

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/316159111>

# Biotopes (Habitats) of Ukraine: scientific basis of research and inventory results (Workshop proceedings, Kyiv, 21-22nd of March, 2012) / Eds. Ya. Didukh, A. Kagalo, B. Prots. – Ky...

Book · January 2012

CITATIONS

0

READS

24

3 authors, including:



[Alexander A. Kagalo](#)

Institute of Ecology of the Carpathians of NAS of Ukraine

31 PUBLICATIONS 150 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



[Bohdan Prots](#)

State Museum of Natural History, National Academy of Sciences, Lviv, Ukraine

58 PUBLICATIONS 140 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:

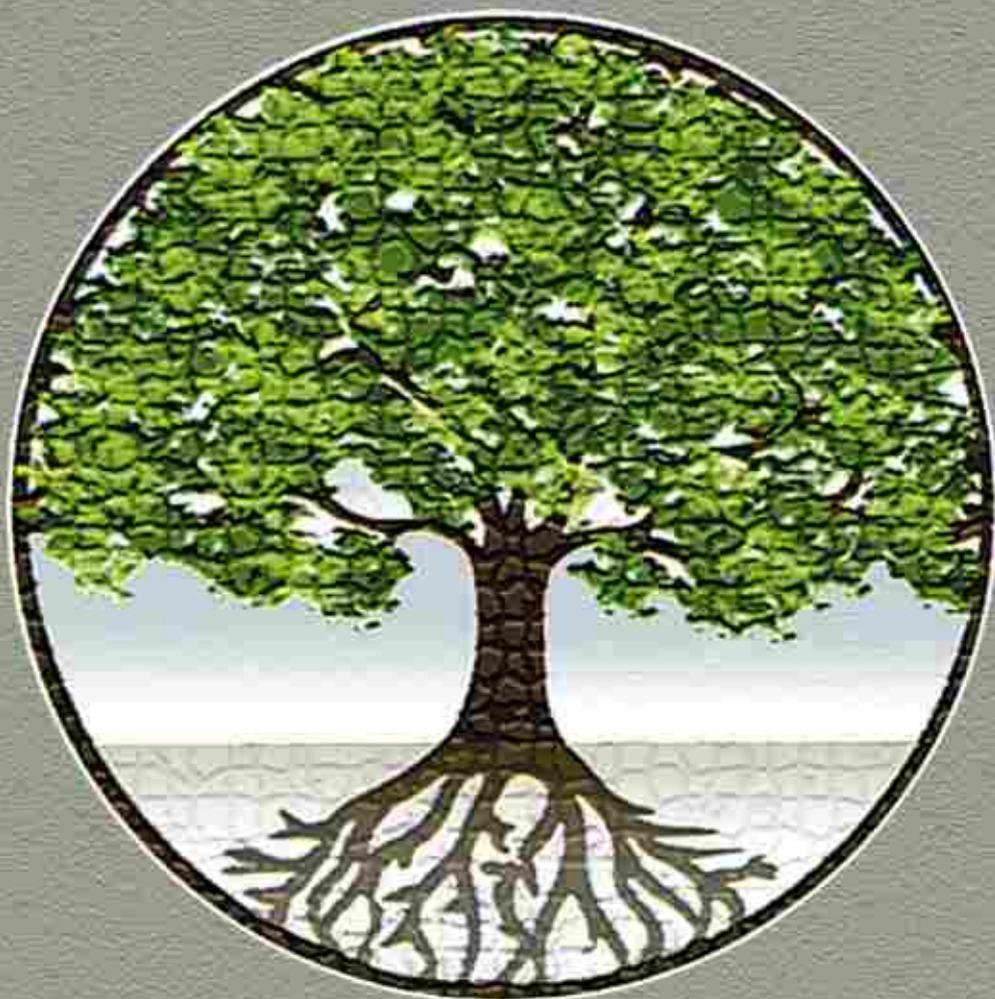


Engaging people in fighting corruption to save virgin and old growth forests in Ukraine [View project](#)



Atlas Florae Europaeae [View project](#)

**БІОТОПИ (ОСЕЛИЩА) УКРАЇНИ:  
НАУКОВІ ЗАСАДИ ЇХ ДОСЛІДЖЕННЯ  
ТА ПРАКТИЧНІ РЕЗУЛЬТАТИ  
ІНВЕНТАРИЗАЦІЇ**



**BIOTOPES (HABITATS) OF UKRAINE:  
SCIENTIFIC BASIS OF RESEARCH  
AND INVENTORY RESULTS**

Оскільки існують серйозні загрози для певних типів природних оселищ та окремих видів тварин і рослин, є нагальна потреба надати особливий пріоритет їх охороні та якомога швидше розпочати реалізацію заходів щодо їх збереження.

*Директива Європейського Союзу 92/43/ЄЕС від 21 травня 1992 року “Про збереження природних оселищ та видів природної фауни і флори” (з Преамбули)*

**NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF UKRAINE  
M.G. KHOLODNY INSTITUTE OF BOTANY  
INSTITUTE OF ECOLOGY OF THE CARPATHIANS  
STATE MUSEUM OF NATURAL HISTORY  
UKRAINIAN BOTANICAL SOCIETY**

**supported by the World Wide Fund for Nature (WWF)**

**BIOTOPES (HABITATS) OF UKRAINE:  
SCIENTIFIC BASIS OF RESEARCH  
AND INVENTORY RESULTS**

Workshop Proceedings  
(Kyiv, 21-22<sup>nd</sup> of March 2012)

Kyiv-Lviv, 2012

**НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ  
ІНСТИТУТ БОТАНІКИ ІМ. М.Г. ХОЛОДНОГО  
ІНСТИТУТ ЕКОЛОГІЇ КАРПАТ  
ДЕРЖАВНИЙ ПРИРОДОЗНАВЧИЙ МУЗЕЙ  
УКРАЇНСЬКЕ БОТАНІЧНЕ ТОВАРИСТВО**

**За підтримки Всесвітнього фонду природи (WWF)**

**БІОТОПИ (ОСЕЛИЩА) УКРАЇНИ:  
НАУКОВІ ЗАСАДИ ЇХ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА  
ПРАКТИЧНІ РЕЗУЛЬТАТИ ІНВЕНТАРИЗАЦІЇ**

Матеріали робочого семінару  
(Київ, 21-22 березня 2012 року)

Київ-Львів, 2012

**Біотопи (оселища) України: наукові засади їх дослідження та практичні результати інвентаризації.** (Матеріали робочого семінару. Київ, 21-22 березня 2012 року.) / За редакцією Я.П. Дідуха, О.О. Кагала, Б.Г. Проця. – Київ-Львів, 2012. – 194 с.

**ISBN 978-966-02-6615-5**

Збірник містить матеріали робочого семінару, в яких висвітлюються питання теоретичних засад розробки біотопної (оселищної) концепції збереження біотичної різноманітності в Україні, принципи класифікації біотопів (типів оселищ), їхньої структури, формування відповідних баз даних, а також практичні аспекти розробки та втілення такої класифікації.

Для екологів, біологів, географів, спеціалістів в області охорони природи, студентів природничих спеціальностей.

**Biotopes (Habitats) of Ukraine: scientific basis of research and inventory results** (Workshop proceedings, Kyiv, 21-22<sup>nd</sup> of March, 2012) / Eds. Ya. Didukh, A. Kagalo, B. Prots. – Kyiv-Lviv, 2012. – 194 p.

The proceedings volume contains workshop materials which cover the issues of theoretical framework for the design of biotope (habitat) concept for biodiversity conservation in Ukraine, the classification of habitat types (biotopes), their structure and appropriate databases development, as well as practical aspects of implementation of the classification. English summary and content of the proceedings are attached

It is for ecologists, biologists, geographers and experts in the field of nature conservation, natural sciences students.

Підготовка та публікація цього видання були підтримані:  
Preparation and publication of these proceedings was supported by



*Рецензенти:*

д.б.н., проф. В.М. Остапко (Донецький ботанічний сад НАН України)  
д.б.н., проф. Й.В. Царик (Львівський національний університет)

*Reviewers:*

Prof. Dr. V.M. Ostapko (Donetsk Botanical Garden, NAS of Ukraine)  
Prof. Dr. Y.V. Tsaryk (Lviv National University)

Рекомендовано до друку вченими радами  
Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України та Інституту екології Карпат  
НАН України

Recommended for publication by the Research Councils of the  
M.G. Kholodny Institute of Botany, NAS of Ukraine and the Institute of Ecology of the  
Carpathians, NAS of Ukraine

© Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, 2012

© Інститут екології Карпат НАН України, 2012

© Державний природознавчий музей НАН України, 2012

ISBN 978-966-02-6615-5

© Автори статей, 2012

## ЗМІСТ

<b>ПЕРЕДМОВА</b> (від редакторів) .....	9
<b>1. ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ РОЗРОБКИ БІОТОПНОЇ (ОСЕЛИЩНОЇ) КОНЦЕПЦІЇ</b>	
1.1. ОСНОВНІ ПОНЯТТЯ (ВИЗНАЧЕННЯ, ОБСЯГ, СПІВВІДНОШЕННЯ З БЛИЗЬКИМИ ПОНЯТТЯМИ ЕКОЛОГІЇ, ГЕОБОТАНІКИ, ГЕОГРАФІЇ)	
Дідух Я.П. Проблеми співвідношення між деякими ключовими поняттями в екосистемології .....	14
Кагало О.О., Проць Б.Г., Данилик І.М., Чорней І.І., Кіш Р.Я. Принципи, категорії, поняття й терміни оселищної концепції збереження біотичної різноманітності – український контекст .....	29
1.2. МЕТОДОЛОГІЯ КЛАСИФІКАЦІЇ БІОТОПІВ (ОСЕЛИЩ)	
Кагало О.О., Круглов І.С., Данилик І.М., Проць Б.Г., Реслер І.Я., Кіш Р.Я. Методи інвентаризації оселищ і дослідження оселищної різноманітності (особливості підходів в Україні) .....	37
Шпарик Ю.С. Класифікація лісових оселищ в Українських Карпатах, методика їх виділення та критерії рідкісності .....	44
Бурда Р.І. Принципи укладання класифікаційних схем оселищ на основі антропогенних екосистем за типами природокористування .....	52
Воробйов Є.О. Закон гомологічних рядів у диференціації екосистем – пропонується основа їх природної класифікації .....	57
Хом'як І.В. Фітоіндикаційний підхід до створення класифікаційних моделей екосистем .....	64
Мала Ю.І., Фіцайло Т.В. Маргінальні біотопи лісової та лісостепової зон України: ідентифікація, класифікація та охорона .....	68
Альошкіна У.М. Використання схеми EUNIS для класифікації біотопів м. Києва .....	76
1.3. ОДИНИЦІ КЛАСИФІКАЦІЇ, ЇХ РОЗМІРНОСТІ (ДІАГНОСТИЧНІ ОЗНАКИ, СПІВВІДНОШЕННЯ З КЛАСИФІКАЦІЄЮ РОСЛИНОСТІ)	
Куземко А.А. Класифікація лучних біотопів Полісся та Лісостепу України .....	81

<b>Чорней І.І., Токарюк А.І.</b> Карбонатні лучні оселища союзу <i>Festuco saxatilis-Seslerion bielsii</i> (Pawłowski et Walas 1949) Coldea 1984 в Українських Карпатах .....	89
<b>Пашкевич Н.А.</b> Проблеми класифікації антропогенно трансформованих біотопів .....	93
<b>Савицький О.Л.</b> Рослинні угруповання як основа водного біотопу (оселища) .....	100
<b>Голівець М. О.</b> Інтегральний підхід до класифікації оселищ у межах міських деревних насаджень .....	103

#### 1.4. СТРУКТУРА ТА БАЗА ДАНИХ БІОТОПІВ (ОСЕЛИЩ), ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ТА КАРТУВАННЯ

<b>Кузьманенко О.Л., Орлов О.О., Аксьом О.С., Микитюк О.Ю.</b> Методика картування екотопів на основі дешифрування мультиспектральних космічних знімків .....	109
<b>Мальцев В.И.</b> Местообитания мелководий Днепровских водохранилищ .....	119
<b>Петрович О.З.</b> Лісові полезахисні насадження як екотонні оселища .....	125
<b>Василюк О.В.</b> Проблеми інвентаризації степових біотопів в Україні .....	131

## 2. ПРАКТИЧНІ АСПЕКТИ РОЗРОБКИ КЛАСИФІКАЦІЇ БІОТОПІВ (ОСЕЛИЩ) ТА ЇЇ ВИКОРИСТАННЯ

### 2.1. ВИКОРИСТАННЯ КЛАСИФІКАЦІЇ БІОТОПІВ (ТИПІВ ОСЕЛИЩ) ДЛЯ ФОРМУВАННЯ ЕКОМЕРЕЖІ

<b>Онищенко В.А.</b> Використання інформації про біотопи при формуванні смарагдової мережі .....	135
<b>Дідух Я.П.</b> Оцінка созологічної значимості біотопів .....	142
<b>Кіш Р.Я., Проць Б.Г., Кагало О.О., Чорней І.І., Данилик І.М.</b> Принципи созологічної категоризації раритетних типів оселищ .....	151
<b>Дубровський Ю.В.</b> Застосування концепції біотопу до вирішення наукових та природоохоронних проблем .....	158

### 2.2. ОХОРОНА БІОТОПІВ ТА ОСЕЛИЩНІ ПІДХОДИ ДО ЗБЕРЕЖЕННЯ РІДКІСНИХ ВИДІВ

<b>Кагало О.О., Проць Б.Г., Зінгстра Г., Костюшин В.А.</b> Наукові й правові засади та стратегічний план дій щодо впровадження оселищної концепції збереження біотичного та ландшафтного різноманіття в Україні .....	163
---	-----

<b>Зуб Л.М., Карпова Г.О.</b> Біотопи природних водойм та водотоків України, що потребують охорони .....	168
<b>Лисенко Г.М.</b> Динаміка біотопічних характеристик степових резерватів під впливом абсолютно заповідного режиму .....	176
<b>Атамась Н.С., Парнікоза І.Ю.</b> Асоціація <i>Tragetum natantis</i> Mull. et Gors. як важливий кормовий та гніздовий біотоп в умовах водосховищ Середнього Дніпра .....	181
SUMMARY .....	188
CONTENT .....	191



## **ПЕРЕДМОВА**

(від редакторів)

Збірник містить матеріали доповідей, представлених на робочому семінарі “Біотопи (оселища) України: наукові засади їх дослідження та практичні результати інвентаризації”, що відбувся 21-22 березня 2012 року на базі Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України. Це був перший загальноукраїнський семінар, який зібрав науковців, які у своїй діяльності безпосередньо причетні до питань вивчення принципів класифікації біотопів (типів оселищ), їхньої структури, формування відповідних баз даних, практичних аспектів розробки й втілення такої класифікації, а також особливостей впровадження в Україні Директиви Європейського Союзу “Про збереження природних оселищ та видів природної фауни і флори” (92/43/ЄЕС від 21.05.1992 р.).

Співорганізаторами семінару були Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України (м. Київ), Інститут екології Карпат НАН України та Державний природознавчий музей НАН України (м. Львів), а також Українське ботанічне товариство, зокрема, секція геоботаніки та екології. Фінансову підтримку проведення семінару та публікації матеріалів забезпечило Українське відділення Всесвітнього фонду природи (WWF).

Необхідність проведення такого семінару зумовлена тим, що в останні десятиліття в контексті проблем збереження біорізноманіття, розбудови Пан’європейської екомережі, вимог переходу на засади сталого розвитку попит на еколого-біологічні дослідження у світі зростає, хоча наша держава цьому не приділяє належної уваги. Тим не менш, ми повинні йти в ногу з часом. Однією із багатьох є проблема розробки екосистемного підходу до збереження біорізноманіття й природного середовища загалом, і, відповідно, переходу від теоретичного уявлення про екосистеми до практичного оперування екосистемними категоріями

для оцінки їхньої різноманітності, а відтак, розробки питань їх розмірності та класифікації. У загальному європейському контексті конкретні кроки щодо вирішення цього завдання були зроблені в рамках розробки концепції біотопного (оселищного) підходу до визначення перспективних в екосистемному аспекті територій для збереження біорізноманіття загальноєвропейського значення. Після прийняття Програми розбудови Пан'європейської екомережі в Софії (1995) були створені як загальні класифікації типів біотопів (оселищ) для Європи (CORINE, Palearctic Habitat Classification, EUNIS), удосконалення яких триває й нині, так і класифікації для окремих країн, зокрема, сусідніх до України (Чехія, Словаччина, Румунія, Угорщина, Польща та ін.). У країнах ЄС впровадження цього підходу й реалізація відповідних робіт є вимогою чинного законодавства. У роботі семінару активну участь взяли чеські науковці – Мілан Хитрій (Milan Chytrý) та Любоміл Тихий (Lubomír Tichý), які безпосередньо розробляли відповідну класифікацію в Чехії і поділилися своїм досвідом.

Загалом, передбачено, що в перспективі, на основі таких класифікацій і відповідних національних каталогів типів біотопів (оселищ) будуть виділені рідкісні типи біотопів (оселищ) для території Європи, а також ті, які потребують охорони в межах окремих її частин. Перший етап цього процесу реалізований для країн ЄС в рамках Директиви ЄС 92/43 від 21.05.1992 “Про збереження природних оселищ та видів природної фауни і флори”. По суті, передбачається підготовка “Червоного списку біотопів (оселищ)”, що є логічним розвитком ідеї збереження біорізноманіття за умови надання цьому документу відповідного юридичного статусу. На національному рівні такий статус має бути паритетним зі статусом таких документів, як, наприклад, Червона книга України (2009) та Зелена книга України (2009). Це могло б забезпечити як збереження оселищ низки видів рослин і тварин, у тому числі й рідкісних і зникаючих, так і екосистем, що потребують охорони. Тобто, мова йде про застосування системного підходу до вирішення проблем збереження біорізноманіття. Проведення цього семінару є одним із перших кроків реалізації Стратегічного плану дій (2012-2020) щодо впровадження в Україні Директиви про оселища Європейського Союзу (Зінгстра, Костюшин, Проць, Кагало, Мочарська, 2012).

Необхідність проведення семінару була зумовлена й тим, що в процесі розробки класифікації типів біотопів (оселищ) виникло багато проблем, пов'язаних із тлумаченням основних понять, зокрема стосовно традиційного екосистемологічного використання низки універсальних термінів, оцінки їх розмірності, співвідношення з одиницями рослинності (синтаксонами) та багато інших.

Ця проблема ускладнюється ще й тому, що на пострадянському просторі сформувалася своя геоботанічна, біогеоценологічна та екосистемологічна школи, відповідні наукові традиції, система понять, логіка їх співвідношень, які не просто адаптувати до західноєвропейських підходів (відмовитися від одних і прийняти інші, або прийняти компромісні рішення щодо їх тлумачення). Питання узгодження відбуваються не так швидко й просто, тому важливо обговорювати ці питання, дискутувати. І, навіть, якщо узгодження позицій на певному етапі й не відбувається, то позитив таких зустрічей полягає в тому, що ми розуміємо позиції, аргументи кожного й створюємо передумови для подальшого пошуку шляхів узгодження позицій. Цей шлях пройшли всі країни на шляху впровадження оселищної концепції збереження біорізноманіття, тому він важливий для України.

Однією з таких проблем є класифікація типів екосистем, біотопів, оселищ як потенційних об'єктів охорони. Для таких емпіричних дисциплін, як біологія та, зокрема, екологія, класифікація має фундаментальне значення, оскільки вона впорядковує згідно з правилами логіки й законами науки інформацію про об'єкти пізнання та забезпечує визначення понять, сприяє пошуку форми оцінки та вирішує питання визначення відношень між об'єктами, дає інструменти вимірювання цих відношень, слугує методом отримання нових знань про об'єкт, його властивості, структуру, зв'язки, удосконалює та впорядковує термінологію конкретного розділу науки, виконує різноманітні функції моделювання та прогнозування.

Останнє важливе у зв'язку з практичними потребами, проблемами збереження біорізноманіття, розробкою концепції та схем екомережі, розвитком заповідної справи, необхідністю оцінки екосистемної (біотопної, оселищної) репрезентативності системи природоохоронних територій, встановлення їхньої унікальності тощо.

Крім власне проблем класифікації, у практичному відношенні важливе значення має розвиток оселищної, біотопної концепції в аспекті охорони видів, розбудови екомережі. Сьогодні вже є усвідомлення того, що кожен вид – це не тільки систематична, географічна категорія, а й екологічна, тому важливо не тільки знати місце таксона серед інших в класифікаційній системі, поширення, ареал видів, а й його екологічні та ценологічні особливості, відношення до впливу різних зовнішніх чинників, оцінку лімітаційних факторів, взаємовідношення з іншими таксонами тощо. Надзвичайно важливе значення для збереження біорізноманіття має розуміння структурно-функціональних закономірностей існування популяцій видів та їх ценотичних поєднань. Власне оселищний

(біотопний, екосистемний) підхід здатний забезпечити умови оптимального існування природних популяцій.

Тому,

– ґрунтуючись на сучасних досягненнях екології;

– беручи до уваги практику територіальної охорони і збереження біорізноманітності у Європі;

– зважаючи на практичні потреби оцінки та збереження біорізноманітності в Україні на загальноприйнятих у Європі наукових засадах;

– з метою стимулювання нових екологічних напрямів досліджень в Україні та інтеграції зусиль зацікавлених науковців і практиків,

був проведений зазначений семінар, у роботі якого взяли участь близько 60 науковців з різних регіонів України.

Результати проведення семінару й зміст статей, що вміщені до цього збірника, свідчать не лише про значний інтерес української наукової громадськості до питань біотопної (оселищної) охорони біорізноманіття, але й про вже наявні значні доробки у цій галузі. Представлені на семінарі результати були отримані в ході виконання як низки національних проектів (відомчих науково-дослідних тем) Національної академії наук України, зокрема: “Класифікація екосистем Лісової і Лісостепової зон України” (Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, віділ екології фітосистем), “Розробка наукових засад оселищної концепції збереження біорізноманітності як методичної основи охорони природи в антропогенно трансформованому середовищі” (Інститут екології Карпат НАН України, відділ охорони природних екосистем), “Созологічні критерії антропоізованих екосистем в регіональних екомережах заходу України” (Державний природознавчий музей НАН України), так і міжнародних, зокрема “Визначення і класифікація типів оселищ в Україні: введення стандартів та методології Європейського Союзу (пілотний проект в Українських Карпатах)”, фінансованого урядом Королівства Нідерландів (програма ВВІ-Matra), який об’єднав наукових експертів з багатьох науково-дослідних та науково-громадських установ та організацій України та з поза її меж (Центр розвитку інновацій університету Вагенінген (Нідерланди); науково-консалтингова компанія “Орбікон” (Данія); Державний природознавчий музей НАН України, м. Львів; Інститут екології Карпат НАН України, м. Львів; Українське відділення Дунайсько-Карпатської програми Всесвітнього фонду природи WWF, м. Львів; Інститу зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України, м. Київ; Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича; Львівський національний університет імені Івана Франка; Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації ім. Г.М. Висоцького, м. Харків та ін.).

Такий широкий інтерес до цієї тематики свідчить про її позитивні перспективи в Україні, що, у свою чергу, дає підстави сподіватися на достатньо швидку адаптацію природоохоронної справи України до загальноєвропейських підходів, методів і стандартів.

Оскільки, як було зазначено вище, більшість положень оселищної концепції збереження біорізноманіття нині активно дискутуються в Україні, редактори намагалися максимально зберегти авторську стилістику й не намагалися втручатися у зміст публікацій, виправляючи лише явні науково-технічні огріхи та деякі мовні помилки. Звичайно, цілком зрозумілим є те, що редактори жодними чином не несуть відповідальності за наукові результати, висвітлені в публікаціях, а погляди окремих авторів не збігаються з поглядами наукових редакторів.

Сподіваємось, що публікація цих матеріалів відіграє роль своєрідного каталізатора не лише наукової активності в цьому напрямі, але й певних змін у галузі правового забезпечення збереження біорізноманіття й охорони природного середовища в Україні, які будуть урахувати принципи оселищного (біотопного, екосистемного) підходу.

*Наукові редактори:  
Я.П. Дідух, О.О. Кагало, Б.Г. Проць*

# 1. ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ РОЗРОБКИ БІОТОПНОЇ (ОСЕЛИЩНОЇ) КОНЦЕПЦІЇ

## 1.1. ОСНОВНІ ПОНЯТТЯ (ВИЗНАЧЕННЯ, ОБСЯГ, СПІВВІДНОШЕННЯ З БЛИЗЬКИМИ ПОНЯТТЯМИ ЕКОЛОГІЇ, ГЕОБОТАНІКИ, ГЕОГРАФІЇ)

### ПРОБЛЕМИ СПІВВІДНОШЕННЯ МІЖ ДЕЯКИМИ КЛЮЧОВИМИ ПОНЯТТЯМИ В ЕКОСИСТЕМОЛОГІЇ

Дідух Я.П.

*Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,  
відділ геоботаніки та екології  
вул. Терещенківська, 2, м. Київ, 01601  
e-mail: didukh@mail.ru*

У природничих науках однією з ключових є проблема визначення понять, що викликає гострі дискусії. Якщо в класичних фізичних чи хімічних дисциплінах ці визначення є строгими, тому що такі поняття і процеси чітко окреслені, мають певні розміри і описуються за математичними правилами, законами, і в їх основі ключовим є поняття “елемент” як чітка, фактично неподільна категорія, явище, або детермінований лінійний процес, то в таких науках як біологія, географія, екологія ключовим поняттям є “система” як множина відмінних елементів, що характеризується складністю, ієрархічною будовою, відкритістю, неоднозначною відповіддю на дію зовнішніх факторів та іншими атрибутами і як наслідок розмитістю визначень, їх нечіткістю. Саме тому системний підхід зародився в надрах біології, а не фізики чи хімії. Системний підхід передбачає використання іншої математичної мови, методів (теорії множинності, нелінійна динаміка із застосуванням теорії ймовірностей, нечіткої логіки, оцінки стохастичності тощо).

Але повернемося до проблеми понять. Відповідно до законів логіки, визначення будь-якого поняття повинно відображати дві головні позиції, його внутрішню суть і обсяг (перше нерідко підмінюється зовнішньою характеристикою, що хоча і важливо, але не розкриває суті). На основі оцінки суті та обсягу будується система співвідношень з іншими поняттями, що визначає місце і область застосування як даного, так і інших понять.

Завдання кожної науки полягає у такому формулюванні та визначенні понять, які б забезпечували: 1) недопустимість перетину рівно-

великих понять, 2) ієрархію їх системи.

Коли поняття формулюються, а їх система вибудовується різними авторами, нерідко одні й ті самі ознаки, явища і процеси визначаються різними термінами, а різні ознаки, явища і процеси – подібними, що викликає плутанину і некоректність вживання термінів. Часто розв'язати цю проблему простою заміною одного терміна іншим (пріоритетним) не вдається, бо, як правило, обсяг, співвідношення і суть одних і тих самих понять у різних авторів різняться і застосувати принцип пріоритету у такому випадку складно. Це неможливо ще й тому, що в процесі більш глибоких і детальніших досліджень суть поняття настільки змінюється, що може втратити першочергове значення, а однакові (подібні) поняття насправді можуть виявитися різними.

Тому ми вимушені проводити їх критичне уточнення, постійну переоцінку, співставлення з іншими, запропонованими раніше.

Бурхливий розвиток екології в останні десятиліття, зокрема, у напрямку розробки класифікації екосистем, екосистемології зачіпає цілий ряд ключових понять, що безпосередньо стосується як цієї, так і ряду суміжних наук (геоботаніки, географії тощо). В першу чергу це пов'язано із тим, що безрозмірне поняття “екосистеми” при їх класифікації повинно мати визначений об'єм та структурованість відповідно до певного ієрархічного рівня. Структурованість означає оцінку як “внутрішньої” впорядкованості різноманітних ознак, складних властивостей, які характеризуються емерджентністю зміни відповідно до зміни рівня організації екосистеми, так і “зовнішньої” впорядкованості співвідношень між поняттями, характеристиками, якими визначається їх обсяг, сфера впливу.

Оскільки співвідношення між останніми зачіпає сферу сусідніх дисциплін (геоботаніки, географії, ландшафтознавства тощо), то неминуче виникає проблема упорядкування цих співвідношень, а відтак критичної їх переоцінки.

Розглянемо це на прикладі співвідношення деяких основних понять екосистемології.

### **Співвідношення між поняттями “екосистема” та “біогеоценоз”**

За А. Теслі [1] екосистема – це базова одиниця природи на поверхні землі, головною ознакою якої є її функція. Він писав: “Екосистеми є різного типу та розміру. Вони формують окрему категорію серед численних фізичних систем всесвіту, починаючи від усього всесвіту як такого і закінчуючи атомом” [с. 299]. Між всесвітом, планетою та атомом можна виділити екосистеми різного рівня організації у залежності існування живого (організмівий, популяційно-видовий, біоценотичний, біосферний), що мають не лише якісно різні функції, а й розмірність. У

даному випадку нас цікавлять біогеоценози як певна ділянка земної поверхні чи акваторії з однорідним біоценозом (фітоценоз + зооценоз) та прилеглими частинами атмосфери, літосфери, гідросфери і педосфери, які взаємодіють і в сукупності утворюють єдиний взаємообумовлений комплекс. Іншими словами, біогеоценоз – це екосистема територіального рівня, обмежена фітоценозом.

Власне біогеоценотичний підхід не викликає заперечень і з позицій обмеження територіальної розмірності є досить вдалим, але за суттю досить обмежує клас понять, бо багато типів угруповань залишаються поза межами дослідження. Адже там, де рослинний покрив не сформувався або не структурований, виділяються попередні стадії агрегацій, агломерацій, які ще не є фітоценозами, тому не підлягають класифікації і на їх основі ще не можна виокремити біогеоценоз. Отже, величезні території акваторії й суші (пустелі, узбережжя, осипи гірських порід, піски, відслонення, зорані парові угіддя), по суті, не є біогеоценозами. В цьому відношенні поняття “екосистема” універсальніше, бо охоплює практично всі типи земної поверхні й акваторій, що можуть і мають бути об’єктами класифікації та картування. Сам В.М. Сукачов [2, 3] усвідомлював цю суперечливість, однак він “захищав” свій термін *біогеоценоз* і наполягав на доцільності його вживання для будь-яких ділянок, де існує хоча б мінімальний біоценоз (навіть мікроорганізми), а ділянки гірської породи, що тільки-но відслонилися і ще не опановані бодай якимись організмами, він пропонував називати “геоценозом”, який розглядав як початковий стан, “ембріон” біогеоценозу. Проте називати геоценозами відкриті водні поверхні, льодовики чи незасіяні поля не зовсім коректно. Термін “біогеоценоз” залишився лише у радянській літературі, в Європі він не прижився та й багато вітчизняних науковців (наприклад, Ф.М. Мільков [4]) критикували його за “триповерховість”.

Виходячи з того, що поняття “екосистема” охоплює значно ширший клас об’єктів, його доцільно використовувати як більш універсальний.

#### **Співвідношення між поняттями “біотоп”, “габітат” та “оселище”**

Ці співвідношення набагато складніші, зокрема, через семантичні особливості певних мов. Поняття “habitat” у англо-саксонській мові трактується досить широко, тому у його вживанні не виникає проблем. Уже в німецькій, скандинавській, слов’янській літературі воно перекладається як lebensraum, hemvist (шв.), siedlisko (пол.), местообитание (рос.), оселище (укр.), місцевиростання – рослинних організмів, місце проживання тварин, місце існування ценозів. Сутність цих термінів полягає в тому, що вони ґрунтуються на екологічній основі. При цьому слід відразу відмежувати власне географічні, територіальні поняття –

місцезнаходження, “местонахождение”, “Standort”, “location”, “stanovisko” як географічний пункт, регіон, тобто певну територію чи схил, долина, плакор (тобто місце) у межах ландшафту.

Поняття “habitat” є досить ємке. Як вказував М. Адварді [5], “habitat” характеризується сукупністю фізичних факторів та певною взаємопов’язаністю біоти в локалітеті, де існує вид або популяція (чи навіть організм). Таким чином, термін “habitat” можна вживати по відношенню як і до виду, так і до угруповання і воно перекладається нами як “оселище”.

Чи можна вживати термін “біотоп” по відношенню як до виду, так і до угруповання? У зв’язку з цим проаналізуємо це поняття детальніше. Термін “біотоп” ввів німецький вчений Ф. Даль [6] для характеристики тих умов, що відображають фізико-хімічні умови існування біоценозу. Р. Гессе [7] біотоп визначає як ділянку земної поверхні з більш-менш однотипними абіотичними умовами існування (грунтом, мікрокліматом), тобто таким неорганічним компонентом біоценозу (екосистеми), який заселений певним угрупованням. Ц. Тролль [8], В.М. Сукачов [3] змістили акценти цього поняття і трактують біотоп як ділянку, що визначається певною сукупністю абіотичних факторів, які формуються під впливом функціонування фітоценозу. У “Большом энциклопедическом словаре” [9] біотоп трактується як середовище існування організмів, видів, ценозів.

Відповідно Г.С. Розенберг [10] розглядає біогеоценоз як таку систему, що включає дві складові: біотичну – власне біоценоз та біотоп, тобто абіотичну, середовище, яке сформоване під впливом біоценозу (грунт, мікроклімат).

Зоологи для тваринного населення в поняття “біотоп” включають і характерний тип рослинності, оскільки він визначає умови існування тварин. У цьому плані біотоп трактується як середовище існування комплексу тварин, що входять до складу біоценозу.

Географи широко вживають поняття “геотоп”, розглядаючи його як територіальну ландшафтну одиницю топічного рівня, у складі якої біотоп є його частиною, тобто теж територіальною одиницею. Проте найчастіше у Західній Європі біотоп розглядається як найменша просторова одиниця біоценозів у ландшафті. В такому випадку біотоп є синонімом поняття геотопу. Натомість деякі геологи [11, 12] геотоп трактують як абіотичну складову екосистеми. Таким чином, і це поняття не має єдиного трактування. Приймаючи геотоп як географічне поняття, ми не синонімізуємо його з поняттям біотоп. Різниця між цими поняттями така, як між екосистемою та геотопом. Якщо геотоп розглядається як ділянка земної поверхні, що включає весь комплекс складових від атмосфери (11 тис. м заввишки) до літосфери і ці складові роз-

глядаються як рівнозначні, то екосистема трактується як моноцентрична модель, у центрі якої знаходиться біотична складова [13]. При відсутності останньої цю роль виконує та поверхня (чи блок), яка забезпечує акумуляцію та трансформацію сонячної енергії. Тобто біотоп, на відміну від геотопа, має вузчі вертикальні межі, нижня – визначається глибиною ґрунту, а верхня – висотою рослин, тобто функціонуванням біоценозу.

М.Ф. Реймерс [14] дає двояке тлумачення біотопу: 1) відносно однорідний за біотичними факторами простір, зайнятий біоценозом; 2) як синонім місцезнаходження виду, тобто як середовище, стацію його існування.

Таким чином, аналізуючи співвідношення між поняттями біотоп та оселище, ми констатуємо наявність трьох позицій їх трактування:

Біотоп – (середовище існування видів, угруповань) = оселище;

Біотоп – це (середовище) оселище + (простір) біоценозу;

Біотоп – це простір біоценозу.

Тому з 80-х років ХХ ст. у зв'язку із проблемою класифікації екосистем це питання постало знову і викликало дискусії. У зарубіжній літературі воно трактується як ділянка (територія, акваторія) з порівняно однорідними умовами середовища, зайнята певним рослинним угрупованням з відповідним тваринним світом [15-17] або ділянка, однотипна за умовами середовища та поширенням тваринного і рослинного світу [15, 18], тобто складом продуцентів, консументів та редуцентів. Таким чином, жодного протиставлення між біотопом та біотичною складовою (біоценозу) тут немає, а, навпаки, останній розглядається у складі біотопу, що є цілком слушним. Це набуло широкого визнання і домінує у сучасній міжнародній науковій та нормативній екологічній літературі [17, 19].

Тобто, сьогодні ми маємо ситуацію, коли в міру розвитку екології поняття “біотоп” отримало цілком нове тлумачення і не відповідає початковому визначенню Ф. Даля. Спробуємо розібратися у причинах такої корінної зміни. Зокрема, однією з причин могло бути те, що власне екологія як наука змінила свою суть. Якщо до середини ХХ ст. це була наука, що вивчала зовнішній вплив, дію факторів на живі організми, то завдяки працям Ю. Одуми [20] основним об'єктом дослідження стала екосистема і це не могло не вплинути на суть та обсяг цілого ряду понять, зокрема таких як біотоп. Логічним наслідком таких змін є семантика відповідних складових цього терміну, бо (βίος – життя) означає, що в основі має бути жива компонента. З іншого боку, протиставляти біотоп біоценозу чи відмежовувати їх один від одного просто неможливо. Адже коли ми говоримо про ґрунт, то маємо на увазі не

лише його мінеральну складову, а й органічну, а показники ґрунту (вологість, кислотність тощо) формують як абіотичний, так і біотичний (відмерлі, живі компоненти і їх фізіологічні виділення). Разом з тим, у ґрунті є така біотична складова (мікроорганізми), які не можна відділити від нього і перенести до біоценозу. Друга частина визначення (τόπος – місце, територія) тобто місцевість, що відображає топологічний рівень розмірності в межах ландшафту, тому трактування біотопу як саме середовища існування без територіальної складової не витримує критики, бо тоді його межі зовсім розмиваються, а точніше вони ігноруються.

Тому в роботах ХХІ ст. поняття “біотоп” розглядають саме з позицій наявності біотичної та територіальної складової. Підтвердження цього ми можемо знайти, проаналізувавши класифікації екосистем різних країн, що останнім часом активно розробляють на базі загальноєвропейської класифікації: CORINE Biotopes Abstract on-line...; CORINE Biotopes Manual -of the European Community...; German Biotopes; Swiss Plant Biotopes (німецька “EUNIS Klassifizierung der Habitate”, іспанська “EUNIS clasificacion de habitats”, французька “EUNIS classification des habitats”, словенська “razvrstitev habitatov po EUNIS”, болгарська “Класификация за хабитатите EUNIS”, чеська “klasifikace biotopů EUNIS”, фінська “EUNIS biotooppiuokitus”, литовська “EUNIS biotipu klasifikacija”, польська “klasyfikacja siedlisk wedlug Europejskiej Sieci Informacji o Przyrodzie EUNIS”). Таким чином, у багатьох західноєвропейських країнах вживається термін “habitat”, а в центрально-європейських – “біотоп”. Наскільки це правомірно і чи є ці поняття синонімами?

Повернемося до співвідношення понять “біотоп” і “габітат” або “оселище”. Дейвіс [21] стверджує, що габітати – це порівняно чітко обмежені місця чи ділянки простору з відповідними ресурсами енергії та речовини, що забезпечують необхідні мінімальні вимоги живого. Вони можуть бути заселені живими організмами чи ні, але придатні для заселення (так звані потенційні габітати). Відповідно вони можуть бути абіотичного типу, незаселені живими організмами (точніше, таке заселення не фіксується), або ж біотичного типу, представлені угрупованнями, окремими популяціями чи навіть одним організмом (як у разі співіснування хазяїн – ендопаразит). Якщо ми співвідносимо певні форми живого з відповідним габітатом, то маємо на увазі, що ці організми повинні бути досить активними, щоб використовувати ресурси цього габітату. Мінімальні життєві потреби організмів, як правило, задовольняються у результаті взаємодії організму з середовищем, що розглядається як частина габітату.

“Habitat” – “оселище”, “місцеіснування популяції, виду, угруповання”

вання (фіто- чи біоценозу)”. В “Большом энциклопедическом словаре. Биология” [9] дається таке його трактування: “місцеіснування – ділянка суші чи водойми, зайнята частиною популяції особин одного виду, що характеризується всіма необхідними для її існування умовами (клімат, рельєф, ґрунт, харчування та ін.). Місцеіснування виду – сукупність відповідних для нього екологічних умов ділянок у межах видового ареалу. Стосовно наземних тварин як синонім місця існування частіше використовують терміни “стація” (місцеіснування виду) та “біотоп” (місцеіснування угруповання)”. Отже, таке тлумачення підтверджує думку М. Адварді [5], що вид не має біотопу, а характеризується місцем існування (стацією, оселищем), а місцем існування угруповання є біотоп. Тому вживання терміна “біотоп” стосовно “габітату” слушне, якщо йдеться про біоценотичний, а не видовий рівень організації (рис.).

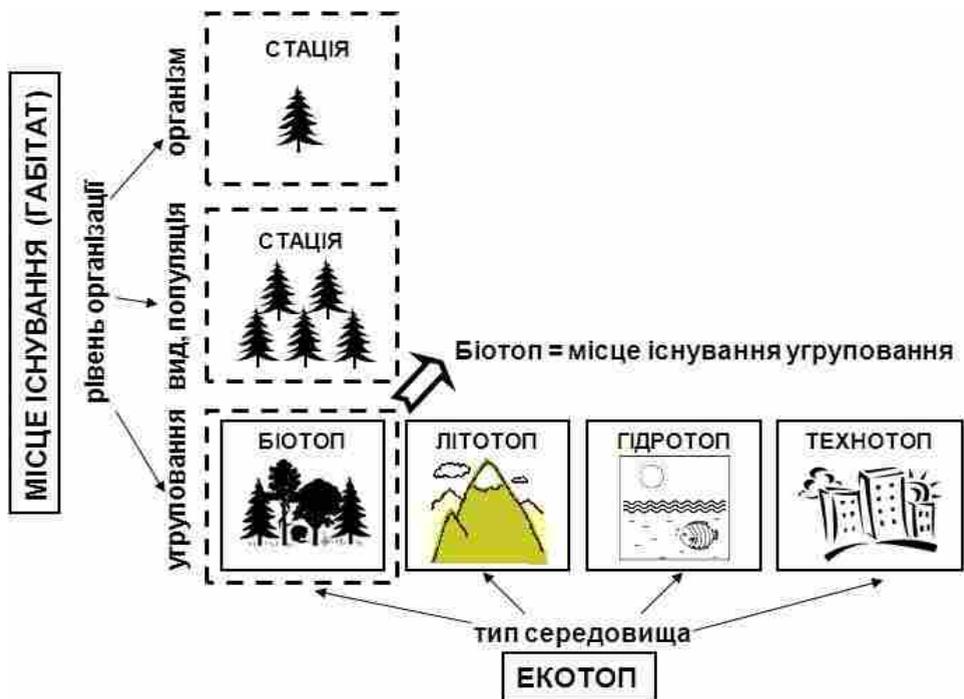


Рис. Схема співвідношень понять “місце існування (габітат або оселище)”, “екотоп” та “біотоп” [22].

Біотоп може включати кілька оселищ (наприклад у сосновому лісі як оселища можуть розглядатися пеньки, дупла і т.д.), але і оселище може включати ряд біотопів (птахи, ссавці, які мігрують). Тому в багатьох роботах останніх років поняття біотопу та “габітату” розмежовуються і концепція біотопу знаходить все ширше застосування [23, 24].

Разом з тим, поняття “оселище” ми розглядаємо як більш широке, ніж біотоп, який відображає топологічний рівень організації екосистем. Тому, коли мова йде про класифікацію екосистем топологічного рівня організації, то ми вживаємо термін “біотоп”. Але у випадку характеристик умов існування (у тому числі ценотичних), охорони виду (чи групи видів), то ми використовуємо термін “оселешний підхід”, “оселищна концепція”. За невеликої розмірності оселищ, коли мова йде про такі специфічні локалітети як “виходи джерельних вод”, “осипи”, “відслонення”, “тріщини у скелі” тощо, вживається термін “мікрооселища” [25].

Разом з тим, вживання терміну “оселище” як синоніму “біотоп”, на наш погляд, призведе до звуження об’єму та розмірності останнього поняття, оскільки підсвідомо оселища будуть розглядатися в контексті місцезнаходження видів. Зокрема, такий підхід уже використовується по відношенню до видів, що включені до “Червоної книги України” [26]. У свою чергу, під час опису оселищ ділянки будуть обмежуватися поширенням видів, а такі локуси часто мають площу декілька кв. м.

Львівські колеги [27] пропонують вживати замість терміну біотоп – типи оселищ. Однак, на відміну від систематики, де тип є вищою таксономічною категорією, у вітчизняній геоботанічній, географічній літературі тип трактується як одиниця розчленування системи за вибраною суттєвою ознакою на рівновеликі елементи за принципом їх схожості (подібності-відмінності). Типологія – це одна із форм класифікації, відмінність якої полягає в тому, що виділені одиниці не мають ієрархії, не підпорядковані одна одній, тобто не можуть розглядатися через призму генетичної спорідненості. Як приклад, типом оселища може бути березові, соснові, дубові пеньки, скелі кислих кристалічних порід, вапняків, базальтів для певних видів тощо.

Типологічною є класифікація лісів П.С. Погребняка (тип лісу – це найменше однорідне угруповання); існує типологія луків, ландшафтів тощо.

Оскільки класифікація екосистем ґрунтується на підходах геоботанічної та географічної класифікації, то саме це трактування типу (а не систематиків) ми повинні враховувати, вживаючи цей термін. При класифікації біотопів ми маємо справу з ієрархічними системами, тому вживати термін “тип” як класифікаційної одиниці недоцільно.

### **Співвідношення понять “біотоп” та “екотоп”.**

Поняття “екотоп” запровадив Г.М. Висоцький [28]. Воно визначається як сукупність абіотичних умов існування конкретного угруповання (едафотопу + кліматопу). У сучасній вітчизняній літературі екотоп трактують як “сукупність абіотичних умов неорганічного середовища певної ділянки, що являє собою місцезнаходження конкретного

угруповання” [29], або місцеіснування угруповань, близьке до біотопу, але з акцентом на зовнішні щодо угруповання фактори середовища [10]. За таким визначенням чіткої різниці між біотопом й екоотопом простежити не можна. П.Д. Ярошенко [30] наголошує на тому, що “місцеіснування” характеризується всіма умовами середовища (= біотоп), а екоотоп визначає як сукупність факторів неживої природи, тобто клімату, водного і сольового режимів ґрунту, частково рельєфу. Фактично, у такому значенні його зрідка використовують у літературі в країнах СНД, Польщі та Німеччині [31-33].

Теоретично можна уявити, що біотоп відображає абіотичні умови, змінені біоценозом, а екоотоп – умови поза межами впливу біоценозу (наприклад, показники клімату). Однак коли йдеться про ґрунт, то відокремити біотичну складову від абіотичної просто неможливо. Як уже зазначалося вище, для таких показників, як водний режим, рН, терморегімім ґрунту суттєве значення має структура фітоценозу та органічна складова. Виходячи з того, що реально ці характеристики розмежувати неможливо і недоцільно, то термін “екотоп” у такому контексті втрачає сенс.

У західноєвропейській літературі термін “екотоп” вжив Т. Сьєренсен [34], який використовував і А. Тенслі [1]. К. Троль [8] застосував це поняття у ландшафтній екології як “найменший просторовий об’єкт або компонент географічного ландшафту”. В західноєвропейській літературі екоотоп трактують як найменшу екологічну одиницю певної території.

Р. Уїттекер та ін. [35] характеризували цим терміном поширення видів відносно всього спектру біологічних та екологічних факторів, але в такому відношенні це співпадає з поняттям еконіші і цей термін не використовується.

Отже, термін “екотоп” на сьогодні має різноманітне тлумачення і не має чітко визначеного відповідного місця в системі понять, які аналізуються.

У результаті проведеного нами критичного аналізу цього поняття пропонується розглядати екоотоп в контексті західноєвропейських підходів, що має досить логічне обґрунтування, бо на сучасному етапі центр ваги науки “екології” змістився від вивчення відношення біоти щодо зовнішніх умов існування до поняття “екосистема”. У семантичному відношенні екоотоп означає: *οίκος* – дім, *τόπος* – місцевість, територія. Виходячи із наведених аргументів, ми визначаємо екоотоп як *реально існуючу екосистему топологічного рівня, наземну, водну ділянку, технічну споруду, що займає певну площу, з більш-менш однорідними умовами середовища і функціонує протягом тривалого часу*. Таке визначення переводить це поняття з одновимірного “вертикального” від-

ношення між названими поняттями у тривимірне “об’ємне”. Виходячи з цього, елементарний екотоп розглядається як основний тип екосистем територіального (топічного) рівня, що реально існує у просторі та часі, тобто характеризується такими одиницями виміру, розмірність яких відображає закономірності розташування в ландшафті та функціонування протягом тривалого часу. В такому сенсі калюжа, пеньок у лісі чи камінь серед степу не можуть трактуватися як екотопи, а є екосистемами нижчого локального, а не топічного рівня, що існують протягом нетривалого часу.

З позицій термодинаміки екотопи відрізняється між собою за типом середовища, способом накопичення енергії, що визначає енергетичний потенціал екосистеми, специфіку кругообігу речовин, елементів і трансформації енергії. Зважаючи на те, який компонент формує основу екосистеми, що трансформує сонячну енергію і таким чином визначає специфіку кругообігу речовин, нами запропоновано виділяти *біотопи* (поверхня, що акумулює енергію, вкрита рослинністю), *літотопи* (поверхню формують виходи гірських порід, що перетворюють сонячну енергію в теплову), *гідротопи* (основа є водне середовище, що перетворює сонячну енергію в теплову, механічну) і *технотопи* (основу становить технічна споруда, а її компоненти використовують субсидовану енергію) [36, 37]. Зрозуміло, що чітких меж між цими типами не існує і такий розподіл залежить від того, який компонент є визначальним у характері функціонування системи і трансформації енергії. Отже на відміну від ландшафтних екологів, які „кліматоп”, „біотоп”, „едафотоп”, „літотоп” трактують як складові, вертикальної проєкції „геотопу”, ми розглядаємо ці поняття у об’ємному просторі. Оскільки ні кліматична складова, ні ґрунт не визначають специфіки процесів акумуляції енергії на поверхні, хоча приймають у них участь, то з цього переліку типів випадають такі поняття як кліматоп та едафотоп. Такий підхід “упорядковує” співвідношення між поняттями “біотоп” й “екотоп”, що є цілком логічним. В подальшому, об’єктом наших детальних досліджень, як біологів, є “біотопи”.

Важливою є проблема обмеження розмірності біотопів (екотопів) шляхом їх об’єднання, яке можна здійснювати за певними принципами. Різновеликі екотопи можна об’єднувати за принципом включення, коли між ними існує співвідношення “система-елемент”. Тоді розглянуті вище ефемерні чи локальні екотопи входять до вищих одиниць, які постійно функціонують і відображають територіальний розподіл. Рівновеликі екотопи можна об’єднувати до того рівня або межі, поки їх сукупність відзначається лише кількісними змінами, тимчасом як якісні характеристики такого об’єднання принципово не змінюються, тоб-

то не формується інший тип біотопу. Наприклад, біотопи, представлені різними асоціаціями, які належать до різних одиниць вищої категорії, навіть класів, але близькі між собою за екологічними ознаками, можуть об'єднуватися в один тип біотопу (екотопу). Так, угруповання ас. *Potentillo albae-Quercetum*, що належать до класу *Quercetea pubescenti-petraeae*, та *Serratulo-Pinetum* – до кл. *Vaccinio-Piceetea*, характеризуються багатим подібним видовим складом флори та іншими екологічними ознаками, однак у деревному ярусі перших відсутня *Pinus sylvestris*. Разом з тим кожна із названих асоціацій більше відрізняється від інших асоціацій відповідного класу, але вони флористично подібні одна до одної, тому в екологічному сенсі розглядаються у межах одного типу біотопів (екотопів).

Рівновеликі екотопи різного типу теж можуть об'єднуватися в один у разі їх безпосереднього контакту, територіального поєднання, коли вони органічно пов'язані між собою і становлять цілісний комплекс, котрий забезпечує функціонування екосистеми, її просторово-часову організацію, а кожен із них не може виконувати або порушує ці функції. Наприклад, наскельні угруповання, представлені угрупованнями, які формуються у тріщинах скель (кл. *Asplenetetea trichomanis*) і власне на скелях (*Rhizocarpetea geographici* чи *Verrucarietea nigricantis*), та угруповання по їх периферії (*Sedo-Scleranthetea*) існують як єдиний комплекс, що представляє відслонення гірських порід. На водоспадах у Криму фіксуються фрагменти ас. *Eucladio-Adiantetum capilli-veneris* та мохові угруповання *Cratoneuretum commutati*, що розглядаються як різні стадії розвитку ценозів, що формуються під впливом різного ступеню зволоження скель. І в першому, і в другому випадку угруповання хоча з синтаксономічного погляду належать до різних класів, але окремо існувати не можуть, займають невеликі площі і функціонують як єдина екосистема.

Водночас поєднання рівновеликих подібних чи різних екосистем нижчого (локального) рівня, якщо воно не забезпечує цілісної організації, функціонування екотопу, неприпустимо. Наприклад, поєднання пеньків різних видів дерев або пеньків, каменів, калюж не відображає структуру організації лісової екосистеми, тому така операція об'єднання є абсурдним і неприпустимим. Основний критерій припустимості об'єднання чи розподілу екотопів – це забезпечення ними процесів функціонування та організації екосистем відповідного рівня. Власне біотопи як територіальні екосистеми, що характеризуються значними просторовими та часовими вимірами, мають об'єднувати ті сукцесійні стадії, які не виходять за межі даного типу. Це означає, що піонерні трав'яні угруповання стосовно тих деревних типів ценозів, котрі фор-

мують наступні сукцесійні стадії, слід розглядати як інший тип біотопу. І навіть березові ліси, що є попередніми сукцесійними ланками стосовно соснових, потрібно трактувати як різні типи біотопів, бо перші характеризуються іншим типом функціонування протягом сезону, ніж останні, що визначає загальну специфіку розвитку екосистем і їхніх компонентів (особливості накопичення підстилки, її розкладання, ґрунтова мікрофауна і т.д.). Натомість грабові чи липові ліси хоч і є похідним відносно дубових, але відносяться до того ж типу біотопу, бо якісної відмінності в їх сезонному функціонуванні практично немає або вона незначна [37].

Отже, біотоп – це історично сформована екосистема, що забезпечує збереження певної організації, структури, цілісності протягом тривалого часу і в процесі функціонування визначає кругообіг речовин, метаболізм, трансформацію енергії, ґрунтоутворення, існування біоти на популяційному рівні через репродукцію і еволюцію видів, певним чином впливає на довкілля, змінюючи дію зовнішніх факторів. Біотоп ми розглядаємо як тип екосистем який має просторове вираження (топологічну розмірність), часовий інтервал – такі сукцесійні стадії, що не виходять за рамки цього типу. Це основний об'єкт класифікації, виміру, одиниця картування екосистем. Біотоп – основний об'єкт збереження та охорони біорізноманітності, бо включає сукупність видів організмів, які історично адаптовані по відношенню один до одного і до оточуючого середовища, що забезпечує функціонування екосистеми та збереження її цілісності.

Межі екотопів визначаються якісною зміною екологічних факторів, яка впливає на характер функціонування екосистем, що дає можливість оцінити ці межі за візуальними ознаками (зміною рослинного покриву, рельєфу, крутизни схилів, типу ґрунту, характеру зволоження тощо, що якісно змінюють певні процеси, характер функціонування екосистем). Таким чином, межі можуть бути як чіткі – дискретного типу, так і розмиті – континуального типу. Якщо проблема чітких меж не викликає запитань, бо останні визначаються різкою зміною показників екологічних факторів, що проявляється у вигляді різних візуальних ознак, то проблема континуальних меж викликає дискусії, хоча в ландшафтознавстві це питання знайшло розв'язку [13]. З проблемою континуальності пов'язане питання екотонів, якому сьогодні приділяється велика увага. Екотон і континуальність – поняття нетотожні. Якщо екотон трактується як “проміжний”, що може бути віднесений як до однієї, або іншої системи, або розглядатися як самостійна одиниця, що не належить до цих систем, хоча має їх ознаки, тобто відображає положення екосистем у просторі, то континуальність відображає кіль-

кісний, поступовий характер змін їх ознак, властивостей, в результаті чого можуть формуватися екотонні екосистеми.

Ми вважаємо, що критеріями виділення екотопів (біотопів) є не фітоценотичні, а екологічні характеристики, ознаки, які визначають специфіку функціонування екосистем, хоча перші використовуються як індикатори цих процесів і способу організації екосистем.

На основі вищевикладеного можна зробити певні висновки.

1. Основним об'єктом в екосистемології, на якому ґрунтується класифікація, є екосистема територіального рівня – екотоп.

2. Екотопи, на яких добре виражена біотична складова, наявні рослини угрупування (мохи, лишайники, судинні рослини) розглядаються як біотопи, тимчасом як за відсутності рослинного покриву (піски чи відслонення інших мінеральних порід, льодовики, штучні водойми, техноспоруди) залежно від типу субстрату зараховуємо до гідротопів, літотопів чи технотопів.

3. Поняття біогеоценозу хоча й близьке до біотопу, але є вужчим, оскільки біогеоценоз обмежений фітоценозом, що передбачає наявність достатньо сформованого рослинного покриву, де види взаємодіють. У такому трактуванні значні території, що не мають рослинного покриву, випадають із класифікації.

4. Габітат розглядається як місцеіснування, тип середовища (оселище) стосовно організму, популяції, виду, фітоценозу (біоценозу).

5. На ценотичному рівні габітат (оселище) відповідає біотопу, але ці поняття не можна трактувати як синоніми. Термін “класифікація біотопів виду чи популяції” є некоректним, можна говорити про поширення виду чи популяції у складі відповідних біотопів.

6. Біотоп – це історично сформована екосистема, в якій забезпечується збереження певної організації, структури, цілісності протягом тривалого часу і в процесі функціонування відбувається кругообіг речовин, метаболізм, трансформація енергії, ґрунтоутворення, існування біоти через репродукцію і еволюцію видів. Біотоп ми розглядаємо як тип екосистем, який має просторове вираження (топологічну розмірність), часовий інтервал – включає такі сукцесійні стадії, що не виходять за рамки цього типу, певним чином впливає на довкілля, змінюючи дію зовнішніх факторів. Біотоп – основний об'єкт збереження та охорони біорізноманітності, класифікації, виміру та картування екосистем.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. *Tansley A.G. The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms // Ecology. – 1935. – 16, № 3. – P. 284-307.*

2. Сукачев В.Н. О соотношении понятий “географический ландшафт” и “биогеоценоз” // Избр. тр. Т. 1. – Л.: Наука, 1972. – С. 248-258.
3. Сукачев В.Н. О принципах генетической классификации в // Избр. тр. Т. 1. – Л.: Наука, 1972. – С. 214-227.
4. Мильков Ф.Н. Основные проблемы физической географии. Избр. Лекции – Воронеж: Изд-во Воронеж. ун-та, 1959. – 172 с.
5. Udvardy M. Notes on the Ecological Concepts of Habitat, Biotope and Niche // Ecology. – 1959. – 40, N 4. – P. 725-728.
6. Dahl F. Grundsätze und Grundbegriffe der biocönotischen Forschung // Zool. Anz. – 1908. – Bd 33, N 11. – S. 349-353.
7. Hesse R. Tiergeographie auf ökologischer Grundlage. – Jena: Gustav Fischer, 1924. – 613 s.
8. Troll C. Die geographische Landschaft und ihre Erforschung // Studium Gener. – 1950. – 3. Jg. – S. 163-181.
9. Большой энциклопедический словарь. Биология / гл. ред. М.С. Гиляров. – М.: “Большая Российская Энциклопедия”, 1999. – 864 с.
10. Розенберг Г.С. Модели в фитоценологии. – М.: Наука, 1984. – 265 с.
11. Wiedenbein F.W. “Geotope protection for Europe” in Geological Heritage. – Erlangen, Germany: University Erlangen-Nuremberg, 1993. – 60 p.
12. Wiedenbein F.W. “Origin and use of the term 'geotope' in German-speaking countries” in Geological and Landscape Conservation. [Editors: D. O'Halloran, C. Green, M. Harley, & J. Knill]. – London: Geological Society, 1994. – p.117-120.
13. Гродзинський М.Д. Основи ландшафтної екології. – К.: Либідь, 1993. – 247 с.
14. Реймерс Н.Ф. Природопользование. Словарь-справочник. – М.: Мысль, 1990. – 637 с.
15. Davies C.E., Moss D. EUNIS Habitat Classification. Final Report to the European Topic Centre on Nature Conservation, European Environment Agency. – October, 1999. – 256 p.
16. Davies C.E., Moss D. EUNIS Habitat Classification. Final Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, European Environment Agency. – February, 2002. – 125 p.
17. Davies C.E., Moss D., Hill M.O. EUNIS Habitat Classification Revised. Report to the European Environment Agency, European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. – Paris, 2004. – 310 p.
18. Connor D.W., Allen J.H., Golding N., Howell K.L., Lieberknecht L.M., Northen K.O., Reker J.B. The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland. – Version 04.05. Inst. of coastal and estuarine studies, Univ. Of Hull. Sea-Scope, Devon. – 2004. – 48 p.
19. *The American Heritage / Dictionary of the English Language: Fourth Edition* Copyright © 2006 by Houghton Mifflin Company. – 2112 p.
20. Odum E.P. Fundamentals of Ecology. – Philadelphia, Saunders, 1953. – 574 p.
21. Davis J.H. Proposal Concerning the Concept of Habitat and a Classification of

- Types // Ecology – 1960. – 41, № 3. – P. 537-541.
22. Дідух Я.П., Кузьманенко О.Л. До питання про співвідношення понять “екосистема”, “габітат”, “біотоп”, “екотоп” // Укр. ботан. журн. – 2010. – 67, № 5. – с. 688-679.
  23. Looijen R.C. On the distinction between habitat and niche, and some implications for species' differentiation. – Pozna Studies in the Philosophy of the Sciences and the Humanities, 1995. – 45. – P. 87-108.
  24. Nehring S., Albrecht U. Biotop, Habitat, Mikrohabitat. – Ein Diskussionsbeitrag zur Begriffsdefinition. Lauterbornia – 2000 – 38. – P. 75-84.
  25. Кобів Ю.Й. Роль мікрооселищ у самовідновленні популяцій рідкісних видів рослин Українських Карпат // Укр. ботан. журн. – 2012. – № 2. – С. 178-190.
  26. Червона книга України /під ред. Я.П. Дідуха. – К.: Глобалконсалтинг, 2009 – 912 с.
  27. Проць Б., Кагало О., Мочарська Л., Данилик І., Цюра Н., Реслер І., Чернявський М. Бернська конвенція та оселищна концепція збереження біорізноманіття: майбутнє для України. – Львів: вид-во ЗУКЦ, - 2011. – 28 с.
  28. Высоцкий Г.Н. Почвоведение. – Минск; Л.: Тип. Гл. бот. сада, 1925. – 9 с.
  29. Словник ботанічних термінів / За ред. І.О. Дудки. – К.: Наук. думка, 1984. – 308 с.
  30. Ярошенко П.Д. Геоботаника. – М.: Просвещение, 1969. – 200 с.
  31. Falinska K. Ekologia roslin. – Warszawa: Wyd. Nauk. PWN, 1996. – 453 s.
  32. Leser H. Zum Ökologie, Ekosystem und Ökotopteriff // Nat. und. Land. – 1984. – 59. – S. 351-352.
  33. Leser H. Landschaftsökologie: Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. – Stuttgart: Ulmer (UTB.521), 1997. – 644 S.
  34. Sørensen T. “Some ecosystematical characteristics determined by Raunkiær's circling method”. – Nordiska (19. skandinaviska) naturforskarmötet i Helsingfors den 11-15 augusti 1936. – P. 474-475.
  35. Whittaker R.H., Levin S.A., Root R.B. Niche, habitat, and ecotope // American Naturalist. – 1973. – 107. – P. 321-338p.
  36. Дідух Я.П. Теоретичні підходи до створення класифікації екосистем // Укр. фітосоціол. зб. – 2005. – Вип. 1 (23). – С. 3-14.
  37. Дідух Я.П., Фіцайло Т.В., Коротченко І.А., Якушенко Д.М., Пашкевич Н.А. Біотопи лісової та лісостепової зон України. – Київ: ТОВ “МАКРОС”, 2011. – 288 с.

# ПРИНЦИПИ, КАТЕГОРІЇ, ПОНЯТТЯ Й ТЕРМІНИ ОСЕЛИЩНОЇ КОНЦЕПЦІЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОТИЧНОЇ РІЗНОМАНІТНОСТІ – УКРАЇНСЬКИЙ КОНТЕКСТ

<sup>1</sup> Кагало О.О., <sup>2</sup> Проць Б.Г., <sup>1</sup> Данилик І.М., <sup>3</sup> Чорней І.І. <sup>4</sup> Кіш Р.Я.

<sup>1</sup> *Інститут екології Карпат НАН України, Львів  
вул. Козельницька, 4, м. Львів, 79026; e-mail: kagalo@mail.lviv.ua*

<sup>2</sup> *Державний природознавчий музей НАН України, Львів*

<sup>3</sup> *Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича*

<sup>4</sup> *Ужгородський національний університет*

Ідея збереження біорізноманіття як фундаментальної властивості живого, спричинила необхідність обґрунтування нових підходів до реалізації практичних засад охорони природи, які забезпечили б збереження сталості умов середовища за неминучого нині збільшення антропогенного впливу на природне довкілля й подальшої трансформації ландшафтів.

У відповідь на вирішення цих завдань сформувалася ідея екологічної мережі, в основі якої лежить так звана *оселищна концепція збереження біорізноманіття*, тобто ідея збереження певних типів оселищ (*habitats*<sup>1</sup>), як територій (місць) існування видів, або їх груп. Методологія оселищної охорони – це своєрідний інструмент уніфікації підходів до охорони біотичного й ландшафтного різноманіття в країнах Європи. В основі природоохоронних програм, які впливають з цієї концепції (*Natura 2000*, *Emerald* – *Смарагдова мережа*), лежить принцип виділення ділянок земної поверхні (*sites*), що визначаються певними, конвенційно погодженими, властивостями чи характеристиками: як місцевиростання чи місця існування певних видів рослин і тварин, місцезнаходження певних типів угруповань, екосистем тощо.

Визнання науковою громадськістю оселищної концепції збереження біорізноманіття як базової для вибору територій особливої охорони, сприяло формуванню цілого напрямку досліджень, спрямованих на розробку критеріїв визначення типів оселищ, їх ієрархічної класифікації та оцінки екологічного значення.

Оселищна концепція збереження біорізноманіття має на меті, насамперед, вирішення практичних завдань територіальної охорони біо-

---

<sup>1</sup> Термін “оселище” є адекватним перекладом українською мовою англійського терміна “habitat”. У деяких офіційних перекладах міжнародних правових документів (наприклад, Бернської конвенції) українською мовою цей термін був переданий як “середовище існування”, що некоректно як з екологічної, так і мовно-семантичної точок зору.

різноманіття, зокрема в регіонах з давньою історією господарського освоєння, де природні екосистеми збереглися лише фрагментарно, на малих ділянках, роз'єднаних великими просторами антропогенних ландшафтів. Вона є свого роду інструментом для визначення територій (точніше, забезпечення комплексного екологічного підходу під час такого визначення), охорона або природоохоронний менеджмент яких є перспективним для збереження біотичної різноманітності. Фактично, можна провести багато аналогій щодо концепції Зеленої книги в її первісному варіанті [10] та концепції оселищної охорони, що буде показано дещо нижче.

В екологічному значенні оселище – це ділянка земної поверхні на якій представлено один або декілька типів біотопів (елементарних територіальних екосистем), яким характерна наявність відповідних складових (як біотичних, так і абіотичних), що визначають їхню особливу роль у збереженні умов виживання й розвитку популяцій певного комплексу видів, у тому числі й тих, які потребують охорони. У зв'язку з цим важливого значення набувають різні підходи до класифікації та оцінки природоохоронного статусу типів оселищ як базових критеріїв визначення просторової структури територіальних об'єктів охорони. Розроблена низка класифікаційних схем типів оселищ, таких, наприклад, як CORINE, PHYSIS, EUNIS, CORDIS та інші, в основі яких лежать принципи Palearctic Habitat Classification, які нині поширюються вже й на території, розташовані далеко за межами Європи (Африка, Південно-Східна Азія тощо) (<http://eunis.eea.eu.int>). Нині функції найбільш універсальної системи класифікації типів оселищ у Європі переходять до EUNIS (European nature information system).

Слід відзначити, що категорії “оселище” та “екосистема” в контексті концепції оселищної охорони не тотожні. У контексті оселищної охорони “оселище” (або як класифікаційна одиниця – тип оселища) є конвенційно погодженою, “договірною” категорією, яка служить для означення типів ділянок, які потребують охорони, за ознакою їх приналежності до певних типів екосистем (біотопів) або їх сукупностей. Причому, у складі певного типу оселища може бути представлено кілька типів екосистем.

Нагадаємо, що в екології та екосистемології “біотоп” – це ділянка земної поверхні з однотипними абіотичними умовами (рельєфом, кліматом, інсоляцією, тиском, рН середовища, його механічними, фізико-хімічними та іншими властивостями), яку займає певне біотичне угруповання – біоценоз. Поєднання біотопу й біоценозу становить біогеоценоз, або, іншими словами, екосистему в межах однотипного біоценозу. Здебільшого межі біогеоценозу визначають за межами однотипного

рослинного угруповання, яке формує основу його біоценозу. Між складовими біогеоценозу відбувається постійна взаємодія на основі обміну речовиною, енергією та інформацією [5].

У контексті оселищної концепції охорони біорізноманіття термін “біотоп” є синонімом терміна “оселище” (“habitat”), тобто, це однотипні суходільні або водні ділянки, природні, напівприродні або антропогенні, у межах яких певна сукупність живих організмів постійно живе, відтворюється або трапляється на певних етапах своєї життєдіяльності (наприклад, під час міграції, розмноження тощо). У такому трактуванні поняття “біотоп”, очевидно, є значно ширшим, ніж його традиційне розуміння в екології, оскільки певні типи біотопів (як певні типи оселищ), можуть охоплювати низку доволі різноманітних біогеоценозів (елементарних територіально визначених екосистем), які поєднані однією або кількома властивостями або рисами.

Крім того, до певних типів оселищ, що потребують охорони, можуть бути зараховані типи екосистем (біотопів), які не відповідають природним виділам земної поверхні, тобто не є біогеоценозами, а представлені певним типом середовища (іноді вторинного походження), що сприяє формуванню та співіснуванню комплексу консортивно пов’язаних організмів (нори рийних тварин, урвисті береги річок, складені глинистими породами, пні тощо).

У контексті розуміння співвідношення термінів “біотоп” та “оселище” (habitat) принциповим є те, що у витоків оселищної концепції стояли географи, або, точніше, німецькі “екогеографи”. Зокрема, одним з перших термін “біотоп” саме в значенні певної ділянки земної поверхні, збереження якої забезпечуватиме збереження умов існування певних видів або їх угруповань, використав Prof. Dr.-Ing. Giselher Kaule [14, 15].

Біотоп у розумінні Г. Кауле – “територія життя”, аналогічно з поширеною нині в українському ландшафтознавстві концепцією топічної диференціації природних чинників, яка розвивається, зокрема М.Д. Гродзинським [1, 2, 8]. Відповідно, за цією концепцією, можуть бути виділені акватопи, геотопи, кліматопи та ін. Отже, у цьому значенні цей термін є значно ширшим і лише частково може бути ототожнений з екологічно-екосистемологічним його тлумаченням [5, 11, 13, 16]. Термін “habitat” з’явився дещо пізніше (приблизно, наприкінці 80-х років) у зв’язку з розвитком робіт з Palearctic habitat classification. Іноді деякі автори пропонують вважати термін “habitat” (= оселище) ширшим від терміну “біотоп” (в оселищному контексті), тобто, вважати, що певні оселища сформовані низкою біотопів. З екосистемо логічної точки зору такий підхід має рацію, але, з точки зору оселищної концепції збе-

реження біорізноманіття, без додаткових пояснень може зумовити певні термінологічні непорозуміння.

Слід також відзначити, що в німецькомовній екологічній літературі досить широко використовується термін “Standort”, який за своєю семантикою цілком співзвучний з терміном “habitat” (= оселище) [12].

Таким чином, поняття “оселище” (як класифікаційна одиниця – “тип оселища”) у цьому контексті є своєрідним інструментом виявлення певних типів ділянок земної поверхні (суходільних або водних), для яких характерна наявність відповідних умов для формування та існування певної сукупності популяцій рослин, тварин, певних їх угруповань тощо. На підставі аналізу природоохоронної цінності видів рослин і/або тварин, або їх угруповань визначають типи оселищ які необхідно зберігати як неодмінні місця їх існування. Такі типи оселищ визначають як територіальні об’єкти охорони, важливі для виживання певних видів.

Починаючи від середини 90-х років концепція оселищної охорони біорізноманіття набуває в Європі панівного характеру. З огляду на зазначені вище особливості використання термінів “оселище” та “біотоп”, у європейській природоохоронній практиці вони застосовуються здебільшого як синоніми, або для визначення екологічного (біотоп) і територіального (оселище) рівнів охорони. Як було сказано вище, часто вони використовуються для означення різних рівнів класифікаційного узагальнення [17], що також знаходить відображення під час визначення рівнів територіальної охорони певних ділянок земної поверхні.

У процесі формування оселищної концепції збереження біорізноманіття в кожній з країн Європи виникали й виникають певні проблеми щодо адаптації наявного національного наукового понятійно-термінологічного, концептуального та методологічного апарату з потребами оселищного підходу до збереження біорізноманіття.

В Україні такі проблеми також мають місце. Крім того, якщо в країнах Європи основні дискусії щодо співвідношення природоохоронних та екологічних тлумачень понять “екосистема”, “біотоп”, “оселище” мали місце, здебільшого, протягом другої половини 70-х – початку 80-х років минулого століття, то в Україні вони почалися лише тепер. Шлях, який пройшли науковці Європи в той час до консенсусу в питанні розрізнення екологічного та оселищного тлумачення терміна “біотоп”, а пізніше, для уникнення непорозумінь, введення терміна “оселище” – “habitat”, був досить довгим. Характерною особливістю вирішення цієї проблеми в Україні є спроби пройти цей шлях самостійно, сприймаючи дискусійні публікації того часу не в ретроспективно-аналітичному ключі, а в актуалістичному контексті [3, 4]. Без сумніву,

цитовані аналітичні розвідки є дуже корисними з точки зору розвитку загальної теорії оселищного (фактично, екосистемного) підходу до збереження біотичної різноманітності. Разом з тим, на наш погляд, слід уникати надмірного теоретизування в тій частині оселищних підходів до охорони природи, які стосуються власне їх прикладних аспектів – ідентифікації та класифікації типів оселищ, картування оселищ, оцінки їхнього соціологічного статусу, обґрунтування методів і підходів моніторингу й менеджменту.

Деякі особливості на інтерпретацію оселищних підходів в Україні накладає наявність розвиненої традиції охорони раритетних фітоценозів, яка сформувалася в рамках концепції Зеленої книги України. В основі ідеї охорони та збереження рідкісних і типових рослинних угруповань, навіть точніше – типів угруповань, тобто синтаксонів, виділених за домінантною класифікацією, було прагнення зберегти відповідні середовища існування для видів, які потребують збереження [7, 10]. Проте, в останньому виданні Зеленої книги України [6] ця ідея практично відкинута, а мова йде тільки про охорону певних, визначених за низкою критеріїв, типів рослинних угруповань (синтаксонів).

Принципи й критерії, які лежать в основі визначення раритетних фітоценозів, виділених за домінантними принципами класифікації, дуже слабо узгоджуються з принципами, що є керівними для виділення типів оселищ, що заслуговують на охорону, і ще менше узгоджуються з принципами їх класифікації. В основі виділення раритетних фітоценозів за традицією Зеленої книги України лежить екосистемний підхід, але самі критерії та методи виділення типів синтаксонів є принципово відмінними від прийнятих у європейській практиці. Зелена книга стосується лише територій, на яких представлена рослинність і лише суходільних (включно з водною рослинністю). Вона не бере до уваги морських екосистем. Крім того, її підходи не можуть бути застосовані до територій, на яких рослинність відсутня, але які мають важливе значення як місця життєдіяльності, насамперед, тваринних організмів. Наприклад, скелі з “пташиними базарами”, кам’яністі береги, які є місцем розмноження морських ссавців, глибоководні екосистеми, рухомі піщані дюни тощо.

Особливої гостроти проблема активного впровадження в Україні принципів оселищного підходу до збереження біорізноманіття набула у зв’язку з проголошенням розбудови екомережі керівним принципом розвитку територіальної охорони природи країни й закріпленням його на законодавчому рівні.

Проте, слід зазначити, що у створенні національної екомережі Україна спирається на юридично-правовий підхід, не маючи ще доста-

тньої наукової основи у вигляді відповідних баз даних щодо поширення видів рослин і тварин, і типів оселищ, оформлених із застосуванням сучасних геоінформаційних (ГІС) технологій для обґрунтування її структури й конфігурації на оселищних засадах.

У зв'язку з цим, наприклад, виконаний нещодавно за фінансової підтримки Ради Європи та Європейського Союзу проект щодо визначення об'єктів Смарагдової мережі в Україні був здійснений не за стандартною методикою, коли: “Визначення природної території, яка згідно існуючих даних та експертних висновків може містити види флори і фауни, перелічені в Резолюції № 6 (1998), та/або оселища, перелічені в Резолюції № 4 (1996)”, а за принципом апріорного залучення до Смарагдової мережі наявних об'єктів природно-заповідного фонду з подальшою їх характеристикою щодо представленості на їх територіях відповідних видів рослин і тварин та типів оселищ [9]. Звичайно, немає сумнівів, що об'єкти природно-заповідного фонду створювалися на підставі вагомих наукових обґрунтувань та охоплюють території, охорона яких є важливою для збереження біорізноманітності, але такий підхід значною мірою гальмує й відволікає від інвентаризації різноманіття й поширення видів та оселищ на територіях поза природно-заповідним фондом, а для України саме ця робота є на сьогодні найпріоритетнішою у зв'язку з інтенсивною втратою залишків природних екосистем на господарських землях.

Згідно з визнаними у Європі науковими підходами, вибір територій того чи іншого призначення в рамках екомережі здійснюється на підставі узагальнення детальної інформації про поширення видів рослин і тварин, шляхи міграцій тварин, достатньо детальних карт рослинності та її класифікаційних схем. Практично всі країни, що ввійшли до Євросоюзу, на час формування національних екомереж мали узагальнені хорологічні атласи флори й фауни, причому деякі з них – дуже детальні. Завдяки цьому реалізація вибору типів оселищ, які становлять першочергову цінність для збереження біотичного й ландшафтного різноманіття у цих країнах здебільшого становила лише технічну проблему. Відповідних затрат потребувало їх подальше картування й визначення структури елементів екомережі.

У працях, пов'язаних з формування оселищної концепції збереження біотичного різноманіття, як базові критерії виділення відповідних типів оселищ фігурують, здебільшого, певні сукупності видів, що характерні для них, або, частіше, типи рослинних угруповань, які виділяють за сукупністю діагностичних або характерних видів (еколого-флористична класифікація). Синтаксони рослинності, виділені за еколого-флористичними критеріями, є своєрідними маркерами тих типів

оселищ, яким характерна рослинність.

Як уже зазначалося, в основі виділення територій, перспективних для включення до екомережі за прийнятими в країнах Європи критеріями, лежить виділення природних оселищ, яким характерна наявність відповідних складових (як біотичних, так і абіотичних), що визначають їх особливу роль у збереженні умов виживання й розвитку популяцій видів, які потребують охорони. Але, на жаль, ці підходи мають обмежене застосування в Україні та майже не використовуються в практиці природоохоронної справи.

В Україні запроваджені дещо інші критерії до формування екомережі, що значною мірою зробило схеми екомережі країни несумісними з аналогічними схемами європейських країн. Особливо відчутно це проявляється на прикордонних територіях, де виникає необхідність узгодження структури регіональних екомереж України з європейськими. Принциповим є фактичне ігнорування в Україні “оселищних критеріїв” вибору складових елементів екомережі й абсолютизація значення територій та об’єктів природно-заповідного фонду як основи екомережі з подальшим, часто штучним, залученням природоохоронних територій іншого статусу (водоохоронних, ґрунтозахисних, рекреаційних тощо). Крім того, особливості традиційного використання термінів “біотоп”, “екосистема”, “локалітет”, “оселище” тощо, також ускладнює застосування в Україні принципів цього підходу.

Усе це робить актуальними роботи, спрямовані на інтеграцію системи природоохоронних підходів України в систему відповідних методичних принципів країн Європи.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Гродзинський М.Д. Пізнання ландшафту: місце і простір. У 2-х томах. – К.: Видавничо-поліграфічний центр “Київський університет”, 2005 а. – Т. 1. – 431 с.
2. Гродзинський М.Д. Пізнання ландшафту: місце і простір. У 2-х томах. – К.: Видавничо-поліграфічний центр “Київський університет”, 2005 б. – Т. 2. – 503 с.
3. Дідух Я.П., Кузьманенко О.Л. До питання про співвідношення понять “екосистема”, “габітат”, “біотоп” та “екотоп” // Укр. ботан. журн. – 2010. – 67, № 5. – С. 668-679.
4. Дідух Я.П., Фіцайло Т.В., Коротченко І.А., Якушенко Д.М., Пашкевич Н.А. Біотопи лісової та лісостепової зон України / Ред. чл.-кор. НАН України Я.П. Дідух. – К.: ТОВ “МАКРОС”, 2011. – 288 с.
5. Смелянов І.Г., Гродзинський М.Д. Біотоп // Екологічна енциклопедія: у 3 т. / Редколегія А.В. Толстоухов (головний редактор) та ін. – К.: ТОВ

- “Центр екологічної освіти та інформації”, 2006. – Т. 1: А-Е. – С. 94.
6. *Зелена книга України* / під загальною редакцією члена-кореспондента НАН України Я.П. Дідуха. – К.: Альтерпрес, 2009. – 448 с. + 48 кольор. с.
  7. *Зеленая книга Украинской ССР: Редкие, исчезающие и типичные, нуждающиеся в охране растительные сообщества* / Ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонко. – К.: Наук. думка, 1987. – 216 с.
  8. *Ковальов О.П.* По сторінках книги М.Д. Гродзинського “Пізнання ландшафту: місце і простір” / електронний ресурс: [http://www.geography.pp.ua/2011/06/blog-post\\_12.html](http://www.geography.pp.ua/2011/06/blog-post_12.html)
  9. *Смарагдова мережа в Україні* / Ред. Л.Д. Проценко. – К.: Хімджест, 2011. – 192 с.
  10. *Стойко С.М., Шеляг-Сосонко Ю.Р.* Раритетний фітоценофонд України та концепція національної “Зеленої книги” // Укр. ботан. журн. – 2005. – 62, № 5. – С. 611-623.
  11. *Bolen E.G., Robinson W.L.* Wildlife ecology and management. – Englewood, NJ: Prentice Hall, 1995. – 620 p.
  12. *Burnand J., Hasspacher B., Stocker R.* Waldgesellschaften und Waldstandorte im Kanton Basel-Landschaft. Kommentar zur vegetationskundlichen Standortskartierung der Wälder. – Liestal: Verlag des Kantons Basel-Landschaft, 1990. – 237 S.
  13. *Danielson B.J.* Communities in a landscape: the influence of habitat heterogeneity on the interaction between species // *American Naturalist*. – 1991. – 138. – P. 1105-1120.
  14. *Kaule G.* Die Übergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen: Landschaftsökologische Untersuchungen mit besonderer Berücksichtigung der Ziele der Raumordnung und des Naturschutzes. Leutershausen: J. Cramer, 1974 (Dissertationes Botanicae Band 27).
  15. *Kaule G.* Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern // *Verh. Ges. Ökologie*. – 1975. – 3. – S. 257-260.
  16. *Rabinowitz D., Cairns S., Dillon T.* Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles // *Conservation biology: the science of scarcity and diversity* / Ed. V.E. Soulé. – Sunderland, Mass.: Sinauer Associates, 1986. – P. 182-204.
  17. *The CORINE Biotopes project. Alive and Kicking* / Rosanne van Oudheusden, 2005.

## 1.2. МЕТОДОЛОГІЯ КЛАСИФІКАЦІЇ БІОТОПІВ (ОСЕЛИЩ)

### МЕТОДИ ІНВЕНТАРИЗАЦІЇ ОСЕЛИЩ І ДОСЛІДЖЕННЯ ОСЕЛИЩНОЇ РІЗНОМАНІТНОСТІ (ОСОБЛИВОСТІ ПІДХОДІВ В УКРАЇНІ)

<sup>1</sup> Кагало О.О., <sup>2</sup> Круглов І.С., <sup>1</sup> Данилик І.М., <sup>3</sup> Проць Б.Г.,  
<sup>1</sup> Реслер І.Я., <sup>4</sup> Кіш Р.Я.

<sup>1</sup> Інститут екології Карпат НАН України, Львів  
бул. Козельницька, 4, м. Львів, 79026; e-mail: kagalo@mail.lviv.ua

<sup>2</sup> Львівський національний університет імені Івана Франка

<sup>3</sup> Державний природознавчий музей НАН України, Львів

<sup>4</sup> Ужгородський національний університет

Принципи оселищної концепції збереження біорізноманіття лише починають застосовуватися в Україні. Значні труднощі в цьому процесі створюють деякі традиції розвитку природоохоронної справи в країні впродовж тривалого часу, а також деякі проблеми наукового плану, які є наслідком певних традицій минулого, зокрема недостатній розвиток еколого-флористичної класифікації рослинності [9], слабка взаємодія між спеціалістами географами й біологами в галузі формування теоретичних засад охорони природи, істотні відмінності між підходами щодо вибору територій для охорони біорізноманіття між країнами Західної Європи й Україною, значне відставання України від країн Європейського Союзу в галузі картування поширення видів флори й картування рослинності території держави тощо. Усі ці проблеми значною мірою ускладнюють застосування принципів Директиви про оселища в практиці охорони природи в Україні.

У рамках виконання проекту “Визначення і класифікація типів оселищ в Україні: введення стандартів та методології Європейського Союзу (пілотний проект в Українських Карпатах)”, фінансованого урядом Королівства Нідерландів (програма ВВІ-Matra), були визначені деякі перспективи розвитку методичних засад визначення та інвентаризації оселищ в Україні на прикладі Українських Карпат і Закарпатської низовини. Детальні результати методичних напрацювань у рамках цього проекту будуть опубліковані в “Каталозі типів оселищ Українських Карпат і Закарпатської низовини”, підготовка якого до друку завершується у цей час.

Пропоновані методики дослідження оселищної різноманітності

підготовані на підставі аналізу європейського досвіду, який досить повно й детально висвітлений в літературі, а також за результатами тривалих дискусій і консультацій із іноземними колегами.

Звичайно, пропоновані підходи й методики в жодному випадку не є остаточними. Але вони мали б стати основою, на якій в Україні поступово сформується відповідний масив вивіrenих і багаторазово апробованих методів і принципів реалізації оселищного підходу до збереження біорізноманіття.

У процесі ідентифікації та інвентаризації оселищного різноманіття України, як, зрештою, і будь-якої іншої країни, можна визначити кілька етапів: 1. Ідентифікація типів оселищ та забезпечення інструментарію для їх польового визначення; 2. Картування поширення типів оселищ із застосуванням растрових сіткових карт; 3. Картування розміщення оселищ певних типів у межах визначених територій, перспективних для збереження біорізноманіття; 4. Формування бази даних щодо різноманітності, структури, ступеня трансформованості, соціологічного стану й перспектив збереження оселищ країни, що належать до різних типів.

Першочергове значення для виявлення оселищної різноманітності мають інструменти, за допомогою яких можна визначити приналежність певних оселищ до тих чи інших типів, а відтак, у разі виявлення нових типів, забезпечити їх ідентифікацію в системі класифікації типів оселищ.

Гетерогенність природних умов того чи іншого регіону в поєднанні з антропогенною трансформацією середовища призводить до формування значної кількості різноманітних типів оселищ, які потребують класифікації, а надто механізмів (ідентифікаційних ключів) для їх визначення. Чіткість визначення типів оселищ під час їх інвентаризації та картування сприятиме однозначності розуміння кожного конкретного оселища, а відтак і визначенню необхідності його охорони та збереження, зокрема, якщо йдеться про рідкісні типи оселищ зі значною концентрацією видів, які включені до міжнародних і державних реєстрів охоронюваних таксонів і синтаксонів. Натомість, кількість оселищ з високим ступенем гемеробності вкаже на ступінь синантропізації біотичного середовища регіону досліджень. Тому актуальність відповідних інструментів для визначення типів оселищ не викликає жодних сумнівів.

Основою будь-яких сучасних визначників біотичних об'єктів, яка є базовим принципом їх побудови, є одновходові або багатовходові, дихотомічні або політомічні ключі. Поряд з класичними, загальноприйнятими у природничих дисциплінах, дихотомічними монотомічними ключами для визначення, які відомі усім ботанікам і зоологам, багато-

входові ключі, а тим більше на політомічній основі мають певні особливості. На відміну від зіставлення двох альтернативних ознак, такий ключ ґрунтується на зіставленні відразу кількох альтернативних ознак. Але, слід зазначити, що побудова ключа для визначення типів оселищ можлива лише як політомічного багатовходового, оскільки є типи оселищ, які, незважаючи на приналежність до різних груп типів, сформувався в подібних, або, принаймні, гомологічних геоморфологічних та ландшафтно-історичних умовах, що багато в чому споріднює їх за низкою базових геологічних, геоморфологічних, гідрологічних, фітоісторичних та інших ознак [6].

Практично ключ є сукупністю послідовно організованих (від загальних до специфічних) характеристик типів оселищ, що представлені у вигляді так званих “тез”, які дозволяють дослідникам, шляхом вибору найбільш відповідних характеристик-тез, поетапно звузити коло ймовірних варіантів та ідентифікувати єдиний, найбільш близький, тип оселища з фіксованого переліку, представленого у каталозі. Як зазначалося вище, ключ має бути політомічним і багатовходовим, тобто має передбачати пошук відповідних тез шляхом зіставлення одразу кількох альтернативних ознак. Такий ключ, поряд з біологічними ознаками (характеристиками елементів флори та рослинності), має містити опис різноманітних додаткових характеристик екологічних умов, а також може бути поділений на великі блоки (класи, групи оселищ), що спрощує та пришвидшує процес визначення. Зауважимо, що незважаючи на простоту використання такого ключа, для правильного визначення типів оселищ все ж необхідні базові знання з біології, геоботаніки та географії.

Перший варіант такого ключа для визначення типів оселищ Українських Карпат і Закарпатської низовини розроблений в рамках зазначеного вище проекту й буде опублікований у “Каталозі типів оселищ Українських Карпат і Закарпатської низовини”.

Картування оселищ є загалом подібним до геоботанічного картування [1, 10] та, особливо, картування цілісних ландшафтних одиниць, яке охоплює не лише рослинність, але й ґрунтово-геоморфологічні особливості території [2, 4]. Його можна здійснювати в різних масштабах – в залежності від мети, наявності базових картографічних (геопросторових) матеріалів, а також територіального обсягу. Картування для прикладних цілей переважно здійснюють у великих масштабах (1:50 000 та детальніших) з чіткою прив’язкою до місцевості та/або координатної сітки. При цьому межі поширення оселищ відображають замкнутими лініями – полігонами, а місцезнаходження оселищ незначної площі позначають позамасштабними знаками (точковими та лінійними – в залежності від конфігурації ареалів). У процесі картування

широко використовують технології географічних інформаційних систем (ГІС) та дистанційного зондування (ДЗ) земної поверхні [7, 8].

Крім того, для узагальненого, здебільшого дрібномасштабного, представлення поширення оселищ або з метою окреслення їх ареалу використовують так зване “растрове картування” із використанням матриці, сформованої сіткою географічних або прямокутних координат. Такий метод загального картування поширення як видів, так і оселищ є дуже поширеним у практиці хорологічних досліджень. Існує декілька варіантів сіткових карт, найзручнішим з яких, зокрема для цілей картування поширення типів оселищ є прямокутна сітка, яка використовується для картування флори Середньої Європи [12, 13, 14, 15, 16] і була використана для картування типів оселищ у Словаччині, Чехії та інших країнах. Базовий розмір квадратів такої сітки становить  $12 \times 20$  кутових мінут, що становить, приблизно,  $22 \times 36$  км. За потреби, можна формувати сіткові карти за будь-якого розміру квадратів, залежно від потреб і можливостей дослідження. Прикладом застосування цього методу картування є карти поширення типів оселищ Українських Карпат і Закарпатської низовину у згаданому вище Каталозі.

Звичайно, для проведення заходів природоохоронного менеджменту оселищ і визначення конкретних територій, перспективних для надання статусу “територій особливої охорони”, необхідна детальна інформація щодо розташування конкретних локалітетів. Така інформація має бути зібрана в процесі узагальнення результатів спеціальних польових досліджень з великомасштабного картування оселищ.

Переважно, коли йдеться про великомасштабне та детальне картування оселищ, важливим його компонентом постає польове картографічне знімання. У такому випадку весь процес картування можна поділити на три етапи: підготовчий передпольовий, польовий і завершальний після польовий [2].

Першочергово необхідно чітко визначити мету картування оселищ – адже це дає змогу сформулювати вимоги до кінцевої карти, а відтак – і до конкретних матеріалів і методів, які необхідно використати в процесі картування. Як правило, найважливішою вимогою до карти, яку потрібно визначити наперед, є її територіальний обсяг і точність (масштаб). Зауважимо, що відсутність достатньо детальних базових топографічних карт та/або аеро- або космозображень може унеможливити картування в бажаному масштабі – адже, якщо йдеться про мануальне укладання меж природних явищ, зокрема й оселищ, мінімальний вимір (довжина або ширина) найдрібнішого полігона у масштабі картування не повинен бути меншим за 5 мм [5]. Це означає, наприклад, що, за наявності топографічних матеріалів масштабу 1:10 000, площа оселища,

яку можна відобразити на карті як полігон, повинна бути не меншою за 0,25 га. Тому вже на стадії постановки мети важливо реалістично оцінити доступні матеріальні й людські ресурси, а також наявність часу. Відповідно до цього адаптують методику картування. Тоді закупають необхідне обладнання та матеріали, зокрема базові топографічні карти й аеро-(космо-)зображення території знімання. Як правило, усі картографічні матеріали опрацьовують за допомогою комп'ютерного обладнання для ГІС та ДЗ. Протягом передпольового етапу готують картувальні польові планшети, на яких укладають карту-гіпотезу оселищ, а також визначають особливості польового картографічного знімання.

Слід відзначити, що точність кінцевої карти оселищ не може бути вищою за точність базових топографічних карт та аеро-(космо-)зображень, які є основою картувальних планшетів. Особливу увагу необхідно звернути не лише на точність, але й на актуальність базового картографічного матеріалу. Наприклад, більшість наявних великомасштабних топографічних карт на територію України відображають ситуацію 20-30 річної давності, і це не дає змогу їх ефективно використовувати для картування таких динамічних властивостей ландшафту, як актуальний наземний/рослинний покрив та оселища. У зв'язку з цим, оптимальним стає застосування орторектифікованих аеро- та космозображень.

Якщо йдеться про картування оселищ у масштабі 1:50 000 і дрібнішому, можуть бути використані архівні орторектифіковані цифрові космозображення Landsat TM/ETM+, які надає Геологічна служба США (<http://earthexplorer.usgs.gov>). Проте основним загальнодоступним джерелом даних про актуальний рослинний/наземний покрив залишається Інтернет-ресурс "Google-Earth" (<http://www.google.com/earth/index.html>), який містить орторектифіковані космозображення високої геометричної роздільності. Ці зображення дають змогу досвідченому інтерпретатору визначити основні типи рослинного/наземного покриву та є надзвичайно цінним джерелом базової топографічної інформації для картування оселищ, особливо у детальних масштабах. Однак при цьому слід пам'ятати, що космозображення з "Google-Earth" можуть мати позиційну похибку до 15-30 м. Детальнішу інформацію про роботу з даними "GoogleEarth" можна отримати на спеціалізованих веб-сайтах (наприклад, <http://www.google.com/earth/explore/products>).

Іншим важливим джерелом інформації для картування оселищ, особливо в умовах гір, є рельєф як основний диференціатор та індикатор екологічних умов біотичних угруповань. Для інтерпретації рельєфу можна використати паперові, навіть старі, топографічні карти – адже рельєф, у більшості випадків, є відносно стабільною властивістю

ландшафту. Для картування елементів рельєфу у масштабі 1:50 000 та дрібнішому можна використати загальнодоступну глобальну цифрову модель висот (ЦМР) SRTM (<http://srtm.csi.cgiar.org>). За її допомогою можна генерувати ізогіпси із бажаною висотою січення рельєфу (різниця висот між двома сусідніми горизонталями на топографічній карті), або, використовуючи спеціальні допоміжні програми для ГІС, автоматизовано виділити основні елементи рельєфу [3].

Окрім таких базових гео-даних про наземний покрив і рельєф, у пригоді можуть стати інші, спеціалізовані, картографічні матеріали, які отримують зі спеціальних тематичних карт.

Польовий етап картографічного знімання передбачає збирання більш конкретної інформації про рослинні угруповання та, можливо, про інші властивості, такі як, наприклад, ґрунт, мікрорельєф, природність дренажу, спосіб менеджменту тощо на підставі спостережень *in situ*. Як правило, коригування меж полігонів добре укладеної карти-гіпотези у польових умовах є мінімальним. Однак при цьому слід усвідомлювати, що картувальні полігони, укладені на підставі фізіономічних ознак, у багатьох випадках є гетерогенними в біогеоценологічному сенсі, і відображають поширення не одного типу оселища, а мозаїки, сформованої кількома типами оселищ. Тому польове картографічне знімання також націлене на виявлення таких мозаїк оселищ у межах картувальних полігонів. У зв'язку з цим, польові спостереження здійснюються на двох просторових рівнях: 1) невеликої інвентаризаційної ділянки, яка на карті позначається як пункт і 2) картувального полігону, зображеного на карті-гіпотезі. Для цього можуть бути розроблені відповідні форми польових бланків, заповнення яких здійснюються безпосередньо в полі.

Протягом післяпольового етапу здійснюються подальше опрацювання матеріалу включно з оформленням завершальних звітів та підготовкою остаточних версій карт (геопросторових даних) і баз даних польових матеріалів. Дані з відповідних польових бланків доцільно автоматизувати у загальнодоступній системі управління базами даних (СУБД) “Turboveg” [11], спеціально адаптовану та українізовану для опрацювання результатів польової інвентаризації оселищ України (<http://www.synbiosys.alterra.nl/turboveg>).

#### ЛІТЕРАТУРА

1. *Геоботаническое картографирование*. – Л.: Наука, 1967.
2. *Геренчук К.І., Раковська Е.М., Топчієв О.Г.* Польові географічні дослідження. К.: Вища школа, 1975. – 248 с.
3. *Кулачковський Р.І., Круглов І.С.* Напівавтоматизована делімітація просто-

- рового каркасу природних морфогенних геоекосистем околиць Біосферного резервату “Східні Карпати” // Геодезія, картографія і аерофотознімання. – 2008. – Вип. 70. – С. 51-57.
4. *Міллер Г.П.* Польове ландшафтне знімання гірських територій. Вид. 2-ге. – К.: ІЗМН, 1996. – 168 с.
  5. *Позняк С.П., Красеха Є.Н., Кім М.Г.* Картографування ґрунтового покриття: Навчальний посібник. – Львів: Видавничий центр ЛНУ ім. І. Франка, 2003. – 500 с.
  6. *Свиридов А.В.* Ключи в биологической систематике: теория и практика. – М.: МГУ, 1994. – 224 с.
  7. *Alexandridis T.K., Lazaridou E., Tsirika A., Zalidis G.C.* Using Earth Observation to update a Natura 2000 map for a wetland in Greece // *Journal of Environmental Management*. – 2009. – Vol. 90. – P. 2243-2251.
  8. *Bock M., Xofis P., Mitchley J., Rossner G., Wissen M.* Object-oriented methods for habitat mapping at multiple scales – Case studies from Northern Germany and Wye Downs, UK // *Journal for Nature Conservation*. – 2005. – Vol. 13. – P. 75-89.
  9. *Braun-Blanquet J.* Pflanzensoziologie: grundzüge der vegetationskunde. Zweite, umgearbeitete und vermehrte Auflage. – Wien: Springer-Verlag, 1964. – 865 S.
  10. *Handbook of vegetation science* / Ed. by A.W. Kuechler, I.S. Zonneveld. – Dordrecht: Kluwer, 1988. – 632 p.
  11. *Hennekens S.M., Schaminee J.H.J.* TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data // *Journal of Vegetation Science*. – 2001. – No 12. – P. 589-591.
  12. *Niklfeld H.* Bericht über die Kartierung der Flora Mitteleuropas // *Taxon*. – 1971. – 20. – P. 545-574.
  13. *Niklfeld H.* Der niederösterreichische Alpenstrand – ein Glazialrefugium montaner Pflanzensippen // *Jahrb. Ver. Schutze Alpenfl.* – 1972. – Tiere 37. – S. 42-92.
  14. *Niklfeld H.* Über Grundzüge der Pflanzenverbreitung in Österreich und einigen Nachbargebieten. Mit Kartentafel “Charakteristische” Pflanzenareale aus dem Atlas der Republik Österreich // *Verh. Zool. Bot. Ges. Wienn.* – 1973. – 133. – S. 53-69.
  15. *Niklfeld H.* Vegetationsmuster und Arealtypen der montanen Trockenflora in der nordöstlichen Alpen // *Stapfia (Linz)*. – 1979. – 4. – S. 1-299.
  16. *Niklfeld H.* Mapping the Flora of Austria and the Eastern Alps. *Revue Valdôtaine d’Histoire Naturelle*. – 1999. – Supplement 51. – P. 53-62.

# КЛАСИФІКАЦІЯ ЛІСОВИХ ОСЕЛИЩ В УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТАХ, МЕТОДИКА ЇХ ВИДІЛЕННЯ ТА КРИТЕРІЇ РІДКІСНОСТІ

Шпарик Ю.С.

*Український науково-дослідний інститут гірського лісівництва імені  
П.С. Пастернака, лабораторія екології та захисту лісу,  
вул. М. Грушевського, 31, м. Івано-Франківськ, 76018  
e-mail: yuriy.shparyk@gmail.com*

Згідно з законом України “Про приєднання України до Конвенції 1979 року про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі” від 29.10.1996 (№436/96-вр) наша держава взяла на себе зобов’язання охороняти зокрема і природні середовища існування цінних видів чи їх комплексів [1-2], тобто ратифікувала Бернську конвенцію. Подальший розвиток Бернська конвенція в програмі Євросоюзу отримала як Директива з охорони оселищ (1992), на основі якої формується відома мережа NATURA 2000. В її документах представлено перелік (каталог) природних середовищ існування в Європі, їх нумерацію та способи діагностування. І в цих документах появився новий термін – “natural biotope” (природний біотоп), який власне відповідав терміну “natural habitat” (природне середовище існування). Практично всі країни-члени Євросоюзу підготували національні списки чи каталоги природних біотопів, виділили їх в природі і подали на затвердження в секретаріат програми NATURA 2000. Завершити роботи зі створення мережі NATURA 2000 в Європі планують у 2012 році [3].

В Україні триває впровадження Бернської конвенції: складаються і оновлюються списки рідкісних видів, які потребують охорони; формується Смарагдова мережа, завданням якої і є охорона природних середовищ існування; готуються регіональні списки природних біотопів чи середовищ існування [4]. Однак, на даний час не розроблено класифікації лісових природних біотопів для України і відсутня методика їх ідентифікації в польових умовах. Цій актуальній проблемі і присвячена дана публікація. Відмітимо, що однією з вимог Карпатської конвенції, яку Україна також підписала, теж є збереження біорізноманіття саме в контексті природних біотопів [5].

Науковці Українського науково-дослідного інституту гірського лісівництва працюють за методиками NATURA 2000 з 2005 року. У рамках спільних з чеськими колегами проектів виконано значний об’єм робіт: адаптовано для українського лісівництва терміни програми NATURA 2000; перекладено російською мовою “Каталог біотопів

Словаччини”; проведено сім польових тренінгів для учасників проекту з визначення природних біотопів; уточнено перелік діагностичних видів для визначення природних біотопів в Українських Карпатах; підготовлено методику виділення природних біотопів в Українських Карпатах; зроблено картування природних біотопів на площі біля 11 тис. га. лісів пілотної території українськими та чеськими спеціалістами; розраховано площі окремих виділів природних біотопів на дослідній території; підготовлено ГІС лісів пілотної території з окремим шаром природних біотопів; ідентифіковано регіональні природні біотопи, які потребують охорони [6, 7].

Найбільш складною була адаптація термінів до українського понятійного апарату, оскільки поняття біотоп є достатньо поширеним в науковій літературі України, але за змістом не співпадає з відповідним поняттям програми NATURA 2000. Тому, якщо в перші роки досліджень використовувався термін “природний біотоп”, то після консультацій з колегами в рамках проекту VBI-MATRA “Визначення і класифікація біотопів в Україні: введення стандартів та методології Європейського Союзу (пілотний проект в Українських Карпатах)” і з врахуванням досвіду країн Євросоюзу було вирішено запропонувати новий науковий термін “оселище”, який повністю відповідає терміну “природний біотоп” програми NATURA 2000. Оселище (синонім – природний біотоп) – це ділянка землі, яку займає екосистема, всі структурні елементи якої знаходяться в близькому до природного стані і, при цьому, видовий склад рослинності відповідає типовому для цих ґрунтово-кліматичних умов і природному зонуванню. Відповідно, лісове оселище (лісовий природний біотоп, forest natural biotope) – лісова екосистема, всі структурні елементи якої знаходяться в близькому до природного стані, тобто, склад трав’яного вкриття і тип деревостану відповідають типу лісу. Це означає, що ліс може бути штучного походження, але якщо його структура, породний склад деревостану і видовий склад трав’яного вкриття відповідають типу лісу цієї лісової ділянки, то її слід віднести до природних оселищ.

Коротко зупинимося на результатах картування оселищ на пілотної території міжнародних проектів, яке становило 11 тисяч гектарів (110 км<sup>2</sup>) лісового фонду державного підприємства “Надвірнянське лісове господарство”, що розташоване в Горганах (Українські Карпати). На обстежуваній території було ідентифіковано 18 оселищ на загальній площі 4543,80 га з поширенням на всьому діапазоні висот над рівнем моря (ВНРМ). Середній відсоток площі всіх оселищ в лісовому фонді пілотної території склав біля 40%. Найбільшу площу займають оселища 9410 Acidophilous Spruce Forests (*Vaccinio-Piceetea*), тобто олігот-

рофні смерекові ліси – 21,8 %, 9110 *Luzulo-Fagetum* beech forest, тобто оліготрофні букові ліси – 6,4% 9130 *Asperulo-Fagetum* beech forest, тобто мезотрофні букові ліси – 5,0% (табл. 1).

Таблиця 1.

**Перелік природних біотопів у лісах ДП “Надвірнянське лісове господарство” [7]**

Номер біотопу	Назва біотопу в рамках програми NATURA 2000	Визначена площа, га	Діапазон поширення за ВНРМ, м
4060	Alpine and boreal heaths	12,0	1550-1600
4070	Bushes with <i>Pinus mugo</i> and <i>Rhododendron</i>	154,9	> 1400
6230	Species-rich <i>Nardus</i> grasslands, on siliceous substrates in mountain areas and submountain areas in continental Europe	303,6	> 700
6430	Hydrophilous tall-herb fringe communities of plains and from the montane to alpine belts	4,3	1100-1150
6510	Lowland hay meadows	73,5	700-850
6520	Mountain hay meadows	15,6	900-1200
7140	Transition mires and quaking bogs	15,2	750-900
7220	Petrifying springs with tufa formation	2,0	850-1000
8110	Siliceous scree from the montane to snow levels	71,9	700-1650
8220	Chasmophytic vegetation on siliceous rocky slopes	5,7	1150-1250
9110	<i>Luzulo-Fagetum</i> beech forest	688,4	700-1200
9130	<i>Asperulo-Fagetum</i> beech forest	544,1	750-1100
9140	Medio-European subalpine beech forests	130,5	750-950
9180	<i>Tilio-Acerion</i> forests on slopes, screes and ravines	6,9	800-900
91D0	Bog woodland	0,3	600-1250
91E0	Mixed ash-alder alluvial forests of temperate and Boreal Europe	52,4	700-1000
9410	Acidophilous spruce forests	2433,0	800-1675
9420	Alpine <i>Larix decidua</i> and <i>Pinus cembra</i> forests	56,4	1300-1550

Відзначимо, що С.А. Генсірук (1964) виділяв в Українських Карпатах три основні лісові формації – дубову, букову та ялиново-смерекову

(в ті часи смерекою називали ялицю білу – *Abies alba* Mill.) та 28 лісотвірних порід (ялина, смерека, бук, дуб (3 види), граб, береза, вільха (3 види), осика, ясен, явір, клен гостролистий, клен польовий, ільм, липа дрібнолиста, горіх грецький, груша звичайна, яблуня дика, черешня, горобина, сосна звичайна, модрина європейська, кедр європейський, сосновий сланник, тис ягідний) [9]. В результаті проведення в кінці 1960-тих років відповідно до лісотипологічного впорядкування регіону за розробками З.Ю. Герушинського [10] було визначено 12 лісових формацій (груп типів лісу): ялини, ялиці, бука, дуба звичайного, дуба скельного, вільхи чорної, вільхи сірої, вільхи зеленої, тополі, сосни звичайної, сосни гірської, ялівця. Цей розподіл зберігається дотепер [11]. За нашими класифікаційними підходами було виділено 30 лісових оселищ в Українських Карпатах (табл. 2).

Таблиця 2.

**Класифікація лісових оселищ Українських Карпат і їх типи лісу**

І рівень (групи порід)	II рівень (лісотвірна по- рода)	III рівень (склад порід і тип лісорослинних умов)	Індекси базових типів лісу
Хвойні	Ялина звичайна		D <sub>3</sub> БкЯл
			C <sub>3</sub> БкЯцЯл, D <sub>3</sub> БкЯцЯл
		Чисті (високогірні) ялинники	C <sub>3</sub> Ял, D <sub>3</sub> Ял
		Заболочені ялинники	C <sub>4</sub> ЯцЯл, D <sub>4</sub> ЯцЯл
	Ялиця біла	Чисті ялинові яли- чники	C <sub>3</sub> БкЯлЯц, D <sub>3</sub> БкЯлЯц
		Листяні (букові і дубові) яличники	D <sub>3</sub> БкЯц, D <sub>3</sub> ДЯц
	Сосна звичайна	Реліктові сосняки	V <sub>3</sub> ЯлС
	Сосна кедрова	Модриново-кедрові високогірні ліси	V <sub>3</sub> МєКЯл
Твердолистяні	Бук лісовий	Нейтральні бучини	D <sub>3</sub> Бк, D <sub>3</sub> ГДБк
		Ацидофільні бучини	C <sub>3</sub> ЯлЯцБк, D <sub>3</sub> ЯлЯцБк
		Бучини на вапняках	C <sub>2</sub> ГБк
		Листяні ялинники (букові і дубові)	C <sub>3</sub> ЯвБк
	Дуб звичайний	Буково-ялицеві ялинники	C <sub>1</sub> ГД
		Лісостепові діброви	C <sub>2</sub> ГД, D <sub>2</sub> ГД
		Грабово-букові діброви	C <sub>3</sub> ГБкД, D <sub>3</sub> ГБкД

		Перстачеві діброви	C <sub>2</sub> ГБкД, D <sub>2</sub> ГБкД
		Заплавні ясеневі діброви	D <sub>4</sub> ЯсД
	Дуб скельний	Балканські сухі діброви дуба скельного	C <sub>2</sub> БкДск, D <sub>2</sub> БкДск
		Грабово-букові діброви дуба скельного	D <sub>3</sub> ГДск, D <sub>3</sub> БкДск
М'яколистяні	Вільха	Чорно-вільхові	D <sub>4</sub> Влч, D <sub>5</sub> Влч
		Сіро-вільхові	D <sub>4</sub> Влс
		Зелено-вільхові	V <sub>3</sub> Влз
	Тополя	Заплавні тополеві ліси з вербою	C <sub>3</sub> Врб
	Верба	Заплавні вербові ліси	C <sub>3</sub> Врб
	Береза	Ялиново-березові ліси на болотах	V <sub>5</sub> ЯлС
Чагарникові	Сосна гірська	Гірські чагарникові сосняки	V <sub>3</sub> Сг, V <sub>4</sub> Сг
	Рододендрон	Рододендронові угруповання	A <sub>4</sub> Сг
	Верба	Заплавні вербові чагарники	V <sub>4</sub> ЯлС
		Субальпійські вербові сланники	A <sub>4</sub> С
	Ялівець	Ялівецьві зарості	V <sub>3</sub> Язв

Підготовлена в рамках міжнародних проектів методика виділення лісових оселищ в Українських Карпатах в значній мірі потребує апробації на всій території регіону і, можливо, – внесення змін, які би враховували особливості інших районів Українських Карпат. Для польової ідентифікації лісових оселищ роботи слід організувати в три етапи: підготовчий, польовий, камеральний. На підготовчому етапі потрібно:

- підготувати каталог лісових оселищ регіону чи країни з описом їх структури, списком домінуючих і діагностичних видів;
- підготувати картографічний матеріал (карти типів лісу) для роботи в полі в мірілі 1:10 000 – 1:20 000;
- окреслити зону, в якій буде проводитися картування.

На етапі камеральних робіт:

- визначаються параметри лісового оселища (площа, довжина чи розташування) і прив'язка до лісогосподарських одиниць (лісових ділянок);

- готуються картографічні матеріали на картах мірила 1:10 000;
- готується відомість оселищ (табличний матеріал) в розрізі господарств.

Оселища в натурі визначаються за Каталогом оселищ. На першому етапі використовується фізіогностичний підхід, тобто оцінюється візуальна подібність деревостану до опису та фотографій з каталогу. На наступному етапі використовують флористичний підхід, тобто оцінюють відповідність видового складу існуючого фітоценозу до описаного в Каталозі. Найбільше значення приділяється діагностичним видам, а потім домінуючим. Умовою для віднесення угруповання до певного оселища є присутність всіх діагностичних та не менше 3-х домінуючих видів, зазначених у Каталозі. Угруповання, які є перехідними між двома оселищами, відносяться до найбільш близького з них з врахуванням типів лісу і співвідношення діагностичних видів.



Рис. Приклад картування оселищ у лісах ДП “Надвірнянське лісове господарство”.

Завершальним етапом робіт з виділення та охорони оселищ є оцінка їх рідкісності та потреби в збереженні. За результатами власних польових досліджень та за напрацюваннями європейських вчених [12-14] виділено наступні критерії, за якими слід проводити оцінку рідкісності та потреби в збереженні лісових оселищ:

1. Скорочення ареалу оселищ – даний тип лісових оселищ зникає в окремих районах країни, де вони формувалися природним шляхом;

2. Зменшення площі оселищ – за останні 10 років площі даного оселища зменшилися більше як на 10 відсотків;

3. Мала кількість – оселище представлене окремими локалітетами, кількість яких менша 10;

4. Зміни екологічних умов – за 10 років екологічні умови росту для даного оселища змінилися в такій мірі, що це привело до зміни видового складу рослин;

5. Здатність до природного відновлення – якщо дане лісове оселище не в змозі відновитися природним шляхом за період, коротший від зміни деревних порід.

Для ДП “Надвірнянське лісове господарство” за цими критеріями виділено такі лісові оселища, які потребують охорони: гірські чагарникові сосняки та рододендронові угруповання (основна небезпека – це зміна екологічних умов); заболочені ялинники та яворові субальпійські бучини (мала їх кількість: один локалітет кожного оселища); модриново-кедрові високогірні ліси (скорочення ареалу). З позицій природного відновлення певну стурбованість викликають чисті високогірні ялинники, які через зміну екологічних умов поступово перетворюються в мішані буково-ялицево-ялинові ліси.

**Висновки.** Для Українських Карпат розроблено трьохрівневу класифікацію лісових оселищ (перший рівень – групи деревних порід, другий – основна лісотвірна порода, третій – склад деревних порід та лісорослинні умови), яка в перспективі може бути поглиблена до наступних рівнів. На даний час виділено 30 лісових оселищ в розрізі таких класифікаційних груп порід: хвойні – 8 оселищ, твердолистяні – 11, м’яколистяні – 6, чагарникові – 5.

Методика визначення лісових оселищ розділена на 3 етапи: підготовчий, польовий, камеральний. Ідентифікація лісових оселищ в натурі виконується за Каталогом оселищ в два етапи: на першому використовують візуальну подібність деревостану до опису та фотографій з Каталогу; на другому – наявність в складі даного фітоценозу діагностичних та домінуючих видів з Каталогу. В камеральних умовах оцінено рідкісність та потребу в охороні визначених оселищ за 5 критеріями:

скорочення ареалу, зменшення площі, мала кількість, зміни екологічних умов лісовідновлення, здатність до природного відновлення.

Впровадження класифікації лісових оселищ в практику лісового господарства потребує видання “Каталогу типів лісу Українських Карпат”.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. *Конвенція про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі* / [http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/995\\_032/print1247741934069335](http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/995_032/print1247741934069335)
2. *Закон України “Про приєднання України до Конвенції 1979 року про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі”* / <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/436/96-%D0%B2%D1%80>
3. *Natura 2000 – the European network of protected sites* / <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-2000>
4. *Болтачов О.Р., Дідух Я.П., Дудкін О.В. та ін. Смарагдова мережа в Україні* / – К.: Хімджест, 2011. – 200 с.
5. *Рамкова конвенція про охорону та сталий розвиток Карпат* / [http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/998\\_164](http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/998_164)
6. *Голуша О., Шпарик Ю.С., Парпан В.И. и др. Инструменты регионального и хозяйственного лесного планирования для Украины* // Отчёт проекта № 134/05-07/MZE/B. – Чешская Республика, Фридек-Мистек: Леспроект ЧР, 2007. – 198 с.
7. *Голуша О., Парпан В.И., Шпарик Ю.С. и др. Система дифференцированного хозяйства в лесных экосистемах Украинских Карпат* // Отчёт проекта № 33/MZE/B/08-10. – Чешская Республика, Фридек-Мистек: Леспроект ЧР, 2010. – 188 с.
8. *Шпарик Ю.С., Коммармот, Беркела Ю.Ю. Структура букового пралісу Українських Карпат* / – Снятин: Прутпринт, 2010. – 143 с.
9. *Генсірук С.А. Ліси Б.Українських Карпат та їх використання*. – К.: Урожай, 1964. – 290 с.
10. *Герушинський З.Ю. Типологія лісів Українських Карпат: Навчальний посібник*. – Львів: Піраміда, 1996. – 208 с.
11. *Шпарик Ю.С. Підходи до регламентації ведення лісового господарства за категоріями лісів і типами лісу* // Лісівництво і агролісомеліорація. – 2009. – Вип. 115. – С. 135-144.
12. *Kjarstad G. The Norwegian Red List on Habitats – Wetland Types* / <http://www.dirnat.no/multimedia/49342/The-Norwegian-Red-List-on-Habitats--Wetland-Types-Gunnar-Kjarstad.pdf>
13. *Threat criteria and categories in the German Red List of Threatened Habitats* / [http://www.bfn.de/0322\\_biotope\\_kat+M52087573ab0.html](http://www.bfn.de/0322_biotope_kat+M52087573ab0.html)
14. *IUCN. (2001). IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. II + 30 pp.* / [http://www.iucnredlist.org/documents/redlist\\_cats\\_crit\\_en.pdf](http://www.iucnredlist.org/documents/redlist_cats_crit_en.pdf)

# ПРИНЦИПИ УКЛАДАННЯ КЛАСИФІКАЦІЙНИХ СХЕМ ОСЕЛИЩ НА ОСНОВІ АНТРОПОГЕННИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА ТИПАМИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

**Бурда Р.І.**

*Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття меганолісу НАН України  
вул. Академіка Лебедєва, 37, м. Київ, 03143  
e-mail: rayburda@mail.ru*

Одне з головних завдань сучасної екології – забезпечити існування різноманітності оселищ в цілях збереження біотичного та ландшафтного різноманіття. Досягти поставленої мети без урахування та обліку “антропогенних оселищ” (назвемо їх так) за умов, що склалися в нашій країні, неможливо. Ясна річ, серед антропогенних оселищ є такі, що несуть стабілізаційну функцію в екосистемах (деревні культурфітоценози, покращені луки тощо). Досі більшість антропогенних оселищ формуються як результат різких деструктивних змін, викликаних антропогенними впливами, з негативними наслідками щодо біотичного та ландшафтного різноманіття. Ідея і можливі прийоми виділення оселищ в антропогенних екосистемах за типом землекористування викладені нами раніше [1]. Власне поняття “тип земель” як і “типологія земель” обґрунтовані Л.Г. Раменським у відомій статті “О принципиальных установках, основных понятиях и терминах производственной типологии земель, геоботаники и экологии” [2]. Пізніше, у капітальній праці “Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель” [3] вчений розлогіше виклав усю систему понять щодо виробничої типології земель.

“Тип земель...” – це ділянки земель, що подібно реагують на однакові види і режими використання, на одні і ті ж агротехнічні та меліоративні заходи за їх тривалого впливу. Тип земель – головна господарська одиниця, що орієнтує на певний напрямок використання території та систему заходів щодо його поліпшення. Звісно, ці уявлення стосуються земель сільськогосподарського призначення, проте головні принципи придатні і для ширшого використання, бо в ідеалі в наш час усі землі мають бути “культурними”, вони тим чи іншим шляхом екологічно контролюються - за ними має бути передбачено “постійний догляд”. Разом з тим, “тип” – поняття, що є досить широким узагальненням, зручним для групування конкретних ділянок, з відкиданням менш суттєвих відмінностей тощо.

Запроваджуючи окремий розділ екології – “екотопологію”, вчений вважав основою типології – екологію земель. Екотопологія за

Л.Г. Раменським – це вчення про зовнішню зумовленість різноманітності місцезростань і життєвих середовищ. На жаль, наразі мало або дуже мало хто враховує екотопологічні закономірності при плануванні природокористування. Л.Г. Раменський чітко фіксує важливість диференціації *місцерозташувань* (местоположений) у рельєфі і *місцезростань* (местообитаний), які визначаються безпосередньо, та *життєвих середовищ* (жизненных сред), фактори - режими, які прямому обліку недоступні.

*Місцерозташування* – положення оселища у рельєфі (плакор, схил певної експозиції, заплава тощо).

Поняття *місцезростання* і *життєве середовище* спряжені з поняттями тип (відміна) земель і його модифікаціями.

*Місцезростання* – це відміни земель, щодо їх екологічних особливостей; типу земель відповідає група місцезростань. Спільність походження і екологічних характеристик циклу конкретних життєвих середовищ складає зміст поняття місцезростання як екотопу. *Життєве середовище* – екологічний зміст конкретних модифікацій і культурних станів відмін земель. Звичайно, від життєвого середовища слід відрізнити фізичне середовище, в якому рослини розвиваються (повітряне, водне, ґрунтове).

Характер і ступінь антропогенної трансформації місцерозташувань, місцезростань, як і життєвих середовищ зумовлює формування особливих властивостей антропогенного оселища.

Отже, антропогенне оселище – це таке оселище, в якому хоч один з абіотичних або біотичних компонентів зазнали змін через прямий чи опосередкований антропогенний вплив.

При класифікації антропогенних оселищ необхідно брати до уваги такі принципи.

1. Принцип інтегральної оцінки компонентів:

- біотопу (комплексу живих компонентів),
- фізіотопу (комплексу неживих компонентів),
- комплексу прямих та/або опосередкованих антропогенних чинників.

2. Принцип розподілу оселищ за градієнтом дії антропогенного (-их) чинника (-ів).

3. Принцип ієрархічності.

Передумовами створення мотивованої, доцільної, відкритої, зрозумілої, доступної і зручної класифікації антропогенних оселищ є врахування низки їх характеристик. Найважливіші з них такі.

1. Місцерозташування оселищ щодо рельєфу.

2. Місцезростання (цикл життєвих середовищ).

3. Недостатність урахування лише домінантів рослинного покриву – обов'язкове залучення детермінантів, які відображають антропогенні зміни біотопу та фізіотопу.

4. Різноманітність типів природокористування.

Для врахування антропогенних впливів на формування антропогенних оселищ залежно від їх місцезростання у рельєфі зручною є проста схема Б.Б. Полинова [4]. Вона спирається на профілювання по катені водно-геохімічного режиму в оселищах. Виходячи з цього, в умовах рівнинної України виділяються три типи оселищ: елювіальні, субаквальні й супераквальні.

Елювіальні оселища розташовані на підвищених елементах рельєфу (плакор), тому для них характерні процеси винесення речовини і енергії.

Субаквальні оселища – це знижені елементи рельєфу (заплава або тальвег балки). Тут відбувається нагромадження речовини і енергії балкової системи або річкового басейну.

Супераквальні оселища займають проміжне положення – схили або річкові тераси, тому в них мають місце то нагромадження, то винесення речовини і енергії як проміжні процеси. Якщо уявити собі сучасне антропогенне забруднення атмосфери, яке досягає будь-якого з цих типів оселищ, то зрозуміло, що найвищий ступінь і тривалість їх у субаквальних оселищах, яких досягають продукти змиву, розмиву і механічного сповзання речовини з плакорів і схилів. Ясна річ, вивчаючи супераквальні і особливо субаквальні оселища, наприклад, в агроландшафті, обов'язково необхідно брати до уваги ситуацію з відповідними елювіальними оселищами, що їх оточують.

Важливою передумовою доцільності класифікації антропогенних оселищ є врахування різноманітності типів природокористування в певній місцевості. Уся різноманітність, як на наш погляд, цілком відображена у двоступеневій класифікації антропогенних екосистем Б.В. Виногорова [5]. Цей вчений виділяв 6 секцій (напівприродні, трансформовані, екотехнічні або власне антропогенні, парагенетичні, поста-антропогенні і природоохоронні) та 23 класи антропогенних екосистем.

За величезної різноманітності антропогенних оселищ їх доцільно класифікувати у певній ієрархічній системі. Спираючись на традиційний досвід, це мають бути секції, типи, класи та групи антропогенних оселищ. Б.В. Виногородов [5], як відомо, виділяв секції за ступенем впливу антропогенних чинників, а класи – за характером їхнього впливу, власне, за відмінами типів землекористування чи типами природокористування.

Цікаво звернути увагу на два сусідні класи антропогенних екосис-

тем – 22-й “Вторинно біотичні” та 23-й “Резерватогенні”, які належать до різних секцій. Чи правомірно розглядати, наприклад, культурфітоценози лісових дерев як природоохоронні екосистеми лише на тій підставі, що вони є землями природно-заповідного фонду?

Генезисна класифікаційна схема антропогенних екосистем [2]

Секція	Клас
<i>I. Напівприродні.</i>	1. Пасовищні.
Природно-антропогенні, окультурені, пов’язані з демутаційними або дигресивними змінами.	2. Лісосічні.
	3. Пірогенні.
	4. Сіножатні.
	5. Рекреаційні.
<i>II. Трансформовані.</i>	6. Польові.
Пов’язані зі створенням нерегульованих і регульованих культур фітоценозів.	7. Плантаційні.
	8. Фітомеліоративні.
	9. Гідромеліоративні.
	10. Селітебні.
<i>III. Екотехнічні.</i>	11. Промислові.
Власне антропогенні, техногенні.	12. Гідробудівні.
	13. Видобутково-відвальні.
	14. Дорожно-лінійні.
	15. Повітряно забруднені.
<i>IV. Парагенетичні.</i>	16. Водно забруднені.
Антропогенні.	17. Парагідролітичні.
	18. Парагеохімічні
<i>V. Постантропогенні.</i>	19. Вторинно геоморфологічні.
Супроводжувані вторинно антропогенні.	20. Вторинно гідрологічні.
	21. Вторинно геохімічні.
	22. Вторинно біотичні.
<i>VI. Природоохоронні.</i>	23. Резерватогенні.

На основі класифікаційної схеми антропогенних екосистем Б.В. Виноградова [2] нами була запропонована триступенева робоча класифікація міських екотопів на прикладі м. Києва [1]. Вона включає у класі селітебних екосистем з секції екотехнічних екосистем два відділи 16 класів та понад 60 груп міських екотопів. Серед них 36 груп екотопів, які ідентичні антропогенним оселищам у викладеному тут обсязі.

Таким чином, при інвентаризації, класифікації, дослідженні антропогенних оселищ поряд з передумовами, які обов’язкові при класифікації природних оселищ, необхідно враховувати характер, ступінь і тривалість дії прямих і опосередкованих антропогенних впливів. Нами

зроблена спроба показати раціональні шляхи щодо розроблення класифікацій антропогенних оселищ. Звісно, що опрацювання й вдосконалення їх детальної класифікації щодо рівнинної частини України ще попереду.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Бурда Р.І., Ігнатюк О.А. Методика дослідження адаптивної стратегії чужорідних видів рослин в урбанізованому середовищі. – К.: НЦЕБМ НАН України, ЗАЕ „Віпол”, 2011. – 112 с.
2. Раменский Л.Г. О принципиальных установках, основных понятиях и терминах производственной типологии земель, геоботаники и экологии // Сов. ботан. – 1935. – № 4. – С. 25-42.
3. Раменский Л.Г. Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель. – М.: Сельхозгиз, 1938. – 620 с.
4. Полынов Б.Б. Избранные труды. – М: Изд-во АН СССР, 1956. – 751 с.
5. Виноградов Б.В. Основы ландшафтной экологии. – М.: ГЕОС, 1998. – 418 с.

# ЗАКОН ГОМОЛОГІЧНИХ РЯДІВ ЯК ОСНОВА ПРИРОДНОЇ КЛАСИФІКАЦІЇ ЕКОСИСТЕМ

**Воробйов Є.О.**

*Національний ботанічний сад ім. М.М. Гришка НАН України  
вул. Тімірязєвська 1, м. Київ, 01014,  
e-mail: eu-vorobyov2012@yandex.ru*

Класифікації бувають ієрархічними, комбінативними і корелятивними [11]. Поняття ієрархічних класифікацій очевидне. Комбінативні класифікації відображають диференціацію об'єктів за незалежними ознаками, властивості яких закономірно повторюються в сусідніх класах системи. Корелятивні класифікації суміщають ознаки ієрархічних та комбінативних, ґрунтуються на взаємозалежних ознаках. Неієрархічні (комбінативні) класифікації називають типологіями [5].

При створенні класифікації проявляються риси системоперіодичного закону – “принципи структурної побудови і управління однорідних природних систем в їх субординації, особливо сукупності одного рівня організації, повторюються з деякою правильністю в залежності від дії системоутворюючого фактора чи їх комплексу. Його значення полягає у можливості прогнозу існування невідомих науці систем, гомологічних відомим, які можуть бути розміщені в періодичних таблицях, а також передбачення властивостей цих систем” [15]. Проявами закону є періодичний закон хімічних елементів Д.І. Менделєєва, закон гомологічних рядів у спадковій мінливості М.І. Вавілова і періодична система екологічних ніш Е. Піанки [14]. Відомий періодичний закон географічної зональності А.А. Григор'єва і М.І. Будико – зі зміною широти аналогічні ландшафтні зони та їх властивості періодично повторюються [15]. Їх диференціація відбувається в координатах теплозабезпечення та зволоження, тобто відображає зональні типи клімату. Періодичну систему ландшафтів Криму побудував О.Р. Рибак [16], де основними факторами диференціації є абсолютна висота та напрямок орієнтації. В комбінативній типології лісів П.С. Погребняка складено таблиці на основі зволоження та багатства ґрунтів. Типологія лісів В.Н. Сукачова також ілюструє цей закон – в екологічно близьких еколого-ценотичних рядах більшість типів є гомологічними.

Підтвердженням системоперіодичного закону в класифікації екосистем є явище гомологічних рядів рослинних угруповань в еколого-флористичних синтаксонах [17], особливо зональних, наприклад, в союзі Carpinion з Польщі [21] та України [1] (табл. 1). Знаком + показано відомі комбінації, знаком ? – передбачувані. Як правило, голо-

вним фактором диференціації є географічні особливості – в кожному природному регіоні союз представлений іншою вікаруючою асоціацією. Едафічні відміни фіксуються виділенням субасоціацій. Таким чином, виходячи з існування 58 комбінацій, можемо передбачити ймовірність існування ще 23.

Класифікація рослинності Браун-Бланке є ієрархічною, але існують синтаксони, що можуть відноситись до різних синтаксонів вищого рангу, а для синтаксонів сусідніх рангів можлива їх інверсія. На лісових болотах ми виділили 6 синтаксонів: або 3 асоціації з 2-ма гомологічними субасоціаціями в кожній, або 2 асоціації з 3-ма субасоціаціями. Виходячи з флористичного складу, домінантів, синекології та синморфології, було виділено 2 асоціації: *Menyantho-Betuletum* і *Sphagno magellanici-Betuletum* [4]. Альтернативність рангу властива і домінантній класифікації (зокрема, для степів, лук та боліт) [20].

У табл. 2 показано гомологічні ряди синтаксонів за домінантною класифікацією дубових лісів Ю.Р. Шеляга-Сосонка [19]. Позначені ідентичні до табл. 1. групи асоціацій розділено лініями. Виходячи з 43 наявних асоціацій, можна передбачити існування ще 23.

Ознаки для виділення асоціацій та субасоціацій (табл. 1) і групи асоціацій та їх класи (табл. 2), майже незалежні та рівноцінні, тому можлива інверсія рангів, але все ж важливіші комплексні фактори диференціації відображаються вищими рангами класифікації.

Подібні матриці були побудовані Я.П. Дідухом для домінантних синтаксонів Гірського Криму [6]. Проведено ординацію рядів формацій та серій (виділених на основі співдомінантів у межах формацій). Створено сукупність періодичних таблиць, зв'язуючою ланкою між якими стали цикли, які об'єднують серії для всіх угруповань регіону. Було проведено ранжування окремих домінантів за градієнтами комплексів екологічних факторів та оцінено ширину їх ценотичних амплітуд. Зроблено важливі висновки про зручність та наочність подібних моделей, що "...відображають основні закономірності еколого-ценотичної диференціації рослинного покриву...", високо оцінено їх прогностичну здатність, в тому числі для виявлення нових синтаксонів та головних екологічних факторів. "Нарешті, кожна ординаційна матриця має власну фізіономічність і може бути описана з допомогою формул як деякий простір, що дозволяє дати математичну інтерпретацію, яка відображатиме певні закономірності організованості фітоценосистем". На жаль, цей перспективний підхід досі не отримав теоретичного узагальнення та широкого застосування.

Таблиця 1.

## Диференціація союзу Carpinion України та Польщі

Асоціації та їх географічні (іноді екологічні) особливості	Типові види та едафічні особливості серій підасоціацій								
	<i>Calamagrostis arundinacea</i> (ацидофільна)	<i>Melittis melissorylum</i> (термофільно-ацидофільна)	<i>Carex brizoides</i> (гігрофільно-ацидофільна)	<i>Tyrisium</i> (мезофільна)	<i>Corydalis cava</i> (трофофільно-гігрофільна)	<i>Stachis sylvatica</i> (гігрофільна)	<i>Sambucus nigra</i> (нігрофільна)	<i>Melampyrum nemorosum</i> (термогелофільна)	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Brachypodio-Quercetum petraea (Закарпатське передгір'я)				+		+			
Pulmonario officinali-Carpinetum (Карпати, середньогір'я)				+		+			
Gentiano asclepiadeae-Carpinetum (Карпати, високогір'я)				+		+			
Hepatico nobili-Carpinetum (долини рр. Прут і Дністер у Прикарпатті)				+		+			
Aceri tatarici-Carpinetum (Гологори)				+		+			
Sambuci racemosae-Carpinetum (Розточчя)				+					
Majanthemo-Quercetum (Київське Полісся)	+	?	?	+	?	+			
Polygonato-Carpinetum роботи (Центральне Полісся)	+	+	+	+	?	?			
Tilio-Carpinetum (Схід Польщі та Волинське Полісся)	+	+	+	+	+	+			
Galio-Carpinetum (Західна Польща)	+	?	?	+	+	+			
Stellario-Carpinetum (Прибалтійська Польща)	+	?	?	+	+	+			
Asaro euraei-Carpinetum (Лівобережний Лісостеп)	+			+	?	+			
Populo tremulae-Carpinetum (Лівобережне Полісся)	?			+	?	+			

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Viburno lantanae-Carpinetum (Поділля, Волинська височина, карбонати)				+	+	+	?	+
Isopyro thalictroidis-Carpinetum (Поділля, найчастіше Західне)				+	?	+	?	?
Ajugo reptantis-Carpinetum (Поділля, переважно Східне)				+	?	+	?	?
Galeobdolini-Carpinetum (переважно Правобережне Подніпров'я)				+	+	+	+	+
Carici michelii-Carpinetum (Подніпров'я, еродовані південні схили)				+	?	+	?	+
Tulipo quercetorum-Carpinetum (південне Подніпров'я)				+	?	+	?	+
Carici brevicollis-Carpinetum (Придністровське Поділля)				+				
Carici rhizinae-Carpinetum (Лівобережний Лісостеп, еродовані східні схили)				+				

Таблиця 2.

Диференціація дубових лісів України (*Querceta roboris*)

Класи асоціацій, позначені за кущами – домінантами	Асоціації, позначені за травами – домінантами																			
	<i>Molinia caerulea</i>	<i>Carex brizoides</i>	<i>Oxalis acetosella</i>	<i>Majanthemum bifolium</i>	<i>Dryopteris filix-mas</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Asarum europaeum</i>	<i>Galium odoratum</i>	<i>Galeobdolon luteum</i>	<i>Aegopodium podagyria</i>	<i>Stellaria holostea</i>	<i>Carex pilosa</i>	<i>Carex rhizina</i>	<i>Convallaria majalis</i>	<i>Carex montana</i>	<i>Melica picta</i>	<i>Carex brevicollis</i>	<i>Aegonychon purpureo-caeruleum</i>	<i>Carex michelii</i>	<i>Brachypodium pinnatum</i>
<i>Frangula alnus</i>	+	+	?	?										+						
<i>Corylus avellana</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	?		+	+		+			
<i>Swida sanguinea</i>							?	?	?	+	+	?	?	+	+	?	+	?		
<i>Acer tataricum</i>							?	?	?	+	+	+	+	+	+	+	?	+	+	
<i>Cornus mas</i>								?	?	+	+	+	+	+	?	?	+	+	+	
<i>Cotinus coggigria</i>											?	?		+	?	+	?	?	+	+

Природною слід вважати таку класифікацію, яка виражає деякий природний закон [5, 10]. Хоча ряд авторів не вважають за доцільне створення природної класифікації ландшафтів та фітоценозів [5, 12, 18], провідні вітчизняні геоботаніки доводять, що природна класифікація рослинності можлива і має бути корелятивною [20]. Очевидно, її результати мають підтверджуватися багатьма ознаками, що не використовувались для її створення. Можливо, засадою створення природної класифікації екосистем (біогеоценозів, біотопів) має стати окремий прояв системоперіодичного закону – закон гомологічних рядів у диференціації екосистем: синтаксони (типи екосистем) в гіперпросторі зовнішніх факторів та їх комплексів розташовуються впорядковано, утворюючи системи гомологічних рядів, придатні для побудови ієрархічно співвідпорядкованих періодичних таблиць, причому для диференціації синтаксонів різних рангів і для різних синтаксонів одного рангу визначальними можуть бути різні фактори.

Пропонується наступний методичний підхід для побудови природної класифікації екосистем. Для екосистем з добре розвиненим рослинним покривом за основу їх класифікації береться класифікація рослинності [7], яка враховує якомога більшу кількість ознак, або декілька класифікацій. Наприклад, флористична та домінантна класифікації рослинності чи класифікація біотопів EUNIS [7]. Процес класифікування складається з двох основних етапів: виділення базових об'єктів та створення їх системи. Об'єктами є екосистеми через архетипи фітоценозів – синтаксони [12]. На кожному рівні організації екосистем виділяються фактори, найсуттєвіші для їх диференціації – провідні та лімітуючі [13]. Визначити ієрархію факторів можна з допомогою факторного аналізу [13] або методом ординації за факторами середовища [8] базових синтаксонів і знаходження на даному рівні поділу двох провідних факторів, як правило, комплексних. У їх градієнтах будується відповідна таблиця. За градієнтом головного фактора виділяють синтаксони вищого рангу, а за градієнтом другорядного – підпорядковані, які утворюють гомологічні ряди. На цьому етапі обсяг синтаксонів може переглядатись для адекватного наповнення таблиці. Самостійні (не перехідні) синтаксони можуть виділятися лише за умови, коли вони мають достатньо суттєвих власних ознак, які не повторюються в інших синтаксонах цього ж рангу в межах вищого синтаксона. У випадку, коли синтаксон нижчого рангу може бути віднесений до двох і більше синтаксонів вищого рангу, він є перехідним, і відповідно до теорії нечітких множин слід встановити ступені його входження [5] до кожного з цих синтаксонів. Це пропонується робити шляхом обчислення коефіцієнтів подібності перехідного синтаксона нижчого рангу і

вищих синтаксонів та їх співвідношення.

Фактори, за якими визначається розподіл екосистем, можуть бути різними. При цьому, на різних рівнях класифікації мають використовуватись різні основи поділу, які відповідають різним за значенням факторам. За аналогією до наведених у роботі Я.П. Дідуха та Ю.Р. Шеляга-Сосонка [9] основ поділу фітосистем, для екосистем на біосферному рівні може бути склад історично сформованих комплексів таксонів значного біогеографічного хоріону [3] в межах біому, на біоценохоричному – склад переважаючих життєвих форм та екологічних груп, на біоценотопічному – видовий склад, на біоценотичному – участь видів у функції екосистеми (продуктивність) [2].

При створенні природної класифікації екосистем доцільно користуватися наступними принципами: принцип незалежного виділення базових синтаксонів; принцип нерівноцінності факторів; принцип кореляції факторів; принцип ієрархії факторів; принцип поліієрархії синтаксонів.

Таким чином, пропоновані принципи класифікації порушують правила поділу понять формальної логіки [5, 20]. Зокрема, перше правило вимагає, щоб класифікація охоплювала всі об'єкти, які їй підлягають. Явище континууму є причиною того, що багато екосистем мають перехідний характер між різними синтаксонами, і не можуть бути віднесені до жодного з них. Але континуальність рослинного покриву не заперечує існування, поряд з перехідними зонами, і ядер фітоценозів та синтаксонів [12]. Перехідні екосистеми можуть класифікуватись, виходячи з логіки нечітких множин [5], тобто належати одночасно до різних синтаксонів з різним ступенем входження в кожен з них. Отже, порушується і друге правило, що забороняє належність об'єкту до декількох класів одного рангу. Третє правило, за яким необхідно використання на одному рівні одної ознаки, не виконується через те, що системоутворюючими для різних синтаксонів є різні фактори. Межі між такими синтаксонами розмиті (за логікою нечітких множин) і проводяться, виходячи з пріоритетності факторів. Четверте правило неперервності поділу є рекомендаційним, його використання необов'язкове в корелятивних класифікаціях; за умови виявлення головного фактора на кожному рівні класифікації воно буде дотримано. П'яте правило суттєвості ознак враховується шляхом об'єктивізації виділення головного фактора. Отже, неможливість створення природної ієрархічної класифікації екосистем за правилами формальної логіки не виключає їх природної корелятивної класифікації на засадах логіки нечітких множин.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Воробійов Є.О., Любченко В.М., Соломаха В.А., Орлов О.О. Класифікація грабових лісів України. – К.: Фітосоціоцентр, 2008. – 252 с.
2. Воробійов Є.О., Сенчило О.О. До питання класифікації екосистем // Укр. фітоцен. зб. – 2005. – Сер. С, вип. 23. – С. 77-90.
3. Второв П.П., Дроздов Н.Н. Биogeография. Учебное пособие для студентов пед. ин-тов по биол. и геогр. спец. – М.: Просвещение, 1978. – 271 с.
4. Григора І.М., Воробійов Є.О., Соломаха В.А. Лісові болота Українського Полісся (походження, динаміка, класифікація). – К.: Фітосоціоцентр, 2005. – 515 с.
5. Гродзінський М.Д. Пізнання ландшафту: місце і простір. Монографія. У 2-х т. – К.: ВПЦ “Київський університет”, 2005. – Т. 1. – 431 с.
6. Дідух Я.П. Растительный покров Горного Крыма. – К.: Наук. думка, 1992. – 253 с.
7. Дідух Я.П. Теоретичні підходи до створення класифікації екосистем // Укр. фітоцен. зб. – 2005. – Сер. С, вип. 23. – С. 3-15.
8. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. – К.: Наук. думка, 1994. – 280 с.
9. Дідух Я.П., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Нові принципи побудови класифікації рослинності // Укр. ботан. журн. – 1990. – 47, № 3. – С. 5-12.
10. Забродин В.Ю. К проблеме естественности классификаций: классификации и закон // Классификация в современной науке. – Новосибирск: Наука, 1989. – С. 59-73.
11. Любищев А.А. Проблемы формы, систематики и эволюции организмов: Сб. статей разн. лет. – М.: Наука, 1982. – 278 с.
12. Миркин Б.М. Теоретические основы современной фитоценологии. – М.: Наука, 1985. – 136 с.
13. Миркин Б.М., Розенберг Г.С. Толковый словарь современной фитоценологии. – М.: Наука, 1983. – 134 с.
14. Пианка Э. Эволюционная экология. – М.: Мир, 1981. – 400 с.
15. Реймерс Н.Ф. Природопользование: Словарь-справочник. – М.: Мысль, 1990. – 637 с.
16. Рыбак А.Р. Принцип периодичности ландшафтов Крыма // Культура народов Причерноморья. – 1998. – № 2: “Экология Крыма”. – С. 76-83.
17. Соломец А.И. Гомологические ряды растительных сообществ: природа и значение для классификации // Журн. общ. биологии. – 1995. – 56. – С. 425-437.
18. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. – М.: Прогресс, 1980. – 327 с.
19. Шеляг-Сосонко Ю.Р. Ліси формації дуба звичайного на території України та їх еволюція. – К.: Наук. думка, 1974. – 240 с.
20. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Крисаченко В.С., Мовчан Я.И. Методология геоботаники. – К.: Наук. думка, 1991. – 272 с.
21. Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz J.M. Przegląd fitosociologiczny zbiorowisk lesnych Polski. // Phytocenosis. – Warszawa – Białowiesia, Seminarium Geobotanicum 3, 1996. – 8. – S. 38-53.

# ФІТОІНДИКАЦІЙНИЙ ПІДХІД ДО СТВОРЕННЯ КЛАСИФІКАЦІЙНИХ МОДЕЛЕЙ ЕКОСИСТЕМ

**Хом'як І.В.**

*Житомирський державний університет імені Івана Франка  
вул. Велика Бердичівська 51, Житомир 10001  
e-mail: ecosystem\_lab@ukr.net*

Дослідження таких складних об'єктів як екосистема не можливе без їхньої класифікації [1-5], яке має не тільки теоретичне, а й прикладне значення. Незважаючи на гостру потребу, серйозні спроби її розробки спостерігаємо лише із другої половини ХХ століття.

Серед найголовніших проблем, які перешкоджають створенню досконалої класифікації екосистем, можна назвати наступні: виділення елементарної одиниці, вибір принципу ієрархічного розподілу одиниць, розподіл на окремі частини континуальних систем та підбір об'єктивних факторів чи ознак диференціації.

У питанні виділення елементарної одиниці ми підтримуємо думку, що така екосистема відповідає фітоценозу, який представлений асоціацією і називається соцією [5, 6].

Для класифікації надвидових біотичних систем (фітоценозів, біоценозів тощо) використовуються характеристики постійності, домінування, характерності видів та їх поєднань. На багатьох етапах успішність застосування цього методу залежить від інтуїції та досвіду дослідника [7]. Під час цього вибиракується від 20% (за Б.М. Міркіним) до 60% (за Х. Елленбергом) описів, що призводить до втрати інформації. У результаті такого відбору в класифікаційній схемі залишаються лише типові ділянки, а континуальне типологічне мереживо різноманітності угруповань втрачається.

Другий аспект – це визначення параметрів диференціальних факторів середовища, які характеризують відмінність між конкретними соціями. Такими факторами середовища є вологість, кислотність, загальний сольовий режим, вміст доступного нітрогену у ґрунті та зміна їх показників під впливом господарської діяльності людини. Перші три фактори визначають диференціацію в більшості досліджуваних випадків. Водночас, між сольовим режимом та кислотністю спостерігається найвищі значення кореляції ( $r=0,78$ ). Показники вмісту нітрогену інколи також мають високу ступінь кореляції із сольовим режимом (інколи до  $r=0,84$ ), але це спостерігається не завжди. Отже, осями ординаційної сітки диференціації фітоценозів будуть шкали вологості та сольового режиму, що корелює з вмістом азоту у ґрунті [8]. Таким чином ми

отримаємо двовимірну систему аналогічну до едафічної сітки Алексеєва-Погребняка [9].

На практиці едафічна сітка добре “працює” лише для лісових екосистем. Доповнення описів із інших типів угруповань призводить до значних площ перекриття ординаційних полів. Адже в аналогічних едафічних умовах можуть існувати різні типи екосистем. Щоб уникнути перекриття полів, необхідно побудувати ординаційну схему в трьох вимірах. Третьою віссю буде показник, що характеризує ступінь природної трансформації, яка відображає характер автогенних сукцесій. Піонерні екосистеми будуть характеризуватися найнижчими показниками, а клімаксові – найвищими [10].

Визначення показників природної трансформації виявилось непростим завданням. Виникла проблема вибору методу для її характеристики. Нами було випробувано багато різних підходів від спроби побудови єдиної системи сукцесійних серій до визнаних флористичних методів (за співвідношенням життєвих форм, флористичного складу тощо). Після серії невдач ми вирішили змоделювати ті процеси, які супроводжують природні зміни в екосистемах. Найважливішою виявилася зміна енергетичних показників [11]. Ми підійшли до визначення співвідношення цих показників через співвідношення мас. Для цього ми враховували середню висоту особин виду, діаметр стебла, середню глибину залягання коріння, запаси підземної та надземної частин, середній річний приріст рослин. Проаналізувавши 1022 описи із території Центрального Полісся, ми відібрали найбільш вагомні показники, що корелюють із масою особин. Після цього було створено базу даних, яка нараховує більше семисот видів рослин, у якій відображено розподіл видів по відношенню до сукцесійних стадій. Отриманий результат перевели в 21-бальну шкалу. Це дозволило, через застосування стандартних фітоіндикаційних методів розрахунку, визначати ступінь трансформації екосистем за їхніми геоботанічними описами [10, 12, 13, 14, 15]. Для цього ми застосовуємо пакет програм Simagrl [16].

В результаті ми отримали тривимірну модель, подібну до зрізаної піраміди або конусу. Така модель обумовлена явищем звуження амплітуди вологості і сольового режиму на пізніших стадіях розвитку екосистем. У основі піраміди знаходяться незаселені автотрофами екотопи, а на її вершині – клімаксні угруповання [17].

Як показує графічний аналіз, розгортання такої тривимірної сітки не завжди дозволяє уникнути перекриття полів, визначених за автотрофним блоком для певних асоціацій рослинності. Це обумовлено існуванням груп екотопів, у яких показники окремих факторів займають віддалені від оптимуму полюсні значення. Друга причина пере-

криття полів викликана явищами континууму – безперервного переходу одної екосистеми в іншу. Цей перехід розвиває межі між сусідніми екосистемами, формуючи екотони.

Різноманітність континуумів ми зводимо до трьох форм: типологічного, топологічного та просторового. У межах типологічного екотону існуватимуть види із споріднених соцій – тих, що належать одній вищій одиниці класифікації або знаходяться поряд в класифікаційній моделі. Іншими словами, такий екотон існує для екосистем, подібних за показниками провідних факторів середовища, але не обов'язково розміщених поруч територіально [18].

Топологічний екотон обумовлений існуванням видів, для яких характерні близькі показники за певним фактором.

Просторовий екотон обумовлений розташуванням поряд двох екосистем. У такому випадку відбувається взаємне проникнення видів. Дослідження цих аспектів важливо для створення класифікації екосистем.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. *Александрова В.Д.* Классификация растительности : обзор принципов классификации и классификационных систем в разных геоботанических школах. – Л.: Наука, 1969. – 275 с.
2. *Дідух Я.П., Шеляг-Сосонко Ю.Р.* Сущность классификации // Прогноз растительности Украины. – К.: Наукова думка, 1991 – С. 12-23.
3. *Дідух Я.П.* Сучасні підходи до класифікації біотичних об'єктів // Вісн. НАН України. – 2005. – № 1. – С. 32-45.
4. *Дідух Я.П.* Теоретичні підходи до створення класифікації екосистем // Укр. фітоцен. збірник. – 2005. – Сер. С., Вип. 23. – С. 3-15.
5. *Дылис Н.В.* Развитие учения об экосистемах за рубежом // Лесоведение. – 1967. – № 3. – С. 66-75.
6. *Лавренко Е.М.* Успехи и очередные задачи в изучении биогеоценозов суши в СССР // Ботан. журн. – 1968. – Т. 53, № 2. – С. 155-167.
7. *Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Соломещ А.И.* Современная наука о растительности. – М.: Логос, 2001. – С. 99-106.
8. *Мазур Г., Хом'як І.В.* Нові підходи до фітоіндикаційної оцінки ступеня трансформації екосистем // Матеріали II науко-практичної конференції для молодих учених та студентів “Біологічні дослідження – 2011”. – Житомир, Видавництво ЖДУ, 2011. – С. 22.
9. *Погребняк П.С.* Основы лесной типологии. – К.: Изд-во АН УССР, 1955. – 456 с.
10. *Хом'як І.* Сучасні підходи до класифікації екосистем із застосуванням фітоіндикаційних методик // Звітний збірник тез і статей II всеукраїнської науково-практичної конференції: Теоретичні і прикладні проблеми

- екосистемології. – 2011. – С. 8-14.
11. Дідух Я.П. Сучасні тенденції змін рослинного покриву та їх дослідження // Наукові записки НаУКМА – Біологія та екологія. – 2011. – Т. 119. – С. 40-45.
  12. Дідух Я., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. – К., 1994. – 280 с.
  13. Хом'як І.В. Використання автоматизованої бази даних екосистемологічного моніторингу для охорони біорізноманіття в Центральному Поліссі // Теоретичні та прикладні проблеми екосистемології. – 2008. – С. 124-127.
  14. Хом'як І.В., Шишкін М.О. Проблеми та перспективи створення автоматизованої бази даних екосистемологічного моніторингу довкілля // Сучасні проблеми екології та геотехнологій. – 2009. – С. 144-145.
  15. Хом'як І.В., Шишкін М.О. Застосування автоматичних баз даних для екосистемологічного моніторингу // Теоретичні та прикладні проблеми екосистемології. – 2008. – С. 89-94.
  16. Хом'як І.В., Хом'як Д.І. Нове еволюційне продовження програм екосистемологічного забезпечення – SEMARGL // Звітний збірник тез і статей II всеукраїнської науково-практичної конференції: Теоретичні і прикладні проблеми екосистемології. – 2011. – С. 104-106.
  17. Хом'як І.В., Хом'як О.І. Моделювання динаміки розвитку екосистеми на основі системи “класифікаційних пірамід” // Звітний збірник тез і статей II всеукраїнської науково-практичної конференції: теоретичні і прикладні проблеми екосистемології. – 2011. – С. 102-103.
  18. Хом'як І.В. Проблема екотону в класифікації екосистем // Наукові записки НаУКМА. – Біологія та екологія. – 2011. – Т. 119. – С. 70-72.

# МАРГІНАЛЬНІ БІОТОПИ ЛІСОВОЇ ТА ЛІСОСТЕПОВОЇ ЗОН УКРАЇНИ: ІДЕНТИФІКАЦІЯ, КЛАСИФІКАЦІЯ ТА ОХОРОНА

Мала Ю.І., Фіцайло Т.В.

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,  
відділ геоботаніки та екології  
вул. Терещенківська, 2, м. Київ, 01601  
e-mail: [ecologia@bigmir.net](mailto:ecologia@bigmir.net)

Біотоп – це ділянка водойми чи суші з однотипними умовами рельєфу, клімату та іншими абіотичними факторами, зайнята певним біоценозом [1]. Маргінальні біотопи – це біотопи, що формуються між різноманітними природними системами (екосистемами, ландшафтами), між природними і антропогенними системами, типами середовищ. Важливою рисою структурної організації біоценозів є наявність просторових меж. Разом з тим вони рідко бувають чіткими. Як правило, сусідні біоценози поступово переходять один в одний. А як результат – утворюються численні та різноманітні пограничні або маргінальні зони, що відрізняються особливими екологічними умовами існування. Така мозаїка на межі угруповань представляє особливий інтерес. За рахунок різноманіття умов часто спостерігається “узлісний” або “крайовий” ефект, при цьому на стику двох екосистем видове різноманіття збільшується.

Типологізація маргінальних біотопів повинна виходити із принципу однорідності і самостійності функціонування систем. Ми розглядаємо наступні типи маргінальних біотопів: I. Між різноманітними екосистемами; II. Між природними та антропогенними системами; III. Між різними середовищами існування (вода – суходіл) (табл.).

Сучасна ідея збереження біорізноманіття базується на оселищній концепції, яка є основою європейських природоохоронних програм (Natura 2000, Emerald) [2, 3]. Виходячи зі збереження не саме рідкісних видів, а місць їх росту, маргінальні біотопи є досить звичайними місцезнаходженнями видів, що включені до Червоної книги України (2009).

За європейськими програмами охороняють такі маргінальні біотопи:

1) 3130 Оліготрофні - мезотрофні непроточні (лентичні) водойми з рослинністю *Littorelletea uniflorae* та/або *Isoeto-Nanojuncetea*.

2) 3270 Мулисті береги річок з рослинністю *Chenopodion rubri* p.p. та *Bidention* p.p.

3) 6430 Гідрофільні прибережні високотравні угруповання рівнин і від монтанного до альпійського висотних поясів.

4) 6510 Низинні викошувані луки (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*).

5) 7210 Карбонатні низинні болота з *Cladium mariscus* та видами *Caricion davallianae*.

6) 91ЕО Алювіальні ліси з *Alnus glutinosa* та *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*).

Таблиця.

**Класифікація маргінальних біотопів: порівняльна характеристика синтаксономії з розробленою класифікацією [4].**

Синтаксони	Характеристика	Біотоп
<b>I. Маргінальні біотопи між різними екосистемами (лісові-трав'яні): - трав'яні</b>		
<p>Cl. <i>Trifolio-Geranietae sanguinei</i> Th. Müller 1962            Ord. <i>Origanetalia vulgaris</i> Th. Müller 1962            All. <i>Geranion sanguinei</i> R. Tx. In Th. Müller 1962</p>	<p>Ксеротермічні, переважно карбонатofilьні угруповання, досить тісно просторово і динамічно пов'язані з лучно-степовими угрупованнями класу <i>Festuco-Brometea</i> Br.-Bl. et Tx. ex Soó</p>	<p>E4.12 Термофільні узлісні біотопи на достатньо багатих ґрунтах</p>
<p>All. <i>Trifolion medii</i> Th. Müller 1962</p>	<p>Мезофільні, мезотрофні та евмезотрофні базифільні, часто нітрифіковані угруповання, едафічно пов'язані з широколистяними лісами союзу <i>Carpinion betuli</i> Jssler 1931.</p>	<p>E4.13 Різнотравні післялісові біотопи</p>
<p>Ord. <i>Melampyro-Holcetalia</i> Passarge 1979            All. <i>Melampyrion pratensis</i> Passarge 1979</p>	<p>Ацидофільні, псамофітні угруповання, що формуються в крайовій зоні дібров класу <i>Quercetea robori-petraeae</i> Br.-Bl. et Tx. ex Oberd. 1957 та соснових лісів кл. <i>Vaccinio-Piceetea</i> Br.-Bl. In Br.-Bl. et al. 1939.</p>	<p>E4.11 Маргінальні біотопи узлісь, що формуються в умовах помірного зволоження з <i>Peucedanum oreoselinum</i></p>
<p>All. <i>Teucrion scorodoniae</i> de Foucault et al. 1983</p>	<p>Псамофітні угруповання, що формуються в крайовій зоні, в областях з підвищеною вологістю клімату.</p>	<p>E4.11 Маргінальні біотопи узлісь, що формуються в умовах помірного зволоження з <i>Peucedanum oreoselinum</i></p>

<b>- чагарникові</b>		
Cl. <i>Rhamno-Prunetea</i> Rivas Goday et. Carb. 1961 Ord. <i>Prunetalia spinosae</i> R. Tx. 1952		
All. <i>Pruno-Rubion fruticosi</i> R. Tx. 1952 corr. Doing 1962 em. Oberd. et Th. Müller 1992	Угрупування узлісь і галявин, вздовж широколистяних лісів союзу <i>Carpinion betuli</i> на сірих лісових ґрунтах, дегенераційно-регенераційні стадії розвитку лісу.	F2.1 Чагарникові бордюри.
All. <i>Lamio purpureae-Acerion tatarici</i> Fitsailo 2007	Мезофітні угруповання, що сформувалися на місці байрачних лісів на вилугованих щебенюватих черноземах, утворюють узлісся широколистяних лісів союзу <i>Carpinion betuli</i> та <i>Aceri tatarici-Quercion Zolyomi</i> 1957.	G1.32 Мезотермофільні кленові зарості.
<b>II. Маргінальні біотопи між природними й антропогенними системами</b>		
Cl. <i>Molinio-Arrenatheretea</i> R. Tx. 1937 Ord. <i>Plantaginetalia majoris</i> R. Tx. (1943) 1950		
All. <i>Agropyro-Rumicion crispi</i> Nordh. 1940 em. R. Tx. 1950	Угрупування нітрофілізованих місць з періодичним затопленням або підтопленням в долинах великих рік та озер, формують крайові зони між звичайними вологими луками та витоптуваними, рудеральзованими ділянками.	I2.31 Біотопи, що формуються під впливом рекреації на вологих місцях. E1.24 Нітрифіковані пасовища.
<b>III. Маргінальні біотопи між різними середовищами існування (вода-суходіл):</b>		
<b>- трав'яні</b>		
Cl. <i>Phragmito-Magnocaricetea</i> Klika in Klika et Novak 1941 Ord. <i>Nasturtio-Glycerietalia</i> Pignatti 1953		
All. <i>Glycerio-Sparganion</i> Br.-Bl. Et Sissingh in Boer 1942	Середньовисокотравні водні угруповання макрофітів, прісноводних проточних, рідше замкнутих водойм зі значним коливанням рівня води протягом вегетації.	D1.12 Угрупування середньовисоких гелофітів з відмираючими на зиму полеглими стеблами.
Ord. <i>Phragmitetalia</i> W. Koch 1928 All. <i>Phragmition communis</i> W. Koch 1928	Угрупування високотравних водних макрофітів прісноводних та солонуватих, слабопроточних або замкнутих водойм зі значним коливанням води.	D1.11 Зарості високотравних гелофітів (шувари), в яких стоячі стебла перезимовують у засохлому вигляді.

Ord. <i>Bolboschoenetalia maritimi</i> Hejný et Holud et al. 1967		
All. <i>Scirpion maritimi</i> Dahlet Hadac 1941	Угрупування прибережних ділянок водойм і знижених ділянок з постійним і сезонним поверхневим підтопленням та слабозасоленими і засоленими мулистими донними відкладами.	D1.13 Угрупування слабозасолених мулистих субстратів.
All. <i>Typhion laxmannii</i> Loser et V. Golub 1988	Угрупування прибережних ділянок водойм, а також заболочених місцевиростань з підвищеною мінералізацією води та засоленими донними відкладами.	D1.13 Угрупування слабозасолених мулистих субстратів.
Cl. <i>Bidentetia tripartiti</i> Nordhagen 1940		
Ord. <i>Bidentetalia tripartiti</i> Br.-Bl. et Tx. 1943		
All. <i>Bidention tripartiti</i> Nordhagen 1940	Природні та антропогенні нітрофільні угруповання на мулистих субстратах стоячих водойм, у низинах і нагір'ях.	D1.221 Угрупування терофітів зі стеблами ортотропного типу на мулистих та піщаних відкладах.
All. <i>Chenopodion fluviatile</i> R.Tx. 1960	Слабонітрофільні угруповання на висихаючих улітку берегах, зникають з паводком наприкінці осені й відтворюються на наступний рік.	D1.222 Угрупування терофітів зі стеблами ортотропного типу на піщаних чи галечникових відкладах.
Cl. <i>Isoëto-Nanojuncetia</i> Br.-Bl. et R.Tx. 1943		
Ord. <i>Cyperetalia fuscii</i> (Klika 1935) Müller-Stoll et Rietsch 1961		
All. <i>Elatini-Eleocharition ovatae</i> Pietsch 1965	Угрупування неглибоких прибережних місць на сапропельних і щербенисто-піщаних ґрунтах.	D1.31 Низькорослі угруповання дрібних терофітів та багаторічників з плагіотропними стеблами, пагонами, розетками листків.
All. <i>Radiolion linoidis</i> Pietsch 1973	Прибережні угруповання на мокрих та вологих піщаних ґрунтах.	D1.36 Угрупування терофітів на зволужених субстратах, що пересихають.
All. <i>Nanocyperion flavescens</i> Koch ex Malcuit 1929	Термофільні прибережні угруповання на мокрих і вологих ґрунтах.	D1.36 Угрупування терофітів на зволужених субстратах, що пересихають.

Cl. <i>Galio-Urticetea</i> Passarge ex Копецькы 1969 Ord. <i>Calystegietalia sepium</i> R.Тх. 1950 All. <i>Angelicion archangelicae</i> Тх. ex Lohmayer et al. 1962			Високотравні угруповання, що формують компактні зарості по берегах річок та струмків у вигляді окремих плям у заплавах на багатих ґрунтах.	-
<b>- чагарникові</b> Cl. <i>Salicetea purpureae</i> Moor 1958 Ord. <i>Salicetalia purpureae</i> Moor 1958 All. <i>Salicion albae</i> Soó 1930 All. <i>Rubo caesi-Amorphion fruticosae</i> Shevchyk 1996			Угруповання низин алювіальних рівнин великих річок. Заплавні чагарникові та деревні угруповання, поширені на дернових глеюватих ґрунтах.	G1.111 Довгозаплавні вербняки з <i>Salix alba</i> . F1.11 Шелюжники з домінуванням <i>Salix acutifolia</i> , <i>S. repens</i> s.l.

Тобто, під охороною опинилися трав'яні й, частково, чагарникові прибережноводні біотопи. На нашу думку, на території України охороні повинні підлягати ксеротермічні, карбонатofilьні біотопи на достатньо багатих ґрунтах (*Geranion sanguinei*).

Базуючись на принципах неоднорідності та поступової зміни рослинності в залежності від зміни показників оточуючого середовища, ми пропонуємо маргінальні біотопи винести в окремі типи біотопів II рівня для кожного типу біотопу I рівня. Тобто, в сучасній системі класифікації біотопів [4], ми пропонуємо таке місце маргінальних біотопів:

### **С Біотопи континентальних вод**

**С1** Непроточні та проточні прісноводні водойми

**С2** Маргінальні прибережноводні біотопи, що формуються в умовах достатнього обводнення на мулистих та піщаних відкладах

**С2.1** Прибережноводні біотопи водойм зі значним коливанням рівня води

**С2.11** Середньовисокотравні водні угруповання макрофітів прісноводних проточних, рідше замкнутих водойм (*Nasturtio-Glycerietalia*)

**С2.12** Високотравні водні угруповання макрофітів прісноводних та солонуватих, слабороточних або замкнутих водойм (*Phragmition communis*)

**С2.2** Прибережноводні біотопи на алювіальних (мінеральних) і мулистих субстратах

**С2.21** Біотопи слабозасолених і засолених мулистих донних

відкладів (*Scirpion maritimi*)

**C2.22** Прибережноводні біотопи водойм з підвищеною мінералізацією води та засоленими донними відкладами (*Typhion laxmannii*)

**C2.23** Нітрофільні угруповання на мулистих субстратах (*Bidention tripartiti*)

**C2.3** Прибережноводні біотопи мокрих і вологих місцеіснувань

**C2.31** Біотопи угруповань на сапрпельних і щербенисто-піщаних ґрунтах (*Elatini-Eleocharition ovatae*)

**C2.32** Біотопи угруповань на піщаних ґрунтах (*Radiolion linoidis*)

**C2.33** Термофільні угруповання на піщаних ґрунтах (*Nanocyperion flavescens*)

**C2.4** Високотравні прибережноводні біотопи на багатих ґрунтах без підтоплення (*Angelicion archangelicae*)

**D** **Перезволожені біотопи трав'яного типу (болотна рослинність)**

**D1** Болотні угруповання, що формуються в умовах постійного зволоження на торф'янистих ґрунтах і торф'яниках

**D2** Маргінальні болотні біотопи

**D2.1** Високотравні болота евтрофного типу, що формуються в заплавах при акумуляції органіки

**D2.11** Угруповання макрофітів в заплавах проточних або замкнених водойм (*Phragmition communis*)

**D2.12** Осокові угруповання, що формуються на неоднорідному мікрорельєфі (висококупинні осоки)

**D2.13** Осокові угруповання, що формуються на однорідному мікрорельєфі (кореневищні та низькокупинні осоки)

**E** **Злаково-трав'яні мезо- та ксеротичні біотопи з домінуванням гемікриптофітів, що формуються в умовах помірного або недостатнього зволоження (луки, степи, пустища)**

**E1** Біотопи злаковників гігромезофітного, мезофітного та ксеромезофітного типу, що формуються в умовах достатнього зволоження (луки)

**E2** Маргінальні лучні біотопи

**E2.1** Ксеромезофітні різнотравні луки (*Galietalia veri*)

**E2.11** Луки на збіднених дерново-підзолистих ґрунтах на піщаних відкладах

**E3** Трав'янисті ксеротермні біотопи (степи)

**E4** Маргінальні узлісні біотопи

**E4.1** Базифільні узлісся

**E4.11** Ксеротермічні, карбонатфільні біотопи на достатньо багатих ґрунтах (*Geranion sanguinei*)

**E4.12** Мезофільні, нітрофіковані біотопи (*Trifolion medii*)

**E4.2** Ацидофільні узлісся

**E4.21** Псамофітні біотопи, що формуються в умовах помірного зволоження (*Melampyrgion pratensis*)

**E4.22** Псамофітні біотопи, що формуються в умовах достатнього зволоження (*Teucrium scorodoniae*)

**G Біотопи фанерофітного типу**

**G1** Маргінальні біотопи деревно-чагарникового типу

**G1.1** Чагарникові біотопи узлісь і галявин

**G1.11** Мезофітні чагарникові бордюри на сірих лісових ґрунтах (*Pruno-Rubion fruticosi*)

**G1.12** Мезотермофільні кленові зарості на ґрунтах, що підстиляються гранітами або з їх фрагментарними виходами (*Lamio purpureae-Acerion tatarici*)

**G1.2** Прирічкові чагарникові зарості

**G1.21** Довгозаплавні вербняки низин алювіальних рівнин (*Salicion albae*)

**G1.22** Шелюжники на дернових глеюватих ґрунтах (*Rubo caesi-Amorphion fruticosae*)

**H Біотопи, розвиток яких спричинений геоморфологічними та акумулятивними процесами**

**H1** Маргінальні біотопи відслонень та відкладів крейди, лесу акумулятивного типу

**H1.1** Розріджені угруповання на лесових та крейдяних відкладах (*Poa compressa*, *Melica transsilvanica*, *Salvia verticillata*, *Euphorbia cyparissias*, *Teucrium chamaedrys*, *Galium mollugo*, *Convolvulus arvensis*)

Запропонована класифікаційна схема маргінальних біотопів відображає континуальність рослинності та підкреслює її дискретність на глобальному та регіональному рівні.

Маргінальні біотопи займають досить чітке місце як в системі класифікації біотопів, так і в рослинному покриві. Вони потребують детального вивчення, систематизації та охорони. На сучасному етапі розробки класифікації біотопів України необхідним є: чітко розробити критерії ієрархічного розчленування класифікації до певного рівня; “екологізувати” назву біотопів. Незважаючи на низу проблем, робота щодо класифікації біотопів є вагомим внеском науковців у вирішення проблеми збереження біорізноманіття в руслі екосистемного підходу.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Сукачев В.Н. Идея развития в фитоценологии // Избр. тр. Т.1. – Л.: Наука, 1972. – С. 201-213.
2. *Interpretation Manual of European Union Habitats*. Natura 2000 (EUR 25). – European Commission DG Environment, October 2003. – 126 p.
3. *Interpretation Manual of the Emerald habitats*. Phare countries. First draft. – Phare Topic Link on Nature Conservation, 2009. – 94 p.
4. Дідух Я.П., Фіцайло Т.В., Коротченко І.А., Якушенко Д.М., Пашкевич Н.А. Біотопи лісової та лісостепової зон України. – К.: ТОВ “МАКРОС”, 2011. – 288 с.

# ВИКОРИСТАННЯ СХЕМИ EUNIS ДЛЯ КЛАСИФІКАЦІЇ БІОТОПІВ МІСТА КИЄВА

Альошкіна У.М.

*Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,  
відділ геоботаніки та екології  
вул. Терещенківська, 2, м. Київ, 01601  
e-mail: uliashkina@ukr.net*

Класифікація комплексних природних об'єктів на міждержавному рівні у європейських країнах почалася від 1991 р. із переліку біотопів (biotopes) CORINE. Під біотопом розуміли територію, важливу з точки зору охорони видів, екосистем та місцеіснувань [1].

У 1994 р. P. Devillers et al. створили Палеарктичну класифікацію місцеіснувань (habitats) у межах Європи [2]. На основі неї та бази даних PHISIS Європейський центр із біологічного різноманіття створив та підтримує базу даних EUNIS – результат інвентаризації оселищ країн Європейського союзу.

База даних місцеіснувань (біотопів, оселищ) EUNIS створювалась для виконання Директиви Ради Європи 92/43/ЄС (EU Habitats Directive Annex I) та Резолюції Бернської конвенції 1996 року (Bern Convention Resolution No. 4), що містять перелік типів біотопів Європи, які насамперед потребують охорони.

Одиницею класифікації EUNIS є “habitat” (біотоп, оселище) [2]: “Plant and animal communities as the characterizing elements of the biotic environment, together with abiotic factors operating at a particular scale”.

Територіально біотоп може бути функціональною частиною екосистеми, або збігатися з екосистемою. Розрізняються ці два поняття різними підходами під час їх виділення. Біотоп виділяють за біотичними угруповання, абіотичними факторами чи географічними особливостями. Під час виділення екосистем на першому місці стоїть цілісність природного об'єкта, тобто міцність зв'язків між її компонентами. Отже, у першому випадку приділяється увага природній та територіальній відокремленості, у в другому – функціональній. Проте, у комплексних природних об'єктів функціональна й територіальна відокремленість тісно корелюють, тому ми ототожнюємо ці два поняття за винятком випадків виділення дуже локальних оселищ.

Нами було розроблено класифікацію біотопів міста Києва за схемою EUNIS до четвертого, а в окремих випадках до шостого рівнів. Було проведено оцінку їх розподілу за класами [3]. Найбільшою деталізованістю відзначаються водні (3 типи біотопів другого рівня, 12 – третього,

36 – четвертого, 22 – п’ятого, 11 – шостого), лісові (4 типи біотопів другого рівня, 12 – третього, 19 – четвертого, 7 – п’ятого, 5 – шостого) та лучні біотопи (4 типи другого рівня, 10 – третього, 27 – четвертого, 9 – п’ятого, 2 – шостого). Загалом виділено 138 типів біотопів та наведено їх характеристику.

Також було проаналізовано приналежність виділених біотопів до Бернської конвенції (1996), Директиви з охорони оселищ (1992) та угруповань Зеленої книги України (2009). Найбільшу кількість рідкісних біотопів мають водні (із 56 типів 6 представлені угрупованнями, включеними до “Зеленої книги України” (2009), 7 – Бернської конвенції, 3 – Директиви з охорони оселищ), лісові (із 30 типів 1 – “Зеленої книги України”, 2 – Бернської конвенції, 5 – Директиви з охорони оселищ) та лучні екосистеми (із 28 типів 1 – “Зеленої книги України”, 2 – Бернської конвенції, 5 – Директиви з охорони оселищ), із 7 виділених типів чагарникові біотопи представлені лише одним типом з Бернської конвенції. Загалом було виділено 25 типів рідкісних екосистем, серед яких 6 типів в межах м. Києва представлені фрагментарно (табл.).

Таблиця.

**Рідкісні й такі, що потребують охорони, біотопи міста Києва**

№	Типи біотопів	Охоплення природоохоронними документами
1	C1.222 Водойми з <i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Бернська конвенція (БК) 22.412, Директива ЄС (ЄС) 3150
2	C1.223 Водойми з <i>Stratiotes aloides</i>	БК 22.413, ЄС 3150
3	C1.225 Водойми з <i>Salvinia natans</i>	БК 22.415, ЄС 3150, Зелена книга (ЗК) 159
4	C1.232 Водойми з угрупованнями вкорінених напів-занурених рослин ( <i>Potamogeton obtusifolii</i> , <i>Ceratophyllum submersum</i> )	ЗК 144, 156
5	C1.2411 Водойми, вкриті <i>Nymphaea sp.</i>	ЗК 140, 145, 146
6	C1.2412 Водойми, вкриті <i>Typha latifolia</i>	ЗК 137
7	C1.32, C1.33 Вкорінена напівзанурена рослинність евтрофних водойм <i>Magnopotamion</i> чи <i>Hydrocharition</i>	ЄС 3150
8	C1.3413 Зарості мілководь з <i>Hottonia palustris</i>	БК 22.4323

9	C3.52 Екосистеми з угрупованнями на річковому мулі з домінуванням однорічників <i>Chenopodium rubri</i> , <i>Bidention</i>	ЄС 3270
10	D2.3 Мезотрофні (перехідні) болота	ЄС 7140, БК 54.5
11	E1.22 Субконтинентальні лучні степи	ЄС 62С0, БК 34.31, ЗК 88
12	E1.2G Піщані степи ( <i>Stipa borystenica</i> )	ЄС 6260, БК 64, ЗК 91
13	E3.43 Евтрофні вологі луки	БК 37.2
14	E5.4 Гігрофітні та мезофітні високотравні каймові угруповання	БК 37.13
15	F9.128 Прирічкові чагарникові екосистеми	БК 44.1
16	F9.21 Болотні рідколісся з низькорослими вербами (з <i>Betula humilis</i> )	ЗК 121
17	G1.111 Прирічкові та заплавні ліси <i>Salicion albae</i>	ЄС 92А0, БК 44.1
18	G1.225 Заплавні діброви	ЄС 91F0
19	G1.2135 Ясенево-вільхові та болотні вільхові ліси	ЄС 91Е0, БК 44.3 та БК 44.91
20	G1.A1 Ліси з <i>Quercus robur</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Carpinus betulus</i> , сформовані в евтрофних та мезотрофних умовах	ЄС 9160, БК 41.2
21	G1.A132 Дубові ліси з <i>Allium ursinum</i>	ЗК 22
22	G3.42112 Ліси лишайникові із сосною звичайною <i>Cladonio-Pinetum</i>	ЄС 91Т0
23	G3.4232 Соснові ліси з остепненим травостоєм	ЄС 91U0, БК 42.5232
24	C1.3411 Мілководні екосистеми з <i>Batrachium sp.</i>	БК 22.4321
25	C3.5132 Екосистеми з угрупованнями <i>Cyperus fuscus</i>	БК 22.3232

Основними типами антропогенно трансформованих біотопів є селітебні, адміністративні та житлові, промислові й транспортні. Досить значна частина площі міста (7%) вкрита штучним покриттям автомобільних доріг, промислові території займають 10%, а селітебні 21% площі міста. Тому актуальною є оцінка балансу між штучною та природною складовими міста. За допомогою програми ArcMap (ESRI) нами було розраховано відношення площі парків і зелених насаджень до загальної площі урбанізованої території, яке становит 1:8 або 23%. На одного міського мешканця припадає 19 м<sup>2</sup> зелених насаджень у межах

селітебних територій, що загалом відповідає офіційним даним [6]. Для міст Європи [7] показник зелених насаджень змінюється від 2% до 46%, а площа на одного мешканця коливається в межах 10-236 м<sup>2</sup>. За умови врахування всієї зеленої зони міста Києва, відношення площі природних біотопів до площі техноекосистем становитиме 55% без урахування водних екосистем та 62% із урахуванням акваторій в межах міста, відповідно на одного мешканця міста припадає 176 м<sup>2</sup> та 200 м<sup>2</sup>, відповідно. Отже, м. Київ має високий відносний показник забезпеченості зеленими насадженнями, порівняно із загальноєвропейськими. Проте, без урахування зеленого поясу міста та островів Дніпра, тобто у забудованій частині міста відношення природних наземних екосистем, гідроекосистем і техноекосистем складає 1:2:8, отже, є критичним, тому в центральній частині міста необхідно більше уваги приділяти збереженню зелених насаджень.

Площа територій природно-заповідного фонду міста Києва становить близько 15% від загальної території, у межах якої знаходиться переважна кількість рідкісних біотопів. Порівняно із загальноукраїнським – 5,4% – це високий показник. Проте, беручи до уваги те, що Київ є щільно населеним і сильно урбанізованим містом, природним об'єктам на його території необхідно приділяти більше уваги як в плані вивчення, збереження рідкісних біотопів, так і управління.

Отже, класифікація та створення карти біотопів Києва є необхідною передумовою для прийняття природоохоронних рішень. Важливо також, щоб класифікація враховувала як природні, так і штучні екотопи, що дає інтегральну оцінку їх просторового розподілу у межах урбокомплексу.

## ЛІТЕРАТУРА

1. *CORINE biotopes manual*. Habitats of the European Community. Data specifications / Devillers P., Devillers-Terschuren J., Ledant J. – Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 1991. – Part 2. – pp. 232.
2. *About the EUNIS Database* [Електронний ресурс] / European Environment Agency. – Режим доступу: <http://eunis.eea.europa.eu/about.jsp>. (08.04.2011). – Назва з екрану.
3. Альошкіна У.М. Поширення та характеристика рідкісних біотопів м. Києва // Укр. ботан. журн. – 2011. – Т. 68, № 1. – С. 76-90.
4. *Обґрунтування необхідності створення комплексної пам'ятки природи місцевого значення “Висовкий луг”* / Спілка вільних журналістів “Природа над усе”. – Назва з титул. екрану. – Режим доступу: [http://kyiv.in.ua/index.php?option=com\\_content&task=view&id=643&Itemid=2](http://kyiv.in.ua/index.php?option=com_content&task=view&id=643&Itemid=2) (2012)

5. *Генеральний план міста Києва*. – Назва з екрану. – Режим доступу: <http://kievgenplan.grad.gov.ua/ua/2011-07-25-04-35-49.html> (2012)
6. *Офіційний портал Київської міської влади*. – Режим доступу: [http://www.kmu.gov.ua/control/uk/publish/article?art\\_id=324113&cat\\_id=31432](http://www.kmu.gov.ua/control/uk/publish/article?art_id=324113&cat_id=31432) (2011).
7. *Fuller R.A., Gaston K.J.* The scaling of green space coverage in European cities // *Biology letters*. – 2009. – N.5. – pp. 352-355.

### 1.3. ОДИНИЦІ КЛАСИФІКАЦІЇ, ЇХ РОЗМІРНОСТІ (ДІАГНОСТИЧНІ ОЗНАКИ, СПІВВІДНОШЕННЯ З КЛАСИФІКАЦІЄЮ РОСЛИННОСТІ)

## КЛАСИФІКАЦІЯ ЛУЧНИХ БІОТОПІВ ПОЛІССЯ ТА ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

Куземко А.А.

*Національний дендрологічний парк "Софіївка" НАН України  
вул. Київська, 12а, м. Умань, 20300  
e-mail: anya\_meadow@mail.ru*

Після прийняття у 1992 році Директиви Ради Європи щодо середовищ існування 92/43/ЕЕС підхід до класифікації біотичних об'єктів надорганізмового рівня – біотопів (оселищ) набув широкого розвитку у більшості країн Європи. Він увібрав у себе досягнення геоботаніки, фітосоціології, екології, ґрунтознавства, ландшафтознавства та інших природничих наук. Крім того, цей підхід дозволив до певної міри узгодити між собою різні підходи до класифікації рослинності: російський (еколого-ценотичний або домінантний), центральноєвропейський (еколого-флористичний або за Ж. Браун-Бланке), скандинавський (тополого-екологічний) і навіть англо-американський (фізіономічний). Класифікація біотопів широко використовується в європейських країнах для розв'язання цілої низки приапрактичних завдань, насамперед, природоохоронного спрямування. Саме на цій основі побудовано мережу охоронюваних територій європейського значення Natura 2000. Однак, поруч з усіма перевагами такого підходу, він має суттєвий недолік – відсутність чітко визначеної методики виділення одиниць класифікації. Фактично ідентифікація біотопів здійснюється на основі аналізу визначень того чи іншого типу біотопу і співставлення його характеристики, наведеної у певних базах даних (CORINE, EUNIS тощо) або літературних джерелах з реальними характеристиками біотопів, що класифікуються. Звичайно, такий підхід веде до суб'єктивізму у класифікації.

У зв'язку з цим, метою нашої роботи був аналіз різних систем класифікації лучних біотопів, а також визначення критеріїв, за якими виділяються лучні біотопи на тому чи іншому рівні класифікації, та розробка класифікації лучних біотопів лісової та лісостепової зон рівнинної частини України з урахуванням результатів проведеного аналізу.

Останньою і найбільш вживаною сьогодні системою класифікації

біотопів є інформаційна система EUNIS (European Nature Information System), перелік біотопів якої доступний на сайті цієї системи <http://eunis.eea.europa.eu/habitats-annex1-browser.jsp>. Нами проведено її аналіз і на кожному з ієрархічних рівнів відзначено типи біотопів, які можуть включати луки Полісся та Лісостепу України, а також здійснено спробу проаналізувати критерії, за якими проведено диференціацію біотопів на кожному з рівнів ієрархії. На основі цього аналізу нами отримано наступну класифікаційну систему:

Е – трав'яні біотопи та території з домінуванням різнотрав'я, мохів та лишайників

Е2 – мезофітні трав'яні біотопи

Е2.1 – постійні пасовища та луки, що випасаються по отаві

Е2.11 – непорушені пасовища

Е2.111 – райграсові пасовища

Е2.114 – континентальні пасовища

Е2.12 – осушені пасовища

Е2.13 – занедбані пасовища

Е2.14 – багаті видами заплавні луки

Е2.2 – сінокісні луки низовин та середніх висот

Е2.24 – бореальні та суб-бореальні луки

Е2.25 – континентальні луки

Е2.251 – понтично-панонські мезофільні сінокісні луки

Е2.7 – мезофітні луки, що не експлуатуються

Е3 – сезонно вологі та вологі трав'яні біотопи

Е3.4 – сирі або вологі евтрофні та мезотрофні трав'яні біотопи

Е3.42 – луки з домінуванням *Juncus acutiflorus*

Е3.43 – субконтинентальні прибережні луки

Е3.44 – затоплені пустища та зв'язані з ними угруповання

Е3.441 – крупноситникові пасовища

Е3.442 – затоплені пустища

Е3.4421 – затоплені пустища з домінуванням *Alopecurus geniculatus*

Е3.4422 – затоплені пустища з домінуванням *Agrostis stolonifera*

Е3.4423 – затоплені пустища з домінуванням *Festuca arundinacea*

Е3.4424 – затоплені пустища з домінуванням *Elytrigia repens*

Е3.443 – дрібноситникові пустища

Е3.45 – нещодавно закинуті сінокісні луки

Е3.46 – континентальні гумідні луки

Е3.464 – понтично-сарматські гумідні луки

Е3.47 – північні бореальні алювіальні луки

Е3.5 – сирі або вологі оліготрофні трав'яні біотопи

Е3.51 – луки з домінуванням *Molinia caerulea*

E3.511 – карбонатні молінієві луки

E3.512 – ацидофільні молінієві луки

E3.52 – гумідні пустища з домінуванням *Juncus* і *Nardus stricta*

E3.53 – континентальні оліготрофні гумідні трав'яні біотопи

Як видно з наведеної схеми, на другому рівні класифікації трав'яні біотопи (код E) розділяються за критерієм вологості на мезофітні (E2) та вологі (E3), хоча інші типи цього ж коду, які не включають лучних біотопів Полісся та Лісостепу України, виділяються за іншими критеріями, наприклад код E4 – альпійські та субальпійські луки виділено за фактором висоти над рівнем моря, код E5 – узлісся та вирубки з високотрав'ям – за межуванням із лісовими фітоценозами, код E6 – континентальні засолені степи – за кліматичними показниками та особливостями хімічного складу ґрунту. При використанні ієрархічного методу класифікації відповідно до правил логіки [1] на кожному рівні ієрархії об'єкти повинні класифікуватися за однією ознакою. Як бачимо, у даному випадку це правило не дотримане, що робить класифікацію не достатньо чіткою. Така ж ситуація і на третьому рівні, де як для мезофітних, так і для вологих лук використано цілий комплекс критеріїв диференціації, однак щодо тих типів біотопів, які включають луки Полісся та Лісостепу України, цей принцип витримано, оскільки критерієм диференціації для мезофітних лук виявився тип використання (E2.1 – пасовища, E2.2 – сінокоси; E2.7 – луки, що не експлуатуються), а для вологих лук – трофність (E3.4 – евтрофні та мезотрофні трав'яні біотопи; E3.5 – оліготрофні трав'яні біотопи). На наступних рівнях класифікації – четвертому–шостому для класифікації використано широкий діапазон факторів, причому одиниці, отримані на кожному рівні часто мають дуже різну розмірність, яку в окремих випадках просто неможливо співставити, що також є порушенням логічних правил класифікації [1]. Наприклад, на четвертому рівні класифікації до вологих мезо- та евтрофних біотопів із кодом E3.42 включено луки з домінуванням *Juncus acutiflorus*, а з наступним кодом E3.43 – субконтинентальні прибережні луки, які звичайно ж за обсягом об'єднаних біотопів значно перевищують біотопи попереднього типу. Іншим прикладом є диференціація непорушених пасовищ, які з кодом E2.111 включають райграсові пасовища, а E2.114 – континентальні пасовища. Таким чином, ця система є досить складною і у багатьох випадках нелогічною, а отже й важкою для використання. Крім того, характеристики багатьох типів біотопів не дозволяють їх правильно ідентифікувати. Наприклад, понтично-сарматські гумідні луки (код E3.464) характеризуються як “заплавні гумідні луки понично-каспійського басейну степової та неморальної зон Руського плато та рівнини”. Звичайно, така характе-

ристка не дозволяє належним чином ідентифікувати цей тип біотопів, оскільки вона охоплює занадто широкий їх екологічний та географічний діапазон.

Іншою з найбільш вживаних систем класифікації біотопів (оселищ) є Додаток I до Директиви Ради Європи 92/43/ЄЕС. Застосування цієї системи для класифікації лучних біотопів Полісся та Лісостепу України дозволило отримати наступну систему:

6. Природні та напівприродні трав'яні формації

6400. Напівприродні високотравні гумідні луки.

6410. Молінієві луки на карбонатних, торф'янистих або глинисто-мулистих ґрунтах (*Molinion caeruleae*)

6440. Альвіальні луки річкових долин союзу *Cnidion dubii*

6500. Мезофільні луки

6510. Низинні сінокосні луки (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)

Як бачимо, ця система поруч із вищезгаданим недоліком щодо використання різних критеріїв для диференціації елементів на одному щабелі ієрархії, не охоплює всього різноманіття лучних біотопів, а включає лише ті, що підлягають охороні, тому потребує суттєвого доповнення.

Для пошуку більш досконалих систем класифікації біотопів ми проаналізували доступні нам національні класифікації біотопів Чехії [2], Словаччини [3], Латвії [4] та Італії [5].

Національна класифікація біотопів Чехії має наступний вигляд:

T Вторинні травостої та вересовища

T1 Луки та пасовища

T1.1 Мезофільні луки з домінуванням *Arrhenatherum*

T1.2 Гірські луки з домінуванням *Trisetum*

T1.3 Пасовища з домінуванням *Cynosurus*

T1.4 Альвіальні луки з домінуванням *Alopecurus*

T1.5 Вологі луки з домінуванням *Cirsium*

T1.6 Вологі травостої з домінуванням *Filipendula*

T1.7 Континентальні затоплювані луки

T1.8 Континентальна високотравна рослинність

T1.9 Періодично вологі луки з домінуванням *Molinia*

T1.10 Рослинність вологих порушених ґрунтів

Як бачимо, чеська національна класифікація лучних біотопів є досить компактною, включає лише три рівня ієрархії і побудована на основі синтаксономії рослинності. Характеристика кожного біотопу супроводжується інформацією про синтаксони, які до нього належать на рівні союзів і асоціацій, а також статистично визначеними діагнос-

тичними та доміантними видами.

Класифікація біотопів Словаччини дещо подібна до чеської, хоча відрізняється від останньої ширшим діапазоном біотопів, що належать до лук і пасовищ:

Lk Луки і пасовища

Lk1 Низовинні і низькогірні сінокосні луки

Lk2 Гірські сінокосні луки

Lk3 Мезофільні пасовища і луки, що випасаються по отаві

Lk3a *Cynosurion cristati*, *Lolio-Cynosurenion*

Lk3b *Cynosurion cristati*, *Polygalo-Cynosurenion*

Lk3c *Poion alpinae*

Lk4 Молінієві луки

Lk5 Високотравні угруповання вологих лук

Lk6 Вогкі луки гірських та низькогірних областей

Lk7 Лисохвостові алювіальні луки

Lk8 Алювіальні луки союзу *Cnidion venosi*

Lk9 Заплавні трав'яні угруповання

Lk10 Рослинність високих осок

Lk11 Очеретяні угруповання водно-болотних угідь

Lk12 Очеретяні угруповання солонуватих та лужних вод

Для побудови класифікації біотопів Словаччини за основу також було взято синтаксономічну схему рослинності.

Те саме стосується і класифікації біотопів Латвії, яка, разом із тим, побудована на основі переліку біотопів Директиви Ради Європи щодо середовищ існування 92/43/ЕЕС і, на відміну від двох попередніх проаналізованих класифікацій, кожен біотоп в ній має не національні, а міжнародні коди:

6. Трав'яні біотопи

6110 Трав'яні піонерні угруповання на неглибоких вапнякових ґрунтах

6120 Піщані луки

6210 Сухі луки на вапнякових ґрунтах

6230 Біловусові луки

6270 Багатовидові луки та пасовища

6410 Періодично затоплювані луки на вологих ґрунтах

6430 Евтрофні високотравні угруповання

6450 Заплавні луки

6510 Сінокосні низовинні луки

6530 Лісові луки та пасовища

Як і в попередніх класифікаціях, характеристика кожного біотопу супроводжується переліком синтаксонів рангу союзів, які входять до

даного типу біотопів, хоча для деяких типів зазначено, що синтаксономія знаходиться у стадії розробки.

Класифікація біотопів Італії має дещо складнішу структуру:

36.4 Альпійські та субальпійські вапнякові пасовища

36.413 Пасовища з домінуванням *Carex austroalpina*

36.421 Угруповання з домінуванням *Elymus* Альп і Апенин

36.431 Угруповання з домінування *Sesleria* Альп

36.432 Луки південно-західних Альп

36.433 Килими з *Carex firma*

36.436 Луки з порушеним покривом в Апенінах

36.5 Удобрювані альпійські та субальпійські пасовища

37 Вологі луки та високотрав'я

37.31 Вологі луки та ґрунтах, де застоюється вода

37.4 Вологі високотравні середземноморські луки

37.62 Вологі луки карстових долин в Апенінах

38 Мезофільні луки

38.1 Мезофільні луки удобрюваних пасовищ (у тому числі занедбані поля)

38.2 Сінокосні луки з рисами удобрювання

38.3 Сінокосні гірські та субальпійські луки

Як бачимо, усі проаналізовані класифікації біотопів включають не більше чотирьох рівнів ієрархії. Можливо саме через це диференціація біотопів здійснена у них з використанням цілого комплексу факторів, хоча основними з них є вологість та режим використання. Разом із тим, кожна з класифікацій характеризується своєрідністю, зумовленою регіональними особливостями. У кожній з них (за винятком Латвії) використана національна система кодів і загалом слід констатувати, що вони мало сумісні між собою.

Враховуючи всі висловлені вище міркування, ми розробили класифікацію лучних біотопів Полісся та Лісостепу України, основою для якої стала класифікації лучної рослинності цієї території, що була розроблена нами з використанням понад 3 тис. геоботанічних описів, виконаних різними авторами за період понад 70 років, які були оброблені з використанням статистичних методів. Вираженість екологічної диференціації та її провідні фактори визначали за допомогою ДСА-ординації із використанням шкал Елленберга.

Отже, класифікація лучних біотопів Полісся та Лісостепу України має наступну структуру:

Е Трав'яні біотопи та ділянки з домінуванням різнотрав'я, мохів та лишайників

Е2 Мезофітні трав'яні біотопи

E2.1 Ксеромезофітні луки

E2.11 Ксеромезофітні заплавні луки (*Agrostion vinealis*)

E2.12 Ксеромезофітні суходільні луки (*Trifolion montani*)

E2.2 Мезофітні луки

E2.21 Мезофітні луки пасовищного використання (*Cynosurion cristati*)

E2.22 Мезофітні луки сінокісного використання (*Arrhenatherion elatioris*)

E2.23 Мезофітні луки комбінованого використання (*Festucion pratensis*)

E2.3 Гігромезофітні луки

E2.31 Вологі евтрофні та мезотрофні луки

E2.311 Вологі евтрофні та мезотрофні луки пасовищного використання (*Deschampsion caespitosae*)

E2.312 Вологі евтрофні та мезотрофні луки сінокісного використання (*Alopecurion pratensis*)

E2.313 Вологі та мокрі евтрофні та мезотрофні луки, що не використовуються (*Calthion*)

E2.32 Вологі оліготрофні луки (*Molinion*)

На першому та другому рівнях класифікації кодування відповідає прийнятому у системі EUNIS. Як провідні фактори диференціації використано вологість (коди E2.1, E2.2, E2.3), трофність (коди E2.11, E2.12, E2.31, E2.32) та режим менеджменту (E2.21, E2.22, E2.23, E2.311, E2.312, E2.313).

Розроблена нами схема є досить компактною і, разом із тим, вона охоплює все різноманіття лучної рослинності лісової та лісостепової зон рівнинної частини України. В ній витримано логічні правила класифікації – на кожному шаблі ієрархії для диференціації використано лише одну ознаку, а не їхній комплекс і всі виділені одиниці мають приблизно однакову розмірність.

Таким чином, ми вважаємо, що основні методичні недоліки класифікації біотопів можна подолати, взявши за основу класифікацію рослинності. Такий підхід дозволяє уникнути суб'єктивізму як при визначенні фонових видів біотопів, так і при виборі провідних факторів екологічної диференціації на кожному рівні ієрархії і, таким чином, розробити якомога більш природну класифікацію, яка б охоплювала все різноманіття біотопів і була б легкою для використання у розв'язанні широкого кола теоретичних та практичних задач.

## ЛИТЕРАТУРА

1. *Кондаков Н.И.* Логический словарь-справочник. – М.: Наука, 1975. – 720 с.
2. *Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V, Lustik P.* (eds.) *M. Katalog biotopů České republiky / – Ed.2 – Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR 2010. – 446 s.*
3. *Stanová V., Valachovič M.* (eds.). *Katalóg Biotopov Slovenska / – Bratislava: DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, 2002. – 225 p.*
4. *Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā.* Noteikšanas rokasgrāmata / [Auniņš A. (red.)]. – Rīga: Latvijas Dabas fonds, 2010. – 320 s.
5. *Angelini P., Bianco P., Cardillo A.* et al. *Gli habitat in Carta della Natura. Schede descrittive degli habitat per la cartografia alla scala 1: 50 000. – Roma: SystemCart S. r. l., 2009. – 335 p.*

**КАРБОНАТНІ ЛУЧНІ ОСЕЛИЩА СОЮЗУ *FESTUCO SAXATILIS-SESLERION BIELSII* (PAWŁOWSKI ET WALAS 1949) COLDEA 1984 В УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТАХ**

**Чорней І.І., Токарюк А.І.**

*Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича,  
кафедра ботаніки та охорони природи  
вул. Федьковича, 11, м. Чернівці, 58022  
e-mail: chorney.bot@mail.ru*

Ендемічний для Східних і Південних Карпат союз *Festuco saxatilis-Seslerion bielsii* (Pawłowski et Walas 1949) Coldea 1984 об'єднує високогірні трав'янисті угруповання, які формуються на карбонатному субстраті і поширені на території Румунії та України. В Українських Карпатах у складі цього союзу виділяють п'ять асоціацій [1]:

– *Caricetum sempervirentis* (Domin 1933) Puscaru et al. 1956, яку К.А. Малиновський та В.В. Крічфалушій [1] розглядають як варіант асоціації *Seslerio bielsii-Caricetum sempervirentis* Puscaru et al. 1956, поширеної на території Румунії;

– *Festucetum saxatilis* Domin 1933, угруповання якої поширені як на території України так і Румунії;

– *Saxifrago-Festucetum versicoloris* Walas 1933, подібного типу угруповання на території Румунії виділено як *Seslerio-Festucetum versicoloris* Beldie 1967, а польські ботаніки включають їх до складу союзу *Seslerion tatrae* Pawl. 1935 [2];

– *Senecio carpathicus-Seslerietum bielzii* Kricsfalussy et Malynovski 2000, угруповання якої відомі лише з території Українських Карпат;

– *Thymo-Festucetum amethystinae* Kricsfalussy et Malynovski 2000, яка за фітоценотичними характеристиками є подібною до *Diantho tenuifolii-Festucetum amethystinae* (Domin 1933) Coldea 1884, поширеної на території Румунії.

На території Румунії, крім зазначених вище, виділено ще шість асоціацій [3]:

– *Campanulo carpathicae-Poetum rehmannii* Seghedini 1986;

– *Festuco saxatilis-Trisetetum (macrotrichum)* Popescu et Sanda 1989;

– *Seslerio haynaldiana-Saxifragetum rocheliana* Boşcau 1971;

– *Festucetum flaccidae* Coldea 1984;

– *Carduo kernerii-Festucetum carpathicae* (Puşcaru et al. 1956) Coldea 1990;

– *Poo molinerii-Festucetum pachyphyllae* Boşcau et al. 1978.

У Румунії угруповання цього союзу об'єднані у шість типів оселищ [4]:

- 1) південно-східнокарпатські луки з *Festuca versicolor* і *Sesleria rigida* subsp. *haynaldiana*;
- 2) південно-східнокарпатські луки з *Festuca saxatilis*;
- 3) південно-східнокарпатські луки з *Festuca amethystina* та *Dianthus tenuifolius*;
- 4) південно-східнокарпатські луки з *Sesleria rigida* subsp. *haynaldiana* та *Carex sempervirens*;
- 5) південно-східнокарпатські луки з *Carex sempervirens* і *Sesleria bielzii*;
- 6) південно-східнокарпатські луки з *Festuca carpatica*, *Carduus kernerii* та *Trisetum fuscum*.

В Українських Карпатах угруповання цього союзу об'єднані у два типи оселищ:

- 1) луки лісового та субальпійського поясів на карбонатних ґрунтах;
- 2) високогірні луки на карбонатних ґрунтах.

Перший з типів виділено на основі угруповань асоціацій *Festucetum saxatilis*, *Saxifrago-Festucetum versicoloris* і *Thymo-Festucetum amethystinae*. Це оселище теплих місцезростань з багатими карбонатними ґрунтами (рендзинами), які приурочені до відслонень вапнякових порід, на сухих схилах південно-східної, південної та південно-західної експозицій. Осередки його займають невелику площу (від 20 до 300 м<sup>2</sup>) і часто межують з ділянками оселища карбонатних скелястих схилів з хазмофітною рослинністю. Травостій нерівномірний, розміщений групами у проміжках скель, нагромадженнях щебеню. Структура його складна, дво-триярусна, проективне покриття 50-80%. Флористичний склад багатий, мінливий, залежить від едафічних факторів, передусім щербенистості ґрунту, висоти над рівнем моря. Оптимальними для їх розвитку є щербеністі ґрунти на елювії-делювії карбонатних порід. Для них характерні значний вміст гумусу у верхньому горизонті (до 4%), нейтральна або слаболужна реакція ґрунтового середовища та висока насиченість вбирного комплексу основами. Основу травостою формують дернини домінантів – *Festuca saxatilis*, *F. versicolor*, *F. amethystina*, різнобарвної та безостої, проміжки між дернинами заповнені різнотрав'ям або уламками гірських порід. Більшість видів належать до різнотрав'я, а за життєвими формами до гемікриптофітів і хамефітів, багато серед них і типових хазмофітів, властивих для скельних оселищ.

Другий тип оселища виділено на основі угруповань асоціацій *Caricetum sempervirentis* та *Senecio carpaticus-Seslerietum bielsii*. Цей тип оселища формують хіонофітні високогірні трав'янисті угруповання, які

приурочені до сонячних відносно сухих щебенистих місць і добре аерованих ґрунтів серед відслонень карбонатомісних порід, у депресіях, розщелинах та місцях акумуляції дрібноуламкового матеріалу. Трапляються вони у комплексі з сильнощебенистими ґрунтами незначної потужності на елювії-делювії карбонатних порід. Включення уламків та дрібнозему вапняку забезпечує цим ґрунтам добрі фільтраційні властивості, нейтральну реакцію ґрунтового середовища та насиченість вбирного комплексу. Ділянки оселища невеликі за площею, приурочені переважно до південних і східних схилів, які експоновані до вітрів і взимку вкриті тонким шаром снігу або без снігу. Фізіономічність оселища визначають домінанти – *Carex sempervirens* (до 70% проективного вкриття) та *Sesleria caerulea* (до 50% проективного вкриття), а також субдомінанти – *Festuca supina*, *Vaccinium myrtillus*, *Hieracium alpinum*, *Juncus trifidus*. Флористичний склад досить багатий, більшість видів належать до аркто-альпійських та альпійських елементів флори. У видовому складі добре представлені або й переважають види інших альпійських чи субальпійських класів – *Juncetea trifidi*, *Loiseleurio-Vaccinietea*, *Calluno-Ulicetea*. Часто межують з ділянками оселища низькотравних мохових альпійських лук на силікатному підґрунті.

Обидва типи оселищ належать до рідкісних в Українських Карпатах, у їхньому складі росте низка раритетних видів флори, з-поміж яких є включені до “Червоної книги України” [5]: *Aconitum jacquinii*, *Anemone narcissiflora*, *Aquilegia nigricans*, *Aster alpinus*, *Astragalus krajinae*, *Campanula kladniana*, *Dianthus speciosus*, *Epipactis atrorubens*, *Festuca saxatilis*, *Gymnadenia conopsea*, *Hypersia selago*, *Jovibarba hirta*, *Nigritella carpatica*, *Orchis signifera*, *Poa rehmannii*, *Primula minima*, *Pulsatilla scherfelii*, *Salix herbaceae*, *Saussurea discolor*, *Selaginella selaginoides*, *Senecio carpathicus*, *Silenanthe zawadskii* та ендеміки: *Acinos baumgartenii*, *Carduus kernerii*, *Erysimum transsilvanicum*, *Galium suberectum*, *Scabiosa lucida*, *Silene dubia*. Отже, карбонатні лучні оселища союзу *Festuco saxatilis-Seslerion bielsii* в Українських Карпатах відзначаються високою соцологічною значущістю, займають незначні площі, характеризуються низьким ступенем трапляння, охороняються на території Карпатського біосферного заповідника, національних природних парків “Черемоський”, “Верховинський” та Карпатського НПП.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Малиновський К.А. Крічфалушій В.В. Рослинні угруповання високогір'я Українських Карпат. – Ужгород, 2002. – 244 с.

2. *Matuszkiewicz W.* Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. – Warszawa: Wydawnictwo naukowe PWN, 2011. – 537 s.
3. *Sanda V., Öllerer K., Burescu P.* Fitocenozele din România. – Bucuresti: Ars Docendi, 2008. – 570 p.
4. *Habitatele din Romania* / N. Donita, A. Popescu, M. Pauca-Comanescu – Bucuresti: Editura Technica Silvica, 2005. – 496 p.
5. *Червона книга України.* Рослинний світ / За ред. Я.П. Дідуха – К.: Глобал-консалтинг, 2009. – 912 с.

# ПРОБЛЕМИ КЛАСИФІКАЦІЇ АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМОВАНИХ БІОТОПІВ

Пашкевич Н.А.

*Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегалісу Національної  
академії наук України, відділ динаміки популяцій в мегалісі  
вул. акад. Лебедєва, 37, м. Київ, 03143  
e-mail: pashkew@mail.ru*

Питання побудови ієрархічної класифікації біотопів є досить складним. Так, критичний аналіз класифікації EUNIS показує, що вона побудована на основах методу, який дає можливість використовувати різні якісні ознаки екосистем на різних рівнях організації, але вони чітко не витримані. Часто, ці ознаки перекриваються, або, навпаки, частина їх не враховується. Непростим є і власне вибір таких ознак, які забезпечували б ієрархічну структуру класифікації.

Антропогенно трансформованим можна назвати біотоп, змінений людською діяльністю настільки, що порушення екологічних зв'язків компонентів може призвести до формування нового біотопу. Однак, дискусійним є питання, до якого ступеню повинен змінитися біотоп, щоб вважати його якісно новим.

Дослідження біотопів має свою історію, накопичений певний досвід в класифікації [3, 4]. Об'єктами є як незмінні природні біотопи, з найменшим антропогенним навантаженням, так і урбанізовані [1, 2]. Поділ проводився в залежності від інтенсивності впливу людської діяльності: слабо змінені, порушені та перетворені. Для урбанізованих біотопів виділялося два типи біотопів – поля та поселення. При характеристиці біотопів ключовою є соціальна, господарська чи культурна складова. Це великі міста та агломерації, середні та маленькі міста, села, агроландшафти, парки, сади.

При класифікації антропогеннотрансформованих біотопів ми намагались використати вже відомі схеми. Наприклад EUNIS пропонує для біотопів, сформованих під дією антропогенних факторів декілька дефініцій для біотопу сегетального типу, що викликано широким спектром агротехнологій які застосовуються в Європі (табл.) [5].

Нами була зроблена спроба виділення антропогенно трансформованих біотопів, де ключовим критерієм є біота, а саме рослинність. На верхньому шаблі класифікації показано **характер діяльності людини**, що призводить до тих чи інших трансформацій середовища, в залежності від її інтенсивності.

За способом формування ценозу під дією антропогенного чинника

виділено чотири основні типи антропогеннотрансформованих біотопів:

*11 Gap-біотопи*, в які виділяються біотопи, що виникли на місці природних, внаслідок повного або часткового знищення останніх, і розвиваються в напрямку повернення до попереднього стану. За рахунок близького сусідства до природної рослинності (лісової, лучної) у складі рослинного покриву велика частка природних видів.

*12 Спонтанні біотопи формуються під постійним антропогенним впливом*. Об'єднують рудеральні трав'яні та чагарникові біотопи різних екологічних умов, різного спрямування.

*13 Штучно створені, з постійним інтенсивним впливом агробіотопи з інтенсивним обробітком сегетального типу, декоративні, штучно створені деревні та чагарникові насадження – лісосмуги, сади, парки та штучні водні споруди.*

*14 Технотопи* (де основу екотопа формує таке середовище, що не має аналогів в природі – технічна споруда, відходи антропогенної діяльності і т.д.) [6].

Таблиця.

**Співвідношення та розмірність біотопів в порівнянні з класифікацією EUNIS**

<b>Тип біотопу</b>	<b>EUNIS</b>
Агробіотопи зернових культур сегетального типу	11.1 Intensive unmixed crops, 11.2 Mixed crops of marked gardens and horticulture, 11.5 Bare tilled, fallow or recently abandoned arable land.
Агробіотопи сегетального типу просапних культур	11.1 Intensive unmixed crops, 11.2 Mixed crops of marked gardens and horticulture, 11.5 Bare tilled, fallow or recently abandoned arable land.
Біотопи, що формуються під впливом рекреації на вологих місцях	E2.62 Wet agriculturally-improved grassland, often with drainage ditches.
Біотопи, що формуються під впливом рекреації в оптимальних умовах зволоження на багатих ґрунтах	E2.8 Trampled mesophilous grasslands with annuals; E5.1 Anthropogenic herb stands.
Біотопи, що формуються під впливом рекреації на сухих бідних ґрунтах	E2.8 Trampled mesophilous grasslands with annuals; E5.1 Anthropogenic herb stands.

На наступному рівні (розглянемо на прикладі рудеральних трав'яних біотопів) розподіл проводиться за **типом екоморфи** домінуючих видів – трав'яниста чи чагарникова рослинність, однорічники

чи багаторічники, і т.д. Рудеральні біотопи часто формуються під впливом одразу декількох лімітуючих факторів, таких як рекреація та ксерофітизація, що супроводжується постійним травмуванням рослин, призводить до формування ценозів з переважанням певних біоморф, які витримують значне рекреаційне навантаження в умовах недостатньої зволоженості, а часто й значної інсоляції. Тому в біотопах при високому ступеню змінності умов існування ценозоутворювачами є однорічники, а в більш сформованих – багаторічники. При значній нітрифікації ґрунту (в місцях де накопичуються продукти життєдіяльності людей і домашніх тварин), а також значному рівні витоптування – утворюється комплекс рослинних угруповань, складених мезофітними рослинами, переважно з розетковими надземними пагонами, що витримують значний вміст нітрогену. А на відкритих місцях, з ущільненим ґрунтом специфічні термофільні біотопи формують багаторічні довгокореневищні види злаків та сланкі рослини.

Нижчі одиниці виділяються в залежності від екологічних умов існування, часто лімітуючих едафічних факторів.

Кожному типу відповідають підтипи різних рівнів, з відповідним набором критеріїв для кожного з рівнів. Для найменшої одиниці встановлено певний набір видів, що є індикаторами: характерний тип рослинності, структура, екологічні особливості. Наприклад, поля з зерновими культурами за екологічними умовами відрізняються від полів зайнятих просапними гречкою чи буряками за показниками вологості, механічного складу ґрунту та за складом бур'янових синузій.

Основні типи біотопів не завжди виявилися рівнорозмірними відносно одиниць класифікації рослинності. В одному випадку виділений біотоп відповідає розміру союзу, а в іншому класу, оскільки виділення основних одиниць проводилося за якісними характеристиками, а часто декілька синтаксонів одного біотопу займають подібні екологічні умови чи їх формування спричинене різною людською діяльністю.

Наприклад, в рамках агробіотопу з інтенсивним обробітком було виділено лише два біотопи, за основним типом вирощуваних культур – зернових і просапних. Ці два типи досить добре відрізняються між собою за типом бур'янової рослинності і екологічними показниками ґрунтів (рис. 1). Синтаксономія кожного з біотопів представлена набором союзів класу *Stellarietea media*. Ми робили спробу класифікувати біотопи на нижчому рівні, керуючись тим, що кожна окрема культура супроводжується певними бур'яновими угрупованнями і зростає на ґрунтах з такими екологічними характеристиками, які є найсприятливішими для неї. Це виявилось недоцільними, бо між подібними ценозами зернових і просапних культур було відмічено значне перекриття

за основними екологічними параметрами і не показало нових якісних розбіжностей.

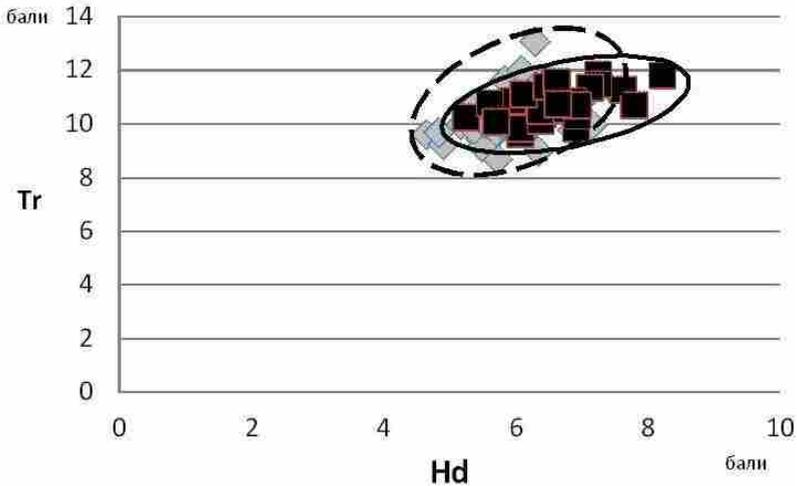


Рис. 1. Екологічна диференціація агробіотопів з щорічним обробітком (сегетального типу) за показниками вологості ґрунту ( $Hd$ ) та загального сольового режиму ( $Tr$ ), що розраховували на основі методики синфітоіндикації (Дідух, Плюта, 1994).

Натомість, для типів біотопів що формуються під дією витоптування, окремі типи діагностуються синтаксоном на рівні одного союзу і диференціюються за градієнтом вологості від сухих до вологих (рис. 2).

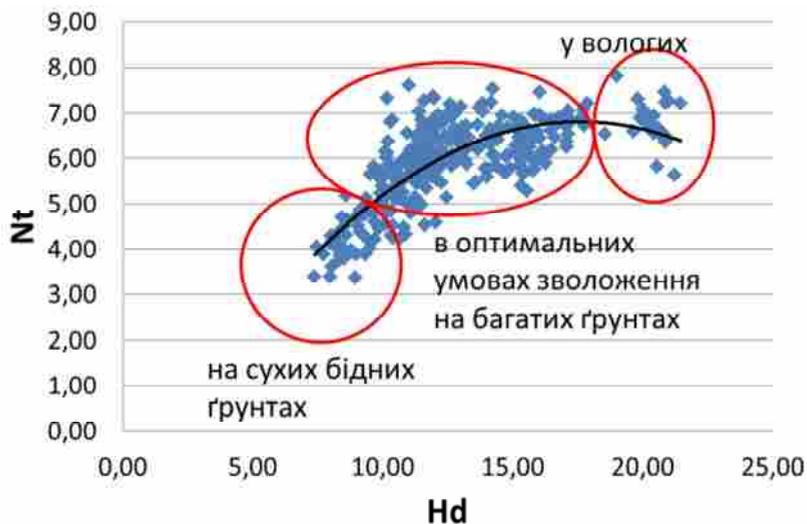


Рис. 2. Екологічна диференціація біотопів, що формуються під впливом рекреації за показниками вологості ґрунту ( $Hd$ ) та вмісту нітрогену у ґрунті ( $Nt$ ).

Наші дослідження та використання різних типів класифікацій біотопів дозволили виділити критерії біотопічного розподілу в поселеннях. Розподіл біотопів проводився не за територіями, а за формуючим типом рослинності, бо антропогеннотрансформовані біотопи дуже мозаїчні і часто являють собою невеликі ділянки в межах населених пунктів. Характеристика певних територіальних виділів проводиться за комплексом біотопів. Основним критерієм оцінки цих біотопів виступають особливості рослинного покриву, що є найкращим індикатором умов середовища.

Для штучно створених біотопів використані критерії, що відображають: господарське значення для лісосмуг, декоративне для парків і т.д.

За таким принципом було виділено і інші типи біотопів [4]. В цілому схема має наступний вигляд:

I. Біотопи, сформовані господарською діяльністю людини

*I1 Гар-біотопи*

11.1 Біотопи, що сформувалися на місці вирубок

11.11 Біотопи трав'яних угруповань, що сформувалися на місці вирубок

11.12 Біотопи чагарникових угруповань, що сформувалися на місці вирубок

11.2 Рудеральні біотопи перелогів

11. 21 Рудеральні біотопи перелогів на багатих ґрунтах

11. 22 Рудеральні біотопи перелогів на піщаних ґрунтах

*I2 Спонтанні біотопи, сформовані постійним антропогенним впливом*

I2.1 Рудеральні трав'яні біотопи

I2.11 Біотопи однорічників рудеральних угруповань та покинутих земель

I2.111 Біотопи мезоксерофітних малорічників нітрофільних рудеральних угруповань

I2.112 Біотопи мезофітних малорічників рудеральних угруповань на багатих ґрунтах

I2. 113 Угруповання однорічних ксерофітних угруповань злаків

I2. 12 Рудеральні біотопи багаторічників

I2.121 Ксерофітні рудеральні біотопи трав'яних багаторічників

I2.122 Мезофітні рудеральні трав'яні біотопи нітрофільного типу

I2.123 Ксеромезофітні рудеральні трав'яні біотопи термофільного типу

I2. 13 Біотопи, що формуються під впливом рекреації

I2. 131 Біотопи, що формуються під впливом рекреації на вологих місцях

I2. 132 Біотопи, що формуються під впливом рекреації в оптимальних умовах зволоження на багатих ґрунтах

I2. 133 Біотопи, що формуються під впливом рекреації на сухих бідних ґрунтах

I2.2 Рудералізовані зарості чагарників

*I3 Штучно створені біотопи, з постійним інтенсивним впливом*

I3.1 Агробіотопи трав'яного типу з інтенсивним обробітком

I3.11. Агробіотопи сегетального типу з щорічним обробітком

I3.111 Агробіотопи сегетального типу зернових культур

I3.112 Агробіотопи сегетального типу просапних культур

I3.12 Декоративні штучні біотопи

I3.121 Газони

I3.122 Клумби

I3.2 Штучно створені деревні та чагарникові насадження

I3.21 Посадки дерев та кущів, що здатні до самовідтворення

I3. 211 Біотопи з домінуванням дерев

I3. 2111 Штучно створені біотопи з домінуванням листяних порід

I3. 2112 Штучно створені біотопи з домінуванням хвойних порід

I3. 2113 Декоративні та плодові насадження

I3. 3 Штучні водні споруди

I4 Технотопи

У зв'язку з тим, що антропогеннотрансформовані біотопи часто займають набагато менші території, на відміну від природних, пропонується їх об'єднувати в комплекси, за аналогією EUNIS:

- X Комплекси біотопів
- X06 : Crops shaded by trees
- X07 : Intensively-farmed crops interspersed with strips of natural and/or semi-natural vegetation
- X11 : Large parks
- X22 : Small city centre non-domestic gardens
- X23 : Large non-domestic gardens
- X24 : Domestic gardens of city and town centres
- X25 : Domestic gardens of villages and urban peripheries

Наприклад, окреслити комплекс на певній ділянці в межах фації (елементарної морфологічної одиниці географічного ландшафту) чи об'єднати в комплекс біотопи, що функціонують, хоча б в межах певного часового проміжку, як один (кар'єр, подвір'я, поле з лісосмугами та мережею доріг).

Таким чином, запропонована нами схема класифікації з одного боку максимально наближена до європейських (CORINE, Palearctic Habitats,

EUNIS), а з іншого відображає характер людської діяльності та інтенсивність впливу на біотопи, адаптовані до українських реалій. При цьому зроблена спроба витримати відповідну розмірність біотопів як по горизонталі, так і по вертикалі класифікаційної схеми, та запропоновано якісні критерії для виділення одиниць різного рангу.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Пашкевич Н.А., Фіцайло Т.В. Синантропна рослинність трансформованих біотопів Чернігівщини // Укр. ботан. журн. – 2009. – 66. – № 2. – С. 38-47.
2. Дідух Я.П., Фіцайло Т.В., Коротченко І.А., Якушенко Д.М., Пашкевич Н.А. Біотопи Лісової та Лісостепової зон України. – Київ: ТОВ “МАКРОС”, 2011. – 288 с.
3. *Interpretation manual* of the Emerald habitats. Phare countries. First draft. – Phare Topic Link on Nature Conservation, 2000. – 94 p.
4. *Interpretation Manual* of European Union Habitats. NATURA 2000 (EUR 25). – European Commission DG Environment, October 2003. – 126 p.
5. <http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp>
6. Дідух Я.П., Кузьманенко О.Л. До питання про співвідношення понять “екосистема”, “габітат”, “біотоп”, “екотоп” // Укр. ботан. журн. – 2010. – 67, № 5. – С. 668-679.

## РОСЛИННІ УГРУПОВАННЯ ЯК ОСНОВА ВОДНОГО БІОТОПУ

Савицький О.Л.

*Інститут гідробіології НАН України, відділ іхтіології та екології річкових систем  
проспект Героїв Сталінграду 12, Київ 04210  
e-mail: a\_savitsky@ukr.net*

Сучасне природознавство переживає своєрідну “екологізацію”, що пов’язано із зростаючою роллю екологічних знань в науковому обґрунтуванні подальшого розвитку суспільства. З цієї причини в світовій гідроекологічній практиці відбувається зміщення базових наукових підходів від оцінки якості води в сторону системної оцінки екологічного стану всієї водної екосистеми як місцеіснування (оселища) біоти, що в ній мешкає [1]. При цьому “ідеальним екологічним станом” доцільно вважати такі **“референційні умови”** (*reference conditions*), які є своєрідною точкою відліку на лінійній шкалі оцінок. Вони відповідають “зразковому” екологічному стану у досліджуваному об’єкті за умов мінімального антропогенного впливу [1-5]. Референційні умови можуть бути визначені шляхом експертної оцінки, або з використанням прогнозних моделей. При цьому варто враховувати історичні, палеографічні та інші доступні дані, і забезпечити достатній рівень достовірності з тим, щоб гарантувати відповідність стану об’єкту певній категорії [5].

В зв’язку з вищевказаним, об’єкти природно-заповідного фонду можна розглядати як своєрідні еталонні ділянки природних екосистем зі “зразковим” екологічним станом. Ведення наукової діяльності в умовах природно заповідних територій дасть змогу визначити ступінь змін екосистем і ландшафтів за дії антропогенного впливу, а також спрогнозувати його прояви у майбутньому. Для водних екосистем важливим є врахування умов існування та стану їх біотичних компонентів.

Біотична складова водних екосистем складається з таких основних груп організмів: бактерії, фітопланктон, фітобентос, макрофіти, фауна донних безхребетних, іхтіофауна. Зупинимось на розгляді ролі судинних рослин у складній системі взаємозв’язків зазначеними групами організмів.

В сучасній гідроекології важливе місце займає питання про роль і значимість консорцій в структурі біоценологічних зв’язків водних екосистем. Питання про взаємовідносини між вищими водними рослинами (ВВР) та окремими видами риб в рамках консортивних зв’язків є дуже важливим. Поняття консорції було запропоноване Беклемішевим для наземних екосистем, де у якості детермінанта консорції розглядалася

одна рослина [6]. Надалі поняття детермінанта консорції було застосоване і до водних рослин та до гетеротрофних організмів, таких, як губки або молюск дрейсена. На прикладі гетеротрофних організмів було також запропоновано розглядати в якості детермінанта їх полівидові ценози. У всіх цих випадках визначальною властивістю детермінанта консорції є його здатність кондиціонувати умови середовища у фіксованому об'ємі. Цій умові цілком відповідають полівидові ценози ВВР. Дискусійним питанням в аспекті консортивних зв'язків є належність до консорції організмів, що здатні існувати поза її простором. В.І. Мальцев (1987) назвав такі види “відвідувачами”, куди відніс також і риб, яких фіксують різноманітними знаряддями лову у просторі консорції ВВР [7].

На наш погляд, механізм консортивних зв'язків між деякими видами риб та асоціаціями ВВР обумовлює більш жорсткий взаємозв'язок, чим це може здаватися на перший погляд. Відомо, що є види риб, більша частина життєвого циклу яких проходить у заростях ВВР. Наявність рослинності для таких видів є обов'язковою умовою існування. Існує певна вибірковість детермінанта (тобто у кожного такого виду риби є ценози ВВР, яким вони віддають перевагу, переносять або не сприймають взагалі). Тобто ми маємо всі ознаки жорсткого консортивного зв'язку, коли детермінант може цілком існувати без консорту, а консорт на це не здатен і прив'язаний до детермінанта цілою низкою різноманітних зв'язків: топічних (укриття), трофічних (харчування), фабричних (нерестовий субстрат) тощо. При цьому здатність таких консортів частину часу (або життєвого циклу) проводити поза простором, що кондиціонує детермінант, не є суттєвим. Існування вказаного консортивного зв'язку повинно підтверджуватися наявністю кореляції між різноманітністю і багатством асоціацій ВВР з одної сторони, і зростанням кількості фітофільних риб – з іншої. Така залежність дійсно була помічена для урбанізованих водних екосистем і для екосистем гірських річок [3, 8].

Таблиця.

**Кореляція між видовим різноманіттям ВВР та іхтіофауни на водоймах м. Києва**

Оцінка впливу		Водойми I групи	Водойми II групи	Водойми III групи
ОЦІНКА ВПЛИВУ		Середній	Низький	Високий
Біотичні показники	К-ть видів ВВР	15-25 видів	14	5-7
	К-ть видів риб	15	9	4

За нашими та літературними даними оптимальними умовами для розвитку іхтіофауни буде заростання від 10 до 21% від всього об'єму водойми. У разі збільшення цього обсягу, заростання відбувається збільшення рослинної біомаси і зменшення видового різноманіття.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Романенко В.Д., Афанасьєв С.О., Ляшенко А.В., Васенко А.Г. Концептуальные основы мониторинга биоразнообразия и биоресурсов водных объектов нижнего Дуная // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48. – №1. – С. 3-26.
2. Афанасьєв С.А. Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидрэкосистем в мониторинге рек Украины // Гидробиол. журн. – 2001. – 37. – №5. – С. 3-18.
3. Афанасьєв С.А. Структура біотичних угруповань та оцінка екологічного статусу річок басейну Тиси. – К.: СП “Інтертехнодрук”, 2006. – 101 с.
4. Афанасьєв С.О. Структура біоти річкових систем як показник їх екологічного стану. Автореф. дис. ... докт. біол. наук: спец. 03.00.17 “Гідробиологія”. – Київ, 2011. – 45 с.
5. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. – L 327. – 22.12.2000. – 72 p.
6. Беклемишев В.Н. О классификации биоценологических (симфизиологических) связей // Бюл. Моск. об-ва испытателей природы. Отд. биол. – 1951. – Вып. 3. – С. 3-31.
7. Мальцев В.И. Место консортивности в системе экологических отношений // Биологические науки. – 1987. – Т. 8 (284). – С. 46-50.
8. Трылис В.В. Савицкий А.Л. Консортивные связи между высшей водной растительностью и ихтиофауной // Озёрные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: IV междунауч. конф., 12-16 сент. 2011 г.: тезисы докл. – Минск-Нарочь. – С. 154-155.

# ІНТЕГРАЛЬНИЙ ПІДХІД ДО КЛАСИФІКАЦІЇ ОСЕЛИЩ У МЕЖАХ МІСЬКИХ ДЕРЕВНИХ НАСАДЖЕНЬ

Голівець М.О.

*Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття меганолісу НАН України,  
відділ екологічного моніторингу  
вул. Акад. Лебедєва, 37, м.Київ, 03143  
e-mail: marina.golivets@gmail.com*

Міста являють собою екосистеми із складною взаємодією біотичних та абіотичних компонентів. Визначальними характеристиками урбаноекосистем є їхні історія, структура, функції (колообіг речовини, трансформація енергії та передача інформації) тощо [1]. Міста є гетеротрофними акумулюючими екосистемами, в яких імпорту речовини значно перевищує її експорт [2]. Слід мати на увазі, що у структурному аспекті міські екосистеми складаються з екологічної, економічної, соціальної та інституційної підсистем, кожна з яких, у свою чергу, являє собою складну систему, що взаємодіє з іншими складовими на різних структурних і функціональних рівнях [3]. Таким чином, одними з багатьох ознак міських екосистем є їхні поліструктурність і поліцентричність. Наслідками одночасної дії біофізичних процесів та антропогенних чинників, таких як, наприклад, модифікації рельєфу та занесення чужорідних видів, є просторова фрагментованість і гетерогенність (мозаїчність) міських екосистем, їхня складна динаміка та невпорядкованість [4, 5]. Відмінні просторова структура та динаміка міста викликають появу специфічних закономірностей поведінки видів, їх популярційної динаміки та формування угруповань [1].

Розвиток міста спричинює фрагментацію, ізоляцію та деградацію природних біотопів і, як наслідок, зникнення місцевих видів. Під впливом людської діяльності у межах міста формується ряд унікальних екотопів, що не мають аналогів у природі, та які є оселищами для багатьох занесених видів. Як результат, міста вбирають континуум оселищ від відносно природних і напівприродних до штучно створених людиною та мають надзвичайно високе видове різноманіття [6, 7].

Осередками біотопологічного, а відтак і видового, різноманіття у межах міст по праву можна вважати зелені насадження. Н. Sukopp & P. Weiler [8] зазначали, що передумовою створення успішної природоохоронної стратегії є знання про окремі біотопи, їхні екологічні характеристики, місцерозташування і поширення в місті, а також володіння інформацією щодо представлених у межах біотопів рослинних і тваринних угруповань. Таким чином, показник біотопологічного різнома-

ніття міських зелених насаджень можна застосовувати як ефективний індикатор екологічної якості міського середовища. Передумовою можливості проведення індикації та, як засобу наочного представлення, картування біотопів (оселищ) у межах зелених насаджень, є створення їх розгорнутої класифікації. Дане завдання ускладнюється тим, що міські зелені насадження повною мірою переймають ті характерні риси міського середовища, про які йшлося раніше, та являють собою унікальний природно-антропогенний феномен, що формується під одночасною дією екологічних і соціальних чинників. W. Shih et al. [9] пропонують поряд із картуванням біотопів проводити картування соціотопів. Термін “соціотоп” був введений A. Stahle [10] і визначений як сукупність місць тимчасового перебування міського населення, що сприймаються і використовуються однаковою чином. Соціотопи завжди розглядаються у культурному контексті та є індикаторами антропогенного навантаження на окремі насадження та їх соціальної цінності. На нашу думку, даний підхід дозволить знайти рівновагу між соціально бажаним та екологічно можливим, що є запорукою сталого розвитку міських зелених насаджень [11].

Складні структура та динаміка зелених насаджень унеможливають створення дієвої класифікації останніх на основі єдиного критерію, як то за типами рослинності для природних екосистем, а вимагають урахування низки показників і розробки інтегрального підходу. Більшість існуючих класифікацій міських зелених насаджень розроблені на основі одного критерію. Так, Д.В. Єпіхін [12] виділяє чотири основні підходи до класифікації зелених насаджень:

1) еколого-ботанічний, або структурний – ґрунтується на використанні класичних для типізації рослинності критеріїв (флористичні, домінантні, фізіономічні, сукцесійні тощо) і врахуванні основних природних характеристик насаджень (повнота, фітосанітарний стан, життєздатність тощо);

2) історичний – базується на врахуванні часу та характеру походження (постнатурні, постаграрні, постіндустріальні тощо);

3) функціонально-управлінський – полягає в групуванні зелених насаджень відповідно до виконуваних ними функцій, цілей та задач, для яких вони створювалися, та відповідно до ступеню їх регулювання;

4) нормативно-правовий – на основі чинної законодавчої бази та нормативних документів.

На нашу думку, головними критеріями, які одночасно мають ураховуватися при виділенні типів оселищ у межах міських зелених насаджень є: 1) тип корінної та похідної рослинності; 2) історія природокористування; 3) ступінь антропогенної трансформації; 4) цілі та завдання

господарювання, якщо такі наявні; 5) ступінь антропогенного регулювання задля підтримки цілісності та сталості екосистем. Розроблена таким чином класифікація буде інформативною щодо структури та стану міських зелених насаджень, і в той же час буде сумісною з існуючою нормативною базою задля оптимізації процесу прийняття управлінських рішень.

Основу міських зелених насаджень наразі складають фітоценози із переважанням деревної рослинності, які і є об'єктом запропонованої нами нижченаведеної класифікації. Міські деревні насадження характеризуємо як сукупність залишків відносно природних, штучно створених і спонтанних вторинних фітоценозів із домінуванням фанерофітів, що перебувають під постійним впливом урбогенних чинників. Дане визначення виключає територіальну належність міських деревних насаджень до адміністративних меж міста, оскільки, як відомо, вплив величезної сукупності антропогенних процесів урбаноекосистем поширюється на значні відстані поза межі міст. У свою чергу, ми не відкидаємо факт градієнтного зниження антропогенного впливу від центру міста до його околиць, і розглядаючи “міські деревні насадження”, пропонуємо враховувати власне міські та приміські деревні насадження. Даний поділ не є новим, адже поряд із зеленими насадженнями в межах населених пунктів у вітчизняних нормативних документах фігурує поняття “приміська зелена зона” та “комплексна зелена зона” [13]. Проте, тоді, як метою даного поділу згідно нормативних документів є радше штучне відокремлення міських і приміських насаджень одне від одного, про що свідчать хоча б їх різні відомча приналежність, ми маємо на меті об'єднання даних територій в єдину “зелену інфраструктуру” міста.

На основі праці I. Kowarik & S. Körner [14] залежно від градієнта впливу природних і соціальних чинників виділяємо чотири типи деревних насаджень. Перший тип – залишки природних і напівприродних лісів без/з мінімальним антропогенним втручанням – характеризуються переважанням впливу природних процесів над соціальними та високим ступенем неперервності біотопів. Другий тип включає наближені до природних і плантаційні лісові насадження, структура і функціонування яких визначається системою ведення лісового господарства; такі насадження є складовою традиційного культурного ландшафту. Третій тип об'єднує деревні насадження, представлені в системі функціонального озеленення міста, а визначальним фактором їх формування є соціальний. До четвертого типу належать демутаційні деревні насадження, що спонтанно виникли на занедбаних сільськогосподарських і промислових землях. У даному типі насаджень соціальний чинник виступав як

первинний, створюючи передумови для розвитку насаджень. Однак, насадження даного типу формуються під дією природних процесів. На нашу думку, дана класифікація є зручною у користуванні, однак, представлені чотири типи не повною мірою охоплюють різноманітність оселищ у межах міських деревних насаджень.

Запропонована у межах міських деревних насаджень включає чотири ранги: відділ, клас, підклас і група (табл.). Критерієм для виокремлення відділів був ступінь антропогенного втручання, для класів, підкласів і груп – тип корінної і похідної рослинності, історія та тип природокористування та функціональне призначення насаджень. Таким чином, класифікація включає 2 відділи: напівприродних оселищ і антропогенних оселищ; 4 класи: лісових фітоценозів, демутаційних фітоценозів, деревних культурфітоценозів і деревних агрофітоценозів; 6 типів і 23 групи оселищ.

На наш погляд, виділення дрібніших одиниць у межах класифікації є недоцільним, адже, зважаючи на унікальність окремо взятих міських екосистем, представлена класифікація втратить своє право на універсальність. Дані класифікаційна система є відкритою, і за необхідності до неї зручно вносити зміни та доповнення на всіх рангах. Природні характеристики, як видовий склад, вік, зімкненість насаджень тощо, мають ураховуватися на етапі картування оселищ.

Таблиця.

#### Класифікація оселищ у межах міських деревних насаджень

Клас	Підклас	Група
<b><i>Відділ напівприродних оселищ</i></b>		
близькі до природних лісові фітоценози	—	хвойні
		широколистяні
		дрібнолистяні
		мішані
демутаційні лісові фітоценози	—	фітоценози на занедбаних с/г землях
		фітоценози на колишніх промислових землях
<b><i>Відділ антропогенних оселищ</i></b>		
деревні культурфітоценози	лісогосподарські	близькі до природних лісостани
		лісові культури на лісових землях
		лісові культури на нелісових землях

	меліоративно-захисні	водоохоронні
		полезахисні
		протиерозійні
	санітарно-захисні	буферні зони навколо промислових підприємств
		пришляхові
	рекреаційно-оздоровчі (загально-го користування)	лісопарки, лугопарки
		парки, сквери, міські сади
		бульвари, набережні
	рекреаційно-оздоровчі (обмеженого користування)	насадження у межах громадської та житлової забудови
		насадження на території санаторіїв, спортивно-оздоровчих баз
		насадження на території промислових підприємств
	насадження спеціального призначення	ботанічні сади, дендрарії
		меморіально-ритуальні насадження
деревні агрофітоценози	—	деревні розсадники

## ЛІТЕРАТУРА

1. *Sukopp H.* On the early of urban ecology in Europe // *Preslia*. – 2002. – 74. – P.373-393.
2. *A new urban ecology* / J.P. Collins, A. Kinzig, N.B. Grimm [et al.] // *American Scientist*. – 2000. – 88. – P. 416-425.
3. *Alberti M.* The effects of urban patterns on ecosystem function // *International Regional Science Review* – 2005. – 28 (2). – P. 168-192.
4. *Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Jones C.G.* Generation of heterogeneity by organisms: Creation, maintenance, and transformation / In *Ecological consequences of habitat heterogeneity* / Ed. M. Hutchings, L. John, and A. Stewart. – New York: Blackwell, 2000. – P. 33-52.
5. *Trepl L.* Towards a theory of urban biocoenoses / In *Urban ecology as the basis for urban planning* / Ed. by H. Sukopp, M. Numata, A. Huber. – The Hague: the Netherlands: SPB Academic, 1995. – P. 3-21.
6. *Gilbert O.L.* The ecology of urban habitats. – London: Chapman & Hall.
7. *Sukopp H., Werner P.* Urban environment and vegetation / In: *Man's impact on vegetation* / Ed. by W. Holzner, M.J.A Werger, I. Ikusima. – The Hague: Dr W. Junk Publ., 1983. – P. 247-260.

8. *Sukopp H., Weiler S.* Biotope mapping and nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany // *Landscape and Urban Planning*. – 1988. – 15. – P. 39-58.
9. *Shih W., Handley J., White I.* Mapping biotope and sociotope for green infrastructure planning in urban areas REAL / CORP 2009 Proceedings / Ed. by M. Schrenk, V.V. Popovich, D. Engelke, P. Elisei. – Sitges, 2009 – P. 745-749.
10. *Stahle A.* Urban planning for a quality dense green structure, Stockholm sociotop map and park programme / Report of COST Action C11 “Green structures and urban planning” 6th Management Committee Meeting and Working Group Meetings. – Milan, 2005. – [http://www. Green-structureplanning.eu/COSTC11/sociotop.htm](http://www.Green-structureplanning.eu/COSTC11/sociotop.htm) (assessed March 2012).
11. *Maser C.* Sustainable forestry – philosophy, science and economics. – Delray Beach, FL: St. Lucie Press, 1994.
12. *Епихин Д.В.* Использование ГИС-технологий при оценке состояния зеленых насаждений города Симферополя // *Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского. Секция “География”*. – 2007. – 20 (1). – С. 29-38.
13. *Наказ Міністерства будівництва, архітектури та житлово-комунального господарства України від 10 квітня 2006 р.* “Правила утримання зелених насаджень в населених пунктах України” [Електронний ресурс]. – № 105 – Режим доступу: <http://zakon.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=z0880-06> (листопад 2011).
14. *Kowarik I., Körner S.* Wild urban woodlands: new perspectives for urban forestry / Ed. by I. Kowarik, S. Körner. – Berlin: Springer-Verlag, 2005.

## 1.4. СТРУКТУРА ТА БАЗА ДАНИХ БІОТОПІВ (ОСЕЛИЩ), ЇХ ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ТА КАРТУВАННЯ

### МЕТОДИКА КАРТУВАННЯ ЕКОТОПІВ НА ОСНОВІ ДЕШИФРУВАННЯ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНИХ КОСМІЧНИХ ЗНІМКІВ

<sup>1</sup> Кузьманенко О.Л., <sup>2</sup> Орлов О.О., <sup>3</sup> Аксьом О.С., <sup>3</sup> Микитюк О.Ю.

<sup>1</sup> Національний університет “Києво-Могилянська академія”

м. Київ, вул. Сковороди, 2

e-mail: ceol@yandex.ru

<sup>2</sup> Поліський філіал Українського науково-дослідного інституту лісового  
господарства та агролісомеліорації ім. Г.М. Висоцького

вул. Нескорених 2, с. Довжик, Житомирська обл.,

e-mail: orlov.botany@gmail.com

<sup>3</sup> Українське товариство охорони птахів, а/с 33, м. Київ, 01103

e-mail: alexey.axem@birdlife.org.ua, aleksander.mykytyuk@birdlife.org.ua

Класифікація комплексних природних об’єктів на міждержавному рівні в європейських країнах почалася з 1991 р. із переліку біотопів (biotopes) CORINE. Під біотопом розуміли територію, важливу з точки охорони видів, екосистем та місцеіснувань [1].

У 1994 р. P. Devillers et al. створили Палеарктичну класифікацію місцеіснувань (habitats) у межах Європи [2]. На основі неї та бази даних PHISIS Європейський центр із біологічного різноманіття створив та підтримує базу даних EUNIS – результат інвентаризації оселищ країн Європейського союзу.

База даних місцеіснувань (біотопів, оселищ) EUNIS створювалась для виконання Директиви Ради Європи 92/43/EEC (EU Habitats Directive Annex I) та Резолюції Бернської конвенції 1996 року (Bern Convention Resolution No. 4), що містять перелік типів біотопів Європи, які насамперед потребують охорони.

Одиницею класифікації EUNIS є “habitat” (біотоп, оселище) як це реально існуюча територіальна екосистема, земна, водна ділянка, технічна споруда, що займає певну площу, з більш-менш однорідними умовами середовища (рельєфом, типом ґрунту, мікрокліматом, рослинним покривом та відповідним зооценозом) [2]. Біотопами називаємо такі типи екоотопів, у яких саме біологічна складова відіграє основну роль у перетворенні речовин та енергії [1]. Створення великомасштабних карт біотопів є необхідним для вирішення ряду прикладних

завдань – інвентаризації та визначення площ біотопів, дослідження динаміки рослинного покриву, визначення локалізації рідкісних біотопів і видів флори, створення у цих місцях природоохоронних об'єктів та елементів екомережі [2]. Для цього доцільно використовувати методи дистанційного зондування Землі (ДЗЗ), що базуються на дешифруванні мультиспектральних космічних знімків. Це дозволяє створювати карти високої точності, зводячи до мінімуму обсяг довготривалих та ресурсозатратних польових робіт.

Нині існує ряд мультиспектральних знімків середньої, високої і надвисокої роздільної здатності, що можуть бути використані для завдань картування рослинного покриву або біотопів. Деякі знімки середньої роздільної здатності, наприклад, супутників серії Landsat та MODIS, доступні безкоштовно у мережі Інтернет та можуть бути використані для картування типів рослинного покриву у дрібних та середніх масштабах (1:100 000 і більше) [3, 4, 5], знімки високої і надвисокої роздільної здатності доступні на комерційній основі.

Методика створення великомасштабних (1:10 000 – 1:50 000) карт природних біотопів на основі методів ДЗЗ все ще залишається недостатньо розробленою, хоча має непересічне значення для задач інвентаризації, моніторингу та охорони найбільш цінних територій, наприклад, природних заповідників, національних природних парків та інших природоохоронних об'єктів. Головна причина цьому, на наш погляд, полягає у неоднорідності та континуальності природного рослинного покриву – природні біотопи у більшості випадків характеризуються значною мозаїчністю, неоднорідністю мікроструктури, чіткі межі між ними досить важко провести. Відповідно, ці особливості відбиваються і на спектральній характеристиці пікселів космознімку високої роздільної здатності: фрагмент, що відповідає тому чи іншому біотопу, являє собою мозаїку пікселів різної яскравості. Така ситуація значно ускладнює процес дешифрування і вимагає особливих підходів, які відрізняються, наприклад, від методів дешифрування агроландшафтів та інших об'єктів антропогенного походження, які зазвичай мають більш однозначні спектральні ознаки [6, 7]. Виходячи з цього, дуже бажано, щоб дешифрування космознімку виконувалося безпосередньо фахівцем-геоботаніком або у тісній співпраці з ним, оскільки необхідно добре знати особливості об'єктів, які картуються, вміти розрізняти їх у природі та уточнювати їх межі. Однак, як правило, фахівці, що працюють з мультиспектральними знімками, не є геоботаніками. І навпаки, фахівці-ботаніки, геоботаніки, екологи, що добре знайомі з досліджуваними природними об'єктами, зазвичай, не володіють сучасними методами ДЗЗ і не мають доступу до знімків і відповідного програ-

много забезпечення, в тому числі і через їх високу вартість.

Нашим завданням було розробити та апробувати методику великомасштабного картування природних біотопів на порівняно невеликих територіях. Робота виконувалася у рамках проекту “Скорочення викидів парникових газів шляхом відновлення і сталого управління торфовими болотами в Україні”, яка виконується Українським товариством охорони птахів (USPB) у партнерстві з Королівським товариством охорони птахів (RSPB, Велика Британія), Інститутом розвитку територіальних громад (Україна), Фундацією Міхаеля Зуккова (Німеччина) за фінансової підтримки уряду ФРН через Німецький банк реконструкції та розвитку. Об’єктами картування були біотопи у межах проектних ділянок Чернігівської та Рівненської областей, на яких в рамках проекту планується проведення обводнення та відновлення природного стану осушених боліт. Метою створення карт біотопів було фіксування вихідного стану рослинного пориву на ділянках для забезпечення моніторингу його змін після запровадження проектних заходів та для інших завдань проекту. Попереднім завданням було розробити методологію картування біотопів, яка б найбільше відповідала завданням проекту.

### **Методика створення великомасштабних карт біотопів**

Методика картування біотопів передбачає кілька етапів: 1. Підбір та попередню обробку космічного знімку. 2. Створення попередньої карти (бланковки) та розробка польового маршруту. 3. Збір польових даних. 4. Створення фінальної карти.

На першому етапі необхідно підібрати знімок території з архіву за наступними критеріями:

1. Роздільна здатність знімку повинна відповідати масштабу майбутньої карти, знімок має містити мінімум чотири канали (синій B 0,45-0,51 мкм, зелений G 0,51-0,58 мкм, червоний R 0,63-0,69 мкм та ближній інфрачервоний NIR 0,77-0,89 мкм). Для дешифрування рослинного покриву також важливий крайній червоний канал ER 0,7-0,74 мкм).

2. Дата знімку повинна приблизно відповідати піку вегетаційного сезону, знімок має бути якомога найновішим (оптимально – за рік, що передує польовим дослідженням). Крім того, для деяких супутників існує можливість замовити прицільну зйомку території у вказані замовником дати. У такому випадку можна отримати зображення поточного року, безпосередньо перед початком польових робіт, і в такому разі результат дешифрування буде найбільш достовірним. Також для коректного дешифрування деяких типів рослинного покриву, наприклад

певних типів лісів, доцільно додатково використовувати знімки, виконані в інший час, наприклад на початку вегетаційного сезону, оскільки деякі листяні породи починають вегетувати неодноразово і матимуть у цей час різний спектральний образ.

3. Отримані зображення повинні пройти стандартну процедуру попередньої обробки: ортотрансформацію та атмосферну корекцію, має бути перевірена точність географічної прив'язки.

Для створення попередньої карти доцільно провести некеровану класифікацію зображення. Некерована класифікація – це процес, під час якого розподіл пікселів зображення на класи проводиться автоматично, на основі статистичного розподілу яскравості пікселів. Користуючись інформацією з літературних джерел та власним досвідом фахівця з рослинності, необхідно скласти попередню схему класифікації біотопів досліджуваної території та намагатися оцінити можливу кількість їх типів. Оскільки в процесі некерованої класифікації сума спектральних ознак усіх пікселів ділиться на задану кількість рівних за величиною діапазонів (що не відповідає розподілу спектральних ознак реальних одиниць картування – біотопів), необхідно задавати завідома більшу (приблизно в 2 рази) кількість класів, ніж очікувана кількість типів біотопів. Додатково може бути доцільним створення одного або кількох індексованих зображень на основі розрахунку різних вегетаційних індексів [8, 9].

Отримане класифіковане растрове зображення вивчається фахівцем-геоботаніком з метою порівняння отриманих класів з певними типами біотопів. Для цього класифіковане зображення візуально порівнюється з зображенням в “натуральних” кольорах (R, G, B), зображенням в інших комбінаціях каналів, включаючи крайній червоний (який добре відображає концентрацію хлорофілу та дозволяє отримати уявлення про щільність рослинного покриву [9]), індексованими зображеннями. В результаті частину класів об'єднують, і на виході отримують растрове зображення-карту (бланковку) і попередню легенду до неї.

Наступним етапом роботи є польові дослідження, метою яких є наземна верифікація і уточнення отриманої попередньої карти, а також набір польових даних для наступного етапу обробки космічного знімку – керованої класифікації. Щоб мінімізувати тривалість і вартість польових робіт, маршрут доцільно закладати таким чином, щоб можна було відвідати усі класи об'єктів, що містяться на попередній карті (бланковці) за найкоротший час і відстань. Під час прокладання маршруту важливо враховувати зручність доступу: наявність доріг, відсутність фізичних перешкод. Маршрут намічається точками у кількості 3-10 точок на кожний тип біотопу. Точки конвертуються в GPS, бланковка з нане-

сеним маршрутом роздруковується у зручному для роботи масштабі.

Протягом піку вегетаційного сезону фахівцями з рослинності здійснюється польовий виїзд по закладеному маршруту. У намічених точках біотопи ідентифікують, роблять їх опис за визначеною формою та порівнюють з бланковою, таким чином уточнюючи легенду. Крім того, у великих типових ділянках біотопів закладають еталонні полігони, які намічають точками, що формують чотирикутник розміром не менше  $10 \times 10$  пікселів знімка [8]. Всього доцільно закласти по три полігони для кожного типу біотопу або навіть більше, зокрема для тих, які погано ідентифікувалися в процесі некерованої класифікації. Ці полігони в подальшому використовують для керованої класифікації.

Загалом, при виконанні наземної верифікації слід дотримуватися нижче зазначених принципів. У разі, якщо об'єкт (клас) на бланковці добре відображає тип біотопу в полі і має чіткі межі, то біотоп необхідно описати, сфотографувати, закласти мінімум один еталонний полігон. Також зазначають, що даний біотоп добре ідентифікується в процесі некерованої класифікації. У разі, якщо той самий біотоп відображений на бланковці набором класів, але загальні межі співпадають, необхідно окреслити за допомогою точок або треку межі біотопу, описати його і сфотографувати. Знайти ділянки, зайняті таким же типом біотопу на території, закласти в них мінімум три еталонних полігони; зазначити, що дані класи на бланковці можуть відображати однаковий біотоп, тобто їх необхідно об'єднати. У разі, якщо один і той же біотоп на бланковці відображений набором класів і межі біотопу на попередній карті неможливо розрізнити, необхідно спочатку переконатися, що ділянка з даним типом біотопу займає більшу площу, ніж прийнята межа точності картування. Далі необхідно окреслити межі біотопу, знайти ділянки такого ж типу біотопу на території, переконатися, що вони теж не ідентифікувалися на бланковці. Закласти не менше трьох еталонних полігонів, зазначити, що некерована класифікація даного біотопу пройшла з помилками. Якщо ж один і той же клас на бланковці відповідає двом або кільком типам біотопів у природі, то необхідно окреслити кожний окремих тип біотопу, закласти по три еталонних полігони в кожному з типів. За необхідності повторити некеровану класифікацію з більшою кількістю класів.

Окрім опису біотопів у заданих точках, доцільно також намітити точками та описати сусідні типи біотопів, розташовані вздовж маршруту у межах досяжності. Загалом, чим більше польових точок буде зібрано, тим точнішими будуть результати керованої класифікації.

Після повернення з польових досліджень в камеральних умовах проводять керовану класифікацію космічного знімка і отримують фі-

нальну карту біотопів досліджуваної території. Керована класифікація – це процес, при якому відбувається порівняння яскравості кожного пікселя з еталонами класів, в результаті чого кожний піксель відноситься до найближчого класу. Серед кількох можливих алгоритмів класифікації, коли загальна кількість класів відома, доцільно використовувати метод максимальної подібності [8, 9]. У процесі керованої класифікації створюється файл з еталонними наборами класів об'єктів – сигнатура. Основу сигнатури складають закладені еталонні полігони, до яких за необхідністю додають еталонні ділянки навколо точок, пройдених у полі, якщо вони репрезентують достатньо великі однорідні об'єкти. Додатково варто оцінити якість еталонних ділянок згідно з загальноприйнятою методикою [9]. Після закінчення формування файлу сигнатури проводять керовану класифікацію знімка. В результаті отримують растрове зображення з певною кількістю класів, які відповідають типам біотопів.

Далі необхідно провести оцінку достовірності результатів. Для цього на отримане зображення накладають усі польові точки і проводять аналіз, чи відповідає клас об'єкту на карті тому типу біотопу, який знаходиться у даній точці (на основі польових записів). Таким чином виявляють класи, які ідентифікувалися з помилками, або які містять значну кількість “шуму” – пікселів, помилково зарахованих до інших класів. Щоб такий клас ідентифікувався точніше, необхідно внести корективи у файл сигнатури – уточнити межі еталонного полігону та, за необхідності, закласти додаткові еталонні полігони навколо польових точок. Після цього процес класифікації повторити та знову провести оцінку результатів. Процес повторюють доти, доки мінімум 80% польових точок не потраплять у відповідні їм класи (допустима похибка при картуванні біотопів методами дистанційного зондування становить 20%, оскільки в неї входять похибка географічної прив'язки, похибка на розмір пікселя тощо). Після цього за необхідності отримане растрове зображення можна векторизувати і привести до потрібного масштабу. За наявності великої кількості “шуму” отримане зображення генералізують методом поглинання найближчим сусідом [9]. При цьому виділи, площа яких менша за задану точність, зливаються з найбільшим сусіднім однорідним класом. Однак, слід пам'ятати, що при застосуванні генералізації отримуються дещо занижені оцінки площі крайових та лінійно-видовжених біотопів (наприклад, заростей гелофітів у каналах тощо), оскільки вони можуть бути еліміновані. В результаті отримують карту біотопів досліджуваної території з відповідною легендою.

## Результати дослідження

Описана методика була апробована під час створення карт біотопів п'яти проектних ділянок, що мають загальну площу 19311 га і розташовані у Чернігівській (меліоративні системи Удай, Смяч, Крюково та Петрушин) та Рівненській областях (меліоративна система Морочне). Проектні ділянки переважно є осушеними евтрофними болотами з переважно високим ступенем деградації. Під час ідентифікації біотопів та укладанні легенди до карт була використана класифікаційна схема біотопів лісової та лісостепової зон України [10]. Вихідним матеріалом для створення карт були знімки, виконані у липні-серпні 2010 р. супутниками WorldView-2 (роздільна здатність 1,84 м), QuickBird (близько 2,5 м) та RapidEye (5 м). Обробку даних проводили у програмному продукті ERDAS® Imagine 2010. Польові дослідження території були проведені в липні-серпні 2011 р.

Для прикладу наведемо карту (рис.) та характеристику біотопів проектної ділянки загальною площею 6658,4 га, що розташована в межах меліоративної системи Морочне (Зарічнлянський р-н, Рівненська обл.). Ця ділянка характеризується тим, що впродовж останніх років зі східної частини системи воду не відкачували, унаслідок чого відбулося повторне заводнення і зараз на цій території відновлюється природна болотна рослинність. Вихідним матеріалом для створення цієї карти був знімок RapidEye роздільної здатності 5 м, вихідний масштаб карти 1:25 000, генералізацію отриманої карти не проводили.

Типи біотопів, виділені в межах проектної ділянки “Морочне”:

1. Вологі луки з домінуванням *Deschampsia* та *Agrostis* (EUNIS [1]: E3.413): з домінуванням *Deschampsia caespitosa*, *Agrostis stolonifera*, з участю *Ranunculus repens*, *Leontodon autumnalis*, *Festuca rubra*.

2. Вологі луки з домінуванням *Molinia caerulea* (EUNIS: E3.5): з участю *Calamagrostis canescens*, *Potentilla erecta*, *Agrostis stolonifera*, *Mentha arvensis*, *Selinium carvifolia*.

3. Угруповання жорстких безлистих злаковидних рослин з родин *Cyperaceae* та *Juncaceae* (EUNIS: C3.22, E3.442): *Juncus conglomeratus*, *J. effusus*, *Scirpus lacustris* та інші види *Scirpus* на перезволожених ґрунтах.

4. Угруповання низьких кореневищних та низькокупинних осок (EUNIS: C3.29, D5.21: D5.2121, D5.2122, D5.2141, D5.2191): з домінуванням *Carex acutiformis*, *C. acuta*, *C. rostrata*, *C. vulpina*, з участю гідрофільних трав.

5. Угруповання високих купинних осок (EUNIS: D5.21): з домінуванням *C. caespitosa*, *C. elata*, *C. appropinquata*, *C. juncella* та інших, з участю гідро- та гідрофільних видів.

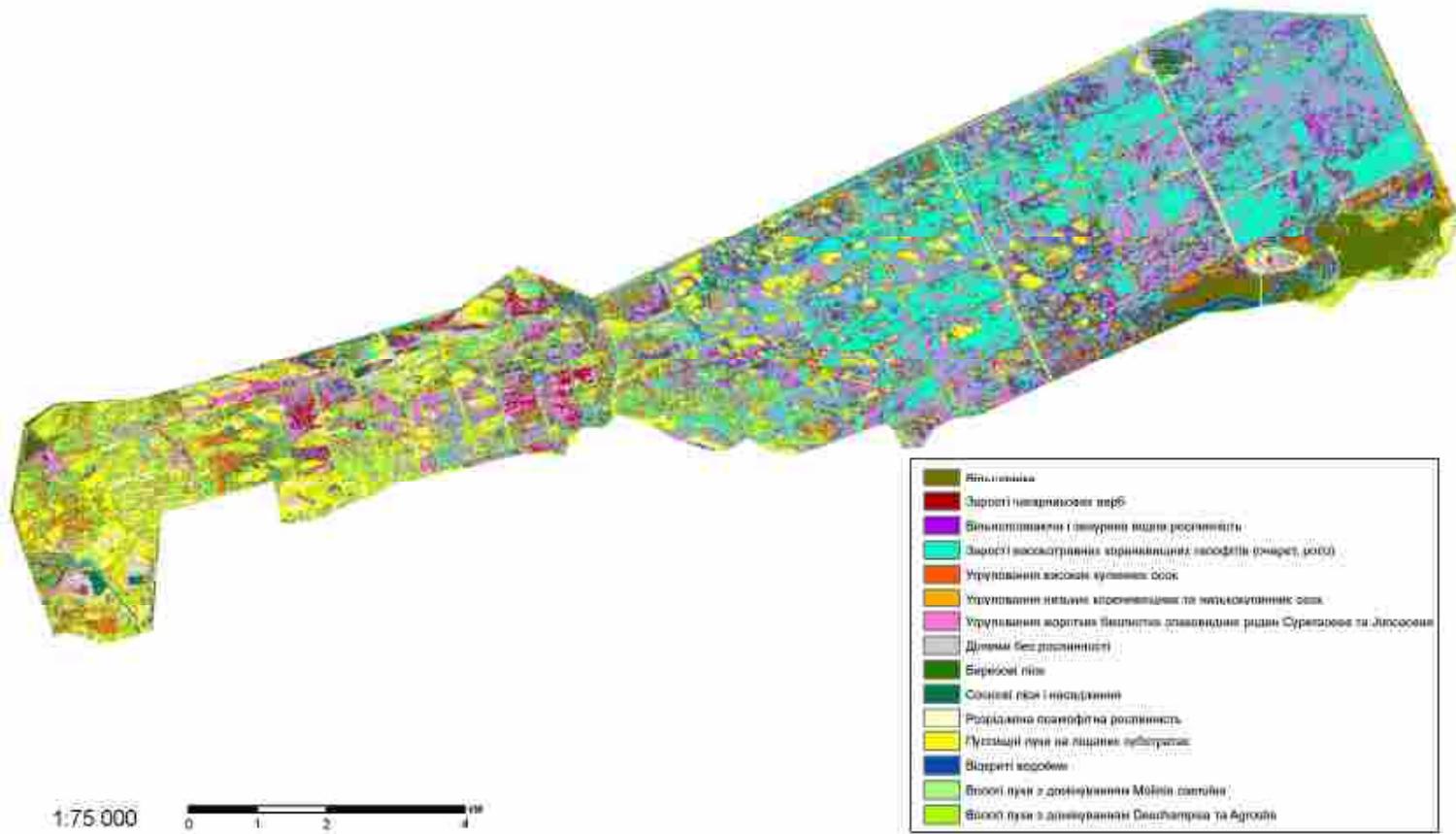


Рис. Карта біотопів проектної ділянки “Морочне” (Зарічнянський р-н Рівненської обл.).

6. Зарості високотравних кореневищних гелофітів (очерет, рогіз) (EUNIS: C3.2): Зарості *Phragmites australis* та видів роду *Typha*, часто з участю *Iris pseudacorus*.

7. Зарості чагарникових верб (EUNIS: F9.212): *Salix cinerea*, *S. pentandra*, *S. triandra*, *S. aurita*, *S. acutifolia*

8. Вільноплаваюча і занурена водна рослинність (EUNIS: C1.3: C1.32, C1.33, C1.34): Водойми з 30-80% покриттям видів роду *Lemna*, *Stratiotes aloides*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Persicaria amphibia*, інколи в комплексі з *Iris pseudacorus*.

9. Вільшаники (EUNIS: G1.4113): Ліси з *Alnus glutinosa*, переважно перезволожені, з *Iris pseudacorus*, купинними осоками.

10. Березові ліси (EUNIS: G1.95): Ліси або молода поросль *Betula pendula*.

11. Відкриті водойми (EUNIS: C1): Проточні та стоячі водойми з відкритим дзеркалом води.

12. Пустищні луки на піщаних субстратах (EUNIS: E1.74): з домінуванням *Agrostis*, *Deschampsia* і *Molinia* на пісках з участю псамофітів, угруповання *Calamagrostis epigeios*.

13. Розріджена псамофітна рослинність (EUNIS: E1.71, E1.93): Угруповання *Nardus stricta* та *Corynephorus canescens*.

14. Ділянки без рослинності (EUNIS: H, I): Відкритий ґрунт, дороги, будівлі, рілля тощо.

15. Соснові ліси і насадження (EUNIS: G3.4211): *Pinus sylvestris* на піщаних субстратах.

### **Висновки**

1. Відповідно до конкретного наукового завдання і з урахуванням відомих методів і підходів до картування рослинного покриву та дешифрування космічних знімків була розроблена методика створення великомасштабних (1:25 000 – 1:50 000) карт екоотопів.
2. Ця методика пройшла апробацію в ході міжнародного наукового проекту, у межах якого було створено низку карт екоотопів осушених торфовищ Чернігівської та Рівненської областей.
3. Запропонована методика може бути використана для підготовки картографічних матеріалів до вирішення низки прикладних завдань: інвентаризації, визначення площ екоотопів, дослідження динаміки рослинного покриву, визначення локалізації рідкісних біотопів і створення у цих місцях природоохоронних об'єктів та елементів екомережі тощо.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Дідух Я.П., Кузьманенко О.Л. Про співвідношення понять екосистема, габітат, біотоп та екоотп // Укр. ботан. журн. – 2010. – № 5. – С. 668-680.
2. Кузьманенко О.Л. Проект екомережі Південно-східного Гірського Криму з використанням європейських підходів // Карадаг – 2009: Зб. наук. праць. Севастополь, 2009. – С. 137-149.
3. Козлова А.О. Методика оцінювання та картування біорізноманіття з використанням багатоспектральних даних дистанційного зондування Землі. Автореф. дис. на здоб. наук. ступ. к. т. н. – К., 2007. – 20 с.
4. Knorn J., Rabe A., Radeloff V. C., Kuemmerle T., Kozak J., Hostert P. Land cover mapping of large areas using chain classification of neighboring Landsat satellite images // Remote Sensing of Environment. – 2009. – Vol. 113, Issue 5. – P. 957-964.
5. Krankina O.N., Pflugmacher D., Friedl M., Cohen W.B., Nelson P., Baccini A. Meeting the challenge of mapping peatlands with remotely sensed data // Biogeosciences. – 2008. – Vol. 5 – P. 1809-1820.
6. Мозговой Д.К., Кравец О.В. Использование многоспектральных снимков для классификации посевов сельхозкультур // Экологія та ноосферологія. – 2009. – Т. 20, № 1-2. – С. 54-58.
7. Лялько В.И., Сахацкий А.И., Жолобак Г.М., Попов М.А. Некоторые направления использования аэрокосмических методов про решении сельскохозяйственных задач в Украине // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. Сб науч. стат. – Т. 7, № 1. – М., 2010. – С. 19-28.
8. *Обработка данных ДЗЗ*. Этапы обработки данных. – [http://mapexpert.com.ua/index\\_ru.php?table=Menu&id=26](http://mapexpert.com.ua/index_ru.php?table=Menu&id=26). Last accessed: 12.04.2012.
9. *Тематическая обработка* мультиспектральных снимков в Erdas Imagine 2011. Обучающий курс. – К., Компания “Твис”, 2011.
10. Дідух Я.П., Фіцайло Т.В., Коротченко І.А., Якушенко Д.М., Пашкевич Н.А. Біотопи лісової та лісостепової зон України. – К.: ТОВ “МАКРОС”, 2011. – 288 с.

# МЕСТООБИТАНИЯ МЕЛКОВОДИЙ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

Мальцев В.И.

Карадагский природный заповедник НАН Украины  
АР Крым, Феодосия, пгт Курортное  
e-mail: vimaltsev@i.ua

После зарегулирования Днепра на верхних участках днепровских водохранилищ на залитой пойме сложились условия, вызвавшие здесь возникновение процессов **дельтообразования**:

- замедление течения воды в условиях подпора;
- отложение аллювия в условиях замедления течения;
- массовое зарастание мелководий с соответствующими глубинами.

Таким образом, зарегулирование Днепра вызвало **изменение типа поймообразования**: вместо разрушенной мокролуговой поймы формируется пойма дельтового типа. Мы рассматриваем возникновение этих новых ландшафтных образований как формирование на днепровских водохранилищах **вторичной поймы**. Этот подход позволил нам предложить следующие ландшафтно-топологические построения (схема 1):

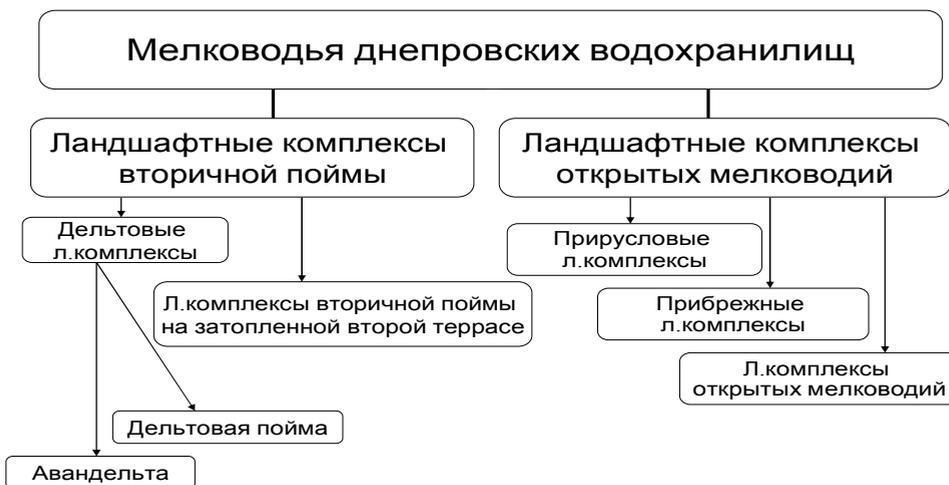


Схема 1. Ландшафтные комплексы мелководий днепровских водохранилищ.

**Авандельта** (наиболее молодые ландшафтные комплексы):

- Аллювиальные конусы – для этих участков характерна значительная динамика водных масс, обеспечиваемая течением реки и ветро-волновой активностью, здесь имеет место перенос и осаждение аллювиальных взвесей (основные доминанты: *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton perfoliatus*, разреженные *Nuphar lutea* и *Nymphoides peltata*);

- Заливы авандельты – заливы разной степени изоляции, расположенные у “переднего” края плавней (основные доминанты: *Nymphoides peltata*, *Trapa natans*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*); трансформируются в пойменные озера;

- Мелководья авандельты – располагаются между аллювиальными конусами и заливами авандельты (основные доминанты: *Trapa natans*, *Nymphoides peltata*, *Schoenoplectus lacustris*, *Sparganium erectum*, *Butomus umbellatus*, *Sagittaria sagittifolia*).

**Дельтовая пойма:**

- Плавни – для них характерно образование мощных, высокосомкнутых зарослей воздушно-водной растительности на повышенных участках ложа водохранилища (основные доминанты: *Phragmites australis*, *Typha spp.*);

- Пойменные острова, обрамленные плавневыми группировками, где формируются разнотравные и луговые сообщества разной степени увлажненности, либо пойменные леса;

- Пойменные озера, для которых характерна частичная или полная изоляция за счет зарослей воздушно-водной растительности, приводящая к образованию целого спектра водоемов озерного и болотного типов среди плавневых массивов (основные доминанты: *Nymphaea alba*, *Nuphar lutea*, *Stratiotes aloides*, *Ceratophyllum demersum*);

- Протоки в плавнях – относительно глубоководные каналы (1,5-3,5 м) среди тростниково-рогозовых плавней; характерна частичная проточность, увеличение водообмена за счет сгонно-нагонных явлений (основные доминанты: *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ceratophyllum demersum*).

**Ландшафтные комплексы вторичной поймы на затопленной второй террасе** – аналогичны плавням дельты, однако, протоки среди массива отсутствуют.

**Ландшафтные комплексы открытых мелководий:**

- Прирусловые ландшафтные комплексы (сходны с аллювиальными конусами) – формируются вдоль русла под воздействием тече-

ния, имеют место отложения аллювия (основные доминанты: *Potamogeton perfoliatus*, *Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium erectum*, *Butomus umbellatus*, *Nuphar lutea*).

- Прибрежные ландшафтные комплексы – формируются вдоль берегов водохранилищ в отсутствии течения, но в условиях активного ветро-волнового водообмена (основные доминанты: *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton amphibium*, *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum*).

- Ландшафтные комплексы открытых мелководий – обширные мелководья, формирующиеся ниже дельты под воздействием активного ветро-волнового водообмена (основные доминанты: *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton lucens*, *Myriophyllum spicatum*).

Вместе с тем, несмотря на различную историю формирования, мелководья днепровских водохранилищ в настоящее время можно представить как комбинацию чрезвычайно разнообразных ландшафтных комплексов, которые, однако, можно отнести к 2 типам: **эвтрофноозерному и эвтрофноболотному**, с конечным количеством подразделов [2]. Этот типологический подход вполне сочетается с принципами классификации EUNIS (табл. 1, 2):

Таблица 1.

**Эвтрофноозерные угодья (ассоциированы с минеральными донными грунтами)**

Шифр и характеристика	Эдафические условия	Растительность: виды-доминанты	Массовые виды беспозвоночных	Экологическая роль	Соответствие единицам классификации EUNIS
<b>L: s</b> Незаросшие мелководья	Пески, камни	Любые, степень зарастания < 5%	Двустворчатые и жаберные брюхоногие моллюски ( <i>Anodonta cygnea</i> , <i>Unio spp.</i> , <i>Dreissena spp.</i> , <i>Viviparus viviparus</i> и др.), Gammaridae	Места нагула рыб и их молоди	C1.21 Benthic communities of mesotrophic waterbodies
<b>L: s/st</b> Мелководья, заросшие гелофитами	Пески, камни	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>T. latifolia</i>	Двустворчатые и жаберные брюхоногие моллюски, Gammaridae, фитильные (фф) и донно-фитильные (дф) (по [1]) Chironomidae	Нерестилища	C3.21 Flooded <i>Phragmites</i> beds; C3.23 <i>Typha</i> beds

<b>L: s/d</b> Мелководья, заросшие гидатофитами	Пески, камни	Погруженные рдесты ( <i>Potamogeton perfoliatus</i> , <i>P. lucens</i> и др.), <i>Myriophyllum spicatum</i>	Фф и дф Chironomidae, Bryozoa, Gammaridae, иногда двустворчатые и жаберные брюхоногие моллюски	Места нагула молоди рыб	C1.23 Rooted submerged vegetation of mesotrophic waterbodies
<b>L: s/ f-d</b> Мелководья, заросшие разреженными зарослями гидрофитов	Пески, камни	<i>Nuphar lutea</i> , <i>Nymphaea alba</i> , погруженные рдесты, <i>Myriophyllum spicatum</i>	Жаберные брюхоногие моллюски, Gammaridae, фф и дф Chironomidae	Места нагула молоди рыб	C1.2411 Waterlily beds C1.2412 Water chestnut carpets C1.231 Large pondweed beds

**L** (lakes) – угодья, включающие экосистемы “озерного” типа (с незатрудненным водообменом);

**S** (swamps) – угодья, включающие экосистемы “эвтрофноболотного” типа (с затрудненным водообменом);

**m** (mud) – илы и сильно заиленные грунты; **s** (sands) – минеральные (незаиленные) грунты (песок, камни);

**r** (remainders) – растительный опад;

**st** – stands – воздушно-водная растительность;

**d** – dipped – погруженная растительность;

**f** – floating – растительность с плавающими листьями.

Таблица 2.

### Эвтрофноболотные угодья (ассоциированы с органическими донными грунтами)

Шифр и характеристика	Эдафические условия	Растительность: виды-доминанты	Массовые виды беспозвоночных	Экологическая роль	Соответствие единицам классификации EUNIS
<b>S: m/f-d</b> Мелководья, заросшие плотными зарослями гидрофитов	Илы	<i>Nuphar lutea</i> , <i>Nymphaea alba</i> , <i>Trapa natans</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i>	Легочные моллюски ( <i>Lymnaea stagnalis</i> , <i>Planorbarius corneus</i> , <i>Planorbis</i> spp. и др.), <i>Erypobdella octoculata</i> , водные Hemiptera	Места воспроизводства и нагула водоплавающих птиц	C1.34 Rooted floating vegetation of eutrophic waterbodies; C1.33 Rooted submerged vegetation of eutrophic waterbodies

<b>S: m/d</b> Мелководья, заросшие плотными зарослями гидатофитов	Илы	<i>C. demersum</i> , иногда с <i>Myriophyllum spicatum</i>	Легочные моллюски, <i>Erpobdella octoculata</i> , фф Chironomidae, водные Hemiptera	Места воспроизводства и нагула водоплавающих птиц	C1.33 Rooted submerged vegetation of eutrophic waterbodies
<b>S: r/st</b> Плавневые массивы	Растительный опад	<i>Typha spp.</i> , <i>Phragmites australis</i> с болотным разнотравьем или без него	Легочные моллюски, <i>Erpobdella octoculata</i> , водные Hemiptera	Места воспроизводства водоплавающих птиц	D5.11 <i>Phragmites australis</i> beds normally without free-standing water C3.23 <i>Typha</i> beds normally without free-standing water

### Выводы

1. Зарегулирование Днепра вызвало **изменение типа поймообразования**: вместо разрушенной мекролуговой поймы формируется пойма дельтового типа. Мы рассматриваем возникновение этих новых ландшафтных образований как формирование на днепровских водохранилищах **вторичной поймы**.

2. Мелководья днепровских водохранилищ в настоящее время можно представить как комбинацию чрезвычайно разнообразных ландшафтных комплексов, которые, однако, можно отнести к двум типам: **эвтрофноозерному и эвтрофноболотному**, с конечным количеством подразделов.

3. Единицы классификации EUNIS вполне сочетается с предложенной нами типологией угодий мелководий днепровских водохранилищ (четыре типа эвтрофноозерных угодий и три типа эвтрофноболотных). Классификационные построения на принципах EUNIS для дельтово-пойменных местообитаний целесообразно углублять на более низких уровнях классификации.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Зимбалева Л.Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ. – К.: Наук. думка, 1981. – 216 с.

2. *Мальцев В.И.* Классификация угодий мелководий днепровских водохранилищ (на примере Каневского водохранилища) // Тернопільський національний педагогічний університет. Наукові записки. Серія: біологія. Спеціальний випуск: гідроекологія. – 2005. – № 3 (26) – С. 279-282.

# ЛІСОВІ ПОЛЕЗАХИСНІ НАСАДЖЕННЯ ЯК ЕКОТОННІ ОСЕЛИЩА

**Петрович О.З.**

*Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України  
вул. акад. Лебедєва, 37, м. Київ, 03143  
e-mail: petrovych.o@gmail.com*

Антропогенна трансформація та фрагментація природних територій призводить до змін умов існування всіх живих організмів. Зростає подрібненість і контрастність біогеоценотичного континууму, формуються нові природно-антропогенні системи, пограничні (межові) та перехідні зони, що відзначаються екотонними ефектами. Спостереження у багатьох природних зонах показують, що процес виникнення нових екотонів різного рівня складності організації швидко прогресує [1, 2, 3].

Як різновид екотонних оселищ розглядаємо смугові лісові насадження. Закладені серед ланів, довкола балок та яруг, водоймищ та рік, вздовж автошляхів та залізних доріг як захисні насадження різного роду – полезахисні, придорожні, снігозахисні, вітрозахисні, протиерозійні тощо [4], лісосмуги стали не лише лісомеліоративним засобом, але елементами ландшафту і новими середовищами для існування біоти. Саме в цих смугових деревних культурфітоценозах неодноразово відмічались факти концентрації значної кількості видів [5, 6].

За досить тривалий час свого існування серед антропогенно змінених ландшафтів лісосмуги набули рис природних екосистем, стали оселищами низки видів флори і фауни, перебрали на себе роль міграційних шляхів та резерватів природного біорізноманіття. Відіграючи роль буферних територій, вони, водночас, виконують функції з'єднання різних природних, природно-антропогенних та антропогенних комплексів і таким чином забезпечують можливість континуальності біогеоценотичного покриву [5]. Площа смугових захисних насаджень в Україні сягає 440 тис. га, що більш ніж у два рази перевищує площу всіх природних заповідників у країні, що лише підкреслює значний природоохоронний потенціал цих територій.

Захисні лісові насадження є специфічними угрупованнями – культурфітоценозами зі своєрідним видовим складом, структурою, складними взаємозв'язками. Якщо розвиток деревного ярусу тут регулюється людиною, то трав'яний ярус та супутні зооценози складаються спонтанно і незалежно від прямої діяльності людини.

Трав'яний покрив відіграє величезну роль в функціонуванні цих

штучно створених лісових фітоценозів і має як позитивне, так і негативне значення [7, 8]. Розвиток трав'яного покриву залежить від багатьох факторів, основні з яких – ступінь освітлення та видовий склад деревної рослинності. Середня кількість видів травостою, в лісосмугах однієї конструкції з різним лісопородним складом приблизно однакова, але її видовий склад різний. Більшість видів трав'яного ярусу лісосмуг степової зони становлять мезофіти та ксеромезофіти, серед яких великий відсоток цінних кормових (43-45%) та лікарських (45-61%) рослин [7].

Лісовий покрив та наявність підстилки в лісосмугах створюють сприятливі умови у порівнянні з полями (агроценозами) для існування безхребетних та успішної зимівлі комах, у тому числі шкідників [9]. Наукове обґрунтування щодо зміни ареалів великої кількості комах, пов'язане зі створенням мережі лісосмуг в степовій зоні, було зроблене ще в кінці 30-х років минулого сторіччя [10] та підтверджене даними щодо розповсюдження ряду шкідників через завезення разом з посадковим матеріалом або природними шляхами поширення [11]. За результатами порівняння кількості виявлених видів рослин та безхребетних тварин (*Araneae*, *Coleoptera*) від центру поля прилеглої лісосмуги, відмічено чітку динаміку збільшення їх від двох до десяти раз. Найбільша кількість видів рослин та жуків відмічається на закрайках полів, а у лісосмугах відмічено дещо більшу кількість видів павуків [5].

Водночас, проведений аналіз впливу екотонних ефектів у лісосмугах степової зони на прикладі угруповань герпетобіонтних жуків (*Coleoptera*, *Carabidae*, *Tenebrionidae*) не виявив залежності між складом деревостану та шириною лісосмуг і видовим складом та чисельністю згаданих груп жуків. Не виявлено перехідних зон між лісосмугами, прилеглими до них перелогів та степових ділянок. Основу герпетобіонтного населення цих біоценозів складають степові види комах, які розповсюджуються з степових ділянок поруч [12, 13]. Виявлені екотонні ефекти на межі лісу (аналогічного видового складу з лісосмугами, що досліджувалися) та степу проявлялись у нестабільності видового складу та екологічної структури угруповань герпетобіонтів, екотонна смуга у цьому випадку прослідковується чітко і зсунута в бік степу [12].

Відмічено позитивну роль лісосмуг у збільшенні різноманіття хребетних тварин у степовій зоні. Кількість видів дрібних ссавців і їх щільність у лісосмугах значно вища, ніж на степових ділянках чи полях [14]. Різноманітність тваринних (дрібних ссавців, безхребетних) та рослинних кормів, сприятливі умови для гніздування, побудови і розміщення нір та лігва, тимчасового та постійного прихистку приваблює значну кількість видів фауни, у тому числі дрібних та крупних хижаків [6].

Більшість авторів відзначають поєднання в лісосмугах лісових та зональних степових фауністичних комплексів. Зокрема угруповання гризунів та комахоїдних ссавців лісосмуг степової зони включають до 50 % лісових видів. Проведені дослідження розповсюдження лісових видів дрібних ссавців та дрібних представників орнітофауни вказують на пряму залежність від відстані до лісових територій [14, 15].

З позицій ефекту екотону, що проявляється у лісосмугах, пояснюються й високі показники щільності птахів, що мешкають тут чи на прилеглих територіях [16]. Порівняння кількості видів гніздової орнітофауни лісосмуг і суміжних агроландшафтів яскраво демонструє зазначений ефект – кількість видів птахів, що гніздяться в лісосмугах у чотири рази вища, ніж на полях, у два рази вища, ніж на пасовищах і у 2,5 рази вища, ніж у плодових садах Степової зони; кількість зимуючих видів птахів в лісосмугах також дещо вища ніж в інших прилеглих біотопах [17]. Цікаві дані наведені для степового Приуралля – тут різниця у кількості видів гніздової орнітофауни лісосмуг і полів складає більш ніж 10 разів [18]. Збільшення кількості дендрофільних і синантропних видів в складі місцевих орнітофаун степової зони пов'язують зі створенням мережі лісосмуг [15, 16, 19, 20].

В умовах сучасного антропогенно перетвореного середовища для багатьох видів хижих птахів лісосмуги стали основним оселищем. При цьому, у процесі освоєння якісно нового середовища, у птахів відбувається перебудова еволюційно зумовленого стереотипу гніздування, поведінки і харчування [21]. Така своєрідна реінтродукція хижих птахів, у свою чергу, впливає на популяції інших видів. Зокрема, в регіонах активного освоєння лісосмуг хижакими відмічається падіння чисельності воронових, які вважаються багаточисельними та фоновими видами лісосмуг [22].

Зважаючи на те, що вік більшості лісосмуг коливається в межах 50-70 років, чого у більшості випадків не достатньо для формування клімаксових екосистем, лісосмуги можна віднести до молодих екотонних систем з властивими їм рисами. Вони знаходяться в стані постійних швидких змін стадій розвитку, спрямованих до корінного типу зональної елементарної екосистеми, або призводять до нових трансформацій системи за рахунок вселення і натуралізації не властивих цій території видів організмів. Багато видів організмів у складі таких екосистем виявляються нестійкими і схильними до швидких змін, в умовах припинення чи, навпаки, посилення або поновлення певного впливу на середовище [1, 2].

З часом в лісосмугах, залежно від їх типу, створюються достатньо сформовані біогеоценотичні угруповання, біота яких не є випадковою і

формується в результаті адаптації до умов середовища та природного відбору форм чи окремих організмів [7]. Тому, розглядаючи лісосмуги як оселища, необхідно враховувати певні зональні умови, просторове розміщення, тривалість існування та видовий склад в першу чергу деревної рослинності.

Лісосмуги, як екотонні оселища, за умови відповідного управління є могутнім природоохоронним інструментом і мають значний потенціал для збереження типових та раритетних видів флори та фауни. Структурно-функціональна організація лісосмуг, як відносно молодих екотонних екосистем, знаходиться в процесі становлення і ще не має системи жорстких облігатних зв'язків та коадаптацій організмів, тому може регулюватися певним чином. Проведення відповідних досліджень, типізація лісосмуг як оселищ, розроблення та впровадження системи науково обґрунтованих заходів є необхідними умовами для забезпечення ефективного та цілеспрямованого управління цими екосистемами.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. *Залетаев В.С.* Экотонные экосистемы как географическое явление и проблема экотонизации биосферы // *Современные проблемы географии экосистем.* – М., 1984. – С. 53-55.
2. *Залетаев В.С.* Экотоны в биосфере. – М.: РАСХН, 1997. – 329 с.
3. *Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J.M.* Human domination of Earth's ecosystems // *Science.* – 1997. – 277: 494-99.
4. *Справочник лесничего / [С.П. Анцышкин, Г.В. Бобылев, Д.Т. Ковалин и др.].* – М.: Лесн. пром.-ть, 1973. – 296 с.
5. *Чернышев В.Б.* Сельскохозяйственное освоение местности – способ повышения ландшафтного биоразнообразия? // *Живые объекты в условиях антропогенного пресса: сб. матер. X междунар. научн.-практ. эколог. конф.* – Белгород: ИПЦ “ПОЛИТЕРРА”, 2008. – 244 с.
6. *Cable T.* “Nonagricultural Benefits of Windbreaks in Kansas” // *Great Plains Research: A Journal of Natural and Social Sciences.* – 1999. – Paper 417.
7. *Ковылина О.П., Ковылин Н.В., Сухенко Н.В.* Исследование роста защитных лесных полос разного видового состава в Ширинской степи Хакасии // *Хвойные бореальные зоны.* – 2011. – XXVIII. – №1-2.
8. *Чиркова О.В.* Структура лісосмуг як складових елементів екологічної мережі // *Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону.* – Донецьк: ДонНУ, 2010. – № 1 (10) – С. 97-104.
9. *Лычковская И.Ю.* Сезонная динамика численности крестоцветных блошек (*Coleoptera: Chrysomelidae: Phyllotreta*) на посевах рапса в Липецкой области // *Видовые популяции и сообщества в антропогенно трансформированных ландшафтах: состояние и методы его диагностики: XI междунар. научн.-практ. эколог. конф.: сб. матер.* – Белгород, 2010. – С. 111.

10. *Старк В.Н.* Изменения ареалов лесных насекомых в связи с культурой их кормовых растений // Изв. Гос. географ. о-ва. – 1939. – № 9. – С. 1326-1333.
11. *Никулина Т.В.* Зоогеографическая и трофическая характеристика жуков-короедов (Coleoptera: Scolytidae) Украины // Известия Харьковского энтомологического общества. – 2007 (2008). – Т. XV. – Вып. 1-2. – С. 72-76.
12. *Майманакова И.Л., Анюшин В.В., Баранчиков Ю.Н.* Сходство комплексов насекомых-герпето-бионтов лесополос и залежей на севере Минусинской котловины // Вестник КрасГАУ. – 2009. – Вып. 4. – С. 56-62.
13. *Пожаров О.Н.* Экологическая характеристика жужелиц (Coleoptera: Carabidae) полевых агрофитоценозов Полтавской области // Видовые популяции и сообщества в антропогенно трансформированных ландшафтах: состояние и методы его диагностики: XI междунар. научн.-практ. эколог. конф.: сб. матер. – Белгород, 2010. – С. 178-179.
14. *Сенотрусова М.М.* Мелкие млекопитающие лесополос степных ландшафтов Хакасии: автореф. Дис. на здобуття наук. ступеня канд.: спец. 03.00.08 “Зоологія”. – Красноярск, 2009, 20 с.
15. *Молоканова Ю.П.* Экологические закономерности дислокации гнезд птиц в лесных биоценозах Европейской части России: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд.: спец. 03.00.16 “Екологія”. – Москва, 2004. – 16 с.
16. *Кошелев В.О.* Екологічні умови формування орнітокомплексів полезахисних лісосмуг півдня Запорізької області // Біологічний вісник МДПУ. – 2011. – №2 – С. 27-32.
17. *Кошелев В.О., Матрухан Т.І.* Розміщення і структура орнітокомплексів в агроландшафтах півдня Запорізької області // Вісник Запорізького національного університету. – 2010. – № 1. – С. 41-53.
18. *Степанкина В.Ю., Гавлюк Э.В.* Видовой состав и биогенотические связи птиц лесных полос и агроценозов степного приуралья. Оренбургский государственный педагогический университет // Степи Северной Евразии: стратегия сохранения природного разнообразия и степного природопользования: сб. матер. II междунар. симпоз. – Оренбург: Институт степи УрО РАН, 2000. – 422 с.
19. *Дебело П.В.* О разнообразии орнитофауны оз. Шалкар // Степи Северной Евразии: стратегия сохранения природного разнообразия и степного природопользования: II междунар. симпоз.: сб. матер. – Оренбург: Институт степи УрО РАН, 2000. – 422 с.
20. *Завьялов Е.В.* и др. Птицы севера Нижнего Поволжья. История изучения, общая характеристика и состав орнитофауны. Кн. 1. / Завьялов Е.В., Шляхтин Г.В., Табачишин В.Г. и др. – Саратов: Изд-во Саратов. ун-та, 2005. – 296 с.
21. *Ильях М.П.* Хищные птицы и совы трансформированных степных экосистем Предкавказья: автореф. докт. дис. На здобуття наук. ступеня канд.: спец. 03.02.08-03 “Екологія”. – Махачкала – 2010. – 54 с.

22. *Белик В.П., Ветров В.В., Милобог Ю.В., Гугуева Е.В.* Недавний бенефис и неожиданный крах популяций врановых на юге России и Украины // Врановые птицы Северной Евразии: IX междунар. науч.-практ. конф: сб. матер. / Под. ред. В.М. Константинова. – Омск: Полиграфический центр ИП Пономарева О.Н., 2010. – 160 с.

## ПРОБЛЕМИ ІНВЕНТАРИЗАЦІЇ СТЕПОВИХ БІОТОПІВ В УКРАЇНІ

**Василюк О.В.**

*Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України,  
відділ моніторингу та охорони тваринного світу,  
Національний екологічний центр України  
e-mail: vasyliuk@gmail.com*

Починаючи від 2010 року, група учасників громадської кампанії “Збережемо українські степи!” здійснює ведення бази даних відомостей про розміщення степових ділянок і знахідки степових видів флори та фауни, що охороняються на території України відповідно до “Червоної книги України” (2009), регіональних охоронних списків і міжнародних конвенцій. Ініціаторами створення Степового кадастру є громадська природоохоронна організація “Національний екологічний центр України” та Відділ моніторингу та охорони тваринного світу Інституту зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України. Робота по веденню “Степового кадастру” здійснюється на громадських засадах. По завершенню повних двох років роботи щодо інвентаризації степових біотопів, хочемо зупинитись на тих проблемах, з якими нам довелося зіштовхнутись.

Окремої категорії земель, в яку б були виділені степи по аналогії з лісами, чи сільськогосподарськими угіддями, чинне законодавство України не передбачає. Тому степові біотопи лишаються “розпороченим” по різних категоріях земель (неугіддя, лісові та сільськогосподарські угіддя). Досі для території України відсутні будь-які дані про площі та контури наявних ділянок степових біотопів. Окремі розробки схем розміщення степових ділянок відомі для локальних територій, але і вони виявлені не в процесі інвентаризації, а за експертними оцінками [1] або за результатами ГІС-моделювання.

Вже під час попередньої оцінки цих територій ми зіштовхнулися з низкою проблем.

Першою з них було і є розходження думок з приводу того, що вважати степом. Однозначно відповісти на це питання важко, оскільки під поняттям “степ” різні спеціалісти вкладають різні поняття, зокрема, такі елементи ландшафтів як балки, схили, закинуті поля і пасовища; відслонення піщаників, вапняків та крейди, зайняті степовою рослинністю. Також до степу можуть бути віднесені і збережені в природному стані піщані арени, утворені давніми наносами деяких річок. Виникають дискусії і про те, чи є степом біотоп, відновлений на розораних в

минулому ділянках. Дискусія щодо поняття “степу” є давньою [2], але вирішення цього питання не входило у коло наших завдань. Тому, наслідуючи приклад російських колег [3], степовими ділянками нами було вирішено вважати всі ділянки, вкриті трав’янистою рослинністю, на яких зростають степові види.

Наступна проблема полягала у власне накопиченні даних про пункти виявлення рідкісних видів, що ускладнювалося відсутністю достатнього масиву відповідних літературних джерел. Крім розпорошеності і неповноти даних, у літературі часто відсутня детальна прив’язка знахідок до місцевості. Це було викликано як відсутністю доступу до детальних карт, координат і матеріалів космозйомки в умовах СРСР та пострадянських країнах, так і прагненням узагальнювати локалітети в наукових працях до умовної назви регіону досліджень (наприклад “Середнє Придніпров’я”, “Північне Приазов’я” тощо), прагнення демонструвати використання широкого спектру методологічних підходів і публікувати результати аналітичних доробків і неможливістю публікувати первинні дані (зокрема інформацію про конкретні знахідки видів). Відсутність вказівок про конкретні ділянки або координат в літературі не дає можливості вважати такі джерела достовірними при перенесенні даних на картографічну основу. Наприклад, як зобразити на карті ділянку чи точку, вказану як “околиці села N”, якщо село N в центрі Донецького кряжу оточене десятками квадратних кілометрів остепнених територій та перелогів? Або навіть якщо літературне джерело конкретизує місце як “балка в околицях села N”, де розмішувати точку чи полігон на карті, якщо навколо села розміщені 5-10 окремих балок? Тому багато солідних літературних джерел не можливо використовувати для таких досліджень.

На першому етапі створення “степового кадастру” ми вирішили не зупинятися на класифікації території, а створити точну схему ділянок, на яких поширені степові види, хоча в сучасних умовах і цю роботу здійснити практично неможливо. Сподіваємось, що у найближчі роки всі ділянки природних або вторинно-природних місць поширення степових видів, що можуть бути виявлені візуально на основі матеріалів дистанційного зондування землі (ДЗЗ), будуть включені до створюваної нами бази даних.

За основу для “Степового кадастру” було взято комірні знімки, вільно доступні в інтернеті за допомогою програмного забезпечення Google Earth, для роботи з яким не потрібні особливі технічні засоби і кошти.

На основі цих карт були виділені обриси земельних ділянок, які можна вважати степом. Для цього на космознімках максимально точно

наносили відомі місця виявлення степових видів, занесених до Червоної книги України або інших охоронних списків і вручну обводили навколо неї полігон візуально однорідної ділянки, яка потенційно розглядається степова. Більшість точок, включених нами до Кадастру, взяті з літератури і мають в різній мірі приблизну географічну прив'язку. Наприклад розміщення точки в “околицях села N” обиралось нами інтуїтивно, в межах перспективної степової ділянки на віддалі, доки вона не може бути віднесена до околиць вже сусіднього села. Провести заочну верифікацію даних або уточнити локалізацію в більшості випадків складно. Проте, малюючи навколо умовної точки максимально широкий полігональний контур, ми виділяємо територію, важливу для збереження даного локалітету згаданого в джерелі виду. Таким чином, умовні точкові об'єкти, нанесені на карту, дають можливість створити більш точні полігональні об'єкти.

Верифікація масивів відбувається по мірі накопичення в межах кожного з обрисів нових і нових точок, отриманих з різних джерел. При цьому, присутність на окресленій ділянці рідкісного степового виду вже є верифікацією достовірності вибору такого контуру степової ділянки. Доповнення інформації з різних джерел підтверджує правильність оконтурення масиву. Нерідко при збільшенні кількості точок виявляється, що різні словесні вказівки (наприклад, околиці різних сіл) є цілісним масивом, розташованим між цими селами.

Сьогодні вже багато даних місцезнаходжень рідкісних видів (власні точні вказівки, GPS-координати та дані, перенесені з інших картографічних джерел) мають точну прив'язку на рівні точок. Таким чином наповнення створеного нами Кадастру відбувається шляхом накопичення точок знахідок рідкісних видів і контурів потенційно степових ділянок, в які потрапляють наявні точки.

Автоматизувати операцію, яка здійснюється вручну, сьогодні можливості немає. Адже аналітичні ГІС-програми, здатні аналізувати космічні знімки, не розроблені до рівня ідентифікації степових ділянок, оскільки степи досить різноманітні і займають надзвичайно строкаті, дрібно фрагментовані форми ландшафтів. По різному виглядають вони в різні сезони року; по різному виглядають покошені і не покошені ділянки, степи на схилах різної експозиції і з різним складом рослинності, частково залісені чи сформовані на місці деградованих лісів. Степи, які постраждали від випалювання рослинності на різних стадіях її відновлення також виглядають по-різному. Жодне програмне забезпечення не спроможна адекватно поєднати всі ці ландшафти в єдину категорію.

Разом з тим, ми усвідомлюємо, що в результаті, відомості про степові масиви будуть далеко не повними. Навіть зібравши всі існуючі дані, скласти повну картину стану і складу всіх степів в Україні практично неможливо. Максимум, на який ми розраховуємо, оцінити стан вивченості степового біорізноманіття та виявити конфігурацію “білих плям”, на які слід звернути увагу науковцям. Накопичуючи відомості про знахідки рідкісних видів, ми дізнаємось про характер їх поширення. При цьому характер багатьох конкретних ділянок земельних ділянок залишиться невідомим.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Дубина Д., Вакаренко Л., Устименко П. Екомережа південної Бессарабії // Чорноморський ботанічний журнал. – 2007. – Т. 3, № 2, – С. 70-87.
2. Чибилев А.А. Лик степи (эколого-географические очерки о степной зоне СССР). – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 192 с.
3. *Стратегия сохранения степей России: позиция неправительственных организаций* / М.: Изд-во Центра охраны дикой природы, 2006. – 36 с.

## **2. ПРАКТИЧНІ АСПЕКТИ РОЗРОБКИ КЛАСИФІКАЦІЇ БІОТОПІВ (ТИПІВ ОСЕЛИЩ) ТА ЇЇ ВИКОРИСТАННЯ**

### **2.1. ВИКОРИСТАННЯ КЛАСИФІКАЦІЇ БІОТОПІВ (ТИПІВ ОСЕЛИЩ) ДЛЯ ФОРМУВАННЯ ЕКОМЕРЕЖІ**

#### **ВИКОРИСТАННЯ ІНФОРМАЦІЇ ПРО БІОТОПИ ПІД ЧАС ФОРМУВАННЯ СМАРАГДОВОЇ МЕРЕЖІ**

**Онищенко В.А.**

*Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,  
відділ систематики та флористики судинних рослин  
вул. Терещенківська, 2, м. Київ, 01601  
e-mail: labzap@ukr.net*

Одним із важливих напрямів територіальної охорони природи в Європі є формування Смарагдової мережі (Emerald Network). В основі цієї мережі знаходяться території особливого природоохоронного значення (Areas of Special Conservation Importance – ASCI). Смарагдова мережа за своїми принципами близька до мережі Natura 2000, яка функціонує у країнах Європейського Союзу і є поширенням принципів Natura 2000 за межі Європейського Союзу. Підставою для виділення таких територій є наявність видів з Резолюції № 6 Постійного Комітету Бернської конвенції та біотопів з Резолюції № 4. Номінаційна форма території особливого природоохоронного значення включає інформацію про представленість на території тварин, рослин і біотопів із переліків вказаних вище Резолюцій з кількісними оцінками їхньої представленості на території, а також дані про співвідношення площ основних груп біотопів, людську діяльність та природні явища, які впливають на стан видів та біотопів території. Для біотопів Резолюції № 4 кожної території вказуються такі показники: площа біотопу у відсотках від загальної площі території, оцінка частки площі біотопу в межах країни на даній території (три градації: не більше 2%, не більше 15%, 15-100%), “репрезентативність” біотопу (на скільки добре вираженим, типовим є біотоп на даній території), природоохоронна оцінка стану біотопу з врахуванням перспектив і частка біотопу на даній території від загальної світової його площі.

Резолюція № 4 в її першому варіанті була прийнята в 1996 р [1].

В ній використовувалася Палеарктична класифікація біотопів. У грудні 2010 р. було здійснено перегляд цієї Резолюції. У її новому варіанті [2] замість Палеарктичної класифікації використано класифікацію EUNIS. Хоча нові біотопи не включалися, їх загальна кількість змінилася внаслідок того, що у багатьох випадках біотопам за Палеарктичною класифікацією відповідає більше одного біотопу за класифікацією EUNIS, або навпаки, різні біотопи Палеарктичної класифікації віднесені до одного біотопу EUNIS. Така неточна відповідність одиниць різних класифікацій робить неможливим автоматичне переведення всіх даних з однієї класифікації в іншу. Найбільша відмінність в класифікаціях має місце в морських біотопах.

В 2009-2011 р. за підтримки Ради Європи та Європейського Союзу проводилася робота з формування Смарагдової мережі у семи країнах (Вірменії, Азербайджані, Білорусі, Грузії, Молдові, Україні та європейській частині Російської Федерації). Її основним завданням було визначення потенційних територій особливої природоохоронної цінності. В рамках цієї роботи для України було запропоновано 150 таких територій, які займають близько 7% території України. Інформація про запропоновані ASCI на території наводиться в книзі “Смарагдова мережа в Україні” [3]. В напрямку збору і узагальнення інформації про біотопи в межах цього проекту відповідальними експертами були Я.П. Дідух (2009 р.) та В.А. Онищенко (2010 і 2011 рр.).

Крім підготовки номінаційних форм для територій, у напрямку інвентаризації біотопів було підготовано загальні списки біотопів з Резолюції № 4 та згідно Додатку I Директиви Ради Європи про біотопи (діє в країнах Європейського Союзу), для території України та її біогеографічних регіонів та аналогічний список складено карти поширення в Україні 16 видів біотопів. За останніми даними на території України є 89 видів біотопів з Резолюції № 4 за класифікацією EUNIS (табл.). В тому числі за біогеографічними регіонами: континентальний – 51, степовий (в т.ч. Кримські гори) – 61, альпійський – 32, панонський – 25. Із Додатку I Директиви Ради Європи про біотопи (92/43/ЕЕС) – 75 біотопів. В тому числі за біогеографічними регіонами: континентальний – 42, степовий – 33, альпійський – 29, панонський – 19.

Таблиця.

**Біотопи з Резолюції 4 Бернської конвенції на території України та їх розподіл за біогеографічними регіонами**

Код	Назва	AL	PA	CO	ST
A1.11	Mussel and/or barnacle communities				+
A1.22	Mussels and fucoids on moderately exposed shores				+

Код	Назва	AL	PA	CO	ST
A1.44	Communities of littoral caves and overhangs				+
A2.2	Littoral sand and muddy sand				+
A2.3	Littoral mud				+
A2.4	Littoral mixed sediments				+
A2.5	Coastal saltmarshes and saline reedbeds				+
A2.61	Seagrass beds on littoral sediments				+
A3	Infralittoral rock and other hard substrata				+
A4	Circalittoral rock and other hard substrata				+
A5	Sublittoral sediment				+
B1.3	Shifting coastal dunes				+
B1.4	Coastal stable dune grassland (grey dunes)				+
B1.6	Coastal dune scrub				+
B1.8	Moist and wet dune slacks				+
B2.3	Upper shingle beaches with open vegetation				+
C1.1	Permanent oligotrophic lakes, ponds and pools			+	
C1.222	Floating <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> rafts		+	+	+
C1.223	Floating <i>Stratiotes aloides</i> rafts		+	+	+
C1.224	Floating <i>Utricularia australis</i> and <i>Utricularia vulgaris</i> colonies	+	+	+	+
C1.225	Floating <i>Salvinia natans</i> mats		+	+	+
C1.226	Floating <i>Aldrovanda vesiculosa</i> communities		+	+	+
C1.25	Charophyte submerged carpets in mesotrophic waterbodies		+	+	
C1.3411	<i>Ranunculus</i> communities in shallow water	+	+	+	+
C1.3413	<i>Hottonia palustris</i> beds in shallow water			+	+
C1.44	Charophyte submerged carpets in dystrophic waterbodies			+	+
C1.5	Permanent inland saline and brackish lakes, ponds and pools			+	+
C1.66	Temporary inland saline and brackish waters				+
C1.67	Turlough and lake-bottom meadows			+	+
C2.12	Hard water springs	+		+	
C3.41	Euro-Siberian perennial amphibious communities		+	+	
C3.431	Ponto-Pannonic riverbank dwarf sedge communities				+
C3.511	Freshwater dwarf <i>Eleocharis</i> communities		+	+	
C3.5132	Swards of small <i>Cyperus</i> species		+	+	
C3.5133	Wet ground dwarf herb communities		+	+	
C3.55	Sparsely vegetated river gravel banks	+	+	+	+
C3.62	Unvegetated river gravel banks	+	+	+	+
D2.3	Transition mires and quaking bogs	+		+	
D4.1	Rich fens, including eutrophic tall-herb fens and calcareous flushes and soaks	+	+	+	
D4.2	Basic mountain flushes and streamsides, with a rich arctic-montane flora	+			
D5.2	Beds of large sedges normally without free-standing water	+	+	+	+
D6.1	Inland saltmarshes			+	+
E1.112	Sempervivum or <i>Jovibarba</i> communities on rock debris		+	+	

Код	Назва	AL	PA	CO	ST
E1.2	Perennial calcareous grassland and basic steppes		+	+	+
E1.3	Mediterranean xeric grassland				+
E1.71	Nardus stricta swards	+		+	
E2.25	Continental meadows		+	+	+
E3.4	Moist or wet eutrophic and mesotrophic grassland	+	+	+	+
E3.5	Moist or wet oligotrophic grassland	+		+	
E5.4113	Althaea officinalis screens			+	+
E5.414	Continental river bank tall-herb communities dominated by Filipendula			+	+
E5.423	Continental tall-herb communities of humid meadows			+	+
E6.2	Continental inland salt steppes				+
F2.224	Carpathian Rhododendron kotschyi heaths	+			
F2.26	Bruckenthalia heaths	+			
F3.241	Central European subcontinental thickets	+	+	+	
F4.2	Dry heaths	+		+	
F7	Spiny Mediterranean heaths (phrygana, hedgehog-heaths and related coastal cliff vegetation)				+
F9.1	Riverine scrub	+	+	+	+
G1.11	Riverine Salix woodland	+	+	+	+
G1.12	Boreo-alpine riparian galleries	+		+	
G1.21	Riverine Fraxinus-Alnus woodland, wet at high but not at low water	+		+	
G1.223	Southeast European Fraxinus-Quercus-Alnus forests		+		
G1.36	Ponto-Sarmatic mixed Populus riverine forests			+	+
G1.4115	Eastern Carpathian Alnus glutinosa swamp woods	+			
G1.414	Steppe swamp Alnus glutinosa woods				+
G1.51	Sphagnum Betula woods	+		+	
G1.6	Fagus woodland	+		+	+
G1.7	Thermophilous deciduous woodland		+	+	+
G1.8	Acidophilous Quercus-dominated woodland	+		+	
G1.A1	Quercus-Fraxinus-Carpinus betulus woodland on eutrophic and mesotrophic soils	+	+	+	+
G1.A4	Ravine and slope woodland	+		+	+
G3.1B	Alpine and Carpathian subalpine Picea forests	+			
G3.1C	Inner range montane Picea forests	+			
G3.25	Carpathian Larix and Pinus cembra forests	+			
G3.4232	Sarmatic steppe Pinus sylvestris forests			+	+
G3.4E	Ponto-Caucasian Pinus sylvestris forests				+
G3.56	Pinus pallasiana and Pinus banatica forests				+
G3.75	Pinus brutia forests				+
G3.9	Coniferous woodland dominated by Cupressaceae or Taxaceae				+
G3.E	Nemoral bog conifer woodland	+		+	
H1	Terrestrial underground caves, cave systems, passages and waterbodies	+		+	+
X01	Estuaries				+

Код	Назва	AL	PA	CO	ST
X02	Saline coastal lagoons				+
X03	Brackish coastal lagoons				+
X04	Raised bog complexes	+		+	
X18	Wooded steppe			+	+
X29	Salt lake islands				+
X35	Inland Sand Dunes			+	+

Примітка: AL – альпійський, PA – понтійський, CO – континентальний, ST – степовий.

Перелік біотопів Резолюції № 4 включає досить широкі групи. Більшість природних біотопів, які є на території України, занесені до цього списку. Тому потреба в розширенні переліку невелика. Наприклад, із природних лісових біотопів північної частини України занесеними є ліси дубово-грабові, сухі і свіжі соснові, ацидофільні дубові та дубово-соснові, тополеві, вербові, заплавні дубові та в'язові, заплавні незаболочені вільхові та ясенново-вільхові, а також соснові та березові болота, незанесеними є лише заболочені вільхові, ялинові, вологі соснові ліси. Ці біотопи наявні в багатьох країнах Європи і їх відсутність в Резолюції 4 означає, що на думку експертів вони в меншій мірі заслуговують на охорону. Разом з тим, на півдні та сході України є окремі біотопи, які заслуговують на включення, але ще не включені. В 2011 р. нами України було підготовано номінаційну форму для включення до Резолюції № 4 і до класифікації EUNIS угруповання хамефітів крейдових відслонень басейну Дону. Перспективними для включення є скельні біотопи степової зони та Кримських гір, які є багатими на рідкісні ендемічні види.

Під час використання класифікації біотопів часто виникають труднощі з інтерпретацією їх обсягу. У різних джерелах, у тому числі в офіційних, є відмінності в трактуванні певних одиниць. Розглянемо докладніше деякі протиріччя, які стосуються переважно Резолюції № 4 Постійного комітету Бернської конвенції.

У Резолюції версії 1996 р. (за палеарктичною класифікацією) був присутній пункт 53.3 Fen-sedge beds (угруповання *Cladium mariscus*). У версії Резолюції 2010 р. (за класифікацією EUNIS) на цьому місці стоїть D5.2 Beds of large sedges normally without free-standing water (евтрофні болота з домінуванням високих *Cyperaceae*) [4]. В оприлюдненій Постійним Комітетом Бернської конвенції „Таблиці відповідності між старою і новою версіями Додатку I Резолюції 4 (1996) Бернської конвенції про типи біотопів, що підлягають охороні” [5] вказується, що біотоп 53.3 точно відповідає біотопу D5.2 (тобто не є вужчим і не є ширшим). Однак за базою даних EUNIS [6,7] до D5.2 входить п'ять біотопів ниж-

чого рівня: D5.21 Болота з домінуванням високих видів роду *Carex*, D5.22 Болота з домінуванням високих видів роду *Cyperus*, крім *Cyperus papyrus*, D5.23 Болота з домінуванням *Cyperus papyrus*, D5.24 Болота з домінуванням *Cladium mariscus*, D5.25 Валенсійські торфові острови з домінуванням *Cladium* (з *Kosteletzkya pentacarpos*). Із цих п'яти біотопів тільки два представлені угрупованнями з *Cladium*. За зайнятою площею біотоп D5.2 в багато разів перевищує 53.3. Зокрема в Україні D5.2 представлений переважно осоковими евтрофними болотами (D5.21), що займають сотні тисяч гектарів (майже 1% території), основні домінанти – *Carex elata*, *Carex appropinquata*, *Carex acutiformis*, *Carex riparia*, а угруповання *Cladium mariscus* в Україні вкривають лише кілька сотень гектарів. При заповненні номінаційних форм на ASCI для території України ми утримувалися від наведення біотопу D5.2, за винятком тих випадків, коли присутні угруповання *Cladium mariscus*. Розбіжності в інтерпретації біотопу D5.2, мабуть, виникли внаслідок неправильного розуміння слова fen-sedge (меч-трава), яке було сприйнято укладачами Додатку I Резолюції № 4 як fen sedge (болотна осока). У вересні 2011 р. було підготовано визначник біотопів Резолюції № 4 [8], яким закріплено включення до Резолюції широкого біотопу D5.2.

У класифікації EUNIS широколистяні й мішані хвойно-широколистяні ліси належать до різних груп біотопів другого рівня (відповідно G1 і G4). Зокрема букові і ялицево-букові мають коди відповідно G1.6 і G4.6. В Резолюції 4 присутні лише букові ліси G1.6. Разом з тим у визначнику біотопів Резолюції № 4 [8] вказується, що ялицево-букові і ялиново-букові ліси G4.6 слід розглядати як букові ліси G1.6. Таким чином, проголошуючи використання класифікації EUNIS, Резолюція № 4 відхиляється від цієї класифікації. В старому варіанті Резолюції також мало місце включення мішаних лісів до широколистяних.

У визначнику 2011 р. чітко не визначений обсяг ацидофільних дібров G1.8. Для дубово-соснових лісів у класифікації EUNIS передбачено окремий пункт G4.7. У старіших матеріалах по Резолюції № 4, які базуються на палеарктичній класифікації, зокрема у визначнику біотопів Резолюції для країн Phare, вказується, що до ацидофільних дібров 41.5 належать і дубово-соснові ліси 41.58, хоча в палеарктичній класифікації для дубово-соснових лісів є окремий пункт 43.5. Таблиця відповідності між старою і новою версіями Додатку I Резолюції 4 [5] прирівнює обсяг 41.5 і G1.8.

У старому варіанті Резолюції був пункт 34.A “Піщані степи”, який відповідає порядком *Festucetalia vaginatae* і частково *Festucetalia valesiaca*. Згідно Таблиці відповідності [4] пункт 34.A разом із ще двома входить до E1.2 „Багаторічні кальцефільні трав'яні угруповання”. Однак, більшість біотопів 34.A не є кальцефільними, мають нейтральну

або кислу реакцію ґрунту, а тому мають належати за класифікацією EUNIS до E1.9 „Несередземноморські сухі кислі й нейтральні відкриті трав'яні угруповання”.

Крім названих протиріч в Резолюції № 4, при інтерпретації біотопів часто виникають труднощі, пов'язані з недостатньо чіткими критеріями їх виділення на нижчих рівнях класифікаційної ієрархії. По деяких біотопах відчувається слабка їх вивченість в межах України. Насамперед це стосується пунктів С3.41 “Євросибірські земноводні угруповання багаторічників”, С3.511 “Прісноводні угруповання дрібних видів *Eleocharis*”, С3.5132 “Угруповання дрібних видів *Cyperus*”, С3.5133 “Угруповання дрібних трав на мокрому ґрунті” та інші.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. *Resolution No. 4* (1996) listing endangered natural habitats requiring specific conservation measures (Adopted by the Standing Committee on 6 December 1996) / Council of Europe. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats Standing Committee. – Режим доступу: <https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?id=1475213&Site=COE>
2. *Revised Annex I of Resolution 4* (1996) of the Bern Convention on endangered natural habitat types using EUNIS habitat classification / Group of Experts on Protected Areas and Ecological Networks. Strasbourg, 2010. – 10 p. – Режим доступу: <https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?id=1695587&Site=DG4-Nature>
3. *Смарагдова мережа в Україні* / [Ред. Л.Д. Проценко] – К.: Хімджест. – 2011. – 192 с.
4. *Moss D.* Cross-references between the EUNIS habitat classification and the Palaearctic habitat classification / Moss D., Davies C.E. – Huntingdon: Centre for Ecology and Hydrology – 2002. – 64 p.
5. *Correspondence table* between the old and new version of Annex I of Resolution 4 (1996) of the Bern Convention on endangered natural habitat types. – 9 p. – Режим доступу: [http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/EcoNetworks/Documents/EMERALD\\_EUNIS\\_table.pdf](http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/EcoNetworks/Documents/EMERALD_EUNIS_table.pdf)
6. *Davies C.E.* EUNIS habitat classification revised 2004 / Davies C.E., Moss D., Hill M.O. – European Environment Agency. European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. – 2004. – 310 p. – Режим доступу: [http://eunis.eea.europa.eu/upload/EUNIS\\_2004\\_report.pdf](http://eunis.eea.europa.eu/upload/EUNIS_2004_report.pdf)
7. *EUNIS habitat type hierarchical view* / European Environment Agency. – Режим доступу: <http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp>
8. *Interpretation manual of the Emerald habitats*. Resolution 4 version 2010. First draft. – Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Group of Experts on Protected Areas and Ecological Networks. Strasbourg, 2011. – 85 p. – Режим доступу: <https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?id=1829333&Site=DG4-Nature&BackColorInternet=DBDCF2&BackColorIntranet=FDC864&BackColorLogged=FDC864>

## ОЦІНКА СОЗОЛОГІЧНОЇ ЗНАЧИМОСТІ БІОТОПІВ

Дідух Я.П.

*Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,  
відділ геоботаніки та екології  
вул. Терещенківська, 2. м. Київ, 01601  
e-mail: didukh@mail.ru*

Одним із важливих завдань у природоохоронній діяльності є оцінка созологічної значущості видів, ценозів та біотопів, що викликає великі труднощі та гострі дискусії.

Підходи до такої оцінки знайшли застосування по відношенню до видів, занесених до “Червоної книги України” (2009) [1] та рослинних угруповань, занесених до “Зеленої книги України” (2009) [2].

Використані підходи можна звести до двох: якісного, що знаходить відображення у категоризації, наприклад IUCN, вітчизняних категоріях (ЧКУ) та кількісного, що ґрунтується на оцінці комплексу ознак. Останній був запропонований чеським природодослідником Я. Черовським [3], адаптований до України С.М. Стойком [4,5] як методику оцінки виду на основі аутфітосоціологічного індексу (АФІ), у якому враховані різні фітосоологічні ознаки: поширення виду, наукова та практична значимість, кількість та площа відомих локалітетів, зайнятих популяцією, умови зростання, здатність до розмноження, конкурентна здатність, відношення до дії певних екзогенних факторів тощо. Кожній із ознак присвоювався певний коефіцієнт, що характеризувало її “вагу” або значимість. Разом з тим, деякі дослідники [6] ці ознаки розглядали як рівноцінні, оскільки оцінити їх “вагу” практично неможливо і така операція з позицій математичних законів є некоректною.

При підготовці другого видання “Зеленої книги України” було запропоновано синфітосоологічну оцінку синтаксонів, що включала вісім діагностичних ознак, кожна із яких оцінювалася в балах від 1 до 4 [7]. Такими ознаками були фітоценотична значущість, фітосоологічна значущість, ботаніко-географічна значущість, регіональна репрезентативність, еколого-ценотична амплітуда та щільність поширення, характер зміни ареалу, положення у сукцесійному ряду, потенціал відновлюваності. Перелік таких ознак і коефіцієнти вартості кожної у 4-бальній системі не викликає сумніву. Однак подальша операція введення рангових коефіцієнтів, їх нозологічного значення (К) і спосіб обрахунку інтегрального показника синфітосоологічного індексу (СФІ) у нас викликає заперечення, що знайшло відображення у відпо-

відній публікації [8]. Показник СФІ було прийнято у “Зеленій книзі України” (2009) відповідно до Положення, затвердженого Постановою Кабінету Міністрів України від 29.08. 2002 р. № 1286. (пункт 7).

Наше заперечення полягало у тому, що перелічені ознаки кваліфікуються як шкали найменувань, оскільки їх можна переставляти місцями, вони не підпорядковані одна одній і з позицій логіки мають розглядатися як незалежні і лінійні. Автори [9] намагалися перевести їх у шкалу порядків, надали цим ознакам відповідні коефіцієнти від 1 до 8, але ця розмірність ніяк не обґрунтована, що було показано на різноманітним прикладах, тому у такому випадку вони повинні розглядатися як рівноцінні.

Разом з тим вартість кожної ознаки від вищої (4 бали) до нижчої (1 бал) не викликає заперечень, бо вони відповідають шкалі порядків і їх неможливо поміняти місцями.

Саме на основі критичного аналізу таких розробок, викладених у згаданих роботах, ми пропонуємо відповідний підхід та методику оцінки біотопів. Нами пропонується використання наступних ознак, які відображають стійкість біотопів та їх відновлюваність, широту екологічної амплітуди, характер поширення, географічну репрезентативність та їх власне нозологічну значущість.

Стійкість біотопів розглядається у двох аспектах: резистентна, яка відображає опір змінам, та пружна, що свідчить про ступінь відновлення їх до вихідного стану. Для такої оцінки нами пропонується використання наступних ознак: оцінки впливу антропогенної трансформації, відновлювальність екосистем, екологічна амплітуда по відношенню до провідних факторів, їх положення у сукцесійному ряду та наявність у біотопах інвазійних видів, що можуть призвести до суттєвої трансформації фітоценозів. Друга група ознак відображає ступінь рідкісності біотопів (регіональна репрезентативність і характер поширення). Третя група – це оцінка значущості, що отримана на основі експертних підходів і знайшла відображення у відповідних документах.

Розглянемо детальніше кожну із них.

Вплив антропічної трансформації на біотопи є основною загрозою їх існування. При цьому мова йде лише про прямий вплив, оскільки оцінка опосередкованого (наприклад, через евтрофікацію водойм, ерозію ґрунтів, кліматичні зміни) ускладнює таку оцінку і є неоднозначною. По відношенню до дії цього фактора (чи комплексу факторів) біотопи були розділені на чотири категорії. Перша – коли антропічний вплив непомітний на структурі або розглядається як позитивний, тобто біотоп сформований у результаті такого впливу (сегетальні, рудераль-

ні угруповання, посадки штучного впливу тощо). Друга категорія включає біотопи, на яких прямий вплив антропоїчного фактора хоча і не прослідковується, проте це проявляється на окремих елементах (видах) або можливий опосередкований вплив, що трохи змінює структуру біоценозу. Третя категорія характеризується змінами, що проявляються у структурі домінантів-ценозоутворювачів (наприклад, лучних біотопів); четверта – коли суттєво порушена структура і відновлення відбувається з піонерних стадій (вирубка лісів).

У залежності від характеру відновлення біотопи поділяються на відповідні категорії, наведені у таблиці. Положення у суцесійному ряду оцінюється за характером стадій, які визначаються антропогенними типами суцесіями. До короткочасових піонерних серій відносяться біотопи сегетального типу або ті, що формуються у результаті постійної дії антропогенного фактора. До другої категорії відносяться серійні угруповання сингенетичного типу, ценотична структура яких достатньо чітко сформована і вони існують у даних умовах, суттєво не впливають на ґрунотвірні чи мікрокліматичні показники (рудеральні, лучні угруповання). До третьої відносяться такі вторинні угруповання, розвиток яких впливає на показники і зміну ґрунотвірних та мікрокліматичних характеристик (похідні ліси). Нарешті, до четвертої категорії відносяться стійкі клімаксові та субклімаксові біоценози, характерні для відповідних умов. Вони можуть змінюватися (наприклад, ковилові степи), але такі зміни є довготривалими і виходять за рамки власне суцесій.

Індикатором резистентної стійкості біотопів є поява у них інвазійних видів. Найширшою резистентністю (перша категорія) характеризуються біотопи, у яких природні домінанти замінюються інвазійними видами, що визначають структуру і характер функціонування екосистем (наприклад, у лісах *Quercus rubra*, *Ailanthus altissima*, в околицях населених пунктів *Reunoutria sachaliensis*, *Heracleum sosnovskyi*). До другої категорії відносяться біотопи, у яких інвазійні види мають високу константність і можуть виступати як діагностичні по відношенню до інших син таксонів. Завдяки цьому вони можуть мати ранг варіантів чи навіть субасоціацій. З такою ситуацією ми зіткнулися, коли розробляли класифікацію степових угруповань Центрального Поділля, де діагностичний блок формували *Stenactis annua*, *Solidago serotina* тощо. Третя категорія біотопів характеризується наявністю інвазійних видів, що трапляються спорадично і помітної ролі в ценозах не відіграють. Нарешті, до четвертої відносяться біотопи, що мають найвищий ступінь резистентності, відпорності і в таких умовах інвазійні види не трапляються (наприклад, болота кл. *Охусо-*

*cco-Sphagneteta*, *Scheuchzerietea palustris* тощо). При їх порушенні відновлення відбувається дуже повільно, що характеризує низьку їх пружність.

Однією з головних ознак, яка відображає созологічну цінність біотопів є відношення їх до дії зовнішніх факторів, характер поширення, що діагностується положенням по відношенню до межі ареалу та територіальним розміщенням, що відображають положення по відношенню до впливу природних екологічних факторів, специфіку лімітувальних меж.

До найнижчої першої категорії зараховані біотопи, що знаходяться у межах ареалу й мають суцільне поширення або трапляються всюди, де формуються відповідні умови. До другої категорії належать біотопи, близько межі суцільного ареалу, що проявляється у диз'юнктивному їх розподілі. Третя категорія включає біотопи, які по своїй природі мають диз'юнктивне поширення, а четверта – такі, що відомі з окремих локалітетів.

Для оцінки екологічної амплітуди біотопів нами використано методику синфітоіндикації [10]. На основі оцінки не менше, ніж 10 геоботанічних описів розраховуються відповідні бальні показники для кожного із факторів. Шляхом відповідної математичної обробки (відкидання значень, що знаходяться за межею  $3\sigma$ , переводу бальних даних у відсотки, залежно від розмірності шкали) було виявлено, що біотопи четвертого-п'ятого рівня розмірності мають досить вузькі амплітуди і більшість із них укладається в межі 10%. На основі цього вони були розділені на чотири категорії: до першої категорії належать ті, що мають амплітуди ширші ( $>10\%$ ) по відношенню до шкал різних едафічних факторів (біотопи, представлені вторинними трав'янистими угрупованнями); до другої – ті, що мають звужену ( $<10\%$ ) амплітуду більше, ніж одного едафічного фактора (в основному лучні, болотні, степові та деякі лісові); до третьої – зараховують біотопи, що мають вузьку ( $<5\%$ ) екологічну амплітуду по відношенню до шкали одного фактора та  $<10\%$  - більшості едафічних факторів (в основному, це лісові біотопи); четверта - включає біотопи, що мають вузьку ( $<5\%$ ) амплітуду по відношенню до шкал кількох едафічних факторів (наприклад, з участю *Batrachium fluitans*, *Trapa natans*, *Hottonia palustris*, *Helictotrichon desertorum*, а також широколистяно-дубові ліси Західного Поділля, термофільні широколистяні ліси, базифільні широколистяно-букові ліси, субконтинентальні грабово-дубові ліси та кленово-липово-дубові ліси Лівобережжя тощо). Отже, лісові ценози, що мають потужне фітогенне поле, характеризуються більш звуженими еколого-ценотич-

ними показниками, ніж відкриті угруповання, що підкреслює велике еколого-ценотичне значення лісів.

Інший аспект відображає регіональну репрезентативність біотопу, де найбільші регіони (1 категорія) представлені кількома геоботанічними областями (наприклад, водна, сегетальна, рудеральна рослинність). До другої категорії відносяться біотопи, що трапляються в одній геоботанічній області або зоні, хоча можуть заходити у сусідні як інтразональні. Третя – представлена біотопами, що характерна для геоботанічної провінції і четверта – унікальні, відомі з досить обмеженої території – певного округу.

Немаловажне значення відіграє те, яку созологічну основу має даний біотоп, що знаходить відображення у наявності в його складі рідкісних видів та угруповань. Такий підхід одночасно характеризує оселищну концепцію збереження видів, яка сьогодні стає пріоритетною концепцією у природоохоронній діяльності, а також охорону ценозів, що є індикаторами умов існування і були занесені до “Зеленої книги України” (2009). Відповідно, виділяються категорії: 1 – відсутні рідкісні види та ценози; 2 – наявні рідкісні види, занесені до “Червоної книги України”; 3 – домінуючий вид включено до “Червоної книги України” або синтаксони – до “Зеленої книги України”, де мають статус типових чи таких, що перебувають під загрозою зникнення; 4 – у складі угруповань багато видів (серед них і домінанти), занесені до “Червоної книги” або синтаксони, що мають статус у “Зеленій книзі України” рідкісних або зникаючих. У випадку, коли категорії між “Червоною книгою України” та “Зеленою книгою України” розходяться (оскільки ці ознаки не корелюють між собою), то вибирається більш значуща ознака і, відповідно, присвоюється більш вища категорія. Тобто, зникаючі, занесені до “Зеленої книги” ценози, що у своєму складі не мають видів, занесених до “Червоної книги України”, будуть віднесені до найвищої четвертої категорії.

Созологічна значимість оцінюється і за тим, який охоронний статус уже надано даному типу біотопу в Європі. До першої категорії віднесені біотопи, що не внесені до міжнародних списків і не потребують охорони а ргіогі. До другої – занесені до списку CORINE, NATURA тощо, до третьої – які мають синфітосозологічний статус в Україні (занесені до “Зеленої книги України”, оскільки обсяг синтаксонів останньої вужчий, ніж європейських). До четвертої відносяться ті, що підлягають охороні як на державному, так і міжнародному рівні. При цьому слід зауважити, що загальноєвропейська класифікація добре розроблена для країн ЄС і недостатньо репрезентує біотопи України, що не знижує їх значимість і на цю ситуацію слід вводити відповідну поправку.

## Созологічна оцінка біотопів

Ознаки		Категорія			
		4	3	2	1
1.	Вплив антропогенної трансформації	знищується повністю і відновлюється від піонерних стадій	змінюється структура домінантів	змінюється видовий склад	зміни не помітні або біотопи формуються під безпосереднім впливом антропогенного фактору
2.	Відновлювальність	дуже слабка	слабка	задовільна	добра
3.	Положення у сукцесійному ряду по відношенню до антропогенних сукцесій	кінцеві стійкі клімаксові та субклімаксові стадії	стадії ендоекогенезу, впливають на зміну мікроклімату та ґрунту	серійні сингенетичні стадії, не впливають на зміну показників ґрунту та мікроклімату	піонерні, короткочасові стадії
4.	Регіональна репрезентативність	поширений у межах округу	трапляється у межах підпровінції	трапляється у межах геоботанічної області чи фізико-географічної зони	охоплює кілька геоботанічних областей або фізико-географічних зон
5.	Характер поширення	відомі окремі локалітети невеликого розміру	має диз'юнктивне поширення	на межі суцільного ареалу характеризується спорадичним поширенням	трапляється звичайно в оптимальних умовах

6.	Екологічна амплітуда	має вузьку (<5%) амплітуду по відношенню до шкал кількох едафічних факторів	має вузьку (<5%) по відношенню до шкали одного фактора та <10% - більшості едафічних факторів	має звужену (<10%) амплітуду по відношенню до шкал понад як одного едафічного фактора	амплітуди >10% по відношенню до шкал різних едафічних факторів
7.	Екологічні умови поширення	у специфічних, екстремальних екологічних умовах	вузьке поширення через рідкісність біотопу	спорадичне поширення в оптимальних умовах	трапляється звичайно в оптимальних умовах
8.	Наявність інвазійних видів	відсутні інвазійні види	наявні інвазійні види	наявні інвазійні види як діагностичні з високим ступенем постійності	інвазійні види відіграють роль домінанта
9.	Созологічна значущість	значна кількість видів занесено до ЧКУ та інших списків	домінуючий вид занесено до ЧКУ	наявні види, занесені до ЧКУ	відсутні рідкісні види
10.	Синфітосозологічний статус	занесені до міжнародних та державних списків	занесені до "Зеленої книги України"	занесені до списку EUNIS, CORINE або Natura 2000	не внесені до жодних списків, бо не потребують охорони

Виходячи із незалежності охарактеризованих ознак, ми розглядаємо їх як рівноцінні, що мають однакову вартість від 1 до 4. Таким чином, мінімальну кількість, яку може отримати біотоп – 10 балів, а максимальну – 40. Різниця між мінімальним та максимальним значенням становить 30 балів. Виходячи з цього, ми розбиваємо їх на п'ять класів: I – 40-35 балів, дуже рідкісні, що мають вузьке поширення і погане відновлення, тому потребують особливих заходів щодо охорони; II – 34-29 балів – рідкісні, що мають обмежене поширення і слабке відновлення, тому потребують певних заходів щодо їх охорони; III – 28-23 бали – спорадично поширені, що характеризуються недостатнім, повільним відновленням, потребують часткової охорони; IV – 22-17 балів – звичайно поширені, ценози яких мають нормальне відновлення; V – 16-10 балів – широко розповсюджені або вторинні біотопи, що достатньо адаптовані до впливу антропогенного фактора. При цьому, кількість ознак, що аналізуються, може бути знижена, що потребує внесення відповідних коректив для виділення класів.

Така категоризація повинна бути покладена в основу підготовки “Червоного списку біотопів України”, а також розробки інших нормативних документів, зокрема щодо розрахунку такс відшкодування при їх пошкодженні.

## ЛІТЕРАТУРА

1. *Червона книга України*. Рослинний світ / Під ред. Я.П. Дідуха/. К.: Глобалконсалтинг. – 2009. – 912 с.
2. *Зелена книга України* / Під ред. Я.П. Дідуха. – К.: Альтерпрес. – 2009. – 448 с.+48 кольор.
3. *Čerovsky J. Ochrana rostlinneho prirodneho bhatstvi v kulturni krajine // Pamatky a priroda. – 1977. – 2. – S.218-235.*
4. *Стойко С.М.* Біогеоценотичні основи заповідної справи, охорони фітоценофону // *Флора і рослинність Карпатського заповідника. – К.: Наук. думка. – 1982. – С.5-30.*
5. *Стойко С.М.* Раритетні фітоценози західних регіонів України (Регіональна Зелена книга) / *Стойко С.М., Мілкіна Л.І, Яценко П.Т. та ін. – Львів: Поллі. – 1998. – 190 с.*
6. *Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дідух Я.П., Молчанов Е.Ф.* Государственный заповедник «Мыс Мартъян». – К.: Наук. Думка. – 1985. – 256 с.
7. *Шеляг-Сосонко Ю.Р., Устименко П.М., Вакаренко Л.П., Попович С.Ю.* Ценотаксономічна різноманітність лісів України: методика оцінки та синфітоіндикаційна класифікація // *Укр. ботан. журн. – 1999. – 56, №1. – С.74-78.*

8. *Дідух Я.П.* Якою ж бути “Зеленій книзі України?” // Укр. ботан. журн. – 2006. – 63, №3. – С. 432-439.
9. *Попович С.Ю.* Синфітосозологія лісів України. – К.: Академперіодика. – 2002. – 228 с.
10. *Didukh Ya.P.* The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. – Kyiv: Phytosociocentre. – 2011. – 176 p.

## ПРИНЦИПИ СОЗОЛОГІЧНОЇ КАТЕГОРИЗАЦІЇ РАРИТЕТНИХ ТИПІВ ОСЕЛИЩ

<sup>1</sup> Кіш Р.Я., <sup>2</sup> Проць Б.Г., <sup>3</sup> Кагало О.О., <sup>4</sup> Чорней І.І., <sup>3</sup> Данилик І.М.

<sup>1</sup> Ужгородський національний університет

вул. Волошина, 32, м. Ужгород, 88000; e-mail: Rkish@rambler.ru

<sup>2</sup> Державний природознавчий музей НАН України, Львів

<sup>3</sup> Інститут екології Карпат НАН України, Львів

<sup>4</sup> Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

Созологічна категоризація типів оселищ є ще недостатньо добре опрацьованим аспектом природоохоронного аналізу об'єктів охорони. В Україні її до цього часу не розробляли, а підходи, які застосовують в країнах Європейського Союзу є практично невідомі в Україні. Тому, доцільним є їх детальніше висвітлення.

Созологічна категоризація раритетних типів оселищ потребує використання цілісної системи критеріїв, які б максимально достовірно відображали реальну ступінь загрози оселищу. Ці критерії також повинні бути достатньо адаптованими до відображення як якісних, так і кількісних тенденцій розвитку, змін чи трансформації окремих типів оселищ [1]. Одним із таких критеріїв є критерій загрози втрати площ (ареалу) (Area Loss – AL) оселищ, для оцінювання якого можуть бути застосовані категорії, подібні до IUCN категорій оцінки стану популяцій видів рослин і тварин, яким загрожує зникнення [4, 5]. Поряд із цим, традиційним для видів фауни та флори критерієм, для оселищ застосовують критерій оцінювання загрози якісних змін (Quality Loss – QU) під час порушень (впливів), у т.ч. загрозу повільної в часі деградації стану популяцій видів. Оцінені за цим критерієм загрози повинні відображати наслідки антропогенних впливів, часто, непрямих та опосередкованих (зміни гідрологічного режиму, балансу поживних речовин тощо), які можуть, у свою чергу, відобразитися у змінах видового складу або тільки в зміні чисельності типових видів оселища й не супроводжуватися втратами площ. При цьому під деградацією розуміють втрату певної структури, типових елементів оселища як частини середовища існування, необхідного для характерних видів, деструкцію контактних оселищ із впливом на функціональну їх взаємодію тощо.

Під час созологічної оцінки оселищ необхідним є не тільки визначення реакції стану оселища на різні види антропогенного впливу. Також важливим критерієм є здатність оселища до відновлення (регенерації) (Regenerability – RE). Цей критерій також оцінює здатність протидії негативним впливам.

Загалом, під час оцінювання загроз у групі головних передусім виділяють два критерії – втрата площ-ареалу (загроза прямого знищення) та загроза якісних змін оселища (загроза поступової деградації). Критерій здатності оселища до відновлення (регенерації), зазвичай, розглядають як додатковий

У рамках класифікації загроженості оцінюють антропогенні зміни й тенденції за останні 100-150 років, оскільки лише за цей період, головним чином, доступна інформація.

Нині у Європі ще не розроблена єдина та уніфікована система критеріїв оцінки, хоча на рівні окремих країн вже розроблено кілька варіантів, загалом, досить подібних між собою систем критеріїв, якими користуються під час укладання національних і регіональних “червоних” списків оселищ. Зокрема, у Німеччині за останніми розробками [8] оцінка загроз для типів оселищ основана на дворівневій системі критеріїв, перший з яких оцінює втрату площ-ареалу (Area Loss – AL) внаслідок прямого знищення та критерій якісних змін (Quality Loss – QU) – як оцінювання поступової деградації. Ці два критерії об’єднують для встановлення значення регіональної загроженості (Regional Threat value – rG) для кожного з восьми *фізико-географічних* регіонів Німеччини. Регіональний рейтинг загроженості визначається як сума критеріїв якісних змін (QU) та втрати площ (AL). Середнє значення регіонального рейтингу загроженості дає загальнонаціональний статус загроженості для оцінюваного типу оселища.

Окрім згаданих головних критеріїв, система природоохоронної оцінки оселищ у Німеччині доповнена критерієм поточного тренду (Current trend). Поточний тренд типу оселища може відрізнитися від історичних трендів, які визначаються з використанням згаданих вище критеріїв оцінки загроженості на основі аналізу за останні 50-150 років. Оцінка поточного тренду на основі розвитку за останні 10 років дозволяє робити прогнози на найближчий час (максимум ще на 10 років). Критерії загроженості й поточний тренд доповнені оцінкою здатності до регенерації (Regenerability – RE) кожного типу оселищ.

Під час укладання червоного списку оселищ Норвегії [7] для оцінки загроз застосовано чотири типи критеріїв: 1. Втрата площ-ареалу (Areal reduction), 2. Кілька місцезнаходжень і зменшення площ (Few localities and decreasing area), 3. Кілька місцезнаходжень (Few localities), 4. Зменшення якості оселища (Decreasing habitat Quality).

Однією з досить детально розроблених є система критеріїв оцінки загроз у червоному списку загрожених типів оселищ Австрії [2, 3]. Саме ця система критеріїв є, на нашу думку, найоптимальнішою та може бути взята за основу для оцінювання загроз і визначення природоохо-

ронного статусу вітчизняних раритетних типів оселищ. Як і в німецькій системі, оцінка загроз в австрійській системі основана на дворівневій системі критеріїв зі встановленням значень регіональної загрози для кожного з природних регіонів Австрії та обчисленні загальнонаціонального рівня загроз як середнього регіональних рейтингів. Серед головних критеріїв загроз, поряд з критеріями якісних змін (QU) та втрати площ-ареалу (AL) введений ще один критерій – рідкісність (Seltenheit – SE). Також використаний додатковий критерій – регенераційна здатність, і, крім того, введений додатковий критерій відповідальності (Verantwortlichkeit – відповідальність) з двома позиціями шкали: відповідальність в особливих масштабах і висока відповідальність (цей критерій передбачає оцінку “відповідальності” країни за ризик зникнення раритетного типу оселища у відповідності з Директивою про оселища).

Для каталогу типів оселищ Українських Карпат і Закарпатської рівнини низовини (який підготовано до друку в рамках проекту “Визначення і класифікація типів оселищ в Україні: введення стандартів та методології Європейського Союзу (пілотний проект в Українських Карпатах)”, фінансованого урядом Королівства Нідерландів (програма VBI-Matra)) застосована система критеріїв оцінки загроз, побудована на основі австрійської дворівневої системи з окремими доповненнями й корекціями та, за можливістю, з переведенням в категорії IUCN за пропозиціями J. Vlab, U. Riecken, A. Ssymank [1].

### **Головні критерії:**

1. Загроза втрати площ (ареалу), на яких поширений певний тип оселища;
2. Загроза якісної зміни оселища (загроза його деградації);
3. Рідкісність

### **Додатковий критерій:**

Здатність до регенерації

### **Критерій “загроза втрати площ” (Area Loss – AL):**

- 0 – повна втрата площ, повне знищення (extinct) – типи оселищ, які раніше були присутні на території, однак сьогодні їх існування не підтверджене;
- 1 – дуже інтенсивне зменшення площ-ареалу, загроза повного знищення (critical) – типи оселищ, для яких лише невелика частина попередніх площ і надалі існує;
- 2 – інтенсивне зменшення площ-ареалу, під значною загрозою знищення (endangered) – типи оселищ зі значним зменшенням площ-

ареалу майже по всьому регіону, або вони вже зникли в кількох частинах (підрегіонах) регіону;

- 3 – значне зменшення площ-ареалу, під загрозою знищення (vulnerable) – типи оселищ з негативними тенденціями зменшення площ у межах усього регіону або локально зниклі на окремих/поодиноких територіях (сайтах);
- 4 – незначне зменшення площ-ареалу, або залишається без змін; потенційно перебувають під загрозою (susceptible) – типи оселищ з природно обмеженим поширенням, або з обмеженим числом локалітетів, через що перебувають під постійною загрозою втрати площ-ареалу.

#### **Критерій “загроза якісної зміни оселища” (Quality Loss – QU):**

- 0 – повністю знищений (completely destroyed) – типи оселищ, які зазнали таких якісних змін, що типові або природні варіанти оселища повністю знищені;
- 1 – загроза повного якісного знищення (руйнування) (threatened by complete destruction) – типи оселищ, які зазнали негативних якісних змін майже по всьому ареалу оселища, так, що типові або природні варіанти залишилися лише в небагатьох або лише в одному локалітеті і є загроза повного знищення протягом короткого часу;
- 2 – висока загроза якісних змін (властивостей) (heavily endangered) – типи оселищ, які зазнали якісних змін настільки, що  
– втрата якісного стану типових варіантів відбулася по всьому ареалу поширення оселища в регіоні, або  
– типові варіанти зникли в кількох локалітетах;
- 3 – загроза якісних змін (властивостей) (endangered) – типи оселищ, які зазнали якісних змін настільки, що  
– втрата якісного стану типових варіантів відбулася в окремих локалітетах ареалу поширення оселища в регіоні, або  
– типові варіанти зникли в окремих (поодиноких ) локалітетах;
- 4 – поза загрозою якісних змін стану (not endangered at present).

#### **Критерій “рідкісність” – R:**

- 0 – зниклий (вимерлий) (EX),
- 1 – дуже рідкісний (CR),
- 2 – рідкісний (EN),
- 3 – помірно поширений (VU),
- 4 – часто трапляється (LR).

Критерій рідкісності оцінюється за категоріями IUCN, розробленими для оцінки загроз таксонів рослин і тварин [6].

**Критерій “здатність до регенерації” (додатковий критерій) (Regenerability – RE):**

- 0** – не здатний до відновлення, відновлення неможливе – типи оселищ, відновлення яких неможливе в історичний період.
- 1** – майже не здатний до відновлення (регенерація навряд чи можлива) – типи оселищ, відновлення яких можливе лише за історичний час (понад 150 років).
- 2** – важко здатний до відновлення (регенерація складна) – типи оселищ, регенерація яких можлива тільки за дуже тривалий проміжок часу (15-150 років).
- 3** – відносно здатний до відновлення (регенерація умовно можлива) – типи оселищ, регенерація яких можлива за проміжок часу до 15 років.
- 4** – здатний до відновлення (регенерація можлива).

Під час соціологічної оцінки типів оселищ екологічно достатньо гетерогенної й великої території доцільно здійснювати оцінку ступеня їх загроженості за природоохоронними критеріями з визначенням регіональних рейтингів у розрізі екологічно, геоморфологічно, фітоісторично, біогеографічно відносно однорідних її частин. На цій підставі може бути визначений загальний соціологічний стан певних типів оселищ у межах досліджуваної території загалом.

Згодом, під час визначення загальнонаціонального статусу загрози для оцінюваних типів оселищ, його доцільно здійснювати за головними фізико-географічними регіонами країни.

Загальну регіональну оцінку загрози вираховують як середнє арифметичне суми категорій трьох головних факторів з урахуванням додаткового фактора “здатність до регенерації”. На основі середнього значення регіональних рейтингів встановлюють загальну категорію загрози для оселища на досліджуваній території. У разі потрапляння середнього показника в інтервал між цілими числами категорій, показник доцільно заокруглювати в сторону вищої категорії загрози (2-3 → 2). Загальну, як і регіональну, загрози для оцінюваного типу оселища визначають з використанням категорій IUCN, застосованих для соціологічної категоризації (оцінки) оселищ у європейських країнах [1, 2, 3, 7, 8, 9].

Природоохоронні категорії оцінки стану типів оселищ, які перебувають під загрозою (зникнення):

- 0 (EX)** – тип оселища повністю зник (знищений) (тип оселища, який раніше траплявся на території, але сьогодні у своєму типовому вигляді відсутній); IUCN категорія “RE” – regionally Extinct

- 1 (CR)** – тип оселища знаходиться під критичною загрозою зникнення (перебуває в критичному або критично загроженому стані), (тип оселища, зникнення якого без спеціальних дієвих охоронних заходів передбачуване в часі.); IUCN категорія “CR” – Critically Endangered;
- 2 (EN)** – тип оселища знаходиться під високою загрозою зникнення (перебуває у небезпечному стані), (тип оселища, який у своєму типовому вигляді значно змінився (деградував)); IUCN категорія “EN” – Endangered;
- 3 (VU)** – тип оселища знаходиться під загрозою зникнення (вразливий) (тип оселища, який у своєму типовому вигляді відчутно змінився (деградував)); IUCN категорія “VU” – Vulnerable;
- – тип оселища знаходиться поза загрозою, (тип оселища, який на сьогодні перебуває поза загрозою); IUCN категорія “LC” – Least Concern;
- D** – недостатньо даних про даний тип оселища (тип оселища, про який недостатньо даних для можливості його оцінки); IUCN категорія “DD” – Data Deficient;
- + **(4)** – не потребує оцінки.

Практична апробація запропонованого підходу здійснена на основі матеріалів щодо оселищного різноманіття Українських Карпат і Закарпатської низовини в рамках виконання проекту “Визначення і класифікація типів оселищ в Україні: введення стандартів та методології Європейського Союзу (пілотний проект в Українських Карпатах)”, фінансованого урядом Королівства Нідерландів (програма ВВІ-Матра). Результати цієї апробації будуть наведені в “Каталозі типів оселищ Українських Карпат і Закарпатської низовини”, який автори готують до публікації.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. *Blab J., Riecken U., Szymank A.* Proposal on a criteria system for National Red Data Book of Biotopes // *Landscape Ecology*. – 1995. – 10, 1. – P. 41-50.
2. *Essl F., Egger G., Ellmauer T., Aigner S.* Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Wälder, Forste, Vorwälder. – Wien, 2002a. – Bd. 156. – 143 s.
3. *Essl F., Egger G., Ellmauer T., Aigner S.* Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs: Konzept. – Wien: Umweltbundesamt, 2002b.
4. *IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 3.1.: IUCN Species Survival Commission. – IUCN, Gland (Switzerland) and Cambridge (UK), 2001.
5. *Gärdenfors U., Hilton-Taylor C., Mace G.M., Rodriguez J.P.* The application of IUCN red list criteria at regional levels // *Conserv. Biol.* – 2001. – 15. –

P. 1206-1212.

- 6 *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria Version 8.1* (August 2010) [Electronic resource]. – 2010. – Mode of access: – <http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>.
7. *Kjærstad G.* The Norwegian Red List on Habitats – Wetland Types [Electronic resource]. – 2011. – Mode of access: <http://www.dirnat.no/multimedia/49342/The-Norwegian-Red-List-on-Habitats---Wetland-Types-Gunnar-Kjarstad.pdf>
8. *Threat criteria and categories* in the German Red List of Threatened Habitats [Electronic resource]. – Mode of access: [http://www.bfn.de/0322\\_biotope\\_kat+M52087573ab0.html](http://www.bfn.de/0322_biotope_kat+M52087573ab0.html)
9. *Rodriguez J.P., Rodriguez-Clark K.M., Baillie J.E.M.* et al. Establishing IUCN Red List Criteria for Threatened Ecosystems // *Conserv. Biol.* – 2011 – 25, 1. – P. 21-29.

# ЗАСТОСУВАННЯ КОНЦЕПЦІЇ БІОТОПУ ДО ВИРШЕННЯ НАУКОВИХ ТА ПРИРОДООХОРОННИХ ПРОБЛЕМ

Дубровський Ю.В.

*Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України*

*вул. Акад. Лебедева, 37, м. Київ, 03143*

*e-mail: [uvdubr@mail.ru](mailto:uvdubr@mail.ru)*

**Вступ.** Первісно біотоп визначали як однорідний простір, що характеризується певним поєднанням екологічних факторів, іншими словами – простір з однотипними умовами життя організмів або просторово виражений специфічний комплекс факторів середовища. Потім поняття біотопу конкретизувалося як у сенсі типу помешкання організмів, так і в сенсі просторової одиниці їх життєвого середовища. Сучасне трактування цього поняття передбачає, насамперед, сприйняття та оцінку життєвого простору його мешканцями. При цьому типологічне, хорологічне і функціональне розуміння біотопу повинні доповнювати одне одного.

**Біотоп як факторне поле.** Питання про реальний обсяг біотопу як в плані охоплення всіх елементів (факторів середовища), так і в аспекті просторового масштабу, є дуже дискусійним. У загальному плані термін „біотоп” означає “простір для життя”, що у деякій мірі протиставляється самим живим організмам. Наскільки коректно у такому розумінні позначати цим терміном весь просторово обмежений комплекс факторів, включаючи біотичні? З іншого боку, ті ж біотичні фактори, крім прямої дії, можуть мати і різноманітний опосередкований вплив через зміну абіотичних складових середовища. Особливо це стосується констеляції факторів, де важко відокремити ефекти впливу різних складових. Біотичні фактори, що є продуктом життєдіяльності популяцій, фактично неможливо відокремити від абіотичних у зв'язку з їх побічною дією. Тому, при розгляді окремих груп організмів, розуміння біотопу як оточуючого їх факторного поля (що містить взаємопов'язані абіотичні, біотичні та біогенні фактори) є цілком виправданим. До того ж, оцінка умов середовища (життєвого простору) за складом і життєвими формами його мешканців давно застосовується у практиці екологічних досліджень.

На рівні особини або популяції біотоп являє собою організований факторний простір, де важко чітко розділити біотичні та абіотичні фактори. Цей комплекс взаємопов'язаних та нерівнозначних за своєю дією факторів доцільно розглядати в рамках єдиного підходу. В той же час, концепція біотопу однаково стосується як до особин одного виду,

так і до багатовидових сукупностей взаємодіючих популяцій. При переході на біоценотичний рівень вивчення живого взаємопов'язані популяції різних видів розглядаються як єдине ціле (ценоз), а заповнений ними простір у цьому випадку включає лише абіотичні складові. Оскільки середовище всіх інтегрованих в угруповання популяцій може становити тільки сукупність неживих компонентів екосистеми, загальновідома формула “біогеоценоз (екосистема) = біотоп + біоценоз” дотримується повною мірою. При цьому біотоп можна розглядати як обмежувальне (за сукупністю градієнтів) поле, де абіотичні компоненти екосистеми проявляються у вигляді факторів, що впливають на інтенсивність та спрямованість біологічних процесів. Різноманітні взаємодії популяцій між собою і з елементами неживої природи відбуваються, головним чином, через біотоп. Отже, останній фактично є внутрішнім середовищем біогеоценозу, яке, внаслідок трансформації живими організмами, значно відрізняється від навколишнього геопростору. Тому, факторне поле за межами біотопу було б доцільно позначати терміном “екотоп”.

**Біотоп у хорологічному аспекті.** Взаємна обумовленість біоценозу і біотопу в організації живого покриву є одним з найважливіших положень сучасної екології [1, 2]. Біотоп як обмежений простір, заповнений біоценозом, повинен мати відповідний розмірний масштаб. Але зміст цього поняття почав необґрунтовано розширюватися, коли з'ясувалося, що біоценотична організація, певною мірою, притаманна угрупованням організмів дуже малого розмірного спектру, а їх місцеперебування також відповідають критеріям однорідності, просторової обмеженості і навіть – екологічної специфічності населення. При цьому термін “біотоп” поширювався на такі місця, як мікрководоїми в дуплах дерев [3] і навіть органи господаря, уражені паразитами [4]. Проте, таке розуміння біотопу веде до втрати його первісного змісту як основної одиниці арили життя, здатної підтримувати існування адаптивно відповідного їй біоценозу [5, 6].

Дійсно, біотоп – це, в першу чергу, арена реальної взаємодії різновидових (відповідно – екологічно різноякісних) популяцій, а не тільки місце концентрації певних груп особин із схожими адаптаціями. Функціональна єдність біоценозу забезпечується здійсненням відносно повного кругообігу речовин і проходженням відповідного потоку енергії. Тому, займаний ним простір повинен мати певний мінімум ресурсів. Отже, біотопом коректно називати такий життєвий простір, який може забезпечити своїми ресурсами стійке функціонування повносистемного біоценозу, що включає видові популяції вищих трофічних рівнів (не враховуючи кочових та мігруючих видів). Зрозуміло, що подібні ре-

сурсні простори за своїм масштабом приблизно відповідають таким географічним одиницям, як місцевості або ландшафти. Більшість природних біоценозів характеризується структурно-просторовою неоднорідністю і включає різні ієрархічно супідрядні підсистеми та окремі об'єкти різних рангів, наприклад, синузальні, парцелярні та консортивні угруповання [7]. Їх життєвий простір, не дивлячись на певну просторову відособленість, не відповідає рангу біотопу за ресурсним обсягом. Тому, для подібних складових доцільно використовувати інші спеціальні терміни: фація, меротоп і так далі.

**Концепція біотопу в екологічних дослідженнях.** У філософському розумінні біогеоценозу як об'єкту природи біотоп відповідає категорії його форми, а біоценоз – змісту. Розглядаючи найважливіші властивості форм можна отримати досить глибоке уявлення і про зміст об'єктів (як, наприклад, фенетичний аналіз популяцій вказує на особливості їх генофонду). Деякі загальні властивості біотопу в кількісному виразі можуть слугувати мірою трансформації біоценозом навколишнього середовища. Вони також дають уявлення про спрямованість та інтенсивність обмінних процесів у екосистемі, щільність угруповань та ін. У цьому плані екологічні особливості біотопу можна розглядати як своєрідну проекцію біоценозу на його життєвий простір.

Вивчення біогеоценозів із охопленням хоч б найважливіших компонентів і енергопотоків вимагає участі великої групи кваліфікованих фахівців та різноманітного, часто – унікального і дорогого устаткування. Проте багато актуальних завдань екології можуть вирішуватися із застосуванням спрощених підходів (або принципу “чорного ящика”) на основі концепції біотопу. Зокрема, для класифікації біоценотичних систем широко використовуються легко помітні зовнішні ознаки та швидко вимірювані показники (властивості) біотопу. Виділення та розмежування природних зон фактично засноване на їх індикації за переважаючим там типом біотопу. Коротка характеристика біотопу буває необхідна при порівняльних аналізах розподілу різних видів за факторними градієнтами, для локалізації польових експериментів, вивчення просторової структури популяцій, з'ясування біоценотичної ролі окремих груп організмів та ін. Оцінки зовнішнього енергобалансу, біопродукційного потенціалу, надходження та витрат поживних і токсичних речовин у багатьох випадках простіше та надійніше проводити на основі біотопічного підходу, без детального аналізу структури екосистеми.

Заміна трудомістких і дорогих комплексних досліджень екосистем на вивчення найважливіших біотопічних показників часто може виявитися вдалим компромісом між інформативністю і доступністю застосу-

вання різних варіантів системного аналізу в екології. Розробка спеціальних методичних підходів, що передбачають вибір найбільш інформативних системних показників і застосування ефективних експрес-методів аналізу можуть сприяти переходу вчення про біотоп в самостійний розділ синекології [8].

**Природоохоронне значення концепції біотопу.** В даний час концепція біотопу широко застосовується в созології, у першу чергу – для визначення природоохоронної цінності тих або інших територій. В межах біотопів підтримується унікальність генофонду популяцій, що населяють їх.

Відомо, що визначення та облік більшості видів, особливо – тих, що ведуть скритний спосіб життя, багатих таксонами членистоногих, а також – мікроскопічних форм, доступні тільки вузьким фахівцям. Тому, проблема їх охорони принципово зводиться до завдань збереження біотопів, що населяються ними. З іншого боку, біотопи, що відрізняються особливою специфікою та високою різноманітністю мешканців, потребують спеціальної охорони.

При масштабних змінах зовнішнього факторного поля біоценоз і його життєвий простір (біотоп) зазнають якісних (сукцесійних) перетворень як єдине ціле. Саме біотопи, що створюють в єдності з відповідними біоценозами відносно самодостатні, здатні до самопідтримки біосистеми, є природними одиницями охорони живої природи та управління нею.

**Заключення.** Поняття біотопу є одним із найважливіших узагальнень екології. Біотопи є основними природними одиницями ресурсного простору біосфери і, відповідно, мають стати системними одиницями збереження та використання живого покриву. У подальшому наукове значення біотопічної концепції буде постійно зростати.

Сучасне розуміння біотопу потребує значних уточнень, у першу чергу – у масштабно-хорологічному аспекті. Треба з'ясувати мінімально-необхідний розмір та інші ознаки життєвого простору, який слід вважати біотопом. Дуже актуальними є також пошук та впровадження загальних критеріїв визначення просторових меж і ємності біотопу відносно живої речовини та складання на цій основі загальної типології біотопів. Розробка і вдосконалення загальної методології та спеціальних методів біотопічних досліджень може стати окремим напрямком синекології.

## ЛІТЕРАТУРА

1. *Дажо Р.* Основы экологии. – М.: Прогресс, 1975. – 416 с.
2. *Фёдоров В.Д., Гильманов П.Г.* Экология. – М.: МГУ, 1980. – 464 с.
3. *Рылов В.М.* К биологической характеристике населяемого личинками *Anopheles plumbeus* Steph. биотопа по анализу воды из дупла ясеня (*Fraxinus excelsior*) // Доклады АН СССР. – 1927. – С. 287-292.
4. *Павловский Е.Н.* Учение о биоценозах в приложении к некоторым паразитологическим проблемам // Известия АН СССР, серия биол. – 1937. – № 4. – С. 1385-1422.
5. *Кашкаров Д.Н.* Основы экологии животных. Изд. 2-ое. – Л.: Учпедгиз, 1945. – 383 с.
6. *Шварц С.С.* К истории основных понятий современной экологии // Очерки по истории экологии. – М.: Наука, 1970. – С. 89-105.
7. *Рафес П.М.* Развитие учения о биогеоценозах // Очерки по истории экологии. – М.: Наука, 1970. – С. 147-194.
8. *Дубровский Ю.В., Титар В.М.* Перспективы развития учения о биотопах // Природничі науки на межі століть (до 70-річчя природничо-географічного факультету НДПУ). – Матеріали науково-практичної конференції. – Ніжин, 2004. – С. 31-32.

## 2.2. ОХОРОНА БІОТОПІВ ТА ОСЕЛИЩНІ ПІДХОДИ ДО ЗБЕРЕЖЕННЯ РІДКІСНИХ ВИДІВ

### НАУКОВІ Й ПРАВОВІ ЗАСАДИ ТА СТРАТЕГІЧНИЙ ПЛАН ДІЙ ЩОДО ВПРОВАДЖЕННЯ ОСЕЛИЩНОЇ КОНЦЕПЦІЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОТИЧНОГО ТА ЛАНДШАФТНОГО РІЗНОМАНІТТЯ В УКРАЇНІ

<sup>1</sup> Кагало О.О., <sup>2</sup> Проць Б.Г., <sup>3</sup> Зінгстра Г., <sup>4</sup> Костюшин В.А.

<sup>1</sup> *Інститут екології Карпат НАН України, Львів  
вул. Козельницька, 4, м. Львів, 79026; e-mail: kagalo@mail.lviv.ua*

<sup>2</sup> *Державний природознавчий музей НАН України, Львів*

<sup>3</sup> *Центр розвитку інновацій університету Вагенінген (Нідерланди)*

<sup>4</sup> *Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України*

Міжнародним правовим актом, який вводить у правове поле України категорії “оселище” (habitat) та “тип оселища” (habitat type) як базові інструменти визначення територій, перспективних для збереження біорізноманіття, є конвенція Про збереження природної флори і фауни та природних оселищ у Європі (Бернська конвенція) (Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats – в офіційному українському перекладі “Конвенція про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі”). Принагідно слід зазначити, що явна біологічна неадекватність перекладу офіційного тексту директиви спричинилася того, що в українському науковому й правовому мовному просторі досі був відсутній термін “оселище”. Адже для кожного еколога є очевидними відмінності між поняттями “природні середовища існування” та терміном “оселище” – як “місце проживання”. В Україні 1996 року було прийнято закон про приєднання до цієї конвенції.

Відповідно, стаття 9 Конституції України проголошує: “Чинні міжнародні договори, згода на обов’язковість яких надана Верховною Радою України, є частиною національного законодавства України.” Незважаючи на це, досі у природоохоронній практиці України ці категорії, як інструменти територіальної охорони біорізноманіття, відсутні. Причин є декілька, зокрема: це вади механізмів функціонування законодавства; традиції та певна інерція щодо сприйняття нового; недосконалість наявних перекладів базових документів; недостатня обізнаність широких кіл практиків (а, подекуди, й науковців); недостатня актив-

ність владних структур щодо впровадження загальноєвропейських підходів до територіальної охорони природи.

Разом з тим, оселищна концепція збереження біорізноманітності має низку переваг: екологічність, ландшафтність, комплексність; чіткість визначення критеріїв вибору об'єктів охорони, універсальність для різних типів екосистем (наземних і водних, континентальних і морських, з рослинністю і, практично, без неї); однозначність щодо трактування походження об'єктів охорони.

Країни Європейського Союзу найбільше просунулися у справі впровадження в практику природоохоронної справи положень Бернської конвенції. Це знайшло вираження в прийнятті й впровадженні в практику правового регулювання збереження біотичного різноманіття в країнах Євросоюзу низки нормативних документів, це, зокрема, Директива щодо збереження диких птахів (Council Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds) та Директива щодо збереження природних типів оселищ та природної фауни і флори (Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora).

Ці дві директиви формують програму Natura-2000 для організації системи територій спеціального збереження (Special Areas of Conservation).

Впровадження вимог Бернської конвенції в країнах Євросоюзу виявилось значно результативнішим від її впровадження в інших країнах завдяки вищезгаданим директивам. У рамках імплементації положень цих Директив і реалізації програми Natura-2000 було створено 25000 територій, які покривають приблизно 20% площі 27 країн ЄС – це більше, ніж загальна площа Франції; визначено переліки видів і типів оселищ, збереження яких має першочергове значення для збереження загального біорізноманіття континенту; визначені механізми контролю й регулювання обмеженнями щодо використання природних популяцій видів, які знаходяться під охороною.

Як уже зазначалося, правовими підставами імплементації в Україні правових засад оселищної концепції збереження біорізноманіття є Конституція України, Закон України Про Загальнодержавну програму адаптації законодавства України до законодавства Європейського Союзу (2004), програма створення Смарагдової мережі (Emerald) поза межами ЄС. Крім того, Комітетом Бернської конвенції в перспективних планах до 2020 р. щодо розбудови мережі природоохоронних територій зазначено про доцільність розповсюдження доробку, напрацьованого в рамках Директиви 92/43/ ЄЕС (Habitat Directive), поза межами Європейського Союзу.

Звичайно, оскільки Україна не належить до Євросоюзу, його нормативні документи не поширюються на її правове поле. Але основним міжнародним правовим документом, який має нормативну силу для України є Бернська конвенція і, відповідно, програма розбудови Смарагдової мережі (Emerald). Найбільша різниця між принципами побудови Смарагдової мережі та Директивою про оселища (відповідно, Natura-2000), полягає в тому, що Директива є юридично обов'язковим законом для держав-членів Європейського Союзу. На жаль, цього не скажеш про ст. 9 Конституції України!

Для забезпечення уніфікації підходів до ідентифікації типів оселищ і зважаючи на складності щодо класифікації, які виникли під час підготовки Директиви, наукова робоча група, яка була створена Комітетом з питань оселищ (за директивою 92/43/ЄЕС), у травні 1992 року вказала на потребу підготувати посібник, який пояснював би Додаток I Директиви, тобто, давав би можливість уніфікувати підходи щодо ідентифікації типів оселищ в усіх країнах Євросоюзу. Після оголошення конкурсу, Комісія доручила prof. Thanghe з Вільного університету Брюсселю (Université Libre de Bruxelles) підготувати проект посібника. У квітні 1995 року Комітет з питань оселищ (habitats) затвердив першу версію EUR12 посібника; у жовтні 1999 року була затверджена друга версія EUR15 посібника, а в березні 2002 року – третя – EUR25. Нині чинною є четверта версія посібника – EUR27, прийнята 2007 року.

Підготовка кожної з наступних версій була зумовлена приєднанням нових країн до Спільноти, а також накопиченням нових даних щодо поширення й природоохоронного статусу об'єктів збереження.

Нині, у рамках проекту “Визначення і класифікація типів оселищ в Україні: введення стандартів та методології Європейського Союзу (пілотний проект в Українських Карпатах)”, фінансованого урядом Королівства Нідерландів (програма BBI-Matra), підготована термінологічно адаптована україномовна версія цього посібника [2]. Структура посібника передбачає наведення опису та найважливіших характеристик типу оселища, необхідних для його ідентифікації, зокрема, варіанти й відміни, які можуть бути представлені в різних частинах ареалу.

З огляду на структуру Директиви про оселища, можна визначити першочергові завдання України у справі впровадження принципів оселищної концепції в природоохоронну практику (Таблиця).

Відповідно:

**Першочергові завдання України щодо впровадження принципів оселищної концепції в природоохоронну практику**

<p><b>Додаток I.</b> Природні типи оселищ (біотопів) європейського значення (ЄС), збереження яких потребує створення територій з особливим статусом охорони</p>	<p>Виявлення, ідентифікація та інвентаризація різноманіття типів оселищ території України. Очевидним є те, що значна територія нашої країни є terra incognita в аспекті оселищної охорони. Особливо це стосується Півдня, Південного-Сходу й Криму.</p>
<p><b>Додаток II.</b> Види тварин та рослин загальноєвропейського значення (для ЄС), збереження яких потребує створення територій з особливим статусом охорони</p>	<p>Виявлення видів флори й фауни України загальноєвропейського значення, за збереження яких Україна несе відповідальність перед світовою спільнотою і надання їм охоронного статусу.</p>
<p><b>Додаток III</b> Критерії для вибору територій, придатних для зарахування у категорію об'єктів загальноєвропейського інтересу та надання їм статусу об'єктів з особливим статусом охорони</p>	<p>Застосування оселищних критеріїв вибору територій, перспективних для збереження біорізноманіття під час розбудови екомережі України.</p>
<p><b>Додаток IV</b> Види рослин і тварин загальноєвропейського інтересу, які потребують суворої охорони</p>	<p>Урахування в природоохоронній практиці статусу видів загальноєвропейського значення, які, подекуди, на території України мають набагато численніші популяції, ніж в інших країнах Європи.</p>
<p><b>Додаток V.</b> Види тварин та рослин загальноєвропейського інтересу, до відлову та збору яких у природі необхідно застосовувати певний менеджмент</p>	<p>Урахування Європейського досвіду щодо регулювання відлову, збирання та інших форм вилучення з природи видів, що мають певне природоохоронне значення.</p>
<p><b>Додаток VI.</b> Заборонені методи й знаряддя відлову, полювання й транспортування</p>	<p>Урахування Європейського досвіду щодо заборони певних методів відлову, полювання й збирання, які можуть завдати незворотної шкоди природним популяціям тварин і рослин.</p>

У перспективі, втілення оселищних підходів дасть можливість здійснити ідентифікацію та інвентаризацію оселищного різноманіття,

картування поширення типів оселищ (біотопів) на території України, підготовку загальноукраїнського посібника щодо їх ідентифікації.

Без сумніву, реалізація цих завдань потребуватиме інтеграції зусиль усіх ботаніків, зоологів та географів й стане узагальненням робіт щодо ідентифікації, класифікації та інвентаризації типів оселищ території України. Детальніше відповідні рекомендації щодо впровадження в Україні оселищних підходів до збереження біорізноманіття викладені у відповідній брошурі [1].

#### ЛІТЕРАТУРА

1. *Зінгстра Г., Костюшин В., Проць Б., Кагало О., Мочарська Л.* Рекомендації щодо впровадження в Україні Директиви про оселища Європейського Союзу: стратегічний план дій (2012-2020) / – Львів: ЗУКЦ, 2012. – 60 с.
2. *Оселищна концепція збереження біорізноманіття: базові документи Європейського Союзу* / Ред. О.О. Кагало, Б.Г. Проць. – Львів: ЗУКЦ, 2011. – 278 с.

# БІОТОПИ ПРИРОДНИХ ВОДОЙМ ТА ВОДОТОКІВ УКРАЇНИ, ЩО ПОТРЕБУЮТЬ ОХОРОНИ

<sup>1</sup>Зуб Л.М., <sup>2</sup>Карпова Г.О.

<sup>1</sup> Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу  
НАН України, м. Київ  
e-mail: lesyazub@yandex.ru

<sup>2</sup> Інститут гідробіології НАН України, м. Київ,  
e-mail: galakarpova@yahoo.com

Водні та водно-болотні біотопи сьогодні є одними із найуразливіших природних екосистем, проте із збереженням саме їхнього природного стану безпосередньо пов'язане підтримання однієї із основ існування людства – якості води. Основною складовою і, зазвичай, основним структурним елементом водних та водно-болотних біотопів є угруповання макрофітів. Ряд видів макрофітів та їхніх угруповань сьогодні є рідкісними або знаходяться на межі зникнення в результаті негативного впливу на водні екосистеми (антропогенне евтрофування, забруднення, екологічно незбалансоване водокористування, трансформація природного гідрологічного режиму водних об'єктів та їхніх водозбірних басейнів тощо). Першочергової охорони, на нашу думку, потребують біотопи, що забезпечують збереження популяцій раритетних видів та угруповань.

Раритетною складовою рослинного покриву водойм є види макрофітів, що занесені до Червоної книги України (ЧКУ, 27 видів), Бернської Конвенції (БК, 8 видів), Європейського червоного списку (ЄЧС, 2) та Червоного списку Міжнародного союзу охорони природи (МСОП, 1), а також угруповання, що занесені до Зеленої книги України (26). Існує також Червоний список макрофітів України (ЧСМУ), куди внесено 50 видів [1], але цей документ, на жаль, має тільки рекомендаційний характер. Проте переважна більшість видів із нього сьогодні потребує присвоєння/підвищення охоронного статусу на державному рівні.

На основі багаторічних досліджень макрофітів різнотипних водойм та водотоків України були виділені типи оселищ, у яких наявні умови для розвитку раритетних видів макрофітів та їхніх угруповань або такі біотопи, існування яких сьогодні знаходиться під загрозою. Базуючись на класифікації EUNIS, наступні водні біотопи України потребують першочергової охорони:

1. Оліготрофні біотопи стоячих вод (C1.1. за EUNIS). Оліготрофним водоймам притаманний незначний вміст біогенних елементів та

невисокий рівень первинної продукції. Сьогодні чисті, бідні на біогенні елементи оліготрофні водойми, що характеризуються водою надзвичайно високої якості, є дуже рідкісними для Європи загалом, в Україні їх надзвичайно мало і відмічені вони лише у Поліссі та Карпатах. У наш час посилюється антропогенна евтрофікація цих водойм, яка призводить до зміни їхнього трофічного статусу, що супроводжується загальною трансформацією екосистеми та угруповань макрофітів. *Через загрозу повного знищення охорони потребують усі типи біотопів оліготрофних та оліго-мезотрофних водойм незалежно від того, чи є вони оселищами раритетних видів та угруповань макрофітів, чи ні.*

1.1. Мілководні ділянки літоралі (С1.12, С1.13 та мілководні варіанти С1.14).

*Структура та екологічна характеристика:* мілководні (0,5-2,0 м завглибшки) піщані біотопи, що характеризуються високою прозорістю та якістю води. Домінують угруповання харових водоростей, а також дуже зрідка молодильника озерного. Ценози *Isoëtes lacustris* (ЧКУ, ЧСМУ) Останні ценози зникають внаслідок погіршення якості водного середовища та знищення природної структури оселищ.

*Тенденції стану та загрози:*

- посилення рекреаційного навантаження та супутня деградація внаслідок прямого антропогенного впливу: на ділянках масового скупчення відпочиваючих внаслідок витоптування відмічається деградація рослинних комплексів аж до повного зникнення угруповань макрофітів, для існування яких необхідним є не порушений щільний пісок;

- трансформація в результаті опосередкованого впливу (антропогенна евтрофікація): площинний змив із сільгоспугідь та відсутність сучасних систем очистки комунальних стоків у сільській місцевості на фоні посилення рекреації призводять до різкого збільшення концентрації біогенних елементів у водоймах, що спричинює посилення процесів евтрофікації, зміну трофності, та трансформації угруповань макрофітів. Перебудова рослинного покриву відбувається шляхом заміщення природних раритетних видів більш стійкими до забруднення (наприклад, широко розповсюджених раніше угруповання *Chara delicatula* (ЧКУ) сьогодні на ряді озер Шацької групи деградує і витісняються більш стійкими до антропогенного навантаження видами (зокрема *Chara aspera*) [2, 3], а угруповання *Isoëtes lacustris* заміщуються на ценози з домінуванням *Potamogeton pectinatus*.

1.2. Глибоководні ділянки літоралі (глибоководні варіанти типу С1.14).

*Структура та екологічна характеристика:* глибоководні біотопи (2,0-10 м), на яких формуються підводні килими харових водоростей

(зокрема, видів, занесених до ЧКУ – *Nitella gracilis*, *Nitellopsis obtusa*. Висока прозорість води таких оселищ сприяє розвитку унікальних і надзвичайно рідкісних для України глибоководних популяцій занурених рдесників (*Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton lucens*), розріджені зарості яких можна спостерігати на глибинах 6-8 м.

*Тенденції стану та загрози:*

- деградація внаслідок опосередкованого впливу (антропогенна евтрофікація): збільшення темпів евтрофікації оліго- та олігомезотрофних озер може призвести до надмірного розвитку фітопланктону (до рівня “цвітіння” води), що погіршить прозорість води. Це може спричинити відмирання глибоководних угруповань харових водоростей, що, в свою чергу, обумовить різке погіршення якості води. Для більшості оліготрофних харових озер України це може стати екологічною катастрофою.

### 1.3. Прибережні мілководдя (С1.15).

*Структура та екологічна характеристика:* прибережні пограничні ділянки оліго- та оліго-мезотрофних водойм, де формуються угруповання з участю гелофітів та гідрофітів. Вони мають ознаки заболочення та слугують оселищами для таких рідкісних видів макрофітів як *Aldrovanda vesiculosa* (ЧКУ, БК, ЧСМУ), *Utricularia australis*, *U. breinii* (ЧКУ), *Utricularia intermedia*, *Utricularia minor* (БК, ЧСМУ). Ці види, зазвичай, не є ценозоутворювачами; здебільшого вони трапляються в угрупованнях гелофітів як субдомінанти у ярусі занурених рослин, і лише зрідка формують самостійні ценози. Найчастіше видами-едифікаторами виступають *Phragmites australis*, види роду *Carex*.

*Тенденції стану та загрози:*

- знищення в результаті механічного впливу: досить поширеною стала практика несанкціонованого рекреаційного облаштування територій – засипання піском прибережної смуги озер (насамперед приозерної заплави та понижень) для створення пляжів із повним знищенням природної рослинності [4];

- трансформація через зміну гідрологічного режиму внаслідок меліорації: осушення водозборів водойм з метою їх аграрного освоєння спричиняє загальне падіння рівня води у озерах, пересушення прибережної зони та зникнення тимчасових водойм.

2. Мезотрофні біотопи стоячих вод (С 1.2). Мезотрофні водойми характеризуються середнім рівнем первинної продукції та помірним вмістом елементів мінерального живлення. Ці оселища флористично та ценотично найбагатші, проте сьогодні стають дедалі рідкіснішими внаслідок посилення антропогенного навантаження. *Особливої охорони потребують ті із них, які є оселищами раритетних видів та угрупо-*

вань макрофітів.

2.1. Мілководні ділянки літоралі (С1.22 - С1.24 та мілководні варіанти С1.25)

*Структура та екологічна характеристика:* мілководні піщані або дещо замулені біотопи мезотрофних озер (глибини до 2 м). Особливої охорони потребують оселища видів рдесників (*Potamogeton acutifolius*, *P. obtusifolius*, *P. trichoides*, *P. compressus*, *P. praelongus*), занесених до ЧСМУ, раритетних видів: *Nuphar lutea* (ЧСМУ), *Nymphoides peltata* (ЧКУ), *Trapa natans* (ЧКУ, БК, МСОП).

*Тенденції стану та загрози:*

- трансформація в результаті опосередкованого впливу: посилення антропогенної евтрофікації водойм веде до деградації типових мезотрофних лімnofільних комплексів макрофітів та їх заміщення евтрофними та евтрофно-болотними;
- надмірне рекреаційне використання та супутня деградація внаслідок механічного порушення;
- пряме знищення внаслідок меліорації: осушення річкових заплавл та спрямлення русел призводить до зникнення комплексу заплавлних водойм.

2.2. Глибоководні ділянки літоралі (глибоководний варіант С1.25)

*Структура та екологічна характеристика:* глибоководні мезотрофні біотопи (понад 2,0 м), на яких розвиваються угруповання харових водоростей, насамперед видів, занесених до ЧКУ: *Nitella gracilis*, *Chara delicatula*, *Ch. muscosa*.

*Тенденції стану та загрози:*

- посилення антропогенної евтрофікації призводить до зміни тропності водойми; перебудови видової структури та деградації заростей харових водоростей.

2.3. Прибережні мілководдя (С 1.26).

*Структура та екологічна характеристика:* прибережні мілководдя мезотрофних водойм з ознаками заболочення, що слугують оселищами для таких рідкісних макрофітів, як *Aldrovanda vesiculosa* (ЧКУ, БК, ЧСМУ), *Utricularia australis*, *U. bremii* (ЧКУ), *U. intermedia*, *U. minor* (БК, ЧСМУ), *Hottonia palustris* (ЧСМУ).

*Тенденції стану та загрози:*

- перебудова видової структури та деградації угруповань макрофітів у наслідок посилення антропогенної евтрофікації;
- пряме знищення біотопів у результаті осушної меліорації.

3. Швидкі бурхливі водянні потоки (С 2.2).

Ці біотопи об'єднують швидкоплинні гірські річки та потічки, на яких через несприятливий гідрологічний режим та рухливість донних

відкладів рослинність вкрай збіднена. Через антропогенний прес (гідроенергетика) та порушення природних комплексів гірських лісів та полонин усі біотопи гірських водотоків, на яких поселяються макрофіти, потребують охорони.

*Структура та екологічна характеристика:* Формуються угруповання різноманітних водяних мохів (напр., *Fontinalis antipyretica*).

*Тенденції стану та загрози:*

- пряме знищення біотопів в результаті гідробудівництва;
- опосередковане знищення: знищення лісів на водозборах гірських річок сьогодні спричиняє все більш катастрофічні паводки, які руйнують природну структуру біотопів;
- трансформація біотопів в результаті зміни якості води через її забруднення.

#### 4. Водотоки з уповільненою течією (С 2.3)

До цих типів оселищ відносяться рівнинні річки з уповільненою течією та піщаними або замуленими донними відкладами, яким притаманний широкий спектр біотопів: перекати – ділянки із вираженою течією, на яких формуються реофільні угруповання макрофітів; плеса – мілководні ділянки уповільненої течії із заростями макрофітів озерного (лімничного) типу. Проте саме наявність течії є важливою умовою для природного функціонування річкових екосистем. У разі зарегулювання річки чи обміління її природний гідрологічний режим змінюється, створюються умови, що наближаються до озерних: зменшується швидкість течії аж до майже стоячої води, активізуються процеси замулення, збільшується рівень трофності. Через надмірний вплив людини на екосистеми річок, сьогодні всі ділянки з природним річковим режимом рівнинних річок, де трапляються раритетні види та угруповання макрофітів потребують охорони.

4.1. Фіталь в умовах течії (реофільний варіант типів С 2.33, С 2.34).

*Структура та екологічна характеристика:* мілководні ділянки (до 2 м) водотоків, де постійно виражена течія. Тут формуються угруповання, представлені ектобіоморфами реофільних макрофітів: *Butomus umbellatus*, *Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium emersum*, *S. erectum*, *Scirpus lacustris*; ці види хоч і не вважаються рідкісними для України, проте реофільні варіанти їхніх угруповань, що є типовим комплексом рівнинних водойм, сьогодні все більше стають рідкісними, насамперед в умовах малих та середніх річок. Такі ж рідкісні сьогодні і реофільні угруповання макрофітів із плаваючими на поверхні води листками – *Nuphar lutea* (f. *demersa*). Тут розвиваються угруповання рідкісних видів гідрофітів, занесених до різноманітних Червоних спис-

ків, таких як *Batrachium aquatile*, *B. rionii*, *B. fluitans*, *Potamogeton gramineus*, *P. praelongus*, *Callitriche palustri*.

*Тенденції стану та загрози:*

- трансформація угруповань у результаті забруднення річок: спостерігається заміщення типових річкових угруповань ценозами видів, здатними витримувати забруднення та евтрофування (зокрема, *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus*);

- деградація та зникнення реофільних комплексів у результаті зміни природного гідрологічного режиму (насамперед зарегулювання стоку);

- перебудова видової структури та деградації угруповань через опосередкований антропогенний вплив (обміління водотоків через нераціональне господарювання на водозборах).

4.2. Фіталь в умовах утрудненої течії (лімnofільний варіант С 2.33, С 2.34).

*Структура та екологічна характеристика:* об'єднує плеса та ділянки річок, на яких швидкість течії значно уповільнюється або зникає. Тут формуються мілководдя, придатні для заселення лімnofільного комплексу макрофітів. Мезотрофні та евтрофні дещо замулені біотопи в умовах уповільнення течії слугують оселищами *Ceratophyllum tanaiticum* (ЄЧС, ЧСМУ), *C. submersum*, *S. minimum*, *Lemna gibba* (ЧСМУ), *Sparganium angustifolium* (ЧКУ), *Salvinia natans* (ЧКУ, БК, ЧСМУ). Тут формують зарості такі раритетні види як *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Nymphaea candida*, *Nymphoides peltata*, *Trapa natans*.

*Тенденції стану та загрози:*

- трансформація угруповань у напрямку евтрофно-болотних через евтрофікацію водотоків (зникають види з плаваючими на поверхні води листками та група дрібнолистяних рдесників, посилюється роль угруповань вільноплаваючих рослин, зокрема *Ceratophyllum demersum*, *Stratiotes aloides* та рясок);

- деградація та зникнення угруповань через зміни природного гідрологічного режиму (насамперед зарегулювання стоку) [5];

- перебудова видової структури та деградації угруповань як результат опосередкованого антропогенного впливу (обміління водотоків через нераціональне господарювання на водозборах).

Підсумовуючи вищенаведене, зазначимо, що збереження та раціональне використання унікальних водних біотопів в Україні сьогодні повинні мати пріоритетне значення в організації водокористування та господарської діяльності на водозборах. При розробці природоохоронних стратегій та заходів для біотопів природних водойм та водотоків необхідно приймати до уваги їхню специфіку, оскільки вони

об'єднують значну кількість оселищ, що вирізняються широким діапазоном екологічних умов. Так, за класифікацією EUNIS сюди входять як болотні біотопи (D5), так літоральні біотопи постійних невеликих озер різного трофічного статусу (C1), річок (C2) та прибережні оселища літоральної зони водойм (C3).

Стратегія охорони таких біотопів як D5, C3, що заселені угрупованнями гелофітів, ґрунтується, зазвичай, на дотриманні правил охорони прибережних захисних смуг та водоохоронних зон водойм згідно положень Водного Кодексу України. Акваторія біотопів групи C1, C2 заселена, переважно, угрупованнями гідрофітів – видів, що значною мірою залежать від характеристик та якості водного середовища. Охорона таких оселищ повинна базуватися на підтриманні статусу кво (охороні) всієї водойми, а також підтриманні у природному стані значної частини ландшафтів водозбірної площі, оскільки точкові скиди до водойми, стічні води та забруднений площинний змив є причиною зміни фізико-хімічних параметрів води та погіршення її якості у більшості наших внутрішніх водойм, що веде до зникнення вразливих видів та зниження біорізноманіття. Для охорони існуючого комплексу макрофітів вкрай важливим є збереження гідрологічних характеристик водойми, до яких у першу чергу відносяться режим проточності, водообмін, а для заплавних водойм та річок – наявність паводково-заплавного циклу.

Крім оселищ, що підтримують існування раритетних видів макрофітів та їхніх угруповань, охорони потребують також водні та прибережно-водні біотопи, що підтримують екологічний стан водного середовища загалом (наприклад, бар'єрний пояс гелофітів вздовж берегів водойм, зарості занурених рослин, які виконують функцію біофільтрів на течії водотоків тощо).

### **Висновки**

Через рідкісність і загрозу знищення охорони потребують усі типи біотопів оліготрофних та оліго-мезотрофних водойм та водотоків України незалежно від того, чи є вони оселищами раритетних видів та угруповань макрофітів, чи ні. Особливої охорони також потребують мезотрофні біотопи, які є оселищами раритетних видів макрофітів та угруповань. Основними заходами збереженнями цих оселищ мають бути:

- регламентована рекреація, що не перевищує “екологічну ємність” водойм;
- обладнання зон відпочинку, направлене на збереження прибережних та мілководних біотопів (унеможливлення витоптування відпочивальниками, збереження природних ділянок узбережжя, регламентація обладнання пляжів тощо);

- збереження чи підтримання (санітарні попуски) природного гідрологічного режиму річок та їх заплавл;
- раціональне ведення господарювання у заплаві та на водозбірних басейнах;
- дотримання режиму господарювання на водоохоронних територіях згідно чинного законодавства.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Дубына Д.В. Макрофиты-индикаторы изменений природной среды / Д.В. Дубына, С. Гейны, З. Гроудова и др. – К.: Наук. думка, 1993. – 433 с.
2. Борисова О., Гончаренко В. Представники *Charales* деяких озер Шацького національного природного парку (Волинське Полісся) // Вісник Львівського ун-ту. Серія біологія. – 2007. – Вип. 44. – С. 46-51.
3. Борисова Е.В., Ткаченко Ф.П. Матеріали к флоре *Charales* юго-запада України // Альгологія. – 2008. – 18, № 3. – С. 287-298.
4. Карпова Г.О., Зуб Л.М. Негативна трансформація макрофітної рослинності оз. Світязь в умовах посилення рекреаційного навантаження // Озера та штучні водойми України: сучасний стан та антропогенні зміни. – Мат. І міжнарод. наук.-практичної конф. – Луцьк, 22-24 травня 2008 р. – Луцьк: Вежа, 2008. – С. 312-316.
5. Мальцев В.И., Карпов Г.А., Зуб Л.Н. Эколого-ценотические особенности некоторых реликтовых гидрофитов Нижнего Днепра // Гидробиол. журн. – 1991. – 27. – № 6. – С. 17-24.

# ДИНАМІКА БІОТОПІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК СТЕПОВИХ РЕЗЕРВАТІВ ПІД ВПЛИВОМ АБСОЛЮТНО ЗАПОВІДНОГО РЕЖИМУ

Лисенко Г.М.

*Ніжинський державний університет ім. Миколи Гоголя, кафедра ботаніки  
бул. Кропив'янського, 2, м. Ніжин, 16602  
e-mail: lysenko\_gena@yahoo.com*

Зміни флористичного складу та ценотичні перебудови рослинного покриву заповідних степів тісно корелюють зі зміщеннями величин екологічних характеристик місцезростань. У кінці 80-х на початку 90-х років минулого століття, використовуючи метод фітоіндикації екологічних факторів [1], під час досліджень заповідного степу “Михайлівської цілини” нами було встановлено, що ділянки з різними режимами заповідання – сінокісні та абсолютно заповідна – характеризуються відмінними величинами гідротермічних та едафічних факторів [2]. Продовжуючи аналогічні дослідження в інших степових заповідниках, як в Україні, так і в Російській Федерації, нами були отримані подібні результати [2-8].

До аналізу були залучені результати синфітоіндикаційних обрахунків величин екологічних факторів різнорежимних ділянок таких заповідників: відділення Центрально-Чорноземного біосферного заповідника “Стрілецький степ” (Курська обл., Росія), відділення Природного заповідника “Білогір'я” “Ямський степ” (Білгородська обл., Росія), відділення Луганського природного заповідника “Стрільцівський степ” (Луганська обл., Україна), Заповідник “Михайлівська цілина” (Сумська обл., Україна) та відділення Українського степового природного заповідника “Хомутовський степ” (Донецька обл., Україна). Отримані дані статистично опрацьовані, їх результати представлені у таблиці.

Таблиця.

## Основні статистичні показники біотопічних характеристик різних типологічних відмін степів

№ п/п	Статистичні показники	Екологічні фактори								
		Rc	Tr	Nt	Hd	Tm	Kn	Om	Cr	Sa
<b>Стрілецький степ (Центрально-Чорноземний заповідник)</b>										
Абсолютно заповідні ділянки										
1	X	8.21	7.74	5.61	10.03	8.14	8.61	7.25	7.30	7.84
2	σ	0.05	0.03	0.04	0.08	0.06	0.05	0.04	0.07	0.07
3	min	7.48	7.51	5.18	9.03	7.68	8.27	6.85	6.55	7.18
4	max	8.66	8.27	6.02	10.64	8.76	9.17	7.58	7.94	8.78

Викошувані ділянки										
1	X	8.44	7.87	5.20	9.67	8.16	8.23	7.10	7.44	8.10
2	$\sigma$	0.03	0.04	0.03	0.08	0.05	0.06	0.07	0.05	0.09
3	min	8.13	7.58	4.92	9.18	7.64	7.81	6.68	6.95	7.28
4	max	8.66	8.05	5.53	10.37	8.55	8.83	7.72	7.79	8.55
Пасовищна ділянка										
1	X	8.22	7.90	5.31	9.36	8.30	8.47	7.08	7.46	8.32
2	$\sigma$	0.05	0.03	0.04	0.07	0.06	0.06	0.04	0.05	0.08
3	min	7.94	7.68	4.98	8.77	7.87	8.02	6.68	7.08	7.50
4	max	8.59	8.10	5.57	10.03	8.84	8.95	7.41	7.98	8.80
Ямський степ (Заповідник "Білогір'я")										
Абсолютно заповідні ділянки										
1	X	8.48	7.80	5.20	9.49	8.45	8.63	7.25	7.74	8.48
2	$\sigma$	0.03	0.04	0.09	0.12	0.04	0.03	0.04	0.04	0.09
3	min	8.13	6.87	4.71	8.88	8.05	8.31	6.95	7.34	6.48
4	max	8.79	8.18	7.41	11.73	8.92	9.03	7.84	8.48	9.21
Викошувані ділянки										
1	X	8.53	7.88	5.04	9.24	8.57	8.77	7.24	7.85	8.56
2	$\sigma$	0.02	0.02	0.02	0.04	0.02	0.02	0.02	0.03	0.04
3	min	8.13	7.58	4.68	8.85	8.27	8.52	6.93	7.57	7.82
4	max	8.80	8.14	5.41	10.09	8.87	9.11	7.68	8.26	9.06
Михайлівська цілина										
Абсолютно заповідна ділянка										
1	X	8.15	7.78	5.61	9.96	8.01	8.41	7.13	7.30	7.72
2	$\sigma$	0.03	0.02	0.06	0.06	0.04	0.04	0.04	0.04	0.06
3	min	7.53	7.47	4.95	9.29	7.38	7.78	6.50	6.47	6.08
4	max	8.61	8.29	6.79	11.31	8.61	9.11	7.81	7.86	8.42
Викошувана ділянка										
1	X	8.30	7.83	5.24	9.51	8.12	8.43	7.04	7.44	8.05
2	$\sigma$	0.02	0.02	0.03	0.04	0.05	0.05	0.04	0.04	0.04
3	min	8.00	7.55	4.81	8.81	7.36	7.64	6.50	6.81	7.46
4	max	8.59	8.08	5.85	10.03	8.61	8.96	7.65	7.91	8.64
Стрільцівський степ (Луганський природний заповідник)										
Абсолютно заповідні ділянки										
1	X	8.68	8.32	5.30	9.07	8.82	9.34	7.05	7.75	8.58
2	$\sigma$	0.05	0.07	0.08	0.18	0.05	0.07	0.05	0.04	0.15
3	min	7.40	7.49	4.62	8.02	8.24	8.49	6.43	7.00	4.53
4	max	8.98	10.28	6.59	13.90	9.15	10.13	7.96	8.20	9.28
Викошувані ділянки										
1	X	8.81	8.31	4.83	8.50	8.78	9.23	6.96	7.73	9.01
2	$\sigma$	0.02	0.01	0.02	0.02	0.03	0.03	0.02	0.03	0.04
3	min	8.03	7.90	4.01	7.51	7.65	8.03	6.18	6.70	8.16
4	max	9.19	8.82	5.39	9.27	9.24	10.00	7.50	8.42	9.54

Закінчення табл.

<b>Хомутовський степ (Український степовий природний заповідник)</b>										
Абсолютно заповідні ділянки										
1	X	8.76	8.42	5.12	8.68	9.02	9.41	7.07	7.84	8.94
2	$\sigma$	0.14	0.17	0.33	0.39	0.17	0.21	0.25	0.22	0.26
3	min	8.10	7.48	4.38	7.98	8.47	8.91	6.48	7.32	7.09
4	max	9.04	8.98	7.04	10.68	9.41	9.89	7.71	8.43	9.34
Викошувані ділянки										
1	X	8.87	8.43	4.79	8.34	8.77	9.24	6.72	7.61	9.16
2	$\sigma$	0.03	0.12	0.20	0.24	0.16	0.30	0.22	0.19	0.15
3	min	8.64	8.16	4.39	7.96	8.37	8.74	6.34	7.20	8.85
4	max	9.78	8.71	5.30	8.92	9.03	9.87	7.31	7.97	9.49
Пасовищна ділянка										
1	X	8.84	8.48	4.83	8.32	8.97	9.42	6.84	7.80	9.13
2	$\sigma$	0.13	0.17	0.33	0.35	0.16	0.22	0.19	0.21	0.23
3	min	8.43	8.13	4.31	7.81	8.55	8.80	6.28	7.28	8.37
4	max	9.08	9.21	6.38	9.62	9.34	10.05	7.34	8.83	9.61

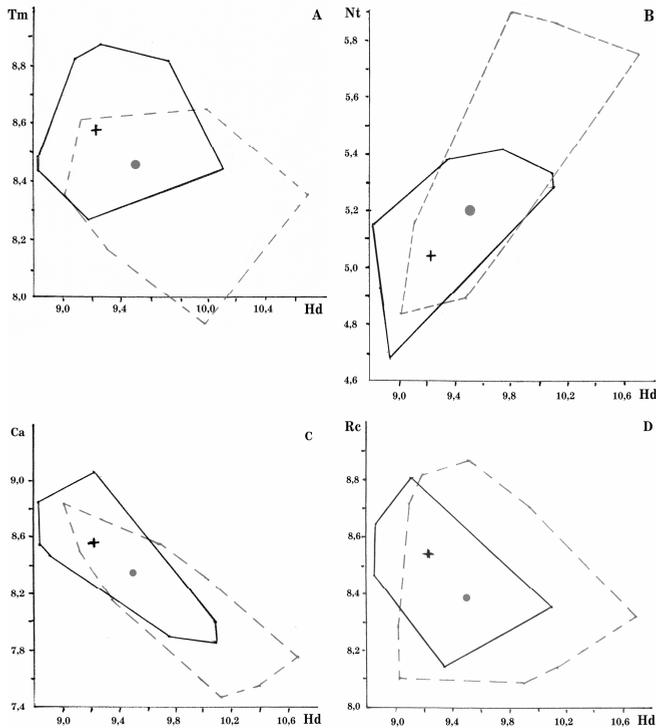


Рис. 1. Ординація біотопічних характеристик “Ямського степу” у координатах: А – узагальненого терморезиму (Тm) та вологості (Hd) ґрунту, В – вмісту у ґрунтах мінерального азоту (Nt) та їх вологості (Hd), С – вмісту карбонатів (Ca) та вологістю ґрунту (Hd), D – кислотності (Rc) та вологості (Hd) ґрунтів.

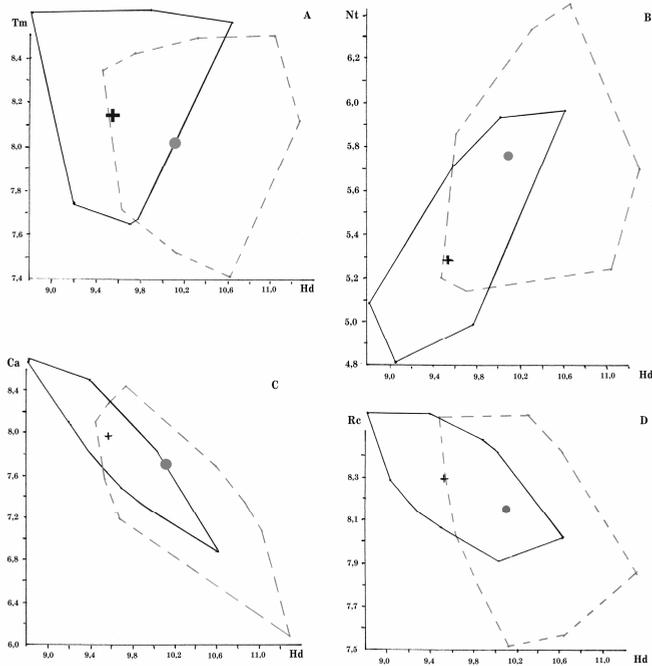


Рис. 2. Ординація біотопічних характеристик “Михайлівської цілини” у координатах: А – узагальненого терморезиму (Тm) та вологості (Hd) ґрунту, В – вмісту у ґрунтах мінерального азоту (Nt) та їх вологості (Hd), С – вмісту карбонатів (Ca) та вологістю ґрунту (Hd), D – кислотності (Rc) та вологості (Hd) ґрунтів.

Умовні позначення у рис 1 і 2. Суцільною лінією подано екопростір абсолютно заповідної ділянки, курсивом – викошуваного степу. Хрестиком позначено центр екопростору абсолютно заповідної ділянки, кружечком – викошуваної.

Таким чином отримані результати синфітоіндикаційних обрахунків параметрів середовища свідчать, що тривала дія абсолютно заповідного режиму призводить до зміни величин ряду екологічних факторів, передусім едафічних (вологості ґрунту, вмісту у ньому мінерального азоту та карбонатів), що визначають диференціацію рослинних угруповань у просторі. У зв’язку зі зміщенням екотопічних характеристик зональні едифікатори (трав’янисті екобіоморфи, зазвичай дернинні злаки) заміщуються лігнозними видами, що призводить до зміни габітуальних особливостей степів як біомів з домінуванням трав. Разом з тим, виникає проблема оцінки динаміки біотопічних характеристик заповідників, адже на різних етапах постпасквальної демутації та подальшого саморозвитку степових фітоценоструктур на території одного і того ж об’єкту виділяються досить різні типи оселищ. У цьому сенсі

при розробці основних методологічних підходів нової оселищної концепції слід передбачити як один з окремих напрямків досліджень – динаміку оселищ у часі. Разом з тим, на основі еколого-фітоценологічного моніторингу стану заповідних екосистем для збереження та відтворення типових субклімаксових фітоценоструктур в умовах заповідників необхідно розробити індивідуальні схеми екологічного менеджменту для конкретних степових резерватів, що є оселищами типових зональних, рідкісних та занесених до Червоної книги України видів рослин, власне, для збереження яких і були створені більшість із нині існуючих степових заповідників.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. – К.: Наук. думка, 1994. – 280 с.
2. Лысенко Г.Н. Динамика экотопических характеристик “Ямской степи” (заповедник “Белогорье”, Россия) // Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона: Межведомственный сборник научных работ / Отв. ред. С.В. Беспалова. – Донецк: ДонНУ, 2007а. – Вып. 7. – С. 44-51.
3. Лисенко Г.М. Синфітоіндикація азотного режиму екотопів “Стрільцівського степу” (Луганська область) // Вісник Запорізького державного університету: Збірник наукових статей. Біологічні науки / Головний редактор Савін В.В. – Запоріжжя: Запорізький державний університет, 2004. – С.122-124.
4. Лисенко Г.М. Вплив режимів користування на гідротермічний та едафічний фактори степових екосистем “Михайлівської цілини” (Сумська область) // Укр. ботан. журн. –1992. – 49, № 1. – С. 22-27.
5. Лисенко Г. Порівняльна синфітоіндикаційна оцінка абсолютно заповідної, викошуваної та пасовищної ділянок “Хомутовського степу” // Збірник наукових праць Полтавського державного педагогічного університету імені В.Г. Короленка. – Серія “Екологія. Біологічні науки”. – Випуск 6 (58). – Полтава, 2007б. – С. 28-33.
6. Лисенко Г.М. Зміни величин едафічних факторів “Стрелецького степу” (Росія) під впливом різних режимів заповідання // Чорноморськ. ботан. ж. – 2009. – Т. 5, № 3. – С. 416-426.
7. Ткаченко В.С., Лисенко Г.М., Вакал А.П. Зміни екотопів лучного степу “Михайлівській цілини” (Сумська область) в ході резерватної сукцесії // Укр. ботан. журн. – 1993. – 50, № 3. – С. 44-51.
8. Ткаченко В.С., Лисенко Г.М. Екотопічний супровід резерватного структурогенезу лучного степу “Михайлівської цілини” за останні 30 років ХХ століття // Вісті Біосферного заповідника “Асканія-Нова”. – 2005. – Т. 7. – С. 5-17.

# АСОЦІАЦІЯ *TRAPETUM NATANTIS* MULL. ET GORS. ЯК ВАЖЛИВИЙ КОРМОВИЙ ТА ГНІЗДОВИЙ БІОТОП В УМОВАХ ВОДОСХОВИЩ СЕРЕДНЬОГО ДНІПРА

<sup>1</sup>Атамась Н.С., <sup>2</sup>Парнікоза І.Ю.

<sup>1</sup> Інститут зоології ім. І. І. Шмальгаузена НАН України,  
відділ популяційної екології вул.  
Б. Хмельницького, 15, Київ, 01601  
e-mail: atsd2000@yandex.ru

<sup>2</sup> Історико-архітектурна пам'ятка музею "Київська фортеця"  
вул. Госпітальна, 24а, Київ, 01133  
e-mail: Parnikoza@gmail.com

Водяний горіх або чилім (*Trapa natans* L.) домінує у своєрідних угрупованнях, що відносяться до асоціації *Trapetum natantis* Mull. et Gors. 1960. Він трактується як реліктовий вид для Середнього Придінпров'я. Протягом другої половини ХХ ст. чисельність виду в Україні значно скоротилася внаслідок забруднення водойм та меліорації. Це призвело до включення виду до Червоної книги України, згідно з останнім виданням якої він має категорію "неоцінений вид" [1, 2, 3]. Втім, поруч із скороченням природних середовищ існування в умовах штучного створення нових значних за площею і придатних для нього мілководь каскаду дніпровських водосховищ відбувається стрімке його розповсюдження тут (найімовірніше з верхів'їв Дніпра, Прип'яті та Десни) та формування нових популяцій [4, 5]. Хоча детальний моніторинг поширення асоціації на мілководдях водосховищ у 1980-2000-х рр. не проводився, однак відомо, що на Канівському водосховищі інтенсивний розвиток асоціацій рослин з плаваючим листям – *Nymphaea candida* J. et C. Presl., *N. alba* L., *Nuphar lutea* L. та *T. natans* спостерігався, починаючи з 1986 р. У 1993 р. площа заростей *T. natans* складала вже 16,15 км<sup>2</sup>. Загальна площа заростей асоціацій з домінуванням *Nymphaea* sp., *Trapa natans* та *Ceratophyllum* sp., комплексу *T. natans* та *Nymphaea* sp. з ярусом зануреної рослинності та комплексу *Typha* sp., *T. natans* та *Nymphaea* sp. без ярусу зануреної рослинності складала 33,11 км<sup>2</sup> [4].

Зоною експансії *T. natans* стала і мілководна зона Київського водосховища, яка складає 40% від його загальної площі. Цей показник є найбільшим серед дніпровських водосховищ [6]. Ділянки мілководь розташовані здебільшого у північній частині Київського водосховища в районі впадіння правобережних приток Дніпра – Прип'яті та Тетерева. Більшу частину сформованих тут після заповнення водосховища у 1960-х рр. островів та піщаних кіс у 1970-1980-х рр. розмило [7]. У

1967-68 рр. І.Л. Корелякова відмічала дуже низьку чисельність водяного горіха на всій площі Київського водосховища [8]. Слід відмітити, що у 1980-ті рр. у рослинних угрупованнях мілководь Київського водосховища угруповання *Tragetum natantis* не відмічено, натомість значні площі було зайнято угрупованнями інших водних макрофітів, у тому числі і моновидовими, зокрема рдесників (*Potamogeton* sp.), водопериці (*Myriophyllum* sp.) та інших [9]. Проте у 1990 рр. мілководдях цього водосховища почали формуватися значні за площею рослинними угруповання *Tragetum natantis* [5].

Зауважимо, що останнім часом збільшення площ асоціації *Tragetum natantis* трактується як негативний процес, що перешкоджає рибогосподарському та рекреаційному використанню водосховищ. Окрім того, *T. natans* навіть інколи пропонується винести з Червоної книги [10, 11]. Перш за все зауважимо, що популяції виду в штучно створених умовах водосховища не можна прирівнювати до природних, а тому відповідно й приймати рішення про статус виду на території країни загалом на їх основі некоректно. Що ж до значення заростей *Tragetum natantis*, то в нашій роботі ми намагаємося показати роль цих новоутворених біотопів у підтриманні біорізноманіття дніпровських водосховищ.

Отже, метою цього дослідження було вивчити їх значення для орнітофауністичних комплексів. Отримано попередні дані щодо ролі асоціацій *Tragetum natantis* у житті водно-болотяних птахів Київського і Канівського водосховищ. Дослідження проводились на акваторії водосховищ у 2006-2011 рр. у період з початку травня до кінця вересня, на основі яких відмічено тенденцію до поступової зміни рослинних угруповань водних макрофітів на одних і тих самих ділянках мілководь. Так, на мілководдях у центральній частині Канівського водосховища (навпроти смт. Українка та с. Трипілля, а також навпроти с. Кийлів) протягом 2005-2011 рр. поступово збільшувалось проективне покриття угруповання *Tragetum natantis* та зменшувалось проективне покриття рослинних угруповань *Nupharo lutei-Nymphaeetum albae*. При цьому угруповання з домінуванням *Nuphar lutea*, перемістилися на глибини більше ніж 1,6 м ближче до району проходження фарватера. Схожий процес відбувається і на Київському водосховищі у мілководній північній зоні. Тут асоціації *Nupharo lutei-Nymphaeetum albae* витісняються до лівого берегу, у той час як на мілководдях формуються моновидові угруповання *T. natans* з подекуди незначною присутністю у третьому під'ярусі *Ceratophyllum demersum* L.

Масовий розвиток угруповання *Tragetum natantis* на мілководдях водосховищ має неабияке значення для низки видів коловодних птахів,

адже ці ценози виявились надзвичайно сприятливими як кормова база та гніздування, забезпечуючи надійні схованки у гніздовий та післягніздовий період. Зокрема, із заростанням значних площ акваторії водяним горіхом безпосередньо пов'язане розповсюдження на водосховищах та зростання чисельності середземноморського колоніального виду – білощоккого крячка (*Chlidonias hybrida*). Цей птах утворив на Канівському водосховищі перші колонії на сплавинах у 1970-ті рр., а на початку 1980-х рр., ще до появи тут розвинених асоціації водяного горіха зник [12]. Остаточно закріпився білощоккий крячок на Середньому Дніпрі у 2000-ті роки, утворивши стабільні популяції [13]. Із заростанням площі мілководь водосховищ угрупованнями водних макрофітів з плаваючим листям тут сформувалися великі моновидові колонії. Зростання кількості колоній та чисельності гніздуючих пар на Канівському та Київському водосховищі супроводжувалося переходом птахів від гніздування на угрупованнях *Nuphar lutei-Nymphaeetum albae* до гніздування на заростях водяного горіху [13]. У 2007-2011 рр. кількість колоній на досліджених водосховищах зросла від 2 до 11, а кількість гніздових пар – від 100 до 600.

При цьому слід відмітити, що будова та матеріал гнізд *Chlidonias hybrida* в залежності від типу угруповань на дніпровських водосховищах відрізняється. Гнізда, що розміщено на *Nuphar lutea* та *Nymphaea alba*, мають середній діаметр 60-50 см, висоту, що не перевищує 2 см, та невелику глибину лотка. Матеріалом при цьому є довгі, до 1,3 м, черешки листків цих видів, а також підводне листя *Sagittaria sagittifolia* L., стебла *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) довжиною до 0,6 м. На відміну від цього, гнізда колоній, що розташовані у моновидових заростях *T. natans*, мають менший діаметр – 20-39 см, але значну висоту та глибину лотка – відповідно 4-7 та 2-4 см. Матеріалом таких гнізд виступають виключно пагони та листя чилиму. Такі гнізда є більш стійкими, що важливо для виживання пташенят віком до двох тижнів. Крім того, зарості *T. natans* мають прекрасні захисні властивості для пташенят, що залишили гніздо, а також для молодих птахів ювенільного періоду.

Як вже зазначалося вище, угруповання *Tragetum natantis* відіграють важливу роль у якості кормового біотопу птахів. Досить пізня вегетація водяного горіха на водосховищах порівняно з багатьма іншими видами водних макрофітів визначає особливо важливу трофічну роль його заростей для птахів, що гніздують порівняно пізно. Це у першу чергу вже згаданий вище крячок білощоккий, а також інші два види болотяних крячків водосховищ – крячок чорний (*Chlidonias nigra*) та білокрилий (*Chlidonias leucoptera*). Всі ці види є цілком або частково комахоїдними. Зграями від 10 до 100 особин вони харчуються над за-

ростями водяного горіху як під час гніздового періоду, так і у післягніздовий передвідльотний час, а саме наприкінці липня – початку вересня. У останній період зарості водяного горіху у якості кормового біотопу набувають великого значення саме для дорослих пташенят болотяних крячків *Chlidonias* sp. Оскільки *Ch. leucoptera* на водосховищах Середнього Дніпра – вкрай рідкісний вид, а *Ch. nigra* характеризується спадом чисельності як на території України, так і у Європі [14, 15, 16], тому значення угруповання *Trapetum natantis* для цих видів є важливим.

Період кінця літа та початку осені на водосховищах середнього Дніпра співпадає з післягніздовим передвідльотним періодом у багатьох видів качок та журавлеподібних, а також чапель та берегової ластівки (*Riparia riparia*). У заростях водяного горіха відпочивають та живляться ювенільні особини чепури білої (*Egretta alba*), бугайчика (*Ixobrychus minutus*), чаплі сірої (*Ardea cinerea*) та рудої (*Ardea purpurea*), виводки лиски (*Fulica atra*) та водяної курочки (*Gallinula chloropus*), а також дорослі та молоді особини крячка річкового (*Sterna hirundo*) та мартина звичайного (*Larus ridibundus*). Зграйки від 20 до 100 особин берегової ластівки часто харчуються комахами безпосередньо над заростями водяного горіху на Канівському водосховищі.

Великі, густі зарослі *Trapetum natantis* на великій площі мілководь у північній частині Канівського водосховища недосяжні для людей, зокрема мисливців, на моторних човнах. Під час осіннього полювання на водоплавних птахів наприкінці серпня – початку вересня в цих значних за площею угрупованнях водяного горіху знаходять прихисток дорослі та молоді особини таких видів як крижень (*Anas platyrhynchos*), чирянка велика (*Anas querquedula*), чернь чубата (*Aythya fuligula*), ширококоніска (*Anas clypeata*), попелюх (*Aythya ferina*). На Київському водосховищі трапляється рідкісний нерозень (*Anas strepera*), а також чирянка мала (*Anas crecca*). На відміну від *Fulica atra*, ці види мають звичку зачаюватися серед побурілих пагонів водяного горіха, тому не потрапляють під постріл. Такі зграйки качок на Канівському водосховищі нараховують від 60-70 (крижень) до 6-15 особин (широконіска та чернь чубата).

В заростях чилима регулярно відбуваються спалахи чисельності деяких комах, що живляться водними макрофітами, у першу чергу листоїда (*Galerucella nymphaeae* (L.)). Так у різні роки (2008-2011) такі спалахи відбувалися наприкінці липня, а також протягом усього серпня до початку вересня. У цей час на водосховищах Середнього Дніпра починається та триває прольот низки видів північних куликів – коловодника болотяного (*Tringa glareola*), коловодника лісового (*Tringa ochropus*), тундрових видів роду *Calidris* sp., насамперед побережника

чорногрудого (*Calidris alpina*). Важливе значення у останні десятиріччя набув пролітний шлях через Білорусь та Україну для північного виду брижача (*Philomachus pugnax*) [17]. Усі ці види, затримуючись на Канівському та Київському водосховищі на термін до 10 днів зграями по 10-80 особин, живляться на прольоті листоїдом та іншими комахами на заростях *Trapa natans*. Слід відмітити, що у цей час бурий, відмиряючий водяний горіх найкраще маскує осіннє забарвлення куликів, тобто має неабиякі захисні властивості, як і у випадку з качками. Окрім куликів, у цей час на заростях *T. natans* живляться інші пролітні комахоїдні види: плиска біла (*Motacilla alba*) та жовта (*M. flava*), бджолоїдка (*Merops apiaster*) та сільська ластівка (*Hirundo rustica*), що формують зарості від 5 до 100 особин. Чисельність птахів у зграях шпака (*Sturnus vulgaris*) на заростях чилима сягає від 300 до 3-5 тис. особин.

Наразі можна константувати, що найбільш цікавими з точки зору орнітологічного біорізноманіття є найпівнічніша ділянка Київського водосховища, а також північна частина та середня лівобережна частина Канівського водосховища на відрізку від Києва до с. Стайки [18]. На цих же ділянках розміщені основні поселення колоніальних водноболотних видів птахів. Угрупування *Trapetum natantis* на цих мілководних зарослих ділянках водосховищ відіграють важливу роль як у підтриманні місцевої гніздової орнітофауни, так і у функціонуванні системи дніпровських водосховищ у якості важливого пролітного коридору для мігруючих видів птахів.

Можна також відмітити, що ситуація з розвитком *T. natans* на мілководдях водосховищ Дніпра практично моделює розвиток цього виду в нижніх пригирлових та дельтових частинах великих річкових систем, таких, як Дунай чи Волга [19, 20].

Через великі значення, що мають угруповання *Trapetum natantis*, які сформувалися на місці практично повністю втрачених екосистем знищеної заплави, слід обережно оцінювати пропозиції щодо штучного скорочення їх площ. Успішний розвиток *T. natans*, розглядається як вторинне відновлення рослинного біорізноманіття заплави і компенсує втрачене внаслідок варварського гідробудівництва.

Необхідно також зауважити, що угруповання *Trapetum natans* забезпечує існування численних видів, внесених до Додатку 1 резолюції № 6 Секретаріату Бернської конвенції [21] та Директив про охорону середовищ існування, а також птахів Євросоюзу і являє собою один з пріоритетних біотопів для розбудови Смарагдової мережі України, а згодом і загальноєвропейської системи "Природа-2000".

Беручи до уваги, що становище виду на природних водоймах зовсім не таке оптимістичне, як на водосховищах, а також оцінюючи

проблеми з відтворенням цього однорічника [22], на нашу думку, не може бути й мови про виключення виду з Червоної книги України. Зважаючи на велике значення цих біотопів, заходи зі скорочення їх площі можуть здійснюватися лише у крайніх випадках і згідно з офіційною процедурою видачі дозволу на добування виду, занесеного до “Червоної книги України”.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Дубина Д.В. Распространение, экология и ценология *Trapa natans* (Trapa-seae) на Украине // Бот. журн. – 1982. – Т. 67, № 5 – С. 659-667.
2. Макрофиты-индикаторы измененной природной среды / Под ред. С. Гейны, К.М. Сытника. – К.: Наукова думка, 1993. – 433 с.
3. Червона книга України. Рослинний світ. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 900 с.
4. Ридиоэкологические исследования макрофитов Каневского водохранилища после аварии на Чернобыльской АЭС / И.Ю. Иванов., И.В. Паньков, З.О. Широкая [ и др.] // Гидробиол. журнал. – 2000. – 36 (5). – С. 78-85.
5. Иванова И.Ю., Широкая З.О., Паньков И.В. Высшая водная растительность Киевского и Каховского водохранилищ после аварии на ЧАЭС // Гидробиол. журн. – 1997. – 33 (1). – С. 97-112.
6. Тимченко В.М. Экологическая гидрология днепровских водохранилищ // Гидробиол. журнал. – 2006. – 42 (3). – С. 81-96.
7. Клестов Н.Л. Формирование околородных орнитокомплексов под влиянием гидростроительства (на примере р. Днепр). – Препр. / АН Украины. Институт зоологии им. И.И. Шмальгаузена; 91.3. Киев. – 1991. – 70 с.
8. Корелякова І. Л. Водна рослинність русла та водойм додаткової системи верхньої течії Дніпра // Укр. ботан. журн. – 1963.– 20 (2). – С. 80-87.
9. Водно-болотные угодья Киевской области как места концентрации зимующих и колониально гнездящихся птиц /. [Мельничук В.А., Грищенко В.В., Кучерявая Л.Ф. и др.]. – Рукоп. деп. в ВИНТИ 30.11.88 № 529-В89. – 1989. – 42 с.
10. Савицький А.Л., Афанасьев С.А., Зорина-Сахарова Е.Е. Распространение водяного ореха *Trapa natans* L. s. l. в Украине и некоторые подходы к его охране и ограничению численности // Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. вип. “Гідроєкологія”. – 2005. – № 3 (26) – С. 388-390.
11. Савицький О.Л. Інвентаризація виду *Trapa natans* L. s. l. як необхідний захід для його охорони та збереження // Рослинний світ у Червоній книзі України: впровадження Глобальної стратегії збереження рослин. Матеріали міжнародної конференції (11-15 жовтня 2010 р., м. Київ). – Київ: Альтпрес, 2010. – С. 181-182.
12. Клестов Н.Л., Фесенко Г.В. Чайковые птицы водохранилищ Днепровского каскада. – Препр. / АН Украины. Институт зоологии им. И.И. Шмаль-

- гаузена; 90.3. Киев. – 1990. – 50 с.
13. *Атамась Н.С.* Изменение структуры сообщества крачек в связи с трансформацией водной растительности (анализ рода *Chlidonias* на водохранилищах Среднего Днепра) // Экология птиц: виды, сообщества, взаимосвязи. Тр. науч. конф. посвящ. 150-летию со дня рождения Николая Николаевича Сомова (1861-1923). 1-4 декабря, 2011 г. г. Харьков, Украина. В 2-х кн. Кн. 1. Под ред. М.В. Банника, А.А. Атемасова, О.А. Брезгуновой. Харьков, 2011. (Сомовская библиотека. Кн. 1. Вып. 1). – С. 301-315.
  14. *Дзюбенко Н.В.* Особенности временной структуры поселений крачек в бассейне верхнего Днестра // Наук. записки Держ. природ. музею. Львів. – 2005. – 21. – С. 65-76.
  15. *Körner F., Marxmeier U.* Die Trauerseeschwalbe *Chlidonias niger* am Dümmer – Ergebnisse des Artenhilfsprogramms von 1992-2004 // Die Vogelwelt. – 2005. – 126. – 227-234.
  16. *Van der Winden J.* Black Tern *Chlidonias niger* conservation in the Netherlands – a review // Die Vogelwelt. – 2005. – 126. – 187-193.
  17. *Статистическое моделирование* в оценке изменения гнездового обилия турухтана *Philomachus pugnax* в Российской Арктике на основе опросных данных / Э.Н. Рахимбердиев, И. Феркайл, А.А. Савельев и др. // Кулики Северной Евразии: экология, миграции и охрана. Тез. докл. VIII Междунар. науч. конф. (11-12 ноября, 2009 г., г. Ростов-на-Дону, Россия). – Ростов-на-Дону, 2009. – С. 122-123.
  18. *Атамась Н.С., Лопарев С.А.* Современное состояние поселений колониальных околоводных птиц Каневского водохранилища // Беркут. – 2009. – Т. 18, вып. 1-2. – С. 1-15.
  19. *Астраханский заповедник* / Под ред. Башмакова Е.В. – М. Агропромиздат, 1991. – 191 с.
  20. *Дунайський біосферний заповідник*. Рослинний світ. / Під ред. Дубини Д.В. – К.: Фітосоціоцентр, 2003. – 459 с.
  21. *Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats – 30th meeting of the Standing Committee – Strasbourg, 6-9 December 2010 – Revised annex I of Resolution 4 (1996) of the Bern Convention on endangered natural habitats types using the EUNIS habitat classification.* – Режим доступа: [http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/econetworks/Presentation\\_en.asp](http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/econetworks/Presentation_en.asp)
  22. *Тухфатуллина М.С., Дорофеев А.М.* Способы распространения плодов водяного ореха *Trapa natans* L. // Фундаментальные и прикладные исследования в биологии. Материалы I международной научной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых. – Т. 1. – Донецк, 23-26 февраля 2009. – С. 429-430.

## SUMMARY

The proceedings contain reports presented at the workshop “Biotopes (habitats) of Ukraine: scientific basis of research and inventory results” held on 21-22<sup>nd</sup> of March, 2012 at the M.G. Kholodny Institute of Botany, National Academy of Sciences of Ukraine (Kyiv), which was the first nationwide workshop for the experts on the study of biotope (habitat types) classification principles, their structure and appropriate databases creation, practical aspects of the development and implementation of the classification, as well as peculiarities of the European Union Directive on the conservation of natural habitats and of natural fauna and flora (1992) introduction in Ukraine. It was attended by over 60 experts from different regions of Ukraine. The detail thematic structure of the proceedings is well described in the content.

The workshop was organized together with the M.G. Kholodny Institute of Botany of NAS of Ukraine (Kyiv), the Institute of Ecology of the Carpathians of NAS of Ukraine and the State Museum of Natural History of NAS of Ukraine (Lviv) and the Ukrainian Botanical Society, in particular, Geobotany and Ecology Departments. The financial support of the workshop and publication of materials was provided by the Ukrainian branch of World Wide Fund for Nature (WWF).

The need for such a workshop was caused by the fact that in the last decade in the context of biodiversity conservation issues, the development of Pan-European Ecological Network, the requirements for the transition to sustainable development, the demand for ecological and biological research are increasing all over the world, however, Ukrainian government is not paying enough attention to these issues. Nevertheless, we have to keep up with the changes. One of many problem is the issue of developing an ecosystem approach to biodiversity and the environment in general, and thus the transition from the theoretical understanding to the practical use of the ecosystem categories in order to assess their diversity and, therefore, to develop their dimension and classification. In the general European context, specific steps to solve this problem were made within the development of biotope (habitat) approach to the identification of perspective areas for biodiversity conservation of the European importance in terms of ecosystems. After the adoption of Program for the development of Pan-European Ecological Network Program in Sofia (1995), both the general classifications of biotopes (habitats) for Europe (CORINE, Palearctic Habitat Classification, EUNIS), which are being improved today, and the classification for individual countries, including Ukraine’s neighbours (Czech Republic, Slovakia, Romania, Hungary, Poland, etc.) were established. In the EU countries, the implementation of this approach and the implementation of the relevant

work are required by the effective law. However, also the government of Ukraine has expressed its intention to align nature conservation with the approach practiced in the European Union most notably with the principles of the habitats Directive as expressed in the Law of Ukraine “On the State Program for Adaptation of Ukrainian Legislation to the Legislation of the European Union” (2004).

The full implementation of the Habitats Directive in Ukraine poses high demands in terms of organization, finances and capacities. Old as well as new EU member states have struggled to fully comply with all the aspects of the Directive and it took several years and significant amounts of community funding to implement them. Because Ukraine has not the status as candidate country there are no formal legal obligations for Ukraine to implement the Habitats Directive while it can also not rely on the same financial support as candidate countries can. It is therefore not opportune to implement the Habitats Directive in all its aspects. But basic methodical and scientific principles including the mapping of habitats, the identification of protected areas, protection and management of protected areas and monitoring can be made compatible with the methods in the EU. Also some aspects of the legal implications of the Habitats Directive can be transferred to the Ukrainian situation. The advantage of working in accordance with the Habitats Directive is that nature conservation will be organized on a more scientific basis and will be compatible with the practices in the European Union. This will help to exchange comparable information on the state of biodiversity across Europe and design common action plans to address the loss of biodiversity. Another important advantage of working in accordance with the Habitats Directive is that it will improve significantly the implementation of the Bern Convention and the development of the Emerald Network on which Ukraine is currently working.

It is envisaged that in the future, the rare types of biotopes (habitats) on the territory of Europe, as well as those requiring protection within its individual parts will be identified based on these classifications and respective national catalogues of types of biotopes (habitats). The first stage of this process was implemented for the EU states in the framework of the EU Directive 92/43 as of 21.05.1992 “On the conservation of natural habitats and of natural flora and fauna.” In fact, “The Red List of Biotopes (Habitats)” is to be drafted, which will support the idea of biodiversity conservation should this document acquire legal status. At the national level, such status should be on a par with the status of such documents as the Red Data Book of Ukraine (2009) and the Green Data Book of Ukraine (2009). This would ensure both the conservation of a number of species of plants and animals and their habitats, including rare and endangered ones, and ecosystems that

require protection. Thus, it implies a systematic approach to the solution of biodiversity conservation issues. In general, this workshop is one of the first step measures within a strategic plan of action (2012-2020) on the implementation the EU Habitats Directive in Ukraine (Zingstra, Kostiuszyn, Prots, Kagalo, Mocharska, 2012).

The need for the workshop was caused by the fact that in the process of biotopes (habitats) types classification development there arose many problems associated with the interpretation of the basic concepts, in particular the ones regarding the traditional ecosystemological use of the number of universal terms, the assessment of their dimensions, the correlation with the vegetation units (syntaxa) and many others.

The results of the workshop and the articles contained in this proceedings volume do not only serve as a proof of a great interest the Ukrainian scientific community takes in the issues of biotopes (habitats) biodiversity conservation, but also the existing significant results in this field.

We hope that the publication of these materials will trigger not only scientific activity in this field, but also some changes in the enforcement of laws on biodiversity conservation and environmental protection in Ukraine, which will take into account the habitat (biotope, ecosystem) approach.

## CONTENT

INTRODUCTION (from editors).....	9
<b>1. THEORETICAL FRAMEWORK FOR THE DEVELOPMENT OF BIOTOPE (HABITAT) CONCEPT</b>	
1.1. BASIC NOTIONS (DEFINITIONS, SCOPE, LINK TO CLOSE NOTIONS, LIKE “ECOLOGY, GEOBOTANY, GEOGRAPHY”)	
<b>Didukh Ya. P.</b> Problems of correlation between some key notions in ecosystemology .....	14
<b>Kagalo A.A., Prots B.H., Danylyk I.M., Chorney I.I., Kish R.Ya.</b> Principles, categories, notions and terms of the habitat concept of biodiversity conservation - Ukrainian context.....	29
1.2. BIOTOPES (HABITATS) CLASSIFICATION METHODOLOGY	
<b>Kagalo A.A., Kruhlov I.S., Danylyk I.M., Prots B.H., Resler I.Ya.</b> Methods for the habitats inventory and habitats diversity studies (peculiarities of the approaches in Ukraine) .....	37
<b>Shparyk Yu.S.</b> Classification of forest habitats in the Ukrainian Carpathians, methods of identification and rarity criteria .....	44
<b>Burda R.I.</b> Principles of habitats classification schemes based on the anthropogenic ecosystems according to types of natural resource management .....	52
<b>Vorobyov E.O.</b> Law of homologous series in the ecosystems differentiation – the proposed basis for their natural classification .....	57
<b>Khomiak I.V.</b> Phytoindication approach to development of ecosystem classification models .....	64
<b>Mala Yu.I., Fitsailo T.V.</b> Marginal biotopes of the forest and forest-steppe zones of Ukraine: identification, classification and conservation .....	68
<b>Aloshkina U.M.</b> The use of EUNIS scheme for the biotopes classification in Kyiv city .....	76
1.3. CLASSIFICATION UNITS, THEIR DIMENSIONS (DIAGNOSTIC FEATURES, CORRELATION TO VEGETATION CLASSIFICATION)	
<b>Kuzemko A. A.</b> Classification of grassland biotopes of Polissia and Lisostep of Ukraine .....	81
<b>Chorney I.I., Tokariuk A.I.</b> Carbonate-rich meadow habitats of <i>Festuco saxatilis-Seslerion bielsii</i> (Pawłowski et Walas 1949) Coldea 1984 in the Ukrainian Carpathians .....	89

<b>Pashkevych N.A.</b> Issues of the classification of anthropogenically transformed biotopes .....	93
<b>Savytskyi O.L.</b> Plant communities as a basis of water biotope (habitat) .....	100
<b>Holivets M.O.</b> Integral approach to the classification of habitats within urban tree plantations .....	103

#### 1.4. BIOTOPES (HABITATS) STRUCTURE AND DATABASE, COMPARATIVE ANALYSIS AND MAPPING

<b>Kuzmanenko O.L., Orlov O.O., Aksom O.S., Mykytyuk O.Yu.</b> Methods of ecotypes mapping based on the decryption of multispectral satellite images .....	109
<b>Maltsev V.I.</b> Shallow water habitats of the Dnipro reservoirs .....	119
<b>Petrovych O.Z.</b> Forest shelterbelt plantations as ecotonic habitats .....	125
<b>Vasyliuk O.V.</b> Issues of steppe biotopes inventory in Ukraine .....	131

## 2. PRACTICAL ASPECTS OF BIOTOPES (HABITATS) CLASSIFICATION DEVELOPMENT AND ITS USE

### 2.1. THE USE OF BIOTOPES (HABITATS TYPES) CLASSIFICATION IN ECOLOGICAL NETWORK DEVELOPMENT

<b>Onyshchenko V.A.</b> The use of information on biotopes during development of Emerald network .....	135
<b>Didukh Ya.P.</b> The assessment of zoological significance of biotopes .....	142
<b>Kish R.Ya., Prots B.H., Kagalo A.A., Chorney I.I., Danylyk I.M.</b> Principles of zoological categorization of rare habitat types .....	151
<b>Dubrovskiy Yu.V.</b> Application of biotope concept for solving scientific and environmental issues .....	158

### 2.2. BIOTOPES CONSERVATION AND HABITATS APPROACH FOR ENDANGERED SPECIES CONSERVATION

<b>Kagalo A.A., Prots B.H., Zingstra H., Kostyushyn V.A.</b> Scientific and legal framework and strategic action plan for the implementation of habitat concept for the conservation of biotic and landscape diversity in Ukraine .....	163
<b>Zub L.M., Karpova H.O.</b> Biotopes of natural water bodies and water-courses of Ukraine in need of protection .....	168
<b>Lysenko H.M.</b> Dynamics of biotopic features of steppe reserves under the influence of strict protection regime .....	176

<b>Atamas N.S., Parnikoza I.Yu.</b> Association <i>Trapetum natantis</i> Mull. et Gors. as an important feeding and nesting biotope in the Middle Dnipro reser- voirs .....	181
SUMMARY .....	188
CONTENT .....	191

НАУКОВЕ ВИДАННЯ

**БІОТОПИ (ОСЕЛИЩА) УКРАЇНИ: НАУКОВІ ЗАСАДИ ЇХ  
ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ПРАКТИЧНІ РЕЗУЛЬТАТИ  
ІНВЕНТАРИЗАЦІЇ**

Матеріали робочого семінару  
(Київ, 21-22 березня 2012 року)

Наукові редактори  
член-кор. НАН України Я.П. Дідух,  
к.б.н., с.н.с. О.О. Кагало,  
к.б.н., с.н.с. Б.Г. Проць.

Комп'ютерний набір і верстка: О.О.Кагало, Н.М.Сичак  
Технічна редакція: О.О.Кагало, Н.М.Сичак  
Оригінал-макет виготовлено в Інституті екології Карпат НАН України  
79026, Львів, вул. Козельницька, 4

Підписано до друку 27.11.2012 р. Формат 70x100<sup>1</sup>/<sub>16</sub>  
Папір офсетний. Гарнітура Times. Ум. друк. арк. 12,2.  
Обл.-вид. арк. 12,0. Тираж 350 прим. Зам. № 12/22

Віддруковано з готових діапозитивів у  
ТзОВ „ПРОСТІР – М”  
79000, м. Львів, вул. Чайковського, 27