

Т. І. Кривомаз¹
О. С. Волошкіна¹

МЕТОДОЛОГІЧНІ ПІДХОДИ ДО ФОРМУВАННЯ «ПАСПОРТІВ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ВИДІВ»

¹Київський національний університет будівництва та архітектури

Живі організми формують та контролюють потоки речовини та енергії в біосфері, забезпечуючи стабільність параметрів навколишнього середовища, тому пропонується використовувати біологічний вид у якості ключової одиниці моніторингу екобезпеки. Виходячи з найпростішої моделі взаємодії виду з абіотичними та біотичними факторами навколишнього середовища, виведена формула для оцінки оптимальних умов існування певного організму: $H = F(B, P, C)$, де H — коефіцієнт процвітання виду; B — сумарна дія біотичних факторів; P — інтегральний вплив фізичних факторів; C — загальна дія хімічних факторів. Обґрунтовано впровадження «Паспортів екологічної безпеки видів» для накопичення верифікованого масиву інформації у стандартизованій формі для подальшого використання фахівцями у сфері екобезпеки. Проаналізовано математичні підходи, які використовуються для кількісної оцінки біотичних та абіотичних факторів та розпочато створення методологічного підґрунтя для паспортизації видів живих організмів. Для отримання аналітичної інформації у текстовому та графічному вигляді необхідно створити експертну систему оцінки процесів життєдіяльності організмів: $ES = DB + LR + EX + NK + IN$, де ES — експертна система; DB — база даних; LR — підсистема алгоритмів для аналізу інформації; EX — пояснювальна підсистема; NK — підсистема надходження нових знань; IN — діалоговий інтерфейс.

Ключові слова: екологічна безпека, паспортизація, методологічні підходи.

Вступ

Основним завданням екологічних досліджень є накопичення, систематизація та аналіз інформації про кількісний характер взаємовідносин між живими організмами та середовищем їх існування [1]. Це співвідноситься з основними завданнями екобезпеки, що полягають в обґрунтуванні теоретичних основ оцінок техногенного ризику, розробці та пошуку оптимальних форм управління, наукових методів комплексної оцінки та прогнозування впливу техногенного забруднення на навколишнє середовище та людину [2]. Сучасні тенденції в організації управління екобезпекою передбачають комплексний підхід до моніторингу всіх складових компонентів навколишнього середовища. Оскільки живі організми замикають на собі всі процеси в біосфері, то ключовим елементом екобезпеки є біологічний моніторинг, тобто система спостережень, оцінки та прогнозу змін в біотичних компонентах, що викликані факторами антропогенного походження [3]. Екобезпека запобігає конфлікту між організмами та природним середовищем [4], але для цього необхідно глибоке розуміння ролі живих організмів у функціонуванні екосистем. Проблема полягає в тому, що переважна більшість нюансів життєдіяльності біооб'єктів все ще залишається невизначеною, а ті що відомі розпорошені у спеціалізованих інформаційних джерелах різних наукових галузей. Загальна кількість видів в будь-якій реальній екосистемі може бути колосальною, а різноманітні взаємозв'язки між ними надзвичайно складні, тому часто висловлюються думки, що природні процеси взагалі неможливо описати адекватною моделлю у вигляді системи диференціальних рівнянь, яка б підлягала інтегруванню у формульному вигляді [5]. Надзвичайна складність біосистем викликає серйозні методологічні проблеми їх формалізованого математичного представлення [6] та моделювання з наближенням до реальних умов. Проте, без кількісних розрахунків неможливо відповісти на основні питання екобезпеки, тому постійно ведеться пошук нових підходів до визначення параметрів навантажень, що негативно впливають на довкілля, та нових методів комплексної оцінки впливу кожного живого організму на навколишнє середовище. З ініціативи програми ООН по навколишньому середовищу було розроблено ряд стандартизованих методів екологічної оцінки, які включають контрольні списки, матриці, мережі, накладання карт та географічних інформаційних систем, експертні системи [7]. Очевидно, що виникла гостра необхідність

у створенні єдиної системи, яка б акумулювала данні про всі аспекти життєдіяльності живих організмів, узагальнюючи наукову інформацію з різних галузей. Це надзвичайно складне завдання, що потребує об'єднання зусиль великої кількості експертів з різних наукових сфер. Саме тому фахівці з екобезпеки давно і плідно працюють в цьому напрямку. Проте, для поглиблення знань про особливості функціонування різних видів живих організмів необхідно ширше залучення експертів, особливо біологічних спеціальностей. Для потреб екобезпеки інформацію про живі організми необхідно представляти в уніфікованому вигляді, зрозумілому для сприйняття спеціалістами з різних галузей. В зв'язку з чим пропонується впровадження паспортів екологічної безпеки видів (ПЕБВ), тобто комплексу описових та кількісних даних, виражених через систему показників, що максимально повно відображають наукову інформацію про кожний вид. Загальна структура ПЕБВ відображена у низці публікацій [8—10] та представлена на Міжнародному конгресі в Китаї [11], а також під час воркшопу Міжнародної спілки охорони природи у Швеції. Подальші кроки у напрямку структуризації ПЕБВ передбачають застосування сучасних методів екологічного моделювання та математичних підходів до аналізу інформації про живі організми.

Метою роботи є розроблення методологічних підходів до формування структури «Паспортів екологічної безпеки видів» для з'ясування механізмів зворотних взаємозв'язків кожного живого організму з біотичними та абіотичними компонентами довкілля.

Результати дослідження

Поглиблення математичної теорії взаємодії видів відбувається у напрямі деталізації структури популяцій та врахування часових та просторових факторів, що призводить до суттєвих складностей. Як альтернативу, пропонується використовувати за ключову одиницю моніторингу екобезпеки біологічний вид. Для забезпечення існування виду в його біологічному оточенні необхідно враховувати специфіку конкретної біологічної системи та проаналізувати всі її взаємозв'язки. Практично це зробити майже неможливо, проте вивчення формальних математичних моделей дозволить відповісти на суттєві питання екобезпеки. Існують певні закономірності, притаманні всім біосистемам і це дозволяє проводити аналіз та прогнозувати їх вплив на навколишнє середовище. Так, будь-який організм підлягає дії фізичних факторів і змінює певні фізичні параметри, а в процесі життєдіяльності поглинає одні хімічні речовини і виділяє інші, накопичуючи всередині специфічні сполуки. На рис. 1 зображена елементарна схема взаємодії організмів з іншими біооб'єктами та їх зв'язки з навколишнім середовищем.

Кожен біооб'єкт вступає у прями чи опосередковані взаємодії з іншими видами живих організмів, які можна умовно розділити на чотири основні категорії впливу. Позитивний вплив має місце, коли один вид забезпечує інший поживними речовинами або створює сприятливі умови для його існування. Негативним вважається вплив, коли один біооб'єкт знищує інший, або якимось чином пригнічує його життєдіяльність та погіршує умови його існування. Нейтральним вплив вважають, коли об'єкти зовсім не пересікаються упродовж свого життя, або співіснують у різних екологічних нішах. Проте, більшість взаємозв'язків між організмами носять невизначений характер і потребують вивчення та подальшого уточнення. Вплив живого організму оцінюється за характерними слідами життєдіяльності та специфічними змінами, що викликає такий вид в навколишньому середовищі. Як показано в численних дослідженнях теорії систем, для опису більшості моделей системи застосовують її абстрактне представлення у вигляді вхідних множин та вихідних параметрів, які взаємодіють та перетворюються внаслідок об'єктивних взаємовідносин між ними та їх властивостями

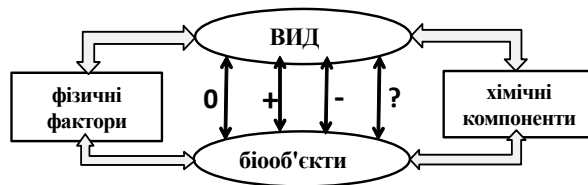


Рис. 1. Схема взаємодії організмів в середовищі

$$S = (X, R, Y), \quad (1)$$

де S — система; X — вхідні компоненти; Y — вихідні параметри; R — характер взаємодії між складовими елементами системи [12]. В моделях враховують тільки найважливіші характеристики систем, відкидаючи менш суттєві. Пропонується така формула для оцінки оптимальних умов існування певного організму:

$$H = F(B, P, C), \quad (2)$$

де H — коефіцієнт процвітання виду, значення якого знаходиться в діапазоні від 0 (смерть) до 1

(максимум комфорту); B — сумарна дія біотичних факторів; P — інтегральний вплив фізичних факторів навколишнього середовища, з урахуванням їх інтенсивності та тривалості дії; C — загальна дія хімічних факторів, що надходять зовні, накопичуються в організмі та виділяються в навколишнє середовище. Шляхом логічних кроків встановлюється детермінований причинно-наслідковий зв'язок між певними факторами та явищами. Кожен вид має індивідуальний діапазон толерантності, в межах якого оптимально реалізує свої специфічні потреби. За допомогою аналізу розподілу ймовірностей визначаються порогові значення на основі природних коливань факторів середовища або параметрів, характерних для певного виду

$$F\left(\frac{x_{kp}^{\max} - x_{kp}^{\min}}{\sigma_x}\right) = \frac{1 - p(\alpha)}{2}, \quad (3)$$

де F — функція нормованого нормального розподілу; x_{kp}^{\max} та x_{kp}^{\min} — максимальні та мінімальні значення параметрів; σ_x — середньоквадратичне відхилення; $p(\alpha)$ — ймовірність відповідності нормальному закону розподілу (зазвичай для p приймаються значення 0,8, 0,9, 0,95 або 0,99) [13]. Для невеликої кількості параметрів критичні значення можуть визначатись таким чином:

$$x_{kp}^{\max} = X + k\sigma_x; \quad x_{kp}^{\min} = X - k\sigma_x, \quad (4)$$

де k — толерантний множник, що використовується в математичній теорії надійності; X — середнє значення параметра [14].

Біотичні фактори. Поведінку видів, які знаходяться в конкуренції за ресурси в одній екосистемі описує модель Лотки–Вольтерри. Система відображає позитивний зиск для одного виду та негативний вплив на інший. В математичному виразі ця модель має такий вигляд:

$$dN_i/dt = F_i(N_1, \dots, N_n, P, Q); \quad N_i = N_i(t); \quad i = 1, \dots, n, \quad (5)$$

де n — кількість особин виду (або його біомаса, щільність і т. ін.); t — проміжок часу; P та Q коефіцієнти, що відображають певні параметри [5]. Для видів, які знаходяться в конкуренції за ресурси в одній екосистемі, модель Лотки–Вольтерри має такий математичний вираз [4]:

$$dx/dt = x(a - by); \quad dy/dt = -y(g - dx), \quad (6)$$

де x — кількість видів, які знищуються або пригнічуються; y — кількість видів, які отримують позитивний зиск у цій взаємодії; t — проміжок часу, в який відбувається взаємодія; $\alpha, \beta, \gamma, \delta$ — коефіцієнти, що відображають характер взаємовідносин між видами. Ці рівняння давно і ефективно використовують для моделювання систем «хижак—жертва», «паразит—хазяїн» та деяких інших типів взаємодії між двома видами. Проте в цій моделі не враховані нейтральні та невідомі складові взаємозв'язку між видами, які обов'язково наявні навіть у класичних схемах взаємодії і можуть опосередковано впливати на живі організми. Більшість мікроорганізмів має кілька стадій розвитку, які кардинально відрізняються за зовнішнім виглядом, екологією та метаболізмом. Для грибів та деяких інших видів важко підрахувати кількість особин, оскільки неясно, що саме слід вважати «однією особиною». Наприклад, міцелій опенька *Armillaria gallica* може займати територію в десятки гектарів, важити близько 100 т, причому в генетичному сенсі кожен з вказаних грибів є однією особиною, вік якої оцінюється тисячами років [15]. У випадку бактерій однією особиною можна вважати окрему бактеріальну клітину, але бактерії проявляють свій вплив на інші організми тільки коли їх кількість перевищує певну критичну масу [16]. Отже, вплив мікроскопічних організмів на інші біооб'єкти та навколишнє середовище корелює з їх біомасою. Однак внаслідок порівняння різних методів визначення біомаси мікроорганізмів ґрунту, з'ясовано що прямий мікроскопічний облік та опосередковані хімічні методи (субстратіндуковане дихання, фумігація парами хлороформу з подальшою екстракцією, гідроліз флюоресцин діацетату та ін.) мають свої обмеження і дозволяють визначити не більше 15...80 % від справжньої біомаси, причому бактерії виділяються повніше, а мікроскопічні гриби — меншою мірою [17]. Для мікроорганізмів використовують показник лабільності мікробної маси

$$LM = nA/nP, \quad (7)$$

де LM — показник лабільності мікробної маси; nA — актуальна чисельність мікроорганізмів; nP — фонові чисельності (пул бактерій). У більшості існуючих типів ґрунтів основу біомаси мікроорганізмів становить маса міцелію, яка перевищує бактеріальну масу в декілька разів. Наприклад, в ґрунтах та лісовій підстилці Карпат типова щільність бактеріального заселення $1 \cdot 10^9$, а мінімальний рівень знаходиться на межі $150 \cdot 10^6$ — $300 \cdot 10^6$, тобто пул бактерій на декілька по-

рядків менший від актуальної чисельності популяцій, що діють в цих умовах [18]. Грибний компонент оцінюється методом вимірювання сумарної довжини гіфів. В окремих ділянках Карпатських лісів підстилка та ґрунт містять від 80 до 154м·г⁻¹ питомої довжини гіф. Динамічні співвідношення продукції та редукції міцелію вираховуються як сукупна характеристика стану біомаси

$$G = LE + \Delta B, \quad (8)$$

де $G = \sum_{i=1}^{i=n} g_i$ — сума станів біомаси в окремі проміжки часу; $LE = \sum_{i=1}^{i=n} LE_i$ — абсолютні витрати;

ΔB — чиста продукція міцелію, що вираховується як різниця між абсолютним приростом біомаси G та її абсолютної витратою LE за той же час [18]. Процес детритної трансформації описується рівнянням

$$X_t = X_0^{-kt}, \quad (9)$$

де X_t — кінцева маса детриту після розкладання за період t ; X_0 — початкова маса матеріалу, що досліджується; e — основа натурального логарифму; k — безрозмірний індекс розкладання, властивий певному матеріалу і певним умовам; t — тривалість періоду [18].

Ентропія. Всі живі організми являють собою гетерогенні відкриті системи, в яких збільшується впорядкованість та зменшується ентропія. Практично всі існуючі в природі процеси є необоротними, тому ентропія для них буде збільшуватись навіть у адіабатно ізольованій системі. Саме зміна ентропії системи характеризує кількісні показники антропогенних навантажень, включаючи біотичну та абіотичну складові [4], тому основою для оцінки біогенного навантаження (тобто навантаження кожного біооб'єкта на навколишнє середовище) може служити рівняння балансу складових ентропії

$$dS_6 = dS_x + dS_\phi, \quad (10)$$

де dS_6 — зміна ентропії, викликана біогенним навантаженням; dS_x та dS_ϕ — складові навантаження хімічної та фізичної природи, відповідно. Ентропія системи характеризує її стан та можливу динаміку трансформації в бік еволюції або деградації, описується співвідношенням Больцмана

$$S = k \ln P, \quad (11)$$

де S — ентропія системи, k — коефіцієнт пропорційності (для макрорівнів — це стала Больцмана), P — статистична вага параметрів, що характеризують стан системи. Таким чином ентропія системи визначається як натуральний логарифм від числа різних мікростанів L , що відповідають даному макроскопічному стану:

$$S = k \ln L. \quad (12)$$

Стала Больцмана ($k = 0,864 \cdot 10 \text{ Дж} \cdot \text{К}^{-1}$) визначає зв'язок між мікроскопічними (L) та макроскопічними (S) характеристиками системи, наприклад в статистичній фізиці вона визначає зв'язок між температурою та енергією [4]. Виходячи з класичних уявлень, природне середовище формується з трьох абіотичних компонентів: літосфери, гідросфери та атмосфери. Відповідно арсенал засобів та методів контролю, побудований на хімічних, фізико-хімічних та фізичних засадах з розрахунками коефіцієнтів переходу на межі трьох основних абіотичних компонентів природного середовища. Діапазон умов існування кожного біологічного виду представлений показниками гранично допустимих та оптимальних параметрів з характеристикою зони комфорту, оптимуму та песимуму впливу різних факторів. Враховуються граничні значення абіотичних факторів для розвитку цього виду, зокрема фізичні (інтенсивність сонячного опромінення, тепловий режим, шум, радіоактивність, магнітні поля, тощо) та хімічні (склад атмосфери, води, ґрунту).

Фізичні фактори. Вплив будь-якого фізичного фактора залежить в першу чергу від його інтенсивності та від тривалості дії. Для кожного організму існують оптимальні параметри дії певних факторів і якщо вони відхиляються від норми, то стають лімітуючими. Для забезпечення процвітання виду необхідно визначити зони песимуму та комфорту для кожного з фізичних факторів та з'ясувати умови їх підтримання в оптимальному режимі. Наприклад, для визначення впливу опромінення на живі організми застосовують поняття еквівалентної та ефективної дози. Еквівалентна доза визначає ефект, викликаний будь-яким іонізуючим випромінюванням, порівнюючи його з ефектом від рентгенівського і гамма-випромінювання. Ефективна доза відображає ризик виникнення віддалених наслідків опромінення для живих організмів з урахуванням їх радіочутливості. Поняття ефективної дози вводиться для аналізу потенційної здатності різних типів іонізаційного

випромінення завдати шкоди живим організмам

$$H_T = \sum_R W_R D_{T,R}, \quad (13)$$

де H_T — доза в органах чи тканинах живих організмів; W_R — ваговий коефіцієнт, що відповідає певному виду випромінювання і відображає його здатність ушкоджувати певні тканини чи органи; $D_{T,R}$ — доза, що поглинута певним органом чи тканиною [19]. Як еквівалентна, так і ефективна дози не можуть бути виміряні безпосередньо, тому для практичного використання застосовуються операційна дозиметрична величина — амбієнтна доза. Амбієнтний еквівалент дози (Hd) визначається через фізичні характеристики поля випромінення для практичного визначення ступеню шкоди, яку може заподіяти це випромінення. Потужність еквівалентної дози — це інтенсивність випромінення, що утворюється за одиницю часу і характеризує швидкість накопичення дози. Потужність амбієнтного еквівалента дози розраховується за формулою

$$Hd = dHd/dt, \quad (14)$$

де dHd — приріст амбієнтного еквівалента дози; dt — інтервал часу. В результаті вимірювання потужності амбієнтного еквівалента дози іонізаційного випромінення виявлена стабільна реакція міксоміцетів лісопаркових територій Києва до дії радіації. Це свідчить про наявність ефективних захисних механізмів у досліджених видів слизевиків, що дозволяє їм пристосовуватись до несприятливих факторів навколишнього середовища і є однією з причин їх широкого розповсюдження. Факторами захисту від руйнівного впливу радіації на молекулярному рівні у міксоміцетів, як і у грибів, можуть бути вторинні метаболіти. Виявлено, що темноспорові види міксоміцетів, які містять особливу форму меланінових пігментів, стійкіші до дії радіації, ніж види з сірим, жовтим та червоним забарвленням спорової маси. Для визначення кількісного показника, який характеризує утримування радіонуклідів у ґрунті та детриті розраховують коефіцієнт утримування

$$b = \ln(a_1/a_n)/L, \quad (15)$$

де a_1, a_n — вміст радіонукліда у відповідному прошарку або горизонті, а L — відстань між вимірюваними прошарками [4].

Переходи між компонентами природного середовища. В основу моделювання розповсюдження речовин через водний і повітряний басейни покладено закон Фіка для тривимірної дифузії. Його використання дозволяє здійснювати визначення таких ключових параметрів, як швидкість і дальність поширення інгредієнтів, враховуючи аеродинамічні параметри для атмосферного повітря і гідродинамічні параметри для водного середовища:

$$J = -D \text{grad } C, \quad (16)$$

де J — потік речовин; D — параметр, що визначає дифузію (коефіцієнт дифузії); знак « \rightarrow » вказує на напрямок потоку від більших концентрацій до менших; $\text{grad } C$ — градієнт концентрації забруднювача [4]. В системі з градієнтом концентрації речовини dC/dx в напрямку x дифузійний потік J визначається за першим законом Фіка

$$J = -D \frac{dC}{dx}. \quad (17)$$

У разі градієнту концентрації не лише в напрямку x , використовують загальнішу формулу

$$J = -DC \nabla \mu, \quad (18)$$

де μ — хімічний потенціал. В системі з градієнтом концентрацій речовини dC/dx в напрямку x швидкість зміни концентрації речовини в даній точці, зумовлена дифузією, визначається другим законом Фіка

$$\frac{dC}{dt} = D \frac{d^2 C}{dx^2}, \quad (19)$$

де t — час [20]. У прямокутній системі координат $\text{grad } C$ розкладається на компоненти $\partial C/\partial X$, $\partial C/\partial Y$, $\partial C/\partial Z$. Єдиний підхід у визначенні моделей переносу дозволяє без обмежень використовувати і загальну класифікацію забруднювачів за їх фазово-дисперсними характеристиками.

Хімічні фактори. Живі організми здатні здійснювати процеси очищення навколишнього середовища від шкідливих сполук шляхом їх детоксикації або акумуляції. Оцінка накопичення важких металів та інших шкідливих елементів відіграє важливу роль в системі екологічної безпеки, оскільки є одним з параметрів оцінки впливу хімічних факторів на живі об'єкти та екосистеми. Для

характеристики акумуляції важких металів у організмах, що живуть у ґрунті використовується коефіцієнт переходу з ґрунту в біосистему:

$$K_t = C_l / C_s, \quad (20)$$

де K_t — коефіцієнт переходу важких металів; C_l — концентрація важких металів в живому організмі; C_s — концентрація важких металів у ґрунті. Основним джерелом надходження цих елементів є техногенне забруднення, а їх концентрація в біооб'єктах залежить від біологічних особливостей та фази життєвого циклу організмів. Механізми стійкості до надлишку шкідливих сполук можуть проявлятися по-різному: одні види здатні накопичувати високі концентрації металів, але проявляти до них толерантність; інші намагаються знизити їх надходження шляхом максимального використання своїх бар'єрних функцій. У рослин основні реакції на токсичну дію надлишку сполук проявляються наступним чином: змінюється проникність клітинних мембран (Au, Ag, Cd, Cu, F, Hg, I, Pb); відбувається конкуренція за життєво важливі метаболіти (As, Sb, Te, W, F); збільшується спорідненість до фосфатних груп та активних центрів в АТФ та АДФ (Al, Zr та всі важкі метали); заміщуються життєво важливі іони (Cr, Li, Pb, Sr); захоплюються позиції важливих функціональних груп в молекулах [21]. Гриби займають особливу роль посередників в міграції елементів-забруднювачів в біогеохімічних циклах та по харчовому ланцюгу. Вони збільшують ймовірність вторинного забруднення та накопичують Hg, Cd, Cu, Se, Zn [22]. Однак найвища концентрація цинку спостерігається у міксоміцета *Fuligo septica* — 395—3600 мг/кг [23], що набагато більше, ніж в макроміцетах — 100 мг/кг, та в 240 разів більше, ніж в листках чорниці — 10—160 мг/кг [24]. При цьому індекс переходу Zn з лісової підстилки в плодове тіло *Fuligo septica* приймає значення від 177 до 336 [25]. З'ясовано, що унікальна здатність цього виду акумулювати Zn пов'язана з синтезом жовтого пігменту фулігорубіну А, який утворює хелатні комплекси з цим токсичним елементом, переводячи його в неактивну форму [26].

Для вирішення завдань екобезпеки слід враховувати здатність багатьох організмів виділяти в навколишнє середовище алелопатичні сполуки (антибіотики, маразміни, фітонциди, коліни), що можуть спричинити негативний вплив на людину та інші живі організми. Алелопатична дія фенольних сполук у лісовій підстилці проявляється у пригніченні життєдіяльності сапрофагів, а на молекулярному рівні фенольні смоли схожі за структурою на молекулу лігніну, який активно розкладається дереворуйнуючими грибами. Це допоможе вирішити проблему утилізації пластику з фенольними речовинами, оскільки експериментально підтверджено, що деякі гриби (наприклад — біла гниль *Phanerochaete chrysosporium*) здатні руйнувати поліфенол, полістерол, поліхлорований біфеніл та ін. [27]. Гриби родів *Verticillium*, *Paecilomyces* та *Fusarium* здатні зв'язувати активне залізо в деяких типах азбесту (наприклад, кроцидоліта та хризотила), тим самим попереджуючи утворення небезпечних радикалів і запобігаючи негативному впливу цього матеріалу [28].

Прогнозування наслідків життєдіяльності. Найважливішою стадією екобезпеки є прогнозування можливих наслідків впливу живих організмів на довкілля, людину та інші біологічні об'єкти. Динаміка поведінки відкритих систем може розглядатись з позиції уявлень про самоорганізацію в нерівноважних системах, де внаслідок підвищення тиску навантажень може відбуватись реорганізація. В коливальних хімічних системах, популяціях, спільнотах, тощо, їх організація може бути описана наступним рівнянням:

$$dX/dt = kX(N - X) - d_0X, \quad (21)$$

де dX/dt — зміна чисельності, наприклад, біокомпонентів в екосистемі; k — коефіцієнт відтворення зазначених біокомпонентів; d_0 — показник їх загибелі; N — величина, що характеризує здатність довкілля підтримувати існуючу екосистему [4]. Для оцінки сумарного ризику, який залежить від багатьох факторів часто використовують сумарне рівняння багатофакторного впливу:

$$i_{ir}^{sum} = \sum_{i=1}^n i_{ir_i}, \quad (22)$$

де n — кількість факторів ризику; i_{ir_i} — прояв ризику для i -го фактора. Адекватну оцінку ризиків неможливо здійснити без врахування еколого-фізіологічного ефекту живих організмів, а також рівня інформованості, інтересів та вподобань різних зацікавлених сторін, що задіяні в процесі дослідження та оцінки. Для неупередженого з'ясування ступеня ризику з боку певних видів щодо людини, інших живих організмів та довкілля можна використати байєсівський метод аналізу ймовірності виникнення загроз. Формула Байєса дозволяє поміняти місцями причини та наслідки,

тобто, виходячи з наявних фактів, вирахувати ймовірність того, що конкретна подія була викликана цими причинами:

$$P(M|E) = \frac{P(E|M)}{\sum_m P(E|M_m)P(M_m)} P(M), \quad (23)$$

де: $|$ — умовна ймовірність; E — докази наявності нових даних, які не були використані при обчисленні апіорної ймовірності; M — гіпотеза, ймовірність якої може залежати від даних; конкуруючі гіпотези, з яких вибирається найбільш ймовірна; $P(E|M)$ — апостеріорна умовна вірогідність гіпотези E у випадку події M ; $P(M_m)$ — ступінь довіри до M_m . При байєсівському підході оцінки рівня ризиків міра достовірності кожного з фактів оцінюється ймовірністю, яка набуває значення в діапазоні від 0 до 1. Для врахування можливості появи нових фактів використовується адитивне згладжування Лапласа, завдяки якому навіть невідомі факти отримують ненульовий ступінь ймовірності існування

$$\hat{\theta}_i = \frac{x_i + \alpha}{N + \alpha d} \quad (i=1, \dots, d), \quad (24)$$

де $x = (x_1, \dots, x_d)$ — результати спостережень; N — кількість спостережень; $\theta = (\theta_1, \dots, \theta_d)$ — вектор параметрів; $\alpha > 0$ — параметр згладжування; $\alpha = 0$ — адитивність відсутня; x_i / N — емпіричне обчислення [29]. Однак надлишок інформації, різноманітність способів її представлення та складність оцінки достовірності призводить до інформаційного перевантаження і унеможливає використання корисних відомостей за призначенням. ПЕБВ є результатом колективного досвіду широкого кола спеціалістів, тому верифікація цього нормативного документу має здійснюватись шляхом багатокритеріального експертного оцінювання [30]. Експертні оцінки вимірюються в балах, при цьому мінімальна цінність оцінки $\lambda^- = 0$, а максимальна — $\lambda^+ = 6$:

$$a_{iv}, P_{ij}, b_{iv} \in (\lambda^-, \lambda^+); \quad a_{iv}(i = \overline{1, M}; v = \overline{1, W}); \quad P_{ij}(i, j \in \overline{1, M}); \quad b_{iv}(i = \overline{1, M}; v = \overline{1, W}), \quad (25)$$

де a_{iv} — результати прямих досліджень або розрахункові індекси показників, виміряних i -м експертом; M — кількість експертів; W — кількість критеріїв оцінки; P_{ij} — експертні оцінки рівня компетентності експертів, наданих i -м експертом j -му, при цьому P_{ii} — самооцінка ($i = \overline{1, M}$); b_{iv} — експертна оцінка важливості критеріїв, наданих i -м експертом v -му критерію. Таким чином ПЕБВ гарантує наукову достовірність інформації про живі організми та особливості їх метаболізму. ПЕБВ необхідно об'єднати в експертну систему оцінки життєдіяльності певних видів організмів, їх взаємодії з іншими видами та оточуючим середовищем. У формалізованому вигляді структуру експертної системи можна представити так:

$$ES = DB + LR + EX + NK + IN, \quad (26)$$

де ES (expert system) — експертна система; DB (database) — база даних, яка містить факти; LR (logical rules) — підсистема правил, законів та алгоритмів для аналізу інформації; EX (explanation) — пояснювальна підсистема; NK (new knowledge) — підсистема надходження нових знань; IN (interface) — діалоговий інтерфейс для формування запитів та отримання аналітичної інформації у текстовому та графічному вигляді. Впровадження інтерактивної експертної системи на основі ПЕБВ дозволить підвищити контроль за наслідками життєдіяльності окремих живих організмів в системі екобезпеки та стане ефективним інструментом для взаємобміну професійною інформацією між експертами різних спеціальностей.

Обговорення і висновки

Згідно з сучасними уявленнями біота формує та контролює потоки речовини та енергії в біосфері, забезпечуючи стабільність параметрів навколишнього середовища. При цьому живі організми різноманітних трофічних рівнів беруть активну участь у стабілізації середовища, виступаючи як в ролі своєрідних геохімічних бар'єрів, так і в якості накопичувачів хімічних елементів в трофічних ланцюгах екосистем. Завдяки трансформації речовин та енергії живими організмами, вплив негативних факторів на довкілля, людину та інші природні об'єкти може як посилитися, так і зменшитися. Це зумовлює необхідність проведення комплексного аналізу всіх аспектів життєдіяльності різних видів живих істот для запобігання та протидії загрозам екологічній безпеці окремих природних та антропогенних об'єктів. Для ефективного управління системою екобезпеки необхід-

но створити єдину взаємопов'язану інформаційну структуру, де б акумулювались дані про всі живі організми. І такою структурою, може стати експертна система паспортів екологічної безпеки видів живих організмів. ПЕБВ — це комплекс якісних та кількісних даних, виражених через систему показників, що максимально повно відображають наукову інформацію про певний вид. Це комплексний документ, що характеризує взаємовідносини окремого виду з біотичними та абіотичними складовими навколишнього природного середовища, включаючи людину, для визначення показників загроз екологічній безпеці. Впровадження паспортизації живих організмів націлене на системне поширення достовірних наукових знань та висновків про екологічну безпеку кожного виду серед широкого кола спеціалістів та всіх зацікавлених осіб. Результати розглянутої проблеми підсумовані у вигляді висновків:

1. Пропонується використовувати біологічний вид як ключову одиницю моніторингу екобезпеки, оскільки живі організми формують та контролюють потоки речовини та енергії в біосфері, забезпечуючи стабільність параметрів навколишнього середовища.

2. На основі найпростішої моделі взаємодії виду з абіотичними та біотичними факторами навколишнього середовища, виведена формула для оцінювання оптимальних умов існування певного організму: $H = F(B, P, C)$, де H — коефіцієнт процвітання виду; B — сумарна дія біотичних факторів; P — інтегральний вплив фізичних факторів; C — загальна дія хімічних факторів.

3. Обґрунтовано впровадження «Паспортів екологічної безпеки видів» для накопичення верифікованого масиву інформації у стандартизованій формі для подальшого використання фахівцями у сфері екобезпеки.

4. Внаслідок аналізу методів екологічного моделювання розпочато створення методологічного підґрунтя для паспортизації видів живих організмів.

5. Для отримання аналітичної інформації у текстовому та графічному вигляді необхідно створити експертну систему оцінювання процесів життєдіяльності організмів: $ES = DB + LR + EX + NK + IN$, де ES — експертна система; DB — база даних; LR — підсистема алгоритмів для аналізу інформації; EX — пояснювальна підсистема; NK — підсистема надходження нових знань; IN — діалоговий інтерфейс.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Шитиков В. К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. — Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. — 463 с.
2. Закон України «Про охорону навколишнього середовища». — Чинний від 25.06.1991 № 1264 – XII. — К. : Відомості Верховної Ради України, 1991 — ст. 546.
3. Федоров В. Д. Устойчивость экологических систем и ее измерение / В. Д. Федоров // Изв. АН СССР. Сер. биол. — 1974. — № 3. — С. 402—415.
4. Буравльов С. П. Основи сучасної екологічної безпеки / С. П. Буравльов. — К. : вид-во ВАТ «Інститут транспорту нафти», 2000. — 235 с.
5. Математическое моделирование в экологии: Историко-методологический анализ / [В. Н. Тутубалин, Ю. М. Барабашева, А. А. Григорян та ін.] — М. : ЯРК, 1999. — 208 с.
6. Мазуров В. Д. Плохо формализуемые задачи планирования технико-экономических систем / В. Д. Мазуров. — Свердловск : Средне-Урал. кн. изд-во, 1982. — 64 с.
7. Экологическая оценка : пос. для преподавателей [Электронный ресурс] : UNEP Environmental Impact Assessment Training Resource Manual : Программа ООН по окружающей среде (UNEP). — Режим доступа : <http://cci.glasnet.ru/mc/books/eiamanual/index.html>
8. Кривомаз Т. І. Оцінка модельних об'єктів для поетапної розробки «Паспортів екологічної безпеки видів» / Т. І. Кривомаз // Екологічна безпека та природокористування : зб. наук. праць ; М-во освіти і науки України ; Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт. ; НАН України ; Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору. — 2014. — № 16. — С. 32—39.
9. Kryvomaz T. The risk assessment of threats from biological objects in environmental safety / T. Kryvomaz, O. Voloshkina // Motorol ; Polish Academy of Sciences. — 2014. — Vol. 16, No 8 — P. 137—144.
10. Кривомаз Т. І. Паспортизація об'єктів біорізноманітності в системі управління екологічної безпеки / Т. І. Кривомаз // Науковий вісник Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу. — 2015. — № 1 (11). — С. 149—154.
11. Kryvomaz T. I. Passportication for Mухomycetes Conservation / T. I. Kryvomaz // VIII International congress on the Systematics and Ecology of Mухomycetes, 12 — 15 August, 2014 : abstracts. — China : Changchun, 2014. — P. 16.
12. Вамболь С. А. Системы управления экологической безопасностью, которые используют многофазные дисперсные структуры / С. А. Вамболь. — Х. : Нац. аэрокосм. ун-т им. Н. Е. Жуковского ; Харьк. авиац. ин-т. — 2013. — 204 с.
13. Гродзинский М. Д. Эмпирические и формально-статистические методы определения областей допустимых и нормальных состояний // Научные подходы к определению норм нагрузок на ландшафты. — М. : изд-во МГУ, 1988. — С. 215—224.
14. Воробейник Е. Л. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем / Е. Л. Воробейник, О. Ф. Садыков, М. Г. Фарафонов. — Екатеринбург : УИФ Наука, 1994. — 380 с.

15. Bendel M. Genetic population structure of three *Armillaria* species at the landscape scale: a case study from Swiss *Pinus mugo* forests / M. Bendel, F. Kienast, D. Rigling // *Mycol Res.* — 2006. — № 110 (6). — P. 705—712.
16. Quantifying the Integration of Quorum-Sensing Signals with Single-Cell Resolution / [T. Long, K. C. Tu, Y. Wang et al.] // *PLoS Biology.* — 2009. — V. 7(3). — P. 68—71.
17. Савостьянова А. С. Сравнение методов определения микробной биомассы для оценки биологических свойств почвы / А. С. Савостьянова, А. А. Семиколенных // *Известия Самарского научного центра Российской академии наук.* — 2012. — Том 14, № 1 (8). — С. 2064—2067.
18. Чорнобай Ю. М. Трансформація рослинного детриту в природних екосистемах / Ю. М. Чорнобай. — Львів : вид-во ДПМ НАН України, 2000. — 352 с.
19. Тимошенко М. М. Робочий зошит з питань радіаційного контролю / М. М. Тимошенко, Г. Я. Мінчук — К. : ВАІТЕ, 2013. — 52 с.
20. Мала гірнична енциклопедія. В 3-х т. / За ред. В. С. Білецького. — Донецьк : Донбас, 2004. — 640 с. — ISBN 966-7804-14-3.
21. Сибиркина А. Р. Биогеохимическая оценка содержания тяжелых металлов в сосновых борах Семипалатинского Прииртышья : дис. ... д-ра биол. наук: 03.02.08 / Сибиркина Альфира Равильевна. — Омск, 2014. — 496 с.
22. Макроміцети — біоіндикатори забруднення радіо цезієм лісових екосистем України / [Г. Гроздинська, С. Сирчин, М. Кучма, В. Конішук] // *Вісн. НАН України.* — 2008. — № 9. — С. 26—37.
23. Setälä A. High metal contents found in *Fuligo septica* L. Wiggers and some other slime molds (Mycetozoa) / A. Setälä, P. Nuorteva // *Karstenia.* — 1989. — № 29 (1) — P. 37—44.
24. Stijve T. Accumulation of various metals by *Fuligo septica* (L.) Wiggers and by some other slime molds (mycetozoa) / T. Stijve, D. Andrey // *Australasian Mycologist.* — 1999. — № 18 (2). — P. 23—26.
25. Zinc Accumulation by the Slime Mold *Fuligo septica* (L.) Wiggers in the Former Soviet Union and North Korea / [D. A. Zhulidov, R. D. Robarts, A. V. Zhulidov et al.] // *Journal of Environmental Quality.* — 2002. — № 31. — P. 1038—1042.
26. *Fuligo septica*, as a new model organism in studies on interaction between metal ions and living cells / [D. Latowski, A. Lesiak, E. Jarosz-Krzeminska, K. Strzalka] // *Metal Ions in Biology and Medicine.* — 2008. — № 10. — P. 204—209.
27. Khiyami M. A. Ligninolytic enzyme production by *Phanerochaete chrysosporium* in plastic composite support biofilm stirred tank bioreactors / M. A. Khiyami, A. L. Pometto, W. J. Kennedy // *J. Agric. Food Chem.* — 2006. — № 54 (5). — P. 1693—1698.
28. Soil Fungi Reduce the Iron Content and the DNA Damaging Effects of Asbestos Fibers Environ / [S. Daghighi, F. Turci, M. Tomatis et al.] // *Sci. Technol.* — 2006. — № 40 (18). — P. 5793—5798.
29. Stone J. V. *Bayes' Rule: A Tutorial Introduction to Bayesian Analysis* / J. V. Stone. — Sebel Press, 2013. — 170 p.
30. Бешелев С. Д. Математико-статистические методы экспертных оценок / С. Д. Бешелев, Ф. Г. Гурович. — М. : Статистика, 1980. — 263 с.

Рекомендована кафедрою екології та екологічної безпеки ВНТУ

Стаття надійшла до редакції 17.06.2015

Кривомаз Тетяна Іванівна — канд. біол. наук, доцент кафедри охорони праці та навколишнього середовища, e-mail: ecol@i.ua;

Волошкіна Олена Семенівна — д-р техн. наук, професор, завідувач кафедри охорони праці та навколишнього середовища.

Київський національний університет будівництва та архітектури, Київ

T. I. Kryvomaz¹
O. S. Voloshkina¹

Methodological approaches to forming «Environmental safety passports of species»

¹Kyiv National Construction and Architecture University

Living organisms form and control the flow of matter and energy in the biosphere, providing stability of environmental parameters, therefore the species proposed to use as the key element of environmental safety monitoring. Based on a simple model of interaction between species with abiotic and biotic environment, formulas for the estimation of optimum life conditions for the species: $H = F(B, P, C)$, where H - the coefficient species prosperity; B - the combined effect of biotic factors; P - integral influence of physical factors; C - total effect of chemical factors. The introduction of "Environmental safety passports of species" was grounded to collect verified array of information in a standardized form for use by experts in the field of environmental safety. Analyzed mathematical approaches used to quantify biotic and abiotic factors and started creating methodological background for certification of living organisms species. For analytical information in text and graphic form it is necessary to create a system of peer reviews vital processes of organisms: $ES = DB + LR + EX + NK + IN$, where ES - expert system; DB - database; LR - subsystem of logical rules for analyzing information; EX - explanatory subsystem; NK - subsystem for new knowledge; IN - interactive interface.

Keywords: environmental safety, certification, methodological approaches.

Kryvomaz Tetiana I. — Cand. Sc. (Biology), Head of the Chair of Labor and Environment Protection, e-mail: ecol@i.ua;

Voloshkina Olena S. — Dr. Sc. (Eng.), Professor, Head of the Chair of Labor and Environment Protection

Т. И. Кривомаз¹
Е. С. Волошкина¹

Методологические подходы к формированию «паспорта экологической безопасности видов»

¹Київський національний університет будівництва і архітектури

Живые организмы формируют и контролируют потоки вещества и энергии в биосфере, обеспечивая стабильность параметров окружающей среды, поэтому предлагается использовать биологический вид в качестве ключевой единицы мониторинга экобезопасности. Исходя из упрощенной модели взаимодействия вида с абиотическими и биотическими факторами окружающей среды, выведена формула для оценки оптимальных условий существования определенного организма: $H = F(B, P, C)$, где H — коэффициент процветания вида; B — суммарное действие биотических факторов; P — интегральное влияние физических факторов; C — общее действие химических факторов. Обоснованно внедрение «Паспортов экологической безопасности видов» для накопления верифицированного массива информации в стандартизированной форме для дальнейшего использования специалистами в сфере экобезопасности. Проанализированы математические подходы, используемые для количественной оценки биотических и абиотических факторов, и начато создание методологической базы для паспортизации видов живых организмов. Для получения аналитической информации в текстовом и графическом виде необходимо создать экспертную систему оценки процессов жизнедеятельности организмов: $ES = DB + LR + EX + NK + IN$, где ES — экспертная система; DB — база данных; LR — подсистема алгоритмов для анализа информации; EX — пояснительная подсистема; NK — подсистема поступления новых знаний; IN — диалоговый интерфейс.

Ключевые слова: экологическая безопасность, паспортизация, методологические подходы.

Кривомаз Татьяна Ивановна — канд. биол. наук, доцент кафедры охраны труда и окружающей среды, e-mail: ecol@i.ua;

Волошкина Елена Семеновна — д-р техн. наук, профессор, заведующий кафедрой охраны труда и окружающей среды