охороною екосистеми річок і озер басейну Західного Бугу і Прип'яті. Резервом об'єктів природно-заповідного фонду для охорони водно-болотних угідь на території Східної Галичини залишаються також притоки Дністра, річково-долинні комплекси Українських Карпат та Волино-Поділля [14]. У той же час вони відзначаються великим флористичним багатством, зокрема значною кількістю рідкісних та малопоширених видів. Лише на Західному Поділлі виявлено дев'ять раритетних формацій, занесених до "Зеленої книги України" [55]. Для Розточчя відзначається сім рідкісних асоціацій гідрофітів, для басейну Західного Бугу – чотири [54, 31].

Таким чином, дослідженням водної флори і рослинності на даному етапі приділяється більше уваги. Особливо актуальними, внаслідок значної антропогенної трансформації рослинності, стають питання охорони рідкісних і зникаючих видів та їх угруповань. Чимала увага приділяється створенню нових заповідних територій, класифікації та моніторингу рослинності, в тому числі і водної, на цих територіях. Проводиться оцінка якості води водних екосистем за кількісними показниками гідрофільного рослинного покриву. Вперше наводиться оцінка ступенів гемеробії гідрофільної рослинності, розробляється екологічна класифікація макрофітів.

Висновки

У зв'язку з тим, що численні фрагментарні дослідження водної флори та рослинності у регіоні до останнього часу мали загальний характер, а їх результати наводилися переважно у складі загальних флористичних зведень окремих територій регіону, низка питань, що стосуються цього об'єкту досліджень, залишаються на сьогоднішній день нерозв'язаними.

Так, відсутній узагальнений список видів водної флори даного регіону, не вивчена її структура, не складені карти поширення видів. Не отримали належного розвитку флористичні дослідження численних водойм басейну Дністра та його приток. Майже відсутні дані, що стосуються специфічної гідрофільної рослинності гірської частини, зокрема Прикарпаття та високогір'я Карпат. Зовсім не розглянуті питання сукцесій водної рослинності, поза увагою залишилися і такі важливі питання як структура водної рослинності, її антропогенні зміни, зокрема, зумовлені впливом таких чинників як осушення та евтрофізація водойм.

Залишаються недослідженими питання ценотичної, екологічної, хімічної взаємодії між макрофітами. Біоморфологічний та екологічний аналіз гідрофільної флори здійснений лише для незначної частини Східної Галичини. Являє значний науковий інтерес також дослідження екологічних особливостей водних угруповань, як більш чутливих індикаторів змін природного середовища, ніж окремі види, їх роль у формуванні екологічного стану водних екосистем, вплив ступеня гетерогенізації водних угруповань на процеси саморегуляції гідроекосистем, залежність їх гідрохімічних та гідрофізичних показників від кількісних характеристик рослинного покриву.

Недостатньо опрацьоване і питання охорони водної рослинності. Необхідне створення нових заповідних територій, в яких основним об'єктом була б водна рослинність, втілення в життя низки активних та пасивних заходів охорони, зокрема, виявлення та картування місцезростань рідкісних видів, захист водойм, в яких вони

зростають, від антропогенного впливу, організація систематичних спостережень над станом популяцій рідкісних видів, реінтродукція зниклих видів у природні місцезростання тощо.

Одним з першочергових завдань на майбутнє є розробка спільної для всіх європейських країн флористичної класифікації водної рослинності, дослідження стану її антропогенної трансформації, прогноз динаміки. Необхідно скласти карти поширення гідрофільних видів даного регіону, продовжити вивчення екології та біології макрофітів, синекології водної рослинності. Важливим завданням є виявлення видів та угруповань, яким загрожує небезпека, рідкісних та тих, що знаходяться під загрозою зникнення, розробка заходів з їх охорони, а також введення в культуру з метою збереження. Вирішення цих та багатьох інших завдань можливе лише при проведенні глибоких систематичних досліджень.

1. Абрамович Л.С. Водяной орех в прудах Прикарпатья // Природа. – 1961. – № 6. – С. 113-114.
2. Абрамович Л.С. Водяной горих у рибоводних ставках // Вісн. с.-г. науки. – 1962. – № 3. – С. 46-49.
3. Андриенко Т.Л., Прядко Е.И., Каркуциев Г.Н. Гидрофильная растительность верховьев р. Прута // Гидробиол. журн. – 1991. – Т. 27, № 5. – С. 16-22.
4. Аренкова Р.Л. Водная растительность рыбоводных прудов западных областей Украинской ССР // Растит. ресурсы. – 1972. – Т. 8, Вып. 2. – С. 229-236.
5. Артемчук І.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Рогіз бетулонський в західних областях УРСР // Щорічник УБГ. – 1959. – № 1. – С. 23.
6. Бригідер В. Рогоулька водяна (Вх.) (Trapa natans L.) в околиці Дубовець над Дністром // Зб. фізіогр. комісії НТШ ім. Шевченка у Львові. Матем.-прир.-лік. секція. – 1932. – Вип. IV-V. – С. 15-32.
7. Данылык И.Н. Распространение видов рода Eleocharis (Cyperaceae) в Украинских Карпатах // Бот. журн. – 1995. – Т. 80, № 10. – С. 55-58.
8. Данилик Р.М. Еколого-біологічна характеристика рослинності водних екосистем зеленої зони міста Львова (трансформація, фітоіндикація, відновлення): Автореф. дис....канд. біол. наук. – Дніпропетровськ, 2004. – 20 с.
9. Данилик Р.М., Данилик І.М. Синтаксономія водної рослинності міста Львова // Актуальні проблеми ботаніки та екології: Матеріали конф. молодих вчених-ботаніків України (м. Зноб-Новгородське, Деснянсько-Старогуцький НПП, 20-23 вересня 2001 р.). – Ніжин, 2001. – С. 33.
10. Данилик Р.М., Данилик І.М. Біоморфологічна структура водної водної та прибережно-водної флори комплексної зеленої зони міста Львова // Зб. наук. праць ПДПУ ім. В.Г. Короленка. – 2003. – Вип. 4 (31). Сер. Екологія. Біол. науки. – С. 36-43.
11. Данилик Р.М., Кучерявий В.П., Скробала В.М. Застосування макрофітів у біоіндикації екологічного стану водних екосистем // Проблеми сучасної екології: Матеріали укр.-пол. семінару “Сучасна екологія і екологічна патологія людини” (Львів, 8-10 жовтня 1997 р.). – Львів, 1997. – С. 151-154.
12. Данилик Р.М., Скробала В.М. Фітоіндикація екологічного стану водойм на території Львова // Дослідження, охорона та збагачення біорізноманіття: Наук. вісн. – Львів: УкрДЛТУ. – 1999. – Вип. 9.9. – С. 137-140.
13. Дубына Д.В. Кувшинковые Украины. – К.: Наук. думка, 1982. – 232 с.
14. Дубына Д.В. Стратегія збереження та невиснажливого використання біорізноманіття водноболотних угідь України // Збереження і невиснажливого використання біорізноманіття України: стан та перспективи. – К.: Хімджест, 2003. – С. 153-176.
15. Дубына Д.В., Гейны С., Гроудова З. и др. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. – К.: Наук. думка, 1993. – 434 с.
16. Дубына Д.В., Чорна Г.А. Рід Potamogeton у флорі України // Укр. ботан. журн. – 1987. – 44, № 5. – С. 90-99.
17. Заверуха Б.В. Флора Вольно-Подолли и ее генезис. – К.: Наук. думка, 1985. – 192 с.
18. Заверуха Б.В., Івченко І.С., Козьяков О.С., Ловеліус О.Л. Рациональное использование ресурсов дикорослых лікарських рослин України // Вісн. АН УРСР. – 1985. – № 1. – С. 77-83.

19. Зеленчук А.Т. Список судинних рослин Львівської області // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол. – 1991. – Вип. 21. – С. 16-33.
20. Ивашин Д.С. Запасы кубышки желтой на территории Украинской ССР // Растит. ресурсы. – 1965. – Т. 1, Вып. 4. – С. 560-564.
21. Ивашин Д.С. Какие карты необходимы для изучения ресурсов дикорастущих лекарственных растений // Растит. ресурсы. – 1968. – Т. 4, Вып. 2. – С. 273-279.
22. Кагало О.О. Флора Вороняків (Північно-Західне Поділля, Україна), її структурна диференціація та охорона: Автореф. дис...канд. біол. наук. – К., 1996. – 24 с.
23. Кагало А.А., Жижин Н.П. Особенности изменения видового состава сообществ в процессе демуляции прибрежно-водной растительности в искусственных водоемах северо-западного Подолья (Украина) // IV Всерос. конф. по водн. раст.: Тез. докл. – Борок, 1995. – С. 39-40.
24. Кагало А.А., Сычак Н.Н. Видовой состав гидрофитона центрального Подолья (Украина) // IV Всерос. конф. по водн. раст.: Тез. докл. – Борок, 1995. – С. 41-43.
25. Кагало О.О., Сычак Н.М. Рідкісні, зникаючі та інші види судинних рослин Львівської області (Україна), які потребують охорони // Наукові основи збереження біотичної різноманітності. – Львів: Ліга-Прес, 2003. – Вип. 4. – С. 47-58.
26. Кіт С.М. Рослинні засоби для стимуляції лактації // Матер. до вивчення прир. ресурсів Поділля. – Тернопіль-Кременець, 1963. – С. 105-106.
27. Козьяков О.С., Зиль І.П. Ресурси *Acorus calamus* L. на рівнинній частині Правобережної України // Укр. ботан. журн. – 1990. – Т. 47, № 5. – С. 91-95.
28. Козьяков А.С., Ловелиус О.Л. Распространение и запасы сырья *Acorus calamus* L. на Украине // Растит. ресурсы. – 1984. – Т. 20, Вып. 4. – С. 496-502.
29. Комендар В. Лікарські рослини Карпат. – Ужгород: Карпати, 1971. – 248 с.
30. Кроткевич П.Г. Биолого-экологические свойства и народно-хозяйственное использование тростника обыкновенного – *Phragmites communis* Trin.: Автореф. дисс. ... д-ра биол. наук. – К., 1970. – 72 с.
31. Кузярін О.Т. Раритетні рослини та фітоценози заплав Західного Бугу // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – 2001. – Т. 16. – С. 87-102.
32. Кузярін О.Т. Синтаксономічний склад азональної рослинності класу *Phragmitetea* R. Tx.& Prsg. 1942 басейну Західного Бугу // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – 2003. – Т. 18. – С. 53-76.
33. Кузярін О.Т. Водна рослинність басейну Західного Бугу: синтаксономія, еколого-ценотична структура, соціологічна оцінка // Наук. основи збереження біотичної різноманітності: Темат. зб. Ін-ту екології НАН України. – Вип. 5. – 2003. – Львів: Ліга-Прес, 2004. – С. 87-102.
34. Кучерявий В.П., Данилик Р.М. Водні та прибережно-водні рослини в озелененні. Львова // Пробл. ландшафтної арх., урбоєкології та озеленення населених місць: Матеріали Першого міжнар. семінару (Львів, 25-27 червня 1997 р.). – Львів: Укр ДІТУ, 1998. – Т. 2. – С. 100-103.
35. Кучерявий В.П., Данилик Р.М., Скробала В.М. До питання про екокліну диференціацію водойм урбанізованих територій (на пр. м. Львова) // Наук. вісн.: Сучасна екологія і пробл. сталого розвитку суспільства. – Львів: УкрДІТУ, 1999. – Вип. 9.8. – С. 76-80.
36. Мшанецька Н.В. Аналіз флори Малого Полісся (Україна) (з використанням комп'ютерних баз даних): Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 1995. – 26 с.
37. Наконечний О.М. Водні макрофіти Рогатинського Опілля та їх життєві форми // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – 2002. – Т. 17. – С. 59-62.
38. Наконечний О.М. Видовий склад і життєві форми водних макрофітів пам'ятки природи місцевого значення “Стариця Дністра” (Рогатинське Опілля) // Роль природно-заповідних територій у підтриманні біорізноманіття: Матеріали конф., присв. 80-річчю Канів. прир. запов. (Канів, 9-11 вересня 2003 р.). – Канів, 2003. – С. 122-123.
39. Наконечний О.М. Рідкісні види судинних рослин Галицького національного природного парку // Актуальні проблеми ботаніки, екології та біотехнології: Матеріали міжнар. конф. молодих учених-ботаніків (Київ, 27-30 вересня 2006 р.). – К., 2006. – С. 56-57.
40. Олійр Г.І. Конспект флори природного заповідника “Медобори” // Наук. зап. Терн. держ. пед. ун-ту. Сер. біол. – 2002. – № 2 (17). – С. 18-25.
41. Папченков В.Г., Щербаків А.В., Лапиров А.Г. Рекомендуемые для использования общие понятия гидрботаники // Материалы VI Всерос. школы-конф. по водным макрофитам “Гидрботаника 2005” (пос. Борок, 11-16 окт. 2005 г.). – Рыбинск, 2006. – С. 377-378.

42. Пачоский И.К. Основные черты развития флоры Юго-Западной России. – Херсон, 1910. – 430 с.
43. Просянный В.С. Прудовое рыбное хозяйство западных областей Украинской ССР // Тр. науч.-иссл. ин-та прудового и озерно-речного хоз-ва. – 1948. – № 5. – С. 87-104.
44. Распопов И.М. Об основных понятиях и направлениях гидробиологии в Советском Союзе // Успехи совр. биологии. – 1963. – Т. 55, Вып. 3. – С. 453-464.
45. Распопов И.М. Макрофиты, высшие водные растения (основные понятия) // Первая Всес. конф. по высш. водным и прибрежно-водным растениям: Тез. докл. – Борок, 1977. – С. 91-94.
46. Реслер І.Я. Угруповання вільноплаваючої рослинності на території “Великих Дністерських боліт” // Наук. основи збереження біотичної різноманітності: Темат. зб. Ін-ту екології НАН України. – Вип. 6. – 2004. – Львів: Ліга-Прес, 2006. – С. 148-154.
47. Реслер І., Калинович Н. Знахідка угруповання асоціації *Wolffietum arrhizae* Miyaw. et R. Тх. 1960 на території Верхньодністерської рівнини (Передкарпаття) // Матеріали XII з’їзду Укр. ботан. т-ва (Одеса, 15-18 травня 2006 р.). – Одеса, 2006. – С. 158.
48. Реслер І.Я., Ткачик В.П. Водно-болотна флора і рослинність території Великих дністровських боліт // Наук. вісн. Ужгор. ун-ту. Сер. біол. – 2001. – №.10. – С. 65-68.
49. Собко В.Г., Яворівський Р.Л. Суходільні і гідрофільні екобіоморфи флори Тернопільського плато // Інтродукція рослин. – 2003. – № 1-2. – С. 39-45.
50. Соломаха В.А., Якушенко Д.М., Крамарець В.О. та ін. Національний природний парк „Сколівські Бескиди”. Рослинний світ. – К.: Фітосоціоцентр, 2004. – 240 с.
51. Сорока М.І. Синтаксони рослинності Українського Розточчя // Наук. вісн.: Проблеми та перспективи розвитку лісового господарства. – Львів: Укр ДДТУ, 1998. – Вип 9.2. – С. 207-216.
52. Сорока М.І. Реінтродукція зниклих видів судинних рослин в Українському Розточчі // Дослідження, охорона та збагачення біорізноманіття: Наук. вісн. – Львів: УкрДДТУ. – 1999. – Вип. 9.9. – С. 202-205.
53. Сорока М.І. Флора судинних рослин Українського Розточчя. – Львів, 2002. – 136 с.
54. Сорока М.І. Рідкісні рослинні угруповання Українського Розточчя // Роль природно-заповідних територій Західного Поділля та Юри Ойцовської у збереженні біологічного та ландшафтного різноманіття: Зб. наук. праць. – Гримайлів-Тернопіль: Лілея, 2003. – С. 87-94.
55. Стойко С.М., Мілкіна Л.І., Яценко П.Т., Кагало О.О., Тасенкевич Л.О. Раритетні фітоценози західних регіонів України. – Львів: Поллі, 1998. – 190 с.
56. Сытник К.М., Сикура И.М., Дудка И.А., Шеляг-Сосонко Ю.Р., Заверуха Б.В. Итоги и перспективы изучения растительных ресурсов Украины // Растит. ресурсы. – 1982. – Т. 18, Вып. 4. – С. 490-497.
57. Тасенкевич Л.О. Природна флора української частини Східних Карпат: таксономічний склад // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – 1998. – Т. 14. – С. 109-141.
58. Ткачик В.П. Рідкісні і зникаючі рослини Івано-Франківщини та їх охорона. – Івано-Франківськ, 1989. – 33 с.
59. Ткачик В.П. Флора Прикарпаття, її аналіз, раціональне використання і охорона: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Львів, 1992. – 24 с.
60. Ткачик В.П. Видовой состав, распространение и модификационная изменчивость видов рода *Turpha* (*Turphaceae*) в Прикарпатье // Бот. журн. – 1993. – Т. 78, № 2. – С. 84-93.
61. Ткачик В.П. Рослинність заповідника “Розточчя”: класифікація методом Браун-Бланке. – Львів: НТШ, 1999. – 198 с.
62. Ткачик В. Флора Прикарпаття. – Львів:НТШ, 2000. – 254 с.
63. Устименко П.М. Фітоценотична репрезентативність природно-заповідних територій України // Укр. ботан. журн. – 2004. – Т. 61, № 3. – С. 72-79.
64. Флора УРСР. – Т. III, V, VII, X. – К.: Наук. думка, 1950, 1953, 1955, 1961.
65. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дубина Д.В. Стан та перспективи вивчення вищої водної флори і рослинності України // Укр. ботан. журн. – 1984. – 41, № 2. – С. 1-11.
66. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Жижин М.П. Охорона рідкісних видів Опілля // Рідкісні рослини природної флори України, шляхи та методи їх охорони: Матеріали респ. конф. – К., 1983. – С. 110-113.

67. Шиманська В.О. Лікарські рослини народної медицини Західного Поділля // Матеріали до вивч. прир. ресурсів Поділля. – Тернопіль-Кременець, 1963. – С. 128-130.
68. Шумілова А.В. Рідкісні види Малого Полісся (Україна) // Укр. ботан. журн. – 1993. – Т. 50, № 3. – С. 117-121.
69. Шумська Н.В. Рослинність заплавної водної басейну ріки Бистриці (Передкарпаття) // Матеріали XII з'їзду Укр. ботан. т-ва (Одеса, 15-18 травня 2006 р.). – Одеса, 2006. – С. 179.
70. C. 179.
71. Besser W. Primitiae florum Galiciae Austriacae utriusque. – Viennae, 1809. – P.1. – 399 s.; P. 2. – 423 s.
72. Błocki B. Roślinność letnia i jesienna okolic Bilcza i Cygan // Kosmos. – 1880. – R. 5. – S. 222-229, 270-280, 318-326, 375-382, 435-451.
73. Błocki B. Przyczynek do flory Galicyi // Kosmos. – 1881. – R 6. – S. 379-385.
74. Cichocki R., Bełżecki S. Kotewka wodna (*Trapa natans*) // Czasopismo przyr. – 1930. – IV. – S. 265-270.
75. Czeczottowa H. Element atlantycki we florze Polski // Rozpr. wydz. mat. – przyr. PAU. – 1925/1926. – T. 65/66 (25/26) A/B. – S. 221-286.
76. Flora Polska. Rośliny naczyniowe Polski i ziem ościennych / Pod red. M. Raciborskiego i Wł. Szafera. – Kraków, 1919-1927. – T.I-III.
77. Grochmalicki J., Szafer Wł. Biologiczne stosunki Siwej Wody w Wyżyskach pod Szklę // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1910. – T. 45. – S. 28-39.
78. Grzegorzka W. Spis roślin w różnych okolicach Galicyi zebranych // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1868. – T. 2. – S. 34-51.
79. Gustawicz B. Zapiski florystyczne z powiatu Bobreckiego // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1880. – T.14. – S. 13-61.
80. Herbich F. Beiträge zur Flora von Galizien // Verh. kais.-königl. zool.-botan. Ges. – 1860. – 10. – S. 607-634.
81. Hryniewiecki B. O zasięgach niektórych rzadszych roślin we florze Polski i Litwy // Acta Soc. Bot. Pol. – 1932. – Vol. 9. – S. 317-346.
82. Jachno J. Dalszy ciąg roślin zebranych w okolicy miasta Stanisławowa // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1872. – T. 7. – S. 52-53.
83. Klöber N. Wykaz roślin z okolicy Brodów // Spraw. Komis. fiziogr. – 1869. – T. 3. – S. 113-137.
84. Knapp J.-A. Die bisher bekannten Pflanzen Galiciens und der Bucovina. – Wien, 1872. – 267 s.
85. Król Ż. Sprawozdanie z wycieczki w okolice Janowa pod Lwowem, odbytej podczas wakacyj roku szkolnego 1874 // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1874. – T. 9. – S. 71-86.
86. Król Ż. Sprawozdanie z wycieczki w okolice Janowa pod Lwowem na obszarze od źródła Wereszycy aż po jej bieg dolny w najbliższych okolicach Gródka, odbytej w roku 1875 // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1876. – T. 11. – S. 1-33.
87. Król Ż. Roślinność na granicznym pasie wyżyny podolskiej i niżu północno-europejskiego w Galicyi wschodniej // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1877. – T. 12. – S. 108-157.
88. Kulczyński S. Borealny i arktyczno-górski element we florze Europy środkowej // Rozpr. wydz. mat. – przyr. PAU. – 1923/1924. – T. 63/64 (23/24) A/B. – S. 1-96.
89. Łapczyński K. Zasięgi czterech rodzin dennokwiatowych w królestwie Polskiem i krajach sąsiednich // Pam. fiziogr. – 1889. – T. IX. – S. 3-35.
90. Łapczyński K. Zasięgi roślin krzyżowatych w królestwie Polskiem i krajach sąsiednich // Pam. fiziogr. – 1890. – T. X. – S. 3-46.
91. Łapczyński K. Dokończenie zasięgów roślin dennokwiatowych w królestwie Polskiem i krajach sąsiednich // Pam. fiziogr. – 1892. – T. XII. – S. 1-38.
92. Lentz H. Wykaz roślin jawnopłciowych, z okolic Niwry w powiecie Borszczowskim // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1868. – T. 2. – S. 51-67.
93. Lentz H. Wykaz roślin jawnopłciowych, z okolic Niwry w powiecie Borszczowskim (dalszy ciąg) // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1880. – T. 15. – S. 206-219.
94. Mądalski J. Notatki florystyczne // Kosmos. – 1930. – R.55. Ser.A. – S. 723-731.
95. Mądalski J. O owocujących okazach *Stratiotes aloides* L. w Polsce // Acta Soc. Bot. Pol. – 1938. – Vol. 15, № 3. – S. 245-250.
96. Mądalski J. Notatki florystyczne. Cz II // Acta Soc. Bot. Pol. – 1948. – Vol. 19, № 2. – S. 227-241.

97. Mirek Z., Załuski T. *Glyceria declinata* Breb. (Gramineae) in Poland, distribution and habitats // Acta Soc. Bot. Pol. – 1986. – Vol. 55, № 3. – S. 505-516.
98. Motyka J. Rozmieszczenie i ekologia roślin naczyniowych na północnej krawędzi zachodniego Podola // Ann. UMCS. Sec. C. – 1947. – Suppl. 3. – 400 s.
99. Paczoski J. Szkic flory i spis roślin zebranych we wschodniej Galicji, Bukowinie i Komitacie Marmaroskim na Węgrzech // Spraw. Kom. Fizj. – 1898. – T. 33. – S. 1-106.
100. Pawłowski B. Rozwój florystyki i systematyki roślin w Polsce w latach 1872-1925 // Kosmos. Tom jubileuszowy. – 1928. – Cz. I. – S. 45-63.
101. Pawłowski B. Rozmieszczenie gatunków z rodzaju *Callitriche* L. w Polsce i krajach sąsiednich // Fragm. flor. et geobot. – 1956. – Rocz. 2, № 1. – S. 27-48.
102. Raciborski M. Zapiski florystyczne. Cz II // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1888. – T. 22. – S. 123-137.
103. Raciborski M. Roślinność wód stojących okolic Lwowa // Kosmos. – 1910. – R. 35. – S. 44-65.
104. Raciborski M. Ochrony godne drzewa i zbiorowiska roślin // Kosmos. – 1910. – R. 35. – S. 352-366.
105. Raciborski M. Rośliny polskie (№ 1-400) // Kosmos. – 1910. – R. 35. – S. 739-767.
106. Raciborski M. Drobiazgi florystyczne // Kosmos. – 1911. – R. 36. – S. 1096-1104.
107. Raciborski M. Rośliny polskie (№ 401-800) // Kosmos. – 1911. – R. 36. – S. 995-1048.
108. Rehman A. Botanische Fragmente aus Galizien // Verh. kais.-königl. zool.-botan. Ges. – 1869. – 18. – S. 479-506.
109. Rehman A. O formacjach roślinnych w Galicji. Obwód Zolkiewski // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1870. – T. 4. – S. 186-235.
110. Rehman A. O formacjach roślinnych w Galicji. Obwód Złoczowski // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1871. – T. 5. – S. 7-22.
111. Rehman A. Materiały do flory wschodnich Karpat zebrane w r. 1871 i 1872 // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1872. – T. 7. – S. 51-39.
112. Rehman A. Przegląd roślin zebranych w obwodach Tarnopolskim i Czortkowskim w roku 1873 // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1873. – T. 8. – S. 70-98.
113. Rehman A. Przegląd roślin zebranych w obwodach Tarnopolskim i Złoczowskim w roku 1874 // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1874. – T. 9. – S. 16-41.
114. Śleńdziński A.J. Przyczynek do flory obwodów brzeżańskiego i tarnopolskiego, oraz i części przyległych im obwodów – lwowskiego, złoczowskiego, czortkowskiego i stanisławowskiego // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1873. – T. 8. – S. 49-70.
115. Śleńdziński A.J. Przyczynek do flory obwodu Kołomyjskiego // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1874. – T. 9. – S. 49-71.
116. Śleńdziński A.J. Wykaz roślin zebranych w obwodzie kołomyjskim w roku 1875 // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1875. – T. 10. – S. 91-112.
117. Śleńdziński A.J. Rośliny z okolicy Podola pomiędzy dolnym Zbruczem, Dniestrem, a dolnym Seretem // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1876. – T. 11. – S. 155-197.
118. Śleńdziński A.J. Rośliny międzyrzecza Zbrucza i Seretu // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1877. – T. 12. – S. 68-107.
119. Śleńdziński A.J. Rośliny międzyrzecza Zbrucza i Seretu // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1878. – T. 13. – S. 183-223.
120. Śleńdziński A.J. Rośliny dolnego międzyrzecza Seretu i Złotej Lipy, oraz kilku miejscowości temu międzyrzeczu przyległych z wycieczki w roku 1879 odbytej // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1880. – T. 15. – S. 91-156.
121. Spisy roślin nadesłanych komisji fizjograficznej. I. Rośliny stryjskie nadesłane przez Zipsera G.-J. // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1867. – T. 1. – S. 224-227.
122. Swies F., Soroka M. Aquatic plants and rush-plants of the upper Vereshitsa river valley in the region of Lvov Rostocze // Ann. Univ. M. Curie-Skłodowska. – 2000. – Sect. C. – Vol. 55. – P. 73-104.
123. Szafer Wł. Geo-botaniczne stosunki Miodoborów galicyjskich // Rozpr. wyd. matem.-przyr. AU. – 1910. – T. 50 (10B). – S. 63-172.
124. Szafer Wł. O niektórych rzadszych roślinach niżu galicyjskiego // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1912. – T. 47. – S. 41-51.
125. Szafer W. Osobliwości i zabytki flory okolic Lwowa // Rozpr. i wiad. z Muzeum im. Dziedurzyckich. – 1915. – T.1. Z. 1-2. – S. 102-109.
126. Szafer W. Ze studjów nad zasagami geograficznymi roślin w Polsce // Rozpr. wyd. matem.-przyr. AU. – 1919. – T. 58. (18B). – S. 413-438.

127. Szafer W. Objaśnienie geobotanicznej mapy Sokalszczyzny oraz zapiski florystyczne z tego obszaru // Rozpr. i wiad. z Muzeum im. Dziedurzyckich. – 1928. – T. 10. – S. 66-71.
128. Szeliga-Mierzeyewski W. *Nasturtium officinale* R. Br. Rukiew lekarska lub zdrojowa z okolic Wilna // Kosmos. – 1927. – R. 52. – S. 452-455.
129. Trusz Sz. Rzadsze rośliny flory galicyjskiej // Kosmos. – 1881. – R. 6. – S. 479-480.
130. Trusz Sz. Przyczynek do flory Galicyi // Kosmos. – 1882. – R. 7. – S. 22-27, 135-144.
131. Trusz Sz. Przyczynek do flory Galicyi, a względnie Buczacza i okolic // Kosmos. – 1882. – R. 7. – S. 13-22.
132. Trusz S. Przyczynek do flory Galicyi względnie miasta Złoczowa i okolic tegoż // Kosmos. – 1883. – R. 8. – S. 18-21.
133. Trusz Sz. Sprawozdanie z wycieczki botanicznej odbytej w sierpniu 1886 r. na prawy brzeg Bugu. Cz. II. // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1888. – T. 22. – S. 7-11.
134. Trzebiński J. Nowe stanowiska *Nymphaea candida* Presl. w Polsce // Acta Soc. Bot. Pol. – 1934. – T. 11. Suppl. – S. 201-205.
135. Turczyński E. Spis roślin w okolicy Stanisławowa // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1872. – T. 7. – S. 40-52.
136. Turczyński E. Dodatek do spisu roślin z okolicy Stanisławowa // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1874. – T. 9. – S. 41-46.
137. Tyniecki Wł. Wycieczka na Podole w jesieni 1875 // Kosmos. – 1877. – R. 2. – S. 1-19, 47-68.
138. Walters S.M. *Heleocharis austriaca* Hayek and *Glyceria declinata* Breb., dwie nowe rośliny dla flory polskiej // Fragm. flor. et geobot. – 1959. – Roczn. 5, № 2. – S. 139-144.
139. Wierdak Sz. Roślinność Bołszowiec. Przyczynek do znajomości flory Opola // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1914-15. – T. 50. – S. 13-31.
140. Wołoszczak E. Drugi przyczynek do flory Pokucia // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1888. – T. 22. – S. 184-220.
141. Wołoszczak E. Trzeci przyczynek do flory Pokucia // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1890. – T. 25. – S. 51-77.
142. Wołoszczak E. Materiały do flory gór Łomnickich // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1892. – T. 27. – S. 183-229.
143. Wołoszczak E. O roślinności Karpat między Łomnicą i Oporem // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1892. – T. 27. – S. 183-229.
144. Wołoszczak E. Sprawozdanie z wycieczek botanicznych w Karpaty Stryjskie i Samborskie // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1893. – T. 28. – S. 47-85.
145. Zalewski A. Zapiski florystyczne z z królestwa Polskiego i Karpat // Spraw. Kom. Fizj. – 1885. – XX. – S. 171-190.
146. Zapałowicz H. Roślinna szata gór Pokucko-Marmaroskich // Spraw. Kom. Fiziogr. – 1889. – T. 24. – 389 s.
147. Zapałowicz H. Krytyczny przegląd roślinności Galicyi. *Conspectus florum Galicie criticus*. – Kraków, 1906-1911. – T. 1-3.
148. Zawadzki A. *Enumeratio plantarum Galicie et Bacovine oder die in Galizien und der Bukovina wildwachsenden Pflanzen*. – Breslau, 1835. – 200 s.
149. Żukowski W. Rodzaj *Eleocharis* R.Br. w Polsce // Prace Kom. biol. Wydz. Mat.-Przyr. T-wa Przyj. Nauk. – 1965. – 30, № 2. – S. 1-113.
150. Żukowski W. Studie systematyczne i geograficzne na podrodziną Cyperoideae w Polsce // Prace Kom. biol. Wydz. Mat.-Przyr. T-wa Przyj. Nauk. – 1969. – 33, Z. 3. – S. 1-133.
151. Żukowski W. Rozmieszczenie gatunków z rodzaju *Utricularia* L. w Polsce // Bad. fiziogr. Pol. Zach., Ser. B. – 1974. – 27. – S. 189-217.
152. Żukowski W. Rodzaj *Elatine* L. w Polsce // Bad. fiziogr. Pol. Zach., Ser. B. – 1975. – 28. – S. 7-23.

УДК 595.762.12(477)

В.Б. Різун¹, Ю.В. Білецький²

УГРУПОВАННЯ ЖУКІВ-ТУРУНІВ (COLEOPTERA, CARABIDAE) СОСНОВИХ ЛІСІВ ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ

Різун В.Б., Білецький Ю.В. Сообщества жуков-жужелиц (Coleoptera, Carabidae) сосновых лесов Шацкого национального природного парка // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 171-178.

С помощью почвенных ловушек Барбера в 2005 г. установлен видовой состав (20 видов) и структура доминирования сообществ жуков-жужелиц сосновых лесов Шацкого национального природного парка (Западное Полесье).

Rizun, V., Biletsky Y. Communities of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of Scots pine forests of Shakyi National Nature Park // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 171-178.

With use of soil Barber traps in 2005 the species diversity (20 species) and structure of domination of ground-beetles communities of Scots pine forests of Shakyi National Nature Park (the Western Polissia) were established.

Основне місце в лісовому фонді Західного Полісся належить сосновим деревостанам – близько 65%, м'яколистяні породи становлять 25%, твердолистяні – лише 10% покритої лісом площі; переважають соснові насадження борового та суборового типу (близько 75%) свіжих та вологих гігротопів (близько 55%) [1].

Бори (А) об'єднують найбільш лісопридатні типи лісорослинних умов і займають близько 30% площі лісового фонду. Для борів характерні чисті одноярусні корінні деревостани, які не досягають високої зімкнутості. В умовах свіжих борів (**А₂**) сосна з домішкою берези утворює нормально зімкнуті насадження [1].

Субори (В) становлять основну частину лісів Полісся, займаючи близько 48% площі лісового фонду. Для корінних деревостанів характерна двоярусна будова: в першому ярусі сосна з домішкою берези та осики, у другому – дуб, до якого у вологих і сирих типах домішується вільха чорна. У свіжих суборах (**В₂**) корінні деревостани двоярусні: із сосни в першому і дуба – в другому ярусі; у вологих суборах (**В₃**) умови для росту сосни гірші, ніж у свіжих, будова корінних деревостанів двоярусна, породи другого ярусу ростуть краще, ніж у **В₂**; сирі субори (**В₄**) – корінні насадження, порівняно із вологим типом відрізняються меншою продуктивністю, значною домішкою вільхи чорної і рідким другим ярусом із ялини низької якості та пригніченого росту і поодинокими деревами дуба [1].

Шацький національний природний парк (ШНПП) утворений у 1983 р. Його площа становить 48977 га. Абсолютні висоти коливаються в межах 160,7-182,6 м. За геоботанічним районуванням його територія належить до Ратнівсько-Любешівського (Верхньоприп'ятського) району з переважанням соснових лісів чорницево-зеленомохових та евтрофних осокових боліт. Ліси займають 42,4% загальної площі парку, луки – 13,7%, болота – 6,0%, водойми – 20,2%. Решта площі знаходиться під орними землями, садибами, дорогами.

Серед лісових формацій ШНПП переважають соснові ліси, займаючи 62% покритої лісами площі. Серед них найбільша частка соснових лісів чорницевих (49%), менша – соснових лісів зеленомохових (12%), ще менша – соснових лісів

лишайникових (1-2%). Близько 8% території лісових формацій припадає на заболочені соснові ліси. Дубово-соснові ліси на території парку трапляються зрідка, займають вони близько 2%; вільхові ліси займають 12,6%; березові ліси з березою повислою займають 15% площі, вкритої лісовою рослинністю.

Клімат території ШНПП помірно-континентальний, вологий з м'якою зимою і теплим літом із значною кількістю опадів. Тривалість загального періоду вегетації складає 190 днів, а тривалість періоду активної вегетації – 158 днів. Річні суми опадів – 550-600 мм. За період з 1985 по 2003 рр. найбільше опадів випало в 1988 р. – 684,5 мм, а найменше в 1997 р. – 435,5 мм.

Територія парку поділяється на 4 функціональні зони: 1) заповідна зона (9,8%); 2) зона регульованої рекреації (25,2%); 3) зона стаціонарної рекреації (2,6%); 4) господарська зона (62,4%).

Територія Західного Полісся, як і ШНПП залишається однією із найменш досліджених в Україні з ентомологічної точки зору. Дані стосовно фауни *Carabidae* Західного (zareєстровано 47) та Малеого Полісся (121), разом 140 видів, були узагальнені раніше [6]. Угрупування жуків-турунів тут ще не вивчалися.

Матеріал і методика досліджень

Збори проводили ґрунтовими пастками Барбера у 2005 р. на 7 пробних площах, які репрезентували основні типи лісів ШНПП, що загалом займають 62,8% вкритих лісом земель. Пастки (стандартні скляні банки об'ємом 0,5 л з вхідним отвором діаметром 72 мм) по 6 шт. на одну пробну площу розміщували в лінію на відстані 10 м одна від одної, функціонували вони з 22-23 квітня до 8 жовтня, матеріал з них вибирався щомісячно. Фіксууючою речовиною слугував 4% розчин формаліну. Перелік і характеристика пробних площ наведені у таблиці 1.

До видів еудомінантів віднесено ті, відсоток яких у річному зборі на пробній площі становив >10,0% (ED), до домінантів – 5-10% (D), субдомінантів – 1-5% (SD), рецедентів – 0,5-1% (R) і субрецедентів – <0,5% (SR).

Коефіцієнт видового багатства угруповання визначали за А. Шуєцьким [14]:

$$d = S - 1 / \log N, \text{ де:}$$

S – кількість видів в угрупованні,

N – загальна кількість особин.

Результати досліджень

Загалом, видове різноманіття жуків-турунів у соснових лісах виявилось невеликим – 20 видів із 11 родів (табл. 2). Найбільшою кількістю видів були представлені роди *Carabus* (4), *Pterostichus* (4), *Harpalus* (3).

Найбільшою уловистістю жуків-турунів відзначалися свіжі субори (ПП-4, ПП-6). У свіжому борі (ПП-8), вологих (ПП-2, ПП-5) і сирих (ПП-1, ПП-7) суборах уловистість була невисокою (табл. 2). Коефіцієнт видового багатства угруповання виявився найвищим у вологих суборах (ПП-2, ПП-5), де до видів, представлених у свіжих суборах, додається ряд гігрофільніших видів турунів.

За уловистістю переважали 5 видів: *C. violaceus* L. траплявся на усіх пробних площах, але перевагу віддавав свіжим суборам (ПП-4, ПП-6); *P. oblongopunctatus*

траплявся у всіх типах лісу, крім свіжого субору (**ПП-8**), перевагу віддавав сирим соснякам; *C. arvensis* виявлений лише у свіжих і вологих суборах, а численнішим був у свіжих; *C. caraboides* виявлений на всіх пробних площах, крім однієї, віддавав перевагу свіжим і вологим соснякам; *C. micropterus* траплявся лише у свіжих сосняках, в бору (**ПП-8**) був найчисленнішим (рис. 1).

Таблиця 1

Характеристика пробних площ Шацького НПП (лісовпорядкування 2002 р.)

Шифр пробної площі	Лісництво, квартал, виділ	Шифр типу лісу; % від вкритих лісом земель ШНПП	Склад насадження	Вік у роках, бонітет	Зона заповідності; примітки
ПП-8	Мельниківське л-во, кв. 5, вид. 27	A₂C 15,5%	10Сз+Бп	42 III	зона регульованої рекреації; лишайники і мох
ПП-6	Мельниківське л-во, кв. 35, вид. 22	B₂ДС 13,8%	10Сз+Бп	47 II	заповідна зона; мох, папороть, чорниці менше
ПП-4	Світязьке л-во, кв. 13, вид. 5	B₂ДС 13,8%	10Сз	54 II	зона регульованої рекреації; мох, чорниці більше, підріст дуба
ПП-5	Мельниківське л-во, кв. 35, вид. 5	B₃ДС 24,3%	10Сз	70 I	заповідна зона; суцільна чорниця, багато мертвої деревини
ПП-2	Світязьке л-во, кв. 13, вид. 5	B₃ДС 24,3%	10Сз	77 II	зона регульованої рекреації; чорниця, папороть, багато горобини
ПП-7	Мельниківське л-во, кв. 5, вид. 18	B₄ДС 3,6%	10Сз+Бп	72 I	заповідна зона; папороть, чорниця, поряд заболочена ділянка
ПП-1	Мельниківське л-во, кв. 6, вид. 7	B₄ДС осушений; 5,6%	9Сз1Бп	77 III	заповідна зона; багно, папороть

У свіжому сосновому бору переважали *C. micropterus*, *C. violaceus*, *C. erratus*; у свіжих суборах: *C. violaceus*, *C. arvensis*, *P. oblongopunctatus*, *C. caraboides*; у вологих суборах: *C. violaceus*, *P. oblongopunctatus*, *C. caraboides*, *O. obscurum*; у сирих суборах: *P. oblongopunctatus*, *C. violaceus*, *C. caraboides* (рис. 1).

Крім численних видів, у досліджених угрупованнях виявлено деякі характерні види, які у лісах інших фізико-географічних районів заходу України (Розточчя, Західне Поділля, Українські Карпати) трапляються, на загал, не часто і у незначній кількості. *L. ferrugineus* – свіжий бір і свіжий субір (по 1 екз.), *C. nemoralis* – вологий субір (1 екз.), *S. pumicatus* – вологий субір (1 екз.), *P. rhaeticus* – вологий субір (1 екз.), *H. picipennis* – свіжий бір (1 екз.).

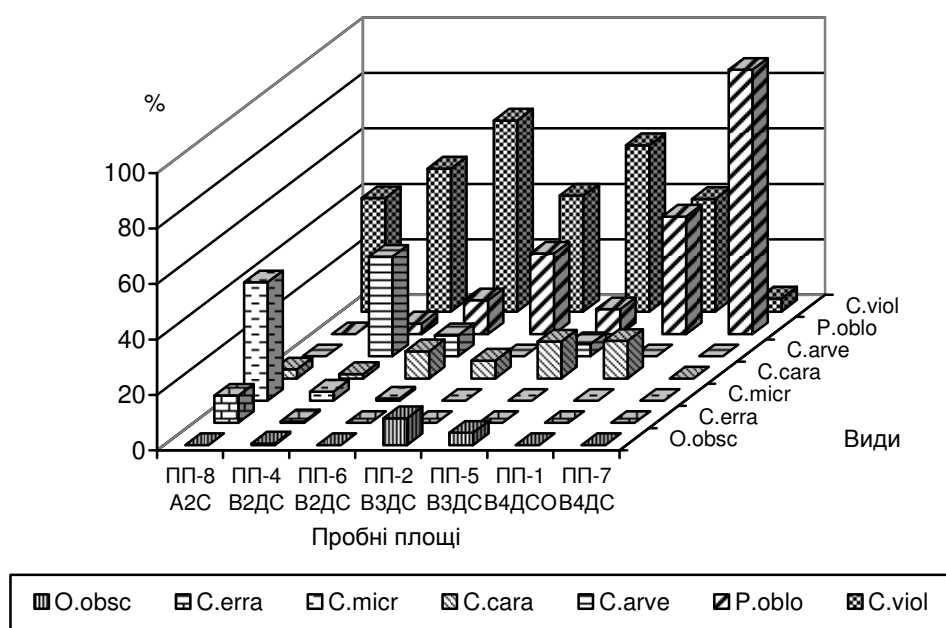


Рис. 1. Переважаючі види жуків-турунів соснових лісів Шацького НПП.

Обговорення

Сучасний ґрунтово-рослинний покрив території розповсюдження соснових лісів сформувався в основному протягом антропогену [2]. Сосна на Поліссі була породою піонером і заселила молоді алювіальні відклади після сходу останнього льодовика (близько 10 тис. р. тому). І хоч у подальшому в голоцені було декілька фаз теплішого і вологішого клімату у порівнянні із сьогоденням, рослинні угруповання соснових лісів, як і угруповання жуків-турунів (безхребетних наземної мезофауни), які тут сформувалися, слід розглядати, як одні з вихідних (серед лісових угруповань). Виходячи із таких міркувань, аналіз положення, яке займають в угрупованнях окремі види жуків-турунів у соснових лісах, і його порівняння з місцем у лісових угрупованнях інших фізико-географічних регіонів України і Польщі представляє значний науково-теоретичний інтерес. Слід зауважити, що чисті соснові ліси в Україні у більшості випадків витіснили сосново-грабово-дубові, сосново-дубові і сосново-вільхові ліси [2].

L. ferrugineus виявлений у свіжих бору і субору. У ПЗ "Розточчя" виявлений лише у 25-річних розріджених соснових культурах в умовах свіжої судіброви. У свіжих сосняках Польщі найчастіше домінував у 40-річних насадженнях [15].

C. arvensis найчисленніший у свіжих суборах Шацького НПП. Виявлений у незначній кількості в одному із вологих суборів, а у сирих суборах і свіжому борі був відсутній. У ПЗ "Розточчя" максимальна уловистість виду була у свіжих судібровах і на дворічному зрубі на місці 130-річного свіжого грабово-дубово-соснового лісу. У сирих лісах відсутній, у вологих судібровах і у лісах з переважанням сосни

уловистість була меншою. Субдомінант у дібровах ПЗ "Медобори" [8]. У 150-річному вологому ялиново-дубовому лісі у Передкарпатті (НПП "Гуцульщина") – вид-рецидент [5]. У лісах Українських Карпат (НПП "Гуцульщина"): буковий ліс (500 м н.р.м.), ялиновий ліс (1350 м) [5]; г. Кичера: ялинові ліси (700-900 м) [3]; Карпатський НПП: хвойні ліси (650-800 м), букові ліси (600-900 м) [9]; букові праліси КБЗ: Уголька (600 м), Широкий луг (850 м) вид не був виявлений [11].

Найбільша уловистість *C. violaceus* – у свіжих суборах Шацького НПП, а найменша у сирих суборах. У ПЗ "Розточчя" максимальна уловистість – у лісах понад 100-річного віку (вологодому борі, свіжих і вологих судібровах), у молодших лісах і у сирих умовах траплявся у меншій кількості. Еудомінант у 150-річному вологому ялиново-дубовому лісі НПП "Гуцульщина" [5], хвойних і букових лісах Карпатського НПП (600-900 м) [9], букових пралісах Угольського (600 м) і Широколужанського (850 м) масивів КБЗ [11]. В угрупованні вторинних ялинових лісів Бескид (г. Кичера, 700-900 м) – вид-субдомінант [3], як і у 80-річному буковому насадженні НПП "Гуцульщина" (500 м), у останньому резерваті у ялиновому пралісі на висоті 1350 м – вид-рецидент [5]. Неочікувано не був виявлений протягом багаторічних досліджень (12-річних зборів на 12 пробних площах) ґрунтовими пастками у лісах ПЗ "Медобори" [8]. У свіжих сосняках Польщі домінував і еудомінував у 40-річних і стиглих насадженнях [15].

C. caraboides траплявся у всіх, крім одного сирого субору, соснових лісах Шацького НПП і належав до видів субдомінантів-домінантів. У ПЗ "Розточчя" максимальна уловистість – у вологих понад 100-річних лісах з переважанням дуба чи бука, у лісах молодшого віку або з переважанням сосни уловистість була меншою. На загал, у лісах західного регіону України не займає провідних ролей в угрупованнях турунів, переважно – рецидент (вторинні ялинові ліси г. Кичера (700-900 м) [3], ялиновий праліс (1350 м) НПП "Гуцульщина" [5]) або субдомінант (буковий ліс НПП "Гуцульщина" (500 м) [5], волога грабова судіброва ПЗ "Розточчя" [12], хвойні і букові ліси Карпатського НПП [9], букові праліси КБЗ Широколужанське відділення (850 м) [11]). Проте в одному карабідоугрупованні букового пралісу Угольського масиву КБЗ на висоті 600 м займав положення еудомінанта (понад 44%) [11]. У свіжих сосняках Польщі найвищих положень у структурі домінування досягав у стиглих насадженнях [15].

S. pumicatus траплявся у вологодому суборі Шацького НПП. У ПЗ "Розточчя" поодинокі особини виявлені лише у 130-річному вологодому грабово-сосновому суборі і 5-річних дубово-соснових культурах в умовах свіжого субору. У свіжих сосняках Польщі і на культурах, і у 40-річних, і у стиглих насадженнях був нечисленним [15].

P. oblongopunctatus в угрупованнях жуків-турунів свіжих, вологих і сирих суборів Шацького НПП займав положення від виду субдомінанта до еудомінанта, а у свіжому борі був відсутній. У ПЗ "Розточчя" максимальна уловистість виду спостерігалася у понад 100-річних (хоч не завжди) дубово-соснових і грабово-сосново-дубових свіжих і вологих насадженнях, менш численний у сирих лісах і у вологодому борі. Найвищі положення в структурі домінування займав у 150-річному вологодому ялиново-дубовому лісі НПП "Гуцульщина" [5]. У дібровах ПЗ "Медобори" переважно вид-субдомінант [8]. У хвойних і букових лісах Українських Карпат був відсутній у вторинних ялинових лісах г. Кичера (700-900 м) [3], ялиновому лісі НПП "Гуцульщина" (1350 м) [5], хвойних і букових лісах Карпатського НПП (600-900 м)

[9], букових пралісах Угольського (600 м) і Широколужанського (850 м) відділень КБЗ [11]. Лише у 80-річному буковому насадженні НПП "Гуцульщина" (500 м) належав до видів рецедентів [5]. У свіжих сосняках Польщі домінував у 40-річних і стиглих насадженнях [15].

P. niger у Шацькому НПП виявлений лише у свіжому субору, як вид-субдомінант. У ПЗ "Розточчя" максимальна уловистість виду – у свіжих і вологих сосново-дубових, дубово-соснових і букових лісах, у сирих сосняках чи вільшняках був нечисленним. Провідні позиції займав у свіжих і вологих дібровах ПЗ "Медобори" (у сухих дібровах субдомінант) [8], у 150-річному вологому ялиново-дубовому лісі Передкарпаття у НПП "Гуцульщина" – еудомінант [5], домінував у 150-170-річних вологих буково-ялиново-ялицевих лісах Карпатського НПП на висоті 800 м [9], у букових лісах цього ж резервату на висотах 600-900 м був або відсутній, або максимум як вид-субдомінант [9]. Субдомінував і у 80-річному буковому насадженні НПП "Гуцульщина" 500 м, у ялиновому пралісі на висоті 1350 м був відсутній [5]. У вторинних ялинових лісах г. Кичера (700-900 м) – вид-субрецидент [3]. У букових пралісах Угольського (600 м) і Широколужанського (850 м) відділень КБЗ – вид-субрецидент [11]. У свіжих сосняках Польщі домінував у 40-річних і стиглих насадженнях [15].

P. strenuus у соснових лісах Шацького НПП виявлений тільки у вологих суборах, де не займав провідних ролей. У ПЗ "Розточчя" максимальна уловистість виду була у 140-річній вологій діброві і 90-річному сирому чорновільшняку, крім цього, більш численним був у вологих і сирих листяних лісах. У лісах ПЗ "Медобори" траплявся переважно у вологих дібровах [8]. У букових і хвойних лісах Українських Карпат не був виявлений [3, 4, 5, 9, 11, 13]. У свіжих сосняках Польщі найвищі положення у структурі домінування карабідоугруповань займав у стиглих насадженнях [15].

P. rhaeticus виявлений лише у вологому суборі Шацького НПП. У ПЗ "Розточчя" на мохово-осоковому болоті належав до видів еудомінантів, також знайдений у незначній кількості у лісових масивах, межуючих з болотом. У свіжих сосняках Польщі найвища уловистість виду спостерігалася у 40-річних насадженнях [15].

C. micropterus траплявся лише у свіжих сосняках Шацького НПП, у бору найчисленніший. У ПЗ "Розточчя" – лише у дубово-соснових (7Сз2Дз1Кл) культурах 25-30-річного віку в умовах свіжої судіброви, у молодших (1-7-річних культурах і в лісах старшого віку не зареєстрований. У свіжих сосняках Польщі найвища уловистість виду спостерігалася у 40-річних насадженнях [15].

Висновки

Видове різноманіття жуків-турунів соснових лісів Шацького НПП невисоке – 20 видів із 11 родів; найбільшою кількістю видів представлені роди *Carabus* (4), *Pterostichus* (4), *Harpalus* (3).

Найбільшою уловистістю жуків-турунів відзначалися угруповання свіжих суборів, у свіжому бору, вологих і сирих суборах уловистість була невисокою. Коефіцієнт видового багатства угруповання виявився найвищим у вологих суборах.

Загалом, за уловистістю переважали 5 видів: *C. violaceus* L., *P. oblongopunctatus* (F.), *C. arvensis* Hrbst., *C. caraboides* (L.), *C. micropterus* (Duft.). У свіжому сосновому бору переважали *C. micropterus* (Duft.), *C. violaceus* L., *C. erratus*

(Sahlb.); у свіжих суборах: *C. violaceus* L., *C. arvensis* Hrbst., *P. oblongopunctatus* (F.), *C. caraboides* (L.); у вологих суборах: *C. violaceus* L., *P. oblongopunctatus* (F.), *C. caraboides* (L.), *O. obscurum* (Hrbst.); у сирих суборах: *P. oblongopunctatus* (F.), *C. violaceus* L., *C. caraboides* (L.).

Досліджені карабидоугруповання можна віднести до чотирьох груп, котрі пов'язані із різним рівнем зволоженості сосняків.

1. Дебринюк Ю.М., М'якуш І.І. Лісові культури рівнинної частини західного регіону України. – Львів: Вид-во "Світ", 1993. – 296 с.
2. Мякушко В.К., Вольвач Ф.В., Плюта П.Г. Экология сосновых лесов. – К.: Урожай, 1989. – 248 с.
3. Різун В.Б. Угруповання турунів (*Coleoptera, Carabidae*) вторинних ялинових лісів Бескид (Українські Карпати) // Вестн. зоол. – 2000. – Отд. вып., №14, ч. 1. – С. 67-78.
4. Різун В.Б. Туруни Українських Карпат. – Львів, 2003. – 210 с.
5. Різун В.Б. До вивчення угруповань жуків-турунів (*Coleoptera, Carabidae*) лісів національного природного парку "Гуцульщина" // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2003. – **18**. – С. 77-84.
6. Різун В.Б. Жесткокрылые Западного Вольно-Подолья. История изучения карабидофауны региона. Материал и методика исследований карабидофауны. Обзор жукелиц Западного Вольно-Подолья // Экология и фауна почвенных беспозвоночных Западного Вольно-Подолья. – Киев: Наук. думка, 2003. – С. 173-232.
7. Різун В.Б. Угруповання жуків-турунів (*Coleoptera, Carabidae*) дібров Західного Поділля // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2004. – **20**. – С. 123-132.
8. Різун В.Б., Капелюх Я.І. Угруповання жуків-турунів (*Coleoptera, Carabidae*) деяких біоценозів природного заповідника "Медобори" // Роль природно-заповідних територій Західного Поділля та Юри Ойцовської у збереженні біологічного та ландшафтного різноманіття. – Гримайлів, 2003. – С. 491-498.
9. Різун В.Б., Тимочко В.Б., Чумак В.О. Угруповання жуків-турунів (*Coleoptera, Carabidae*) букових та ялицевих лісів Карпатського національного природного парку // Наук. вісн. Ужгор. ун-ту. Сер. Біологія. – 2004. – Вип. 14. – С. 34-43.
10. Різун В.Б., Храпов Д.С. До вивчення турунів (*Coleoptera, Carabidae*) Львова (Сихівський та Винниківський лісопарки) // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2001. – **16**. – С. 103-108.
11. Різун В.Б., Чумак В.О. Угруповання турунів (*Coleoptera: Carabidae*) букових пралісів Українських Карпат // Вестн. зоол. – 2003. – Отд. вып., №16. – С. 114-120.
12. Rizun V. Some methodological approaches to study of carabid beetle (*Coleoptera: Carabidae*) communities // Baltic Journal of Coleopterology. – 2003. – **3**, №2. – P. 97-100.
13. Rizun V.B., Chumak V.O. The ground beetles (*Coleoptera, Carabidae*) as the object of monitoring investigations on the preserved territories of the Ukrainian Carpathians // Methods of monitoring of the nature in the Carpathian National Parks and Protected Areas. Reports from Conference, Rakhiv, Ukraine, 18-21 October 1995. – Rakhiv: Carpathian Biosphere Reserve, 1996. – P. 91-96.
14. Szujewski A. Ekologia owadów leśnych. – Warszawa: PWN, 1980. – 603 s.
15. Szyszko J. State of Carabidae (Col.) fauna in fresh pine forest and tentative valorisation of this environment. – Warszawa: Warsaw Agricultural University Press, 1983. – 80 s.

1 – Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів,

e-mail: rizun@museum.lviv.net

2 – Волинський державний університет імені Лесі Українки, м. Луцьк,

e-mail: Yura_Lutsk@ukr.net

Таблиця 2

Видовий склад і структура домінування угруповань жуків-турунів (*Coleoptera, Carabidae*) соснових лісів Шацького природного національного парку

Види	ПП-8		ПП-4		ПП-6		ПП-2		ПП-5		ПП-1		ПП-7		Всього	
	А ₂ С		В ₂ ДС		В ₂ ДС		В ₃ ДС		В ₃ ДС		В ₄ ДСо		В ₄ ДС		екз.	%
	екз.	%	екз.	%	екз.	%	екз.	%	екз.	%	екз.	%	екз.	%		
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1,6	1	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,4
<i>Carabus arvensis</i> Herbst, 1784	-	-	66	35,9	10	7,6	-	-	2	4,4	-	-	-	-	78	14,5
<i>Carabus cancellatus</i> Illiger, 1798	-	-	-	-	-	-	1	3,2	-	-	-	-	-	-	1	0,2
<i>Carabus nemoralis</i> O.F. Müller, 1764	-	-	-	-	-	-	1	3,2	-	-	-	-	-	-	1	0,2
<i>Carabus violaceus</i> Linnaeus, 1758	25	41,0	95	51,6	91	68,9	13	41,9	27	60,2	24	40,7	1	4,8	276	51,8
<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	2	3,3	3	1,6	13	9,8	2	6,5	6	13,3	8	13,6	-	-	34	6,4
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	-	-	-	-	1	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,2
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2,2	-	-	-	-	1	0,2
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)	-	-	1	0,6	-	-	1	3,2	-	-	-	-	-	-	2	0,4
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	-	-	3	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0,5
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	-	-	7	3,8	16	12,1	9	29,1	4	8,9	25	42,5	20	95,2	81	15,2
<i>Pterostichus rhaeticus</i> Heer, 1838	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2,2	-	-	-	-	1	0,2
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797)	-	-	-	-	-	-	1	3,2	1	2,2	-	-	-	-	2	0,4
<i>Calathus erratus</i> (C.R.Sahlberg, 1827)	6	9,8	1	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	1,3
<i>Calathus micropterus</i> (Duftschmid, 1812)	26	42,7	6	3,3	1	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	33	6,2
<i>Oxypselaphus obscurum</i> (Herbst, 1784)	-	-	1	0,5	-	-	3	9,7	2	4,4	-	-	-	-	6	1,1
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2,2	-	-	-	-	1	0,2
<i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1,7	-	-	1	0,2
<i>Harpalus picipennis</i> Duftschmid, 1812	1	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,2
<i>Harpalus quadripunctatus</i> Dejean, 1829	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1,7	-	-	1	0,2
Всього	61	100,0	184	100,0	132	100,0	31	100,0	45	100,0	59	100,0	21	100,0	533	100,0
Видів	6		10		6		8		9		5		2		20	
Уловистість екз./пасткодобу	0,07		0,22		0,16		0,04		0,05		0,07		0,02		-	
$d = S-1/\log N$	2,80		3,97		2,36		4,70		4,84		2,26		0,76		-	

УДК 595.773.1:504.2 (477.43)

А.В. Ліщук

ОГЛЯД ВИДІВ РОДУ *CHRYSOTOXUM* MEIGEN, 1803 (DIPTERA, SYRPHIDAE) ЗАХІДНОГО РЕГІОНУ УКРАЇНИ

Ліщук А.В. **Обзор видов рода *Chrysotoxum* Meigen, 1803 (Diptera, Syrphidae) западного региона Украины** // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 179-184.

У західному регіоні України виявлено 9 видів роду *Chrysotoxum*. Із них у Волинському Поліссі – 4, Малому Поліссі – 1, Розточчі – 3, Опіллі – 2, Західному Поділлі – 7, Прут-Дністровському межиріччі – 1, Українських Карпатах – 3 види.

Більшість видів (*Ch. bicinctum* (L.) *Ch. cautum* (Harr.) *Ch. elegans* Loew, *Ch. fasciolatum* (De Geer) *Ch. octomaculatum* (Curtis, 1837)) у регіоні притаманні гігро- і мезофітним біотопам, декілька видів (*Ch. fasciatum* (Müller, 1764), *Ch. verralli* (Collin, 1940)) трапляються як у гігро- і мезофітних, так і у ксерофітних біотопах.

Lishchuk, A. **Review of species of the genus *Chrysotoxum* Meigen, 1803 (Diptera, Syrphidae) in the western region of Ukraine** // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 179-184.

Nine species of the genus *Chrysotoxum* from the western region of Ukraine have been recorded. Most of them (*Ch. bicinctum* (L.) *Ch. cautum* (Harr.) *Ch. elegans* Loew, *Ch. fasciolatum* (De Geer) *Ch. octomaculatum* (Curtis, 1837)) are typical of hygro- and mesophytic biotopes, few species (*Ch. fasciatum* (Müller, 1764), *Ch. verralli* (Collin, 1940)) occur both in hygro- and mesophytic and in xerophytic biotopes.

У Європі трапляється близько 750 видів дзюрчалок, у Польщі – 370 (з можливістю віднаходження ще 20-30 видів [9]).

З Палеарктики наведено 69 видів роду *Chrysotoxum*, з них в Україні трапляються 10 видів: *Ch. arcuatum* (L., 1758), *Ch. bicinctum* (L., 1758), *Ch. cautum* (Harris, 1776), *Ch. elegans* Loew, 1841, *Ch. fasciolatum* (De Geer, 1776), *Ch. intermedium* Meigen, 1822, *Ch. lineare* (Zetterstedt, 1819), *Ch. octomaculatum* Curtis, 1837, *Ch. vernale* Loew, 1841, *Ch. verralli* Collin, 1940 [8].

За даними сайту "Fauna Europaea" (<http://www.faunaeur.org/index.php>) у Палеарктиці 70 видів роду *Chrysotoxum*, у Європі 20 видів (*Ch. bicinctum* (Linnaeus 1758), *Ch. cautum* (Harris 1776), *Ch. cisalpinum* Rondani 1845, *Ch. elegans* Loew 1841, *Ch. fasciatum* (Müller 1764), *Ch. fasciolatum* (De Geer 1776), *Ch. festivum* (Linnaeus 1758), *Ch. gracile* Becker 1921, *Ch. impressum* Becker 1921, *Ch. intermedium* (Meigen 1822), *Ch. latifasciatum* Becker 1921, *Ch. lessonae* Giglio-Tos 1890, *Ch. lineare* (Zetterstedt 1819), *Ch. octomaculatum* Curtis 1837, *Ch. parmense* Rondani 1845, *Ch. rhodopense* Drensky 1934, *Ch. sackeni* Giglio-Tos 1890, *Ch. triarcuatum* Macquart in Webb & Berthelot 1839, *Ch. vernale* Loew 1841, *Ch. verralli* Collin 1940).

З Польщі [7, 9], Чехії і Словаччини [6] наводиться 11 видів: *Ch. arcuatum* (L.), *Ch. bicinctum* (L.), *Ch. cautum* (Harr.), *Ch. elegans* Loew, *Ch. fasciatum* (Müll.), *Ch. fasciolatum* (De Geer), *Ch. intermedium* Meigen., *Ch. lineare* (Zett.), *Ch. octomaculatum* Curt., *Ch. vernale* Loew, *Ch. verralli* Collin.

У західному регіоні України нами зареєстровано 9 видів роду, з них 1 за літературними джерелами.

Імаго роду трапляються на луках, зокрема на квітучих зонтичних рослинах; розвиток досліджений недостатньо, личинки попадаються в ґрунті, в дуплах дерев і т. п. [3]. Можливо, що личинки видів роду живуть у гниючій деревині, можливо, також, що живляться попелицями (Hans-Wilhelm Grömping: <http://www.naturschule.com>).

Матеріал і методика досліджень

Імаго мух-дзюрчалок збирали протягом 2005-2006 р.р. у західному регіоні України (і не тільки), нижче районування наведене згідно з фізико-географічним районуванням України [2]. У **Зоні мішаних лісів, Поліській провінції**, Волинському Поліссі – регіональному ландшафтному парку (РЛП) "Прип'ять-Стохід" (Волинська обл., Любешівський р-н, ок. с. Сваловичі; Ратнівський р-н, ок. с. Межи сить); Малому Поліссі – Львівська обл., ок. м. Броди. У **Лісостеповій зоні, Західно-Українській лісостеповій провінції**, Розтоцько-Опільській горбогірній області – природний заповідник (ПЗ) "Розточчя" (Львівська обл., Яворівський р-н, ок. смт Івано-Франкове); заказник (зак.) "Кошів" (Львівська обл., Миколаївський р-н, ок. с. Колодруби); Західно-Подільській височинній області – ПЗ "Медобори" (Тернопільська обл., Гусятинський р-н); національному природному парку (НПП) "Подільські Товтри" (Хмельницька обл., Кам'янець-Подільський р-н). В **Українських Карпатах**, Передкарпатській височинній області – НПП "Гуцульщина" (Івано-Франківська обл., Косівський р-н); Зовнішньокарпатській області – НПП "Сколівські Бескиди" (Львівська обл., Сколівський р-н, ок. с. Дубина).

Матеріалом для написання статті стали і результати опрацювання колекцій мух-дзюрчалок Державного природознавчого музею НАН України (м. Львів) (ДПМ) та Зоологічного музею Інституту систематики і еволюції тварин ПАН (м. Краків).

Результати досліджень

Нижче наводимо анотований список видів роду *Chrysotoxum*, які зареєстровані у західному регіоні України.

Підродина *Chrysotoxinae*
Триба *Chrysotoxini*
Рід *Chrysotoxum* Meigen, 1803

1. *Chrysotoxum fasciatum* (Müller, 1764)

(= *arcuatum* sensu auct., non Linnaeus, 1758; = *festivum* sensu auct., non Linnaeus, 1758, = *motasi* Šuster, 1936)

Матеріал: 144 екз.

Розповсюдження: Європа – від Ірландії, Норвегії, Фінляндії до Італії, колишньої Югославії, Болгарії; у колишньому СРСР – до Закавказзя, Західного і Східного Сибіру, Далекого Сходу; Азія – Іран, Монголія, Японія (Хонсю) [8]. У Польщі вказаний з Поможа і Татр, від травня до вересня [3]. У Чехії (Богемія, Моравія) і Словаччині [6]. Палеарктичний вид у Бещадах трапляється до висоти 1250 м н.р.м. [7].

Вказаний (*Chrysotoxum festivum* L.) з околиць Перемишля (VI₃) [4]. У Закарпатті трапляється часто і віднесений до дендрофільних елементів [1].

У західному регіоні України широко розповсюджений і найчисленніший вид. Виявлений у Волинському Поліссі (РЛП "Прип'ять-Стохід" і ок. с. Межисить), регіоні Розточчя (Львів: Клепарів, Голоско; смт. Івано-Франкове: ПЗ "Розточчя"), Опіллі (зак. "Кошів"), Західному Поділлі (ПЗ „Медобори”: степові ділянки – товтри Гостра, Довга та лісові біотопи); НПП „Подільські Товтри”: ур. Совиний яр, ур. Панівецька дача, каньйон Дністра і Смотрича, Вербські товтри, ок. с. Баговиця), Карпатах (НПП „Сколівські Бескиди”: долина р. Кам'янка; НПП „Гуцульщина”: галявини і просіки серед дубових лісів Старокутського лісництва; м. Яремче).

Біотопи: трапляється як у вологих (гігрофітні та мезофітні заплавної луки), так і ксерофітних (лучно-степові ділянки на Товтровому пасмі) біотопах.

Імаго виявлені з 1 травня до 11 вересня; за місяцями: травень – 8, червень – 70, липень – 12, серпень – 27 і вересень – 1 екз.

Личинки хижі [7].

2. *Chrysotoxum bicinctum* (Linnaeus, 1758)

Матеріал: 18 екз.

Розповсюдження: Європа – від Ірландії, Великобританії, Фінляндії до Іспанії, Італії, Болгарії; у колишньому СРСР – від Ленінградської обл. до Закавказзя, Казахстану, Середньої Азії (Киргизія), Західний і Східний Сибір; Азія – Монголія; Північна Африка – Марокко [8]. Масовий повсюдно в Польщі, травень-серпень [3]. У Чехії (Богемія, Моравія), Словаччина [6]. У Бещадах трапляється не дуже часто, до 1300 м н.р.м.

У західному регіоні України зареєстрований у Розточчі (Львів: Знесіння, Сокильники; ПЗ „Розточчя” ур. Заливки), Опіллі (зак. "Кошів"), Волинському Поліссі (ок. с. Межисить), Малому Поліссі (м. Броди), Західному Поділлі: долина Дністра, НПП „Подільські товтри” долина р. Студениці ур. Совиний яр серед грабово-дубових лісів.

Біотопи: усі особини зібрані в гіро- і мезофітних біотопах.

Імаго виявлені з 26 травня до 14 серпня.

Личинки хижі [7].

3. *Chrysotoxum cautum* (Harris, 1776)

Матеріал: 10 екз.

Розповсюдження: Європа – від Великобританії, Фінляндії до Іспанії, Італії, Болгарії; у колишньому СРСР – від Ленінградської обл. до Закавказзя, Казахстану, Середньої Азії (Киргизія), Зх. Сибіру (Алтай) [8]. У Польщі вказаний з Поможа і долини Ніди, травень-серпень [3]. У Чехії (Богемія, Моравія), Словаччина [6].

У західному регіоні України виявлений в НПП "Подільські Товтри" (Кам'янець-Подільський р-н: ур. Панівецька дача, с. Баговиця, с. Каштанівка), Карпатах (Сколівські Бескиди: ок. м. Сколе).

Біотопи: траплявся в гіро- і мезофітних біотопах.

Імаго виявлені з 18.05 до 24.08.

4. *Chrysotoxum elegans* Loew, 1841

Матеріал: 5 екз.

Розповсюдження: Європа – від Великобританії, Фінляндії до Іспанії, Італії, Болгарії; в колишньому СРСР – Центрально- і Південноєвропейський регіони, Закавказзя, Казахстан [8]. У Польщі вказаний з околиць Кракова, травень-серпень [3]. У Чехії (Богемія, Моравія), Словаччина [6]. У Бещадах попадається до 500 м н.р.м., рідкісний.

У західному регіоні України у Волинському Поліссі (РЛП „Прип’ять-Стохід” і ок. с. Межисить). У колекції ДПМ є особини з с. Синьків.

Біотопи: попадався в долині Прип’яті.

Імаго виявлені з 1.05 до 10.08.

Личинки хижі [7].

5. *Chrysotoxum fasciolatum* (De Geer, 1776)

Матеріал: 3 екз.

Розповсюдження: Європа – від Норвегії, Швеції, Фінляндії до Франції, Італії, Югославії, Болгарії; у колишньому СРСР – Північно- і Центральноєвропейський регіони, Закавказзя, Середня Азія (Киргизія), Зх. і Сх. Сибір, Далекий Схід; Азія – Японія, Неварктичний регіон [8]. У Польщі вказаний з Татр, Пенінів і Кудови, травень-серпень [3]. У Чехії (Богемія, Моравія), Словаччина [6]. У Бещадах трапляється до 1150 м н.р.м.

Виявлений 1 екз. у НПП "Сколівські Бескиди" 19.08.2005 р. в ок. м. Сколе (долина р. Кам’янка), у колекції ДПМ є 1 екз. з м. Тернополя.

Личинки хижі [7].

6. *Chrysotoxum intermedium* Meigen, 1822

Матеріал: літературні джерела.

Розповсюдження: Європа – Бельгія, Німеччина, Польща, Чехія, Словаччина, Франція, Швейцарія, Угорщина, Румунія, Португалія, Іспанія, Італія, колишня Югославія, Болгарія, Албанія, Греція; у колишньому СРСР – Південноєвропейський регіон, Закавказзя, Казахстан, Середня Азія; Азія – Афганістан; Північна Африка – Марокко, Алжир, Туніс [8]. У Польщі вказаний з околиць Сонча і Буковини (Україна), травень-серпень [3]. У Чехії (Богемія, Моравія), Словаччина [6]. У Бещадах виявлений до 1300 м н.р.м.

Личинки хижі [7].

7. *Chrysotoxum octomaculatum* (Curtis, 1837)

Матеріал: 5 екз.

Розповсюдження: Європа – Швеція, Великобританія, Нідерланди, Бельгія, Німеччина, Польща, Чехія, Словаччина, Франція, Швейцарія, Угорщина, Іспанія, Італія, колишня Югославія, Румунія, Болгарія; у колишньому СРСР – Північно-, Центрально- і Південноєвропейський регіони, Закавказзя, Казахстан, Західний Сибір [8]. У Польщі вказаний з Поможа і середньої частини країни, травень-вересень [3]. У Чехії (Богемія, Моравія), Словаччина [6].

У західному регіоні України виявлений в Західному Поділлі (НПП "Подільські Товтри").

Біотопи: долина р. Смотрич (грабово-дубовий ліс).
Імаго з 6.06 до 17.08.

8. *Chrysotoxum vernale* (Loew, 1841)

Матеріал: 8 екз.

Розповсюдження: Європа – Швеція, Фінляндія, Великобританія, Данія, Нідерланди, Німеччина, Польща, Бельгія, Люксембург, Чехія, Словаччина, Франція, Швейцарія, Угорщина, Португалія, Іспанія, Італія, колишня Югославія, Румунія, Болгарія; у колишньому СРСР – Центрально- і Південноєвропейський регіони, Закавказзя, Казахстан, Середня Азія (Киргизія, Туркменія), Західний і Східний Сибір, Далекий Схід; Азія – Іран [8]. Повсюдно у Польщі, травень-серпень [3]. У Чехії (Богемія, Моравія), Словаччина [6]. Ок. м. Перемишль (Польща) [4].

У західному регіоні України виявлений у Розточчі (Львів: Клепарів; смт. Івано-Франкове) і Західному Поділлі (с. Синьків та НПП "Подільські Товтри").

9. *Chrysotoxum verralli* (Collin, 1940)

Матеріал: 2 екз.

Розповсюдження: Європа – Великобританія, Данія, Нідерланди, Бельгія, Люксембург, Німеччина, Чехія, Словаччина, Франція, Болгарія; у колишньому СРСР – від Ленінградської обл. до Кавказу, Західного (Алтай, Саяни, Тува) і Східного Сибіру (Іркутськ) [8]. Польща [9]. У Чехії (Богемія, Моравія), Словаччина [6].

У західному регіоні України виявлений на Волинському Поліссі (ок. с. Сваловичі).

Біотопи: заплава р. Прип'ять.

Імаго виявлені з 20.06 до 6.08.

Висновки

У західному регіоні України зареєстровано 9 видів (із 10-ти фауни України) роду *Chrysotoxum*. Із них у Волинському Поліссі – 4, Малому Поліссі – 1, Розточчі – 3, Опіллі – 2, Західному Поділлі – 7, Прут-Дністровському межиріччі – 1, Українських Карпатах – 3 види.

Більшість видів – *Ch. bicinctum* (L.) *Ch. cautum* (Harr.) *Ch. elegans* Loew, *Ch. fasciolatum* (De Geer) *Ch. octomaculatum* (Curtis, 1837), у регіоні притаманні гігро- і мезофітним біотопам, декілька видів – *Ch. fasciatum* (Müller, 1764) *Ch. verralli* (Collin, 1940), трапляються як у гігро- і мезофітних, так і у ксеротермних біотопах.

1. Аникина З.Л. К изучению экологии журчалок (Diptera, Syrphidae) Закарпатья // Экология насекомых и других наземных беспозвоночных Советских Карпат. – Ужгород, 1964. – С. 3-6.
2. Географічна енциклопедія України. – К.: "Українська енциклопедія" ім. М.П. Бажана, 1993. – 3: П-Я. – 480 с.
3. Bańkowska R. Muchówki – Diptera Syrphidae // Klucze do oznaczania owadów Polski. – Warszawa: Państwowe wyd-wo nauk., 1963. – 3. – 237 s.
4. Bobek K. Przyczynek do fauny muchówek okolicy Przemyśla // Sprawozdanie Komisji Fizyograficznej. – Kraków, 1894. – 29. – S. 142-167.

5. Bobek K. Przyczynek do fauny muchówek Podola galicyjskiego i okolicy Lwowa // Sprawozdanie Komisji Fizyograficznej. – Kraków, 1897. – 32. – S. 79-96.
6. Holinka J., Mazánek L. Syrphidae // Check List of Diptera (Insecta) of the Czech and Slovak Republics. – Prague: Karolinum Charles University Press, 1997. – S. 60-66.
7. Klasa A., Palaczyk A., Soszyński B. Muchowki (Diptera) Bieszczadów // Monografie Bieszczadzkie. – Ustrzyki Dolne, 2000. – 8. – S. 305-369.
8. Peck L. V. Family Syrphidae // Soós A. & Papp L. (eds.). Catalogue of palearctic Diptera. – Budapest: Akadémiai Kiadó, 1988. – Vol. 8 (Syrphidae-Conopidae). – P. 11-230.
9. Soszyński B. Syrphidae – Conopidae // Wykaz zwierząt Polski. Tom II, Cz.XXXII/25-29. Insecta: Trichoptera – Siphonaptera. Wrocław – Warszawa – Kraków: Wyd-wo Polskiej Akademii Nauk, 1991. – S. 162-169.

Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів,
e-mail: nastyxa@ok.kz

УДК 591.9 (553)

В.І. Яворницький, І.В. Яворницька

ГРУНТОВА МЕЗОФАУНА ЗАПЛАВНИХ ДУБОВИХ ЛІСІВ ДОЛИНИ ВЕРХНЬОГО ДНІСТРА В УМОВАХ АНТРОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ

Яворницький В.И., Яворницкая И.В. Почвенная мезофауна пойменных дубовых лесов долины Верхнего Днестра в условиях антропогенной трансформации // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 185-196.

Приведены результаты исследования структурно-функциональной организации сообществ почвенной мезофауны в грабово-дубовых и ясеневых-дубовых экосистемах поймы верховья р. Днестр. Показаны особенности ее трансформации под влиянием разных форм лесопользования (лесокультурная деятельность, изменение гидрологического режима).

Yavornytsky, V., Yavornytska, I. Soil mesofauna of the floodplain oak forests within valley of the upper Dnister river in the conditions of anthropogenous transformation // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 185-196.

The results of investigation on structure-functional organization of the soil mesofauna communities within oak forest ecosystems in the floodplain of upper Dnister river basin are given. The peculiarities of its organization under the influence of diverse forms of a forestry (forest-culture activities, hydrological regime changes) are shown.

Ґрунтові безхребетні відіграють важливу роль у процесах трансформації речовини та енергії екосистем, у підтриманні екологічних функцій і покращенні природної родючості ґрунту. Важливим також є їхнє індикаційне значення для діагностики стану екосистеми. Біорізноманіття і структурно-функціональна організація угруповань цих тварин є важливими показниками для оцінки і характеристики їхнього біотичного потенціалу [3, 7, 9]. Більшість ґрунтових безхребетних (до 90%) є сапрофагами, чим вище різноманіття і показники чисельності їхніх популяцій, тим повніше та ефективніше вони здійснюють роботу з деструкції відмерлих рослинних решток. Тому вивчення і збереження їхнього різноманіття є актуальними і необхідними для пізнання основ стійкості й стабільності екосистем, та підвищення їхньої продуктивності.

Метою досліджень була оцінка структурно-функціональної організації угруповань ґрунтової мезофауни у грабово-дубових та заплавних ясеневих-дубових лісових екосистемах долини частини басейну р. Дністер та наслідків її трансформації під впливом різних форм господарської діяльності (лісокультурна діяльність, зміна гідрологічного режиму внаслідок будівництва дамб) [8, 22].¹ Окремі ділянки заплавних дібров дотепер збереглися у басейні верхів'я Дністра і є унікальними і особливо цінними лісовими екосистемами регіону [18, 21].

Об'єкти й методи досліджень

Досліджені модельні екосистеми знаходяться на території Комарнівського лісництва Самбірського держлісгоспу, в урочищі "Колодруби" (Щирецький район

¹ Робота виконана в рамках Українсько-Німецького проекту "Дністер" під егідою ЮНЕСКО (UNESCO/BMBF project 509/UKR/40)

дубових лісів – ділянки I-II) та в урочищі “Кошів” (Меденицький, Верхньодністровський район дубових лісів, боліт та лук – ділянки III-IV). Ділянка I – антропогенно змінений 80-річний дубняк трясуцковидноосоковий мезотрофної грабової діброви; II – ділянка цього ж дубняка зріджена рубкою догляду із культурами смереки під наметом; ділянка III – заплавний 130–140-річний евтрофний кленово-в'язовий вологий (до сирого) дубняк, періодично короткочасно затоплюваний, та ділянка IV – 140–170-річний вологий евтрофний липово-ясеневий дубняк копитняково-яглицевий, захищений від затоплення дамбою. Опис рослинності дослідних ділянок і трансформаційних змін фітокомпоненту є в роботах М.В. Чернявського та ін. [22] та П.Р. Третяка та ін. [21].

На модельних пробних площах тричі за вегетаційний період 2002 р. методом ручної вибірки [2, 27] відібрано 60 ґрунтових проб (по 15) розміром 25 x 25 см. Розбирання зразків підстилки і вибірку тварин із неї здійснювали в лабораторних умовах за допомогою колонки ґрунтових сит. Камеральне опрацювання тварин здійснювали згідно загальноприйнятих у ґрунтовій зоології методик [19, 27]. Визначення видового складу тварин здійснювали за роботами Т.В. Перель [14], І.С. Локшиної [11], Б.М. Мамаєва [12], В.Г. Доліна [5], М.М. Плавильщикова [15], Б. Бураковського та ін. [28, 29], І.М. Лихарева і Є.С. Раммельмейера [10], Н.В. Сверлової, Р.І. Гураля [16], “Определителем ... “[13]. Поділ тварин на трофічні групи проводили на підставі роботи Б.Р. Стриганової [20]. Класи домінування визначені за G. Stöcker і A. Bergmann [30]. Показники потоку енергії через угруповання безхребетних отримані розрахунковим шляхом за допомогою формул використання енергії окремими розмірними та систематичними групами [1]. Екологічна місткість екотопів визначена за індексом K_{is} [17].

Результати досліджень

Угруповання мезофауни підстилки та ґрунту досліджених дубових лісів достатньо багаті видовим різноманіттям, чисельністю та масою. Їх формують представники 6-ти класів: *Oligochaeta*, *Arachnida*, *Crustacea*, *Myriapoda*, *Insecta*, *Gastropoda*, що охоплюють понад 90 різнорангових систематичних таксонів. Найбільше представництво у видовому різноманітті спільноти мають комахи (50 таксонів – 55%), наземні моллюски (19 видів – 20%), двопарноногі багатоніжки (14 видів – 15%), частка інших таксономічних груп значно менша (9 таксонів – 10%). Для порівняння, у грабово-дубових лісах рівнинної частини басейну верхів'я Дністра до складу її угруповань входять представники 140 видів і таксономічних груп, чисельність ґрунтової мезофауни становить 402 ос./м², а їх маса 32,3 г/м² [23–26]. У підстилці зосереджується до 40% чисельності та 14% загальної маси комплексу. Склад і структурно-функціональна організація угруповань залежить від умов гідротермічного режиму, трофності, віку та парцелярної будови деревостану [4].

У заплавному дубняку виявлений і має статус еудомінанта (до 55% чисельності дощових червів) *Nicodrilus georgii* (Mich.), відомий лише із західних районів Європейської частини колишнього СРСР як рідкісний вид з диз'юнктивним ареалом [14]. Серед 14 видів двопарноногих багатоніжок еудомінантом є *Glomeris connexa* С.Л.К., а в окремих випадках *Cylindroiulus burzelandicus* Verhoeff. Домінантами були *Brachydesmus superus* Latz., *Polydesmus complanatus* (L.), *Heteropora bosniense*

Verh., решта видів траплялися поодинокі (рециденти і субрециденти). Серед коваліків доміанти – *Athous subfuscus* Müell. (11-63%), *Athous vittatus* F. (26%), *Dolopius marginatus* L. (17%). Виявлений у заплавному дубняку *Athous niger* L. мав статус еудомінанта (понад 70% збору). В осінніх зборах на ділянках II і III виявлені личинки *Bibio marci* (L.), активних споживачів дубового опаду [6, 20] – їхня чисельність становила відповідно 422 та 2320 ос./м², або 68% та 87% загальної чисельності мезофауни. З наземних молосків статус еудомінантів і домінантів мають *Cochlicopa lubrica* (Müll.), *Arion subfuscus* (Drap.), *Vitrea crystallina* (Müll.), *Nesovitrea hammonis* (Ström), *Doroceras rodnae* (Gr. et Lupu), *Bradybaena fruticum* (Müll.), *Monachoides vicina* (Rssm.). Угрупування ґрунтової мезофауни окремих дубняків за видовим різноманіттям майже подібні, утворені представниками 40–64 видів, мають багато спільних рис, проте характеризуються певними особливостями і специфічними відмінностями (табл. 1).

Таблиця 1

Таксономічний склад та поширення безхребетних мезофауни у дубових лісах басейну Верхнього Дністра

Таксони	Пробні площі			
	I	II	III	IV
1	2	3	4	5
Lumbricidae:				
<i>Octolasion lacteum</i> (Oerley, 1885)			+	
<i>Octolasion transpadanum</i> (Rosa, 1884)			+	+
<i>Nicodrilus roseus</i> (Savigny, 1826)	+	+	+	+
<i>Nicodrilus georgii</i> (Michaelsen, 1890)			+	
<i>Dendrobaena octaedra</i> (Savigny, 1826)	+	+	+	+
<i>Aranei</i>	+	+	+	+
<i>Oniscoidea</i>	+		+	+
Diplopoda:				
<i>Glomeris connexa</i> C.L.Koch	+	+		+
<i>Mastigophorophyllon saxonicum</i> Verhoeff	+			+
<i>Heteroporatia bosniense</i> Verhoeff	+			+
<i>Brachydesmus superus</i> Latzel	+	+	+	+
<i>Polydesmus complanatus</i> (Linne)	+	+		+
<i>P. montanus ukrainicus</i> Lohmander	+	+		+
<i>Cylindroiulus occultus</i> C.L.Koch				+
<i>Cylindroiulus burzenlandicus</i> Verhoeff	+	+		
<i>Leptophyllum nanum</i> (Latzel.)	+	+	+	+
<i>Julus terrestris</i> Porat	+	+		+
<i>Leptoiulus proximus</i> (Nemec)	+	+		+
<i>Unciger foetidus</i> (C.L. Koch)	+	+		
<i>Chromatoiulus projectus kochi</i> (Verhoeff)	+	+		+
<i>Chromatoiulus rossicus</i> (Timopheew)	+	+		+
Chylopoda:				
<i>Lithobiomorpha</i>	+	+	+	+

Продовження таблиці

1	2	3	4	5
<i>Geophilomorpha</i>	+	+	+	+
<i>Insecta:</i>				
<i>Orthoptera (Tetrix)</i>	+	+		
<i>Cicadidae</i>	+			
<i>Dermaptera</i>				
<i>Labia minor</i> L.	+	+		
<i>Hemiptera</i>	+			+
<i>Carabidae:</i>				
<i>Notiophilus palustris</i> (Duft.)		+		
<i>Calosoma inquisitor</i> (L.)		+		
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schr.)	+	+	+	+
<i>Patrobus atrorufus</i> (Str.)			+	
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panz.)	+		+	
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabr.)	+	+		
<i>Abax carinatus</i> (Duft.)				
<i>Molops piceus</i> (Panz.)				
<i>Agonum muelleri</i> (Hbst.)	+	+		
<i>Agonum viduum</i> (Panz.)			+	+
<i>Agonum fuliginosum</i> (Panz.)				+
<i>Agonum thoreyi</i> (Dej.)				+
<i>Harpalus latus</i> (L.)	+	+		
<i>Harpalus progreiens</i> Schaf.				+
<i>Badister sodalis</i> (Duft.)			+	
Staphylinidae	+	+	+	+
Dytiscidae	+		+	+
Cantharidae (lar.)	+	+	+	
Lampyridae	+	+		
Chrysomelidae	+	+	+	
<i>Cassidinae, (Cassida viridis</i> L.)			+	+
Coccinellidae	+	+		+
<i>Insecta sp.</i>	+	+		
<i>Elateridae:</i>				
<i>Athous niger</i> L.			+	
<i>Athous vittatus</i> F.				+
<i>Athous subfuscus</i> Muell.	+	+	+	+
<i>Athous mollis</i> Reitt.				+
<i>Athous jejunos</i> Kiesw.				+
<i>Ectinus aterrimus</i> L.	+	+		
<i>Dolopius marginatus</i> L.		+		
<i>Scarabaeidae:</i>				
<i>Serica brunnea</i> L.		+		
<i>Melolonta melolonta</i> L.	+	+	+	

Закінчення таблиці

1	2	3	4	5
<i>Curculionidae (lar.)</i>	+	+		+
<i>Lepidoptera:</i>				
<i>Noctuidae (lar.)</i>	+	+	+	+
<i>Lepidoptera</i> інші, кокон		+		
<i>Hymenoptera</i>	+			
<i>Tenthredinidae (lar.)</i>	+	+	+	+
<i>Formicidae:</i>				
<i>Myrmica laevinodis</i> Nyl.	+	+		+
<i>Lasius fuliginodis</i> Latr.	+			
<i>Lasius flavus</i> F.	+	+		
<i>Diptera:</i>				
<i>Bibio marci</i> (L.)		+	+	+
<i>Tipulidae (lar.)</i>		+	+	+
<i>Rhagionidae</i>	+	+		+
<i>Muscidae (lar.)</i>	+	+	+	+
<i>Platypezidae</i>			+	
<i>MOLLUSCA (Gastropoda):</i>				
<i>Succinea oblonga</i> (Drap.)			+	
<i>Oxiloma sp.</i>			+	
<i>Cochlicopa lubrica</i> (Müll.)		+	+	+
<i>Arion subfuscus</i> (Drap.)	+	+		+
<i>Arion silvaticus</i> Lohm.	+	+	+	+
<i>Eucobresia nivalis</i> (Dum et Mort.)	+			+
<i>Vitrea transsylvanica</i> (Cl.)			+	+
<i>Vitrea crystallina</i> (Müll.)	+	+	+	+
<i>Nesovitrea hammonis</i> (Ström)	+	+		+
<i>Lehmannia sp.</i>		+		
<i>Deroceras laeve</i> (Müll.)		+	+	
<i>Deroceras rodnae</i> (Gr. et Lupu)	+			
<i>Bradybaena fruticum</i> (Müll.)	+	+		+
<i>Perforatella bidentata</i> (Gm.)				+
<i>Perforatella dibothrion</i> (Kim.)			+	+
<i>Monachoides vicina</i> (Rssm.)			+	+
<i>Pseudotrichia rubiginosa</i> (A.Schm.)			+	
<i>Faustina faustina</i> (Rssm.)	+		+	
<i>Helix pomatia</i> L.				+
Разом на площах:	55	64	41	54
Разом: 91 таксон		66	80	

Примітка: * назви ділянок наведені в тексті

Таблиця 2
Чисельність (N, ос./м²), маса (г/м²) і добовий метаболізм (Q, Дж/м²) ґрунтової мезофауни в заплавних екосистемах (середні показники)

Таксономічні і трофічні групи	Дубняк трясуцковидноосокового					
	Контроль			З культурами смереки		
	N	m	Q	N	m	Q
Сапрофаги						
<i>Lumbricidae</i>	65	11,08	1185	44	6,40	705
<i>Oniscoidea</i>	1	0,01	1			
<i>Diplopoda</i>	12	0,35	57	28	0,81	134
<i>Dermaptera</i>	4	0,19	27	2	0,06	10
<i>Tipulidae (lar.)</i>	10	1,41	156	2	0,12	16
<i>Diptera інші (lar.)</i>	16	0,21	42	27	0,27	57
<i>Bibio marci (lar.)</i>				143	0,78	198
<i>Mollusca</i>	6	1,38	131	12	1,60	164
Хижак						
<i>Aranei</i>	21	0,17	38	11	0,08	18
<i>Lithobiomorpha</i>	51	0,41	94	32	0,20	50
<i>Geophilomorpha</i>	7	0,02	7	8	0,02	6
<i>Carabidae (im.)</i>	15	0,41	68	6	0,41	53
<i>Staphylinidae (im.)</i>	9	0,02	6	16	0,07	17
<i>Coccinellidae (im.)</i>	1	0,02	4			
<i>Dytiscidae (im.)</i>	1	0,07	10			
<i>Adephaga (lar.)</i>	13	0,09	22	5	0,02	5
<i>Formica</i>	53	0,07	26	12	0,03	9
Фітофаги						
<i>Hemiptera (im.)</i>	2	0,01	3			
<i>Circulionidae (im.,lar.)</i>	8	0,30	46	6	0,29	43
<i>Elateridae (im.,lar.)</i>	12	0,48	74	13	0,21	38
<i>Serio brunnea (im.)</i>				2	0,17	22
<i>Melolonta (lar.)</i>	4	1,78	138	4	0,48	58
<i>Lepidoptera (lar. pup),</i>	9	0,81	93	9	0,92	105
Разом:	320	19,29	2228	382	12,94	1708
Індекс K_{is}	137			156		
Сапрофаги	114	14,63	1599	258	10,04	1284
Фітофаги	35	3,38	354	34	2,07	266
Хижак	171	1,28	275	90	0,83	158

Угрупування мезофауни умовно корінного 80-річного дубняка трясуцковидноосокового грабової діброви (діл. І) характеризуються різноманіттям із 55 таксонів. Його середня чисельність становить 320 особин (292–364) з масою 19,29 г/м² (15,34–26,22). Домінують тут за чисельністю і масою двопарноногі

багатоніжки, комахи, павуки, молюски (табл. 2). Загалом, у цьому дубняку еудомінантами є *Nicodrilus roseus* 60% зборів і *Dendroaena octaedra* – 40%, на них припадає до 20% загальної чисельності та 60% маси угруповання. Серед наземних молюсків домінують *Nesovitrea hammonis* (35%), *Arion subfuscus* (27%) *Doroceras rodnae* (24%), субдомінантом є *Bradybaena fruticum* (5,4%). Серед коваликів еудомінантами є *Ectinus aterrimus* (89%), домінантами – *Athous subfuscus* і *Dolopius marginatus* (по 11%). Для цієї лісової екосистеми характерним є те, що 48–68% чисельності безхребетних і 15–36% їхньої маси зосереджені у підстилці, а решта заселяє шар ґрунту до глибини 30–35 см.

У трофічній структурі угруповання домінують сапрофаги – 36% чисельності та 76% маси цілого комплексу, а також хижаки – 53 і 7% відповідно, тоді як частка фітофагів – 11% за чисельністю та 17% за масою. Середній за вегетаційний період добовий метаболізм комплексу ґрунтової мезофауни становить 2228 Дж/м², і протягом вегетаційного періоду зменшується в 1,5 рази із 2804 Дж/м² за добу весною до 1892 Дж/м² за добу восени. У добовому бюджеті спожитої енергії частка сапрофагів становить 72%, фітофагів – 16%, хижаків – 12%.

Підсадження і виросування у підліску смереки (діл. II) дещо позначається кількісними змінами видового різноманіття (виявлені безхребетні 63 таксонів), є відмінності у структурі домінування, показниках чисельності та маси угруповань. Тут серед дощових черв'яків еудомінантом є *Dendrobaena octaedra* – 70%, а *Nicodrilus roseus* виступає домінантом 30% зборів. Порівняно з контролем у складі угруповання чисельність та маса дощових черв'яків зменшується відповідно у 1,5 і 1,7 разів, що, очевидно, спричинене якісними змінами опаду, пов'язаними із домішкою хвої смереки. Серед наземних молюсків еудомінантом є *Arion subfuscus* (67%) субдомінантами – *Bradybaena fruticum* (9,5%) і *Nesovitrea hammonis* (4,8%). Удвічі вищими є чисельність та маса двопарноногих багатоніжок (*Glomeris*, *Julus*), тоді як кількісні показники для губоногих багатоніжок (*Lithobiomorpha*, *Geophilomorpha*) є меншими. Серед коваликів еудомінантами є *Ectinus aterrimus* (89%), домінантом – *Athous subfuscus* (11%). Якщо не брати до уваги чисельність і масу сапротрофних личинок *Bibio marci*, то середні за вегетаційний період показники чисельності та маси цього угруповання, у порівнянні із контролем, є менші у 1,3 та 1,6 рази відповідно (239 ос./м², 12,16 г/м²).

Є певні відмінності у вертикальному розподілі тварин, власне частка чисельності та маси безхребетних у підстилці є дещо вищою (відповідно 61–93% та 25–59%) порівняно з контрольним дубняком. Трофічна структура угруповання мезофауни тут є подібною до трофічної структури дубняка контрольного. Середній за вегетаційний період добовий метаболізм угруповання мезофауни становить 1708 Дж/м² – у 1,3 рази менший за метаболізм мезофауни в контрольному дубняку. У бюджеті трансформованої енергії сапрофаги мають 75%, фітофаги – 16, а хижаки – 9%.

Заплавний кленово-визовий дубняк (діл. III) часто затоплюється паводковими водами. У підстилці у великих кількостях трапляються порожні черепашки прісноводних молюсків (*Planorbis planorbis* (L.), *Lymnaea stagnalis* (L.)). Такий гідрологічний режим визначає особливості формування і функціонування угруповання ґрунтової мезофауни та розподіл тварин у ґрунтовому профілі. Угруповання утворюють представники 41 різнорангових таксонів. Його середня за вегетаційний період чисельність становить 1110 ос./м² з масою 46,04 г/м² (табл. 3).

Таблиця 3
Чисельність (N, ос./м²), маса (г/м²) і добовий метаболізм (Q, Дж/м² за добу) ґрунтової мезофауни у заплавних екосистемах (середні показники)

Таксономічні і трофічні групи	Дубняк заплавний			Дубняк незатоплюваний		
	N	m	Q	N	m	Q
Сапрофаги						
<i>Lumbricidae</i>	197	22,82	2608	361	61,78	6603
<i>Oniscoidea</i>	12	0,20	38	18	0,10	24
<i>Diplopoda</i>	3	0,04	7	51	1,79	282
<i>Tipulidae (lar.)</i>				4	0,33	43
<i>Bibio marci (lar.)</i>	774	18,93	3151			
<i>Diptera інші (lar.)</i>	8	0,72	65	6	0,23	34
<i>Mollusca</i>	50	0,65	133	41	32,65	2256
Хижак						
<i>Aranei</i>	9	0,10	21	14	0,11	24
<i>Lithobiomorpha</i>	4	0,04	9	18	0,20	42
<i>Geophilomorpha</i>	1	0,01	1	38	0,27	64
<i>Carabidae (im.)</i>	13	0,15	29	14	0,14	27
<i>Staphylinidae (im.)</i>	16	0,04	13	16	0,15	32
<i>Adephaga (lar.)</i>	4	0,09	14	6	0,23	33
<i>Dytiscidae (im.)</i>	1	0,07	10	3	0,61	64
<i>Formica</i>				1	0,01	1
Фітофаги						
<i>Elateridae (im.,lar.)</i>	3	0,09	15	20	0,50	86
<i>Curculionidae (im.,lar.)</i>	1	0,01	2	2	0,12	17
<i>Melolonta (lar.)</i>	3	0,75	75			
<i>Cassidae (im.)</i>				1	0,02	3
<i>Hemiptera (im.)</i>	1	0,01	1	2	0,14	19
<i>Tenthredinoidea (lar.)</i>				1	0,02	4
<i>Lepidoptera (lar.)</i>	11	1,34	145	21	3,35	356
Разом:	1111	46,06	6337	638	102,75	10014
Індекс K _{is}	156			155		
Сапрофаги	1044	43,36	6002	481	96,88	9242
Фітофаги	19	2,20	238	47	4,15	485
Хижак	48	0,50	97	110	1,72	287

Тут серед сапрофагів домінують дощові черви, личинки двокрилих, наземні моллюски. Частка дощових червів в угрупованні становила в середньому 20% загальної чисельності і 50% маси, еудомінантом є *Nicodrilus georgii* (43% зборів), домінантом – *Dendrobaena octaedra* (30%), *Nicodrilus roseus* (9%) – субдомінант. Серед моллюсків (11 видів) еудомінантом є *Cochlicopa lubrica* (42%), домінантами *Nesovitrea hammonis* (22%) і *Deroceras laeve* (15%), субдомінант – *Pseudotrichia rubiginosa* (7%). Серед коваліків еудомінантом є *Athous niger* (75%). У цьому дубняку найвищу чисельність має популяція сапротрофних личинок *Bibio marci*,

особливо у осінній період – 2320 ос./м^2 з масою $56,75 \text{ г/м}^2$. Характерним є мале різноманіття, низькі показники чисельності і маси двопарноногих багатоніжок. Ядро трофічної групи хижаків утворюють імаго та личинки стафілінід, турунів, павуків і багатоніжок (кістянок). Серед фітофагів домінантами є личинки совок, коваликів і травневого хруща. У трофічній структурі домінують сапрофаги – 94% загальної чисельності та маси, частка фітофагів – 2 і 5%, а хижаків – 4 і 1% відповідно. У заплавному дубняку впродовж вегетаційного періоду основна частина населення (65% чисельності та 36% маси) спільноти ґрунтової мезофауни зосереджена у підстильці, решта заселяє 15–20 см шар ґрунту.

Характерною особливістю цього дубняка є велика амплітуда коливання кількісних показників чисельності і маси тварин у сезонній динаміці угруповання мезофауни. На початку вегетаційного періоду чисельність безхребетних тут становила 162 ос./м^2 з масою $13,79 \text{ г/м}^2$. За відсутності затоплення за рахунок розмноження під час вегетаційного періоду комплекс ґрунтової мезофауни зростає більш ніж у 3 рази (до 506 ос./м^2 з масою $48,80 \text{ г/м}^2$), а до осені – у 16 разів за чисельністю і 5 разів за масою (2667 ос./м^2 і $75,51 \text{ г/м}^2$). За середніми у вегетаційний період показниками у трофічній структурі домінують сапрофаги – 94%, частка фітофагів – 2, а хижаків – 4% чисельності. Ці трофічні групи трансформують відповідно 95%, 4% та 1% енергії загального добового бюджету – $6337 \text{ Дж}\cdot\text{м}^{-2}$.

Будівництво водозахисної дамби змінило гідрологічний режим лісів. Це не лише покращило фітоценотичну структуру екосистеми [22] (діл. IV), але також позитивно позначилося на угрупованні ґрунтових безхребетних. За рахунок сапротрофних тварин – двопарноногих багатоніжок, комах (туруни, ковалики), наземних молюсків на третину (53 таксони) зросло видове різноманіття угруповання, стали вищими кількісні показники їх популяцій (чисельність, маса). Наприклад, серед сапрофагів видове різноманіття двопарноногих багатоніжок збільшилось у 6 разів, а їх чисельність і маса в середньому у 17 і 45 разів відповідно. Еудомінантом тут є *Glomeris connexa* – 58% зборів, субдомінантами: *Leptophyllum nanum* – 8%, *Heteroporatia bosniense*, *Brachydesmus superus*, *Polydesmus comlanatus* – 5,3%, решта є речедентами – 2,6%. У спільноті дощових черв'яків змінилась структура домінування – еудомінантом є *Nicodrilus roseus* 74% зборів, а *Dendrobaena octaedra* – домініант (22%). Загалом, чисельність і маса дощових черв'яків відповідно зростає у 1,8 та 2,7 разів. Серед молюсків (12 видів) домінують *Monachoides vicina* (24%), *Nesovitrea hammonis* (22%), *Bradybaena fruticum* (15%), *Cochlicopa lubrica* (11%), субдомінантами є *Vitrea crystallina* (10%), *Perforatella bidentata* (6%). Маса наземних молюсків зростає у 46 разів. У трофічній групі фітофагів у 4 рази збільшилось різноманіття коваликів, їхня чисельність у 7, а маса у 5 разів. Еудомінантом є *Athous subfuscus* (63%), домініантом – *Athous vittatus* (26%), решта субдомінанти – по 5%. За рахунок павуків та губоногих багатоніжок і деяких інших, удвічі за чисельністю й утричі за масою та кількістю трансформованої енергії, зросла потужність трофічної групи хижаків. Глибина проникнення безхребетних у ґрунтовому профілі зросла до 50-60 см, покращилися фізико-хімічні властивості ґрунту. Середня за вегетаційний період їхня чисельність становила 638 ос./м^2 з масою $102,75 \text{ г/м}^2$ (за відсутності личинок *Bibio marci*). Якщо не брати до уваги чисельність і масу цих сапротрофних личинок у заплавному дубняку, то середні за вегетаційний період показники чисельності та маси цього угруповання, у порівнянні із заплавленим, є у 1,9 рази вищі

за чисельністю з більшою в 3,8 рази масою. У підстилці зосереджується 24-30% чисельності та 19-58% маси безхребетних. Середній за вегетаційний період добовий бюджет трансформованої енергії угрупованням в 1,6 рази вищий, ніж у дубняку затоплюваному, і становить 10014 Дж./м². У трофічній структурі домінують сапрофаги – 82%, частка фітофагів – 6, а хижаків – до 12% чисельності. Ці трофічні групи трансформують відповідно 97%, 2% та 1% енергії загального добового бюджету.

На відміну від заплавного дубняка, внаслідок зменшення обводненості ґрунту, у дубняку за дамбою в підстилці зосереджується в середньому 27% загальної чисельності, а решта, більша частина угруповання (73% чисельності і 66% маси), зосереджена у товщі ґрунту за їх проникнення вглиб до 50–60 см. Такий вертикальний розподіл угруповання ґрунтово-підстилкових безхребетних визначає те, що тваринами підстилки заплавного дубняка трансформується 42%, а незаплавного 28% бюджету добового метаболізму. Основна його частина (72%) здійснюється безхребетними у товщі ґрунту незаплавного дубняка, що працює на покращення ґрунту, підвищення його родючості і потужності.

Висновки

У складі угруповань ґрунтової мезофауни сучасних дубових лісів рівнинної частини долини р. Дністер виявлені безхребетні понад 90 різнорангових таксонів. Вони є типовими для широколистяних лісів, повночлени, представлені безхребетними різних таксономічних і вікових груп та трофічних спеціалізацій. За видовим розмаїттям, чисельністю, масою та трофічною структурою ці угруповання в окремих дубняках відрізняються, залежно від походження, складу, віку деревостану, гідрологічного режиму і господарського використання.

Зміна структури деревостану, внаслідок впровадження і вирощування під наметом дубових насаджень смереки, зумовлює незначне зменшення чисельності та маси ґрунтово-підстилкової мезофауни.

За різноманіттям, чисельністю, масою та трофічною структурою угруповання безхребетних окремих заплавних дубняків відрізняються залежно від гідрологічного режиму. Періодичні та короткотривалі затоплення заплавного дубняка визначають низькі показники різноманіття, чисельності та маси безхребетних підстилки і ґрунту. Глибина поширення тварин у ґрунтовому профілі обмежена в основному потужністю гумусового горизонту.

Зміна гідрологічного режиму екосистеми шляхом будівництва дамби зумовила збільшення біотичного потенціалу угруповання безхребетних ґрунтово-підстилкової мезофауни. Зросло їхнє різноманіття та кількісні показники – чисельність і маса популяцій безхребетних. Внаслідок змін у вертикальному розподілі тварин у товщі ґрунту, більша частка трансформаційних процесів, пов'язаних з їх життєдіяльністю, змістилися з підстилки у товщу ґрунту. Більше видове різноманіття, домінування трофічної групи сапрофагів спричинило активізацію деструкційних процесів. Висока чисельність та різноманіття хижаків, відповідно невисокі показники фітофагів, свідчать про достатні передумови для забезпечення саморегуляції, стійкості і стабільності цих екосистем.

1. Большаков В.Н., Корытин Н.С., Кряжковский Ф.В., Шишмарев В.М. Новый подход к оценке стоимости биотических компонентов экосистем // Экология.– 1998.– № 5. – С. 339-348.
2. Гиляров М.С. Учет крупных беспозвоночных (мезофауна) // Количественные методы в почвенной зоологии. – М.: Наука, 1987. – С. 9-26.
3. Голубець М.А., Марискевич О.Г., Крок Б.О., Козловський М.П., Башта А.-Т.В., Гнатів П.С., Гринчак М.М., Шпаківська І.М., Яворницький В.І. Екологічний потенціал наземних екосистем.– Львів: Поллі, 2003. – 180 с.
4. Голубець М.А., Яворницький В.І. Парцелярна структура и некоторые закономерности распределения почвенной мезофауны в дубняках Предкарпаття // Биогеоценологические исследования на Украине: Тез. докл. III респ. совещ. – Львов, 1984. – С. 57-58.
5. Долин В.Г. Определитель личинок жуков-щелкунов фауны СССР.– К.: Урожай, 1978.– 125 с.
6. Зражевский А.И. Дождевые черви как фактор плодородия лесных почв. – Киев: Изд-во АН УССР, 1957. –270 с.
7. Козловская Л.С. Роль беспозвоночных в трансформации органического вещества болотных почв. – Л.: Наука, 1976. – 211 с.
8. Козловський М., Капрусь І., Рот М. Антропогенні зміни ґрунтових безхребетних у заплавлених екосистемах басейну Верхнього Дністра // Дослідження басейнової екосистеми Верхнього Дністра: Зб. наук. праць. – Львів, 2000. – С.123-138.
9. Кудряшева И.В. Почвенная фауна и ее роль в лесу // Дубравы лесостепи в биогеоценологическом освещении. – М.: "Наука", – 1975. – С. 178-191.
10. Лихарев И.М., Раммельмейер Е.С. Наземные моллюски фауны СССР. – М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1952. – 512 с.
11. Локшина И.Е. Определитель двупарноногих многоножек Diplopoda равнинной части Европейской части СССР.– М.: Наука, 1969.–78 с.
12. Мамаев Б.М. Определитель насекомых по личинкам. – М.: Просвещение, 1972. – 410 с.
13. Определитель обитающих в почве личинок насекомых.– М.: Наука, 1964.– 918 с.
14. Перель Т.С. Распространение и закономерности распределения дождевых червей фауны СССР.– М.: Наука, 1979.– 272 с.
15. Плавильщиков Н.Н. Определитель насекомых: Краткий определитель наиболее распространенных насекомых европейской части России. – М.: Топикал, 1994. – 544 с.
16. Сверлова Н.В., Гураль Р.І. Визначник наземних моллюсків заходу України.–Львів, 2005.– 218 с.
17. Сметана О.М., Сметана Н.М. Структура наземної мезофауни залізрудних кар'єрів Кривбасу // Проблеми екології і охорони природи техногенного регіону: Межвед. сб. науч. тр. – Донецк: ДонНУ, 2003 – С. 161-164.
18. Стойко С.М., Третяк П.Р. Перлини заповідного фонду України // Лісівнична академія наук України: Наук. пр., 2003. Вип. 2. – С. 144.
19. Стриганова Б.Р. Методы фиксации, хранения и лабораторного содержания почвообитающих беспозвоночных // Количественные методы в почвенной зоологии.– М.: Наука, 1987. – С 72–87.
20. Стриганова Б.Р. Питание почвенных сапрофагов. – М.: Наука, 1980. – 244 с.
21. Третяк П.Р., Петрова Л.М., Пацура І.М. Сучасний стан та необхідність збереження природних лісів Верхньодністровської угловини // Лісівнична академія наук України: Наук. пр., 2003. Вип. 2. – С. 96-99.
22. Чернявський М.В., Яценко П.Т., Генік Я.В., Шмідт П.А., Глазер Т. Рівнинні ліси верхньої частини долини Дністра і оцінка їх рівня трансформації // Дослідження басейнової екосистеми Верхнього Дністра: Зб. наук. пр. – Львів, 2000. – С.75-94.
23. Яворницький В.І. Мезофауна грабових дібров верхів'я басейну р.Дністер. 1. Фауністичний огляд. // Західноукр. Зоол. огляд. – Львів, 1994. – N 1. – С. 32-46.
24. Яворницький В.І. Структура угруповань мезофауни грабових дібров басейну верхів'я

- Дністра // Наук. зап. Держ. природознав. музею. – Львів, 2002. – 17. – С. 93-101.
25. Яворницький В.І. Наземна мезофауна дубових лісів Передкарпаття і оцінка її антропогенної трансформації // Наук. вісн. УжНУ. Сер: Біологія.. – Ужгород, 2003. Вип. 12 – С. 93-98.
 26. Яворницький В.І. Состав и биомасса мезофауны и микроартропод в почвах грабовых дубрав // Экология и фауна почвенных беспозвоночных Волино-Подолья. – К.: Наук. думка, 2003. – С. 295-320.
 27. Dunger W.& Fiedler H.J. Methoden der Bodenbiologie. – Stuttgart; New York: (Gustav Fischer Verlag), 1989. – 432 s.
 28. Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. Katalog fauny Polski. Cz. 23. Chrząszcze (Coleoptera), Biegaczowate – Carabidae. Cz. 1. – Warszawa: Państwowe wyd-wo naukowe, 1973. – 2. – 233 s.
 29. Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. Katalog fauny Polski. Cz. 23. Chrząszcze (Coleoptera), Biegaczowate – Carabidae. Cz. 2. – Warszawa: Państwowe wyd-wo naukowe, 1974. – 3. – 430 s.
 30. Stöcker G. & A. Bergmann: Ein Modell der Dominanzstruktur und seine Anwendung. 1. Modellbildung Modellrealisierung, Dominanzklassen // Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung. – 1977. – 17(1). – S. 1-26.

Інститут екології Карпат НАН України, м. Львів
Львівський національний університет ім. І.Франка
E-mail: Javornytska16@mail.ru

УДК 594. 38

О.І. Увасва, С.С. Крамаренко

**ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОВСЮДЖЕННЯ ПЛАНОРБІД (MOLLUSCA:
PULMONATA: PLANORBINAЕ) В ОСНОВНИХ РІЧКОВИХ БАСЕЙНАХ
УКРАЇНИ**

Увасва Е.И., Крамаренко С.С. Особенности распространения планорбид (Mollusca: Pulmonata: Planorbinae) в основных речных бассейнах Украины // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 197-204.

Определен видовой состав планорбид в основных речных бассейнах Украины: бассейн Дуная – 16 видов, Днестра – 17, Южного Буга – 20, Западного Буга – 21, Днепра – 23, Северского Донца – 18, рек Крыма – 7 видов. Установлено, что 15 видов Planorbinae широко распространены, 7 видов приурочены к определенным бассейнам, 3 вида редкие.

Uvayeva, O., Kramarenko, S. Peculiarities of distribution of planorbids (Mollusca: Pulmonata: Planorbinae) in the main river basins of Ukraine // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 197-204.

The structure of species of Planorbinae in the main river basins of Ukraine is established: the Danube – 16 species, the Dniester – 17, the Southern Bug – 20, the Western Bug – 21, the Dneper – 23, the Siversky Donets – 18, the rivers of the Crimea – 7 species. It is established, that 15 species Planorbinae are widespread, 7 species were found to be associated with certain basins, 3 species are rare.

Молюски підродини Planorbinae широко розповсюджені у найрізноманітніших водоймах по всій Україні. Чисельність планорбід у водоймах досить часто сягає високого рівня, у зв'язку з чим ці тварини відіграють важливу роль у колообігу речовини та енергії у природних і штучних гідробіоценозах. Котушкові – невід'ємна складова частина кормового раціону деяких видів риб, водоплавних і болотних птахів. Звичайно, кожен з річкових басейнів має свої гідрологічні і гідрохімічні особливості, які впливають на якість і кількісну різноманітність гідробіонтів, зокрема Planorbinae.

Вивченню планорбід України присвячена низка монографій і оглядових статей [1, 2, 4, 5, 10, 11, 16 та ін.]. Найкраще досліджена фауна Planorbinae у басейнах Дніпра і Дністра, дещо менше – Дунаю, Південного і Західного Бугу, Сіверського Донця, найменш вивченими залишаються водойми степу та Криму [13]. Разом з тим дуже важко порівняти сучасні дані з опублікованими раніше по тій самій території через різні таксономічні підходи при визначенні молюсків. У вітчизняній літературі існує два підходи до систематики прісноводних молюсків: перший – традиційний, або «класичний», який на сьогодні підтримують західноєвропейські малакологи [17]; другий – прийнятий Я.І. Старобогатовим і підтриманий більшістю східноєвропейських дослідників [11 та ін.].

Вивчаючи протягом останніх років фауну молюсків підродини Planorbinae, нами проведено комплексний таксономічний аналіз цієї групи [14] та встановлено, що дана підродина представлена в Україні 25 видами. Саме ці види були враховані при дослідженні хорологічних особливостей планорбід.

Дослідження хорологічних особливостей молюсків підродини Planorbinae є доцільним ще й через те, що планорбїди беруть участь у життєвому циклі трематод із родини Paramphistomatidae як їх облігатні проміжні живителі. Марити парамфістомїд паразитують здебільшого на великій рогатій худобі та вівцях, спричинюючи захворювання на парамфістоматидоз і завдаючи значних економічних збитків державі. Успішна боротьба з цим трематодозом можлива лише за умови глибокого знання видового складу і розповсюдження їх проміжних живителів – молюсків – у різних регіонах України.

Об'єктом досліджень були угруповання прісноводних молюсків підродини Planorbinae фауни України, предметом – особливості розповсюдження планорбїд в основних річкових басейнах України у світлі нових уявлень щодо систематики цієї групи. Перед нами було поставлено такі завдання: з'ясувати видовий склад та частоти трапляння молюсків підродини Planorbinae в основних річкових басейнах України, проаналізувати особливості формування у них малакокомплексів планорбїд.

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом для роботи слугували власні збори авторів (1557 проб), добути протягом 1996–2005 рр. (збори О.І. Уваєвої) та 2004 р. (збори С.С. Крамаренка) у межах усіх основних річкових басейнів України (Дунай, Дністер, Південний і Західний Буг, Дніпро, Сіверський Донець, річки Криму). Також опрацьовано конхологічні колекції Зоологічного музею Львівського національного університету ім. І. Франка, Державного природознавчого музею НАН України (Львів), Зоологічного музею національного науково-природничого музею НАН України (Київ). Частину зборів передано до малакологічних колекцій двох останніх музеїв, а решта зберігається в музейних фондах природничого факультету Житомирського державного університету ім. І. Франка. Визначення видової належності планорбїд проводили за роботами Я.І. Старобогатова [12] та А.П. Стадніченко [11] з урахуванням таксономічних ревізій, проведених останнім часом [14].

Для порівняння фауністичних списків катушкових різних басейнів України використано індекси Чекановського-Сьоренсена (I_{CS}) і Шимкевича-Сімсона (міра включення) (I_{Szs}) [8, 9]. Для кожного виду в різних басейнах розраховано частоту трапляння (P_i). Для використання цього показника у багатовимірних методах аналізу (багатовимірне шкалювання) його було приведено до нормального розподілу. Для цього вихідні дані трансформовано [3, 6]. Щоб уникнути впливу ефекту шкали, ці трансформовані дані було стандартизовано [7]. Для кожного біотопу розрахована кількісна оцінка на основі частоти трапляння даного виду у серії проб від загальної кількості розглянутих у даному біотопі проб. Матрицю подібності для кожної пари видів обчислено за допомогою індексу Піанки (I_{jk}) [15]. При використанні методу багатовимірного шкалювання матрицю з індексами подібності Піанки було перетворено у матрицю відмінностей. Для статистичного аналізу використано пакет комп'ютерних програм STATISTICA 6.0.

Автори дякують старшому науковому співробітнику ДПМ НАН України, к.б.н. Н.В. Сверловій за сприяння у роботі з фондами музею.

Результати досліджень

Найбільшу кількість видів планорбід знайдено у басейні Дніпра – 23. У басейні Західного Бугу відмічено 21 вид, Південного Бугу – 20, Сіверського Донця – 18, Дністра – 17, Дунаю – 16, у річках Криму – 7 (табл. 1).

Таблиця 1

Видовий склад і частота трапляння (%) планорбід в основних річкових басейнах України

Басейни Види моллюсків	Дунай	Дністер	Південний Буг	Західний Буг	Дніпро	Сіверський Донець	Річки Криму
<i>Planorbis planorbis</i> (L.)	8 ¹	10 ^{1, 2}	15	5	49	10	3 ¹
<i>P. philippianus</i> (Loc.)	–	–	–	–	–	–	100 ¹
<i>P. carinatus</i> Müll.	40	–	20	20	20	–	–
<i>Anisus (Disculifer) vortex</i> (L.)	9	11 ¹	10	9	52	9	–
<i>A. (D.) vorticulus</i> (Trosch.)	7	11	11	7	64	–	–
<i>A. (Bathyomphalus) contortus</i> (L.)	5	6	10	9	64	6	–
<i>A. (B.) dispar</i> (West.)	–	–	–	–	–	100	–
<i>A. (Anisus) spirorbis</i> (L.)	12 ^{1, 2}	7 ^{1, 2}	7	4	58	10	2 ¹
<i>A. (A.) dazuri</i> (Mörch)	–	–	–	16	79	5	–
<i>A. (A.) leucostoma</i> (Mill.)	8 ^{1, 2}	13 ^{1, 2}	11	8	56	4	–
<i>A. (A.) perezi</i> (Graells in Dup.)	–	–	–	30	70	–	–
<i>A. (A.) septemgyratus</i> (Rossm.)	9 ^{1, 2}	11 ¹	8	9	54	9	–
<i>A. (A.) strauchianus</i> (Cless.)	–	–	67	–	33	–	–
<i>A. (Gyraulus) albus</i> (Müll.)	9 ¹	21 ^{1, 2}	9	7	45	7	2
<i>A. (G.) stelmachoeitius</i> (Bourg.)	–	–	–	–	100	–	–
<i>A. (G.) acronicus</i> (Fér.)	13 ¹	13 ^{1, 2}	6	11	49	4	4 ¹
<i>A. (G.) rosmaessleri</i> (Auersw.)	8 ^{1, 2}	23 ^{1, 2}	8	3	52	6	–
<i>A. (G.) laevis</i> (Ald.)	6	6 ¹	13	4	59	6	6 ¹
<i>Armiger crista</i> (L.)	10	14 ¹	7	17	38	14	–
<i>A. bielzi</i> (Kimak.)	5	9	5	14	48	19	–
<i>Lamorbis riparius</i> (West.)	–	4	17	4	66	9	–
<i>Segmentina nitida</i> (Müll.)	4 ^{1, 2}	13 ¹	7	8	54	12	2
<i>S. distinguenda</i> (Gred.)	–	–	50	20	30	–	–
<i>S. clessini</i> (West.)	–	43	22	7	14	14	–
<i>Hippeutis complanatus</i> (L.)	2 ¹	17 ¹	6	6	63	6	–
Загальна кількість видів, S	16	17	20	21	23	18	7

Примітка: 1 – трапляються у передгірній зоні басейну; 2 – трапляються у гірській зоні басейну.

Нами вперше знайдено у Південному Бузі *A. strauchianus*, *L. riparius*, *S. distinguenda*, у Сіверському Донці – *A. dazuri*, *L. riparius*. Розраховано частоту трапляння кожного виду моллюсків у 7 досліджених басейнах (табл. 1). Одержані результати свідчать про те, що частина котушкових оселяється в усіх або в більшості

басейнів. Інші види надають перевагу певним басейнам, трапляючись у них відповідно частіше, ніж в інших. Три види Planorbinae знайдено лише у певних басейнах: *P. philippianus* – у річках Криму, *A. dispar* – у Сіверському Донці, *A. stelmachoeitius* – у Дніпрі.

Проведено оцінку подібності різних басейнів за видовим складом катушкових із використанням індексів Чекановського-Сьоренсена (I_{CS}) та Шимкевича-Сімпсона (I_{SZS}) (табл. 2). Найвищий ступінь подібності фауни Planorbinae виявлено між басейнами Дніпра і Західного Бугу ($I_{CS}=95\%$, $I_{SZS}=100\%$). Ці басейни розташовані поряд, і між ними існує система каналів, через які, ймовірно, можливий обмін малакофауною.

Таблиця 2

Індекси подібності фауни планорбід основних річкових басейнів України

	Дунай	Дністер	Півд.Буг	Зах.Буг	Дніпро	Сів.Донець	Річки Криму
Дунай	16	91	83	86	82	80	52
Дністер	94	17	92	89	85	89	50
Півд. Буг	100	100	20	93	93	84	44
Зах. Буг	100	100	95	21	95	87	43
Дніпро	100	100	100	100	23	83	40
Сів.Донець	87	94	94	94	94	18	46
Річки Криму	86	86	86	86	86	86	7

Примітка: над діагоналлю – індекси Чекановського-Сьоренсена (%), під діагоналлю – індекси Шимкевича-Сімпсона (%), по діагоналі – загальна кількість видів, виявлених у басейнах.

Найбільші значення індексів Шимкевича-Сімпсона відмічаються між басейном Дніпра (з одного боку) та басейнами Дунаю, Дністра, Південного та Західного Бугу (з іншого), оскільки у Дніпрі є всі види, які оселяються у згаданих басейнах. Загалом I_{CS} та I_{SZS} мають високі значення, що зумовлено широкою екологічною валентністю катушкових. В останніх є чимало адаптацій, які дозволяють їм розповсюджуватися у найрізноманітніших водних об'єктах. Лише річки Криму порівняно з іншими басейнами мають низький ступінь подібності за видовим складом моллюсків ($I_{CS}=40-52\%$), що пояснюється несприятливими для планорбід природно-кліматичними умовами і, відповідно, невеликою кількістю видів (7), знайдених у Криму. Адже тут місця поселення катушкових розміщені зазвичай локально, вони обмежуються невисихаючими великими водоймами (водосховища, річки, озера, ставки), оскільки невеликі водойми повністю пересихають.

Для подальшого аналізу трансформовану і стандартизовану матрицю частот трапляння моллюсків опрацьовано за допомогою методу багатовимірного шкалювання. На рисунку 1а представлено розподіл семи басейнів у просторі перших двох розмірностей. За обома розмірностями досліджені басейни розпадаються на 3 групи: 1) Сіверський Донець; 2) річки Криму; 3) Західний Буг, Дніпро, Дунай, Південний Буг, Дністер. Найбільші навантаження на першу розмірність мають високі коефіцієнти кореляції з частотою трапляння *P. philippianus*, якого знайдено лише у Криму, та *A. dispar*, якого знайдено лише у Сіверському Донці. Останню групу басейнів розглянуто детальніше. На рисунку 1б помітно, що ця група за першою розмірністю розділяється на 2 підгрупи: до складу першої входять басейни Дніпра і Західного Бугу, а до другої – басейни Дунаю, Дністра і Південного Бугу.

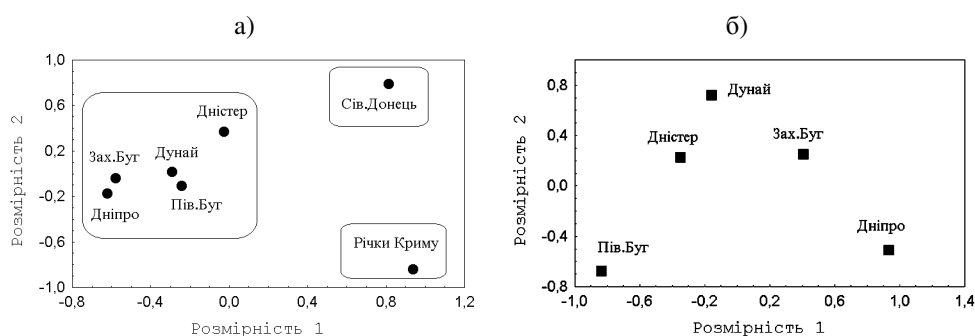


Рис. 1. Розподіл основних річкових басейнів України за видовим складом планорбід і частотою трапляння у площині перших двох розмірностей (результати багатовимірного шкалювання).

Ці дві підгрупи відрізняються тим, що у першій з них трапляються *A. dazuri* і *A. perezi*, які взагалі відсутні у басейнах Дунаю, Дністра і Південного Бугу. З іншого боку (за другою розмірністю), у басейнах Дунаю, Дністра і Західного Бугу часто трапляється *A. acronicus* і, навпаки, рідко (або взагалі відсутні) *A. laevis*, *L. riparius*. У басейнах Південного Бугу і Дніпра спостерігається протилежна ситуація – перший із цих видів трапляється рідко, а другий і третій – часто.

У подальшому нами були проаналізовані особливості формування малакокомплексів планорбід на основі частоти трапляння їх окремих видів у різних басейнах за допомогою методу багатомірного шкалювання. На рисунку 2 показано, що за обома розмірностями 25 видів молюсків розпадаються на 4 групи. Перша містить *A. dispar* (відмічено лише у басейні Сіверського Дінця), друга – *P. philippianus* (відмічено лише у басейні річок Криму). До третьої групи включено *A. dazuri*, *A. perezi*, *A. strauchianus*, *A. stelmachoeitus*, *L. riparius*, *S. distinguenda*. Характерно, що ці види часто трапляються у басейні Дніпра, проте повністю відсутні у басейні Дунаю. Четверта група містить решту видів (17), які поширені майже в усіх досліджених басейнах.

Подальший аналіз проведено, використовуючи трансформовані індекси Піанки за допомогою методу багатовимірного шкалювання. Із одержаної матриці було виключено три види – *P. philippianus*, *A. dispar* і *A. stelmachoeitus*, оскільки кожен з них трапляється лише в одному певному басейні та не несе ніякої інформації про загальну структуру угруповання. Отже, для аналізу було взято 22 види. Результати його можна розглянути у двох аспектах. По-перше, на рисунку 3а помітно, що усі досліджені види планорбід розділилися на дві групи: перша – це види з низькою частотою трапляння у басейні Дніпра (*P. carinatus*, *A. strauchianus*, *A. albus*, *A. crista*, *S. distinguenda*), друга – види, які часто трапляються у Дніпрі (решта). Крім того, на цій діаграмі досить чітко прослідковуються ряди, в яких збільшуються показники частоти трапляння молюсків у басейні Дніпра. Перший ряд: *A. albus* – *A. bielzi* – *P. planorbis* – *A. vorticulus* – *A. contortus* – *A. laevis* – *A. dazuri* – *L. riparius*; другий ряд – *A. albus* – *A. acronicus* – *A. rossmaessleri* – *A. spirorbis* – *A. vortex* – *A. leucostoma* – *S. nitida* – *A. septemgyratus* – *H. complanatus*.

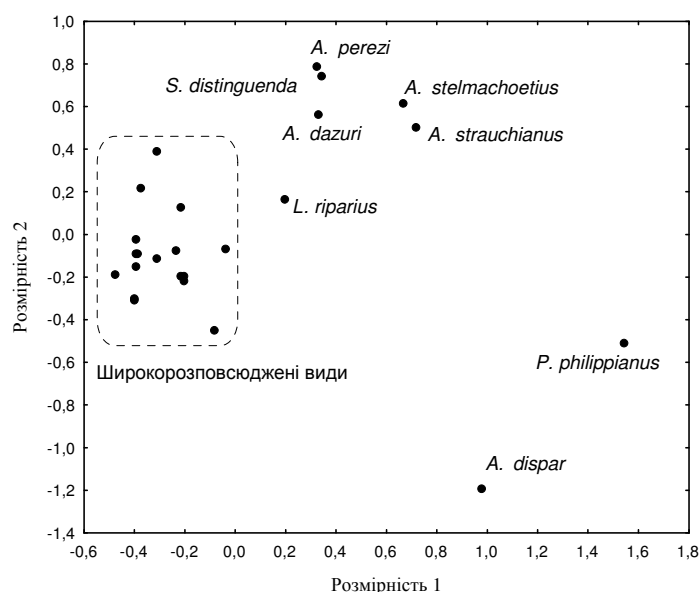


Рис. 2. Розподіл видів планорбід на основі частот їх трапляння в основних річкових басейнах України у площині перших двох розмірностей (результати багатовимірного шкалювання).

По-друге, можна здійснити й інший поділ представленого графічно матеріалу. На рисунку 3б виділено наступні 5 груп:

- 1) види планорбід, які трапляються у більшості досліджених річкових басейнів – *P. planorbis*, *A. vortex*, *A. vorticulus*, *A. contortus*, *A. spirorbis*, *A. leucostoma*, *A. septemgyratus*, *A. albus*, *A. acronicus*, *A. rossmaessleri*, *A. laevis*, *A. crista*, *A. bielzi*, *S. nitida*, *H. complanatus*;
- 2) вид, приурочений до басейну Дністра – *S. clessini*;
- 3) вид, приурочений до басейну Дунаю – *P. carinatus*;
- 4) види, приурочені до басейну Південного Бугу – *A. strauchianus*, *S. distinguenda*;
- 5) види, приурочені до басейну Дніпра – *A. dazuri*, *A. perezi*, *L. riparius*.

Наступна частина роботи була присвячена вивченню видового складу Planorbinae фауни України з урахуванням вертикальної зональності суші. Усі виявлені представники підродини Planorbinae розповсюджені у водоймах рівнинних територій України. У передгірній зоні Карпат (басейни Дунаю і Дністра) виявлено 12 видів катушкових, у гірській – 8, у передгірній зоні Кримських гір – 5 (табл. 1). Слід зазначити, що у гірській зоні Дунаю і Дністра гідрологічні та гідрохімічні умови (велика швидкість течії, кам'янисте дно, низька температура і понижена мінералізація води та ін.) є досить несприятливими для поселення у них планорбід. В основному руслі цих річок молюски трапляються зрідка, переважно вони оселяються у невеличких напівперіодичних і періодичних водоймах. У гірському районі Криму планорбід не знайдено.

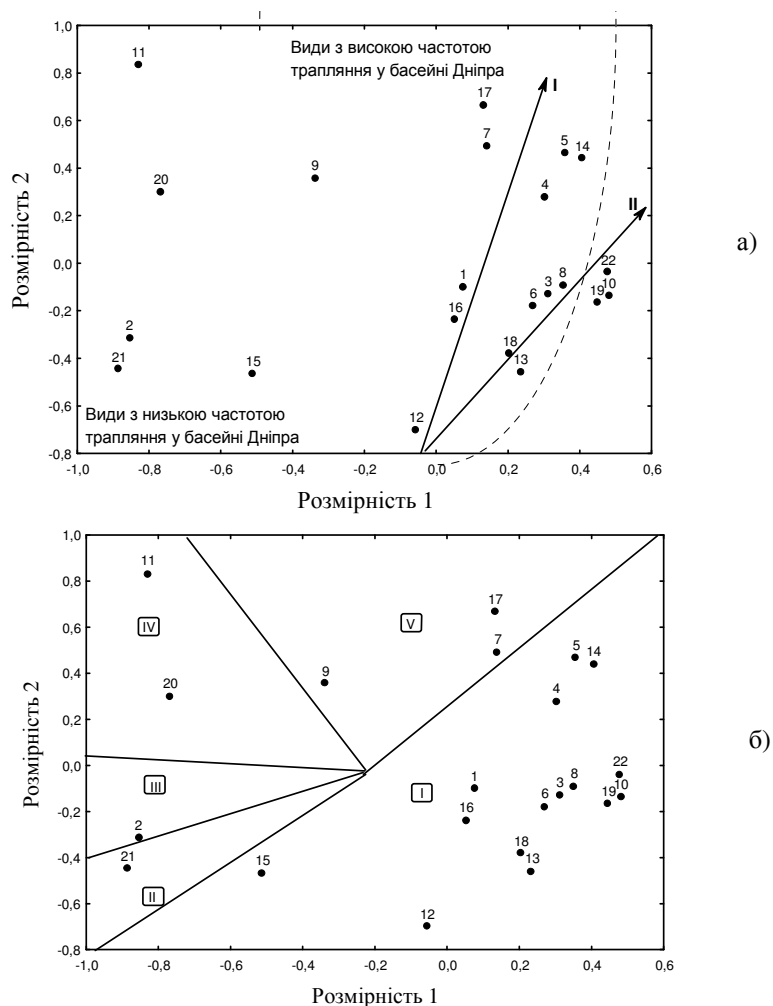


Рис. 3. Розподіл 22 видів планорбід в основних річкових басейнах України на основі індексів Піанки у площині перших двох розмірностей (результати багатовимірного шкалювання): стрілки (I, II) вказують напрямки, в яких збільшується частота трапляння видів у басейні Дніпра: 1 – *P. planorbis*, 2 – *P. carinatus*, 3 – *A. vortex*, 4 – *A. vorticulus*, 5 – *A. contortus*, 6 – *A. spirorbis*, 7 – *A. dazuri*, 8 – *A. leucostoma*, 9 – *A. perezi*, 10 – *A. septemgyratus*, 11 – *A. strauchianus*, 12 – *A. albus*, 13 – *A. acronicus*, 14 – *A. laevis*, 15 – *A. crista*, 16 – *A. bielzi*, 17 – *L. riparius*, 18 – *A. rossmaessleri*, 19 – *S. nitida*, 20 – *S. distinguenda*, 21 – *S. clessini*, 22 – *H. complanatus*.

Висновки

В результаті дослідження хорологічних особливостей Planorbinae виділено 3 групи:

1) широко розповсюджені планорбідиди, які трапляються майже у всіх досліджених басейнах – 15 видів;

2) види, які трапляються у декількох басейнах, але приурочені до певного з них: переважно до басейну Південного Бугу приурочені *A. strauchianus*, *S. distinguenda*, Дунаю – *P. carinatus*, Дністра – *S. clessini*, до басейну Дніпра – *A. dazuri*, *A. perezi*, *L. riparius*;

3) рідкісні види, знайдені лише у певних річкових басейнах: *P. philippianus* – у річках Криму, *A. dispar* – у Сіверському Донці, *A. stelmachotius* – у Дніпрі.

Слід відзначити, що видову самостійність планорбід першої групи визнають як східноєвропейські, так і західноєвропейські (окрім *A. bielzi*) малакологи. Представників двох останніх груп східноєвропейські дослідники розглядають як окремі види, а західноєвропейські – не визнають їх самостійність (окрім *P. carinatus* і *L. riparius*).

У подальшому перспективним, на наш погляд, є з'ясування особливостей формування угруповань прісноводних моллюсків підроддини Planorbinae на території України.

1. Гонтя Ф.А. Малакофауна водоемов басейна Дністра: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Кишенев, 1985. – 22 с.
2. Гураль Р.І. Видовий склад прісноводних черевоногих моллюсків басейну верхів'я Дністра // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біологічна. – 2003. – Вип. 33. – С. 104-109.
3. Животовский Л.А. Популяционная биометрия. – М.: Наука, 1991. – 271 с.
4. Корнюшин А.В., Ляшенко А.В. Малакофауна низовий Дуная в пределах Украины // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 1. – С. 3-19.
5. Куницький В.М., Стадниченко А.П., Куркчі Л.М. Історія вивчення і сучасний стан фауни дрібних моллюсків родини катушкових Великої Волині – проміжних жителів збудників парамфістоматидозів великої рогатої худоби // Матеріали та тез. наук. конф. до 130-річчя Житомир. музею. – Житомир, 1995. – С. 159-161.
6. Лакин Г.Ф. Биометрия. – М.: Высш. школа, 1980. – 293 с.
7. Лица И.Я. Математические методы в биологических исследованиях. Факторный и компонентный анализы. – Рига: Изд-во Латв. ун-та, 1980. – 104 с.
8. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. – М.: Мир, 1992. – 184 с.
9. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. – М.: Наука, 1982. – 285 с.
10. Стадниченко А.П. Обзор фауны пресноводных моллюсков Крыма // Вестн. зоол. – 1979. – № 1. – С. 14-19.
11. Стадниченко А.П. Прудовикообразные (пузырчковые, витушковые, катушковые). – Киев: Наук. думка, 1990. – 292 с. – (Фауна Украины; Т. 29, вып. 4).
12. Старобогатов Я.И. Класс брюхоногие моллюски – Gastropoda // Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. – Л.: Гидрометеоздат, 1977. – С. 165-174.
13. Уваєва О.І. Нарис історії вивчення дрібних катушкових (Mollusca: Pulmonata: Planorbinae) України / Житом. держ. пед. ун-т. Житомир, 2003 р. – 27 с. Бібліогр.: 200 назв. – Деп. в ДНТБ України.
14. Уваєва О.І. Моллюски підроддини Planorbinae (Gastropoda: Pulmonata) України (фауна, систематика, поширення, екологія): Автореф. дис. ...канд. біол. наук. – Київ, 2006. – 23 с.
15. Чертопруд М.В., Удалов А.А. Экологические группировки пресноводных Gastropoda центра европейской России: влияние типа водоема и субстрата // Зоол. журн. – 1996. – Т. 75, вып. 5. – С. 664-676.
16. Wałowski J. Mięczaki. – Łwów: Muz. im. Dzieduszyckich, 1891. – 264 s.
17. Glöer P. Süßwassergastropoden. Mollusca I. Nord-und Mitteleuropas. – Hackenheim: ConchBooks, 2002. – 327 S.

¹Житомирський державний університет ім. І. Франка, e-mail: uvaeva1980@mail.ru,

²Миколаївський державний аграрний університет, e-mail: kssnail@rambler.ru

УДК 568.279.25+569.322+477.43

Г.Ю. Зайцева, М.В. Дребет

РОЛЬ МІКРОМАМАЛІЙ У ТРОФІЧНОМУ РАЦІОНІ СОВИ ВУХАТОЇ (*ASIO OTUS L.*) НА ТЕРИТОРІЇ СХІДНОГО ПОДІЛЛЯ

Зайцева А.Ю., Дребет М.В. Роль микромамалій в трофическом рационе совы ушастой (Asio otus L.) на территории Восточного Подолья // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 205-214.

Методом анализа содержания погадок ушастой совы (*Asio otus L.*) исследован видовой состав микромамалій Восточного Подолья. Определены колебания доли разных видов мелких млекопитающих в составе корма птицы в зависимости от месяца исследования, сезона года и антропогенного воздействия на территорию. Доминирует в кормовом рационе ушастой совы обыкновенная полевка (*Microtus arvalis L.*). Второстепенное значение в питании этого хищника имеют представители рода *Sylvaemus* и домовая мышь (*Mus musculus L.*). Наиболее богатый видовой состав микромамалій среди кормовых объектов сов зарегистрирован в г. Каменец-Подольском. В целом, Восточное Подолье характеризуется более высокими показателями видового богатства микромамалій в погадках ушастой совы, сравнительно с другими регионами Украины.

Zaytseva, H., Drebet, M. The role of small mammals in the diet of long-eared owl (Asio otus L.) on the territory of Eastern Podillya // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 205-214.

The pellets of long-eared owl (*Asio otus L.*) were analyzed and the fauna of small mammals on the territory of Eastern Podillya was established. Fluctuation of a share of different small mammals species in the bird's diet was determined according to investigation site, season and the anthropogenic influence on a territory. The common vole (*Microtus arvalis L.*) is dominant species in a diet of long-eared owl. The species of genus *Sylvaemus* and house mouse are additional prey for this predator. The species composition of small mammals in owl's diet was largest in Kamenets-Podilskij. The species diversity of small mammals in owl's pellets was the highest in the Eastern Podillya comparatively with other regions of Ukraine.

Со́ва вухата (*Asio otus L.*) є звичайним гніздовим видом на території Східного Поділля і в регіоні характеризується відносно високою чисельністю [9]. Оскільки цей вид родини совиних є спеціалізованим міофагом, аналіз умісту його пелеток є ефективним методом з'ясування трофічних зв'язків між мікромамаліями та совою вухатою й уточнення території поширення окремих видів дрібних ссавців [11, 12, 15].

Дослідження пелеток з метою встановлення раціону хижих птахів уперше в Україні застосував І.Г. Підоплічко [14, 15]. Пізніше цей метод широко використовували в дослідженнях інші науковці середини ХХ ст. [9, 15, 18, 19]. У наш час аналіз пелеток хижих птахів знову набув актуальності з огляду на потребу використання ощадливих і гуманних методів збору матеріалу під час вивчення фауни й накопичення необхідних обсягів даних, не вилучаючи рідкісні види з природи й не порушуючи популяцій [2, 11, 13].

Мета нашого дослідження полягала у встановленні видового складу мікромамалій у пелетках сови вухатої, ролі окремих видів у її трофічному раціоні, а також порівнянні результатів аналізу пелеток з різних регіонів Поділля та України.

Матеріал і методика досліджень

Матеріал був зібраний протягом 2002-05 рр. на території Східного Поділля, до якого належать центральна частина та південь Хмельницької області [7]. Для регіону характерні лісостепові й лучно-степові ландшафти. Пелетки збирали біля присад у місцях зимових скупчень сови вухатої у межах м. Кам'янець-Подільського, а також Кам'янець-Подільського і Дунаєвського районів. П'ять присад були виявлені в різних біотопах, які характеризувалися певним типом забудов і рівнем антропогенного навантаження (табл. 1).

Протягом досліджень зібрано та проаналізовано 1423 пелетки. Переважно збірка охоплює осінньо-зимовий період, але також є матеріал за весняні місяці. Детальні дані щодо зимового живлення сов отримали з ділянки №1 в м. Кам'янець-Подільський (Д1), де матеріал зібраний упродовж усього зимового періоду. У середньому зграя сов на цій ділянці налічувала 45 особин (від 10 до 97). У кожній пелетці були рештки 2-3 тварин.

Діагностику видів мікромамалій проводили за особливостями будови фрагментів черепа, щелеп, зубів і зубних рядів. Для видової ідентифікації матеріалу використовували літературні джерела [1, 3, 5, 6, 21].

Результати досліджень

У результаті досліджень решток тварин у пелетках ідентифіковано 3523 особин. Основу трофічного раціону сови вухатої становлять дрібні ссавці (98,7%), а птахи (Passeriformes) і комахи (Insecta) відіграють другорядне значення і є випадковими об'єктами полювання [20].

На основі аналізу пелеток сови вухатої зареєстровано 15 видів дрібних ссавців, більшість яких належать до гризунів (Rodentia) – 98,4%. Вони є основним об'єктом полювання не тільки для сови вухатої, але й для інших видів совиних [7,10]. Комахоїдні (Insectivora) становлять лише 0,3 % від загальної кількості жертв.

У пелетках сови вухатої на території Східного Поділля мікромамалії представлені родинами норицевих (*Arvicolidae*) – 83,1%, мишачих (*Muridae*) – 15,2%, вовчкових (*Myoxidae*) – 0,1% та мідичевих (*Soricidae*) – 0,3 %.

Дані щодо співвідношення чисельності видів мікромамалій у пелетках на окремих ділянках території Східного Поділля представлені в таблиці 2.

Для трофічного раціону сови вухатої на території Східного Поділля характерні високі показники видового багатства мікротеріофауни – у середньому 11 видів на ділянці. На окремих ділянках видове співвідношення відрізняється, оскільки в різних біотопах раціон сов є відмінним. Період накопичення пелеток з ділянок Д1 і Д4 був від листопада до березня, але у пелетках з Дунаєвського району (Д4) не були ідентифіковані такі види, як миша польова (*Apodemus agrarius* Pall.), пацюк мандрівний (*Rattus norvegicus* Berk.), нориця водяна (*Arvicola amphibius* L.), нориця руда (*Myodes glareolus* Schreber.), вовчок горішковий (*Muscardinus avellanarius* L.), мідича звичайна (*Sorex araneus* L.), білозубка мала (*Crocidura suaveolens* Pall.) і вид з ряду кажанів (Chiroptera), а у пелетках з Кам'янець-Подільського району всі ці види були наявні. На нашу думку, це є свідченням більшого видового багатства мікромамалій на ділянці з Кам'яниччини внаслідок мозаїчності міських ландшафтів.

Розбіжності у видовому складі та співвідношенні кількості дрібних ссавців у pelletках є також у межах одного району. Мікротеріофауна м. Кам'янець-Подільського (Д1-Д3) є багатшою (15 видів), порівняно з Совим Яром (Д5) – 10 видів. Це пояснюється широким спектром і більшою фрагментацією екоотопів, які формуються у забудовах, промислових і зелених зонах міста, великою площею і доступністю приміських територій. Значна кількість гризунів на полях біля міста створює для сови вухатої стабільнішу кормову базу, ніж у природних ландшафтах. Абсолютним домінантом (73,4 %) у живленні сови вухатої є нориця польова (*Microtus arvalis* Pall.) (рис.). Вона є найчисленнішим представником з роду *Microtus*, який є головним компонентом у раціоні цього виду (82,70%). Рід *Sylvaemus* становить 8,4% і відіграє додаткову, але важливу роль у харчуванні цього хижака, оскільки є резервним для зміни чи доповнення раціону.

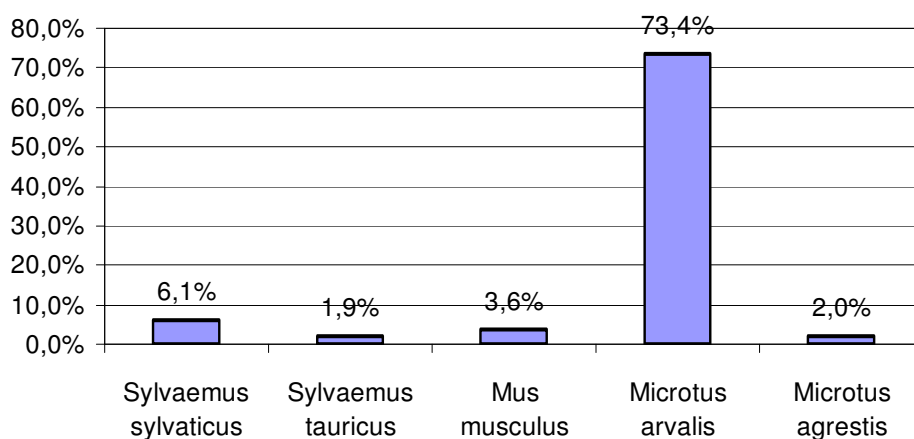


Рис. Співвідношення кількості видів гризунів, найчисленніших у раціоні сови вухатої (*Asio otus L.*)

Значний відсоток чагарникових (мишак лісовий *Sylvaemus sylvaticus* L.) та синантропних видів (миша хатня *Mus musculus* L.) у pelletках сови вухатої пояснюється розміщенням територій, де птах полює. Сова вухата є типовим представником лісостепової фауни, тому вона екологічно пов'язана з лісами, що прилягають до відкритих ділянок, а основні біотопи, де відбувається активне полювання цього хижака – це узлісся, чагарникові степові ділянки та поля [8, 16]. Типово лісові гризуни: мишак жовтогорлий (*Sylvaemus tauricus* Melch.), вовчок горішковий та нориця руда в трофічному раціоні цього виду сов присутні, але помітно поступаються часткою (менше 3%).

Великий відсоток одного виду (нориці польової) у pelletках сови вухатої може бути зумовленим декількома причинами. По-перше – у процесі полювання взимку й навесні сова вухата надає перевагу нориці польовій і це свідчить про вибірковість відлову жертв хижаком (трофічну спеціалізацію) [16, 20]. По-друге, нориця польова –

це найдоступніший корм для сови вухатої, оскільки кількісні співвідношення видів мікромамалій у пелетках значною мірою визначаються їхньою доступністю для відлову хижими птахами [20]. По-третє – ймовірне масове розмноження нориці польової на цей час на території Східного Поділля, оскільки птахи-міофаги чутливі до спалахів чисельності окремих видів мікромамалій і налаштовуються на живлення ними [16, 17].

Хоча сова вухата зберігає трофічну спеціалізацію щодо нориці польової, інколи кормова пластичність цього виду стає вимушеною і дозволяє хижаку пережити несприятливі кормові умови [16]. Перехід у кормовому раціоні з одного виду жертв на інший пов'язаний зі зміною чисельності основного корму, тому нестача в раціоні сови вухатої нориць заміщується мишами й доповнюється комахоїдними ссавцями чи птахами (табл. 2) [20].

Сезонність відіграє значну роль у зміні видового складу та співвідношенні чисельності мікромамалій у пелетках сови вухатої [11, 19]. Зокрема, в осінньо-зимовий період істотний вплив має сніговий покрив. Встановлення постійного снігового покриву (Д2, Д2б, Д3) призводить до зменшення у пелетках видів дрібних ссавців з 15 до 9. Знижується частка мишачих від 21% до 8%, а відсоток нориці польової збільшується з 70% до 90%. Види, знахідки яких у пелетках мали поодинокий характер, на сніговий період випадають з раціону сови (табл. 2).

Сова вухата – звичайний вид на зимівлі в населених пунктах, оскільки там вона має сприятливі мікрокліматичні умови для денного відпочинку та стабільну кормову базу [10]. Порівняння пелеток з населених пунктів (Д1-4) та типового для території Східного Поділля дубово-грабового лісу (Д5) свідчить, що провідну роль продовжує відігравати нориця польова, але відбувається зменшення частки більшості видів у раціоні (табл. 2). Цікавим є зниження частки мишачих гризунів з 16% до 8%. Оскільки настільки мала відносна кількість мишей у лісі, як у пелетках з Д5, є неможливою, це підтверджує думку [16, 20], що у живленні сови вухатої велику роль відіграє вибірковість, а не лише доступність корму. Частка синантропного виду *Mus musculus* збільшується у вибірках з населених пунктів до 4%, що пояснюється більшою кількістю цього виду в антропогенних біотопах.

Сова вухата, поряд з іншими видами птахів-міофагів (совою сірою (*Strix aluco* L.) і канюком (*Buteo buteo* L.)), активно впливає на зменшення чисельності нориці польової в період її масових розмножень [4, 11, 16, 20]. Водночас, частка комахоїдних ссавців у живленні сови вухатої не перевищує 1%, а рідкісні види мікромамалій майже зовсім не потрапляють до раціону (табл. 2). Реальної можливості повного знищення популяції виду-шкідника цим хижаким немає, але допоміжна роль у знищенні шкідливих гризунів зумовлює важливе значення сови вухатої для території, де вона гніздиться чи зимує [9].

Порівняно видовий склад та чисельність мікромамалій у пелетках зі Східного Поділля та з інших регіонів України [9, 11, 19]. Проаналізовано результати аналізу пелеток з ділянок на півночі Хмельницької обл. (Летичівський р-н) – Побужжя, на Закарпатській рівнині (Мукачівський р-н) та в Луганській обл. (Стрільцівський і Провальський степи) (табл. 3).

Таблиця 3

Співвідношення чисельності тварин у pelletках сови вухатої (*Asio otus L.*) на території України

Вид	Регіон України							
	Поділля (наші дані)		Побужжя (Кирик, Черкащенко, 1970)		Закарпатська обл. (Талпош, 1967)		Луганська обл. (Кузнєцов, Кондратенко, 1999)	
	n	%	n	%	n	%	n	%
<i>Sylvaemus sylvaticus</i>	215	6,1	20	6,9	31	4,6	-	-
<i>Sylvaemus tauricus</i>	68	1,9	11	3,8	31	4,6	-	-
<i>Sylvaemus uralensis</i>	13	0,4	-	-	-	-	2	0,5
<i>Apodemus agrarius</i>	38	1,1	-	-	4	0,6	-	-
<i>Mus musculus</i>	127	3,6	-	-	23	3,4	26	7,1
<i>Mus spicilegus</i>	-	-	-	-	-	-	32	8,7
<i>Micromys minutus</i>	21	0,6	-	-	6	0,9	-	-
<i>Rattus norvegicus</i>	2	0,1	-	-	-	-	-	-
Muridae	53	1,5	-	-	-	-	-	-
<i>Microtus arvalis</i>	2587	73,4	223	76,6	539	80,4	-	-
<i>Microtus laevis</i>	-	-	-	-	-	-	232	63,4
<i>Microtus agrestis</i>	70	2,0	37	12,7	-	-	-	-
<i>Microtus spp.</i>	256	7,3	-	-	-	-	-	-
<i>Terricola subterraneus</i>	-	-	-	-	13	1,9	-	-
<i>Arvicola amphibius</i>	12	0,3	-	-	-	-	-	-
<i>Myodes glareolus</i>	1	<0,1	-	-	13	1,9	30	8,2
<i>Lagurus lagurus</i>	-	-	-	-	-	-	5	1,4
<i>Cricetus migratorius</i>	-	-	-	-	-	-	20	5,5
<i>Muscardinus avellanarius</i>	4	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Sicista subtilis</i>	-	-	-	-	-	-	18	4,9
<i>Sorex araneus</i>	1	<0,1	-	-	3	0,4	-	-
<i>Sorex spp.</i>	1	<0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Crocidura leucodon</i>	2	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Crocidura suaveolens</i>	5	0,1	-	-	-	-	1	0,3
Chiroptera	1	<0,1	-	-	-	-	-	-
Passeriformes	43	1,2	-	-	7	1,0	-	-
Coleoptera	3	0,1	-	-	-	-	-	-
Загалом	3523	100,0	291	100,0	670	100,0	366	100,0

Групою, яка формує основу остеологічного матеріалу пелеток в усіх вищезазначених регіонах, є гризуни (98-100%), також у незначній кількості виявлені комахоїдні (не більше 1%), а на Поділлі та Закарпатті – інколи птахи (не більше 2%). У жодному регіоні, окрім Поділля, не виявлено вовчка горішкового, що пояснюється відсутністю цього виду взагалі у східних степових біотопах і нехарактерними для нього умовами поліських і карпатських лісів. Особини з родини мишівок знайдені в пелетках тільки з Луганщини, оскільки в інших регіонах вони рідкісні чи взагалі не поширені.

Мишачі та норицеві гризуни виявлені в пелетках з усіх регіонів України (табл. 3). На Поділлі частка мишей в пелетках сови вухатої висока (15%) внаслідок високої чисельності миші хатньої та мишака лісового в населених пунктах, де сова полювала. Щодо інших територій, то на Побужжі та в Закарпатті присутні *Sylvaemus* spp. і миша хатня, а на Луганщині – *Mus* spp. і мишак уральський (*Sylvaemus uralensis* Pall.). Дендрофільний рід *Sylvaemus* у лісистих регіонах становить значну частку мікромамалій в пелетках сови вухатої (8-11%), а в степах – не перевищує 1%.

У пелетках сови вухатої з усіх регіонів домінують представники роду *Microtus* (63-89%). Тільки на ділянках Хмельниччини та в Закарпатті в пелетках переважає *Microtus arvalis*, а на Луганщині – нориця лугова (*Microtus laevis* Mill.). Кормовий раціон хижака в Луганській обл. поповнюється такими степовими видами мікромамалій, як строкатка звичайна (*Lagurus lagurus* Pall.), хом'ячок сірий (*Cricetus migratorius* Pall.), миша курганцева (*Mus spicilegus* Pet.) і мишівка степова (*Sicista subtilis* Pall.), які не поширені в західних регіонах (табл. 3).

Найбільша видова різноманітність мікромамалій в пелетках сови вухатої спостерігається на території Східного Поділля (15 видів). Це пояснюється широким діапазоном природних умов для існування більшої кількості видів мікромамалій на лісостепових ділянках. Тому гостріше постає проблема збереження наявного видового багатства на території Поділля.

Висновки

Основу трофічного раціону сови вухатої становлять мікромамалії – 98,7%, найбільшу частку в пелетках цього виду совиних становлять гризуни – 98,4%, частка комахоїдних ссавців не перевищує 1%. На видовий склад мікромамалій у трофічному раціоні цього хижака впливають сезонні зміни та середовище існування. Сова вухата відіграє важливу роль у знищенні гризунів.

Найчисленніший представник у пелетках сови вухатої – рід норицеві (82,7%).

Домінантом у живленні сови вухатої є нориця польова (73,4%), додаткову роль відіграють види роду *Sylvaemus* і миша хатня. Домінування нориці польової у пелетках свідчить про її значну чисельність, доступність для відлову і про трофічну спеціалізацію сови вухатої щодо цього виду.

Найбагатший спектр видів мікромамалій у пелетках сови вухатої відзначений для м. Кам'янка-Подільського – 15 видів. У результаті аналізу пелеток цього хижака з різних регіонів України встановлено, що найбільша кількість видів мікромамалій присутня в пелетках зі Східного Поділля (15 видів).

Висловлюємо щирю подяку за допомогу в аналізі пелеток та написанні роботи О. Кагалу, М. Матвееву, І. Загороднюку, А-Т. Башиї, А. Ліщук, А. Гіголошвілі.

1. Аргиропуло А.И. Сем. Muridae – мыши.– М.-Л., 1940. – 172 с. – (Фауна СССР. Млекопитающие; Т.3, Вып.5).
2. Атамась Н. Використання пелеток птахів родини *Laridae* під час вивчення мікротеріофауни // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол. –2002. – Вип. 30. – С. 3-8.
3. Бобринский Н.А., Кузнецов Б.А., Кузякин А.П. Определитель млекопитающих СССР. – М.: Просвещение, 1965.– 377 с.
4. Божанова М.Д., Благосклонов К.Н. О питании пустельги и ушастой совы в Москве // Бюл. Моск. о-ва испытат. природы. Отд. биологии. – 1983. – №3.– С. 42-44.
5. Варшавский С.Н., Крылова К.Т. Основные принципы определения возраста мышевидных грызунов // Фауна и экология грызунов. – М., 1948. – Вып. 3. –С. 179-190.
6. Виноградов Б.С., Аргиропуло А.И. Определитель грызунов. – М.-Л., 1941. – № 29. – 244 с. – (Фауна СССР. Млекопитающие).
7. Геоботаничне районування Української РСР. – К.: Наук. думка, 1977. – 303 с.
8. Гибет Л.А. Питание пернатых хищников в лесостепи Западной Сибири // Орнитология, 1972. – Вып. 10. – С. 194-208.
9. Кырык И.Н., Черкашенко Н.И. Экологическая характеристика ушастой и серой сов Хмельницкой области УССР // Мат-лы IV науч. конф. зоологов пед. ун-тов. – Горький, 1970. – С. 40-43.
10. Константинов В.М., Марголин В.А., Бабенко В.Г. Особенности экологии ушастой совы в антропогенных ландшафтах Центрального района Европейской части СССР // Гнездовая жизнь птиц. – Пермь, 1982. – С.121-132.
11. Кузнецов В., Кондратенко О. Мікротеріофауна заповідних територій Луганщини за результатами аналізу погадок хижих птахів // Заповідна справа в Україні. – 1999. – Т. 5, Вип. 2. – С. 28-29.
12. Мігулін О.О. Звірі УРСР (матеріали до фауни). – К., 1938. – 426 с.
13. Мішта А.В., Кузьменко Ю.В. Досвід вивчення видового складу дрібних ссавців Національного природного парку «Деснянсько-Старогутський» за допомогою аналізу пелеток хижих птахів // Сучасні пробл. зоол. науки: Мат-ли Всеукр. наук. конф. «Наукові читання, присвячені 170-річчю заснування кафедри зоології та 100-річчю з дня народження професора О.Б. Кістяківського». – К, 2004. – С. 124-126.
14. Підоплічко І.Г. Матеріали до вивчення фауни дрібних ссавців погадковим методом // Зб. праць зоол. музею. – К., 1963. – Вип. 32. – С. 3-38.
15. Підоплічко І.Г. Про погадки // Бюл. Київ. станції захисту рослин (СТАЗРО). – 1935. – № 3. – С. 14-19.
16. Пукинский Ю.Б. Жизнь сов // Жизнь наших зверей и птиц. – Л.: Изд-во Ленинград. ун-та, 1977. – Вып.1. – 240 с.
17. Реуцкий Н.Д., Мошонкин Н.Н. Роль мелких млекопитающих в питании ушастой совы (*Asio otus L.*) и серой неясыти (*Strix aluco L.*) в дельте Волги // Экология. – 1984. – № 5. – С. 90-92.
18. Сокур І.Т. Нові матеріали до пізнання фауни дрібних ссавців України // Зб. праць зоол. музею. – К., 1963. – №32.– С. 29-42.
19. Талпош В.С. Матеріали до живлення і розмноження сови вухатої на Закарпатській рівнині // Звітно-наук. конф. – Кременець, 1967. – С.127-130.

20. Тарасов М.П. Мелкие млекопитающие в погядках хищных птиц степного Предкавказья // Бюл. Моск. о-ва испытат. природы. Отд. биологии. – 1979. – №4. – С. 79-84.
21. Pucek Z. (Red.). Klucz do oznaczania ssakow Polski. – Warszawa: Panst. Wydaw. Nauk., 1984. – 388 p.

Інститут екології Карпат НАН України, Львів,
e-mail: zykm@dallans.kp.km.ua, zaitsevasonia@yahoo.com
Кам'янець-Подільський державний університет,
e-mail: deema@ok.kz

Таблиця 1

Характеристика ділянок з присадами сови вухатої (*Asio otus* L.)

Ділянка	Пункт збирання пелеток	Кількість пелеток	Середовище, в якому виявлено присаду сов	Період накопичення пелеток	Присада сов	Територія полювання сов
Д1	м. Кам'янець-Подільський	658	щільна міська забудова з обмеженим озелененням	11. 2003 р. – 02. 2004 р.	<i>Betula pendula</i> Roth., <i>Picea abies</i> Karsten, <i>Carpinus betulus</i> L.	міські забудови, дендропарк, приміські поля
Д2	м. Кам'янець-Подільський	35	щільна міська забудова з обмеженим озелененням	01. 2005 р. (сніговий покрив)	<i>Salix alba</i> L., <i>Fraxinus excelsior</i> L., <i>Thuja occidentalis</i> L.	міські забудови, дендропарк, приміські поля
Д2а	м. Кам'янець-Подільський	200	щільна міська забудова з обмеженим озелененням	03. 2005 р.	<i>Salix alba</i> L., <i>Fraxinus excelsior</i> L., <i>Thuja occidentalis</i> L.	міські забудови, дендропарк, приміські поля
Д2б	м. Кам'янець-Подільський	100	щільна міська забудова з обмеженим озелененням	11. 2005 р. (сніговий покрив)	<i>Salix alba</i> L., <i>Fraxinus excelsior</i> L., <i>Thuja occidentalis</i> L.	міські забудови, дендропарк, приміські поля
Д3	м. Кам'янець-Подільський	36	промислові території	01. 2005 р. (сніговий покрив)	<i>Pinus sylvestris</i> L.	приміські поля
Д3а	м. Кам'янець-Подільський	101	промислові території	04. 2005 р.	<i>Pinus sylvestris</i> L.	приміські поля
Д4	с. Тинна, Дунаєвський р-н	129	щільна сільська забудова з обмеженим озелененням	11. 2003 р. – 02. 2004 р.	<i>Picea abies</i> Karsten	сільські забудови, поля, сад, узлісся
Д5	Совий Яр біля с. Колодівка, Кам'янець-Подільський р-н	164	дубово-грабовий ліс	04. 2002 р.	<i>Pyrus communis</i> L.	лісовий масив, поля.

Таблиця 2

Видовий склад та кількісні співвідношення особин тварин у пелетках сови вухатої (*Asio otus* L.)
(в таблиці використано акроніми видових назв)

Пелетки	Asio otus																Загалом	
	Д 1		Д 2		Д2а		Д2б		Д 3		Д3а		Д 4		Д 5			
Назва виду	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
<i>Sy-syl</i>	143	8,6	7	7,1	9	2,0	4	1,7	3	4,4	2	0,8	32	11,3	15	3,2	215	6,1
<i>Sy-tau</i>	41	2,5	3	3,0	2	0,4	-	-	-	-	-	-	17	6,0	5	1,1	68	1,9
<i>Sy-ura</i>	5	0,3	-	-	1	0,2	-	-	1	1,5	3	1,2	3	1,1	-	-	13	0,4
<i>Ap-agr</i>	26	1,6	1	1,0	3	0,7	2	0,8	3	4,4	1	0,4	-	-	2	0,4	38	1,1
<i>Mu-mus</i>	66	3,9	4	4,0	3	0,7	3	1,3	-	-	2	0,8	44	15,5	5	1,1	127	3,6
<i>Mi-min</i>	13	0,8	1	1,0	1	0,2	-	-	-	-	1	0,4	4	1,4	1	0,2	21	0,6
<i>Ra-nor</i>	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,2	2	0,1
Muridae	47	2,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	1,3	53	1,5
<i>Mi-arv</i>	1157	69,2	81	81,8	423	92,4	221	93,6	59	86,8	225	92,2	167	58,8	254	55,0	2587	73,4
<i>Mi-agr</i>	32	1,9	2	2,0	10	2,2	6	2,5	1	1,5	10	4,1	5	1,8	4	0,9	70	2,0
<i>Microtus</i> spp.	100	6,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1,8	151	32,7	256	7,3
<i>My-gla</i>	2	0,1	-	-	6	1,3	-	-	1	1,5	-	-	-	-	3	0,6	12	0,3
<i>Ar-amp</i>	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	<0,1
<i>Mu-ave</i>	2	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,4	4	0,1
<i>So-ara</i>	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0	1	<0,1
<i>Sorex</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,2	1	<0,1
<i>Cr-leu</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,7	-	-	2	0,1
<i>Cr-sua</i>	5	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0,1
Chiroptera	1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	<0,1
Passeriformes	26	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1,8	12	2,6	43	1,2
Coleoptera	3	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0,1
Загалом	1672		99		458		236		68		244		284		462		3523	

UDC 599.4: 575.856 (47)

I. Zagorodniuk, T. Postawa

SPATIAL AND ECOMORPHOLOGICAL DIVERGENCE OF *PLECOTUS* SIBLING SPECIES (MAMMALIA) IN SYMPATRY ZONE IN EASTERN EUROPE

Загороднюк І., Постава Т. Просторова та екоморфологічна дивергенція видів-двійників *Plecotus* (Mammalia) у зоні симпатрії у Східній Європі // Науч. зап. Гос. природоведч. музея. – Львов, 2007. – Вып. 23. – С. 215-224.

Рід вуханів представлений у фауні регіону двома видами, *P. auritus* та *P. austriacus*, що формують широку зону симпатрії у західних областях України. За краніометричними ознаками (таких 23) види є дуже подібними і мають середню відмінність за коефіцієнтом дивергенції Майра $CD=2,42$, а за відношенням Хатчінсона — $HR=1,076$. Максимальні розходження видів за обома показниками стосуються лише 4-х: довжини слухового барабану Bul ($CD=4,60$, $HR=1,16$), довжини верхнього зубного ряду CM3 ($CD=4,10$, $HR=1,112$) та нижнього зубного ряду, im3 ($CD=4,04$, $HR=1,12$). Ці дані свідчать про початкові стадії диференціації видів за ознаками, явно пов'язаними з трофікою та загалом з харчодобувною активністю. Досягнення і перевищення критичних значень має місце лише за однією (першою) ознакою, що свідчить про значну схожість видів за екологічними перевагами.

Zagorodniuk, I., Postawa, T. Spatial and ecomorphological divergence of *Plecotus* sibling species (Mammalia) in sympatry zone in Eastern Europe // Proc. of the State Nat. Hist. Museum. – Lviv, 2007. – 23. – P. 215-224.

Genus *Plecotus* is presented in the fauna of region by two sibling species, *P. auritus* and *P. austriacus*, which form wide sympatry zone in the western provinces of Ukraine. By craniometrical characters (23 characters were investigated), the species are much closed and have average distance by Mayr's coefficient of divergence $CD=2.42$, and by Hutchinsonian ratio $HR=1.076$. Maximal displacements of species in both indices are concerning just four characters: length of auditory bulla Bul ($CD=4.60$, $HR=1.16$), length of upper toothrow CM3 ($CD=4.10$, $HR=1.12$), and lower toothrow im3 ($CD=4.04$, $HR=1.12$). All the data abundantly evidence of earlier stages of species differentiation in characters, which clearly related with trophism as well as hunting activity in a whole. Exceeding of critical values take place just in one (first among mentioned) character, that suggest considerable similarity of species in ecological preferences.

Introduction

Sibling species represent unique model to investigate mechanisms of early taxonomic differentiation of species. Just in the territory of Eastern Europe there are about 15 superspecies groups, which include two or more morphologically closed, sibling or cryptic species, or different taxa of unclear rank [10–11, 20–21, 25].

One of the most "hard" groups is long-eared bats, genus *Plecotus*, which represented more than six problematic taxa. Long times genus *Plecotus* was considered a polytypic group, but in the middle of XX century all long-eared bats were joined into the only species, *P. auritus* (s. l.), which was split recently again on the several species. During long time of investigation in the territory of post-soviet countries, just the only polytypic species was recognize, *Plecotus auritus* (sensu lato).

Due to pioneer investigations of Ju. Krochko [13–12], A. Ruprecht [18–19] and P. Strelkov [22–23] in 1984–1988, East European *Plecotus* were revised in a whole. It was

shown, that this genus is represented in the studied region by two closed species, *P. auritus* (s. str.) and *P. austriacus*, which were recognized in most following studies.

Change of traditional polytypic species concept (PSC) on the concept of "small" species (CSS) [7, 25] allows to analyze pattern of genus on species level and to form the hypotheses about historical dynamics of closed species, like to *Plecotus auritus* and *P. austriacus*. East-European populations of studied species are more similar, than Central-European ones, that is explained mainly by increasing of sizes of *Plecotus auritus*. Closing in morphology of related species in a zone of their sympatry corresponds to the model of opposite isomorphism as a way of formation of sibling-species.

Materials and methods

Collections of 6 zoological museums of Ukraine were investigated: State Natural History Museum in Lviv (SNHM), National Natural History Museum in Kyiv (NNHM), Zoological Museum of Lviv National University (ZMLU), Museum of Nature of Kharkiv National University (MNKU), Zoological Museum of Kyiv National University (ZMKU), Zoological Museum of Uzhgorod National University (ZMUz).

All samples were re-identified using morphological and skull characters, described in special publications [6, 8, 18, 22, 34]. Both species of *Plecotus* were identified in collections with ratio: 35 *P. austriacus* and 55 *P. auritus*. Collected specimens of *P. austriacus* are listed in Annex 1, and records of both species are presented on map (Fig. 1). Data on species distribution based on investigations of bats in collections as well as in the field were partially described in special articles [5, 26–27].

For craniometrical analysis, samples were added by specimens from collection of Institute of Animal Systematics and Evolution PAS (Krakow). Totally, 23 skull and mandible measurements (Annex 2) were made using caliper to within 0.1 mm. All statistical operations were calculated in MS Excel. Two indices were used for species comparison, Mayr's coefficient of divergence (*CD*) and Hutchinsonian ratio (*HR*), given below. Peculiarities of their application for sibling species were described earlier [29, 32]:

$$CD = (AVE_1 - AVE_2) / s.d.; HR = AVE_1 / AVE_2,$$

where *AVE*₁ and *AVE*₂ are average values of metric character in compared samples, and *s.d.* is standard deviation of character's values.

Distribution pattern

All classical faunal reviews mention the only species of long-eared bats in Eastern Europe, *Plecotus auritus* [1, 12]. Traditional views on taxonomy of *Plecotus* in our region were initially changed concerning Transcarpathians, where *P. austriacus* was identified among *P. auritus* samples [13–14, 19]. Later *P. austriacus* was registered in some localities of Podolian Upland [5, 16], south-western part of Byelorussia [3], in northern Black sea region [23], in the Crimea and neighboring parts of Black sea and Azov sea regions [27]. In the Central and Eastern Ukraine just *P. auritus* are known up today [26].

In all the cases, a zone of sympatry of these two species concerns to the Southern and Western parts of Eastern Europe. There is the following correlation in distribution of a *Plecotus auritus* and its zone of a sympatry with in East Europe.

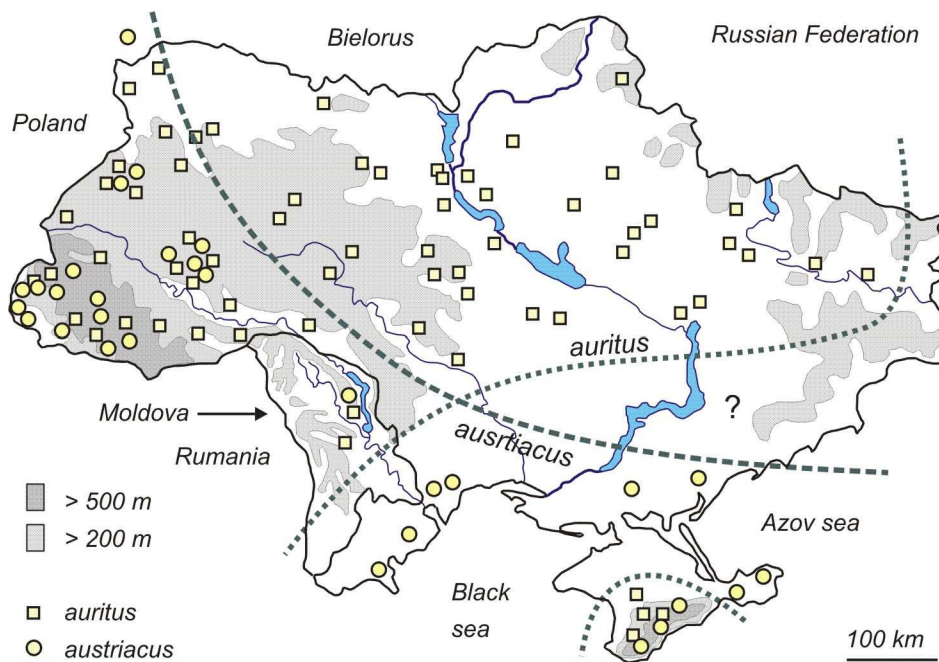


Fig. 1. Geographical distribution of two *Plecotus* species in Ukraine after analysis of collections and field investigations. Squares indicate known records of *P. auritus*, circles – *P. austriacus* (after [26], with additions according to [4, 17, 24, 33, 34] and new data). Lines are borders of ranges.

Most findings of *Plecotus* in Ukraine belong to species *Plecotus auritus* (Fig. 1). Geographical range of *P. austriacus* covers just south-western and southern parts of the region. Records of *P. austriacus* are listed below and presented in the map. Majority of *Plecotus austriacus* records come from the western regions of Ukraine. Here, wide sympatry zone with *P. auritus* exists. Known collected specimens of *P. austriacus* from the Ukraine are listed in the Annex 1. There are 30 records from 6 provinces, totally 48 specimens of this species. All other records belong to *P. auritus*. Distribution of all records in a time has shown some increasing of portion of *P. austriacus* during XX century (Fig. 2).

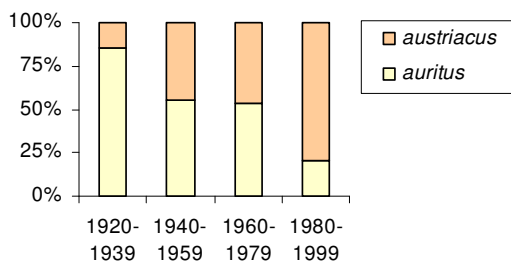


Fig. 2. Distribution of number of known collected samples of *Plecotus* sibling species in a time (data from Ukrainian museums). Totally, there are 53 records of *P. auritus* and 43 records of *P. austriacus* (for listed periods data distributed as 7, 51, 32, and 5 specimens).

Craniometry

Variation of 23 craniometrical characters was studied (Table 1). These measurements completely characterized size and proportions of skull a whole, all parts of the skull (rostrum, teeth, brain-case) and all types of dimensions (length, width, height). Data from the Table 1 clearly shown, that studied measurements play very different role in species differentiation. No measurement reaches critical values of the Mayr's coefficient of divergence ($CD > 6.0$) and Hutchinsonian ratio ($HR > 1.26$). There are 5 characters with relatively high $CD > 3.5$, and 5 ones with $HR > 1.10$.

To compare the contribution of different characters in general differences of species, all values of CD and HR were normalized. Most significant characters are the following 7 (last column in Table 1): canine-basal length of skull (CCL) upper and lower toothrows ($CM3$, $PM3$, $im3u$, $cm3u$), length of auditory bulla (Bul).

Data on HR distribution confirm the rule known as "character displacement". Differences between closed species appear in features related to feeding niche, and these differences should reach the value $HR = 1.26$ [9, 15]. In our case, highest value reach just $HR = 1.16$ for bulla length (Bul), and another best values are $HR = 1,15$ in mandible height (MaH), and 1.12 in length of both upper ($CM3$) and lower ($cm3$) tooththrow.

Table 1

Skull measurements of *Plecotus auritus* and *P. austriacus* (average \pm st. dev.)

Metric character	Character values		Difference values*		Normalized deviate		
	<i>auritus</i> n=60	<i>austriacus</i> n=57	CD	HR	CD	HR	Aver.
<i>CRA</i>	16.24 \pm 0.35	17.31 \pm 0.37	2.96	1.066	0.42	-0.24	0.09
<i>CBL</i>	15.07 \pm 0.32	16.20 \pm 0.34	3.39	1.075	0.76	-0.01	0.37
<i>CCL</i>	14.43 \pm 0.30	15.59 \pm 0.33	3.70	1.081	1.00	0.13	0.56
<i>IOR</i>	3.65 \pm 0.15	3.55 \pm 0.09	0.79	1.027	-1.27	-1.22	-1.25
<i>Zyg</i>	8.71 \pm 0.22	9.16 \pm 0.23	2.05	1.052	-0.29	-0.59	-0.44
<i>BCr</i>	8.88 \pm 0.25	9.36 \pm 0.21	2.08	1.053	-0.27	-0.55	-0.41
<i>IM3</i>	6.22 \pm 0.19	6.76 \pm 0.20	2.78	1.087	0.28	0.29	0.29
<i>CM3</i>	5.31 \pm 0.13	5.95 \pm 0.18	4.10	1.120	1.30	1.12	1.21
<i>PM3</i>	3.95 \pm 0.16	4.36 \pm 0.09	3.06	1.104	0.49	0.70	0.60
<i>M33</i>	6.25 \pm 0.16	6.40 \pm 0.21	0.79	1.024	-1.27	-1.30	-1.28
<i>CC</i>	3.71 \pm 0.12	4.09 \pm 0.17	2.47	1.100	0.03	0.61	0.32
<i>HRo</i>	3.76 \pm 0.22	4.03 \pm 0.19	1.27	1.071	-0.90	-0.12	-0.51
<i>RZg</i>	3.70 \pm 0.19	3.88 \pm 0.16	1.05	1.050	-1.07	-0.64	-0.85
<i>PAL</i>	6.53 \pm 0.23	6.95 \pm 0.26	1.70	1.063	-0.56	-0.31	-0.43
<i>HCr</i>	5.62 \pm 0.24	5.73 \pm 0.24	0.43	1.019	-1.55	-1.42	-1.48
<i>HCB</i>	7.37 \pm 0.20	7.66 \pm 0.26	1.24	1.039	-0.92	-0.91	-0.92
<i>BOc</i>	5.10 \pm 0.19	5.21 \pm 0.19	0.61	1.023	-1.41	-1.32	-1.36
<i>Bul</i>	4.07 \pm 0.15	4.72 \pm 0.13	4.60	1.161	1.70	2.14	1.92
<i>MaL</i>	10.52 \pm 0.25	11.36 \pm 0.26	3.21	1.079	0.61	0.09	0.35
<i>MaH</i>	2.95 \pm 0.15	3.40 \pm 0.12	3.17	1.151	0.58	1.88	1.23
<i>im3</i>	6.64 \pm 0.17	7.26 \pm 0.15	3.79	1.094	1.07	0.46	0.76
<i>cm3</i>	5.69 \pm 0.18	6.40 \pm 0.17	4.04	1.124	1.26	1.20	1.23
average			2.42	1.076	5 best:	5 best:	5 best:
st. dev.			1.28	0.040	≥ 1.00	≥ 0.70	≥ 0.56

* Values for 5 most differenced characters are bolded: $CD > 3.5$ and $HR > 1.10$.

Topography of best characters

Topography of characters with large diagnostic values is very regular: all leading characters, in which best differences between species are registered, deal with dental and mandibular apparatus, and with sound system (Fig. 3, *a-b*).

Data on the species differentiation in the skull measurements allows considering that main trends in morphological divergence of *Plecotus* sibling species are in the differentiation of feeding niche. All main differences consist in primary divergence of species in “trophic” set of characters: the length of tooththrow, mandible, and bulla. No significant features like width or height of neurocranium part of skull were found.

Data presented on Figure 3 clearly shown, that all the best characters have relations with feeding characters, and all of them are connected with main axis of skull. Maximal displacements of species in both indices are concerning with the following cranial characters (after Table 1): length of auditory bulla, *Bul* ($CD=4.60$, $HR=1.16$), main length of upper tooththrow, *CM3* ($CD=4.10$, $HR=1.12$), and lower tooththrow, *cm3* ($CD=4.04$, $HR=1.12$). Also, Mayr’s index shown high values for two related characters: “canine” skull length, *CCL* ($CD=3.70$) and length of lower tooththrow, *im3* ($CD=3.79$). By the same way, Hutchinson ratio shown high values for two another characters related to food catch: length of check tooththrow, *Pm3* ($HR=1.10$), and height of mandible, *MaH* ($HR=1.15$). All the data abundantly evidence of earlier stages of species differentiation in characters, which clearly related with trophism and hunting activity in a whole.

Comparison of Hutchinsonian and Mayr’s indices

Data presented on Figure 4 demonstrate some coincidence between two estimations of differences in species characters. These both indices, Hutchinsonian ratio (HR) and Mayr’s coefficient of divergence (CD), were compared with each other, using data from Table 1. Coefficient of correlation between these two variables (HR and CD) is very high ($r=0,882$), that indicates on their non-random relation.

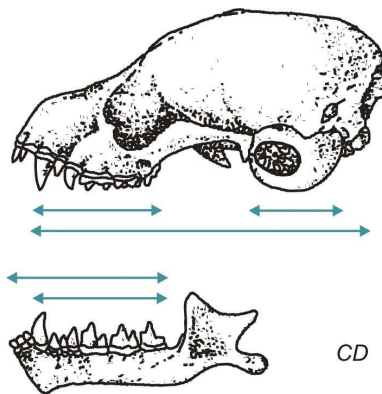


Fig. 3a. Topography of 5 most significant skull and mandible measurements according to Mayr’s coefficient of divergence ($CD>3.50$).

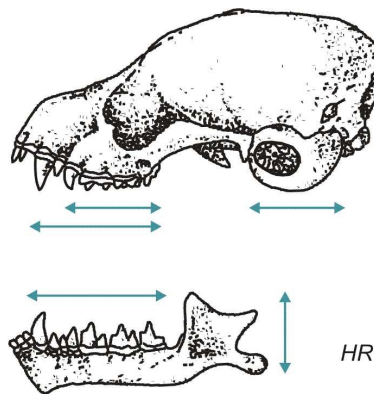


Fig. 3b. Topography of 5 most significant skull and mandible measurements according to Hutchinsonian ratio ($HR>1.10$).

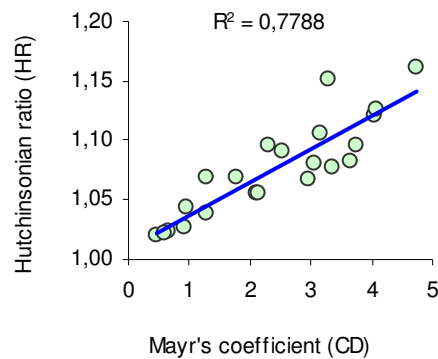


Fig. 4. Relationships between values of Hutchinsonian ratio (HR) and Mayr's coefficient of divergence (CD), that were estimated as level of species differences for total set of skull and mandible measurements. Plot was made after data from Table 1 (excluding four special characters listed in last rows of Table 1).

High correlation between these two indices can be explained by just one reason: non-random level of character's variation. Calculations shown mean coefficient of variation for all the characters $C.V. = 3.19\%$ (3.35 in *Plecotus auritus* and 3.04 in *P. austriacus*). This linear equation is $y = 0.0269x + 1.0104$. Evidently, both indices *in pari causa* depend on difference between average values ($AVE_1 - AVE_2$ or AVE_1/AVE_2), but regression slope fully determinates by $C.V.$ In case of high variation (for example, 10 or 20 %) two coexisting species can reach high values of HR at smallest CD , and *vice versa*. Therefore, value of $C.V.$ is significant and cannot be too small as well as too big.

Two such coexisting species have just two ways to reach minimal differences in some ecomorphological characters: (i) by increasing of linear differences, (ii) by reduction of variation [30]. Both ways separately are very expensive, because lead into heightened specialization. Thus, these two processes in accords can provide the minimal changes in evolutionary differentiations of closed species.

Both indices demonstrate different relations with levels of character variations (Fig. 4): HR doesn't depend and CD significantly depends on $C.V.$ It can indicates on competence of author's hypothesis, that general differences between species don't depend on absolute value of character, but should succeed by means of reduction of character variation [28, 30]. Such result, first of all, appropriates in case of invasions and other changes of species geographical ranges. The latter are typical for natural history of most pairs of mammal sibling species in Eastern Europe [31]. Obtained data support idea, that differences are most expressed in small-sized characters (Fig. 5).

Hypotheses on relations of *Plecotus* species

Diversity of viewpoints on differentiation of *Plecotus* sibling species occurring in Eastern Europe can be reduced to the two following concepts:

1. Wide-spread "western" concept based mostly on the known picture of geographical ranges: the gray bat distributed (prefer) in mountain regions, and the brown bat prefers lowlands. Most findings of *Plecotus auritus* come from northern (= lowland) regions, whereas *P. austriacus* known first of all from southern (= mountain) parts of the continent. Such interpretation likes to the idea of scale "cool-and-worm countries". On author's opinion, wide sympatry zone of these two species in Central Europe is secondary, due expansion of both species in quasi-natural landscapes of this region.

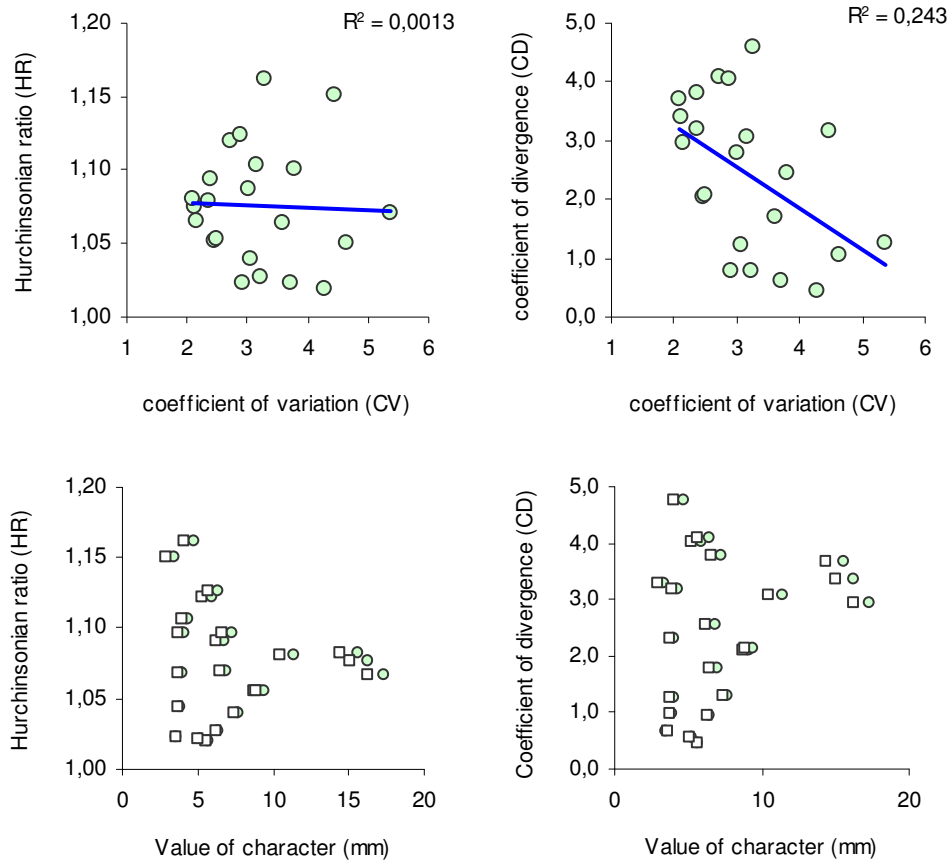


Fig. 5. Analysis of some quality of the Hutchinsonian ratio (*HR*) and the Mayr's coefficient of divergence (*CD*): relations of both indices with variation of characters (upper row) and with absolute values of characters (lower row). Plots were made using data from the Table 1.

2. "Eastern" ("soviet") concept deals with erroneous idea, that two *Plecotus* species (subspecies in former articles) are allopatric, and *Plecotus austriacus* ("*P. a. wardi*" auct.) is the marginal in scale of East Europe "southern" species, and the Carpathians is considered as geographical border between two species (for example: [1]).

New investigations have shown a presence of wide sympatry zone of these two species (see map on Fig. 1). Moreover, this new point of view on species relations in Eastern Europe is based not only on recent records, but also on re-identifications of the old collection samples. It is likely, that two *Plecotus* species had initially allopatric distribution, and had form sympatry zone in recent time. It appears most likely just after human colonization of the most part of Europe, and both species had extended their ranges and abundance due to their evident bent to synanthropy, especially in case of *P. austriacus*.

Saving initial trends in geographic variation, species of *Plecotus* form morphologically differentiated sympatric populations (according to author's model of autogenetical mechanisms of speciation in sibling complexes [28]). It is clear, that levels of character displacements in investigated pair of species are relatively small against prospective displacement for sympatric pairs of related species. But in all the cases these differences cover the nonrandom set of characters, related with prey activity of species.

Acknowledgments. The investigations is carried out due to support of Prof. A. Nadachowski and Prof. B. Wołoszyn (Institute of Animal systematics and evolution PAS), and due to help of our colleagues from zoological museums of Lviv and Kyiv.

Annex 1. Records of *Plecotus austriacus* confirmed by museum samples

Lviv province: ♦ Lviv city, Medovi caves, n=1 (1♂, 4.03.61, Kushniruk, ZMLU #504 skin). ♦ (ibidem), n=1 (1♀, 18.03.69, Kysil, ZMLU #496 skin [ident. not precise]). ♦ (ibidem), n=2 (2♂, 30.01.54, Opalatenko, SNHM #1057/3-4 skin+skull). ♦ Lviv city (pub), n=1 (1♀, 20.02.51, Khomjak, SNHM #1062/2 skin+skull). ♦ Lviv city (centre), n=1 (1♂, 04.04.52, Grichishyn, SNHM #1062/3 skin+skull). ♦ Lviv city (Radjanska str. (=Vinnychenko)), n=1 (1♀, 03.02.54, Tatorynov, SNHM #1062/5 skin+skull). ♦ Lviv city (Block str.), n=1 (1♂, 23.03.61, Maznova, NNHM #12591 skin [ident. not precise]). ♦ Ugniv vil. (90 km NW of Lviv), n=4 (2♀+1♂+1♂, 11.03.67, leg.?, ZMLU 494, 495, 497, 498 skin+skull [just 2 skull]). ♦ Yavoriv dstr., Stradch (cave), n=1 (1♂, 13.02.55, Tatorynov, SNHM #1058/6 skin+skull). ♦ Yavoriv dstr., Ivan-Frankove, n=1 (1♂, 12.02.02, Gyzij, ZMLU #508 skin+skull). ♦ Drogobych (Suvorova str.), n=1 (1♂, 26.10.67, Dumanski, ZMLU #12593 skin+skull). **Ternopil province:** ♦ Nyzhnje Kryvche vil., cave [Kryshtaleva?], n=1 (1♂, 12.60, Maznova, ZMLU ST509). ♦ Borschiv dstr., Bilche-Zolote [Verteba cave?], n=3 (1♂+2♀, 02.02.51, Antonenko, SNHM #1059/1-3 skin+skull). ♦ (ibidem), n=1 (1♂, 27.03.52, Lysenko, SNHM #1059/4 skin+skull). ♦ Borschiv dstr., Vysichka (castle), n=3 (3♂, 30.03.52, Lysenko, SNHM #1061/1-3 skin+skull). **Zakarpatska province¹:** ♦ Beregy city, n=5 (3♂+2♀, Abelentsev, 23.07.47, NNHM #303–307 skin+skull). ♦ Uzhgorod (church), n=2 (1♂+1♀, Abelentsev, 9.08.47, NNHM #310, 8791 skin+skull). ♦ Uzhgorod (city), n=1 (1♂, leg.?, 4.05.49, ZMUz #102, skin). ♦ Uzhgorod (cellar), n=1 (1♂, Chonka, 17.02.66, ZMUz #4z, skin). ♦ Uzhgorod dstr., Glyboke (cave), n=1 (1♀, leg.?, 20.12.72, ZMUz #5z skin). ♦ Onokivsky dstr., Domanyni, n=2 (2♀, Abelentsev, 13.08.47, NNHM #308–309 skin+skull). ♦ Mukacheve dstr., Glynjanci (cave), n=1 (1♂, leg.?, 16.06.73, ZMUz #7z skin+skull). ♦ Mukacheve dstr., Rosvygove (church), n=2 (2♂, leg.?, data?, ZMUz #no (X, Y) skin+skull). ♦ Tyachiv dstr., Sototvynne (cellar), n=1 (1♂, leg.?, data?, ZMUz #2z skin+skull). ♦ Beregy dstr., Popove (church), n=1 (1♂, leg.?, 28.11.95, ZMUz #1z skin+skull). ♦ Beregy dstr., Ivanivtsi (cellar), n=2 (2♂, leg.?, 12.71, ZMUz #22, 24 skin). ♦ Vynogradiv dstr., Koroleve (garret), n=2 (1♂+1♂, Mikhel, 09.06.71, 17.05.72, ZMUz #3z, 6z skin+skull). **Odessa province:** ♦ Odessa city, n=1 (1♀, leg.?, 08.27, NNHM #9204 skin+skull). **Crimea:** ♦ Lenine dstr., Simpheropol highway, n=1 (1♂, Tkach, 10.02.93, NNHM #14319 skull). **Kherson province:** ♦ Askania-Nova, n=1 (1♂, 18.09.98, Polischuk, NNHM #14476 skull).

Annex 2. Skull and mandible measurements of *Plecotus* samples

Overall skull measurements: LCr — overall length of skull, CBL — condylobasal length of skull, CCL — “canine” length of skull, IOR — infraorbital width, Zyg — zygomatic width of skull, BCr — width of neurocranium. **Rostrum section:** IM3 — general length of upper tooththrow, CM3 — basic length of tooththrow (from canine), PM3 — length of upper cheek tooththrow, M33 — width between tooththrow (on level of M³), CC — width between tooththrow (on level of C), HRo — height of rostrum, RZg — height of rostrum (from zygomatic arc), Pal — length of palatine. **Occipital section:** HCr — main height of skull, HCB — height of skull with bulla, BOc — occipital width, Bul — length of bulla. **Mandible:** MaL — length of mandible (with incise), MaH — height of mandible, im3 — length of lower teethrow, Proc — length of mandible processus.

¹ Records of “*Plecotus*” from Verkhnje Vodyane (Rakhiv dstr.) mentioned recently in revision of bat collection of Uzhgorod University by T. Bashta [2], actually concern to another species of “long-eared bats” from another genus, namely *Myotis bechsteinii* [35].

1. *Abelementsev V. I., Popov B. M.* Order of handwings, or bats — Chiroptera // Fauna of Ukraine. — 1956. Kyiv: Naukova Dumka, 1956. — Vol. 1 (Mammals), Issue 1. — P. 229-446.
2. *Bashka A.-T.* Bats in the collection of Zoological museum of the Uzhgorod National University: description and general analyzes // Scientific Bulletin of the Uzhgorod University. Series Biology. — 2007. — Vol. 21. — P. 120-127.
3. *Demyanchick M. G., Demyanchick V. T.* The problems of preserving of frontier population of Chiroptera in the South-West of Belarus // Bats & man: million years of coexistence: Abstracts VIIIth European Research Symposium. — Krakow: PLATAN Publ. House, 1999. — P. 15.
4. *Godlevska E. V.* Data on bats from the Kerch peninsula (Crimea) // *Plecotus* et al. — 2003. — № 6. — P. 29-36.
5. *Godlevska L., Petrushenko Ya., Tyschenko V., Zagorodniuk I.* Winter communities of the bats (Chiroptera) in the caves of the Central Podillia (Ukraine) // *Vestnik zoologii*. — 2005. — Vol. 39, N 2. — P. 37-45.
6. *Hanák V.* Zur Systematik und Verbreitung der Gattung *Plecotus*, Geoffroy, 1818 (Mammalia, Chiroptera) // *Lynx* (series nova). — 1966. — Fasc. 6. — P. 57-66.
7. *Häuser C. L.* The debate about the biological species concept — a review // *Z. zool. Syst. Evol.-forsch.* — 1987. — Vol. 25. — S. 241-257.
8. *Horaček I.* Notes on the ecology of bats of the genus *Plecotus* Geoffroy, 1818 (Mammalia, Chiroptera) // *Věst. Čs. spol. zool.* — 1975. — Vol. 39. — P. 195-210.
9. *Hutchinson G. E.* Homage to Santa *Rosalía* or why are there so many kinds of animals? // *The American Naturalist*. — 1959. — Vol. 93, № 870. — P. 145-159.
10. *Juste J., Ibanez C., Munoz J. et al.* Mitochondrial phylogeography of the long-eared bats (*Plecotus*) in the Mediterranean Palearctic and Atlantic islands // *Molecular Phylogenetics and Evolution*. — 2004. — Vol. 31. — P. 1114-1126.
11. *Kiefer A., Mayer F., Kosuch J. et al.* Conflicting molecular phylogenies of European long-eared bats (*Plecotus*) can be explained by cryptic diversity // *Molecular Phylogenetics and Evolution*. — 2002. — Vol. 25, N 3. — P. 557-566.
12. *Korneev O. O.* Key to mammals of Ukrainian SSR (2nd edition). — Kyiv: Naukova Dumka Press, 1965. — P. 1-236.
13. *Krochko Ju. I.* On the records of the European subspecies of the long-eared bat (*Plecotus auritus austriacus*) from the Zakarpatska province // Nature protection and rational using of natural resources. — Kyiv: Naukova Dumka Press, 1980. — P. 181-182.
14. *Krochko Ju. I.* Bats of Ukraine and some aspects of their protection // Scientific Bulletin of the Uzhgorod State University. Series Biology. — 1995. — Vol. 2. — P. 96-98.
15. *Meszéna G., Gyllenberg M., Pásztor L., Metz J. A. J.* Competitive exclusion and limiting similarity: a unified theory // *Theoretical Population Biology*. — 2006. — Vol. 69. — P. 68-87.
16. *Petrushenko Ya.* Finding of the gray long-eared bat (*Plecotus austriacus*) in Podolia // *Vestnik zoologii*. — 2000. — Vol. 34, № 1-2. — P. 20.
17. *Petrushenko Ya., Godlevska L., Zagorodniuk I.* Investigations on bat communities in the Siversky Donets flood-lands // *Visnyk of Luhansk Pedagogical University. Biological Sciences*. — 2002. — № 1 (45). — P. 121-124.
18. *Ruprecht A.* Metody wyrozniania *Plecotus austriacus* Fischer, 1829 i nowe stanowiska tego gatunku w Polsce // *Acta Theriologica*. — 1965. — Vol. 10. — P. 215-220.
19. *Ruprecht A. L.* Data on the findings of the gray long-eared bat (*Plecotus austriacus*) in the Zakarpatska province of Ukraine // *Vestnik zoologii*. — 1998. — Vol. 32, № 4. — P. 104-105.
20. *Spitzenberger F., Pialek J., Haring E.* Systematics of the genus *Plecotus* (Mammalia, Vespertilionidae) in Austria based on morphometric and molecular investigations // *Folia Zoologica*. — 2001. — Vol. 50, № 3. — P. 161-172.
21. *Spitzenberger E., Strelkov P., Haring E.* Morphology and mitochondrial DNA sequences show that *Plecotus alpinus* Kiefer & Veith, 2002 and *Plecotus microdontus* Spitzenberger, 2002 are synonyms of *Plecotus macrobullans* Kuzjakin, 1965 // *Natura Croatica*. — 2003. — Vol. 12, № 2. — P. 39-53.

22. Strelkov P. P. Brown (*Plecotus auritus*) and gray (*Plecotus austriacus*) long-eared bats (Chiroptera, Vespertilionidae) in USSR. Communication 1 // Zoologicheskyy Zhurnal. — 1988a. — Vol. 67, № 1. — P. 90-101.
23. Strelkov P. P. Brown (*Plecotus auritus*) and gray (*Plecotus austriacus*) long-eared bats (Chiroptera, Vespertilionidae) in USSR. Communication 2 // Zoologicheskyy Zhurnal. — 1988b. — Vol. 67, № 2. — P. 287-292.
24. Vasiliev A., Andreev S. Species composition, abundance and distribution of bats (Chiroptera) occurring in the undergrounds near village Sakharna (Moldova) // *Plecotus et al.* — 1998. — №1. — P. 48-54.
25. Zagorodnyuk I. V. Polytypic species: a concept and the presence in mammal fauna of the East Europe // Reports Natl. Acad. Sci. Ukr. — 1998. — № 7. — P. 171-178.
26. Zagorodniuk I. Brown long-eared bat — *Plecotus austriacus*. Gray long-eared bat — *Plecotus austriacus* // Mammals of Ukraine, protected by Bern Convention. — Kyiv, 1999. — P. 61-71.
27. Zagorodniuk I. Species of the genus *Plecotus* in the Crimea and neighbouring areas in the Northern Black Sea Region // Woloszyn B. W. (ed.). Proceedings of the VIIIth ERBS. — Krakow: PLATAN, 2001. — Vol. 2. — P. 159-173.
28. Zagorodniuk I. V. Autogenic regularities of speciation in sibling complexes of mammals // Reports Natl. Acad. Sci. of Ukraine. — 2003. — № 11. — P. 179-187.
29. Zagorodniuk I. Levels of morphological differentiation in closed species of mammals and the concept of hiatus // Visnyk of Lviv University. Biology Series. — 2004a. — Vol. 38. — P. 21-42.
30. Zagorodniuk I. V. Biological species as amplify essence: attributes of buffering and modes of shifting // Scientific Bulletin of the Uzhgorod University. Series Biology. — 2004b. — Issue 14. — P. 5-15.
31. Zagorodniuk I. Biogeography of mammals' cryptic species in the Eastern Europe // Scientific Bulletin of the Uzhgorod University. Series Biology. — 2005. — Issue 17. — P. 5-27.
32. Zagorodniuk I. Conflict through coincidence of niches in sibling species: estimation using Hutchinsonian ratio // Scientific Bulletin of the Uzhgorod University. Series Biology. — 2007. — Vol. 21. — P. 5-13.
33. Zagorodniuk I., Godlevska L. Bats on the collections of zoological museums of Ukraine: phenological review of data // Migration status of bats in Ukraine. — Kyiv, 2001. — P. 122-156.
34. Zagorodniuk I., Godlevska L., Tyshchenko V., Petrushenko Ya. Bats of Ukraine and adjacent countries: a guide for field investigations. — Kyiv, 2002. — 110 pp.
35. Zagorodniuk I., Zizda Ju. Records of three rare bat species in Transcarpathian Ukraine // Vestnik zoologii. — 2007. — Vol. 41, № 3. — P. 226.

Laboratory of animal ecology and biogeography, Luhansk National Pedagogical University, P. O. Box 48, Luhansk-11, 91011, Ukraine.

E-mail: zoozag@ukr.net

Institute of Animal Systematics and Evolution PAN, Slawkowska 17, Krakow, Poland.

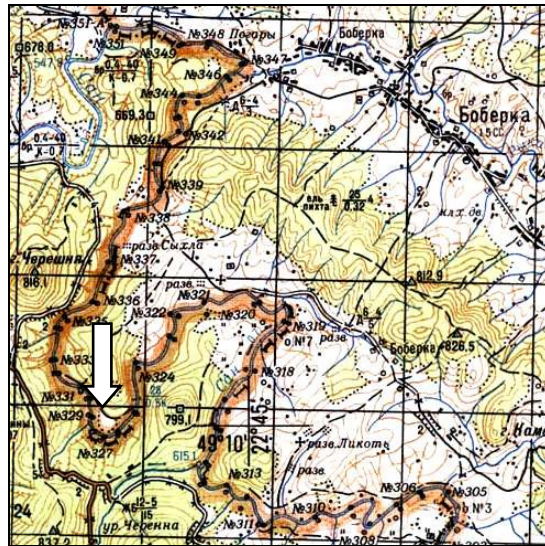
E-mail: tpostawa@gmail.com

УДК 595.762.12(477)

В.Б. Різун

**TRECHUS AMPLICOLLIS FAIRMAIRE 1859 (COLEOPTERA, CARABIDAE) –
НОВИЙ ВИД ДЛЯ ФАУНИ УКРАЇНИ**

Розповсюджений у гірських і передгірних районах північної частини Середньої Європи (без Альп) від Центрального Масиву у Франції до Бешад у Польщі [5]. У Польщі знайдений біля кордону з Україною в Кросненському воєводстві в околицях м. Устрикі Гурне, с. Волосате, на торфовищі резервату "Wołosate", а також на лівому березі р. Сян в околицях с. Тарнава Нижня на торфовищах "Tarnawa" і "Litmirz". У Чехії рідкісний, у Моравії і в Словаччині трапляється поодиноким, лише локально численним, на вологих і дуже вологих біотопах у горах і передгір'ї, рідко проникає на низовини [3]. Вказаний з Українських Карпат [4], очевидно, виходячи із теоретичних міркувань про загальний ареал виду.



Досі цей вид на території України не був знайдений, і в колекціях не представлений. Вперше виявлений 12.07.2006 р. у Львівській обл., Турківському р-ні, в 7 км на північний захід від с. Боберка, в околицях гори Балита, сфагнове болото "Мішок" на правому березі р. Сян, 10 екз., leg. Різун В.Б. Доказові особини зберігаються в колекції Державного природознавчого музею НАН України (м. Львів), шафа № 1168, коробка № 759, інвентарні номери: ЕФ№ 2.19.01.21.01/7-13.

Згадане болото „Мішок”, згідно К.М. Данилюк [2], є верховим оліготрофним пухівково-сфагновим болотом (площа >3 га, h~600 м н.р.м.). За типологією гірських боліт Українських Карпат Т.А. Андрієнко [1], воно належить до типу котловинних боліт лісового поясу. Цей тип найчастіше трапляється в Горганах, значно рідше в

інших частинах Українських Карпат. Для знайденого болота властиве пухівково-чагарничково-сфагнове угруповання. У складі флористичного ядра болота є льодовикові релікти *Andromeda polifolia*, *Empetrum nigrum nigrum*, *Ledum palustre* та ін.

Виходячи із загального ареалу *Trechus amplipennis* Fairmaire 1859, його характерного біотопу і розповсюдження верхових оліготрофних пухівково-сфагнових боліт котловинного типу лісового поясу в Українських Карпатах, можна передбачати наявність цього виду, зокрема, і в Горганах.

1. Андриенко Т.Л. Типы болот Украинских Карпат // Типы болот СССР и принципы их классификации. – Л.: Наука, 1974. – С.110-115.
2. Данилюк К.М. Про знахідку верхового оліготрофного болота в регіональному ландшафтному парку "Надсянський" // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2006. – 22. – С. 189-190.
3. Hůrka K. Carabidae of the Czech and Slovak Republics. – Zlin: Kabourek, 1996. – 565 s.
4. Kryzhanovskij O. L., Belousov I. A., Kabak I. I., Kataev B. M., Makarov K. V., Shilenkov V. G. A Checklist of the Ground-Beetles of Russia and Adjacent Lands (Insecta, Coleoptera, Carabidae). – Sofia, Moscow: PENSOFT Publishers, 1995. – 271 p.
5. Pawłowski J. Klucze do oznaczania owadów Polski. Cz. 19. Chrząszcze – Coleoptera, zeszyt 3b, Biegaczowate – Carabidae, podrodziny Bembidiinae, Trechinae. – Warszawa, 1974. – 94 s.

Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів
e-mail: rizun@museum.lviv.net

УДК 594.38

Балашов І.О., Василюк О.В.

ЗНАХІДКА КОЛОНІЇ *HELIX ALBESCENS* (GASTROPODA, GEOPHILA, HELICIDAE) У КИЄВІ

Багато видів наземних молосків схильні до поширення шляхом антропохорії [2, 4]. У межах України це виражене в просуванні деяких видів молосків з півдня на північ і з заходу на схід, не рідко таким чином виникають відокремлені популяції на великій відстані від основного ареалу [4]. Найкраще факт просування південних видів на північ з утворенням популяцій далеко за межами основного ареалу в Україні ілюструє наземна малакофауна великих міст – Києва та Львова. В обох містах існують ізольовані популяції причорноморського виду *Krynickillus melanocephalus* Kaleniczenko, 1851 [2, 4], а у Львові зареєстрована також ізольована популяція кримського ендеміка *Brephulopsis cylindrica* (Menke, 1828) [4]. Підтвердженням цієї тенденції є також нещодавня знахідка колонії *Helix albescens* Rossmässler, 1839 у Києві. В Україні цей вид відомий для Криму і степової зони поза межами Кримського півострова [3, 5].

Вперше для Києва порожні черепашки *H. albescens* були зареєстровані 21.05.2006 р. О.В. Василюком на території урочища "Замкова гора" (Подільський р-н, між вулицями Воздвиженська та Андріївський Узвіз). Пізніші дослідження згаданої території (27.05.2006 р.) виявили 23 порожні черепашки та 2 живих особин (з виявлених черепашок 4 були передані на зберігання до колекції наземних молосків основного фонду Державного природознавчого музею НАН України, інвентарний номер 2217). Така суттєва кількість порожніх черепашок і наявність живих особин може свідчити про те, що зареєстровано не поодинокі випадкові особини *H. albescens*, а стійку колонію даного виду, здатну до самовідтворення. Це може підтверджувати також факт перезимівлі живих молосків, незважаючи на різке похолодання, що спостерігалось у Києві на початку 2006 р. Ділянка, на якій мешкають представники цього виду, є верхньою частиною крутого схилу (більше 45°) південно-західної експозиції. Схил відкритий, з поодинокими кущами і деревами. Над вказаним схилом, на вершині Замкової гори, рослинність представлена досить щільними заростями різних порід дерев і кущів. Під схилом рослинність аналогічна до вершини гори та переходить у новобудову. На цих ділянках *H. albescens* не виявлено, як не виявлено його й на схилах інших експозицій Замкової гори. Як відомо, круті схили південної експозиції мають виражено ксерофільні умови [1], тож можливо, що *H. albescens* на території м. Києва тяжіє саме до ксерофільних умов. Хоча *H. albescens* є типовим представником степової зони, за літературними даними він мешкає у дещо ширшому спектрі біотопів. А.О. Шилейко [5] зазначає, що *H. albescens* – це політопний вид, що уникає лише аридних відкритих біотопів і вологих гірських тіснин. Трапляється у чагарникових заростях, на узліссях і скельних виходах. Не виключено, що розташування київської колонії *H. albescens* лише в одному виражено ксерофільному біотопі є випадковим. Можливо також, що ксерофільний південно-західний схил є найсприятливішим для існування цього виду в умовах межі лісостепової зони та зони мішаних лісів.

Визначити джерело потрапляння *H. albescens* на Замкову гору важко, адже гора знаходиться в центрі міста, тому молюски могли потрапити сюди майже будь-яким антропохорним шляхом – з харчовими продуктами, в якості сувеніру, з саджанцями рослин, на будівельних матеріалах тощо. Можна лише зазначити, що без антропогенного фактора розповсюдження молюска *H. albescens* з урочища "Замкова гора" до інших подібних територій м. Києва є практично виключеним, оскільки гора ізолювана міською забудовою.

Одну живу особину *H. albescens* також було виявлено на території Оболонського р-ну м. Києва (вул. Зої Гайдай, двір між будинками № 10 і 12). Виявлена особина знаходилася у саду, розміщеному вздовж висотного будинку поблизу смітника. Обстеження даної території та прилеглих до неї зелених ділянок не виявило інших особин цього виду. Тож імовірно, що ця особина була випадково завезена з півдня разом з харчовими продуктами (на свіжих овочах, зелені тощо) або ж як сувенір до однієї з квартир прилеглого будинку. А пізніше молюск був або викинутий через вікно, або віднесений до смітника зі сміттям, звідки й потрапив на ділянку, де був знайдений. Ця знахідка яскраво ілюструє, з якою легкістю молюски *H. albescens* можуть бути завезені з півдня України до Києва.

Таким чином, вперше було виявлено, що представники виду *H. albescens* час від часу шляхом антропохорії потрапляють до м. Києва і за деяких сприятливих умов можуть тут акліматизуватися. Наявність однієї життєздатної колонії свідчить про велику ймовірність знаходження на території м. Києва або інших населених пунктів центральної, західної та північної України інших колоній або популяцій *H. albescens*. Доцільними вважаються подальші (багаторічні) спостереження за станом виявленої київської колонії.

Автори висловлюють вдячність старшому науковому співробітнику ДПМ НАН України, к.б.н. Ніні В'ячеславівні Сверловій за цінні поради, надані при написанні цього повідомлення.

1. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. – К.: Наук. думка, 1994. – 280 с.
2. Король Э.Н., Корнюшин А.В. Обнаружение интродуцированного вида слизней *Krynckillus melanocephalus* (Mollusca, Gastropoda, Stylommatophora) в Киеве и предварительные результаты его гельминтологического исследования // Вестн. зоол. – 2002. – Т. 36, № 6. – С. 57-59.
3. Сверлова Н.В., Мартинов В.В., Мартинов А.В. До вивчення наземної малакофауни (Gastropoda, Pulmonata) південно-східної частини України // Наук. зап. Держ. природозн. музею. – Львів, 2006. – Вип. 22. – С. 35-46.
4. Сверлова Н.В., Хлус Л.Н., Крамаренко С.С. и др. Фауна, экология и внутривидовая изменчивость наземных моллюсков в урбанизированной среде. – Львов, 2006. – 225 с.
5. Шилейко А.А. Наземные моллюски надсемейства Helicoidea фауны СССР. – Л.: Наука, 1978. – 384 с. (Фауна СССР, Моллюски. Т. 3, Вып. 6. Нов. сер. № 117)

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка,
e-mail: igor_balashov@ukr.net
Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України, м. Київ,
e-mail: lynx lynx@ukr.net