

М. П. ФЕДЮШКО¹, канд. с-г. наук, доц., Ю. М. ФЕДЮШКО², д-р техн. наук, проф.,
Д. В. КОВАЛЕНКО¹

¹Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького
вул. Гетьманська, 20, м. Мелітополь, Запорізька область, 72312, Україна

²Приазовський державний технічний університет
вул. Університетська, 7, м. Маріуполь, 87555, Україна

E-mail: marinafedushko@gmail.com
fedushko26@rambler.ru
dashuliakovalenko30@gmail.com

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-2028-5459>
<https://orcid.org/0000-0002-1320-2993>
<https://orcid.org/0000-0002-6138-3549>

БІОІНДИКАЦІЯ АНТРОПОГЕННОГО ТИСКУ НА АГРОБІОРИЗНОМАНІТТЯ В УМОВАХ ПІВНІЧНОГО ПРИАЗОВ'Я УКРАЇНИ

Мета. Визначення інформаційної цінності видів-біоіндикаторів з числа мисливських тварин для оцінки екологічного стану агроландшафтів та рівня трансформації в них біологічного різноманіття.

Методи. Польові (шумового прогону, маршрутний); еколого-аналітичні, статистичні, методи матричної алгебри).

Результати. В умовах Північного Приазов'я України ключовими антропогенними факторами, які визначають чисельність популяції: для куріпки сірої – структура агроландшафту; для зайця-русака – структури посівних площ, чисельності хижаків та стан сонячної активності. Вперше встановлено значний кореляційний зв'язок між чисельністю популяцій індикаторних видів та пестицидним навантаженням на територію як на регіональному, так і локальному рівнях. В динаміці популяцій індикаторних видів виявлено короткі та довгі хвилі чисельності. В умовах пестицидного пресингу найбільш вразливим є регулюючий вплив зоофагів на консументів нижчих порядків. Тому при збільшенні пестицидного навантаження регулюючий вплив хижаків на ряд представників фітофагів буде зменшуватися, що пояснює явище збільшення чисельності деяких фітофагів при загальному токсичному впливі пестицидів.

Висновки. Висока щільність населення та густа інфраструктурна мережа є істотними факторами трансформації біорізноманіття у межах регіону. Загальний стан біологічного різноманіття в регіоні визнано як дуже напружений. Екологічне обґрунтування потенційних видів-індикаторів дозволяє на основі досліджених закономірностей динаміки їх популяцій різного рівня просторової організації запропонувати метод біоіндикації екологічних порушень в агроландшафтах. При цьому інформативним показником антропогенного тиску є поточна чисельність популяції індикаторного виду польової дичини.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: агроландшафт, моніторинг, біорізноманіття, індекс MSA, біоіндикатор, пестициди

Fedyushko M. P.¹, Fedyushko Y. M.² Kovalenko D. V.¹

¹Bogdan Khmelnytsky Melitopol State Pedagogical University, Hetmanska St., 20, Melitopol, Zaporizhia region, 72312, Ukraine

²Pryazovskyi State Technical University, Universytetska St., 7, Mariupol, 87555, Ukraine

BIOINDICATION OF ANTHROPOGENIC LOAD ON AGROBIODIVERSITY IN THE NORTHERN AZOV REGION OF UKRAINE

Purpose. Determination of informative value of types of bioindicators from a number hunting animals for the estimation of the ecological state of agricultural landscapes and level of transformation in them of biological variety.

Methods. The field (noise tuning-up, rout); ecological-analytical, statistical, methods of matrix algebra.

Results. It is set that in the conditions of Northern Azov region of Ukraine by key anthropogenic factors that determine the quantity of population : for a partridge grey is a structure of agricultural landscapes; for the European hare-hare - structure of sowing areas, quantity of predators and state of sunny activity. Considerable cross-correlation connection is first set between the quantity of populations of indicator kinds and pesticide loading on territory as on regional, so on local levels. In the dynamics of populations of indicator kinds found

out the short and long waves of quantity. In the conditions of the pesticide pressure the most vulnerable is regulative influence of zoophages on consumers of more subzero orders. Therefore at megascopic pesticide loading regulative influence of predators will diminish on the row of representatives of phytophages, that explains the phenomenon of increase of quantity of some phytophages at general toxic impact from pesticides.

Conclusions. A high closeness of population and thick infrastructural network are the substantial factors of transformation of biovariety within the limits of region. The general of biological variety in a region as very tense. The ecological ground of potential kinds-indicators allows on the basis of investigational conformities to law the dynamics of their populations of different level of spatial organization to offer the method of bio-indication of ecological violations in agricultural landscapes. Thus the informing index of anthropogenic pressure is a current quantity of population of indicator type of the field fowl.

KEYWORDS: agricultural landscapes, monitoring, biodiversity, MSA index, bioindicator, pesticides

Федюшко М. П.¹, Федюшко Ю. М.², Коваленко Д. В.¹

¹Мелитопольский государственный педагогический университет имени Богдана Хмельницкого, ул. Гетманская, 20, г. Мелитополь, Запорожская область, 72312, Украина

²Приазовский государственный технический университет, ул. Университетская, 7, г. Мариуполь, 87555, Украина

БИОНДИКАЦИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА АГРОБИОРАЗНООБРАЗИЕ В УСЛОВИЯХ СЕВЕРНОГО ПРИАЗОВЬЯ УКРАИНЫ

Цель. Определение информационной ценности видов-биоиндикаторов из числа охотничьих животных для оценки экологического состояния агроландшафтов и уровня трансформации в них биологического многообразия.

Методы. Полевые (шумовой прогонки, маршрутный); эколого-аналитические, статистические методы матричной алгебры.

Результаты. В условиях Северного Приазовья Украины ключевыми антропогенными факторами, которые определяют численность популяции: для куропатки серой – структура агроландшафта; для зайца-русака – структуры посевных площадей, численности хищников и состояния солнечной активности. Впервые установлена значительная корреляционная связь между численностью популяций индикаторных видов и пестицидной нагрузкой на территорию, как на региональном, так и локальном уровнях. В динамике популяций индикаторных видов обнаружены короткие и длинные волны численности. В условиях пестицидного прессинга наиболее уязвимым является регулирующее воздействие зоофагов на консументов низших порядков. Поэтому при увеличении пестицидной нагрузки регулирующее влияние хищников на ряд представителей фитофагов будет уменьшаться, что объясняет явление увеличения численности некоторых фитофагов при общем токсическом воздействии пестицидов

Выводы. Высокая плотность населения и густая инфраструктурная сеть являются существенными факторами трансформации биоразнообразия в пределах региона. Общее состояние биологического разнообразия в регионе признано как очень напряженное. Экологическое обоснование потенциальных видов-индикаторов позволяет на основе исследованных закономерностей динамики их популяций различного уровня пространственной организации предложить метод биондикации экологических нарушений в агроландшафтах. При этом информативным показателем антропогенного давления является текущая численность популяции индикаторного вида полевой дичи.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: агроландшафт, мониторинг, биомногообразие, индекс MSA, биоиндикатор, пестициды

Вступ

В Україні агроландшафти займають переважну частину території і мають домінуючий вплив як на загальну екологічну ситуацію, так і на ефективність та сталість аграрного виробництва. До останнього часу стан біорізноманіття агроландшафтів та його роль в сучасному сільському господарстві, а також глобальну динаміку природних процесів, фактично не досліджували [1].

Біорізноманіття лежить в основі всіх проявів життя. Воно починається з генетичного різноманіття, яке вже на рівні популяції має космічні масштаби. Про це

свідчить екологічний «Закон генетичного різноманіття» [2, 3]. Для біологів біорізноманіття – це різноманіття видів, глобальний рівень якого майже не відомий [4]. Для екологів біорізноманіття – це різноманіття тісної взаємодії як усередині виду, так і між різними видами. У кожній екосистемі біота є частиною цілого, яка взаємодіє не тільки з іншою біотою, але також з повітрям, водою й ґрунтом, які створюють навколишнє середовище.

Різноманіття біологічних структур і процесів є базою організації біосфери в усіх її глобальних проявах [5]. Одне із визначень

біорізноманіття, що найбільш часто використовується екологами, звучить як «Сукупність генів, видів та екосистем в регіоні». Це визначення дозволяє використовувати уніфікований підхід до різних рівнів організації біоти [6]. На основі біорізноманіття створюється структурна і функціональна організація живої речовини біосфери та складників її екосистем, що визначає стабільність і стійкість останніх до зовнішніх впливів.

Науковою основою дослідження біорізноманіття та функціонування природних та антропогенно-трансформованих екосистем в степовій зоні України є вчення О. Л. Бельгарда (1971) про лісове степознавство та принципи сільськогосподарської екології М. Т. Масюка (1989). Ідею взаємозв'язку між ландшафтним, видовим та морфологічним різноманіттям ми знаходимо в концепції життєвих форм – біоморф М. П. Акімова (1947).

Біорізноманіття є природним капіталом, ключовим чинником забезпечення екологічної рівноваги довкілля, біогеохімічних циклів та стійкості екосистем (McArthur,

Wilson, 1967; Odum, 1983). Актуальність проблеми збереження біорізноманіття обґрунтована у 1992 році на Всесвітньому саміті в Ріо-де-Жанейро, де уряди 153 країн підписали Конвенцію про біорізноманіття, яка була ратифікована Україною у 1994 р. Україна займає менше 6 % площі Європи, але має не менше 35 % її біорізноманіття, і може розглядатися як один з резерватів для його відновлення у межах всієї Європи. Більшу частину території України займають агроекосистеми. Природну динаміку біорізноманіття агроландшафтів України досліджують такі відомі вітчизняні екологи, як Ю. Шеляг-Сосонко (2003), О. Созінов (2005), В. Чайка (2005), В. Придатко (2005), Р. Бурда (2005), О. Демидов, А. Кобець, Ю. Грицан, О. Жуков (2013), М. Харитонов (2005, 2013) та деякі інші.

Мета дослідження полягає у визначенні інформаційної цінності видів-біоіндикаторів з числа мисливських тварин для оцінки екологічного стану агроландшафтів та рівня трансформації в них біологічного різноманіття.

Методи дослідження

Для визначення чисельності досліджених видів тварин використовувались методи обліку мисливської дичини – польові (шумового прогону, маршрутний); еколого-аналітичні (дослідження та аналіз результатів таксації, структури агроландшафтів, даних дистанційного зондування Землі,

статистичних звітів, агроекологічних паспортів районів та комп'ютерного моделювання стану популяції агробіорізноманіття); математико-статистичні (кореляційний, регресійний, автокореляційний аналізи, моделювання структурних рівнянь); математичні (методи матричної алгебри).

Результати дослідження

В країнах Європейської спільноти для аналізу стану біорізноманіття широко використовується індикативний підхід, в тому числі – індекс MSA (Alkemade et al., 2009). Індекс розраховується як добуток типологічних одиниць агроландшафту з урахуванням відповідних показників впливу на стан біорізноманіття (MSA_i):

$$MSA_i = MSA_{LU} * MSA_I * MSA_F * MSA_N * MSA_{CC} \quad (1)$$

де: MSA_{LU} – зміни у землекористуванні (*land cover/land use*); MSA_I – вплив інфраструктури (*infrastructural development*);

MSA_F – показник фрагментації (*fragmentation*);

MSA_N – атмосферні випадіння азоту (*atmospheric N deposition*);

MSA_{CC} – кліматичні зміни – функція від зміни середньої глобальної температури (*climate change*).

При розрахунках індексу використовували рекомендовані показники очікуваних значень впливу на біорізноманіття чинників антропогенного та природного походження [7, 8, 9].

Очікувані значення впливу для агроландшафтів, лук, водно-болотних угідь залежно від відстані до доріг наступні [10]:

- 0,5 – при відстані 0,0–0,5 км (високий рівень дії);
- 0,75 – при відстані 0,5–1,5 км (середній рівень впливу);
- 0,90 – при відстані при відстані 1,5–5,0 км (помірний рівень дії);
- 1,0 – при відстані ≥ 5 км. (вплив відсутній)

Показник MSA_F (фрагментація) залежно від площі фрагменту природної екосистеми може набувати наступних значень:

- ✓ $1 \text{ км}^2 - 0,55$;
- ✓ $10 \text{ км}^2 - 0,75$;
- ✓ $100 \text{ км}^2 - 0,85$;
- ✓ $1000 \text{ км}^2 - 0,95$;
- Більше $10000 \text{ км}^2 - 1$.

MSA_{CC} як функція від зміни середньої глобальної температури обчислювали за наступною формулою:

$$MSA_{CC} = 1 - S * \Delta t, \quad (2)$$

де Δt – зсув температур (для 2010 року це передбачення склало $0,759^\circ\text{C}$ за даними моделі IMAGE);

S – сенситивність (чутливість) біому.

Індекс чутливий до довготривалих чинників впливу і не реагує на короткочасні, які можуть призводити до кризи біорізноманіття, такі як застосування пестицидів, агрохімікатів тощо. Недолік цього індикативного підходу нівелюється за жорсткого виконання чинного законодавства із збереження навколишнього природного середовища. В умовах України оптимальним шляхом визначення екологічних порушень може бути використання методів біоіндикації на основі систем моніторингу біоти агроландшафтів. В Україні функціонує два види моніторингу стану агробіорізноманіття: фітосанітарний моніторинг та облік чисельності тварин і птахів, які є об'єктами полювання. Відомо, що зміни екологічних умов впливають на видове різноманіття та чисельність багатьох видів птахів, угруповання яких є найбільш чутливими до змін навколишнього природного середовища [11]. Специфіка екологічного статусу шкідливих організмів та труднощі їх таксономічного визначення значно обмежують використання їх у якості можливих індикаторів агробіорізноманіття.

Вплив типу ландшафтного покриву й типу використання земель на показник різноманіття MSA_{LU} наведено на рисунку 1.

Як видно з даних, представлених на рисунку, найсприятливіші для біорізноманіття ландшафтно-екологічні умови склалися в Генічеському, Якимівському та Новотроїцькому районах (індекс MSA_{LU} для них становить 0,58, 0,46 та 0,46 відповідно). У цілому, чітко простежується градієнт зі

сходу на захід збільшення індексу MSA_{LU} . Чернігівський та Куйбишевський райони характеризуються найменшими значеннями цього показника (0,20 та 0,19 відповідно), що пов'язане з найбільшою площею, що займають у цих адміністративних одиницях землі сільськогосподарського призначення.

Вплив доріг як інфраструктурного фактора модулюється щільністю населення. Очевидно, інтенсивність використання доріг, а таким чином, і рівень впливу інфраструктури на біорізноманіття, буде тим вище, чим вище щільність населення. Вплив інфраструктурного розвитку на біорізноманіття оцінено за допомогою моделі GLOBIO 2 [12, 13]. Зі збільшенням щільності населення й близькістю до дорожніх мереж індекс MSA_I сильно зменшується. Для просторового відображення дії інфраструктурних факторів більш зручним є не табличне, а аналітичне подання залежності. Для цього нами проведений регресійний аналіз. У якості залежної змінної виступає індекс MSA_I , що змінюється в діапазоні 0–1, тому для проведення лінійної регресії цей індекс був логіт-перетворений:

$$\text{Logit}(MSA) = \ln\left(\frac{MSA}{1 - MSA}\right) \quad (3)$$

Змінні-предиктори були попередньо логарифмовані. Результати аналізу представлені в таблиці 1.

Для практичного застосування регресійну функцію необхідно піддати зворотному логіт-перетворенню, у результаті чого отримане рівняння для оцінки MSA_I :

$$MSA_I = \frac{1}{1 + \exp(0,81Pop - 2,19Dist - 1,90)}, \quad (4)$$

де Pop і $Dist$ – логарифми щільності населення та дистанції від дороги відповідно.

Проведений аналіз дозволив встановити, що середнє значення індексу MSA_I у межах регіону становить 0,61. У найменшому ступені інфраструктура знижує біорізноманіття в західних районах, а в найбільшому – у східних, а також у Мелітопольському і Якимівському районах. Діапазон мінливості індексу MSA_I становить 0,18–0,73. Це свідчить про те, що в ряді випадків густа інфраструктурна мережа й висока щільність населення можуть бути ключовими факторами зниження різноманіття.

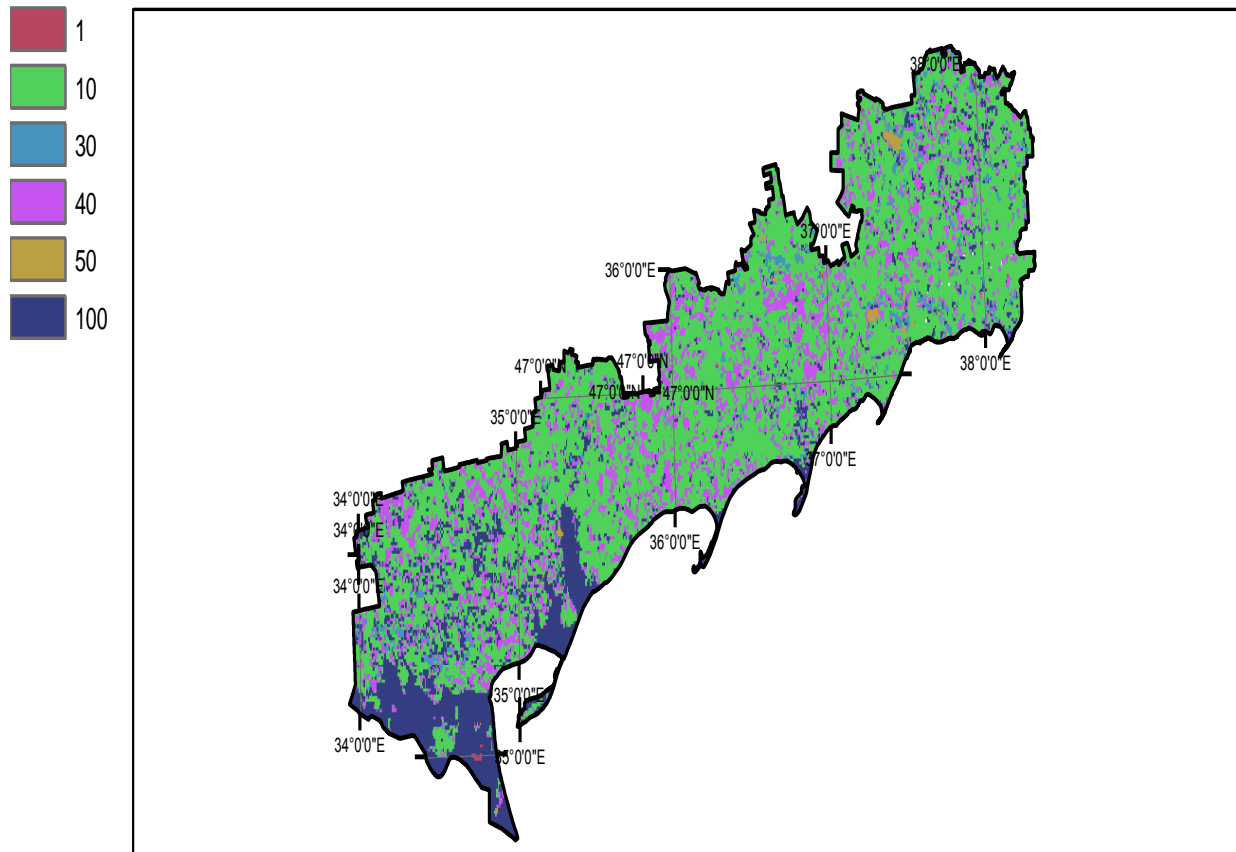


Рис. 1 – Просторова мінливість індексу MSA_{LU} (в %)

Таблиця 1

Регресійний аналіз залежності логіт–перетвореного індексу MSA_L від інфраструктурних факторів

Показник	Beta	Стат. помилка Beta	B	Стат. помилка B	t(б)	p-рівень
Коефіцієнт	–	–	1,90	0,03	55,36	0,00
Логарифм щільності населення, чіл./км ²	–0,48	0,01	–0,81	0,02	–33,29	0,00
Логарифм дистанції від дороги, км	1,11	0,01	2,19	0,03	76,67	0,00

Примітка: Beta – нормований коефіцієнт регресії;
B – ненормований коефіцієнт регресії.

При оцінці впливу фрагментації ландшафтів звичайно беруть до уваги тільки природні типи ландшафтного різноманіття [10, 14, 15]. Ми вважаємо, що фрагментація антропогенних територій також призводить до зниження різноманіття та її варто враховувати при оцінці загального значення індексу MSA. Значна роль сільськогосподарських угідь у ландшафтному різноманітті регіону робить необхідним облік ролі фрагментації як природних, так і антропогенних

ландшафтів у формуванні біологічного різноманіття. Аналіз фрагментарності структури ландшафтного (біогеоценотичного) покриття як фактора формування біорізноманіття в умовах регіону розкриває два аспекти. Це охорона залишків природного покриття з урахуванням необхідності підтримки або відтворення локусів необхідної довжини й сполученої мережі острівних природних місцеперебувань, які б мали функціональну потенцію підтримки необхідного рівня біо-

логічного різноманіття. Другий аспект – використання ресурсу антропогенно–трансформованих біогеоценозів для підтримки біорізноманіття.

Глобальне підвищення температури негативно впливає на біорізноманіття. Прогнозне підвищення середньомісячних температур в межах досліджуваного регіону відносно передіндустріального періоду демонструє закономірні просторові патерни. Важливо відзначити, що така динаміка відіб'ється як на регіональному біорізноманітті, так і на функціонуванні природних і антропогенно–трансформованих екосистем. Значимість урахування динаміки потепління клімату навіть у короткостроковій перспективі підкреслюється регулярністю встановлених просторових патернів приросту середньорічних локальних температур.

Отримані результати свідчать про те, що наростання температур більшою мірою ймовірно в східній частині регіону. У цій же частині регіону спостерігається збільшення помісячної варіабельності приростів температур. Таким чином, збільшення температури у зв'язку із глобальними змінами

клімату сполучене зі збільшенням варіабельності цього показника.

Результати оцінки індексу MSA у межах регіону представлені на рисунку 2.

Установлено, що у межах досліджуваної території оцінка індексу MSA варіює у межах 0–0,76, а середнє значення індексу для регіону становить 0,10. Таким чином, загальний стан біологічного різноманіття в регіоні варто визнати як дуже напружений. Аналіз зональних статистик (характеристик адміністративних одиниць) дозволяє встановити тренд зменшення різноманіття із заходу на схід. Найбільшим рівнем різноманіття за індексом MSA характеризуються західні райони – Новотроїцький (0,16), Іванівський (0,15), Генічеський (0,14) і Якимівський (0,13). Найменшим різноманіттям відрізняється індустріальний центр Маріуполь (0,03) і східні райони – Першотравневий, Волноваський, Новоазовський, Тельманівський і Старобешівський (для всіх районів індекс MSA становить 0,07).

Результати розрахунків індексу MSA по підзонам регіону досліджень, усереднених показників чисельності популяцій об'єктів моніторингу наведено в таблиці 2.

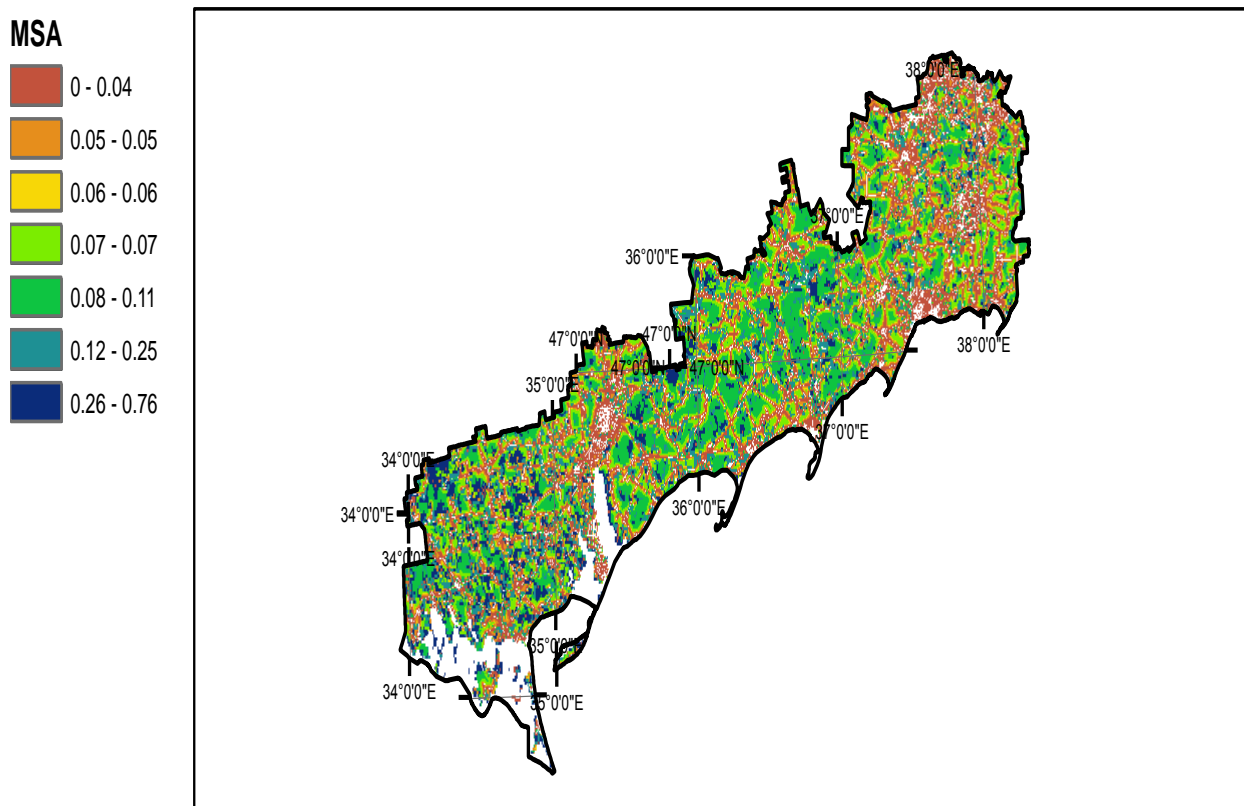


Рис. 2 – Просторова мінливість та зональні статистики по адміністративним одиницям індексу MSA

Таблиця 2

Щільність популяцій видів-індикаторів асоційованого агробіорізноманіття за підзонами (за період 2001–2017 р.)

Підзона	Вид	Статистичні показники				
		Середня	Медіана	Мінімум	Максимум	CV, %
Східна (MSA = 0,07)	Сіра куріпка	2,03	2,03	1,72	2,41	9,10
	Фазан звичайний	1,22	1,30	0,27	1,83	35,84
	Перепілка	3,15	3,10	2,08	4,31	22,05
	Заєць-русак	3,08	3,08	2,58	3,78	9,66
Центральна (MSA = 0,10)	Сіра куріпка	2,75	2,72	2,44	3,13	7,82
	Фазан звичайний	2,15	2,11	1,42	2,94	22,05
	Перепілка	2,59	2,51	1,32	3,90	23,37
	Заєць-русак	3,28	3,23	2,07	4,38	16,91
Західна (MSA = 0,15)	Сіра куріпка	2,42	2,38	1,20	4,26	39,19
	Фазан звичайний	0,19	0,20	0,08	0,33	32,53
	Перепілка	2,01	1,98	1,39	3,00	17,21
	Заєць-русак	2,94	2,45	1,24	5,62	51,48

Встановлена залежність законів розподілу видів-індикаторів асоційованого агробіорізноманіття від рівня антропогенного навантаження (рис. 3). Чітко простежується закономірність, що на територіях, які зазнали значного антропогенного тиску, динаміка чисельності тварин описується моделлю лог-серій. На територіях з меншим антропогенним тиском динаміка тварин описується моделями Ципфа або Ципфа-Мандельброта [16].

Аналіз динаміки чисельності видів у часі дозволило знайти системи диференціальних рівнянь:

$$\begin{cases} \frac{\Delta x_1}{\Delta t} = a_{11}x_1 + \dots + a_{1i}x_i \\ \dots \\ \frac{\Delta x_i}{\Delta t} = a_{i1}x_1 + \dots + a_{ii}x_i \end{cases} \quad (5)$$

Кожне з рівнянь відображає характер впливу на швидкість зміни чисельності певного виду чисельності цього виду та інших видів угруповання.

Нижче наведена динамічна матриця для угруповання східної підзони:

$$A_e = \begin{pmatrix} -0.67 & -0.12 & -0.02 & -0.04 \\ 0.31 & -0.80 & 0.43 & 0.03 \\ 0.19 & 0.46 & -0.82 & -0.36 \\ 0.01 & 0.10 & -0.06 & -0.70 \end{pmatrix} \quad (6)$$

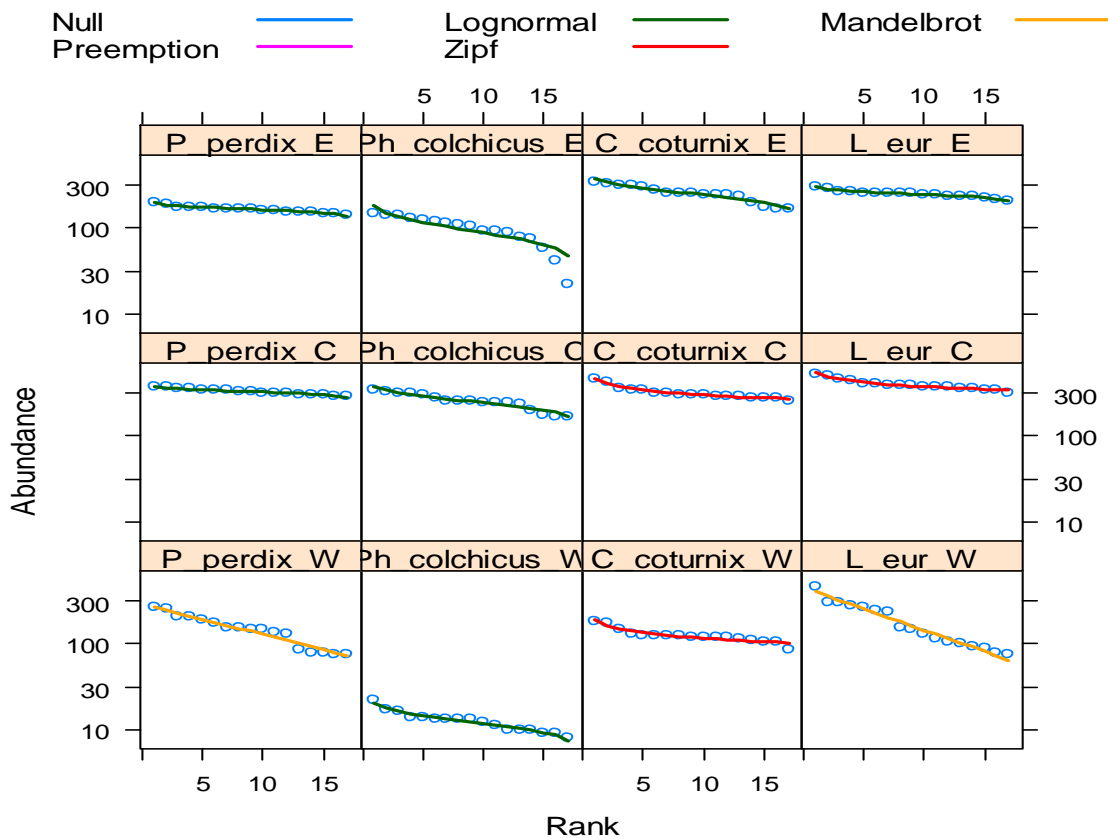
У цій матриці та інших у рядках та стовбцях такий порядок видів: сіра куріпка, фазан, перепілка, заєць-русак. Слід відзначити, що діагональні елементи матриці, які позначають вплив чисельності відповідного виду на його швидкість зміни чисельності, всі негативні. Це свідчить про наявність авторегулюючих механізмів на рівні окремих видів.

Динамічна матриця для центральної підзони має вигляд:

$$A_c = \begin{pmatrix} -0.53 & -0.36 & -0.36 & -0.23 \\ 0.06 & -0.53 & 0.17 & 0.08 \\ 0.03 & -0.37 & -0.78 & -0.06 \\ 0.23 & 0.39 & -0.12 & -0.77 \end{pmatrix} \quad (7)$$

Між матрицями A_e та A_c є певні кількісні розбіжності, але у якісному плані вони є дуже подібними. Під якісною подібністю матриць ми розуміємо напрямок зв'язку (позитивний або негативний), який відображається матрицями. Знаки біля коефіцієнтів цих матриць майже однакові, за винятком характеру впливу фазана на перепілку. Динамічна подібність матриць свідчить про цілісність угруповань тварин у східній та центральній підзонах Північного Приазов'я України.

Динамічна матриця для західної підзони має вигляд:



Умовні позначки: верхній ряд – східна підзона, середній – центральна, нижній – західна; P_perdix – сіра кірпічка; Ph_colchicus – фазан; C_coturnix – перепілка; L_eur – заєць-русак; по осі абсцис – ранги дат за чисельністю, по осі ординат – їх чисельність; точки – експериментальні дані, лінії – модельні залежності; для усіх видів східної підзони, сірої куріпки та фазана в центральній підзоні та фазана в західній підзоні показаний розподіл лог-серій, для перепілки та зайця-русака центральної підзони та перепілки західної – модель Ципфа, для сірої куріпки та зайця-русака західної підзони – Ципфа-Мандельброта.

Рис. 3 – Розподіли видів ранг-достаток за допомогою теоретичних моделей

$$A_w = \begin{pmatrix} -0.71 & 0.28 & -0.44 & 0.02 \\ 0.00 & -0.34 & -0.12 & 0.55 \\ 0.19 & -0.16 & -0.76 & -0.09 \\ -0.37 & 0.20 & 0.65 & -0.41 \end{pmatrix} \quad (8)$$

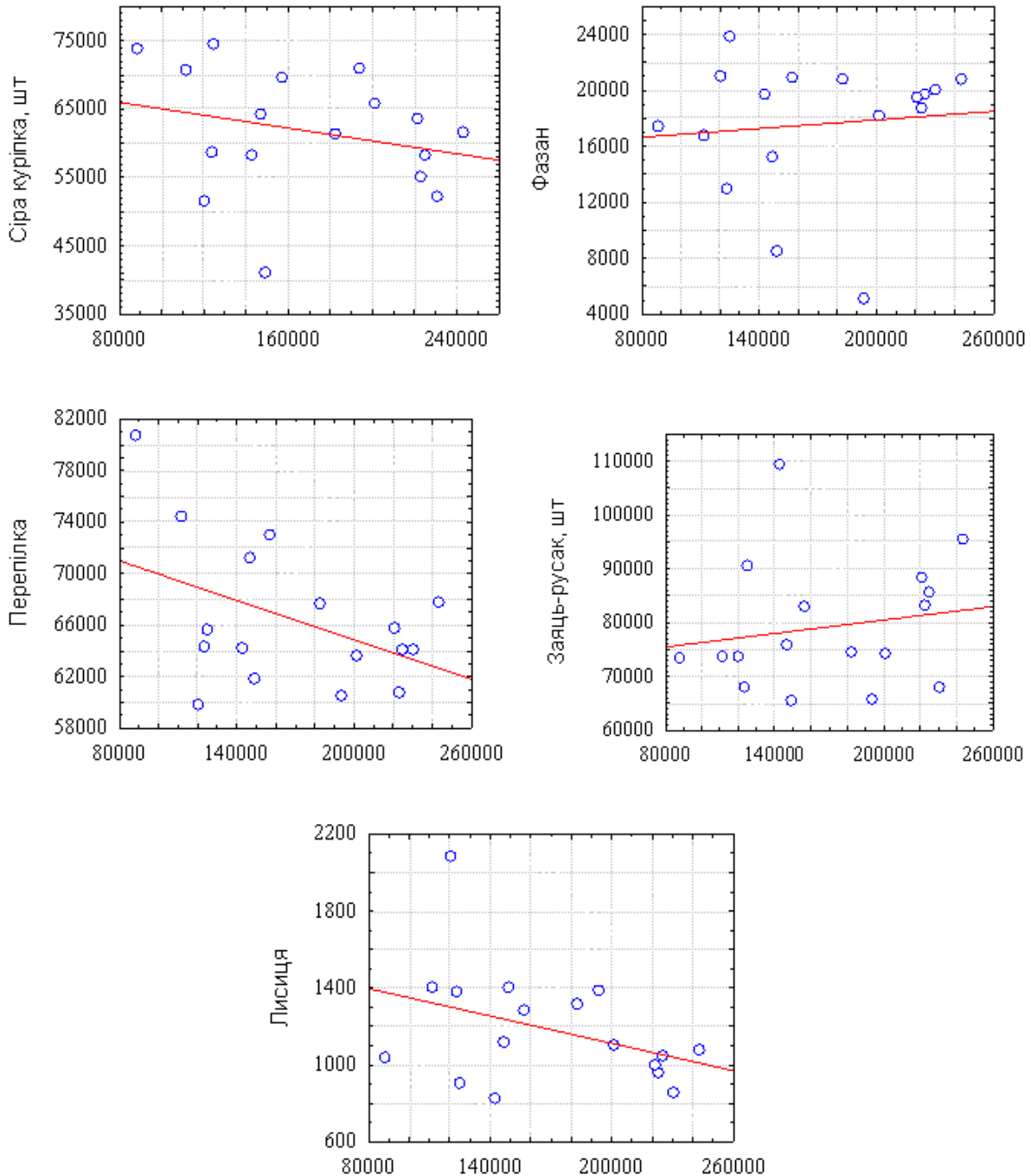
Ця матриця суттєво відрізняється від попередніх переважно наявністю більшої кількості позитивних коефіцієнтів, які також більші за своїм модулем. Очевидно, що матриця західної підзони відображає якісну своєрідність динаміки тваринного населення в умовах меншого антропогенного тиску.

Така система рівнянь повністю відображає динамічні властивості угруповання та дозволяє знайти характеристики стійкості динаміки за Ляпуновим. Встановлено, що всі системи є стійкими. Еластичність, як одна з характеристик стійкості, найбільша в

умовах найбільшої трансформації екосистем. Еластичність поступово зменшується в напрямку східна → центральна → західна підзони, що відповідає напрямку збільшення індексу різноманіття MSA.

Для всіх систем характерна коливальна природа динаміки повернення у стаціонарний стан. Вона обумовлена природою внутрішніх зв'язків між елементами системи та є відображенням властивості стійкості. Принциповою особливістю системи західної підзони є володіння нею властивістю реактивності – здатності у процесі повернення до стаціонарного стану після зовнішнього поштовху значно відхилитися від стаціонарних характеристик.

Аналіз діаграм розсіювання (рис. 4) надає неоднозначні результати про характер впливу пестицидного навантаження на



Умовні позначки: по осі абсцис – пестицидне навантаження, кг

Рис. 4 – Залежність чисельності індикаторних видів від рівня пестицидного навантаження

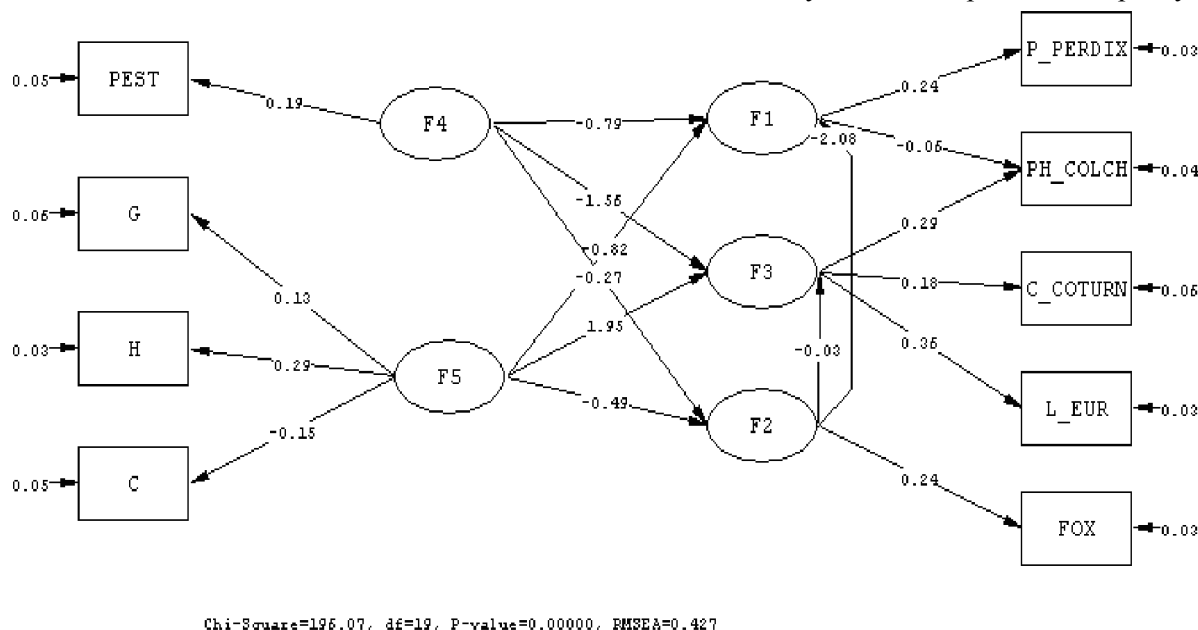
індикаторні види. Так, при збільшенні пестицидного навантаження чисельність таких видів як сіра куріпка, перепілка та лисиця закономірно зменшуються, а таких як фазан та заяць-русак – збільшуються. Таким чином, пряме порівняння пестицидного навантаження та чисельності видів не дає можливості оцінити реальний характер впливу забруднення агроценозів пестицидами та

продуктами їх хімічних перетворень на біологічне різноманіття.

Саме протилежний характер реакції видів-індикаторів на пестицидне навантаження дозволяє сформулювати наступну гіпотезу. Пестицидне навантаження на фоні природної динаміки угруповань живих організмів та режиму сільськогосподарського використання угідь негативно впливає не

тільки на окремі популяції, але й на екосистемні механізми регуляції функціонування та стійкості. Для перевірки цієї гіпотези за Поппером [17] проведено моделювання екологічних взаємодій методом структурних рівнянь.

Структурна схема екологічних взаємодій в умовах пестицидного навантаження наведена на рисунку 5.



Умовні позначки: P_perdix – сіра куріпка; Ph_colch – фазан; C_coturn – перепілка; L_eur – заць-русак; Fox – лисиця; Pest – пестицидне навантаження; площі культур: G – зернових; H – соняшник; C – овочеві; F1–F5 – латентні фактори; цифри на стрілках, які зв’язують фактори та змінні – нормовані коефіцієнти детермінації; на індивідуальних стрілках – специфічність змінної, яка не пояснюється моделлю.

Рис. 5 – Структурна модель впливу пестицидного навантаження на тваринне населення в умовах динаміки структури сільськогосподарських площ

(фактори F1 та F3 – коефіцієнти детермінації $-0,79$ та $-1,56$ відповідно). Блок консументів другого порядку зазнає значно меншого впливу – коефіцієнт детермінації на фактор F2 складає лише $-0,27$. Латентний фактор F5, який відображає структуру посівних площ, впливає на всі біотичні компоненти.

Найбільший вплив здійснюється на фактор F3 (детермінація дорівнює $1,95$). Протилежного впливу за знаком зазнають фактори F1 (детермінація складає $-0,82$) та F2 ($-0,49$). Таким чином, чисельність компонентів тваринного населення знаходиться під впливом як пестицидного навантаження, так і структури посівних площ сільгоспкультур. У моделі екологічні зв’язки між біотичними компонентами показані як регулюючий вплив консументів другого порядку на

Моделювання дозволяє оцінити вплив пестицидного навантаження та структури посівних площ на динаміку компонентів тваринного населення. Встановлено, що вплив пестицидного навантаження на тварин є негативним. Коефіцієнти детермінації наведені у нормованому вигляді, що дозволяє порівнювати вплив факторів на інші фактори або змінні. Найбільший вплив пестицидів відчувають консументи першого порядку

консументів першого порядку. Цей вплив за знаком є негативним, що відображає регулювання хижаками чисельності своїх жертв. Вплив хижаків на фактор F1 значно перевищує вплив на фактор F3 (коефіцієнти детермінації $-2,08$ та $-0,03$ відповідно).

Слід відзначити, що вплив хижаків на фактор F1 значно перевищує вплив пестицидів. Очевидно, що при збільшенні пестицидного навантаження регулюючий вплив хижаків на фактор F1 буде зменшуватися та при загальному токсичному впливі пестицидів чисельність деяких видів тварин може зростати. Цим можна пояснити результати, наведені на рисунку 4, де при підвищенні пестицидного навантаження деякі види демонструють збільшення чисельності.

За результатами дослідження встановлено, що під впливом пестицидів най-

більш вразливим є регулюючий вплив хижаків на консументів нижчих порядків.

Висновки

Висока щільність населення та густа інфраструктурна мережа є істотними факторами трансформації біорізноманіття у межах регіону. У межах досліджуваної території оцінка індексу MSA варіює в межах 0–0.76. Середнє арифметичне значення індексу для регіону становить 0.10, що дозволяє визнати загальний стан біологічної різноманіття в регіоні як дуже напружений.

Для всіх досліджених агроecosистем за результатами біоіндикації характерна коливальна природа динаміки повернення у стаціонарний стан. Вона обумовлена природою внутрішніх зв'язків між елементами системи та є відображенням властивості їх екологічної стійкості. Обґрунтовано, що

чисельність окремих видів тварин вказує не тільки представленість того або іншого виду тварин, а є індикатором відповідного трофічного рівня, що значно розширює можливості інтерпретації одержаних даних про динаміку чисельності видів-біоіндикаторів.

В умовах пестицидного пресингу найбільш вразливим є регулюючий вплив зоофагів на консументів нижчих порядків. Тому при збільшенні пестицидного навантаження регулюючий вплив хижаків на ряд представників фітофагів буде зменшуватися, що пояснює явище збільшення чисельності деяких фітофагів при загальному токсичному впливі пестицидів.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Література

1. Созінов О. О., Придатко В. І. Агробіорізноманіття України: теорія, методологія, індикатори, приклади. Кн. 1. К.: Нічлава, 2005. 384 с.
2. Федюшко М. П. Агробіорізноманіття як складова природокористування в Північному Приазов'ї України. *Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету*. 2015. №2 (36). С. 20 – 24. URL: <http://ojs.dsau.dp.ua/index.php/vestnik/article/view/599>
3. Федюшко М. П. Екологічне обґрунтування індикаторних видів асоційованого агробіорізноманіття Північного Приазов'я України. *Вісник аграрної науки Причорномор'я*. 2015. Вип. 1 (82). С. 121-129. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vanp_2015_1_16
4. Федюшко М. П., Горбатенко А. А., Гриб О. Г. Індикатори стану асоційованого агробіорізноманіття. *Наукові доповіді НУБіПУ*. 2011. Вип. 5 (27). 14 с. URL: http://nd.nubip.edu.ua/2011_5/11fmp.pdf
5. Федюшко М. П. Біоіндикатори екологічного стану агроландшафтів в умовах Північного Приазов'я. *Сучасні проблеми біології, екології та хімії: матеріали III Міжнародної конференції*. 11 - 13 травня 2012 року, м. Запоріжжя. Запоріжжя: Сору Арт, 2012. С. 436 – 437.
6. Федюшко М. П. Проблеми екологізації агропромислового комплексу України. *Науковий вісник національного університету біоресурсів і природокористування України*. 2015. Вип. 214. С. 314-318. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/nvnau_biol_2015_214_49
7. Bouman A. F., Kram T., Goldewijk K. Integrated modelling of global environmental change. *An overview of MAGE 2.4*. 2006. URL: www.ijasa.ac.at/Admin/PUB/.../IR-08-020.p.
8. Alkemade R., Oorschot M., Miles L. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 2009. Vol. 12. P. 374 – 390. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-009-9229-5>
9. The International Biodiversity Project. The Netherlands: The Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP). 2008. 12 p.
10. Prydatko V., Kolomytsev G., Burda R., Chumachenko S. *Landscape Ecology: Textbook On Application Of Pressure-Based Biodiversity Modelling For National And Regional Educational Purposes*. Kyiv: NAU, 2008. 100 p.
11. Казарцева С. Н. Орнитофауна сельскохозяйственных ландшафтов и ее экологические особенности в современных условиях природопользования: на примере Воронежской области. Автореф. диссер. канд с.-х. наук. Воронежский гос. аграрный ун-т им. К.Д. Глинки. 2006. 21 с. URL: <https://www.disserscat.com/content/ornitofauna-selskokhozyaistvennykh-landshaftov-i-ee-ekologicheskie-osobennosti-v-sovremennykh>

12. Hijmans, R. J., Cameron S. E., Parra J. L., Jones P. G., Jarvis A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 2005. Vol. 25. P. 1965-1978.
13. IPCC. (2007). Fourth assessment report: synthesis. URL: http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf
14. Van Rooij W. Manual for biodiversity modelling on a national scale. 2008. URL: <https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/meeting2013/EG13-BG-8.pdf>
15. Alkemade R., Bakkenes M., Bobbink R., Miles L., Nellemann C., Simons H., Tekelenburg T. GLOBIO 3: Framework for the assessment of global terrestrial biodiversity. In A.F. Bouwman, T. Kramand, K. Klein Goldewijk, (Eds.), *Integrated modelling of global environmental change. An overview of IMAGE 2.4*. Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP), Bilthoven, The Netherlands. 2006. P. 171-186.
16. Хайтун С. Д. Количественный анализ социальных явлений. Проблемы и перспективы. М.: КомКнига, 2005. 280 с.
17. Поппер К. Логика и рост научного знания. М.: Прогресс. 1983. 605 с.

References

1. Sozinov, O. O. & Pridatko, V. I. (2005). Agrobiodiversity of Ukraine: theory, methodology, indicators, examples. Book 1. Kyiv: Nichlava (in Ukrainian).
2. Fedyushko, M. P. (2015). Agrobiodiversity as a component of nature management in the Northern Priazov region of Ukraine. *Bulletin of Dnipropetrovsk State Agrarian and Economic University*, (2), 20 - 24. Retrieved from <http://ojs.dsau.dp.ua/index.php/vestnik/article/view/599> (in Ukrainian).
3. Fedyushko, M. P. (2015). Ecological substantiation of indicator species of associated agrobiodiversity of the Northern Priazovye of Ukraine. *Bulletin of Agrarian Science of the Black Sea Coast*, 1 (82), 121-129. Retrieved from http://nbuv.gov.ua/UJRN/vanp_2015_1_16 (in Ukrainian).
4. Fedyushko, M. P. Gorbatenko, A. A. & Hryb, O. G. (2011). Indicators of the state of associated agrobiodiversity. *Scientific reports of NULES*, 5 (27), 14 p. Retrieved from http://nd.nubip.edu.ua/2011_5/11fmp.pdf (in Ukrainian).
5. Fedyushko, M. P. (2012). Bioindicators of ecological condition of agrolandscapes in the conditions of the Northern Azov region. *Proceedings of the III International Conference: Modern problems of biology, ecology and chemistry*, Zaporizhzhia, 2012, May 11-13 (p. 436-437). Zaporizhzhia: Copy Art (in Ukrainian).
6. Fedyushko, M. P. (2015). Problems of greening of the agro-industrial complex of Ukraine. *Scientific Bulletin of the National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine*, 214, 314-318. Retrieved from http://nbuv.gov.ua/UJRN/nvnau_biol_2015_214_49 (in Ukrainian).
7. Bouman, A. F., Kram, T. & Goldewijk, K. (2006). Integrated modelling of global environmental change. An overview of MAGE 2.4. Retrieved from www.iiasa.ac.at/Admin/PUB/.../IR-08-020.p.
8. Alkemade, R., Oorschot, M., Miles L., Nellemann, Ch., Bakkenes M. & Ben ten Brink. (2009). GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 12, 374 - 390. Retrieved from <https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-009-9229-5>
9. The International Biodiversity Project. (2008). The Netherlands: The Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP).
10. Prydatko, V., Kolomytsev, G., Burda, R. & Chumachenko S. (2008). Landscape Ecology: Textbook On Application Of Pressure-Based Biodiversity Modelling For National And Regional Educational Purposes. Kyiv: NAU.
11. Kazartseva, S. N. (2006). Ornithofauna of agricultural landscapes and its ecological features in modern conditions of nature management: on the example of the Voronezh region. (Master's thesis). K.D. Glinka Voronezh State Agrarian University. <https://www.dissercat.com/content/ornitofauna-selskokhozyaistvennykh-landshaftov-i-ee-ekologicheskie-osobennosti-v-sovremennykh> (in Russian).
12. Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965-1978.
13. IPCC. (2007). Fourth assessment report: synthesis. Retrieved from http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf.
14. Van Rooij, W. (2008). Manual for biodiversity modelling on a national scale. Retrieved from <https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/meeting2013/EG13-BG-8.pdf>
15. Alkemade, R., Bakkenes, M., Bobbink, R., Miles, L., Nellemann, C., Simons, H. & Tekelenburg, T. (2006). GLOBIO 3: Framework for the assessment of global terrestrial biodiversity. In A.F. Bouwman, T. Kramand, K. Klein Goldewijk, (Eds.). *Integrated modelling of global environmental change. An overview of IMAGE 2.4*. Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP), Bilthoven, The Netherlands. 171-186.
16. Haitun, S. D. (2005). Quantitative analysis of social phenomena. Problems and prospects. Moscow: KomKniga (in Russian).
17. Popper, K. (1983). Logic and the growth of scientific knowledge. Moscow: Progress (in Russian).