

УДК 556.5:591.5.504

## Методи оцінювання антропогенних загроз біорізноманіттю прісноводних екосистем

Д. Є. Решетняк

*Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпро, Україна,  
reshetnyak.ufo@yandex.ru*

Оцінювання біорізноманіття та екологічного благополуччя прісноводних екосистем – ключове завдання ефективного менеджменту ресурсів малих і великих річок. Його використовують як інструмент для з'ясування чинників, що порушують природні місцеперебування, в результаті чого спостерігається стрімке зменшення біорізноманіття. Деградація річкових екосистем позитивно корелює з хімічним забрудненням і фізичними порушеннями місцеперебувань внаслідок бурхливого зростання індустріалізації та урбанізації. Комплексна оцінка екологічного стану рік на локальному та регіональному рівнях із використанням класичного індексу біологічної цілісності або його модифікацій поряд із залученням ГІС-технологій може ідентифікувати антропогенні фактори, що змінюють пристосованість певної екосистеми до потреб повночленного автохтонного угруповання гідробіонтів. Оцінювання біорізноманіття та стану прісноводних екосистем у глобальному масштабі басейнів і суббасейнів рік дозволяє отримати цілісний комплекс відомостей щодо процесів, які відбуваються на синекологічному рівні одного або декількох прісноводних регіонів. Концепція екорегіонів охоплює всі прісноводні екосистеми. Замість використання узагальнених показників за основу приймають статистично точні співвідношення, необхідні для виявлення характеру загроз для окремих місцеперебувань. Це забезпечує біологічно значущі одиниці для подальших широкомасштабних досліджень загроз біорізноманіттю.

*Ключові слова: гідроекосистема; угруповання; біологічне різноманіття; інтегрований індекс; ГІС-технології*

## Methods for assessing anthropogenic threats to freshwater ecosystems biodiversity

D. Y. Reshetniak

*Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipro, Ukraine, reshetnyak.ufo@yandex.ru*

The industrial and agricultural activities of mankind, which includes chemical pollution, building of dams and hydroelectric power stations and their use of the biomass of freshwater ecosystems, have had considerable impacts on freshwater ecosystems, the abundance of aquatic species, and the vital capacity of those species' populations. A variety of aquatic organisms are feasible indicators and they can be used for evaluation water quality through analysis of their population diversity, composition and abundance. The most significant threats for freshwater biodiversity and the integrity of aquatic ecosystems are activities in the watershed's terrestrial realm, disturbances occurring in aquatic and riparian environments and threats that affect freshwater organisms. There are changes of functional structure of biological community due to reducing biodiversity and the dominance of opportunistic species. A lot of changes in characteristics of biological communities can be assessed by using different kinds of evaluations, including the index of biological integrity, saprobity system and geographic information system technology. An effective predictor of great number of disturbances to freshwater ecosystems is the density of human population. Approaches that directly evaluate the level of threat to freshwater biodiversity typically use species composition and abundance data. Methods that indirectly assess the biotic community evaluate the ecological integrity of aquatic ecosystems. For large-scale, resource-limited, time-constrained biodiversity conservation planning, the most appropriate method for assessing the impairment of freshwater systems is relativistic evaluation of biological integrity using geospatial data. For aquatic threat assessments, the most meaningful level of analysis is the drainage basin and its subbasins. The concept of ecoregions covers all freshwater ecosystems. This approach provides biologically meaningful units for further large-scale studies of existing and potential threats to biodiversity. The size of drainage basins can be defined from digital elevation models, which exist as global network in high quality resolution. At the level of drainage basin, using high-resolution remote sensing imagery is often feasible from a financial and workload perspective.

*Keywords: aquatic ecosystem; biological community; biodiversity; integrated index; geographic information system technology*

Проблема раціонального використання та прісної води, стрімко зростає, особливо в рамках збереження природних ресурсів, зокрема джерел концепції сталого розвитку. Прісні водойми

забезпечують основні господарсько-питні та сільськогосподарські потреби людини, але якість поверхневих вод дедалі знижується.

Антропогенна діяльність спричинює негативні зміни у функціонуванні прісноводних екосистем і зменшує життєздатність популяцій прісноводних гідробіонтів. І хоча дані, що описують прісноводні таксони, не досить повні, в середньому прісноводні види вразливіші, ніж морські або наземні (Allan and Flecker, 1993; Williams et al., 1993; Stein et al., 2000). Проявом цього як на локальному, так і на глобальному рівнях стає загроза часткового або повного зникнення численних видів риб, амфібій, членистоногих тощо. Прогнозовані середні значення темпів вимирання прісноводної фауни Північної Америки приблизно в 5 разів вищі, ніж подібні значення, встановлені для наземної фауни, та утричі, ніж для прибережних видів морських ссавців (Allan and Flecker, 1993; Ricciardi and Rasmussen, 1999).

**Характеристика негативних чинників, що зменшують біорізноманіття прісноводних екосистем.** Будь-який стрес впливає на угруповання гідробіонтів. Внаслідок цього відбуваються зміни структури зоо- та фітоценозу водойми. Найпомітніше ці процеси відбуваються у водоймах на території великих міст і промислових або сільськогосподарських об'єктів. У подібних умовах спостерігаються кардинальні зміни функціональної структури біоценозу через зменшення біорізноманіття та домінування опортуністичних видів, що неодмінно впливає на кількісні та якісні характеристики кругообігу речовини та енергії по трофічним ланцюгам через повне або часткове зникнення одних і появу та значний розвиток інших блоків угруповання (Gray, 1989). Таким чином, відбуваються певні сукцесійні процеси, які відіграють важливу роль як у межах водойми, так й у масштабі екосистеми в цілому.

Причини, що викликають подібні негативні зміни структури прісноводних екосистем, у більшості випадків не поодинокі (Miller et al., 1989). Понад 70 % випадків зникнення прісноводних видів риб пов'язано з порушеннями місцеперебувань, приблизно 50 % – із потраплянням до екосистеми інвазійних видів, решта – з гібридизацією, інфекційними та паразитарними хворобами, а також навмисним знищенням. Різноманіття стресів, що відчують на собі гідробіонти, включає греблі, появу екзотичних видів, забруднення навколишнього середовища, каналізаційні стоки, кліматичні

зміни та безліч факторів, які виникають унаслідок функціонування наземної інфраструктури (Harrison and Stiasny, 1999).

Усі загрози для нормального існування та функціонування популяцій прісноводних гідробіонтів можна категоризувати таким чином: 1) господарська діяльність на прибережних територіях (вирубання лісів, прокладання доріг, сільське господарство), що змінює гідрологічний режим водотоків і погіршує якість навколишнього середовища; 2) забруднення та порушення водних екосистем (потрапляння токсичних хімічних речовин, зміни температури, концентрації розчиненого кисню, замулення, фрагментація ареалів, зменшення потрапляння органічної речовини до водойм тощо); 3) біотичні та антропогенні чинники, що безпосередньо впливають на стан і популяційно-видовий склад живих організмів (неконтрольований відлов або полювання, конкуренція, хижацтво, паразитизм, інфекції гібридизація, навмисне знищення тощо) (Abell et al., 2000; Malmqvist and Rundle, 2002).

Хоча більшість із наведених стресорів виникає та діє у водному середовищі, деякі з них виникають поза межами водойм, але за інтенсивністю свого впливу можуть бути набагато сильнішими та більш деструктивними для гідробіонтів. Найбільшу загрозу для водної біоти становлять греблі, які утворюють бар'єри для вільного переміщення та міграцій організмів, що у віддаленому майбутньому може спровокувати «острівний ефект» в еволюціонуванні видів або інтенсивне зникнення існуючих внаслідок депопуляції на генетичному рівні. Вирішення цих проблем і створення адекватних методик оцінювання їх впливу на екосистеми актуальні не тільки на локальному, а й на регіональному та глобальному рівнях (Poff and Hart, 2002; Poff et al., 2002).

Біологічний моніторинг – важливий елемент оцінки екологічного стану водних біотопів. Він значно поширений в екологічних дослідженнях, спрямованих на визначення якості поверхневих вод, особливо тих, що зазнають значного антропогенного тиску. Кожному живому організму притаманні певні вимоги до умов місцеперебування, а також ступінь пристосовуваності до змін середовища, який визначає здатність до благоденства та виживання. Види з невисокою екологічною валентністю до дії певного абіотичного або біотичного чинника, що виходить за межі толерантності організму, або ті, які, навпаки,

здатні до інтенсивного розмноження за несприятливих для інших біологічних систем умовах, зручні до використання у біомоніторингу екосистем.

Угруповання фіто-, зоопланктону, нектонні організми, будучи невід'ємною частиною водної екосистеми, пов'язані з іншими її компонентами, а також відображають усі зміни в ній. Антропогенні чинники спричинюють до зникнення з угруповань видів – мешканців чистих вод. Їх місце посідають інші організми, стійкі до високої концентрації розчинених поллютантів. Тому дедалі зростає важливість методів контролю якості навколишнього середовища, що широко застосовують найкращі та безпомилкові індикатори його стану – живі організми (Tewfik et al., 2007).

Щільність популяції – надійний показник багатьох типів порушень нормального функціонування водної екосистеми. На рівні річкового басейну популяційна щільність достовірно корелює зі ступенем забруднення водойми сполуками нітрогену та фосфору (Turner et al., 2003), хоча достовірність кореляції не однакова для будь-яких рік і варіює залежно від їх величини (Caraco et al., 2003). У межах басейнів великих рік розмір популяції гідробіонтів негативно корелює з об'ємом водозабору для забезпечення господарських потреб людини (Gleick, 2000). Однак найстрімкіше зростання населення відбувається на урбанізованих і прилеглих до них територіях, де забруднення від стаціонарних індустріальних джерел, знищення прибережної рослинності та зарегулювання стоку становлять більшу загрозу для водних екосистем, ніж інтенсивний водозабір (Malmqvist and Rundle, 2002).

Моделі антропогенно трансформованих ландшафтів надають більш комплексну інформацію щодо специфіки загроз для прісноводних угруповань. Хоча дослідження наочно демонструють, що знищення прибережного рослинного покриву негативно впливає на цілісність прісноводних екосистем, це тільки перший крок на шляху розуміння сутності впливу розташування та конфігурації порушених ландшафтів на гідробіонтів. Регіональні дослідження висвітлюють зв'язок між біологічною цілісністю та наявністю водонепроникного покриття на прибережних територіях, агроекосистем тощо. Але висновки індивідуальних наукових праць іноді суперечать один одному. Найчастіше це є наслідком різниці

між масштабом досліджень, на якому їх проведено (Gergel et al., 2002).

**Методи оцінювання загроз біорізноманіттю та якості прісноводних екосистем на локальному і регіональному рівнях дослідження.** Методи, що безпосередньо оцінюють ступінь загрози біорізноманіттю прісноводних екосистем, зазвичай потребують даних про видовий склад і чисельність популяцій гідробіонтів. Це вимагає великих зусиль, тому тільки невелику частину прісноводних видів оцінено за допомогою прямих методів. Без адекватних відомостей про поширення видів і ступінь порушення стану їх популяцій такі підходи не можуть повною мірою виявити саме ті екосистеми, що перебувають у зоні найвищої небезпеки. Підходи, які безпосередньо визначають стан угруповання, оцінюють екологічну цілісність прісноводної екосистеми. Хоча методи прямого оцінювання також можуть призвести до неправильних результатів у разі невідповідності у часі безпосередньої дії стресотвірного чинника та його ефекту на популяційну динаміку автохтонних видів і якість середовища їх існування, вони – найзручніші в сучасних екологічних дослідженнях (Harding et al., 1998). Наразі існують декілька ефективних способів оцінювання ступеня порушення та його впливу на біорізноманіття водних екосистем: розрахунок індексу біологічної цілісності, оцінка сапробності, індекси видового різноманіття тощо.

*Індекс біологічної цілісності.* Яким чином можна застосувати наші знання про природну історію життя у воді? Одне з головних питань, яке часто ставлять екологи: «Чи порушує конкретний вид антропогенної діяльності цілісність водної екосистеми?» Інформація про природну історію екосистеми може відігравати суттєву роль в ухваленні рішення. Біологічні індикатори – невід'ємна частина програм із моніторингу якості прісноводних екосистем. Індекси, що використовують для оцінювання якості водних екосистем, мають високу чутливість і здатні заздалегідь виявити зміни екологічного стану водного та наземного середовища (Vorja et al., 2008). З огляду на комплексний потенціал впливу людини на водні системи, необхідно визначити такі загальні характеристики екосистеми, які можна використовувати як індикатори її благополуччя. Відповідь на це питання запропонували Д. Карп і його колеги, котрі заснували концепцію «біологічної цілісності», яку вони визначили як

«збалансоване, комплексне, адаптивне угруповання організмів, що має такий видовий склад, різноманіття та функціональну організацію, що можна порівняти з такою природного середовища регіону» (Karr and Dudley, 1981). Дослідники припустили, що здорове водне угруповання – це те, яке схоже на угруповання в непорушеному середовищі існування в тому ж регіоні. Угруповання має бути «збалансованим» та «інтегрованим». Вирішення питання, що ж саме являє собою цей стан, вимагає професійного судження на основі великих знань про середовище мешкання та організмів, що його населяють, тобто знання природної історії.

Виходячи за рамки загальних визначень і загальних цілей, Karr розробив індекс біологічної цілісності (index of biological integrity (IBI)) і застосував його для угруповань риб. Іхтіологічні угруповання обрано саме тому, що екологам багато відомо про риб та їх вимоги до місць проживання, а також завдяки відносній простоті досліджень. Методика оцінювання досить проста та зручна. Індекс Карра містить три категорії для оцінювання струмка або річки:

1) число видів і видовий склад, що включає в себе кількість, спеціалізацію та толерантність видів риб;

2) трофічний склад, що враховує кормові особливості видів риб, які становлять угруповання;

3) різноманіття та фізіологічний стан риб.

Кожна із цих трьох категорій включає 12 ознак угруповання. Водотоку присвоюється кількість балів, еквівалентна «5», «3» або «1» для кожної ознаки, де «5» означає найкращий стан, а «1» – найгірший. Бали за всіма ознаками підсумовуються для отримання загального бала, який варіює від 12 (погана біологічна цілісність) до 60 (відмінна біологічна цілісність). Дослідник забезпечив надійність застосування індексу. Оцінка за кількома ознаками угруповання усуває зміщення, яке могло б виникнути, якби оцінювання проводилося на основі однієї або двох ознак.

Напружений антропогенний вплив у цілому зменшує кількість автохтонних видів в угрупованні за одночасного збільшення кількості інвазійних. Межі оптимуму умов існування видів, що становлять угруповання, також необхідно враховувати, тому що деякі види риб, такі як форель (*Salmo trutta* L., 1758), не терплять низьку якість води, в той час як інші, приміром, короп звичайний (*Cyprinus carpio* L., 1758), –

вельми толерантні до неї. Ухвала рішення за ознакою «толерантний» чи «не толерантний» конкретний вид має узгоджуватися з нормою умов локальних або хоча б регіональних місцеперебувань і вимагає ретельного знання природної історії іхтіофауни та водойм досліджуваної місцевості, як під час оцінювання видового різноманіття та чисельності (Karr, 1991).

Трофічні переваги риб, які становлять угруповання, відображають види корму, доступні у водоймі, а також якість навколишнього середовища. Характеристики, оцінювані у даній категорії, такі: процентна кількість риб, таких як короп звичайний (*C. carpio* L.), які споживають широкий діапазон кормових об'єктів і є всеїдними, процентна кількість риб, таких як форель (*S. trutta* L.) і сонячний окунь синьозябровий (*Lepomis macrochirus* Rafinesque, 1819), що живляться комахами (комахоїдні), а також відсоток риб, таких як щука звичайна (*Esox lucius* L., 1758) та окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L., 1758), які живляться іншими рибами (хижі). Деградація водних екосистем збільшує частку всеїдних і зменшує частку комахоїдних і хижих видів в угрупованні (Karr, 1999).

У деградованих системах різноманіття риб завжди менше, ніж у непорушених, а фізіологічний стан особин гірший. Біологічний ефект поллютантів може варіювати для різних видів, відображаючи шляхи їх потрапляння до організму, особливості метаболізму, швидкість акумуляції та чутливість окремих органів і систем (Rhind, 2009). У процесі оцінювання для виведення індексу враховують два аспекти умов. По-перше, який відсоток особин, що є міжвидовими гібридами? По-друге, який відсоток особин має серйозні захворювання, пухлини, пошкодження плавників або деформації скелета? Усі ці характеристики – чіткі показники низької якості навколишнього середовища (рис. 1).

Індекс біологічної цілісності набув широкого застосування в гідроекологічних дослідженнях. П. Леонард і Д. Орт (1986) застосовували індекс Карра для оцінювання стану семи приток Нью-Рівер, що протікає через плато Аппалачі на території Західної Вірджинії, США. Леонард і Орт адаптували індекс із метою максимального відображення умов у досліджуваному регіоні. За обраними критеріями у досліджуваних водотоках чисельність видів окунеподібних, дрібних донних риб родини

Percidae, вказує на високу екологічну якість, у той час як велика кількість головня свідчить про збільшення ступеня забруднення навколишнього середовища. Крім того, висока частка комахоїдних видів риб вказує на відмінні умови проживання у водній екосистемі, в той час як великий відсоток усеїдних свідчить про

протилежне. Високу щільність риби прийнято як знак високої якості навколишнього середовища, в той час як наявність хворих або деформованих особин, свідчить про проблеми навколишнього середовища (Leonard and Orth, 1986).

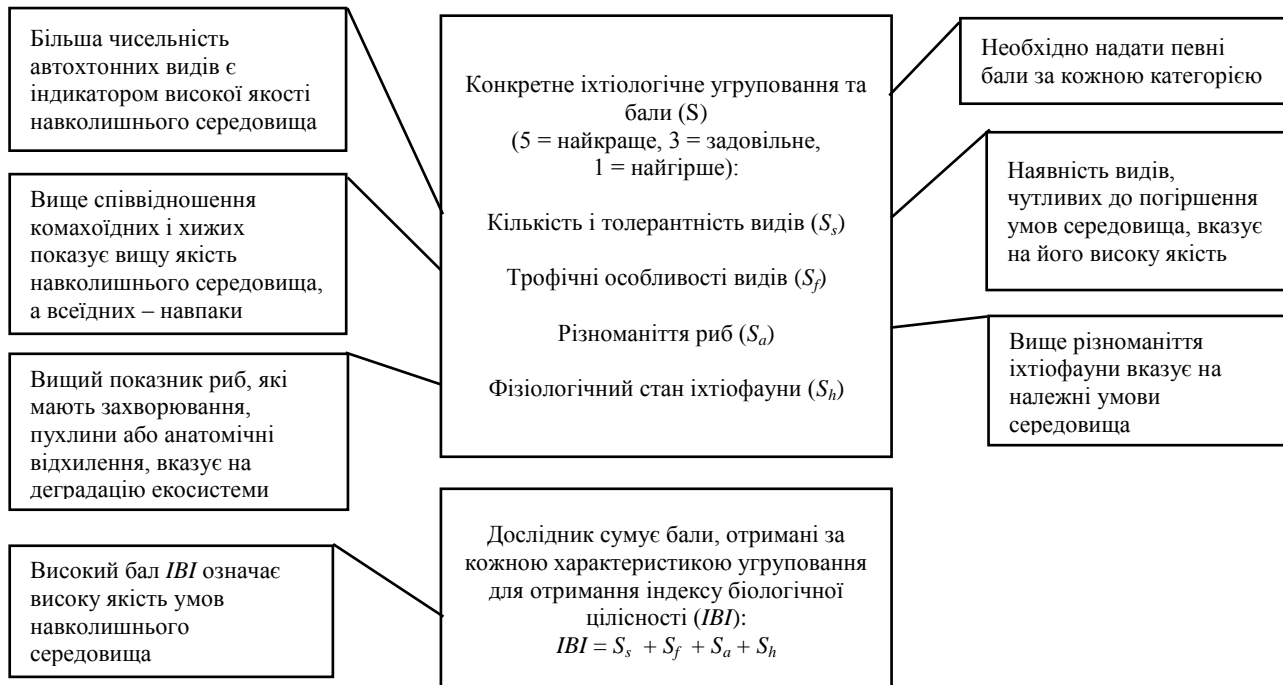


Рис. 1. Схема процесу розрахунку індексу Карра

Дослідники надали бали «1» (найгірші умови), «3» (задовільні умови) або «5» (найкращі умови) для кожної змінної на кожній із ділянок відбору проб. Потім вони підсумували бали для семи змінних на кожній ділянці для визначення індексу біологічної цілісності. Мінімальне можливе значення дорівнювало 7 для найбідніших умов, максимально можливе значення для найкращих умов становило 35. Потім були зроблені незалежні оцінки рівнів забруднення на кожній ділянці дослідження, які базувалися на основі відомостей про обсяги щоденного скидання муніципальних стічних вод і локальну кількість водозбірників, доріг і шахт.

Дослідження приток показало широкий діапазон забруднення навколишнього середовища в результаті скидання стічних вод, видобутку корисних копалин та інтенсивного процесу урбанізації. Леонард і Орт виявили, що індекс біологічної цілісності корелює з незалежними оцінками забруднення по кожній дослідженій ділянці (Leonard and Orth, 1986).

Багатьма іншими дослідниками протестовано здатність індексу біологічної цілісності висвітлити ступінь екологічної деградації в річках і озерах. Індекс ефективний у широкому діапазоні географічних регіонів і водойм.

Хоча оцінювання біологічної цілісності – досить простий та ефективний метод, його застосування потребує знання багатьох додаткових відомостей: гідрохімічних показників, характеристик водотоку, місцеперебувань тощо (Gergel et al., 2002). Це зазвичай вимагає великої ресурсної бази, витрат часу, що завжди проблематично під час проведення робіт у річкових системах країн, що розвиваються. У деяких випадках придатні для збирання повної бази даних ділянки взагалі відсутні.

Релятивістське оцінювання екологічної цілісності. Для прийнятних для використання в широких межах, економічно ефективніших способів визначення біорізноманіття та якості водних екосистем існують прями релятивістські

методики оцінювання екологічної цілісності, засновані на дослідженні різних типів геопросторових даних: біотичних (рослинний покрив, наявність ферм, що займаються вирощуванням аквакультур, вирубування лісів) і абіотичних (кількість міст, зокрема індустріальних, наявність доріг, залізниці, трубопроводів, електростанцій, заповідних територій, зони бойових дій, характеристики стоку, річкової мережі, ерозійний потенціал, гідрохімічні та гідрофізичні показники водотоку тощо) (O'Neill et al., 1997; Abell et al., 2002). Дані, що характеризують поширеність і розвиток сільського господарства або розміри та місця розташування гребель тощо, обирають за основу дослідження як найрепрезентативніші для оцінювання ступеня стресу, що діє на екосистему (Hughes and Hunsaker, 2002).

*Оцінювання сапробності.* Із фатальними наслідками неконтрольованого, «вибухового» розмноження певних таксономічних груп фітопланктону людство стикається з давніх часів. Свідчення цього – стародавня книга, відома усім, – Біблія, в якій описано 10 кар єгипетських, першою з яких було покарання кров'ю. «... і перемінилася уся вода в річці в кров, і риба в річці вигинула, і засмерділася ріка, і Єгиптяни не могли пити води з ріки; і була кров по всій землі Єгипетській» (Вих. 7:20, 21). За новітніми дослідженнями, причиною цьому стало зростання чисельності водоростей роду *Pfiesteria* (тип Dinoflagellata Bütschli, 1885, клас Dinophyceae, ряд Phytodiniales). Деякі види динофлагелат викликають явище «червоного припливу», внаслідок чого фіксується масова загибель нектону (Jeong et al., 2010).

У гідроекологічних дослідженнях використовують термін «сапробність» – комплекс біохімічних і фізіологічних пристосувань організму до мешкання у водах із високим вмістом органічної речовини, представлений у межах системи біологічного аналізу якості води, який розробили німецький ботанік Р. Кольквітц і зоолог М. Марссон (Kolkwitz and Marsson, 1908).

Забруднюючі органічні речовини, що іноді трапляються у поверхневих водах, – це нітроген і сполуки фосфору. Найпоширеніші забруднюючі сполуки азоту зустрічаються у вигляді нітратів. Фосфорні забруднювальні речовини, як правило, утворюють фосфати. Ці сполуки трапляються в складі органічних добрив, вони також знайдені в залишках мийних засобів. Такі речовини виявляються у водопровідній воді через

недостатнє очищення каналізаційних стоків на водоочисних спорудах або в разі стікання води, що містить пестициди, з територій сільськогосподарських угідь, парків і садів (Rhind, 2009).

Високий вміст фосфатів або нітратів у воді сприяє бурхливому росту водоростей. Розростання водоростей у воді викликає зменшення кількості розчиненого кисню, необхідного для риб та інших водних організмів. Іноді велика кількість риби гине від задухи. Водорості виділяють токсини у водойму, що може завдати шкоди тваринам, які п'ють із неї або мешкають у ній (Svircev et al., 2014).

Цікаву роботу, спрямовану на оновлення й удосконалення сапробіологічних досліджень, виконали болгарські гідроекологи, мета якої полягала у визначенні екологічного статусу річки Местра, що базується на співвідношенні функціональних трофічних груп макрозообентосу. Розроблено та практично використано новий інтегрований індекс ступеня органічного забруднення ( $I_T$ ), заснований на співвідношенні динамічного балансу двох функціональних трофічних груп організмів – подрібнювачів і детритофагів, які виявили значний ступінь кореляції вздовж градієнта сапробності. Відповідність між рівнем сапробності та індексом ( $I_T$ ) характеризується залежністю від щільності певної трофічної групи, а не чисельності видів, які її формують (Varadinova et al., 2007).

За сучасного бурхливого розвитку біотехнологій методика оцінювання сапробності надає великий діапазон можливостей для пошуку нових ефективних біоіндикаторів серед різних таксономічних груп гідробіонтів. Перспективним бачиться напрямок екобіотехнологічних досліджень, що ґрунтується на споживанні надлишків розчиненої органічної речовини стійкими до полютантів сапробіонтами із подальшим використанням біомаси цих організмів, і метод біоконвеєра, в основі якого полягає принцип збалансованого трофічного ланцюга (Гвоздяк, 2003).

**Аналіз загроз біорізноманіттю та якості прісноводних екосистем на глобальному рівні.** Оцінювання біорізноманіття та стану гідроекосистем у великих масштабах, незважаючи на його певні недоліки, зумовлені досить великими відхиленнями в отриманих результатах, необхідне для комплексного розуміння процесів і наслідків, що відбуваються у біосфері Землі. Такі дослідження пропонують

потужні інструменти для встановлення пріоритетів, завчасного виявлення загроз і активізації конкретних дій з їх нейтралізації (Allenand and Hoekstra, 2015).

Оптимальний район на такому рівні оцінювання біорізноманіття – водозбір і суббасейни рік. Величину басейну можна визначити за допомогою цифрових моделей рельєфу. ГІС-технології надають можливість ідентифікувати поділ суббасейнів у різних масштабах. Однак дослідникові не завжди очевидно, якого розміру басейн необхідно обрати для конкретного аналізу. Через переважну відсутність даних для басейнів невеликих річок оцінювання загроз на глобальному рівні проводять на прикладі найбільших річкових басейнів. Та все ж, басейни великих рік не завжди надають зручний матеріал для розроблення заходів зі збереження біорізноманіття прісноводних гідробіонтів. Подібне планування зазвичай фокусується на охороні репрезентативних і зникаючих угруповань, що потребує належного знання особливостей біогеографії регіону. Басейн великої ріки може характеризуватися складною біогеографічною неоднорідністю, що виправдує його поділ із метою дослідження та розроблення заходів збереження. У протилежному випадку регіон, що вивчають, може включати декілька екологічно схожих басейнів, які можна об'єднати в одну одиницю (Groves et al., 2003).

Для сприяння потребам охоронних заходів Всесвітній фонд дикої природи представив глобальну мапу прісноводних екологічних регіонів. Прісноводний екорегіон – це велика територія, що охоплює одну або декілька прісноводних екосистем, які характеризуються більш-менш однорідним фауністичним складом автохтонних угруповань. Динаміки видів і умов навколишнього середовища всередині регіону більше схожі між собою, ніж між сусідніми екорегіонами. Прісноводні екорегіони містять суміжні водорозділи, які поєднують за однаковими біогеографічними угрупованнями іхтіофауни. Концепція екорегіонів охоплює всі прісноводні екосистеми і забезпечує біологічно значущі одиниці для подальших широкомасштабних досліджень існуючих і потенційних загроз біорізноманіттю (Abell et al., 2008).

Звуження сфери аналізу загроз біорізноманіттю та якості прісноводних екосистем до масштабів річкових басейнів надає багато суттєвих переваг. На даному рівні

доцільне використання фотографій з високою роздільною здатністю, отриманих за допомогою дистанційного зондування, як з фінансової точки зору, так і з позиції раціонального планування дослідження. Вужча область дії надає аналітикам можливість повнішого застосування отриманих даних. У межах відносно невеликої зони можуть бути встановлені гідрометричні станції. Річки, озера та водно-болотні угіддя об'єднують у цілісну топологічно пов'язану систему. Розподіл видів і пріоритетних областей поширення певних біотичних угруповань може бути окреслений з високою точністю для визначення основних приток. Замість використання приблизних узагальнених показників, за основу беруть статистично точніші співвідношення для виявлення характеру загроз для окремих місцеперебувань. Наприклад, замість підрахунку загальної кількості гребель як індикатора загрози в розрахунку на екорегіон можна оцінити відстань між ними з метою виокремлення гребель основного русла від тих, що збудовані на його притоках. Це дає змогу оцінити загрози, що виникають у районах верхньої та нижньої течії.

**Висновки.** Можливість ефективного збереження прісноводних видів та їх місцеперебувань значною мірою залежить від здатності екологів ідентифікувати тип та інтенсивність дії екологічних факторів, що несуть загрозу глобальному біорізноманіттю. Найбільшої небезпеки зазнають саме райони з високою чисельністю населення та стрімким розвитком урбанізаційних процесів, що призводить до тотальної деградації водних екосистем. Однак часто існує просторова невідповідність між географічним місцезонашуванням об'єктів безпосередньої дії антропогенних факторів і територіями з великою кількістю населення (наприклад, гідроелектростанції та споживачі електроенергії, зрошувальні системи та споживачі сільськогосподарської продукції, рибалки та споживачі морепродуктів). Окрім того, рух водних мас і акумуляційна динаміка прісноводних екосистем сприяють поширенню результатів впливу антропогенних чинників на великі дистанції.

У подальшому екологам необхідно підвищувати ефективність обчислювальних інструментів, методик роботи з геопросторовими системами та ступінь надійності даних, що вказують на місцезонашування та умови основних гідрологічних характеристик (греблі та їх експлуатаційні схеми, біогеохімічні показники озер, зарегульовані та непорушені водотоки,

кількість і якість поверхневих і підземних вод), уточнювати ареали видів і просторовий розподіл їх місцеперебувань.

Потрібно розвивати напрям досліджень, що пояснює взаємозв'язок між традиційними методами землекористування та якістю прісноводних місцеперебувань. Такі дослідження необхідні екологам, які планують масштабні біоконсерваційні заходи, для яких порушення, пов'язані із землекористуванням, становлять дискретні порогові значення, вище яких відбуваються екологічно значимі порушення в біотичній, абіотичній або гідрологічній сферах. Саме розвиток індексів екологічної цілісності сприятиме збільшенню ефективності таких досліджень.

Для зменшення швидкості зникнення угруповань прісноводних гідробіонтів першочергове завдання, що стоїть перед екологами, – сприяння розвитку природоохоронного мислення як урядовців провідних світових держав і країн, що розвиваються, так і пересічних громадян, що дозволить зберегти автохтонні види та середовище їх місцеперебування у не порушеному стані.

### Бібліографічні посилання

- Abell, R.A., Olson, D.M., Dinerstein, E., Hurley, P.T., Diggs, J.T., Eichbaum, W., Walters, S., Wettengel, W., Allnutt, T., Loucks, C.J., Hedao, P., 2000. Freshwater ecoregions of North America: a conservation assessment. Washington, DC: Island Press.
- Abell, R.A., Thieme, M., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Contreras-Balderas, S., Bussing, W., Stiassny, M.L.J., Skelton, P., Allen, G.R., Unmack, P., Naseka, A., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J., Heibel, T.J., Wikramanayake, E., Olson, D., Lopez, H.L., Reis, R.E., Lundberg, J.G., Sabaj Perez, M.H., Petry, P., 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *Bioscience*, 58(5), 403–414.
- Allan, J.D., Flecker, A.S., 1993. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *Bioscience*, 43(1), 32–43.
- Allenand, T.F.H., Hoekstra, T.W., 2015. *Toward a unified ecology*. New York: Columbia University press.
- Borja, A., Bricker, S.B., Dauer, D.M., Demetriades, N.T., Ferreira, J.G., Forbes, A.T., Hutchings, P., Xiaoping, J., Kenchington, R., Marques, J.C., Zhu, C., 2008. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine pollution bulletin*, 56, 1519–1537.
- Byblyja, 1992. *Synodal'nij perevod [Bible. Synodal Translation]*. Orlando: New Life Campus Crusade for Christ International (in Russian).
- Caraco, N.F., Cole, J.J., Likens, G.E., Lovett, G.M., Weathers, K.C., 2003. Variation in  $NO_3$  export from flowing waters of vastly different sizes: does one model fit all? *Ecosystems*, 6(4), 344–352.
- Gergel, S.E., Turner, M.G., Miller, J.M., Melack, J.M., Stanley, E.H., 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic sciences*, 64(2), 118–128.
- Gleick, P.H., 2000. The changing water paradigm: a look at twenty-first century water resources development. *Water international*, 25(1), 127–138.
- Gray, J.S., 1989. Effects of environmental stress on species of rich assemblages. *Biological journal of the Linnean Society*, 37(1–2), 19–32.
- Groves, C.R., Jensen D.B., Valutis, L.L., Redford, K.H., Shaffer, M.L., Scott, J.M., Baumgartner, J.V., Higgins, J.V., Beck, M.W., Anderson, M.G., 2002. Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. *Bioscience* 52(6), 499–512.
- Gvozdzjak, P.I., 2003. *Za pryncypom biokonvejera (biotehnologija ohorony dovkillja) [By the principle of a bioconveyor (Biotechnology of environmental protection)]*. *Visnyk NANU*, 3, 29–36 (in Ukrainian).
- Hackett, J.D., Anderson, D.M., Erdner, D.L., Bhattacharya, D., 2004. Dinoflagellates: a remarkable evolutionary experiment. *American journal of botany*, 91, 1523–1534.
- Harrison, I.J., Stiassny M.L.J., 1999. The quiet crisis: a preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or 'missing in action'. In: MacPhee RDE (ed) *Extinctions in near time: causes contexts and consequences*. New York: Kluwer Academic.



- Hughes, R.M., Hunsaker, C.T., 2002. Effects of landscape change on aquatic biodiversity and biointegrity. In: Gutzwiller, K.J. (ed) Applying landscape ecology in biological conservation. Berlin: Springer.
- Jeong, H.J., Yoo, Y.D., Kim, J.S., Seong, K.A., Kang, N.S., Kim, T.H., 2010. Growth, feeding and ecological roles of the mixotrophic and heterotrophic dinoflagellates in marine planktonic food webs. *Ocean science journal*, 45(2), 65–91. doi:10.1007/s12601-010-0007-2.
- Karr, J.R., 1991. A long-neglected aspect of water resource management. *Ecological applications*, 1(1), 66–84.
- Karr, J.R., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater biology*, 41(1), 221–234.
- Karr, J.R., Dudley, D.R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental management*, 5(1), 55–68.
- Kolkwitz, R., Marsson, M., 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*.
- Leonard, P.M., Orth, D.J., 1986. Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 115(3), 401–414.
- Malmqvist, B., Rundle, S., 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environment conservation*, 29(2), 134–153.
- Miller, R.R., Williams, J.D., Williams, J.E., 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries*, 14(6), 22–38.
- O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Jones, K.B., Riitters, K.H., Wickham, J.D., Schwartz, P.M., Goodman, I.A., Jackson, B.L., Baillargeon, W.S., 1997. Monitoring environmental quality at the landscape scale: using landscape indicators to assess biotic diversity watershed integrity and landscape stability. *Bioscience*, 47, 513–519.
- Poff, N.L., Brinson, M.M., Day, J.W., 2002. Aquatic ecosystems and global climate change: potential impacts on inland freshwater and coastal wetland ecosystems in the United States. Pew Center on Global Climate Change, Arlington.
- Poff, N.L., Hart, D.D., 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *Bioscience*, 52(8), 659–668.
- Rhind, S.M., 2009. Anthropogenic pollutants: a threat to ecosystem sustainability? *Philosophical transactions of the Royal Society B*, 364, 3391–3401. doi:10.1098/rstb.2009.0122.
- Ricciardi, A., Rasmussen, J.B., 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation biology*, 13(1), 1220–1222.
- Stein, B.A., Kutner, L.S., Adams, J.S. (eds), 2000. *Precious heritage: the status of biodiversity in the United States*. New York: Oxford University Press,
- Svircev, Z., Krstic, S., Vazic, T., 2014. The phylosophy and applicability of ecoremediations for the protection of water ecosystems. *Acta geographica Slovenica*, 54(1), 179–188.
- Tewfik, A., Guichard, F., McCann, K.S., 2007. Influence of acute and chronic disturbance on macrophyte landscape zonation. *Marine ecology. Progress Series*, 335, 111–121.
- Turner, R.E., Rabalais, N.N., Justic, D., Dortch, Q., 2003. Global patterns of dissolved *N*, *P* and *Si* in large rivers. *Biogeochemistry*, 64(3), 297–317.
- Varadinova, E., Uzunov, Y., Soufi, R., 2007. A new integrated index for assessment of the ecological status of rivers as based on functional feeding groups of the macrozoobenthos. *Journal of environmental protection and ecology*, 8(4), 754–762.
- Williams, J.D., Warren, M.L., Cummings, K.S., Harris, J.L., Neves, R.J., 1993. Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada. *Fisheries*, 18(9), 6–22.