

УДК 049.3:574.4:581.526

Дідух Я. П.

## ОЦІНКА СТІЙКОСТІ ТА РИЗИКІВ ВТРАТИ ЕКОСИСТЕМ

В основу оцінки стійкості та ризиків втрати екосистем покладено ідею використання біотичного механізму регуляції екосистем, що ґрунтується на законах термодинаміки. Формування, зміна та стабілізація екосистем відображається в сукцесіях біотопів. Виділено 12 ознак фітоценозів, за допомогою яких оцінюється масштабність та швидкість змін біотопів відносно їхніх стійких станів, що мають найвищі показники ризику. Кількісна оцінка цих ознак відображає показник ризику знищення, що слугує індикатором стану, зміни та охорони довкілля. За ступенем стійкості запропоновано поділ біотопів на три категорії: P-пластичні, I-інертні та S-стійкі.

**Ключові слова:** стійкість екосистем, резистентність, пластичність, екосистема, сукцесія, ризики втрати, оцінка стану біотипів.

В аспекті забезпечення переходу суспільства на засади сталого розвитку важливим є оцінка ризиків втрати, знищення екосистем, що тісно пов'язано з їхньою стійкістю. Стійкість екосистем розглядається як здатність зберігати свою структуру і характер функціонування в просторі та часі за впливу змін умов зовнішнього середовища [2]. Теоретичні основи стійкості знайшли обґрунтування в класичних працях Пуанкаре, Ляпунова, Лагранже, Свіріжева та Логофета, які ґрунтуються на оцінках засвоєння і трансформації енергії та інформації, тобто законах термодинаміки функціонування екосистем, синергетики, показниках ентропії, що застосовуються до відкритих систем [3; 19; 17; 23].

Цими авторами та їхніми послідовниками було доведено, що природний розвиток екосистем хоч і спрямований до рівноважного стану, але у такому стані вони існувати не можуть, а потребують додаткової енергії, що забезпечується за рахунок дисипативних процесів. У математичному відношенні зміни поведінки екосистем описуються нелінійними рівняннями. Ці процеси відбуваються як флуктуаційні зміни, що викликають турбулентність і можуть призвести до катастрофи, тобто руйнування екосистеми. Такі

зміни характеризуються послідовністю фаз конфлікту-кризи і власне катастрофи [13].

Однак механізми забезпечення, принципи та методи оцінки стійкості відносно різних типів систем ще недостатньо розроблені. Щодо екосистем, то одним із ефективних і перспективних підходів у цьому відношенні є *теорія біотичної регуляції* [4; 5; 33]. Сутність механізму біотичної регуляції полягає в тому, що вона ґрунтується на законах організації та функціонування природного навколишнього середовища та обмеження господарського втручання і спрямована на підтримку екологічної рівноваги. Швидкість відновлення екосистем при відхиленнях, що виникають при антропогенному втручанні, залежить від їхнього положення відносно рівноважного стану. З посиленням антропогенного тиску або якихось природних чинників відбуваються збурення, наростання відхилень від рівноважного стану до того ступеня, поки система не втратить стабільність, що призведе до її руйнування.

Цінність теорії біотичної регуляції та проведених на її основі розрахунків полягає в тому, що вони дозволили визначити кількісну оцінку меж та порогів стійкості біосфери [34]. На основі використання різних і незалежних методів

було встановлено, що межа, за якої функціонування екосистем регулюють умови довкілля, не повинна перевищувати знищення 1 % чистої первинної продукції, яку накопичує біота [16]. Потенційний показник цієї продукції для планети дещо знижується через велику площу арктичних зон, нивальних гірських поясів, пустель. Але діяльність людини призвела до того, що межу самовідновлення перейдено ще на початку ХХ ст., а тепер величина споживання первинної продукції становить до 10 %. Порушені екосистеми тепер втрачають до 30 % первинної продукції, а на окремих значних територіях відбуваються такі глибокі незворотні зміни, що зачіпають біосферу в цілому. Оцінку антропогенного навантаження можна охарактеризувати ще й такими даними. Потужність глобального господарства сьогодні оцінюється 13 ТВт, тоді як на початку ХХ ст. становила близько 1 ТВт, а площа зруйнованих екосистем за цей період збільшилася від 20 % до 63 % суші; біомаса культивованих рослин, штучних тварин, людини зростає від 1–2 до 20 % від біомаси наземних природних екосистем [12]. Ці зміни порушили механізм біотичного регулювання навколишнього середовища, спричинили незворотні зміни, вихід системи за межі природних функцій, наростання швидкості процесів, якісних стрибків, негативних явищ турбулентності та наближення до катастрофічного стану.

На основі аналізу таких матеріалів та проведених розрахунків В. Г. Горшковим та А. М. Макаревою [4; 28; 34] було сформульовано низку ключових висновків теорії біотичної регуляції.

1. Природне середовище для людини створено і підтримується в оптимальному стані природними угрупованнями живих організмів; природна біота здатна компенсувати ті порушення природного середовища, які не переходять поріг втрати самої біоти.

2. Біотична регуляція забезпечується шляхом функціонування всіх елементів екосистеми; механізм такого функціонування є стабілізуючий природний відбір, що протидіє розпаду генетичної інформації і посиленню в ході еволюції її регуляторного потенціалу.

3. Освоєння природних екосистем у процесі господарської діяльності людини руйнує механізми біотичної регуляції в локальних масштабах і поступово послаблює його на глобальному рівні. Порушені та штучні екосистеми не здатні до підтримки стійкості навколишнього середовища, а навпаки, вони діють як дестабілізатори і посилюють ефект порушення.

4. Життя може існувати при температурному інтервалі рідинного стану гідросфери на планеті, який підтримується і стабілізується завдяки функціонуванню екосистем.

5. Горизонтальне переміщення вологи у напрямку з океану на сушу, забезпечення суші запасами вологи, її глобальна регуляція відбувається завдяки функціонуванню лісового біотичного насоса; безлісі території (пустелі) ізольовані від океанічної вологи, а відтак не можуть формувати річкового стоку [14].

6. Величина потоків інформації, що обробляється біотою, яка забезпечує функціонування природного середовища, на двадцять порядків вище потоків інформації, що може бути оброблена сучасною цивілізацією, а відтак технологічний аналог регуляції чи заміни природних систем неможливий.

Із цих далеко не повних висновків, які, наприклад, поза увагою залишають ґрунтову компоненту екосистем, її регуляторну функцію, що здійснюється завдяки взаємодії продуцентів та редуцентів, депонуванню та трансформації енергії та речовин з органічних форм через складні гумусові сполуки в прості хімічні, витікає, що біотична регуляція протидіє флуктуаційним збуренням, турбулентним процесам, катастрофам, а відтак є основою стабілізації, збалансованості процесів, стійкості, природної рівноваги. Сучасні глобальні зміни є наслідком руйнування компенсаційних механізмів екосистем, тому проблема полягає в розробці підходів їх кількісної оцінки та практичного застосування.

Виходячи з цього, головне завдання людства полягає не стільки у скороченні антропогенних забруднювальних викидів, скільки збереженні природи планети та забезпечення біотичних механізмів регулювання, використання та відтворення екосистем [33]. Для цього необхідна розробка підходів та методів кількісної оцінки стану екосистем, яка давала б змогу відображати показники їх порушення, стійкості, а відтак вийти на розрахунок ризиків втрат.

Географи розглядають ризики в аспекті природно-антропогенних змін та впливу техногенних факторів [12; 13; 22]. Такий напрям оцінки ризиків можна трактувати як антропоцентричний, оскільки йдеться про оцінку впливу відносно людини (забруднення, антропогенний вплив, виснаження природних ресурсів, аварії та катаклізми тощо).

Але у географів існує й інший підхід щодо оцінки втрати стійкості та ризиків відносно геосистем [1; 6; 20; 26]. Зокрема, М. Д. Гродзинський [6] зазначає, що геосистеми округлої

форми контурів є стійкішими, ніж ті, що мають видовжену форму, оскільки тиск факторів зовнішнього оточення на округлі форми з усіх боків рівномірний. С. Г. Покровський [18] виділяє три види стійкості: фізичну, хімічну та біотичну, що характеризуються відповідною специфічною реакцією на дію факторів зовнішнього середовища. При аналізі геосистем біотична складова розглядається як рівноцінний компонент відносно інших. Однак, виходячи з основ теорії біотичної регуляції навколишнього середовища, де головним компонентом екосистеми виступає біота, такий підхід вимагає певних корекцій, що витікають з основних властивостей живого, його організації, функціонування, розвитку, що відрізняє поняття екосистеми від геосистеми. Можна зробити відповідний висновок, що індикатором різноманітності, стану рівноваги та порушення екосистем є рослинність, а регуляторним механізмом її формування, відновлення від початкового до рівноважного стану, стабілізації виступають *сукцесії*, тому оцінка стану екосистем, їхнього потенціалу, стійкості повинна базуватися на порівняльній оцінці сукцесійних стадій (серій) угруповань від піонерного до стійкого клімаксового стану.

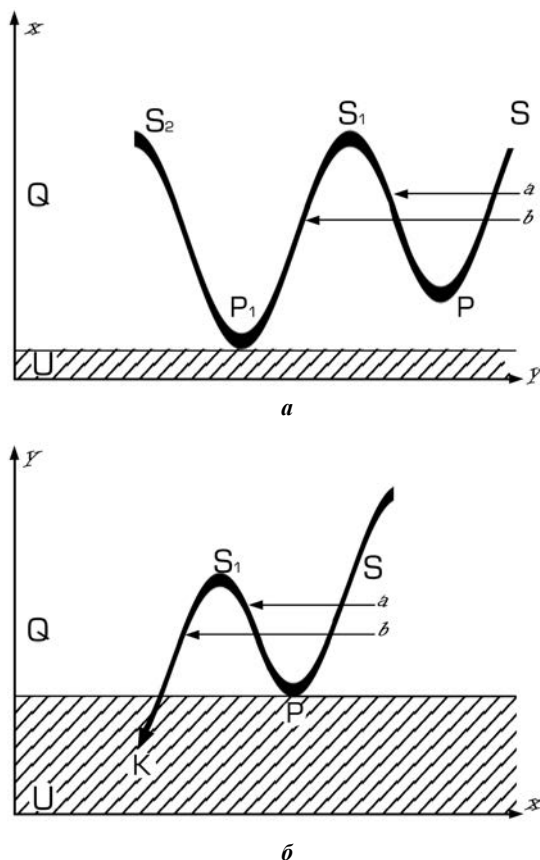
Поняття стійкості в екології трактується неоднозначно, а відтак її оцінка проводиться за різними ознаками, проявами: 1) відмінністю системи одного стану відносно іншого ( $Z_2 - Z_1 = \Delta Z$ ); 2) допустимої величини відмінності від базового стану, тобто її мінливості ( $Z_0 - Z_1 < \Delta Z$ ); 3) інтервалу часу, в межах якого відбуваються зміни чи оцінюється стійкість ( $\Delta t$ ); 4) впливу зовнішнього фактора ( $F$ ) чи їх групи, відносно яких оцінюється стійкість. Відповідно до співвідношення цих проявів М. Д. Гродзинський [6] виділив три форми стійкості (інертність, відновлювальність, пластичність), які, коли йдеться про біотопи чи угруповання, фактично можна звести до двох – резистентності та пластичності [32]:

- резистентність (пружність, інертність) – здатність екосистеми ( $E_1$ ) під впливом дії фактора ( $F_1$ ) протягом часу ( $\Delta t_1$ ) не виходити за певні межі (стійкості) ( $Z_1$ );  $F_1/\Delta t_1 \leftarrow Z_1$ ;
- пластичність (мобільність) – здатність екосистеми ( $E_2$ ) після припинення дії фактора ( $F_2$ ) протягом часу ( $\Delta t_2$ ) повертатися до вихідного стійкого положення ( $Z_2$ );  $F_2/\Delta t_2 \rightarrow Z_2$ .

Отже, стійкість можна розглядати, з одного боку, як здатність екосистеми протидіяти впливу зовнішніх факторів, зберігати свою сутність і якісні характеристики у стані  $Z_1$  (бути резистентною, інертною – стійкість за Ляпуновим), а з другого –

відновлювати свої властивості, тобто бути пластичною ( $Z_2$ ). Тому резистентна і пластична стійкість – це зовсім різні властивості екосистем. Чим більший опір чинить екосистема впливові зовнішніх факторів, тим важче її порушити, але, якщо вона порушилася, тоді її важко повернути у вихідний стан. Тобто, *чим вища пластична стійкість, тим нижча резистентна стійкість екосистем*.

Для тлумачення цих форм стійкості розроблено різні схеми [15]. Означимо область існування системи  $f(x, y)$ . Пластичні екосистеми швидко втрачають резистентність навіть при слабкій дії зовнішнього фактора (а), що призводить до зміни їхнього стану ( $SP$ ). Потім відбувається їх відновлення ( $PS_1$ ). При сильній дії фактора (б) система зазнає більших змін ( $S_1P_1$ ), але знаходиться в області відновлення ( $Q$ ) і не виходить за її межі ( $U$ ) (рис. а). Натомість резистентні системи поведуться інакше. При слабкій дії зовнішнього фактора (а) система втрачає стійкість ( $SP$ ) і може ще відновитися ( $PS_1$ ), але при сильнішій дії (б) вона заходить у заповорогову область невідновлюваного стану ( $U$ ) і втрачає стійкість (рис. б).



**Рис.** Схема змін екосистем пластичного (а) та резистентного (б) типу: S, S<sub>1</sub>, S<sub>2</sub> – стани відновлення; P, P<sub>1</sub> – стани порушення; K – стан катастрофи; a, b – вплив сили екофактора; Q – область відновлюваного стану; U – область невідновлюваного стану

Висока пластичність, відновлювальність і втрата інерційності резистентності означає зниження ризику, а низька пластичність і висока інерційність – його підвищення. Тому *для оцінки ризику, порушеності стійкості головною ознакою є ступінь інерційності, а не пластичності.*

Інерційність (стійкість) – поняття відносне [11; 25]. Не можна говорити, що екосистема стійка або не стійка. Можна говорити, що одна екосистема ( $E_1$ ) стійкіша, ніж інша ( $E_2$ ) відносно дії певного фактора чи їх групи ( $F_1$ ), або стан екосистеми  $Z_1$  стійкіший, ніж стан екосистеми  $Z_2$  в певних умовах. Таким чином, стійкість екосистеми визначається двома перемінними: з одного боку, силою дії певного фактора ( $F$ ), а з другого – специфікою, положенням, віддаленістю екосистеми  $E_1$  відносно  $E_0$ . Тобто результат може бути відображений як вектор, що характеризується спрямованістю та величиною, різницею між показниками екосистем. Оцінка показників цього вектора залежить від того, що береться за основу порівняння. Для цього потрібно обрати екосистему як еталон ( $E_0$ ) або змоделювати таку систему, яка має найстійкіший стан у даних умовах ( $Z_0$ ). Водночас, виходячи із законів термодинаміки для відкритих неврівноважених систем [19; 23], у такому стані останні існувати не можуть, вони розпадаються, тому мають найвищий ризик втрати. Отже, *чим ближче знаходиться система ( $E_1$ ) до стійкого, рівноважного, клімаксового стану ( $Z_0$ ), тим вищий ризик її втрати, а якщо система знаходиться на піонерних стадіях розвитку ( $E_2$ ), далеко від рівноважного стану ( $Z_0$ ), то ризик втрати її низький:  $E_1 \rightarrow Z_0$  (max);  $E_1 \leftarrow Z_0$  (min).*

Це ключовий висновок, який відображає сутність запропонованого нами підходу і методу оцінки стійкості та ризиків втрати екосистем.

Виходячи з такого розуміння, що ґрунтується на законах термодинаміки, *ключове місце в оцінці ризику посідає дослідження суцесійного розвитку екосистем.* Суцесія розглядається як такий процес розвитку, що відбувається завдяки реалізації біоти потенційних можливостей перебудови структури екосистем відносно зміни навколишнього середовища. Інакше кажучи, розвиток екосистем описується векторним полем у фазовому просторі [24]. Одночасно такий розвиток супроводжується зміною зовнішніх (кліматичних, гідрологічних, едафічних характеристик), які на виході з екосистем можуть суттєво відрізнятися від фонових (вхідних). Переходи екосистеми через послідовну зміну стійких станів розглядаються як атрактори стійкості. Хоча це самоорганізований та само-

підтримуючий процес, однак він спрямований у бік удосконалення механізмів акумуляції енергії через адаптаційні властивості видів, зниження енергетичних витрат, а відтак зниження показників ентропії, що означає наближення до стійкого, але водночас і термінального стану, а відтак зростає ризик втрати екосистеми [9]. Як вважає Р. Уїттекер (1980), в ході суцесії підвищується продуктивність екосистеми, її біорізноманітність, зростає стійкість. Суцесія – це не лінійний, не строго детермінований, а стохастичний, імовірнісний процес. Це означає, що кожен елемент угруповання (ценопопуляція) може бути заміщений іншим, краще адаптованим до існуючих умов або преадаптованим для наступних можливих змін, і таке заміщення відбувається на всіх етапах процесу, у кожній із ланок суцесії. Таким чином, показник біотичного різноманіття тих елементів, які можуть взаємозаміщуватися в ході суцесії, має ключове значення, оскільки зниження біорізноманіття (або окремих його форм) звужує область стійкості. Хоча екосистема може бути досить стійкою і при вузькій області, тобто при досить обмеженій кількості видів (наприклад, букові ліси), але при цьому можливі варіанти заміщення і ймовірність формування різноманітності стійких станів звужується.

Врешті, головне завдання полягає в тому, щоб оцінити положення даної екосистеми у суцесійному ряду, і в цьому відношенні в геоботаніці є фундаментальні напрацювання, зокрема щодо оцінки швидкості, етапів розвитку ценозів (сингенез, ендоекогенез, філценогенез), уявлення про різні форми клімаксу, суцесійні ряди, серії тощо. Виходячи з цих розробок, ми повинні запропонувати такі індикаторні ознаки або характеристики, за якими будемо оцінювати дві групи характеристик біотопів: кількісні показники їх зміни, тобто швидкість суцесій ( $V$ ), та масштабність змін ( $S$ ), тобто їхній часовий та просторовий стан  $f(V,S)$ . Причому можуть бути використані як безпосередні, так і опосередковані характеристики. До числа останніх належить, наприклад, наявність у складі угруповань видів, занесених до Червоних книг, Червоних списків, тобто таких, що підлягають охороні, бо такі види, як правило, пов'язані з рідкісними біотопами або надмірно експлуатуються, тобто знаходяться у зоні більшого ризику втрати, ніж ті, де такі види відсутні. Для такої оцінки важливі і такі характеристики, як показники гемеробії, що відображають здатність видів рослин зростати і поширюватися у різного ступеня перетворених

людиною екосистемах: а-, оліго-, мезо-, еу-, полі-, метагемероби [7; 9; 27; 31]. Іншою ознакою є типи стратегій поведінки видів, що відображають їхнє відношення до заселення та утримання екоотопів [21; 29]: *R* – стрес-толеранти заселяють екстремальні екоотопи; *S* – пацієнти утримуються за рахунок конкуренції, протидії впливу зовнішніх факторів, тобто характеризують інерційність ценозу; *K* – експлеренти, що швидко реагують і характеризують ступінь резистентності ценозу.

З метою оцінки біотопів пропонується використання 12 ознак, за якими проводилась оцінка соціологічної значущості біотопів з доповненням ще двох ознак: ступеня гемеробності та співвідношення між типами стратегій [8]. Усі ці характеристики дозволяють з різних боків оцінювати ступінь стійкості та масштаби трансформації ценозів (біотопів) у просторово-часовому вимірі.

«Вартість» кожної ознаки пропонується оцінювати в балах від 1 до 4. Таким чином, мінімальна кількість балів, яку може отримати біотоп при характеристиці всіх його ознак (*v*) – 12 балів, максимальна (*V*) – 48 балів, а різниця між ними становить 36 балів. На основі цієї різниці розраховується ступінь ризику (*R*) втрати кожного бала:  $1 \text{ бал} = 100 : v = 2,78 \%$ . Причому кількість проаналізованих ознак може бути знижена (таблиця).

Беручи це до уваги, при оцінці всіх ознак ми отримуємо бальні показники, які розділяємо на п'ять класів, що мають різницю 7 балів ( $R = 20 \%$ ):

I клас (48–42 бали) – дуже рідкісні, що мають «вузьке» поширення, погане відтворення, дуже високий ( $R > 83 \%$ ) показник ризику знищення, дуже чутливі до зміни екологічних факторів і потребують особливих комплексних заходів охорони;

II клас (41–35 балів) – рідкісні, що мають обмежене поширення, слабе відтворення, високий ( $R = 63–83 \%$ ) показник ризику знищення, чутливі до впливу антропогенного фактора і потребують певних цільових заходів щодо їх охорони;

III клас (34–28 балів) – спорадично поширені, під впливом дії антропогенних факторів мають тенденції до скорочення, характеризуються недостатнім, повільним відновленням, мають середній ( $R = 43–63 \%$ ) показник ризику знищення і потребують часткової охорони;

IV клас (27–21 бал) – звичайно поширені, типові угруповання, нормально відновлюються в даних умовах, мають низький ( $R = 23–43 \%$ ) показник ризику знищення, стійкі до антропоген-

ного впливу, хоча і не потребують заходів з охорони, але можуть бути знищені при надмірній антропогенній діяльності;

V клас (19–12 балів) – досить розповсюджені або вторинні біотопи, достатньо адаптовані до дії антропогенних факторів або формуються під їхньою дією, мають дуже низький ( $R < 23 \%$ ) показник ризику знищення і не потребують охорони.

Оцінка розподілу екосистем за класами стійкості свідчить про градієнт зміни стійкості і можливості швидкості та ризику її втрати (*V*), а врахування площі (*S*), яку займає той чи інший клас екосистеми, дає можливість оцінити масштабність цих процесів. Наростання показників ризику свідчить про можливість катастрофи (*K*). Отже, чим вища швидкість втрати стійкості ( $V_{\max}$ ), наростання ризику за короткий час, і чим менша його площа ( $S_{\min}$ ), тим ближче знаходиться екосистема до катастрофічного стану  $K \leftarrow S_{\min} V_{\max} = (Z_1 - Z_0)/\Delta t$ . Інакше кажучи, чим більша швидкість сукцесії, тим більша ймовірність досягнення екосистемою критичного стану, втрати її структури і можливості катастрофічних змін.

На основі аналізу всього різноманіття екосистем ми розділяємо їх на три категорії: *P* – пластичні (гідрофільні, сеgetальні, рудеральні, вторинні), що знаходяться у стані постійної динаміки, легко відновлюються, оскільки екоотоп не змінюється, мають низьке флористичне багатство, слугують осередками розселення адвентивних видів, мають дуже низький ступінь ризику втрати; *I* – інертні (лісові, степові), що при руйнуванні здатні до відновлення через тривалий час, проходять стадії сингенезу, ендоекогенезу, філценогенезу (переважають процеси трансгенезу), що супроводжується поступовим відновленням екоотопу; *S* – стійкі, що знаходяться в екстремальних умовах (наскельні, піщано-літоральні, верхові болота на межі ареалу), добре зберігають свою структуру, але при її порушенні руйнується екоотоп, що не відновлюється. Для угруповань останнього типу не характерні всі стадії сукцесій, а піонерні одночасно мають вигляд стійких. Для багатьох угруповань цього типу характерний високий ендемізм, тобто в їхньому історичному розвитку флорогенез переважає над процесами трансгенезу, а тому вони стійкі до проникнення адвентивних видів. Екологічні амплітуди біотопів такого типу досить вузькі, а, відповідно, ступені ризику їх втрати найвищі. Такий підхід у чомусь аналогічний до запропонованого поділу регіонів на OSBIL–YODFEL [30], але регіонально-територіальний

Таблиця. Ознаки та характеристики для оцінки стану 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 фактора |
| 2.     | Відновлювальність   | дуже слабка (понад 100 років)   | слабка (десятки років)   | задовільна (до 15 років)   | добра (кілька років)   |
| 3.     | Положення у сукцесійному ряду (відносно антропогенних сукцесій) | кінцеві клімаксові та субклімаксові стадії                            | стадії ендеоекогенезу, 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 одного або кількох округів                          | трапляється в межах провінції  | трапляється в 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 відносно шкал кількох едафічних факторів | має вузьку (< 5 %) амплітуду відносно шкали одного фактора та <10 % – більшості едафічних факторів | має звужену (< 10 %) амплітуду відносно шкал понад один едафічний фактор             | амплітуди > 10 % відносно 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.     | Ступінь гомогенності (ha, %)                                    | a-, олігогомеробні (ha < 25)  | мезогомеробні (ha = 25–50)   | еугомеробні (ha = 50–75)   | полі-, метагомеробні (ha > 75)   |
| 10.    | Співвідношення між типами стратегії (S/R)                       | > 1,7   | 1,2–1,7  | 0,7–1,2  | < 0,7  |
| 11.    | Созологічна значущість  | значну кількість видів занесено до ЧКУ та інших списків               | домінуючий вид занесено до ЧКУ   | наявні види, занесені до ЧКУ   | відсутні рідкісні види   |
| 12.    | 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                                   |

принцип тут проектується на еколого-ландшафтний рівень.

Запропонований новий підхід дає можливість отримати кількісні показники стійкості та ризиків втрати природних екосистем, що можуть бути використані як індикатори стану довкілля, а відтак оцінки екологічної складової, важливої для забезпечення переходу регіонів на засади сталого розвитку. На основі таких показ-

ників можливий розрахунок тих порогових величин, поза якими відбуваються негативні явища, прогнозування та моделювання ситуацій, картування джерел ризиків, моніторинг змін, а це дозволить виявити причини цих змін або встановити фактори, що сповільнюють чи стримують наближення екосистем до критичного стану, тобто розробити превентивні заходи запобігання катастрофам.

## Список літератури

- Арманд А. Д. Саморегуляция и саморегулирование географических систем / А. Д. Арманд. – М. : Наука, 1988. – 261 с.
- Бигон М. Экология: особи, популяції и сообщества / М. Бигон, Дж. Харпер, К. Таусенд. – М. : Мир, 1989. – 477 с.
- Гленсдорф П. Термодинамическая теория структуры, устойчивости и флуктуаций / П. Гленсдорф, И. Пригожин. – М. : Мир, 1973. – 280 с.
- Горшков В. В. Биотическая регуляция окружающей среды / В. В. Горшков, В. Г. Горшков, А. М. Макарьева // Экология и образование. – 1999. – № 1/2. – С. 11–18.
- Горшков В. Г. Физические и биологические основы устойчивости жизни / В. Г. Горшков. – М. : ВИНТИ, 1995. – 470 с.
- Гродзинский М. Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень / М. Д. Гродзинський. – К. : Лікей, 1995. – 233 с.
- Дідух Я. П. Біотопи міста Києва / Я. П. Дідух, У. М. Альошкіна. – К. : НАУКМА, Аграр Медіа Груп, 2012. – 163 с.
- Дідух Я. П. Оцінка соціальної значимості біотопів / Я. П. Дідух // Біотопи (оселища) України: наукові засади їх дослідження та практичні результати інвентаризації. – К., Львів, 2012. – С. 142–150.
- Дідух Я. П. Поняття про стійкість екосистем / Я. П. Дідух // Основи біоіндикації. – К. : Наук. думка, 2011. – С. 288–297.
- Дронова О. Л. Фактори ризику техногенних надзвичайних ситуацій в Україні / О. Л. Дронова. – К. : Ін-т географії НАН України, 2011. – 269 с.
- Заика В. Е. Устойчивость экосистем / В. Е. Заика // Морський екологічний журнал. – 2007. – Т. 6, № 3. – С. 27–32.
- Качинський А. Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення : монографія / А. Б. Качинський. – К. : НІСД, 2001. – 311 с.
- Географический подход и теория катастроф / В. М. Котляков, А. М. Трофимов, Р. Г. Хузеев и др. // Известия РАН. – 1993. – Сер. географ., № 5. – С. 7–16.
- Макарьева А. М. Лесной биотический насос речных бассейнов / А. М. Макарьева, В. Г. Горшков // Russian Journal of Ecology. – 2008. – № 39. – С. 537–540.
- Молчанов А. М. Об устойчивости экосистем / А. М. Молчанов // Всесторонний анализ окружающей природной среды. – Л. : Гидрометеиздат, 1976. – С. 212–229.
- Никаноров А. М. Глобальная экология : учебное пособие / А. М. Никаноров, Т. А. Хоружая. – М., 2000. – 304 с.
- Николис Г. Познание сложного. Введение / Г. Николис, И. Пригожин. – М. : Мир, 1990. – 358 с.
- Покровский С. Г. Состояние геосистем и устойчивость регионального развития / С. Г. Покровский // Вест. Моск. ун-та. – Сер. 5, География. – 2001. – № 5. – С. 12–25.
- Пригожин И. От существующего к возникающему: время и сложность в физических науках / И. Пригожин. – М. : Наука, 1985. – 328 с.
- Ракита С. А. Устойчивость геосистем: подходы к практически реализуемой оценке / С. А. Ракита // География и природные ресурсы. – 1980. – № 1. – С. 136–142.
- Раменский Л. Г. Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель / Л. Г. Раменский. – М. : Сельхозгиз, 1938. – 615 с.
- Руденко Л. Г. Оцінювання й картографування ризиків виникнення надзвичайних ситуацій в Україні – європейський контекст / Л. Г. Руденко, О. Л. Дронова // Укр. геогр. журн. – 2014. – № 1. – С. 53–60.
- Светлосанов В. А. Экосистемы: устойчивость, риск, хаос / В. А. Светлосанов, В. Н. Кудин, А. Н. Куликов // Изменение природной среды на рубеже тысячелетий : тр. Международной электронной конференции. – Тбилиси–Москва, 2006. – С. 161–164.
- Свирижев Ю. М. Нелинейные волны, диссипативные структуры и катастрофы в экологии / Ю. М. Свирижев. – М. : Наука, 1987. – 368 с.
- Свирижев Ю. М. Устойчивость биологических сообществ / Ю. М. Свирижев, Д. О. Логофет. – М. : Главная ред. физ.-мат. литературы, 1978. – 352 с.
- Сочава В. Б. Введение в учение о геосистемах / В. Б. Сочава. – Новосибирск : Наука, 1978. – 319 с.
- Chmiel J. Flora roślin naczyniowych wschodniej części Pojezierza Gnieźnieńskiego i jej antropogeniczne przeobrażenia w wieku XIX i XX, cz. 1 i 2 / J. Chmiel // Prace Zakładu Taksonomii Roslin UAM w Poznaniu. – Poznan : Wyd. Sorus. – 1993. – № 1. – 202 s. ; № 2. – 212 s.
- Gorshkov V. G. Scientific bases of necessity to preserve and restore natural biota on large, comparable to continent, areas / V. G. Gorshkov, A. M. Makarieva // Abstract book, “INDEX-99” Second Biennial International Conference “Indices and Indicators of Sustainable Development: Systems Analysis Approach”. – St.-Petersburg, Russia, 1999. – P. 54.
- Grime J. P. Plant strategies and vegetation processes / J. P. Grime. – Chichester : Wiley and Sons, 1979. – 222 p.
- Hopper S. D. OSBIL theory: towards an integrated understanding of the evolution, ecology and conservation of biodiversity on old, climatically buffered, infertile landscapes / S. D. Hopper // Plant Soil. – 2009. – Vol. 322 – P. 49–86.
- Jackowiak B. Antropogeniczne przemiany flory roślin naczyniowych Poznania / B. Jackowiak. – Poznan : Wyd-wo Un-tu im. A. Mickiewicza, 1990. – 232 s.
- Krebs C. J. Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance / C. J. Krebs. – New York : Harper and Row, 1978. – 678 p. – (Second Edition).
- Li B.-L. Allometric scaling as an indicator of ecosystem state: a new approach / B.-L. Li, V. G. Gorshkov, A. M. Makarieva // I. Petrosillo et al. (eds.) Use of Landscape Sciences for the Assessment of Environmental Security, NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, Springer, the Netherlands, 2008. – P. 107–117.
- Makar'eva A. M. The Forest Biotic Pump of River Basins / A. M. Makar'eva, V. G. Gorshkov // Russian Journal of Ecology. – 2008. – Vol. 39. – No. 7. – P. 537–540.

Ya. Didukh

## ASSESSMENT OF STABILITY AND RISK OF LOSS OF ECOSYSTEMS

*The assessment is based on idea of using biotic mechanism regulating ecosystems, which based on the laws of thermodynamics. Formation, stabilization and changes of ecosystem are reflected in the succession of habitats. The 12 features of plant communities are proposed for assessment of magnitude and rate of habitat change relatively their stability, which has the highest risk. Quantitative assessment of these features reflects the risk of destruction, which serves as an indicator of state, changes and protection of environment. The division of habitats into three categories is proposed: P – plastic, I – inert and S – stable.*

**Keywords:** stability, resistance, flexibility, ecosystem, succession, risk of loss, assessment of state.

Матеріал надійшов 25.05.2014