

Міністерство освіти і науки України
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ЄРМОЛЕНКО СЕРГІЙ ВАДИМОВИЧ

УДК 574.4:598.115.31

ДИСЕРТАЦІЯ

ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЗМІЙ РОДУ *NATRIX* В УМОВАХ СТЕПОВОГО ПРИДНІПРОВ'Я

03.00.16 – екологія

Біологічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ С. В. Єрмоленко

Науковий керівник ГАСО ВІКТОР ЯКОВИЧ, кандидат біологічних наук,
доцент

Дніпро – 2018

Анотація

Єрмоленко С. В. Екологічні особливості змій роду *Natrix* в умовах степового Придніпров'я. – На правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук за спеціальністю 03.00.16 – екологія. – Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпро, 2018.

У дисертації розглянуто популяційні особливості змій роду *Natrix* у різних водних та навколоводних екосистемах долини річок Дніпро та Самара. Визначено просторову структуру, щільність населення та статеву структуру популяцій водяного та звичайного вужа в умовах степового Придніпров'я. Проаналізовано міжсезонні відмінності в чисельності та статевій структурі популяцій змій з різних екосистем.

Дослідження морфометричних і морфологічних особливостей різних популяцій водяного вужа показали, що з ростом антропогенного стресу збільшується частка змій з білатеральною асиметрією, що може відображати порушення онтогенезу.

Вивчено морфофізіологічні індекси і показники вгодованості *N. natrix* і *N. tessellata* з різних за ступенем антропогенного впливу місць проживання. Популяція водяних вужів з антропогенно трансформованих біотопів санітарно-захисної зони Придніпровської ТЕС має більш високі показники індексу серця і легені, ніж змії з популяцій з малотрансформованих екосистем. Також виявлено, що з підвищенням антропогенного навантаження у популяцій звичайного вужа підвищується відносна вага печінки.

Проаналізовано формування компонентних та інфрагруповань гельмінтів обох видів вужів в умовах різних екосистем степового Придніпров'я і оцінено можливість використання індексів біорізноманіття гельмінтних ценозів для оцінки стану зооценозів. Зміна індексів біорізноманіття угруповань гельмінтів степового Придніпров'я побічно вказує на деградацію структури зооценозу і, ймовірно, може служити біомаркером стану водних екосистем. Виявлено, що на території степового

Придніпров'я в угрупованнях гельмінтів вужів із ростом антропогенного навантаження зменшується частка чисельності алогенних видів.

Розглянуто можливість використання водяного вужа для біоіндикації забруднення навколишнього середовища важкими металами. Встановлено, що у водяних вужів з екосистем, прилеглих до Придніпровської теплоелектростанції, вміст кадмію, цинку і свинцю в печінці та нирках в 1,5-2,1 раза вище, ніж вміст зазначених металів в органах вужів із природних малотрансформованих екосистем. Також у змії з антропогенно порушених біотопів збільшений вміст міді в нирках (майже в 1,4 раза) і цинку в кістках (в 1,3 раза).

Ключові слова: водяний вуж, звичайний вуж, щільність популяції, статева структура, морфометрія, морфофізіологічні індекси, інфраугруповання гельмінтів, компонентні угруповання гельмінтів, важкі метали.

Аннотация

Ермоленко С. В. Экологические особенности змей рода *Natrix* в условиях степного Приднепровья. – На правах рукописи.

Диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук по специальности 03.00.16 – экология. – Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара, Днепропетровск, 2018.

В диссертации рассмотрены популяционные особенности змей рода *Natrix* в различных водных и околоводных экосистемах долины рек Днепр и Самара. Определена пространственная структура, плотность населения и половая структура популяций водяного и обыкновенного ужа в условиях степного Приднепровья. Проанализированы межсезонные отличия в численности и половой структуре популяций змей из различных экосистем.

Исследования морфометрических и морфологических особенностей различных популяций водяного ужа показали, что с ростом антропогенного

стресса увеличивается доля змей с билатеральной асимметрией, что может отражать нарушения онтогенеза.

Изучены морфофизиологические индексы и показатели упитанности *N. natrix* и *N. tessellata* из разных по степени антропогенного воздействия мест обитания. Популяция водяных ужей из антропогенно трансформированных биотопов санитарно-защитной зоны Приднепровской ТЭС имеет более высокие показатели индекса сердца и легкого, чем змеи из популяций из малотрансформированных экосистем. Также выявлено, что с повышением антропогенной нагрузки у популяций обыкновенного ужа повышается относительный вес печени.

Проанализировано формирование компонентных и инфрасообществ гельминтов обоих видов ужей в условиях различных экосистем степного Приднепровья и оценена возможность использования индексов биоразнообразия гельминтных ценозов для оценки состояния зооценозов. Изменение индексов биоразнообразия сообществ гельминтов степного Приднепровья косвенно указывает на деградацию структуры зооценоза и, вероятно, может служить биомаркером состояния водных экосистем. Выявлено, что на территории степного Приднепровья в сообществах гельминтов ужей с ростом антропогенной нагрузки уменьшается доля численности аллогенных видов.

Рассмотрена возможность использования водяного ужа в качестве вида-биоиндикатора для оценки загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. Установлено, что у водяных ужей из экосистем, прилегающих к Приднепровской теплоэлектростанции, содержание кадмия, цинка и свинца в печени и почках в 1,5–2,1 раза выше, чем содержание указанных металлов в органах ужей из природных малотрансформированных экосистем. Также у змей из антропогенно нарушенных биотопов увеличено содержание меди в почках (почти в 1,4 раза) и цинка в костях (в 1,3 раза).

Ключевые слова: водяной уж, обыкновенный уж, плотность популяции, половая структура, морфофизиологические индексы,

морфометрия, инфрасообщества гельминтов, компонентные сообщества
гельминтов, тяжелые металлы.

Resume

Yermolenko S.V. Ecological characteristics of snakes of the genus *Natrix* in the conditions of the Steppe Dnieper area. – Manuscript.

Thesis for the degree of candidate of biological sciences on specialty 03.00.16 – Ecology. – Oles Honchar Dnipro National University, Dnipro, 2018.

The dissertation reveals population characteristics of snakes of the genus *Natrix* in various aquatic and wetland ecosystems of the Dnipro and Samara Rivers' valleys. The spatial structure, population density and sex structure of the dice and grass snake populations in the steppe Dnieper area are determined. Interseasonal differences in the number and sex structure of snake populations from various ecosystems are analysed.

Investigations of morphometric and morphological features of various populations of the dice snake have shown that with increasing anthropogenic stress the rate of snakes with bilateral asymmetry increases, which can reflect ontogenesis disturbances.

The morphophysiological and fatness indices of *N. natrix* and *N. tessellata* from the habitats under different anthropogenic impact were studied. The population of dice snakes from anthropogenically transformed biotopes of the Sanitary Protection Zone of Prydniprovskaya Thermal Power Plant has higher indices of the heart and lung than snakes from populations inhabited the near-natural ecosystems. It was also revealed that with an increase in the anthropogenic load, the relative weight of the grass snake liver increases.

The formation of component and infracommunities of helminths of both species of snakes in different ecosystems of the steppe Dnieper region is analysed. We estimate the possibility of using the biodiversity indices of the helminth coenoses for assessing the state of zoocoenoses. The change in the helminth biodiversity indices of the steppe Dnipro region indirectly indicates the degradation of the zoocenosis structure. It possibly can serve as a biomarker for the

state of aquatic ecosystems. It was revealed that in the specific species composition of the snake helminthofauna of the steppe Dnieper area, the proportion of the number of allogenic species decreases in the communities.

The possibility of using dice snake as a bioindicator species for assessment of the environmental pollution by heavy metals is considered. It has been established that in the dice snakes from the ecosystems adjacent to Prydniprovskia TPP, the content of cadmium, zinc and lead in the liver and kidneys 1.5–2.1 times higher than the content of these metals in the organs of the snakes from the near-natural low-transformed ecosystems. In addition, snakes from anthropogenically transformed biotopes have the increased level of copper in the kidneys (almost 1.4 times) and the zinc in bones (by 1.3 times).

Key words: dice snake, grass snake, population density, sex structure, morphophysiological indices, morphometry, infracommunity of helminths, component helminth communities, heavy metals.

Список праць здобувача, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації

У фахових виданнях, включених до міжнародних наукометричних баз даних:

1. Гассо, В. Я., Гагут, А. М., Єрмоленко, С. В. (2016). Біохімічні показники крові звичайного вужа (*Natrix natrix*) з екосистем із різним ступенем антропогенного навантаження. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, медицина 7(2), 127–131. Doi: 10.15421/021623 (*Особистий внесок: збирання матеріалу, обробка отриманих результатів, написання статті*). (Web of Science)
2. **Єрмоленко С. В.**, Гагут А. Н., Гассо В. Я. (2016) Изменчивость морфометрических признаков водяного ужа *Natrix tessellata* (Reptilia, Colubridae) Центрального и Южного Приднепровья. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія. 24(2), 526–530.

Doi: 10.15421/011671 (Особистий внесок: виконання польових досліджень, обробка отриманих результатів, написання статті). (Web of Science)

Публікації у наукових фахових виданнях України:

3. Гассо, В. Я., Гагут, А. М., **Єрмоленко, С. В.** (2015). До характеристики популяцій *Natrix natrix* в умовах екосистем з різним антропогенним навантаженням. Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель, Зб. наук. праць, 44, 131–138. (Особистий внесок: виконання польових досліджень, обробка отриманих результатів, написання статті)
4. Гассо, В. Я., **Єрмоленко, С. В.** (2015) Герпетофауна антропогенних ландшафтів вугільнодобувних районів Західного Донбасу (на прикладі Петропавлівського району Дніпропетровської області). Питання біоіндикації та екології, 20 (1–2), 195–204 (Особистий внесок: виконання польових досліджень, обробка отриманих результатів, написання статті).
5. Гассо, В. Я., **Єрмоленко, С. В.**, Гагут, А. Н. (2016). Особенности популяций *Natrix tessellata* (Reptilia, Colubridae) Приднепровья северной степной подзоны. Питання біоіндикації та екології, 21(1–2), 180–193. (Особистий внесок: виконання польових досліджень, обробка отриманих результатів, написання статті)

Публікації в інших виданнях:

1. **Yermolenko, S. V.**, Hagut, A. M., Gasso, V. Ya. (2016). Morphophysiological indices of internal organs of the dice snake *Natrix tessellata* (Reptilia, Colubridae) of the Dnieper river in the Steppe zone. Зб. пр. Зоол. муз, 20–29. (Особистий внесок: виконання польових досліджень, обробка отриманих результатів, написання статті)

Список публікацій, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:

1. Гагут, А. Н., Гассо, В. Я., **Єрмоленко, С. В.**, Кузьмин Ю. И. (2015) Зараженность водяного ужа (*Natrix tessellata*) нематодой *Eustrongylides*

- excisus (Dioctophimatida, Dioctophimatidae) в умовах центрального степного Придніпров'я. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах, Матер. VIII Міжнар. наук. конф., 21–23 грудня 2015 року, Дніпро, 213-214. (*Особистий внесок: виконання польових досліджень, обробка отриманих результатів, написання статті*)
2. Гассо, В. Я., Гагут, А. М., **Єрмоленко, С. В.** (2015). Біохімічні особливості крові звичайного вужа (*Natrix natrix*) в умовах екосистем із різним ступенем антропогенного навантаження. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах, Матер. VIII міжнар. наук. конф., 21–23 грудня 2015 року, Дніпро, 214-215. (*Особистий внесок: виконання польових досліджень, обробка отриманих результатів, написання статті*)
 3. Гассо, В. Я., Гагут, А. Н., **Єрмоленко, С. В.** (2016). О гельминтофауне Водяного ужа в НПП «Великий Луг». Збереження флори, фауни, природних середовищ в установах ПЗФ, Матер. Всеукр. наук.-практ. конференції, 26-27 вересня, Київ, 59-61. (*Особистий внесок: збір матеріалу, виконання лабораторних досліджень, написання статті*)
 4. **Єрмоленко, С. В.** (2016) Особливості чисельності водяного вужа (*Natrix tessellata*) в умовах центрального степового Придніпров'я Проблеми відтворення та охорони біорізноманіття України, Матер. Всеукр. наук.-практ. конференції, 14 квітня 2016 рік, Полтава, 11–13.
 5. **Єрмоленко, С. В.**, Дей, Д. Л., Евтушенко, И. А., Марченко, Е. В. (2017). Гельминтофауна водяного ужа *Natrix tessellate* (Reptilia, Colubridae) Степного Придніпров'я. Зб. наук. пр. VIII Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнародною участю «Біологічні дослідження – 2017», 14–16 березня, 2017 рік, Житомир, 77–78. (*Особистий внесок: збирання матеріалу, обробка отриманих результатів, написання статті*)

ЗМІСТ

ВСТУП	12
Перелік посилань.....	14
РОЗДІЛ 1. Історія дослідження морфології та фізіології	
Natrix та її представників.....	20
1.1 Географічне поширення та екологічні особливості <i>N. natrix</i> та <i>N. tessellata</i>	20
1.2 Використання морфологічних і морфо фізіологічних особливостей популяцій у якості біоіндикаторів	29
1.3 Вплив паливно-енергетичних підприємств на навколишнє середовище	30
1.4 Важкі метали та їх біоаккумуляція в організмі рептилій	30
1.5 Угрупування гельмінтів змій роду <i>Natrix</i>	31
Перелік посилань.....	37
РОЗДІЛ 2. ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ	54
2.1. Географічне положення, геоморфологічні особливості та рельєф.....	54
2.2. Клімат.....	55
2.3. Ґрунти.....	56
2.4. Гідрологія.....	58
2.5. Рослинний світ	59
2.6. Тваринний світ	62
Перелік посилань.....	64
РОЗДІЛ 3. Морфологія та фізіологія	
представників.....	71
3.1. Характеристика районів дослідження популяцій <i>N. tessellata</i>	71
3.2. Характеристика районів дослідження популяцій <i>N. natrix</i>	72
3.3. Методи морфометричних та морфологічних досліджень.....	73
3.4. Методи досліджень угрупувань гельмінтів вужів.....	75
3.5 Методи досліджень морфофізіологічних параметрів та вгодованості змій.....	77

	10
3.6. Методи досліджень чисельності та статеві структури популяцій.....	77
3.7. Метод визначення вмісту важких металів в органах водяного вужа...	79
3.8. Методи статистичної обробки даних.....	80
Перелік посилань.....	80
РОЗДІЛ 4. <i>Історія досліджень та статеві структури популяцій N. tessellata та N. natrix</i>	84
4.1. Просторова структура та чисельність популяцій <i>N. tessellata</i>	84
4.2. Статева структура популяцій <i>N. tessellata</i>	88
4.3. Просторова структура та чисельність популяцій <i>N. natrix</i>	91
4.4. Статева структура популяцій <i>N. natrix</i>	94
Висновки по розділу	96
Перелік посилань.....	98
РОЗДІЛ 5. МОРФОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА <i>N. TESSELLATA</i>	100
РОЗДІЛ 6. МОРФОФІЗІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТА ПОКАЗНИКИ ВГОДОВАНOSTІ ЗМІЙ РОДУ <i>NATRIX</i> В УМОВАХ СТЕПОВОГО ПРИДНІПРОВ'Я.....	107
6.1. Вгодованість <i>N. natrix</i> в умовах різних екосистем степового Придніпров'я.....	107
6.2. Особливості морфофізіологічних показників внутрішніх органів <i>N.</i> <i>natrix</i>	108
6.3. Вгодованість <i>N. tessellata</i>	111
6.4. Морфофізіологічні особливості внутрішніх органів <i>N. tessellata</i> на території Степового Придніпров'я.....	113
Висновки по розділу	117
Перелік посилань.....	118
РОЗДІЛ 7. УГРУПОВАННЯ ГЕЛЬМІНТІВ ПОПУЛЯЦІЙ ЗМІЙ РОДУ <i>NATRIX</i>	120
7.1. Структура гельмінтофауни змії роду <i>Natrix</i>	120
7.2. Угрупування гельмінтів в популяціях <i>N. natrix</i>	125
7.2.1. Інфрагрупування гельмінтів в популяціях <i>N. natrix</i>	125

7.2.2. Компонентні угруповання гельмінтів в популяціях <i>N. natrix</i>	137
7.3. Угруповання гельмінтів в популяціях <i>N. tessellata</i>	139
7.3.1. Інфраугруповання гельмінтів в популяціях <i>N. tessellata</i>	139
7.3.2. Компонентні угруповання гельмінтів <i>N. tessellata</i>	149
Висновки по розділу	152
Перелік посилань.....	153
РОЗДІЛ 8. ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ.....	
<i>N. TESSELLATA</i>	158
Висновки по розділу	161
Перелік посилань.....	162

ВСТУП

Актуальність теми. Збереження біологічного різноманіття та вивчення наслідків антропогенного впливу на всіх рівнях організації живої матерії - актуальне завдання для сучасної екології. На території степового Придніпров'я розташовані регіони важкої промисловості та розвинутого сільського господарства з найбільшими потужностями в Україні, що спричинило значну трансформацію природних екосистем. Це зумовлює зміни видового складу, просторових структур угруповань, консортивних зв'язків (Булахов, 2000; Дабахов, 2005). Північна степова підзона України наразі значно трансформована. Степове Придніпров'я зазнало серйозних втрат біологічного та ландшафтного різноманіття (Червона книга, 2011). Це зумовлює необхідність екологічних досліджень у цьому регіоні.

Життєздатність популяцій залежить від впливу різних чинників середовища та пов'язана з внутрішньою просторовою структурою (Царик, 2007). Важлива характеристика існування популяції, особливо у хребетних – її можливості переміщення у просторі (Решетило, 2013). Під час міграції особини виду можуть стикатися з природними або антропогенними перешкодами. За умов зменшення чисельності у популяції виробляються фізіологічні та етологічні захисні механізми, що дозволяють їй існувати у певних межах дії несприятливих (лімітувальних) факторів (Шилова, Шатуновский, 2005). Внаслідок змін характеристик середовища у популяціях можуть з'являтися певні морфологічні, морфофізіологічні та екологічні особливості, що впливають на напрямки адаптивних процесів (Шварц и др., 1968; Уоддінгтон, 1970; Морозенко, 2003, Виноградова и др., 2012). Виявлення чинників цих або інших трансформацій може дозволити використання живих організмів у якості індикаторів стану навколишнього середовища (Горбань, Царик, 2012).

На території степового Придніпров'я плазуни – найменша за чисельністю група хребетних тварин, яка не утворює значної біомаси. Однак ця таксономічна група відіграє певну роль у функціонуванні екосистем

(Булахов и др., 2007). На території України рід *Natrix* Laurenti, 1768 включає два види: вуж звичайний *N. natrix* (Linnaeus, 1758) та вуж водяний *N. tessellata* (Laurenti, 1768). Обидва види - екологічно пластичні та за відповідних умов ландшафту та наявності кормової бази здатні зберігати стабільні популяції навіть у разі антропогенного навантаження на екосистеми. Як наслідок, у популяцій вужів виникають екологічні, фізіолого-біохімічні та морфологічні особливості (Göçmen et al., 2011; Gaebele et al., 2013; Weiperth et al., 2014).

Існування будь-якої популяції хребетних тварин створює умови для проживання угруповань пов'язаних із ними паразитів. Сукупність абіотичних та біотичних умов, що діє на хазяїна, опосередковано впливає на комплекс гельмінтів (Балашов, 2000). Прийнято вважати, що для паразитів організм хазяїна – це середовище I порядку, а його місце проживання – середовище II порядку (Михайлов, 1967). Порухення історично сформованих екологічних систем, що спричиняють зниження таксономічного різноманіття та чисельності потенційних хазяїв, зазвичай спрощують паразитарні угруповання. Використання угруповань гельмінтів хребетних тварин як біоіндикаторів довкілля може створювати особливий інтерес, оскільки деякі гельмінти мають складний цикл розвитку, протягом якого змінюють декількох хазяїв, які належать до різних таксономічних груп (Sures, 2001; Shah et al., 2013).

Аналіз вмісту важких металів в органах тварин – поширений метод біоіндикації для визначення рівня забрудненості екосистем цими токсикантами. Можливість використання змії як біоіндикаторів стану навколишнього середовища все ще вивчена недостатньо (Burger, 2005; Márquez-Ferrando et al., 2008).

Враховуючи значний ареал поширення, екологічну пластичність і значну чисельність *N. natrix* і *N. tessellata* в екосистемах, ці види – перспективні тест-об'єкти для систем біомоніторингу стану навколишнього середовища (Гассо та ін., 2016).

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Дисертація виконана згідно з тематикою зооекологічних досліджень кафедри зоології та екології та НДІ біології ДНУ імені Олеся Гончара за держбюджетними темами: «Зоогенні механізми екосистемних сервісів та розробка екологічних принципів їх збереження і відновлення» (№ 0115U002381); «Визначення статусу та розробка стратегії охорони глобально рідкісних видів тварин водних та наводноводних екосистем в Україні» (№ 0115U002382).

Мета та завдання дослідження. Визначення стану популяцій представників роду *Natrix* в умовах степового Придніпров'я. Для досягнення цієї мети поставлено такі завдання:

- проаналізувати щільність населення, просторову та статеву структуру популяцій водяного та звичайного вужів в умовах степового Придніпров'я;
- визначити морфофізіологічні показники змій із різних місць проживання;
- дослідити еколого-морфологічні особливості локальних популяцій *N. tessellata* з екосистем, різних за рівнем антропогенного навантаження;
- виявити склад гельмінтних консорцій *N. natrix* і *N. tessellata*;
- проаналізувати інфра- та компонентні угруповання гельмінтів змій в умовах степового Придніпров'я та оцінити можливість їх використання як біомаркерів стану навколишнього середовища;
- оцінити рівень накопичення важких металів в органах водяного вужа з різних за ступенем антропогенного навантаження екосистем степового Придніпров'я.

Об'єкт досліджень – особини, популяції *N. natrix* і *N. tessellata* степового Придніпров'я.

Предмет досліджень – популяційні характеристики звичайного та водяного вужа: щільність населення, просторова структура, статева структура водяного та звичайного вужа; морфологічні ознаки *N. tessellata*;

морфофізіологічні індекси, угруповання гельмінтів *N. natrix* і *N. tessellata*, вміст важких металів у печінці, нирках та кістках водяного вужа.

Методи досліджень – методи маршрутного обліку, морфометричні і морфофізіологічні методи, методи повного анатомічного розтину для гельмінтологічних досліджень хребетних, метод атомно-абсорбційної спектрофотометрії, методи статистичного аналізу даних.

Наукова новизна одержаних результатів. Уперше:

– визначено біотопічну приуроченість та статеву структуру популяцій водяних вужів *N. tessellata* в умовах степового Придніпров'я;

– досліджено морфологічні та фолідозні міжпопуляційні відмінності *N. tessellata* на території степового Придніпров'я;

– проаналізовано морфофізіологічні особливості та вгодованість водяного та звичайного вужів із популяцій, які мешкають у різних за інтенсивністю антропогенного впливу екосистемах;

– досліджено інтенсивність та екстенсивність інвазії гельмінтами *N. tessellata* і *N. natrix* в екосистемах степового Придніпров'я, визначено компонентні та інфраугруповання гельмінтів та оцінено можливість їх використання як біомаркера;

– визначено біокумуляцію важких металів в органах *N. tessellata* та оцінено можливість використання органів водяного вужа для біоіндикації забруднення навколишнього середовища важкими металами.

Практичне значення отриманих результатів. Результати досліджень можуть бути використані для розроблення заходів охорони фауни степової зони України та збереження біорізноманіття степового Придніпров'я. Оцінено використання вужів як видів-біоіндикаторів стану екосистем.

Отримані результати використовувалися в навчальному процесі Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара під час написання студентами курсових та дипломних робіт за напрямками підготовки 091 Біологія та 101 Екологія.

Особистий внесок здобувача. Автор здійснив аналіз вітчизняної і зарубіжної літератури за тематикою дослідження, взяв участь у польових дослідженнях, збиранні польового матеріалу та його лабораторному опрацюванні, виконав статистичну обробку та аналіз отриманих результатів, працював над підготовкою наукових публікацій. Дисертаційну роботу написав особисто автор.

Апробація результатів дисертації. Матеріали дисертації були схвалені на науково-практичних конференціях: VIII Міжнародній науковій конференції «Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах» (Дніпро, 2015); Всеукраїнській науково-практичній конференції «Проблеми відтворення та охорони біорізноманіття України» (Полтава, 2016), Всеукраїнській науково-практичній конференції «Збереження флори, фауни, природних середовищ в установах ПЗФ» (Київ, 2016), Всеукраїнській науково-практичній конференції з міжнародною участю «Біологічні дослідження – 2017» (Житомир, 2017).

Публікації. За темою дисертації автор опублікував 11 наукових праць, з яких: дві статті у фахових наукових журналах, що належать до наукометричної бази даних «Web of Science», три статті у фахових виданнях України, одну статтю у інших виданнях та п'ять тез доповідей на науково-практичних конференціях.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається зі вступу, 7 розділів з окремим переліком посилань після кожного розділу, висновків. Загальний список використаної літератури складає 220 джерел, з яких 107 латиницею. Повний обсяг дисертації складає 164 сторінок. Робота містить 18 таблиць, 41 рисунок.

Перелік посилань

1. Балашов, Ю. С. (2000). Термины и понятия, используемые при изучении популяций и сообществ паразитов. Паразитология, 34(5), 361–370.
2. Булахов, В. Л. (2000) Стан і перспективи відновлення хребетних тварин у природних і антропогенних екосистемах центрально-степового

промислового Придніпров'я. Вісн. Дніпропетр. унів. Сер. Біол. Екол, 7(1), 7–13.

3. Булахов, В. Л., & Перелыгина, Л. Н. (2003). Функциональное значение пресмыкающихся в лесных экосистемах Центрально-Степного Приднепровья. Біорізноманіття та роль зооценозу в природних і антропогенних екосистемах: матер. II Міжнар. наук. конф. ДНУ, Дніпропетровськ, 188–190.
4. Виноградова, К. П., Сакун, Ю. В., Белоусова, К. М., Гончаров, Г. Л., & Шабанов, Д. А. (2012). Вивчення флуктуючої асиметрії річкового окуня (*Perca fluviatilis* L., 1758). Збірник наукових праць Харківського національного педагогічного університету імені Г.С. Сковороди Біологія та Валеологія, 14, 9-17.
5. Гассо, В. Я., Гагут, А. Н., & Єрмоленко, С. В. (2016). Біохімічні показники крові звичайного вужа (*Natrix natrix*) з екосистем із різним ступенем антропогенного навантаження. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, 7(2), 127–131.
6. Горбань, І., & Царик, Й. (2012). Гетеротрофні індикатори стану природних екосистем. Вісник Львівського університету. Серія біологічна, 58, 209–220.
7. Дабахов, М. В., Дабахова, Е. В., & Титова, В. И. (2005). Тяжелые металлы: экотоксикология и проблемы нормирования. ГСХА, Новгород.
8. Кириллов, А. А. (2011). Сообщества гельминтов обыкновенного ужа *Natrix natrix* L. (Reptilia: Colubridae) юга Среднего Поволжья. Известия Самарского научного центра РАН, 13(1), 127–134.
9. Решетило, О. С. (2013). Механізми самовідновлення популяцій земноводних у високогір'ї Українських Карпат. Вісник Львівського університету. Сер.: Біологічна, (62), 152–159.
10. Уоддингтон, К. Х. (1970). Основные биологические концепции. На пути к теоретической биологии. Мир, Москва.

11. Червона книга Дніпропетровської області. (Тваринний світ).(2011). Під редакцією О.Є. Пахомова. ТОВ «Новий друк»,Дніпропетровськ.
12. Михайлов, В. (1967) Эволюция паразитизма. Паразитология , 1(2), 105-116.
13. Царик, Й. В. (2007). Проблема життєздатності популяцій. Біологічні студії, 1(1), 65–72.
14. Шварц, С. С., Смирнов, В. С., & Добринский, Л. Н. (1968). Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. Труды Урал. фил. Ин-та экологии растений и животных АН СССР, 58, Свердловск.
15. Шилова, С. А., & Шатуновский, М. И. (2005). Эколого-физиологические критерии состояния популяций животных при действии повреждающих факторов. Экология, (1), 32-38.
16. Burger, J., Campbell, K. R., Campbell, T. S., Shukla, T., Jeitner, C., & Gochfeld, M. (2005). Use of skin and blood as nonlethal indicators of heavy metal contamination in northern water snakes (*Nerodia sipedon*). Archives of environmental contamination and toxicology, 49(2), 232-238.
17. European Convention for the Protection of Vertebrate Animals used for Experimental and other Scientific Purposes (1986). Council of Europe, Strasbourg.
18. Gaebele, T., Poyto, I., Weiperth, A., Guti, G., & Puky, M. (2013). Abundant prey or optimal microhabitat? *Natrix tessellata* stays hidden in safe areas in a diverse floodplain along the Danube at Göd, Hungary. North-West. J. Zool. 9(2), 374–382.
19. Göçmen, B., Çiçek, K., Yıldız, M. Z., Atatür, M. K., Dinçaslan, Y. E., & Mebert, K., (2011). A preliminary study on the feeding biology of the dice snake, *Natrix tessellata*, in Turkey. Mertensiella 18, 365–369.
20. Márquez-Ferrando R., Santos, X., Pleguezuelos, J. M., & Ontiveros, D. (2009). Bioaccumulation of heavy metals in the lizard *Psammmodromus algirus*

after a tailing-dam collapse in Aznalcóllar (Southwest Spain). Archives of environmental contamination and toxicology, 56(2), 276–285.

21. Shah, H. B., Yousuf, A. R., Chishti, M. Z., & Ahmad, F. (2013). Helminth communities of fish as ecological indicators of lake health. Parasitology, 140(3), 352–360.
22. Sures, B. (2001). The use of fish parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review. Aquatic Ecology, 35(2), 245–255.
23. Weiperth, A., Potyo, I., & Puky, M. (2014). Diet composition of the dice snake (*Natrix tessellata* Laurenti, 1768) in the Danube River catchment area. Acta Zool. Bulg., 66, 51–56.

РОЗДІЛ 1

ЗАГАЛЬНА ЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЗМІЙ

РОДУ *Natrix* СТЕПОВОГО ПРИДНІПРОВ'Я

1.1. Географічне поширення та екологічні особливості *N. natrix* та *N. tessellata*

Звичайний вуж *Natrix natrix* Linnaeus, 1758 – один із 21 виду роду у світовій фауні. Один із 2 видів роду фауни України та Дніпропетровської області та має 12 підвидів. На Дніпропетровщині представлений двома підвидами: номінативним *N. n. natrix* (Linnaeus, 1758) і персидським *N. n. persa* (Pallas, 1814). Проте деякі автори зазначають, що *N. n. persa* - кольорова аберація (морфа) (Кармышев, Мануилова, 2003) (рис. 1.1).



Рис 1.1. Вуж звичайний *Natrix natrix* Linnaeus, 1758

Звичайний вуж поширений в Європі (крім Ірландії, північної частини Великобританії, північної частини Скандинавії), Північно-Західній Африці і Західній Азії до Північно-Західної Монголії, півдня Східного Сибіру і прилеглих районів півночі Китаю на сході і Південно-Західного Ірану на півдні (Банников и др., 1977; Булахов та ін., 2007). Вид розповсюджений по всій території України та вважається фоновим видом змій фауни центрально-степового Придніпров'я (Гассо, 2005; Яровая, Гассо, 2003; Gasso, 2005, Гассо

и др., 2015). У той же час його чисельність зменшується у більшості регіонів Європи.

Звичайний вуж – найбільш еврибіонтний вид змій Придніпров'я. Незважаючи на виражену гігрофільність виду, біотопи його мешкання досить різноманітні. Однак вологість стацій – визначальна для його розповсюдження. Зрозуміло, що найбільш звичайні місця його проживання – це береги будь-яких водойм: річок, озер, ставків та боліт. З іншого боку, цей вид зустрічається у вологих наземних біотопах, іноді навіть дуже далеко від водойми. Причому звичайний вуж заселяє не тільки хвойні, змішані та широколистяні ліси та заплавні луки й заходить у відкритий степ та піднімається у гори. Вуж звичайний виявляє слабку здатність до синантропізації. Хоча його можна зустріти у садах, городах та на подвір'ях приватних будинків, на людські поселення припадає менше 1 % усіх траплянь (Банников, 1985). У весняно-осінній період, коли дощі або паводкові води підтримують вологість ґрунтів звичайні вужі реєструються на значних відстанях від водойм (Терентьев, Чернов, 1949). У лісових екосистемах особливе значення мають екотонні біотопи: галявини, ділянки вирубок, узлісся, які добре прогріваються та створюють відповіді кліматичні та ґрунтові умови для розмноження. На схилах, що добре прогріваються, вужі концентруються навесні після гібернації, у період репродукції та перед зимівлею, восени.

У той же час, водні та навколоводні біотопи являють собою основні ділянки, що забезпечують цей вид кормовими ресурсами, як, наприклад представниками роду *Pelophylax* (Шабанов и др., 2006; Коршунов, Шабанов, 2009). Тому переважно поблизу водойм вужі тримаються основний час сезону. Особливо привабливі для них тимчасові неглибокі водойми, що потім навіть пересихають у другій половині літа, тому що саме в них утворюються скупчення пуголовків, а пізніше і постметаморфних безхвостих амфібій (Булахов та ін., 2007).

Важлива характеристика екосистем, придатних для тривалого існування звичайних вужів – наявність схованок. Їх природа може бути цілковито різною: нори гризунів, пустоти під корінням дерев, купи сіна, купи каміння, щілини між колодами, у дамбах або старих будівлях тощо. Вважається, що у людських поселеннях наявність водойми - не обов'язкова умова для проживання звичайних вужів, оскільки вони можуть знаходити там і вологі місця, і умови для розмноження (наприклад, купи вологого гною та сміття, що гниє, придатні для відкладання в них яєць та забезпечують необхідну температуру для розвитку зародків), живлення і зимівлі (Гаранин, 1983).

N. natrix типовий вид плазунів із денною активністю. Але період пошуку кормових об'єктів у добовій активності припадає переважно на ранішні та вечірні години. В умовах степової зони України основна маса звичайних вужів стають активними починаючи із сьомої години ранку і приблизно, до 12-ї. Другий пік добової активності залежить від пори року та погодних умов. Наприкінці червня – у липні він припадає на 18–22-гу годину. У спекотливі дні існує денний період спокою; вужі користуються будь-якими схованками або спускаються у воду, де можуть довго лежати на дні, та ховаються від спеки та денних хижаків. Після заходу сонця вужі ховаються (Щербак, Щербань, 1980).

Удень, коли не спекотно, звичайні вужі витрачають певний час на баскінг, ніжачись на заломках очерету, камінні, похилених деревах, у гніздах птахів на воді (Большаков, Вершинин, 2005).

Сезон активності звичайного вужа починається з масовим виходом із зимівлі, який відбувається зазвичай у квітні. Перші години та навіть дні після пробудження змії малоактивні та подовгу гріються на сонці. У цей період відбувається перше линяння (Івантер, 1988). У виснажених зимівлею змій старий епідерміс часто сходить жмутами, а не панchoхою. Вужі линяють не менше трьох разів на сезон, іноді більше, – з квітня по вересень. Змії, що линяють, менш активні, але продовжують житися (Гаранин, 1983).

Весною звичайні вужі з'являються із схованок за температури повітря $+ 17...+ 19^{\circ}\text{C}$, а масова активність характерна для $+ 23...+ 25^{\circ}\text{C}$. Якщо температура повітря перевищує $+ 34,2^{\circ}\text{C}$ змії заповзають у тінь та у схованки. Восени звичайні вужі остаточно йдуть на зимівлю, коли температура повітря стабільно знижується до $+ 17^{\circ}\text{C}$ – із середини вересня по листопад, коли вже фіксуються нічні заморозки. Але окремі особини спостерігаються під час відлиги за температури повітря всього $+10,5^{\circ}\text{C}$, тому що під купами каміння, де зимують плазуни, ґрунти прогріваються до $+20^{\circ}\text{C}$ (Щербак, Щербань, 1980).

Зимують вужі поодинокі або групами у тріщинах ґрунту, берегових обривів, у глибоких норах гризунів, під корінням гнилих дерев. Залежно від кліматичних умов, у Східній та Північній Європі зимівля звичайних вужів триває до 8–8,5 місяця, на півдні – на місяць – два менше (Банников, 1985; Моднов, 2010). Міграції до місць зимівлі починаються у середині серпня та посилюються у вересні, іноді набираючи масового характеру.

Єдиний спосіб захисту у звичайних вужів – це випускання з клоаки надзвичайно смердючої жовтувато-білої рідини, яка довго зберігає своїї сморідні властивості. Коли вужа зловлять, він відригує зі шлунку здобич (якщо є), а потім прикидається мертвим з відповідним смородом. За літературними даними, вуж живе до 11,5 року (Брюзгин, 1939; Гаранин, 1983)

Розмноження звичайних вужів відбувається після першого весняного линяння: наприкінці квітня – у травні. Під час парування вони утворюють скупчення, що складаються зазвичай з 1–2 самиць та 5–10 самців. Копуляція може тривати близько 30 хвилин. У цей час вужі не звертають увагу на оточення, отожд стають легкою здобиччю для хижаків. У липні – серпні самиці одноразово відкладають від 6 до 30 м'яких із пергаментоподібною оболонкою яєць, які часто склеєні слизом (Банников и др., 1977). Розміри яєць складають $25\text{--}38\text{ мм} \times 12\text{--}22\text{ мм}$. Кількість зрілих яєць може залежати від віку та розмірів самиці. Кладки можуть розташовуватися в один – два

шари. Яйця вужів дуже вразливі до висихання, тому змії відкладають їх на глибину 8–30 см, у вологі, теплі (+ 25...+ 30 °C) схованки: під опале листя, колоди, у купи гною, покинуті нори гризунів. У випадку нестачі місць із необхідними умовами одразу декілька самиць звичайного вужа відкладають яйця в одному місці – до 1200 штук у декілька шарів (Гаранин, 1983; Клєнина, 2014).

У звичайного вужа початкові стадії розвитку ембріона відбуваються ще в організмі самиці: у щойно відкладених яйцях вже існує серцева діяльність ембріона. Інкубація, залежно від температурних умов, триває від п'яти до восьми тижнів, а новонароджені мають до 15 см довжини. Перші 10–15 діб, залежно від погодних умов, поки не розсмоктався залишковий жовтковий міхур, змії не живляться. Якщо вужі народжуються пізно, то можуть узагалі не живитися до першої зимівлі (Гаранин, 1983). Якщо цьоголітки живляться, то линяють і доростають до 140–175 мм до відходу на зимівлю. Узимку не ростуть. Статева зрілість у звичайних вужів настає на третьому–четвертому році життя (Большаков, Вершинин, 2005).

Трофічна активність звичайного вужа відбувається переважно на суходолі, на березі водойми. Полює у воді він набагато рідше. Звичайний вуж швидко пересувається по землі та у воді; під водою може перебувати до 3 хвилин. Здобич заковтує ще живою. Основні об'єкти живлення вужа – це амфібії, переважно жаби і тритони. Причому поїдають вони навіть отруйних кумок. Іноді їдять ящірок, пташенят і дрібних ссавців – дитинчат ондатр та водяних щурів. Дрібну рибу звичайні вужі поїдають нечасто та у невеликих обсягах. За одне полювання великий вуж може з'їсти до восьми невеликих жаб або великих пуголовків (Щербак, Щербань, 1980).

Звичайний вуж і сам являє собою важливу ланку мереж живлення, тож може входити до раціону багатьох птахів (орли-зміїди, шуліки, лелеки, чаплі) та ссавців (їжаки, куниці, лисиці, борсуки, єнотоподібні собаки). Значний негативний вплив на популяції звичайних вужів в антропогенних

біотопах можуть справляти щури, які живляться яйцями та молодими вужами (Щербак, 1966; Бакиев, 2007).

Чисельність звичайного вужа в умовах Дніпропетровської області коливається у середньому від 4,2–8,8 особини на 1 км трансекти вздовж берегової лінії водосховищ і до 27,5 ос./га у короткозаплавних дібровах. Антропогенна зміна корінних біотопів, загибель на дорогах під час весняних і осінніх міграцій, неконтрольований вилов спричиняють зменшення чисельності звичайного вужа (Булахов и др., 2007).

Богато публікацій містять відомості про екологічні особливості звичайного вужа (Бакиев и др., 2001; Бобылев, 1989, Гассо, 2005; Borczyk, 2007; Gasc et al, 2004). Однак регіональні особливості виду вивчені досить фрагментарно.

Водяний вуж. *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768) – монотипний вид, один із найпоширеніших видів змій Південної Палеарктики та Північної Африки (Baha el Din, 2011; Mebert et al., 2011; Tuniyev et al., 2011; Werner, Shapira, 2011; Ibrahim, 2012) (рис. 1.2). Північна межа ареалу проживання цього виду проходить через територію України і має тенденцію до просування на північ у зв'язку з прогнозованим підвищенням значення середньорічної температури (Kotenko et al., 2011 року; Nekrasova et al., 2013). На території Центрального і Південного Придніпров'я водяний вуж являє собою фоновий вид. У відповідних умовах ландшафту і наявності кормової бази зберігається стабільність популяції навіть за впливу значного антропогенного навантаження (Göçmen et al., 2011; Gaebele et al., 2013; Weiperth et al., 2014).



Рис. 1.2. Вуж водяний *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768)

Розміри самиць зазвичай від 44,5 до 71,5 см, самців – 62,5–82,5 см. Але змія може досягати достатньо великих розмірів – до 140,0 см. Хвіст приблизно у 5–6 разів коротший за тулуб. Тулубова та хвостова луска з різко вираженими поздовжніми поребринами. Забарвлення верхньої частина тіла різноманітне: від оливкового, зеленувато-бурого до майже чорного кольору, часто з темними плямами, розміщеними у шаховому порядку. Черево білувато-жовте, як слонова кістка, або рожево-червоне з темними плямами, (у 82 % особин). До 9 % особин або зовсім не мають темного малюнка, або навпаки, суцільно чорні. Водяного вужа легко відрізнити від звичайного: відсутні заочні плями на голові та присутні темні плями по спинній поверхні тіла у шаховому порядку (Гаранин, 1983; Щербак, Щербань, 1980).

В Україні водяний вуж зустрічається у степовій зоні, значно рідше – у лісостеповій. У Криму і Закарпатті заходить у передгір'я не вище 450 м. У Дніпропетровській області водяний вуж трапляється по берегах Дніпровського та Каховського водосховищ, переважно там, де береги мають каміння з виходів граніту. Висока чисельність водяного вужа, окрім р. Дніпро, зафіксована у долинах річок Базавлук, Інгулець, Кам'янка в Апостолівському, Криворізькому та Нікопольському районах Дніпропетровської області (Булахов та ін., 2007).

Водяні вужі набагато більше, ніж звичайні, прив'язані до водного середовища. На суходолі, далеко від води, зустрічаються під час міграцій між

водоймами. Живуть у прісних, солонуватих та сильно засолених водах, а тому розповсюджені на морських узбережжях. Водяний вуж добре плаває, не боїться стрімких течій та може довго – до 5 хвилин – перебувати під водою. Найбільші скупчення утворює там, де береги та дно вкриті великим камінням, а на берегах ростуть дерева та чагарники. Уникає великих відкритих ділянок берега. Схованками водяним вужам служать порожнини під камінням, нори гризунів, копиці сіна, очерет (Щербак, Щербань, 1980).

Водяний вуж – типовий денний вид змій. Світлий час доби проводить у воді, а на ніч ховається на березі. З 10-ї до 16-ї години переважна частка змій популяції перебуває у водоймах. У найжаркіший час доби водяні вужі можуть довго ховатися під водою. Після 17-ї години кількість активних змій меншає, а після 19-ї ці плазуни майже не спостерігаються (Щербак, Щербань, 1980).

На зимівлю водяні вужі йдуть одночасно зі звичайними наприкінці вересня – у жовтні. Зимують як невеликими групами, так і сотнями особин у постійних місцях: тріщинах ґрунту, норах гризунів, щілинах між камінням. Навесні самці виходять з гібернації першими та спочатку ночі переживають у зимових схованках. Але з підвищенням температури відбувається весняне линяння і вони переселяються до водойм (Булахов та ін., 2007).

Мінімальна температура тіла активних водяних вужів складає $+ 12^{\circ}\text{C}$, а максимальна – $+ 31^{\circ}\text{C}$. Отже, водяні вужі більш теплолюбні, ніж звичайні. У той же час, температурна межа активності водяних вужів нижча, ніж у наземних видів змій. Найбільша чисельність їх спостерігається за температур $+ 18...+ 26^{\circ}\text{C}$. Це має велике значення для вужів, що мешкають на узбережжях морів: навесні температура води у Чорному та Азовському морях набагато нижча за температуру повітря. Водяні вужі часто тримаються своїх індивідуальних ділянок і можуть не утворювати значних скупчень. У передгір'ях забираються на висоту до 400 м (Щербак, Щербань, 1980).

Парування водяних вужів відбувається в кінці квітня – на початку травня, а відкладання яєць – у другій половині червня – на початку липня.

Розміри яєць – 30–45 × 20–26 мм, кількість – 6–23 штуки, тривалість інкубації – 48 діб. Новонароджені вужі з довжиною тіла 165–182 мм з’являються у серпні. У віці одного року водяні вужі досягають розмірів тулуба 330 мм, а хвоста – 76 мм. Статевозрілими стають на третьому році життя, досягти розмірів тулуба 430 мм, хвоста – 110 мм (Клєнина, 2014; Моднов, 2010; Щербак, Щербань, 1980).

Живляться водяні вужі переважно рибою, розшукуючи її на дні під камінням або із засідки. Дрібну рибу проковтують під водою, а більшу витягують на берег (Щербак, 1966). Дещо менше, на відміну від звичайного вужа, споживають земноводних. І ще рідше – дрібних ссавців і птахів. Велику рибу, яку не в змозі проковтнути, цей плазункидає (Щербак, Щербань, 1980).

Водяних вужів споживають болотний лунь, орел-зміїд, чорний шуліка, мартини, сіра чапля. Невеликих вужів можуть поїдати хижі риби, їжаки та лисиці (Щербак, 1966; Бакиєв, 2007).

Чисельність водяного вужа в умовах Дніпропетровської області оцінюється від 0,2 особини на 1 км маршруту вздовж берегової лінії річок до 2,9 ос./км маршруту вздовж водосховищ (Булахов та ін., 2007). Небезпеку для водяних вужів становлять антропогенне руйнування корінних біотопів, загибель у морозні зими, знищення людьми через помилкове визначення як отруйної гадюки.

Водяні вужі хоч і поїдають рибу, але переважно дрібну малоцінну, так звану “смітну”. На Придніпров’ї це здебільше бичкові (Gobiidae). Отож вони виконують у водоймах певну санітарну роль, зменшуючи конкуренцію між цінними промисловими та малоцінними рибами на користь цінних (Булахов та ін., 2007).

Таким чином, звичайний та водяний вужі – це гігрофіли, але у різному ступені прив’язані до водойм, що зумовлює їх різні трофічні особливості. Ці два види мають подібні екологічні особливості, але віддають перевагу різним біогеоценозам і об’єктам живлення (Булахов та ін., 2007, Kristin et al., 2010;

Mebert, 2011, Andjelković, 2016). Водяний вуж більше прив'язаний до водойм, де у його раціоні переважають представники іхтіофауни. У раціоні звичайного вужа здебільшого представники батрахофауни. Також у раціоні *N. tessellata* та *N. natrix* іноді трапляються представники комах, плазунів, птахів, мікромамалій (Luiselli et al., 2005, Hutinec, Mebert, 2011; Бакиев и др., 2009).

1.2. Використання морфологічних і морфофізіологічних особливостей популяцій у якості біоіндикаторів

Через вплив антропогенного фактора відбувається зміна фізико-хімічних характеристик навколишнього середовища, що в подальшому може викликати порушення рівноваги природних процесів в екосистемах. Зміна умов існування змушує живих організмів відповідно реагувати. У тварин завпливу стресорів у різних формах виникають відхилення у морфологічному рівні (Осипенко, 2015). За дії екотоксикантів (пестициди, важкі метали, тощо) у рептилій можливі певні зміни на організмовому та популяційному рівнях (Crain et al., 2000; Selcer, 2005; Amaral et al., 2012). Дослідження видів-біоіндикаторів дозволить звиконати інтегральне оцінювання якості середовищ (Бурдин, 1985).

У відповідних умовах ландшафту і за наявності кормової бази вужі здатні зберігати стабільність популяції навіть у разі антропогенного навантаження (Göçmen et al., 2011; Gaebele et al., 2013; Weiperth et al., 2014). Однак відносна ізоляція і різний ступінь впливу факторів середовища можуть спричинювати розбіжност епігенетичних систем, які будуть проявлятися у вигляді морфофізіологічних, морфологічних і морфометричних особливостей (Waddington, 1970).

У низці праць показано, що відповідні морфофізіологічні показники можуть бути використані як біоіндикатори в розроблюваних системах біомоніторингу. При цьому необхідно враховувати екологічні особливості та міжстатеві особливості видів.

Вгодованість – показник, який вказує на вміст жиру в тілі тварини. У пойкилотермних тварин цей він може змінюватись у залежності від трофічних умов (Wright et al., 2011), температури навколишнього середовища, необхідної для метаболізму, статевих особливостей (Gralloy et al., 2010; Chen et al., 2011; Ерохин и др., 2014). Цей показник опосередковано характеризує як якість кормової бази, так і врівноваження обмінних процесів. В умовах підвищення енергетичних витрат, наприклад для детоксикації ксенобіотиків або фізичного пересування у пошуках їжі, індекс вгодованості може суттєво зменшуватись (Шварц и др., 1968, Спирина, 2011).

Печінка та нирки – це багатофункціональні органи, які виконують захисні процеси в організмі хребетних. Передбачається, що чим більше токсичних речовин потрапляє в організм і чим довший їх вплив, тим вищим повинен бути індекс печінки в організмі (Мисюра, Марченковская, 2007). Вважається, що інтенсифікація виведення метаболітів отруйних речовин з організму може викликати зростання питомої ваги нирок (Thammachoti et al., 2012). Посилення роботи органа, здатного до росту, повинне впливати на його морфофізіологічний індекс. Індокси серця та легень зазвичай пов'язані з інтенсивністю витрат енергії організмом під час опорно-рухової активності (Шварц и др., 1968).

Відомо, що у пойкилотермних тварин варіабельність розмірних характеристик проявляється більше, ніж у гомойотермних (Шварц и др., 1968; Круглова, 2011). Морфофізіологічні дослідження були проведені на амфібіях та ящірках. На зміях подібні дослідження практично не проводилися.

1.3. Вплив паливно-енергетичних підприємств на навколишнє середовище

З ростом технічного прогресу зростає і потреба у матеріальних та енергетичних ресурсах. В Україні найбільшу частку у виробництві енергетики займають теплові електростанції (ТЕС). Робота цих підприємств

пов'язана з використанням значної кількості ресурсів: органічних речовин, вугілля, води, кисню, тощо. Також утворюються великі об'єми відходів, які містять небезпечні екотоксиканти (Bose, 2010; Коваленко, Коваленко, 2013). У результаті згоряння палив в атмосферу викидаються суспендовані тверді частинки, не диференційовані за складом, сірчистий і сірчаний ангідриди, оксиди азоту, газоподібні продукти неповного згоряння палива (Крижанівський, Кошлак, 2016). У свою чергу, суспендовані частки містять важкі метали та радіонукліди, які негативно впливають на живі організми, мають здатність накопичуватись у компонентах навколишнього середовища (Серебряков и др., 2008). Канцерогенні вуглеводні і важкі метали можуть сорбуватися у дрібнодисперсних аерозолях, які накопичуються навколо ТЕС та золівдвалах (Каніло, Сарапіна, 2012).

На території Дніпропетровської області розташована частина Донецького кам'яновугільного басейну (Західний Донбас), де шахтним способом ведеться інтенсивна вугільнодобувна діяльність. У процесі діяльності вугільних шахт з надр землі у великих кількостях вилучаються гірська порода та шахтні води, які змінюють біогеохімічні цикли екосистем (Гежий, 2013; Лаврик и др., 2015). Одним із вагоміших факторів впливу діючих вугільних шахт стали промислові стічні води (Рудько, Панібрацька, 2012). Шахтні води мають різноманітний хімічний склад, який залежить від властивостей підземних вод, геохімічних і технологічних умов видобутку вугілля. У шахтних водах Донбасу середній вміст нафтопродуктів становить 0,5–2 мг/л, зважених речовин 50–600 мг/л. Також у них містяться близько 30 мікроелементів, і деякі значно перевищують ГДК (Долина, 2000).

1.4. Важкі метали та їх біоаккумуляція в організмі рептилій

Важкі метали – група токсикантів, до якої належать метали із щільністю понад 5 г/см³ (Каплин, 2006). Розподіл металів в абіотичних та біотичних середовищах залежить від їх фізико-хімічних характеристик (Jaishankar et al., 2014). У навколишнє середовище важкі метали надходять природними

(вулканічна активність, концентрація металів у материнських породах) та антропогенними шляхами (промислова діяльність, тверді побутові відходи, транспорт і т. п.) (Снежко, Шевченко, 2011; Jan et al., 2015). Забруднення середовища у деяких районах Придніпров'я, де розташовані підприємства важкої промисловості, спричинило перевищення гранично допустимих концентрацій деяких металів у 1,5–5,8 разів (Гассо и др., 2010).

Важкі метали акумулюються практично у всіх органах тварин. Розподіл їх концентрацій в органах нерівномірний. Залежно від видових особливостей організмів комбінований вплив двох або більше важких металів може мати характер синергізму або антагонізму (Лужников, 1994; Каплин, 2006; Пинкин, 2010).

Свинець (Pb) – метал, що не входить до складу біогенних елементів (ксенобіотик) і належить до найнебезпечніших отруйних речовин. Цей метал порушує фізіологічні процеси живих організмів (Sharma, Dubey, 2005). Токсична дія зумовлена іонним механізмом дії свинцю, що впливає на баланс між утворенням вільних радикалів та антиоксидантів для детоксикації реакційноздатних проміжних продуктів у живих клітинах. Такий дисбаланс викликає оксидативний стрес (Jaishankar et al., 2014).

Кадмій (Cd), як і свинець – ксенобіотиком, має високотоксичну дію на організми (Perfus-Barbeoch, 2002; Четверикова, Марциневская, 2013). Найбільша його концентрація у хребетних спостерігається у нирках, а саме кірковій речовині (Othman et al., 2009; Johri et al., 2010). Кадмій негативно впливає на нервову, кровоносну, видільну, репродуктивну та імунну системи тварин. Також цей метал має канцерогенний ефект (Островская, 2014).

Цинк (Zn) – необхідний для організмів метал, який є компонентом багатьох ферментів. Він виконує каталітичну та регуляторну функції активності ферментів, бере участь у всіх видах обміну нуклеїнових кислот та білків, тому необхідний для розмноження та росту клітин, роботи імунної системи. Також цей метал є кофактором супероксиддисмутази (СОД), який стабілізує конформацію цього білка (Andreini, Bertini, 2012; Sharif et al. 2012).

Однак перевищення концентрації цинку негативно впливає на метаболічну рівновагу конкуруючих металів. Відмічено, що у тварин за надлишку цинку сповільнюється розвиток кісткового скелета та порушується надходження міді до організму (Дабохов и др., 2005).

Мідь (Cu) – є кофермент багатьох ферментів, у тому числі супероксиддисмутази. СОД каталізує реакцію перетворення супероксиданіона в перекис водню. При цьому в певних кількостях Cu^{2+} стимулює утворення вільних радикалів. Отже, мідь – це важливий фактор регуляції антиоксидантно-оксидантного балансу і оксидативного стресу. Також вона бере участь у метаболізмі заліза (Журавлева и др. 2007). У тварин накопичення міді відбувається переважно в печінці, легенях і серці (Часова , Ивчук, 2014). У великій кількості іони міді зі зміною валентності інгібують перекисне окиснення ліпідів (Авцын и др., 1991; Князева, 2005).

Накопичення, розподіл та токсикодинаміка важких металів в організмах змій залишаються найменш дослідженими порівняно з іншими хребетними тваринами (Gavrić et al., 2017). В степу України незначна кількість хижаків, які спеціалізуються на рептиліях, тому можна вважати, що змії перебувають на середньому або вищому трофічному рівні. Це дозволяє відстежувати потік і накопичення важких металів у трофічних ланцюгах (Шарпило, 1983; Campbell et al., 2005).

За останні два десятиріччя з'явилися публікації щодо небезпеки окремих металів для плазунів. Деякі з найбільш всеосяжних із них складені Ohlendorf (1988), Wolfe та ін. (1998), Eisler (2000, 2004, 2006), і Rattner та ін. 2005. Для радіонуклідів огляди були надані Campbell і Campbell (2000, 2001) та Campbell (2003). Досліджено екотоксикологічні наслідки забруднення металами від залишків спалювання вугілля (Rowe et. al., 2002), а також видобутку золота (Eisler, 2004). У деяких екотоксикологічних дослідженнях рептилій метали розглядаються серед інших забруднювальних речовин (Pauli et al., 2000; Sparling et al., 2000; Rattner et al., 2005; Gardner, Oberdoester, 2006). Деякі публікації описують вплив забруднювачів навколишнього

середовища (в тому числі металів) на окремі таксони плазунів: крокодилів (Campbell, 2003), лускатих (Hopkins et al., 2001; Campbell, Campbell 2002), ящірок (Campbell, Campbell, 2000, 2005; Talent et al., 2002), змій (Campbell, Campbell, 2001; Hopkins et al., 2002; Campbell et al., 2005), а також морських черепах (Storelli, Marcotrigiano 2003). Загалом, останні 20 років свідчать, що інтерес до хімії навколишнього середовища та екотоксикології металів посилюється, внаслідок чого все більше наукових досліджень присвячується впливу забруднення довкілля на плазунів.

Оскільки водяний вуж пов'язаний з водними біотопами та живиться переважно рибою, він здатний накопичувати важкі метали з водою (Hopkins et al., 1999; Булахов и др., 2007). Попередні дослідження стосовно накопичення та впливу важких металів в організмі деяких видів змій роду *Nerodia*, які мають подібні з *N. tessellata* трофічні і біотопічні вподобання, визначили, що ці дані можна використовувати для біоіндикації стану навколишнього середовища (Гассо, 2003; Campbell et al., 2005; Campbell et al., 2005).

1.5. Угрупування гельмінтів змій роду *Natrix*

У дослідженнях взаємодії системи хазяїн – паразит Є. Н. Павловський позначив хазяїна паразита як середовище проживання I порядку, а навколишнє середовище – середовище проживання II порядку, яке діє на паразита через хазяїна (Павловський, 1934). Саме Є. Н. Павловський увів поняття паразитоценозів як сукупність усіх паразитів у тілі одного хазяїна. За своєю структурою паразитоценози разом із хазяїном можуть утворювати консорції, де хазяїн – центр цієї консорції (Трухачев и др., 2005).

Більшість гельмінтів не здатні підтримувати свою чисельність за рахунок одного хазяїна і представлені геміпопуляціями (Беклемишев, 1959). У 1960 році В. Н. Беклемишев розширює термін геміпопуляції, який охопив фазове угруповання конкретної елементарної популяції паразита

(Беклемишев, 1960). Сукупність гомопопуляцій утворюють геміугруповання або інфраугруповання паразитів (Holmes, Price, 1986; Пугачев, 1999).

Інтенсивна людська діяльність викликала зміни комплексу факторів середовища, які впливають на організми протягом їх життя або на певному етапі життєвого циклу. Існують дані, що зміна факторів середовища другого порядку (гідрологія, гідрохімія, тощо) впливають на показники зараженості хазяїв паразитами і навіть можуть бути використані як біоіндикатори (Куперман, 1992; Балашов, 2015; Sures, 2001; Иванов и др., 2000).

Більшість гельмінтів вужів мають складний цикл розвитку (Mihalca, 2011). Зазвичай такий цикл відбувається в організмах безхребетних та хребетних тварин, які мають різну стійкість до умов навколишнього середовища та певних забруднювачів. Тому угруповання гельмінтів можуть вказувати на специфіку трофічних зв'язків хазяїв.

Узагалі, екологія хазяїв значно впливає на угруповання їх ендо- та ектопаразитів. Як і в багатьох інших напівводяних змій, різноманітність видів паразитів у вужів відносно висока.

Більшість публікацій щодо паразитофауни змій роду *Natrix*, присвячених складу паразитофауни вужів у певних географічних регіонах, вказують на локалізацію паразитів в організмі змій та загальні епідеміологічні параметри (поширення, інтенсивність інвазії та інші похідні характеристики).

Загальний огляд літератури показує, що більшість вужів, що досліджувалися, до 100 % заражені гельмінтами. Серед гельмінтів найбільш поширеними паразитами у *N. tessellata* виявилися статевозрілі та личинкові стадії трематод (Kirin, 2002; Кириллов и др., 2001; Кириллов, 2002, 2006). У дослідженні вужів дельти Волги А. С. Иванов (1952, 1954) установив, що 100 % водяних вужів інфіковані трематодами, 20 % – нематодами та 5 % мають цестод та акантоцефалів. Що стосується кількості видів, нематоди – це найрізноманітніша групоа гельмінтів у водяних вужів. Загалом, у *N. tessellata* було виявлено представників 22 родів нематод, 19 трематод, 3 цестод та 2

роди акантоцефалів. Проте в деяких популяціях вужів трематоди були найрізноманітнішою групою гельмінтів (Дубинина, 1953; Іванов, 1952, 1954; Шарпило, 1963, 1976; Кириллов, Евланов, 1999в; Бакиев, Кириллов, 2000; Кириллов, Кириллова, 2007). У звичайного вужа в умовах басейну Волги видовий склад гельмінтів може іноді залежати від статі тварин, розмірної структури та змінюватися по роках (Кириллов, Евланов, 1999а, 1999б; Кириллов, 2004).

Інфікування гельмінтами вужеви́х змі́й частіше відбувається з об'єктами живлення, зараженими личинковими стадіями. Водяні вужі, як правило, живляться рибою та, набагато менше, земноводними (Булахов та ін., 2007; Filippi et al., 1996; Gruschwitz et al., 1999; Luiselli et al., 2007). Обидві групи об'єктів живлення можуть бути джерелом інфікування вужів. Наприклад, В. Б. Дубинін (1949) експериментально показав, що акантоцефал *Corynosoma strumoum*, личинки якого паразитують у рибах, можуть бути знайдені у водяного вужа. Окреме дослідження підтверджує, що зараження водяних вужів личинками *Eustrongylides excisus* виникло безпосередньо після споживання інфікованих бичкових риб (Gobiidae) (Sloboda et al., 2010).

Водяні вужі можуть бути хазяями для паразитів, які бувають моноксенними (тобто ті паразити, що потребують лише одного хазяїна для завершення свого життєвого циклу) та полі- або гетероксенними (які потребують щонайменше двох хазяїв для завершення свого життєвого циклу). Для багатьох із поліксенних гельмінтів, що вказуються як паразити *N. tessellata*, ці змії вважаються остаточними хазяями.

У той же час, відомі види гельмінтів, для яких водяні вужі являють собою проміжних хазяїв (облігатних або факультативних). Якому наступному хазяїну водяний вуж здатний передавати ці личинкові форми, який споживає цих змій у їжу, залишається недослідженим питанням. Проте В. Є. Сударикову зі співавторами (1991) вдалося експериментально заразити молодих котів, використовуючи інфекційні личинкові стадії (метацеркарії) трематод роду *Neodiplostomum*, отримані з водяних вужів. В іншому

експериментальному дослідженні Г. Ф. Риженко (1968) інфікував остаточно хазяїв, використовуючи личинкові стадії (плероцеркоїди) *Spirometra erinaceieuropaei*, отримані з водяних вужів.

У деяких випадках паразити, виявлені в шлунках вужів, лише механістично передаються разом із здобиччю та не можуть інфікувати змію. У цих випадках вони є паразитами проковтнутої жертви і кваліфікуються як псевдопаразити для змій. Наприклад, личинки нематод-паразитів риб часто виявляються живими в шлунку водяних вужів і зазвичай покидають травний тракт змій, не заражаючи їх (Mihalca, 2011).

Відомо, що на стан угруповань гельмінтів рептилій впливають місцеві умови середовища (Dobsonet al., 1992; Fontenot, Font, 1996; Biserkov, Kostadinova, 1998; Jiménez-Ruiz et al., 2002; Кириллов, 2009). Досліджуючи різні угруповання гельмінтів звичайного вужа в умовах Середнього Поволжя, А. А. Кириллов (2011) зазначив, що заантропогенної трансформації навколишнього середовища відбуваються зміни у формуванні угруповань гельмінтів звичайного вужа.

Дані досліджень видового складу та екологічних особливостей гельмінтів вужів на території України застарілі або мають локальний характер (Шарпило, 1963, 1976).

Перелік посилань

1. Авцын, А. П., Жаворонков, А. А., Риш, М. А., & Строчков, Л. С. (1991). Микроэлементозы человека (этиология, классификация, органопатология). Изд-во КМК, М.
2. Бакиев, А. Г., & Кириллов, А. А. (2000). Питание и гельминтофауна совместно обитающих в Среднем Поволжье змей *Natrix natrix* и *N. tessellata* (Colubridae). Известия Самарского научного центра РАН, 2, 2(4), 330–333.
3. Бакиев, А. Г., Кириллов, А. А., & Поклонцева, А. А. (2009). Изучение пищевых связей водяного ужа в Самарской области. Вестник Волжского университета им. В. Н. Татищева, 8(1), 5–8.

4. Бакиев, А. Г. (2007). Змеи Волжского бассейна в питании позвоночных животных. Современная герпетология, 7(1/2), 124–132.
5. Банников, А. Г., Даревский, И. С., Ищенко, В. Г., Рустамов, А. К., & Щербак, Н. Н. (1977). Определитель земноводных и пресмыкающихся фауны СССР. Просвещение, Москва.
6. Банников, А. Г. (Ред.) (1985). Земноводные и пресмыкающиеся. Т. 5. Жизнь животных в 7-ми тт. Просвещение, Москва.
7. Беклемишев, В. Н. (1959). Популяции и микропопуляции паразитов и нидиколов. Зоол. Журн., 38(8), 1128–1137.
8. Беклемишев, В. Н. (1960). Пространственная и функциональная структура популяций. Бюл. МОИП. Отд. Биол., 65(2), 41–50
9. Бобылев, Ю. П. (1989). Кадастровая характеристика герпетофауны центрального степного Приднепровья. Всесоюзн. совещ. по проблемам кадастра и учета животного мира, 261–263.
10. Большаков, В. Н., & Вершинин, В. Л. (2005). Амфибии и рептилии Среднего Урала. УрО РАН, Екатеринбург.
11. Булахов, В. Л., Гассо, В. Я., & Пахомов, О. Є. (2007). Біорізноманіття України, Дніпропетровська область. Земноводні та плазуни (*Amphibia et Reptilia*). Вид-во Дніпропетр. ун-ту, Дніпропетровськ.
12. Бурдин, К. С. (1985). Основы биологического мониторинга. Изд-во Моск. ун-та, Москва.
13. Васильев, А. Г., & Васильева, И. А. (2005). Эпигенетические перестройки популяций как вероятный механизм наступления биоценотического кризиса. Вестник Нижегородского университета им. НИ Лобачевского. Серия: Биология, 1(1), 27–38.
14. Гаранин, В. И. (1983). Земноводные и пресмыкающиеся Волжско-Камского края. Наука, Москва.
15. Гассо, В. Я. (2003). Воздействие техногенной трансформации экосистем на аккумуляцию тяжелых металлов, содержание белка и липидов в

- яйцах *Natrix natrix* (Reptilia, Squamata). Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія, 1(11), 146–150.
16. Гассо, В. Я. (2005). Стан біорізноманіття фауни змій Присамар'я Дніпровського. Типологія лісів степової зони, їх біорізноманіття та охорона. Тези доп. міжнар. конф., 154–156.
 17. Гассо, В. Я., Гагут, А. Н., & Єрмоленко, С. В. (2015). До характеристики популяцій *Natrix natrix* в умовах екосистем з різним антропогенним навантаженням. Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель, 44, 131-138.
 18. Гассо, В. Я. Клименко Е. Ю., & Недзвецкий В. С. (2010). Состояние цитоскелетных молекулярных компонентов мозга прыткой ящерицы как биомаркер нарушений, индуцированных промышленным загрязнением. Екологія та ноосферологія, 21(1–2), 98–104.
 19. Гежий, А. И. (2013). Оценка загрязнения территории Западного Донбасса на примере отвала ш. Самарской. Вісник Дніпропетровського університету. Геологія, географія, 3(2), 90–94.
 20. Долина, Л. Ф. (2000). Сточные воды предприятий горной промышленности и методы их очистки: Справочное пособие. Лига Приднепровья, Днепропетровск.
 21. Дабахов, М. В., Дабахова, Е. В., & Титова, В. И. (2005). Тяжелые металлы: экотоксикология и проблемы нормирования. Нижегород. ГСХА.
 22. Дубинин, В. Б. (1949). Экспериментальные исследования над циклами развития некоторых паразитических червей дельты Волги. Паразитологический сборник Зоологического института АН СССР, XI, 126–160.
 23. Дубинина, М. Н. (1953). Динамика паразитофауны ужей приморской части дельты Волги. Труды Зоологического института АН СССР. 13, 171–190.
 24. Ермоленко, С. В., Гагут, А. Н., & Гассо, В. Я. (2016). Изменчивость морфометрических признаков водяного ужа *Natrix tessellata* (Reptilia,

- Colubridae) Центрального и Южного Приднестровья. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія, 24(2), 526–530.
25. Ермохин, М. В., Табачишин, В. Г., Иванов, Г. А. (2014). Сравнительный анализ эффективности индексов упитанности сеголеток *Pelobates fuscus*. Современная герпетология, 14(3–4), 92–102.
 26. Журавлева, Е. А., Каменская, Е. Н., Бульина, Е. А., Сосницкая, Е. В., Кирпич, И. А., & Чумакова, Г. Н. (2007). Роль цинка и меди в микронутриентном статусе новорожденного. Экология человека, 11, 23–28.
 27. Иванов, А. С. (1952). Паразитические черви рептилий дельты Волги (сосальщики). Труды Астраханского педагогического института, 10, 325–330.
 28. Иванов, А. С. (1954). Паразитические черви рептилий дельты Волги (круглые черви). Труды Астраханского педагогического института, 11, 458–465.
 29. Иванов, В.М., & Семенова, Н.Н. (2000). Видовой состав и экологические особенности трематод рептилий дельты Волги. Паразитология, 34(3), 228–233.
 30. Ивантер, Э. В. (1988). Животный мир Карелии. Земноводные и пресмыкающиеся. Карелия, Петрозаводск.
 31. Канило, П. М., & Сарапина, М. В. (2012). Анализ энергоэкологических показателей тепловых электростанций. Проблемы машиностроения, 15(3-4), 100–106.
 32. Каплин, В. Г. (2006). Основы экотоксикологии. КолосС, М.
 33. Кармышев, Ю. В., & Мануилова, О. Н. (2003). Морфологическая изменчивость ужа обыкновенного (*Natrix natrix*) на юге Украины. Вестник зоологии, 37(4), 81–83.
 34. Кириллов, А. А. (2002). Гельминты пресмыкающихся Среднего Поволжья (фауна, экология, биоиндикация): автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва.

35. Кириллов, А. А. (2004). Влияние пола хозяина на состав гельминтов обыкновенного ужа *Natrix natrix* L. Актуальные проблемы герпетологии и токсикологии: сб. науч. тр. Тольятти, 7, 84–87.
36. Кириллов, А. А. (2009). Сообщества гельминтов прыткой ящерицы (*Lacerta agilis*) юга Среднего Поволжья. Поволжский экологический журнал, 3(1), 210–218.
37. Кириллов, А. А. (2000). Фауна гельминтов пресмыкающихся Самарской области. Известия Самарского научного центра РАН, 2, 2(4), 324–329.
38. Кириллов, А. А. (2006). Эколого-фаунистический анализ гельминтов офидиофауны Среднего Поволжья. Актуальные проблемы герпетологии и токсикологии: сб. науч. тр. Тольятти, 9, 74–81.
39. Кириллов А. А., & Евланов, И. А. (1999). Особенности формирования гельминтофауны обыкновенного ужа *Natrix natrix* в зависимости от размерной структуры. Актуальные проблемы герпетологии и токсикологии. Тольятти, 3, 73–76.
40. Кириллов, А. А., & Евланов, И. А. (1999). Особенности функционирования сообщества гельминтов обыкновенного ужа *Natrix natrix* в последующие друг за другом годы. Актуальные проблемы герпетологии и токсикологии. Тольятти, 3, 71–73.
41. Кириллов, А. А., & Евланов, И. А. (1999). Характеристика гельминтофауны обыкновенного и водяного ужей Самарской Луки. Самарская Лука на пороге третьего тысячелетия: Материалы к докладу «Состояние природного и культурного наследия Самарской Луки». ИЭВБ РАН; ОСНП «Парквей», Тольятти, 204–205.
42. Кириллов, А. А., & Кириллова, Н. Ю. (2007). Паразитирование у рептилий Самарской области гельминтов, свойственных другим животным. Актуальные проблемы герпетологии и токсикологии: Сб. науч. тр. Тольятти, 10, 70–72.

43. Кириллов, А. А., Чихляев, И. В., & Евланов, И. А. (2001). Исследования гельминтов амфибий и рептилий в Самарской области. Самарский край в истории России: Матер. юбилейн. конф. Самара, 278–281.
44. Клёнина, А. А. (2014). К репродуктивной биологии ужей (*Serpentes, Colubridae, Natrix*) в Самарской обл. Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 16(5), 1685–1690.
45. Князева, Т. П. (2005). Прогностическое значение определения содержания меди и цинка в плазме крови и волосах беременных женщин группы риска по невынашиванию беременности. Тихоокеанский медицинский журнал, 1, 64–66.
46. Коваленко, Т., & Коваленко, П. (2013). Аналіз та оцінка впливу шкідливих викидів ТЕС України на навколишнє середовище. Енергетика та системи керування: матеріали IV Міжнародної конференції молодих вчених, 21–23.
47. Коршунов, А. В., & Шабанов, Д. А. (2009). Экологические факторы, влияющие на распространение представителей *Pelophylax esculentus* complex в Харьковской области. Биологический вестник, 13(1–2), 71–78.
48. Крижанівський, Є. І., & Кошлак, Г. В. (2016). Екологічні проблеми енергетики. Нафтогазова енергетика, 25(1), 80–90.
49. Круглова, О. Ю. (2012). Методические указания к лабораторным занятиям по специальному курсу «Экологическая физиология животных». БГУ Минск.
50. Куперман, Б. И. (1992). Паразиты рыб как биоиндикаторы загрязнения водоемов. Паразитология, 26(6), 479–482.
51. Лаврик, М. О., Павличенко, А. В., & Трепачова, К. В. (2015). Исследование характера и степени воздействия прудов-накопителей шахтных вод на объекты окружающей среды. Розробка родовищ, 9, 477–483.
52. Лужников, Е.А. (1994). Клиническая токсикология. Медицина, М.

53. Моднов, А.С. (2010). Особенности экологии обыкновенного ужа *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) Цнинского лесного массива (Тамбовская область). Вестник Тамбовского государственного университета, 15(2), 660–664.
54. Осипенко, Г. Л. (2015). Биомониторинг и биоиндикация. Гомельский государственный университет им. Ф. Скорины, Гомель.
55. Островская, С. С. (2014). Токсические эффекты кадмия. Вісник проблем біології і медицини, 3(2), 33–37.
56. Павловский, Е. Н. (1934). Организм как среда обитания. Природа, 1(1), 80–91.
57. Пахомов, О. Є., & Бригадиренко, В. В. (2006). Концепція системи заходів з охорони навколишнього природного середовища Дніпропетровської області на 2005–2015 роки. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія, 13(1), 213–225.
58. Пинкина, Т. В. (2010). Влияние тяжелых металлов на биологические характеристики прудовика озерного (*Lymnaea stagnalis* L.) из водоемов с различным уровнем радионуклидного загрязнения. Гидробиологический журнал, 46 (1), 107–116.
59. Пугачев, О. Н. (1999). Паразиты пресноводных рыб Северной Азии (фауна, экология паразитарных сообществ, зоогеография). Автореф. дисс. ... д-ра биол. наук. СПб.
60. Рудько, Г. І., & Панібрацька, О. В. (2012). Розробка концепції моніторингу об'єктів надрокористування в Україні. Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування, 2(6), 60–63.
61. Рыженко, Г. Ф. (1968). К вопросу о дефинитивных хозяевах *Spirometra erinaceieuropaei*. Бюллетень Всесоюзного института гельминтологии им. акад. К. И. Скрябина, 2. 89–91.
62. Серебряков, П. В., Рушкевич, О. П., Луценко, Л. А., Антошина, Л. И., & Карташев, О. И. (2008). Профессиональный канцерогенный риск на горнорудных и металлургических предприятиях Заполярья. Уральский медицинский журнал, 11, 67–71.

63. Снежко, С. И., & Шевченко, О. Г. (2011). Источники поступления тяжелых металлов в атмосферу. Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического университета, 18, 35–37.
64. Спирина, Е. В. (2009). Морфофизиологические адаптации *Rana ridibunda* Pall. под влиянием загрязнения. Вестник Алтайского государственного аграрного университета, 12(62), 64–68.
65. Судариков, В. Е., Ломакин, В. В., & Семенова, Н. Н. (1991). Трематода *Pharyngostomum cordatum* (Alariidae, Hall et Wigdor, 1918) и ее жизненный цикл в условиях дельты Волги. Гельминты животных. Наука, Москва, 142–147.
66. Терентьев, П. В., & Чернов, С. А. (1949). Определитель пресмыкающихся и земноводных. Советская наука, Москва.
67. Трухачев, В. И., Толоконников, В. П., Лысенко, И. О., Василевич, Ф. И., & Заерко, В. И. (2005). Научные основы экологической паразитологии. Издательство Ставропольского государственного аграрного университета "АГРУС", Ставрополь.
68. Часова, Э. В., & Ивчук, В. В. (2014). Воздействие соединений меди (II) на окружающую среду и здоровье человека. Молодой ученый, 6(1), 194–195.
69. Четверикова, Н. С., & Марциневская, Л. В. (2013). Кадмий в агроландшафтах лесостепной зоны ЦЧО. Достижения науки и техники АПК, 7, 69–70.
70. Шабанов, Д. А., Зиненко, А. И., Коршунов, А. В., Кравченко, М. А., & Мазепа, Г. А. (2006). Изучение популяционных систем зеленых лягушек (*Rana esculenta* complex) в Харьковской области: история, современное состояние и перспективы. Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія: біологія, 729(3), 208–220.
71. Шарпило, В. П. (1976). Паразитические черви пресмыкающихся фауны СССР. Наукова Думка, Киев.

72. Шарпило, В. П. (1963). Рептилий фауны Украинской ССР как резервуарные и дополнительные хозяева (гельминтов). Проблемы паразитологии: Тр. IV науч. конф. паразитологов УССР, 104–106.
73. Шварц, С. С., Смирнов, В. С., & Добринский, Л. Н. (1968). Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. Труды Урал. фил. Ин-та экологии растений и животных АН СССР, Свердловск.
74. Щербак, Н. Н. (1966). Земноводные и пресмыкающиеся Крыма. Наукова думка, Киев.
75. Щербак, Н. Н., & Щербань, М. И. (1980). Земноводные и пресмыкающиеся Украинских Карпат. Наукова думка, Киев.
76. Яровая, А. О., & Гассо, В. Я. (2003). К вопросу о состоянии фауны змей Днепропетровской области. Біологічні основи охорони природи та раціонального використання тваринного світу. Матер. Всеукр. наук.-практ. конф, 27.
77. Amaral, M. J., Carretero, M. A., Bicho, R. C., Soares, A. M., & Mann, R. M. (2012). The use of a lacertid lizard as a model for reptile ecotoxicology studies – Part 1: Field demographics and morphology. *Chemosphere*, 87(7), 757–764.
78. Andjelković, M., Blagojević, V., Tomović, L., & Ivanović, A. (2016). Ontogeny of pileus shape in *N. natrix* and *N. tessellata*. *Herpetological Journal*, 26(1), 3–9.
79. Andreini, C., & Bertini, I. (2012). A bioinformatics view of zinc enzymes. *Journal of inorganic biochemistry*, 111, 150–156.
80. Biserkov, V., & Kostadinova, A. (1998). Intestinal helminth communities in the green lizard, *Lacerta viridis*, from Bulgaria. *Journal of Helminthology*, 72(3), 267–271.
81. Bose, B. K. (2010). Global warming: Energy, environmental pollution, and the impact of power electronics. *IEEE Industrial Electronics Magazine*, 4(1), 6–17.

82. Borczyk, B. (2007). The causes of intraspecific variation in sexual dimorphism in the common grass snake populations, *Natrix natrix* Linnaeus, 1758 (Serpentes, Colubridae): Data from the South Western Poland. *Acta Zoologica Cracoviensia. Series A: Vertebrata*, 50(1–1), 9–13.
83. Bongers, T., & Ferris, H. (1999). Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(6), 224–228.
84. Burger, J., Campbell, K. R., Campbell, T. S., Shukla, T., Jeitner, C., & Gochfeld, M. (2005). Use of skin and blood as nonlethal indicators of heavy metal contamination in northern water snakes (*Nerodia sipedon*). *Archives of environmental contamination and toxicology*, 49(2), 232–238.
85. Campbell, K. R. (2003). Ecotoxicology of crocodylians. *Appl Herpetol*, 1, 45–163.
86. Campbell, K. R., & Campbell, T. S. (2000). Lizard contaminant data for ecological risk assessment. *Rev Environ Contam Toxicol*, 165, 39–116.
87. Campbell, K. R., & Campbell, T. S. (2001). The accumulation and effects of environmental contaminants on snakes: a review. *Environ Monit Assess*, 70, 253–301.
88. Campbell, K. R., & Campbell, T. S. (2002). A logical starting point for developing priorities for lizard and snake ecotoxicology: a review of available data. *Environ Toxicol Chem*, 21, 894–898.
89. Campbell, K. R., & Campbell, T. S. (2005). The feasibility of using introduced lizards as indicators of environmental contamination. *Appl Herpetol*, 2, 149–159.
90. Campbell, K. R., Campbell, T. S., & Burger, J. (2005). Heavy metal concentrations in northern water snakes (*Nerodia sipedon*) from East Fork Poplar Creek and the Little River, East Tennessee. *Arch Environ Contam Toxicol*, 49, 239–248.
91. Crain, D. A., & Guillette Jr, L. J. (1998). Reptiles as models of contaminant-induced endocrine disruption. *Animal reproduction science*, 53(4), 77–86.

92. Chen, W., Zhang, L. X., & Lu, X. (2011). Higher pre-hibernation energy storage in anurans from cold environments: A case study on a temperate frog *Rana chensinensis* along a broad latitudinal and altitudinal gradients. In *Annales Zoologici Fennici*, 48(4), 214–220.
93. De Falco, M., Sciarrillo, R., Capaldo, A., Russo, T., Gay, F., Valiante, S., & Laforgia, V. (2007). The effects of the fungicide methyl thiophanate on adrenal gland morphophysiology of the lizard, *Podarcis sicula*. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 53(2), 241–248.
94. Dobson, A. P., Pacala, S. V., Roughgarden, J. D., Carper, E. R., & Harris, E. A. (1992). The parasites of *Anolis* lizards in the northern Lesser Antilles. *Oecologia*, 91(1), 110–117.
95. Eisler, R. (2000). *Handbook of chemical risk assessment: health hazards to humans, plants, and animals. Vol. 1 Metals*. Lewis Publishers, Boca Raton (FL).
96. Eisler, R. (2004). Mercury hazards from gold mining to humans, plants, and animals. *Rev Environ Contam Toxicol*, 181, 139–198.
97. Eisler, R. (2006). *Mercury hazards to living organisms*. CRC Press, Boca Raton (FL).
98. Filippi, E., Capula, M., Luiselli, L., & Agrimi, U. (1996): The prey spectrum of *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) and *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768) in sympatric populations (Squamata: Serpentes: Colubridae). *Herpetozoa*, 8(3-4), 155–164.
99. Fontenot, L. W., & Font, W. F. (1996). Helminth parasites of four species of aquatic snakes from two habitats in southeastern Louisiana. *Journal helminthological society, Washington*, 63, 66–75.
100. Gasc, J.-P., Cabela, A., Crnobrnja-Isailovic, J., Dolmen, D., Grossenbacher, K., Haffner, P., Lescure, J., Martens, H., Martinez Rica, J. P., Maurin, H., Oliveira, M. E., Sofianidou, T. S., Veith, M., & Zuiderwijk, A. (2004). *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.

101. Gasso, V. Y. (2005). On the grass snake populations' state in the central steppe Dnieper region (Ukraine). *Societas Europaea Herpetologica*. 13th Ord. Gen. Meet. Bonn: A. Koenig Zoological Research Museum, 51–52.
102. Galloy, V., & Denoël, M. (2010). Detrimental effect of temperature increase on the fitness of an amphibian (*Lissotriton helveticus*). *Acta Oecologica*, 36(2), 179–183.
103. Gardner, S. C. (2006). Introduction to reptilian toxicology. *Toxicology of reptiles. New perspectives: toxicology and the environment*. Gardner, S. C., Oberdoerster, E. (Ed.). Taylor Francis, Boca Raton (FL), 1–8.
104. Gardner, S. C., & Oberdoerster, E. (Ed.). (2006). *Toxicology of reptiles. New perspectives: toxicology and the environment*. Taylor Francis, Boca Raton (FL).
105. Gavrić, J., Andjelković, M., Tomović, L., Prokic, M., Despotovic, S., Gavrilović, B., Radovanović, T., Borković, S., Pavlović, S., & Saičić, Z. (2016). Oxidative stress biomarkers, cholinesterase activity and biotransformation enzymes in the liver of dice snake (*Natrix tessellata* Laurenti) during pre-hibernation and post-hibernation: A possible correlation with heavy metals in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 138, 154–162.
106. Gibbons, J. W., Scott, D. E., Ryan, T. J., Buhlmann, K. A., Tuberville, T. D., Metts, B. S., Greene, J. L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., & Winne, C. T. (2000). The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *Bioscience*, 50, 653–666.
107. Gruschwitz, M., Lenz, S., Mebert, K., & Laňka, V. (1999). *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768) - Würfelnatter. *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Böhme, W. (Ed.) AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden, 3(2): 581–644.
108. Holmes, J. C., & Price, P. W. (1986). Communities of parasites. *Community ecology: pattern and process*. Kikkawa, J., & Anderson, D. J. (Ed.) Blackwell Scientific Publications, Oxford, 187–213.

109. Hopkins, W. A. (2000). Reptile toxicology: challenges and opportunities on the last frontier in vertebrate ecotoxicology. *Environ Toxicol Chem*, 19, 2391–2393.
110. Hopkins, W. A, Roe, J. H., Snodgrass, J. W., Jackson, B.P., Kling, D. E., Rowe, C. L., & Congdon, J. D. (2001). Nondestructive indices of trace element exposure in squamate reptiles. *Environ Pollut*, 115, 1–7.
111. Hopkins, W. A, Roe, J. H., Snodgrass, J. W., Staub, B. P., Jackson, B. P., & Congdon, J. D. (2002). Effects of chronic dietary exposure to trace elements on banded water snakes (*Nerodia fasciata*). *Environ Toxicol Chem*, 21, 906–913.
112. Hopkins, W. A., Rowe, C. L., & Congdon, J. D. (1999). Elevated trace element concentrations and standard metabolic rate in banded water snakes (*Nerodia fasciata*) exposed to coal combustion wastes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(6), 1258–1263.
113. Hutinec, B. J., & Mebert, K. (2011). Ecological partitioning between dice snakes (*Natrix tessellata*) and grass snakes (*Natrix natrix*) in southern Croatia. *Mertensiella*, 18, 225–233.
114. [IUCN] International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. The IUCN red list of threatened species. Gland (Switzerland): IUCN. <http://www.iucn.org>
115. Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary toxicology*, 7(2), 60–72.
116. Jan, A. T., Azam, M., Siddiqui, K., Ali, A., Choi, I., & Haq, Q. M. R. (2015). Heavy metals and human health: mechanistic insight into toxicity and counter defense system of antioxidants. *International journal of molecular sciences*, 16(12), 29592–29630.
117. Jiménez-Ruiz, F. A., García-Prieto, L., & de León, G. P. P. (2002). Helminth infracommunity structure of the sympatric garter snakes *Thamnophis eques*

- and *Thamnophis melanogaster* from the Mesa Central of Mexico. *Journal of Parasitology*, 88(3), 454–460.
118. Johri, N., Jacquillet, G., & Unwin, R. (2010). Heavy metal poisoning: the effects of cadmium on the kidney. *Biometals*, 23(5), 783–792.
 119. Kennedy, C. R. (1975). *Ecological animal parasitology*. Blackwell Scientific Publications.
 120. Kirin, D. (2002). New records of the helminth fauna of grass snake, *Natrix natrix* L., 1758 and dice snake, *Natrix tessellata* Laurenti, 1768 (Colubridae: Reptilia) in South Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica*. 54(1), 49–53.
 121. Luiselli, L., Capizzi, D., Filippi, E., Anibaldi, C., Rugiero, L., & Capula, M. (2007). Comparative diets of three populations of an aquatic snakes (*Natrix tessellata*, Colubridae) from Mediterranean streams with different hydric regimes. *Copeia*, 426–435.
 122. Luiselli, L., Filippi, E., & Capula, M. (2005). Geographic variation in diet composition of the grass snake (*Natrix natrix*) along the mainland and an island of Italy: the effects of habitat type and interference with potential competitors. *Herpetological Journal*, 15(4), 221–230.
 123. Mackenzie, K. (1999). Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Marine Pollution Bulletin*, 38(11), 955–959.
 124. Marcogliese, D. J. (2005). Parasites of the superorganism: are they indicators of ecosystem health?. *International journal for parasitology*, 35(7), 705–716.
 125. Nekrasova, O. D., Gavris, G. G., & Kuybida, V. V. (2013). Changes in the northern border of the home range of the dice snake, *Natrix tessellata* (Reptilia, Colubridae), in the Dnipro basin (Ukraine). *Vestn. Zool.* 47(5), 475–479.
 126. Ohlendorf, H. M., Hothem, R. L., & Aldrich, T. W. (1988). Bioaccumulation of selenium by snakes and frogs in the San Joaquin Valley, California. *Copeia*, 704–710.
 127. Othman, M. S., Khonsue, W., Kitana, J., Thirakhupt, K., Robson, M. G., & Kitana, N. (2009). Cadmium accumulation in two populations of rice frogs

- (*Fejervarya limnocharis*) naturally exposed to different environmental cadmium levels. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 83(5), 703–707.
128. Pauli, B. D., Perrault, J. A., & Money, S. L. (2000). RATL: a database of reptile and amphibian toxicology literature. Technical Report Series. Ottawa (Canada): National Wildlife Research Centre, Canadian Wildlife Service, Environmental Conservation Branch.
 129. Perfus-Barbeoch, L., Leonhardt, N., Vavasseur, A., & Forestier, C. (2002). Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status. The Plant Journal, 32(4), 539-548.
 130. Rattner, B. A., Eisenreich, K. M., Golden, N. H., McKernan, M. A., Hothem, R. L., & Custer, T. W. (2005). Retrospective ecotoxicological data and current information needs for terrestrial vertebrates residing in coastal habitat of the United States. Arch Environ Contam Toxicol, 49, 257–265.
 131. Rowe, C. L., Hopkins, W. A., & Congdon, J. D. (2002). Ecotoxicological implications of aquatic disposal of coal combustion residues in the United States: a review. Environ Monit Assess, 80, 207–276.
 132. Selcer, K. W. (2005). Reptile excotoxicology: studying the effects of contaminants on populations. Toxicology of reptiles. Gardner, S. C. M., & Oberdorster, E. (Ed.) CRC Press, 267–313.
 133. Sharif, R., Thomas, P., Zalewski, P., & Fenech, M. (2012). The role of zinc in genomic stability. Mutation Research. Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis, 733(1), 111–121.
 134. Sharma, P., & Dubey, R. S. (2005). Lead toxicity in plants. Brazilian journal of plant physiology, 17(1), 35–52.
 135. Sloboda, M., Mihalca, A. D., Falka, I., Petrželkova, K. J., Carlsson, M., Ghira, I., & Modry, D. (2010). Are gobiid fish more susceptible to predation if parasitized by *Eustrongylides excisus*? An answer from robbed snakes. Ecol Res (2010) 25: 469–473

136. Sparling, D. W., Linder, G., & Bishop, C. A. (Ed.) (2000). Ecotoxicology of amphibians and reptiles. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Boca Raton (FL).
137. Sparling, D. W., Bishop, C. A., & Pauli B. (2000). Epilogue: lessons yet to be learned. Ecotoxicology of amphibians and reptiles. Sparling, D. W., Linder G., Bishop, C. A. (Ed.) Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Boca Raton (FL), 811–822.
138. Storelli, M. M., & Marcotrigiano, G. O. (2003). Heavy metal residues in tissues of marine turtles. *Mar Pollut Bull*, 46, 397–400.
139. Sures, B. (2001). The use of fish parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review. *Aquatic Ecology*, 35(2), 245–255.
140. Talent, L. G., Dumont, J. N., Bantle, J. A., Janz, D. M., & Talent, S. G. (2002). Evaluation of western fence lizards (*Sceloporus occidentalis*) and eastern fence lizards (*Sceloporus undulatus*) as laboratory reptile models for toxicological investigations. *Environ Toxicol Chem*, 21, 899–905.
141. Thammachoti, P., Khonsue, W., Kitana, J., Varanusupakul, P., & Kitana, N. (2012). Morphometric and gravimetric parameters of the rice frog *Fejervarya limnocharis* living in areas with different agricultural activity. *Journal of Environmental Protection*, 3(10), 1403-1408.
142. Werner, Y. L., & Shapira, T. (2011). A brief review of morphological variation in *Natrix tessellata* in Israel: Between sides, among individuals, between sexes, and among regions. *Turk. J. Zool.*, 35(4), 451–466.
143. Williams, H. H., McKenzie, K., & McCarthy, A. M. (1992). Parasites as biological indicators of the population biology, migrations, diet, and phylogenetics of fish. *Reviews in fish biology and fisheries*, 2(2), 144–176.
144. Wright, M. L., Richardson, S. E., & Bigos, J. M. (2011). The fat body of bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) tadpoles during metamorphosis: changes in mass, histology, and melatonin content and effect of food deprivation. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular Integrative Physiology*, 160(4), 498–503.

145. Wolfe, M. F., Schwarzbach, S., & Sulaiman, R. A. (1998). Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. *Environ Toxicol Chem*, 17, 146–160.

РОЗДІЛ 2

ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНУ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Географічне положення, геоморфологічні особливості та рельєф

Степове Придніпров'я входить до складу степової зони України, яка розташована на території північностепової та середньостепової географічних підзон (Пасічний, 1992). Головні промислові та економічні райони степового Придніпров'я – це Дніпропетровська і Запорізька області, які розташовані у басейні середньої та нижньої течії Дніпра відповідно. На цій території Дніпро має розгалужену систему приток (Булахов, Пахомов, 2006). Район досліджень перебуває у межах Українського кристалічного щита, який на цій території складається з Придніпровської височини та Дніпровської западини і межує з Донецьким кряжем та Північноукраїнським басейном на півночі і Південноукраїнським та Причорноморським басейнами на півдні (Бельгард, 1950; Пасечний, 1988).

Рельєф степового Придніпров'я – хвилясто-рівнинний: його утворюють такі геоморфологічні області: Придніпровська височина, Придніпровська та Причорноморська низовини. Височини та западина, які мають відносні відмітки до 100 м, об'єднані в мережу з балок і ярів, утворених дією епейрогенічних процесів, які тривають і досі (Соболев, 1939; Белова, Травлєєв, 1999).

Ерозійні процеси, яка звичайні для Придніпровської височини, відіграють важливу роль в утворенні яружно-балкової системи. За дії Риського льодовика сформувалися системи формоутворення Дніпровського язика. Під час впливу льодовика, діяли основні ерозійні процеси, які сформували балковий ландшафт (Клеопов, 1935; Соболев, 1948). О. Л. Бельгард (1971) зазначає, що на території степового Придніпров'я особливості геоморфології вплинули на формування таких типів ландшафту:

привододільно-балкового, долинно-терасового, придолинно-балкового, привододільно-подового, прилиманно-терасового.

Для степового ландшафту притаманні рівнинність, безлісся, відсутність заболочення, рослинність зі щільнокущових злаків, яка утворює трав'яний покрив ґрунтів (Берг, 1952).

Мережа ярів і балок вриває привододільно-балковий ландшафт, характерний для плакорних водороздільних місцеперебувань. На правому березі річок утворені відповідні типи ландшафту: долинно-терасовий та придолинно-балковий.

На території при вододільних ландшафтах підзони південного чорнозему та темно-каштанових ґрунтів формується привододільно-подовий, а у підзоні темно-каштанових ґрунтів комплексу солончаків – прилиманно-терасовий типи ландшафту (Бельгард, 1950; Пасечний, 1988). Умовами сформованих ландшафтів, на яких сформувалися певні абіотичні умови, визначаються відповідні особливості різноманіття біогеоценозів (Горб, 2004).

2.2. Клімат

Степове Придніпров'я розташоване у зоні помірно-континентального посушливого клімату. Придніпров'я належить до басейну Атлантичного океану, що відіграє значну роль у формуванні клімату. Також на цей процес впливають повітряні маси, які надходять з Арктичного басейну або сформувалися над територіями Євразії.

Місцевий клімат має значні коливання температур: спекотне літо та холодна зима. У літній період середня кількість опадів становить приблизно 200–500 мм, спостерігаються сильні вітри та високе випаровування (Высоцкий, 1962; Маринич та ін., 1982).

Сформована мережа річкових долин та інших водойм, системи балок та ярів створюють мікрокліматичні відхилення, які відіграють важливу роль у формуванні фітоценозу.

Кількість опадів становить 440–510 мм із коефіцієнтом зволоження 0,3 – 0,6. Річна кількість випаровування більша річної кількості опадів. Середньорічна температура +8,3 °С, максимальна до 38 °С, мінімальна до – 28 °С. Безморозний періоду триває 191 добу. Середньомісячна температура січня становить –5,6 °С (коливання від – 3 до + 10 °С), середньомісячна температура січня липня – + 22 °С (коливання від + 8,0 до +38 °С). Річна амплітуда – 27,6 °С. Річний радіаційний баланс – 47–63 ккал. Сума опадів протягом вегетаційного періоду на півночі – 250–280 мм, на півдні – до 240 мм. Протягом вегетаційного періоду на півночі Сума опадів – 250–280 мм, на півдні – до 240 мм. Бездощові періоди у середньому може тривати 20–25 (Булахов та ін., 2008).

2.3. Ґрунти

Різноманіття ґрунтів степової зони зумовлене характеристикою геоморфологічного профілю та біоценозу (Бельгард, 1971). Серед головних умов ґрунтоутворення степової зони України - помірний теплий континентальний клімат, недостатнє зволоження, ґрунтотворні материнські породи, які найчастіше складені лесами та лесоподібними суглинками, гуматний тип обміну, насиченість поглинального комплексу (Белова, Травлєєв, 1999).

Виділяють 277 видів ґрунтів, які відрізняються гумусністю, фізико-хімічними властивостями та механічним складом. Найбільшу частку ґрунтів степової зони складають чорноземи, менше представлені лучні, лучно-лісові, лучно-чорноземні, лучно-болотні, солончакові та інші типи ґрунтів.

За класифікацією Зонна (1954), в умовах степів утворюються рівнинні ґрунти, які поділяються на три групи: елювіальні, транзитні та надводно-підводні.

До елювіальної групи ґрунтів відносять чорноземи звичайні, середньовилужені, малогумусні, середньосуглинисті ґрунти, які формуються під зональною степовою рослинністю на плакорних ділянках привододільно-

балкового, придолинно-балкового та привододільно-терасового ландшафтів (Белова, Травлєєв, 1999).

Ґрунти транзитної групи формуються у байрачних та пристінних лісах привододільно-балкового, придолинно-балкового та привододільно-подового ландшафтів. Вони характеризуються дрібнозернистою та зернистою структурою, значним умістом гумусу (Белова, Травлєєв, 1999).

Ґрунти надводно-підводної групи формуються у байрачних та заплавних лісах степу: у тальвегах байраків, заплавних дібровах, притерассях та аренних пониженнях привододільно-балкового, долинно-терасового, придолинно-балкового, привододільно-плакорного, прилиманно-терасового ландшафтів за умов близького залягання ґрунтових вод (Белова, Травлєєв, 1999).

Ґрунтовому комплексу степу притаманні висока комплексність та мінливість відповідно до найнезначніших відхилень умов ґрунтоутворення. Це результат особливої чутливості ґрунотвірних біокомпонентів до критичних для степової зони факторів зволоження та засолення. На порівняно невеликій хвилястій ділянці степу утворюються солонцюваті, лучні, вилугувані, осолоділі, глеюваті зональні ґрунтів, інші їх варіації та різноманітні сполучення (Маринич та ін., 1985).

Еолово-ґрунтовий матеріал, який виноситься вітрами з полів, акумулюється у значній кількості на території лісосмуг. Тому в умовах штучних лісових насаджень формуються лісополіпшені чорноземи, які відрізняються від зональних чорноземних ґрунтів більшим умістом гумусу, більшою ємністю поглинання, більш глибоким вимиванням карбонатів, кращими фізичними властивостями (Стадниченко, 1955; Солов'єв, 1967; Белова, Травлєєв, 1999).

На основі болотних, лучних, лучночорноземних ґрунтів утворюються лучно-лісові, лучно-чорноземно-лісові, чорноземно-лучно-лісові ґрунти різних градацій гумусності, вилуженості, осолонцювання.

Заплавно-лісові чорноземоподібні алювіальні ґрунти розташовані у прирусловій частині заплави. У центральній частині – лучно-лісові чорноземоподібні ґрунти, іноді з ознаками засолення. Лісово-лучні чорноземоподібні, лісово-болотні, болотно-лісові ґрунти формуються у притерасній частині заплави та характеризуються оглеєністю та озалізненістю.

В аренних місцеперебуваннях у суборах, судібровах, осикових і березових колках формуються лучні, лучно-болотні, лучно-лісові, лісово-лучні піщані ґрунти. Осолоділі ґрунти солонцевого ряду ґрунтоутворення утворюються під осиковими та березовими колками (Травлєєв, 1972; Лоза, 2000).

2.4. Гідрологія

Ріка Дніпро та її притоки формують гідрогеографічну мережу й формують умови підтримання біорізноманіття. Вплив людської діяльності спричинив деградацію більшості річок, що вплинуло на біорізноманіття (Кочет та ін., 2011).

Найбільш поширений тип озерних систем степового Придніпров'я – заплавні озера, які поділяються на прируслові, центрально-заплавні та притерасні. Вони розташовані в долинах великих, середніх та малих річок, що робить їх різними за розмірами, гідрохімічними характеристиками тощо. Ці умови визначають умови різноманіття флори і фауни (Барановський и др., 2003). За останні роки рівень води в ході повені знизився, що може зумовити зникнення багатьох заплавних озер.

Режим ґрунтових вод відіграє важливу роль у підтриманні екологічного стану ґрунтів (Белова и др., 2006). На території Придніпров'я ґрунтові води належать до хлоридного класу калієво-натрієвої групи та до третього класу сильномінералізованого типу. Глибина залягання ґрунтових вод становить приблизно від 15 до 40 м на плакорних ділянках, у долинах річок від 0,5 до 15 м, на рівнинних ділянках – від 8–15 м. Мінералізація – 114–2623 мг/л.

Найбільша мінералізація відмічена на третіх солончакових терасах річкових долин (Травлєєв, 1975; 1981).

2.5. Рослинний світ

Флора Правобережного степового Придніпров'я налічує 1714, видів, Лівобережного Придніпров'я – 1601 вид (Мойсієнко, 2013). Внаслідок антропогенного впливу на природні фітоценози відбулися збіднення регіональної флори та поява нових, не типових для цієї місцевості, видів (Лисогор, 2016). На ділянках степу домінують багаторічні мікротермні ксерофільні дерновинні трав'янисті рослини. Район досліджень розташований у межах дерновинно-злакових багаторізотравних степів із переважанням вузьколистих щільнодернинних злаків (Лавренко, 1980). Найбільш поширені види у покритті травстою степів – Ковила волосиста (*Stipa capillata* L.), келерія гребінчаста (*Koeleria cristata* (L.) Pers., костриця валіська (*Festuca valesiaca* Gaud.) тощо (Бельгард, 1950).

Нині понад 80 % степового Придніпров'я займають розорані землі сільськогосподарського призначення. Степові екосистеми збереглися у різних районах Дніпропетровської області у межах 0,03–0,10 % території (Булахов та ін., 2002; 2002).

Північно-степова підзона України має розвинену яружно-балкову систему і значну кількість річкових долин. На території степової зони ліси ростуть переважно у долинах річок, байраках, глибоких ярах, де в умовах малої кількості атмосферної вологи, за рахунок стоку прибалкових схилів та річок формується відповідний мікроклімат (Шевчук, Приходько, 2002). У північно-степовій підзоні України за класифікацією О. Л. Бельгарда (1950) ліси поділяються на чотири групи: соснові (бори); дубові (діброви); вербові (вербняки); тополеві (осокірники). Заплавні ліси, залежно від тривалості повеней, поділяють на тривалозаплавні (приурочені до заплави Дніпра) та короткозаплавні (приурочені до заплав Самари, Орілі тощо) (Бельгард, 1950).

На схилах байраків – трав'янисті види рослин, властиві для середземноморської флори: дуб черешчатий (*Quercus robur* L.) – основна порода байрачних лісів, шоломниця висока (*Scutellaria altissima* L.), ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.), клен польовий (*Acer campestre* L.), клен звичайний (*Acer platanoides* L.), берест (*Ulmus minor* Mill), в'яз шорсткий (*Ulmus glabra* Huds), в'яз гладкий (*Ulmus laevis* Pall.) тощо (Шевчук, Приходько, 2002).

На правобережжях приток Дніпра формуються пристінні діброви, в яких переважають силванти: медуниця темна (*Pulmonaria obscura* Dumort.), копитняк європейський (*Asarum europaeum* L.), зірочник ланцетоподібний (*Stellaria holostea* L.) тощо.

На заплавах та солонцево-солончакових терасах річок степового Придніпров'я локалізуються галофітні діброви, сформовані в умовах значної мінералізації ґрунтового розчину. Деревний ярус галофітних дібров складається з дуба черешчатого (*Quercus robur* L.), береста (*Ulmus minor* Mill), в'яза шорсткого (*Ulmus glabra* Huds), іноді до складу порід входить груша звичайна (*Pyrus communis* L.), ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.). Чагарниковий ярус, який погано розвинений та може взагалі бути відсутнім, складається з клена татарського (*Acer tataricum* L.), бузини червоної *Sambucus racemosa* L., жостера проносного (*Rhamnus cathartica* L.), бруслини бородавчастої *Euonymus verrucosa* Scop., ліщини звичайної (*Corylus avellana* L.), бересклет європейський (*Euonymus europaea* L.), ліщина звичайна (*Corylus avellana* L.), тощо (Гамуля, 2001; Барановський та ін., 2015).

Рослинний покрив короткозаплавних лісів представлений переважно лісовими видами: зірочника ланцетоподібного (*Stellaria holostea* L.), копитняку європейського (*Asarum europaeum* L.), медунки темної (*Pulmonaria obscura* Dum.) тощо (Барановський та ін., 2015).

В умовах другої тераси (арени) утворюються степові бори, де ділянки псамофільного степу чергуються із сосняками, березняками, вільшаниками та

суборами. У рослинному ярусі борів домінують оліго- та мезотрони. На ділянках арени, де відсутній деревинний ярус (узлісся та галявини), переважають види рослин пищаного степу: ковила піщана (*Stipa pennata* subsp. *sabulosa* (Pacz.) Tzvelev) ковила пірчаста (*Stipa pennata* L.), волошка піщана (*Centaurea borysthena* Grun.), тонконіг сизий (*Koeleria glauca* (Spreng.) DC), типчак Беккера (*Festuca beckeri* Hack.) та ін.. Серед деревних і чагарникових порід переважають сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), осика звичайна (*Populus tremula* L.), верба попільняста (*Salix cinerea* L.), крушина ламка (*Frangula alnus* Mill.) тощо (Бельгард, 1971; Тарасов, 2005; Барановський та ін., 2015)

Флора солончаків і солонців представлена переважно галофітами та галофітоїдами: солонець європейський (*Salicornia europaea* L.), айстра солончакова (*Tripolium vulgare* Nees), содник солончаковий (*Suaeda salsa* L.) Pall.), полин сантонінський (*Artemisia santonica* L.), кермек південнобузький (*Limonium hypanicum* Klok.), подорожник солончаковий (*Plantago salsa* Pall.), покісниця розставлена (*Puccinellia distans* (Jacq.) Parl.) тощо (Слинько, Бригадиренко, 2009).

Лісові насадження (лісові смуги, лісові рекультиваційні насадження, тощо) складаються переважно з таких видів дерев: в'яза граболистого (*Ulmus carpinifolia* Rupr. ex G. Suckow); гледичії колючої (*Gleditsia triacanthos* L.), дуба звичайного (*Quercus robur* L.), клена польового (*Acer campestre* L.), клена гостролистого (*Acer platanoides* L.), клена ясенелистого (*Acer negundo* L.), липи європейської (*Tilia europaea* L.); робінії звичайної (*Robinia pseudoacacia* L.); ясена звичайного (*Fraxinus exelsior* L.) тощо. Чагарники представлені бруслиною європейською (*Euonymus europaea* L.), бузиною чорно (*Sambucus nigra* L.), жовтою акацією (*Caragana arborescens* Lam.), та ін. (Бельгард, 1950, 1971; Белова, Травлєєв, 1999; Тарасов, 2005).

2.6. Тваринний світ

Фауна степового Придніпров'я досить різноманітна. У регіоні нараховують понад 12 000 безхребетних тварин (Апостолов, 1970; Булахов, Пахомов, 2006). Найчисленнішу групу складають комахи (Барсов и др., 1984; Барсов, Карнаухова, 1993).

Ґрунтова фауна налічує 150 видів найпростіших і ґрунтових безхребетних, які належать до 5 класів, 9 рядів, 32 родин, 86 родів (Булик, 1972; Пилипенко, Фатовенко, 1972; Жуков, Шаталін, 2016).

До складу безхребетних гідробіонтів входять понад 500 видів. У видовому складі зоопланктону та бентофауни домінують нематоди, інфузорії, коловертки, молюски, ракоподібні тощо (Яковенко, Федоненко, 2006; Зуб, 2010).

До складу іхтіофауни водойм степового Придніпров'я належать один вид круглоротих та приблизно 75 видів риб, які мешкають переважно у водосховищах та притоках р. Дніпро. Створення дніпровського каскаду водосховищ спричинило погіршення самовідновлення популяцій риб Дніпра і його приток, що викликало спрощення біорізноманіття іхтіофауни. Фауна риб Дніпра поповнюється переважно за рахунок вселення видів-фітофагів: товстолобика білого (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.), карася срібного (*Carassius auratus* L.) тощо (Новицкий и др., 2005). Також посилюється інвазія чужорідних видів, які конкурують з аборигенними видами: пуголовка гола (*Benthophilus nudus* Berg)), бичок-головань (*Neogobius kessleri* G.), сонячний окунь звичайний (*Lepomis gibbosus* L.) тощо (Семенченко и др., 2013). Найбільш поширені види – карась срібний (*Carassius auratus* (L.)), короп звичайний (*Cyprinus carpio* (L.)), лящ (*Abramis brama* (L.)), плоскирка (*Abramis bjoerkna* (L.)), плітка звичайна (*Rutilus rutilus* L.), верховодка звичайна (*Alburnus alburnus* (L.)) Щука (*Esox lucius* (L.)), сом європейський (*Silurus glanis* L.), судак (*Stizostedion lucioperca* L.) окунь річковий (*Perca fluviatilis* L.), бичок-пісочник (*Neogobius fluviatilis* Pallas) тощо (Новицкий; 2005; Новицкий, Христов, 2006).

Батрахофауна степового Придніпров'я складається з 9 видів: жаби озерної (*Pelophylax ridibundus* Pal.), жаби ставкової (*Pelophylax esculenta* L.), жаби гостромордої (*Rana arvalis* N.), землянки звичайної (*Pelobates fuscus* Laur.), тритона звичайного (*Lissotriton vulgaris* L.), ропухи зеленої (*Bufo viridis* Laur.), ропухи сірої (*Bufo Bufo* L.), райки деревної (*Hyla arborea* B.), кумки червоночервої (*Bombina bombina* L.) (Писанец, 2006; Писанец, 2007).

Герпетофауна представлена такими видами: прудка ящірка (*Lacerta agilis* L.); зелена ящірка, ящірка живородна (*Zootoca vivipara* Jac.), ящурка піщана (*Eremias arguta* Pallas), вуж звичайний (*Natrix natrix* L.), вуж водяний (*Natrix tessellata* L.), мідянка звичайна (*Coronella austriaca* Laur.), полоз сарматський (*Elaphe sauromates* Pallas); полоз жовточеревий (*Coluber jugularis* L.), степова гадюка (*Vipera renardi* Bon.), черепаха болотна (*Emys orbicularis* L.) (Булахов и др. 2007; Гассо, 2009).

Склад орнітофауни степового Придніпров'я включає понад 300 видів. На території домінуюча група птахів складається з представників ряду Горобцеподібних, що складає 58,9–0,1% різноманіття місцевої орнітофауни сорока звичайна (*Pica pica* L.), синиця велика (*Parus major* L.), Горобець хатній (*Passer domesticus* L.) тощо (Булахов, Губкин, 1996; Булахов и др., 2015). Негоробцеподібні птахи представлені 22 рядами: ряд соколоподібних, (шуліка чорний (*Milvus migrans* B.), болотний лунь (*Circus aeruginosus* L.), малий яструб (*Accipiter nisus* L.), зимняк (*Buteo lagopus* P.)), ряд гусеподібні (огар (*Tadorna ferruginea*, P.), чирянка мала (*Anas crecca*, L.), гуска сіра (*Anser anser* L.)), ряд куроподібні (перепілка (*Coturnix coturnix* L.), фазан (*Phasianus colchicus* L.) тощо (Вернер, Бредбір, 2007; Булахов та ін., 2008).

Клас ссавці нараховує приблизно 60 видів, серед них: миша хатня (*Mus musculus* L.), миша польова (*Apodemus agrarius* Pall.), нориця звичайна (*Microtus arvalis* Pall.), лилик пізній (*Eptesicus serotinus* Schreb.), кріт європейський (*Talpa europeae* L.), їжак звичайний (*Erinaceus europaeus* L.), вовк (*Canis lupus* L.), лис звичайний (*Vulpes vulpes* L.), борсук європейський (*Meles meles* L.), куна кам'яна (*Martes foina* Erx.), заєць сірий (*Lepus*

europaeus Pall.), кабан (*Sus scrofa* L.), сліпак звичайний (*Spalax microphthalmus* Guld.), сліпачок степовий (*Ellobius talpinus* Pall.), тхір степовий (*Mustela eversmanni* Less.), вивірка звичайна (*Sciurus vulgaris* L.), козуля європейська (*Capreolus capreolus* L.) тощо (Булахов, Пахомов, 2008; Булахов та ін., 2009).

Перелік посилань

1. Алексеев, Ю. Б., Бельгард, А. Л., Губанов, И. А., Ковалева, О. В., Тарасов, В. В., & Травлєев, А. П. (1986). Растительный и почвенный покров Присамарья Днепропетровского. Вид-во ДГУ, Днепропетровск.
2. Апостолов Л. Г. (1970). Вредная энтомофауна в лесных биогеоценозах юго-восточной Украины: автореф. дисс. на соискание уч. степени д-ра биол. наук, Харків.
3. Барановский, Б. А., Загубиженко, Н. И., & Миколайчук, Т. В. (2003). Биоразнообразие пойменных озер Степного Приднепровья. Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах. Матер. II Междунар. научн. конф., 25–26.
4. Барановський, Б. О., Масюк, О. М., Орищенко, Д. В. (2015). Характеристика флори лісів Приорілля, як складової частини лісової рослинності Північного Степу. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали VIII Міжнародної наукової конференції, Дніпропетровськ, 7–8.
5. Барсов, В. А. Пилипенко, А. Ф., & Шимкина, М. А. (1984). Структура почвенной энтомофауны лесных биогеоценозов степного Присамарья и её связь с наземными энтомокомплексами. Проблемы почвенной зоологии: III Всесоюз. совещ.: тез. докл., 31–32.
6. Барсов, В. А., & Карнаухова, Н. В. (1993). Оценка характеристик наземной энтомофауны для индикации загрязнения степных экосистем. Вестник Днепропетровского университета. Серия: Биология и экология, 1, 50.

7. Белова, Н. А., & Травлеев, А. П. (1999). Естественные леса и степные почвы (экология, микроморфология, генезис). ДГУ. Днепропетровск.
8. Белова, Н. А., Балалаев, А. К., & Яковенко, В. Н. (2006). Особенности генезиса порового пространства почв лесных биогеоценозов в условиях Степного Приднепровья. Грунтознавство, 7, (1–2), 69–79.
9. Бельгард, А. Л. (1950). Лесная растительность юго-востока УССР. Изд-во КГУ, Киев.
10. Бельгард, А. Л. (1971). Степное лесоведение. Лесная пром-сть, Москва.
11. Бекаревич, Н. Е., Левшина, Н. И., & Сонько, М. А. (1996). Почвы Днепропетровской области и пути их рационального использования. Промінь, Днепропетровск.
12. Берг, А. С. (1952). Географические зоны Советского Союза. Изд-во географ. литературы, Москва.
13. Булахов, В. Л., & Губкин, А. А. (1996). Современное состояние орнитофауны Днепропетровщины. Праці Укр. орнітол. товариства, 1(1), 3–18.
14. Булахов, В. Л., Рева, О. А., & Пахомов, О. Є. (2002). Стан біорізноманіття ссавців у природних та антропогенних екосистемах промислового степового Придніпров'я. Екологічні проблеми довкілля та шляхи їх вирішення: дев'яті Карашинські читання. Матер. Міжнар. наук.-практ. конф., 115–116.
15. Булахов, В. Л., Рева, О. А., & Пахомов, О. Є. (2002). Классификация уровней трансформации современного состояния окружающей природной среды в промышленном степном Приднепровье. Екологічні проблеми довкілля та шляхи їх вирішення: IX Карашинські читання. Матер. Міжнар. наук.-практ. конф., 41–43.
16. Булахов, В. Л., Гассо, В. Я., & Пахомов, О. Є. (2007) Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Земноводні та плазуни (Amphibia et Reptilia) .Вид-во Дніпропетр. ун-ту, Дніпропетровськ.

17. Булахов, В. Л., Губкін, А. А., Пономаренко, О. Л., & Пахомов, О. Є. (2008). Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Птахи: Негоробцеподібні (Aves: Non-Passeriformes) Вид-во Дніпропетр. ун-ту, Дніпропетровськ.
18. Булахов, В. Л., Губкін, А. А., Пономаренко, О. Л., & Пахомов, О. Є. (2015). Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Птахи: Горобцеподібні (Aves: Passeriformes). Вид-во Дніпропетр. ун-ту, Дніпропетровськ.
19. Булахов, В. Л., & Пахомов, О. Є. (2008) Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Ссавці (Mammalia). Вид-во Дніпропетр. ун-ту, Дніпропетровськ.
20. Булахов, В. Л., Пахомов, О. Є., & Рева, О. А. (2009). Зміни різноманіття ссавців у ХХ сторіччі в умовах промислового степового Придніпров'я. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали ІХ Міжнародної наукової конференції, 319–320.
21. Булик, И. К. (1972). Биоэкологическая характеристика почвенных простейших биогеоценозов Присамарья. Вопросы степного лесоведения, 3, 101–107.
22. Вернер, В. В., & Бредбір, П. (2007). Характеристика фауни денних хижих птахів Дніпропетровської області. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія, 15(1), 15–20.
23. Высоцкий, Г. Н. (1962). Избранные труды. Сельхозгиз, Москва.
24. Гамуля, Ю. Г. (2001). Біогеоценологічна характеристика галофітних дібров степового Придніпров'я, їх охорона, поновлення і раціональне використання. Автореферт, ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.16.«Екологія».
25. Гассо, В. Я. (2009). Біогеоценологічні особливості розподілу плазунів в умовах степових лісів Присамар'я Дніпровського. Екологія та ноосферологія, 20(3–4), 102–109.

26. Горб, А. С., Дук Н. М. (2006) Клімат Дніпропетровської області. Вид-во ДНУ, Дніпропетровськ.
27. Жадин, В. И., & Герд, С. В. (1961). Реки, озера и водохранилища СССР, их фауна и флора. Учпедгиз, Москва.
28. Жуков, О. В., & Шаталін, Д. Б. (2016). Еколого-морфологічні особливості дощових черв'яків степового Придніпров'я. Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету, 4(13), 14–22.
29. Зонн, С. В. (1954) Влияние леса на почвы. Изд-во АН СССР, Москва.
30. Зуб, Л. М. (2010). Споруди берегоукріплення дніпровських водоймищ як резервати біотичного різноманіття гідробіонтів. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія, 18, 238–242.
31. Клеопов, Ю. Д. (1935). Про геоморфологічні мотиви розвитку рослинного вкриття. Журн. ін-ту ботаніки АН України, 13–74.
32. Кочет, В. М., Христов, О. А., Марченкова, Ю. А., & Бондарев, Д. Л. Ретроспективний огляд формування іхтіокомплексу р. Оріль. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія, 19, 76–85.
33. Лавренко, Е. М. (1980). Степи. Растительность европейской части СССР. Наука, Ленинград.
34. Лоза, І. М. (2000). Еколого-біологічна характеристика осиково-березових кілків Придніпров'я, їх охорона та раціональне використання: Автореф. дис... канд. біол. наук. ДДУ, Дніпропетровськ.
35. Лисогор, Л. П. (2016). Аналіз адвентивної фракції перелогів Правобережного степового Придніпров'я. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія, (1), 29–32.
36. Маринич, О. М. Ланько, А. І., Щербань, М. І., Шищенко, П. Г (1982). Фізична географія Української РСРК. Вища школа, Київ.

37. Маринич, А. М., Пащенко, В. М., & Шищенко, П. Г. (1985). Природа Украинской ССР. Ландшафты и физико-географическое районирование. Наук. думка, Киев.
38. Мойсієнко, І. І. (2013). Флористичне багатство та систематична структура флори Північного Причорномор'я. Чорноморський ботанічний журнал, 9(1), 41-56.
39. Новицький, Р. О. (2005). Сучасна номенклатура і назви риб Дніпровського (Запорізького) водосховища: навчальний посібник. Артлогос. Дніпропетровськ.
40. Новицкий, Р. А., Христов, О. А., Кочет, В. Н., & Бондарев, Д. Л. (2005). Аннотированный список рыб днепровского (Запорожского) водохранилища и его притоков. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія, 13(1), 185-201.
41. Новіцький, Р. О., & Христов, О. О. (2006). Сучасний стан раціонального використання водних живих ресурсів у водоймищах степового Придніпров'я. Сучасні проблеми геоекології та раціонального природокористування лівобережної України: матер. Всеукр. наук.-практ. конф. СумДПУ, Суми, 236–241.
42. Пасечный, Г. В. (1988). Физическая география Днепропетровской области. Изд-во ДГУ, Дніпропетровськ.
43. Пасічний, Г. В. (1992). Фізична та економічна географія Дніпропетровської області. Изд-во ДГУ, Дніпропетровськ.
44. Писанец, Е. М. (2006). Фауна амфибий Украины: вопросы разнообразия и таксономии. Сообщение 2. Бесхвостые амфибии (Anura), Збірник працьзоологічного музею, 38(1), 44–79.
45. Пилипенко, А. Ф. Фатовенко, М. А. (1972). Фауна почв лесных биогеоценозов Присамарья. Вопросы степного лесоведения, 3, 75–78
46. Писанец, Е. М. (2007). Амфибии Украины. Зоологический музей ННПМ НАН Украины, Киев.

47. Семенченко, В. П., Сон, М. О., Новицкий, Р. А., Квач, Ю. В., & Панов, В. Е. (2013). Чужеродные макробеспозвоночные и рыбы в бассейне реки Днепр. *Российский журнал биологических инвазий*, 7(4), 76-96.
48. Сижко, В. В., & Бредбір, П. (2006). Нові види птахів Дніпропетровщини. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*, 1(14), 182–189.
49. Слинько, В. О., & Бригадиренко, В. В. (2008). Екоморфічна структура карабідофауни навколоводних амфіценозів Дніпропетровської області. *Екологія та ноосферологія*, 19(3-4), 72–79.
50. Соболев, С. С. (1939). Геоморфологические четвертичные залежи и грунтовые воды р. Самары Днепровской. ВУАН, Киев.
51. Соболев, С. С. (1948). Развитие эрозионных процессов на территории Европейской части СССР и борьба с ними. Изд-во АН СССР, Москва.
52. Соловьев, П. Е. (1967). Влияние лесных насаждений на почвообразовательный процесс и плодородие степных почв. Изд-во МГУ, Москва.
53. Тарасов, В. В. (2005). Флора Дніпропетровської та Запорізької областей. Судинні рослини. Біолого-екологічна характеристика видів. ДНУ, Дніпропетровськ.
54. Травлеев, А. П. (1972). Материалы к номенклатуре и классификации лесных почв подзоны настоящих степей. *Вопросы степного лесоведения*, 3, 16–22.
55. Травлєєв, Л. П. (1975). До питання характеристики гігروتопів за допомогою локальних коефіцієнтів зволоження. *Біогеоценологічні дослідження на Україні*, 38–41.
56. Травлеев, Л. П. (1981). Водно-физические свойства и водный режим почвогрунтов пристенных лесных биogeоценозов Присамарья. *Биогеоценологические особенности лесов Присамарья и их охрана*, 12, 82–103.

57. Шевчук, О. М., & Приходько, С. А. (2002). Збереження біорізноманітності байрачних дібров у Степовій Україні. Основи збереження біотичної різноманітності, 4, 122-126.
58. Яковенко, В. О., & Федоненко, О. В. (2006). Динаміка біопродукції зоопланктону Запорізького (Дніпровського) водосховища в умовах антропогенного впливу. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія, 14(1), 218–221.

РОЗДІЛ 3

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

3.1. Характеристика районів дослідження популяцій *N. tessellata*

Дослідження виконувались у 2013–2016 рр. на території антропогенно трансформованих екосистем р. Дніпро: санітарна захисна зона (СЗЗ) Придніпровської ТЕС (48.400716° N, 35.113721° E); природні екосистеми Національного природного парку «Великий Луг» (47.4476° N, 35.1338° E) та природні екосистеми Майорової балки (48.2627° N, 35.1690° E) (рис. 3.1).



Рис. 3.1. Райони досліджень популяцій *N. tessellata*: 1 – антропогенно трансформовані прибережні екосистеми р. Дніпро (санітарно-захисна зона Придніпровської ТЕС), 2 – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (Майорова балка), 3 – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (Національний природний парк «Великий Луг»)

Основні викиди Придніпровської ТЕС складаються з діоксиду сірки, оксиду азоту, окису вуглецю та аерозолів, що можуть впливати на біотопи. Щорічно ТЕС також скидає близько 105 574 т рідких відходів у р. Дніпро (Збірник..., 2004; ДТЕК, 2015). У результаті вода в безпосередній близькості від ТЕС забруднена нафтохімічними продуктами та фосфатами. Їх рівень

перевищує гранично допустимі концентрації в 5–6 разів (Чобан, Чобан, 2008; Кроїк, Патцова, 2011; Стрілець, 2014) (рис. 3.2).



Рис. 3.2. Придніпровська ТЕС із прилеглою санітарно-захисною зоною

3.2. Характеристика районів дослідження популяцій *N. natrix*

Дослідження *N. natrix* виконувались у період 2013–2017 рр. на території антропогенно трансформованих екосистем правого берега р. Дніпро (м. Дніпро), які представлені системою невеликих озер та островів (48.4856° N, 34.9070° E); антропогенно змінених штучних водойм для скиду шахтних вод (об'єднана шахта «Ювілейна-Степова», ПАТ «ДТЕК Павлоградвугілля» (м. Першотравенськ) (48.3611° N, 36.4168° E); природних лісових екосистем Присамарського міжнародного біосферного стаціонару ім. О. Л. Бельгарда (ПМБС ім. О. Л. Бельгарда) (48.7648° N, 35.4336° E).



Рис. 3.3. Райони досліджень популяцій *N. Natrix*: 1 – антропогенно трансформовані екосистеми правого берега р. Дніпро (у межах м. Дніпро), 2 – антропогенно трансформовані екосистеми штучних водойм для скиду шахтних вод (об'єднана шахта «Ювілейна-Степова», ПАТ «ДТЕК Павлоградвугілля» (м. Першотравенськ)), 3 – природні лісові екосистеми Присамарського міжнародного біосферного стаціонару ім. О. Л. Бельгарда (ПМБС ім. О. Л. Бельгарда)

3.3. Методи морфометричних та морфологічних досліджень

У змій визначали такі морфометричні та морфологічні (фолідоз) показники: *SVL* – довжина тіла від початку голови до заднього краю анального щитка (мм), *TL* – довжина хвоста (мм), SVL / TL – індекс відношення довжини тіла до довжини хвоста, *VS* – кількість черевних щитків від першого витягнутого поперек щитка на горлі до анального щитка, не рахуючи останнього (шт.), *SBC* – кількість підхвостових щитків (шт.), *MBS* – кількість лусок навколо середини тіла (шт.), *SLS* – кількість верхньогубних щитків (шт.), *TS* – кількість скроневих щитків у першому і другому рядах, перший і другий ряд розділені знаком «+», значення лівої і правої сторони розділені знаком «/» (шт.), *POS* – кількість заочноямкових щитків з лівої і

правої частини голови, значення лівої і правої сторін розділені знаком «/» (шт.) (Банников и др., 1977; Даревский и др., 1989) (рис 3.4).

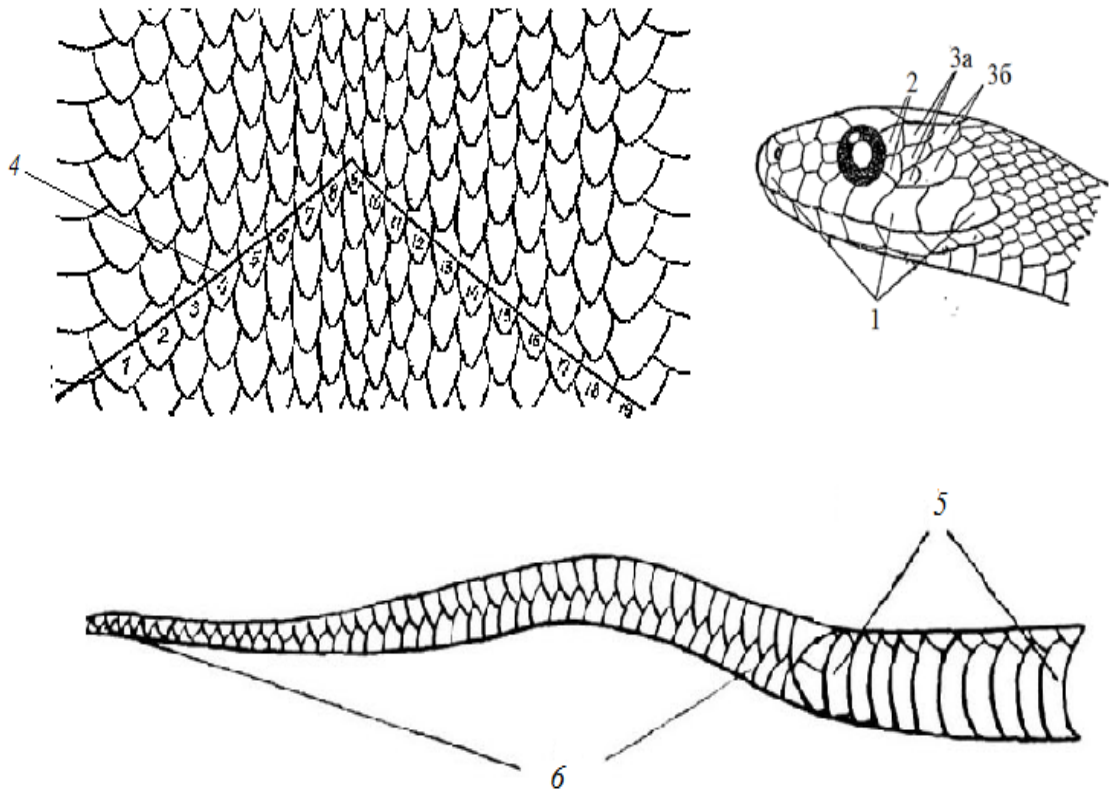


Рис. 3.4. Розташування щитків та лусок у вужів: 1 – верхньогубні щитки; 2 – заочноямкові щитки; 3а – скроневі щитки в першому ряді; 3б – скроневі щитки в другому ряді; 4 – спинна луска (лінія вказує на підрахування кількості лусок навколо тулуба); 5 – черевні щитки; 6 – парні підхвостові щитки

У дослідженні морфометричних та морфологічних особливостей популяцій водяного вужа використано 30 особин з антропогенно трансформованих прибережних екосистем р. Дніпро (санітарно-захисна зона Придніпровської ТЕС), 37 особин із природних прибережних екосистем Майорової балки та 44 особини з природних прибережних екосистем НПП «Великий Луг».

3.4. Методи досліджень угруповань гельмінтів вужів

Проаналізовано 22 особини *N.atrix* та 78 особин *N. tessellata*. Для вивчення гельмінтофауни вужів застосовано метод повних гельмінтологічних розтинів (Скрябин, 1928; Ивашкин и др., 1971; Гаевская, 2004). Виготовлені мікропрепарати розглядалися під світловим мікроскопом $\times 5$, $\times 10$ і $\times 40$ із планapoхроматичними об'єктивами. Виявлених гельмінтів рахували та фотографували на камеру 3,5 мегапікселя для подальшого визначення. Гельмінтів фіксували і зберігали у 70 % етанолі (Kuzmin et al., 2014; Kuzmin et al. 2016). Види гельмінтів реєструвалися за визначником В. П. Шарпило (Шарпило, 1976). Правильність визначення видів гельмінтів підтверджено фахівцями Відділу паразитології Інституту зоології імені І. І. Шмальгаузена НАН України.

Досліджували інфраугруповання гельмінтів (сукупність інфрапопуляцій видів паразитів, що живуть в одній особині вужа) та їх компонентні угруповання (сукупність усіх інфраугруповань у популяції вужів) (Holmes, Price, 1986).

Для оцінювання зараженості вужів гельмінтами використано стандартні паразитологічні показники: екстенсивність інвазії (*EI*), інтенсивність інвазії (*II*), індекс рясноти (*IP*).

Екстенсивність інвазії визначали за формулою:

$$EI = \frac{n_i \times 100 \%}{N},$$

де *EI* – екстенсивність інвазії, n_i – кількість екземплярів хазяїв, заражених паразитом *i*-го виду, *N* – загальне число обстежених особин хазяїна.

Індекс рясноти визначали за формулою:

$$IP = \frac{\sum x_i}{N},$$

де $\sum x_i$ – кількість виявлених гельмінтів *i*-го виду в досліджуваній вибірці хазяїв, *N* – загальна кількість препаратів екземплярів популяції хазяїна.

Інтенсивність інвазії визначали за формулою:

$$II = \frac{\sum x_i}{n},$$

де $\sum x_i$ – кількість виявлених гельмінтів i -го виду у вибірці популяції хазяїв, n – кількість заражених хазяїв i -м видом паразитів у вибірці.

Для оцінювання угруповань гельмінтів вужів використано статистичні індекси, які враховують кількість видів та їх рясноту. Для оцінки угруповань використані такі індекси: індекс домінування Бергера – Паркера; індекси біорізноманіття Шеннона (для компонентних угруповань) та Бріллюена (для інфраугруповань).

Індекс біорізноманіття Бріллюена (HB) – цей різновид індексу Шеннона використовується для оцінювання інфраугруповань, якщо відома точна кількість особин у досліджуваному просторі, тому розраховані показники автоматично значимі:

$$HB = \frac{(\ln N! - \ln n_i !)}{N},$$

де HB – індекс біорізноманіття Бріллюена, N – загальна кількість гельмінтів в інфраугрупованні, n – чисельність виду в інфраугрупованні.

Різноманіття компонентних угруповань оцінювали за допомогою індексу біорізноманіття Шеннона (H):

$$H = \sum p_i \ln p_i,$$

де H – індекс біорізноманіття Шеннона, p_i – відносна чисельність i -го виду в компонентному угрупованні.

Для визначення домінування виду в угрупованнях використано непараметричний індекс домінування Бергера – Паркера:

$$D = \frac{N_{max}}{N_T},$$

де D – індекс домінування Бергера – Паркера, N_{max} – загальна кількість особин домінантного виду, N_T – загальна кількість гельмінтів в угрупованні.

Для аналізу інфрагруповань гельмінти були поділені за типом розвитку: автогенні види, для яких вужі – дефінітивні хазяї, та алогенні види, які паразитують у вужів на стадії личинки. Також гельмінти були поділені на широкоспецифічні види, у яких життєвий цикл відбувається у різних систематичних груп тварин, вузькоспецифічні – у яких життєвий цикл проходить тільки у зміях, та вивідкових – які паразитують у зміях на личинкових стадіях, проте не мають подальшого розвитку (Юрахно, 1991, Hartvigsen, Kennedy, 1993; Pineda-López et al., 2005, Violante et al., 2007, Poisot et al., 2013).

3.5. Методи досліджень морфофізіологічних параметрів та вгодованості змій

Для дослідження вгодованості та морфофізіологічних особливостей популяцій водяного вужа використано 32 особини з антропогенно трансформованих прибережних екосистем санітарно-захисної зони Придніпровської ТЕС, 39 особин із природних прибережних екосистем Майорової балки та 45 із природних прибережних екосистем НПП «Великий Луг». Відповідно для дослідження звичайного вужа виловлено 47 особин із природних лісових екосистем ПМБС ім. О. Л. Бельгарда та 54 з антропогенно трансформованих екосистем у межах м. Дніпро (правий берег р. Дніпро).

Морфофізіологічні особливості вужів досліджували у пострепродуктивний період. Для морфофізіологічного аналізу використовували внутрішні органи вужів, які активно беруть участь у процесах метаболізму: печінка, легеня, серце, ліва та права нирки. Внутрішні органи та тіло зважували на електронних вагах AXIS AD500, з точністю до 0,001 г. Відносна вага органів визначається за формулою (Шварц и др., 1968):

$$C = \frac{P_1}{P_0} \times 1\,000\text{ ‰},$$

де C – відносна вага органів (‰); P_1 – маса органа (г); P_0 – маса тіла тварини (г).

Для визначення характеру живлення розраховували коефіцієнт угодованості Фультона (Fulton, 1902), пов'язаний з лінійними розмірами та вагою змій (Froese, 2006; Nash et al, 2006; Ben et al, 2016):

$$Q = \frac{m}{(SVL + TL)^3},$$

де Q – коефіцієнт угодованості Фультона, m – маса тіла (г), SVL – довжина тіла (мм), TL – довжина хвоста (мм).

Для кожної характеристики діаграми демонструють середні значення (невеликий квадрат у центрі прямокутника та горизонтальні лінії для кожної популяції в цілому), перший і третій квартилі (верхня і нижня межі прямокутника), 95% довірчий інтервал (вертикальні лінії над і під прямокутником), викиди (показані зірочками) (див. Розділ 6 6.1-6.6).

3.6. Методи досліджень чисельності та статеві структури популяцій

Обліку вужів та їх статеві структури виконували випробуваними методами у весняно-літній та літньо-осінній періоди року. На одних і тих самих маршрутах протягом часу досліджень (Динесман, Калецкая, 1952; Тертышникова, 1973; Шляхтин, Голикова, 1986; Булахов и др., 2007).

Чисельність визначали методом стрічкових проб. Ширина стрічки залежала від ширини узбережжя, густоти (рис. 3.5).



Рис. 3.5. Схема дослідження чисельності змій методом стрічкових проб (схема за Булахов и др., 2007)

Довжина маршруту залежно від парцелярної структури та загальних розмірів біогеоценозу коливалася від 1 000 до 2 000 м. Ширина стрічки залежала від густоти трав'яного та чагарникового ярусів (1–3 м).

Стать змій визначали за зовнішніми статевими ознаками та за первинними, якщо тварин препарували. Співвідношення статей залежно від пори року та екосистеми оцінювали за допомогою критерію χ^2 (Хайрутдинов, 2009).

3.7. Метод визначення вмісту важких металів в органах водяного вужа

Для дослідження вмісту важких металів в органах водяного вужа використали біологічний матеріал 7 особин з антропогенно трансформованих екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС, 7 особин із прибережних екосистем Майорової балки та 8 з природних прибережних екосистем НПП «Великий Луг».

Концентрації біогенних (мідь, цинк) і металів, які не виконують біологічних функцій (свинець, кадмій) в органах *N. Tessellata*, визначалися загальноприйнятими методами після розтину вужів. Органи (нирки, печінка, кістки) поміщали у фарфорові тиглі, дегідратували у сушильній шафі за $t^\circ = 100^\circ \text{C}$; сухий залишок органів зважували на електронних вагах AXIS AD500 з точністю до 0,001 г (необхідна маса для аналізу становила 0,5–1,0 г, тому у разі недостатньої маси наважки поєднували органи особин одного віку з однієї популяції); зоління проводили у муфельній печі за $t^\circ = 450^\circ \text{C}$. Отриману золу змочували 0,5 мл концентрованої азотної кислоти та 0,5 мл дистилляту; після розчинення золи отриманий розчин із додаванням 10 мл дистилляту фільтрували через беззольні фільтри; далі промивали тигель 10 мл дистилляту та доводили обсяг розчину до 25 мл. Визначення мікроелементів в отриманому розчині виконували на атомно-адсорбційному спектрофотометрі ААС-30 (Хавезов, Цалев, 1983).

Вміст мікроелементів в органах розраховували за формулою:

$$C_0 = \frac{C_1 \times V}{P},$$

Де C_0 – показник вмісту важких металів в органах вужів, мг/кг сухої маси, C_1 – концентрація металу в 1 мл розчину (мкг/мл), V – об'єм розчину, мл; P – маса органа (суха маса), г (Методические указания, 1987; Мисюра и др., 2008).

3.8. Методи статистичної обробки даних

Статистична обробка даних здійснена шляхом розрахунку середнього значення ($\bar{x}$), медіани (M) і середньоквадратичного відхилення (SD), коефіцієнта варіації (CV , %), мінімальне і максимальне значення ($Min-Max$). Значущі відмінності між досліджуваними вибірками оцінювали за допомогою MANOVA, ANOVA, критерію χ^2 , U-критерію Манна-Уїтні, виконаних у пакеті Statistica 10 (StatSoft, Inc., USA, 2011). Відмінності вважали значущими за $P < 0,05$.

Перелік посилань

1. Банников, А. Г., Даревский, И. С., & Рустамов, А. К. (1971). Земноводные и пресмыкающиеся СССР. Просвещение, Москва.
2. Гаевская, А. В. (2004). Паразиты и болезни морских и океанических рыб в природных и искусственных условиях. Гидрофизика, Севастополь.
3. Ивашкин, В. М., Контримавичус, В. Н., & Назарова, Н.С. (1971). Методы сбора и изучения гельминтов наземных млекопитающих. Наука, Москва.
4. Ильина, Г. В. (2011). Эколого-физиологический потенциал природных изолятов ксилотрофных базидиомицетов. Автореф. дисс. ... докт. биол. наук, Пенза.
5. Юрахно, М. В. (1991). О необходимости унификации паразитологической терминологии. Паразитология, 25(1), 48–52.
6. Захаров, В.М. (1987). Асимметрия животных: популяционно-феногенетический подход. Наука, М.

7. Збірник показників емісії (питомих викидів) забруднюючих речовин в атмосферне повітря різними виробництвами. Том І. (2004). УкрНТЕК, Донецьк.
8. Кроїк, Г. А., & Пацкова, Ю. Л. (2011). Оцінка екологічного стану природних вод в зоні дії Придніпровської ТЕС. Вісник Дніпропетровського університету. Геологія, географія, 19(32), 1–7.
9. Колб, В. Г., & Камышников, В. С. (1982). Справочник по клинической химии .Изд-во ЦК КП Белоруссии, Минск.
10. Скрыбин К.И. (1928). Метод полных гельминтологических вскрытий позвоночных, включая человека. Изд-во МГУ, М.
11. Мисюра, А. Н., Марченковская, А. А., & Чернышенко, С. В. (2008). Характеристика показателей накопления микроэлементов в организме амфибий из биотопов, находящихся под влиянием отходов предприятий различных видов промышленности. Праці Українського герпетологічного товариства, (1), 47–54.
12. МУ № 01-19/47-11-92. Методические указания по атомно-абсорбционным методам определения токсичных элементов в пищевых продуктах и пищевом сырье. (1992). Госкомсанэпиднадзор, М.
13. Мэгарран Э.(1992).Экологическое разнообразие и его измерение. Мир, М.
14. Чобан, А. Ф., & Чобан, С. Я. (2008). Оцінка впливу стічних вод ТЕС на природні водні об'єкти, Екологія довкілля та безпека життєдіяльності, 4, 52-58.
15. Хайрутдинов, И. З. (2009). К изучению половой структуры популяций прыткой ящерицы *Lacerta agilis* L. трансформированных территорий. Ученые записки Казанского университета. Серия Естественные науки, 151(2), 156–161.
16. Хавезов, И., & Цалев, Д. (1983). Атомно-абсорбционный анализ. Ленинград.

17. Шарпило, В. П. (1976). Паразитические черви пресмыкающихся СССР. Наукова думка, Киев.
18. Даревский, И. С., Щербак, Н. Н., Татаринов, К. А., Ищенко, В. Г., Писанец, Е. М., Тарашук, С. В., Токарь, А. А., Манило, В. В., Гаранин, В. И., Ушаков, В. А., & Пястолова, О. А. (1989). Руководство по изучению земноводных и пресмыкающихся. Наукова думка, Киев.
19. Шварц, С.С., Смирнов, В.С., & Добринский, Л.Н. (1968). Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. Труды Урал. фил. Ин-та экологии растений и животных АН СССР, 58, Свердловск.
20. Ben, L. , Zhang, W., Xiaoxiao, S., Enle, P., Xiao, Y., Yujie, S., & Zhenghuan, W. (2016). The Impacts of Urbanization on the Distribution and Body Condition of the Rice-paddy Frog (*Fejervarya multistriata*) and Gold-striped Pond Frog (*Pelophylax plancyi*) in Shanghai, China, 200–209.
21. Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. Journal of applied ichthyology, 22(4), 241–253.
22. Hartvigsen, R., & Kennedy, C. R. (1993). Patterns in the composition and richness of helminth communities in brown trout, *Salmo trutta*, in a group of reservoirs. Journal of Fish Biology, 43(4), 603–615.
23. Holmes, J. C., & Price, P. W. (1986). Communities of parasites. Community ecology: pattern and process. Kikkawa, J., & Anderson, D. J. (Ed.) Blackwell Scientific Publications, Oxford, 187–213.
24. Kuzmin, Y., Junker, K., & Bain, O. (2014). Infective larvae of Rhabdiasidae (Nematoda): comparative morphology of seven European species. Acta parasitologica, 59(1), 31–41.
25. Kuzmin, Y., de Vasconcelos Melo, F. T., da Silva Filho, H. F., & dos Santos, J. N. (2016). Two new species of *Rhabdias* Stiles et Hassall, 1905 (Nematoda: Rhabdiasidae) from anuran amphibians in Pará, Brazil. Folia parasitologica, 63(1), 1–10.

26. Nash, R. D., Valencia, A. H., & Geffen, A. J. (2006). The origin of Fulton's condition factor—setting the record straight. *Fisheries*, 31(5), 236–238.
27. Liu, Y., Mebert, K., & Shi, L. (2011). Notes on distribution and morphology of the dice snake (*Natrix tessellata*) in China. *Mertensiella*, 18, 430–436.
28. Pineda-López, R., Salgado-Maldonado, G., Soto-Galera, E., Hernández-Camacho, N., Orozco-Zamorano, A., Contreras-Robledo, S., Cabañas-Carranza G., & Aguilar-Aguilar, R. (2005). Helminth parasites of viviparous fishes in Mexico. *Viviparous fishes*. New Life Publications, Florida, 437–456.
29. Poisot, T., Stanko, M., Miklisova, D., & Morand, S. (2013). Facultative and obligate parasite communities exhibit different network properties. *Parasitology*, 140(11), 1340–1345.
30. Violante-González, J., Aguirre-Macedo, M. L., & Mendoza-Franco, E. F. (2007). A checklist of metazoan parasites of fish from Tres Palos Lagoon, Guerrero, Mexico. *Parasitology Research*, 102(1), 151–161.

РОЗДІЛ 4

ПРОСТОВА ТА СТАТЕВА СТРУКТУРА

4.1. Просторова структура та чисельність популяцій *N. tessellata*

Простір, який займає популяція, надає їй засоби існування – забезпечення кормовими ресурсами, умовами розмноження, захисту тощо. Повнота використання ресурсів простору залежить як від чисельності популяції, так і особливостей її екологічної ємності. Залежно від екологічної ємності та ступеня забезпечення сприятливих умов розвитку, які б задовольняли екологічні вимоги популяції, розподіл організмів у різних екосистемах різний. На просторовий розподіл суттєво впливає сама різномірність структури екосистеми (Булахов та ін., 2007).

Просторова структура популяції відображає характер розміщення організмів у конкретній екосистемі, агрегованість розміщення особин у певній популяції (Флинт, 1971).

Для гігрофільних видів герпетофауни головні чинники, які зумовлюють просторовий розподіл особин в екосистемі, – це ступінь обводненості території та затіненість суходільних ділянок екосистем.

Популяції різних видів герпетофауни на вплив техногенного забруднення або інших антропогенних чинників можуть відповідати зміною типу просторової структури популяції (Булахов, 2001; Булахов, Губанова, 2004). Антропогенні перетворення біотопів впливають на біотопічні характеристики (вологість, температура тощо), які можуть мати велике значення для проживання особин виду і, таким чином, змінювати просторову структуру популяцій. Ці зміни зумовлені пошуком особинами виду найсприятливіших ділянок екосистеми для свого існування.

У цілому, з посиленням рівня забруднення просторова структура популяцій вужів зі стрічкового суцільного типу – до стрічкового розірваного типу просторової структури популяції (Булахов та ін., 2007).

На територіях, що досліджувалися, водяний вуж зустрічається уздовж кам'янистих берегів р. Дніпро, покритих деревами та кущами, а також в невеликих заплавах (рис. 4.1) (Гасо, 2011). Такі біотопи надають зміям надійні укриття і місця для зігрівання. Цей вид визнається облігатним гігрофілом у зв'язку з приуроченістю до водних екосистем, що зумовлено його трофікою.



Рис. 4.1. Характерні прибережні біотопи мешкання водяного вужа

Досліджувані популяції водяного вужа характеризуються вузькострічковим типом просторової структури. У місцях із найбільш оптимальними умовами відмічено скупчення вужів групами до 8–11 особин. У малотрансформованих екосистемах національного природного парку «Великий Луг» на придатних для проживання ділянках просторова структура популяції вузькострічкова суцільна. В антропогенно трансформованих екосистемах санітарно-захисної зони Придніпровської ТЕС – вузькострічкова розірвана, що відображає наявність антропогенного навантаження на

територію (Булахов и др., 2001). Популяція прибережних екосистем Майорової балки має дещо проміжні характеристики просторової структури (є невеликі ділянки, де вужі трапляються нечасто), але, в цілому, вони відповідають вузькострічковому суцільному типу.

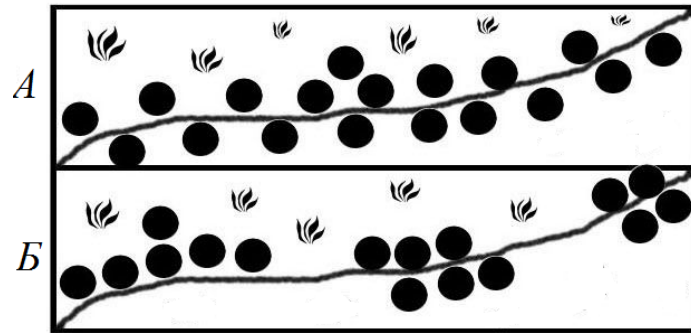


Рис 4.2. Вузькострічкова просторова структура популяцій водяного вужа: А – суцільна, Б – розірвана (схема за Булахов и др., 2007)

У період із травня до початку червня достовірно найбільшу ($p = 0,048$) щільність популяцій *N. tessellata* відмічено на території природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг»), в середньому вона складає $10,2 \pm 0,89$ ос./100 м маршруту, при цьому чисельність в антропогенно трансформованих прибережних екосистемах р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС) становить $8,6 \pm 0,90$ ос./100 м, на території природних прибережних екосистем р. Дніпро (Майорова балка) – $9,2 \pm 1,12$ особини на 100 м (рис 4.3).

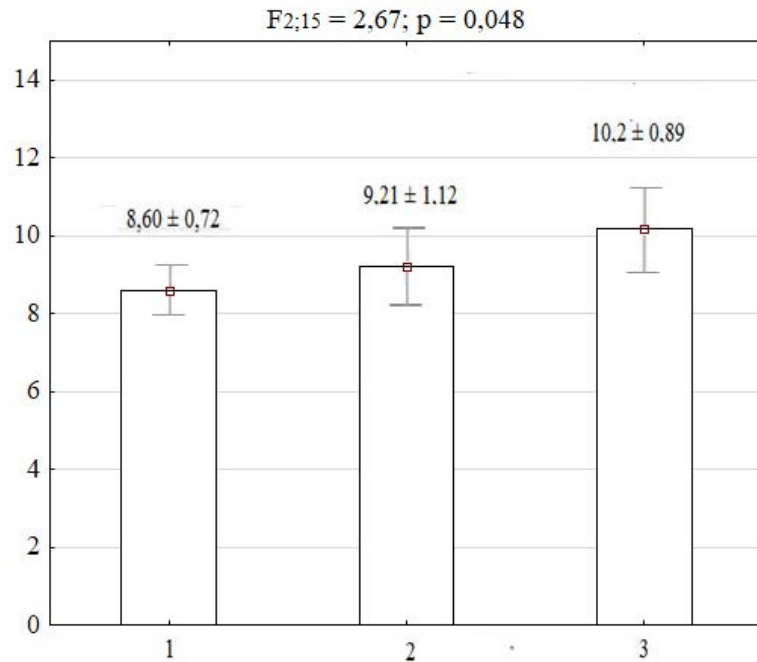


Рис. 4.3. Щільність населення (ос. / 100 м берегової лінії) водяного вужа в період травень – початок червня в умовах північного степового Придніпров'я. По осі абсцис: 1 – антропогенно трансформовані прибережні екосистеми р. Дніпро (санітарно-захисна зона Придніпровської ТЕС), 2 – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (район Майорової балки) 3 – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (НПП «Великий Луг»)

Така ж тенденція спостерігається для періоду кінця серпня – початку жовтня. На території природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг») зафіксована чисельність водяного вужа $11,28 \pm 1,03$, що достовірно більше ($P = 0,03$), ніж на території антропогенно трансформованих прибережних екосистем р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС) ($9,00 \pm 0,90$) та природних прибережних екосистем р. Дніпро (район Майорової балки) ($9,50 \pm 0,54$) (рис. 4.4).

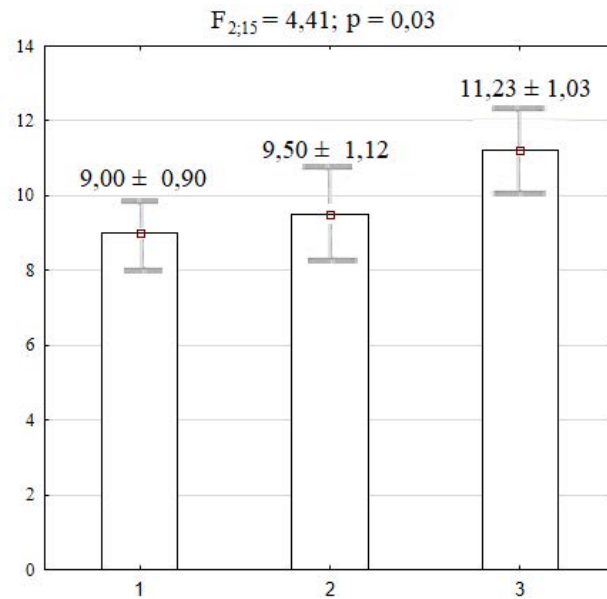


Рис. 4.4. Щільність населення (ос. / 100 м берегової лінії) водяного вужа в період кінець серпня – початок жовтня в умовах північного степового Придніпров'я: по осі абсцис: 1 – антропогенно трансформовані прибережні екосистеми р. Дніпро (санітарно-захисна зона Придніпровської ТЕС), 2 – Природні прибережні екосистеми р. Дніпро (район Майорової балки), 3 – Природні прибережні екосистеми р. Дніпро (НПП «Великий Луг»)

Протягом досліджуваних періодів активності водяного вужа, що досліджувалися, показники щільності населення популяцій суттєво не змінюються.

4.2. Статеві структура популяцій *N. tessellata*

На результати визначення статевої структури популяції впливає активність особин різної статі. У певні сезони самиці і самці можуть віддавати перевагу різним біотопам (Гассо, 2011; Parker, 2002). У природних прибережних екосистемах р. Дніпро (НПП «Великий Луг») протягом усього періоду активності переважають самці. Навесні вони значно активніші, а до осені співвідношення статей вирівнюється з їх незначним переважанням ($\chi^2 =$

12,8; $p = 3,3 \times 10^{-4}$). Навпаки, в прибережних екосистемах Майорової балки (р. Дніпро) частіше трапляються самиці, кількість яких збільшується на кінець серпня – початок вересня ($\chi^2 = 14,40$; $p = 1,4 \times 10^{-4}$). У популяції водяного вужа з антропогенно трансформованих прибережних екосистем р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС) частка самиць значно переважає частку самців у репродуктивний період, але до осені співвідношення статей вирівнюється ($\chi^2 = 26,9$; $p = 5,3 \times 10^{-6}$) (рис. 4.5).

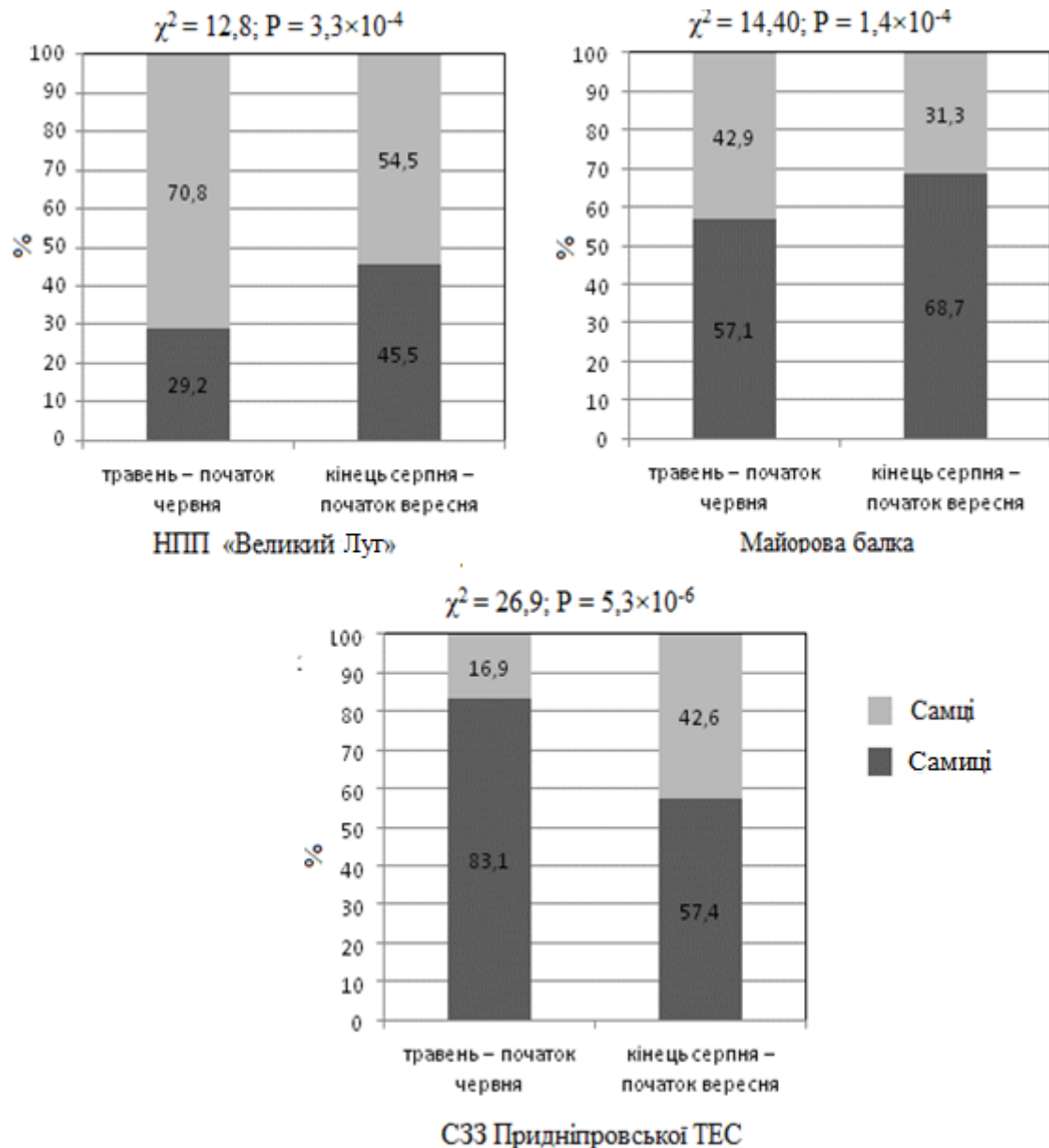


Рис. 4.5. Сезонна динаміка статеві структури популяцій *N. tessellata* в екосистемах, що досліджувалися, в умовах степового Придніпров'я

Співвідношення статей в популяціях різних екосистем – неоднакове. На території Майорової балки та у санітарно-захисній зоні Придніпровської ТЕС спостерігається переважання самиць над самцями протягом усього періоду дослідження. Для популяції з природних прибережних екосистеми р. Дніпро (НПП «Великий Луг») простежується зворотна тенденція: протягом усього періоду активності частка самців переважає частку самиць у популяції (рис 4.6).

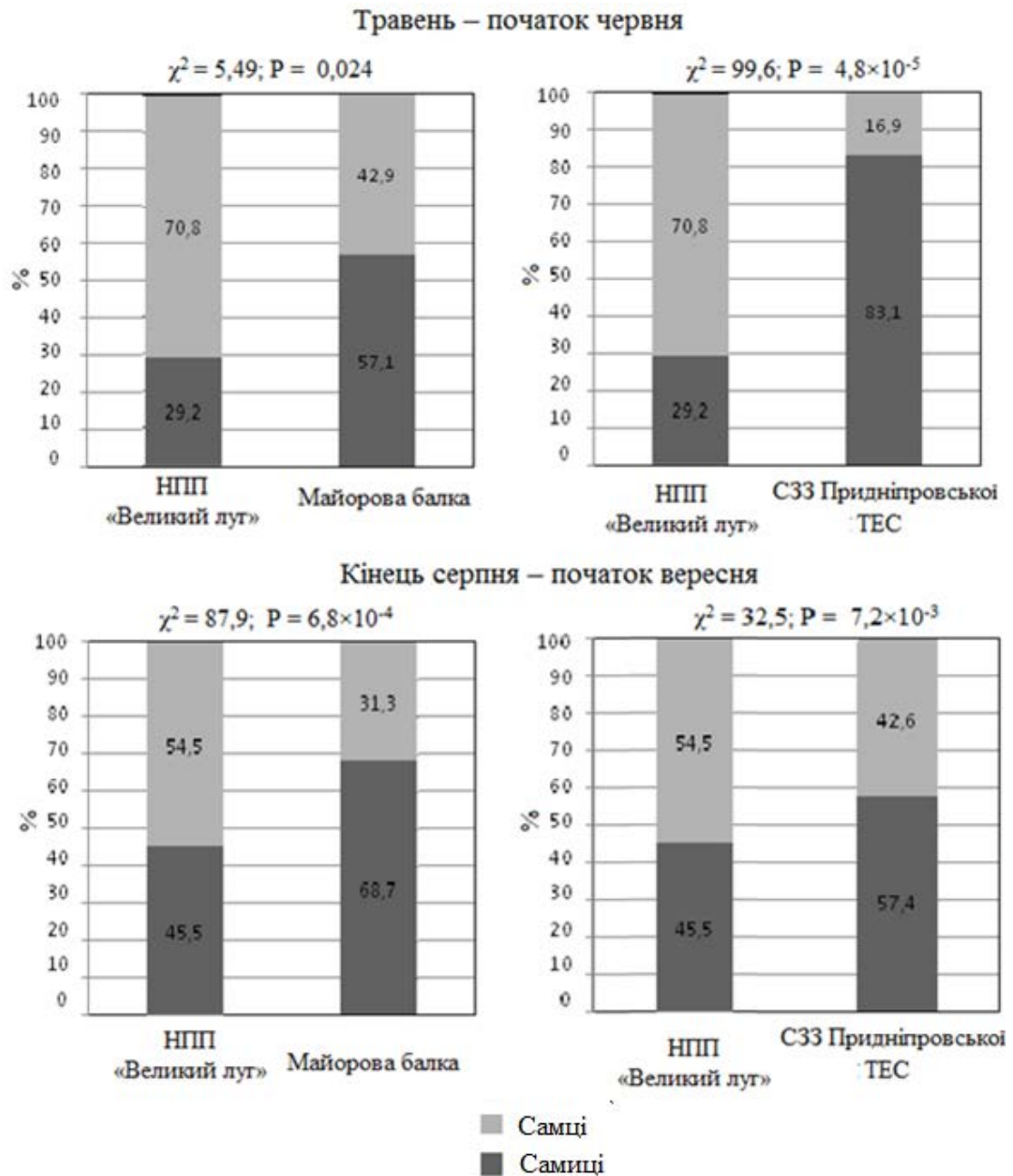


Рис. 4.6. Аналіз міжпопуляційних відмінностей статеві структури популяцій *N. tessellata* в умовах степового Придніпров'я

4.3. Просторова структура та чисельність популяцій *N. natrix*

Звичайний вуж як гігрофільний вид в умовах Дніпропетровщини зустрічається на території вологих біотопів із наявністю об'єктів живлення – представників батрахофауни.

Популяції звичайного вужа мають широкострічковий тип просторової структури. Як у малотрансформованих екосистемах Присамар'я, так і в антропогенно трансформованих екосистемах правобережжя р. Дніпро виявлено широкострічкову розірвану просторову структуру (рис. 4.7), що відображає екологічні особливості цього виду, який набагато менше екологічно прив'язаний до водойм, ніж водяний вуж (Булахов и др., 2001).

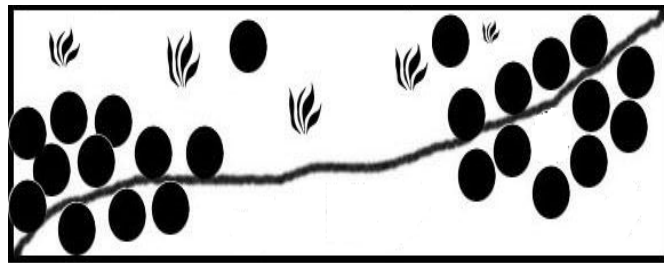


Рис 4.7. Широкострічкова просторова структура популяцій звичайного вужа (схема за Булахов и др., 2007)

На території Присамар'я зафіксовано високу щільність населення звичайних вужів по берегах р. Самара, а також у заплавних озерах (оз. Княгиня та ін.) (Гассо, 2011). В антропогенних екосистемах цей вид мешкає у наводноводних та водних екосистемах, де може знайти їжу, укриття та місця для баскінгу (рис. 4.8). З іншого боку, звичайний вуж менше залежить від наявності водойми, ніж водяний, оскільки риба – не його основна їжа.



Рис. 4.8. Характерні біотопи проживання звичайного вужа в умовах екосистем північного степового Придніпров'я

Експериментально доведено, що для цього виду характерний позитивний фото- та термотаксис (Желанкин, 2013).

Протягом травня – початку червня та кінця серпня – початку жовтня щільність населення популяцій звичайного вужа у природних лісових екосистемах Присамар'я (ПМБС ім. О. Л. Бельгарда) та в антропогенно трансформованих екосистемах м. Дніпро статистично не відрізняється (рис. 4.9, 4.10). Дослідження показали, що восени середня щільність населення популяцій *N. natrix* в екосистемах достовірно не змінюється порівняно з весняними обліками.

У цілому, чисельність звичайного вужа в умовах екосистем, що досліджувалися, відповідає більшості літературних даних (Бакиев и др., 2001; Бакиев и др., 2004; Банников и др., 1956; Булахов та ін., 2007; Гордеев, 2012; Гуськов и др., 1983; Пикулик и др., 1988; Worczyk, 2007). Звичайний вуж – це досить пластичний вид, який до певної межі здатен підтримувати свою чисельність в умовах антропогенно трансформованих біотопів.

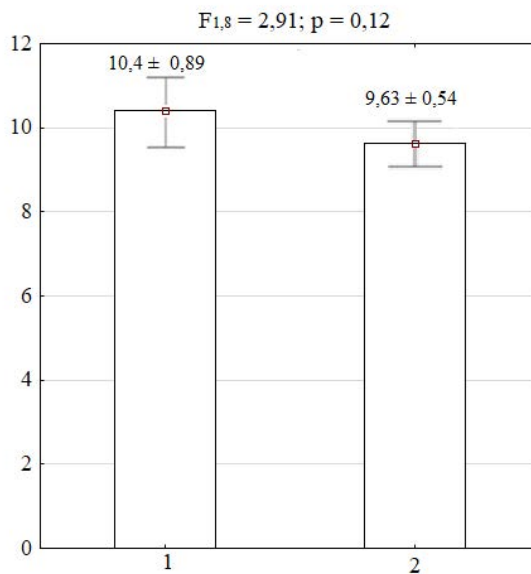


Рис. 4.9. Щільність населення звичайного вужа (ос. / 100 м маршруту) в період травня – початку червня в умовах північного степового Придніпров'я. По осі абсцис: 1 – антропогенно трансформовані екосистеми правого берега р. Дніпро (у межах м. Дніпро), 2 – природні лісові екосистеми Присамар'я (ПМБС ім. О. Л. Бельгарда)

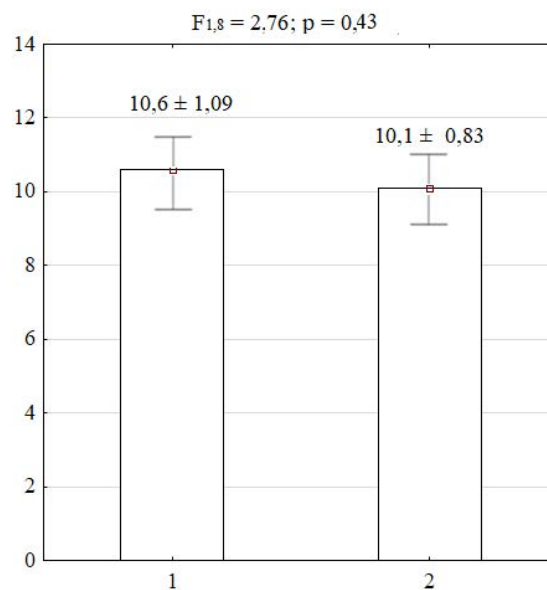


Рис. 4.10. Щільність населення звичайного вужа (ос. / 100 м маршруту) в період кінець серпня – початок жовтня в умовах екосистем степового Придніпров'я. По осі абсцис: 1 – антропогенно трансформовані екосистеми правого берега р. Дніпро (у межах м. Дніпро), 2 – природні лісові екосистеми Присамар'я (ПМБС ім. О. Л. Бельгарда)

4.4. Статева структура популяцій *N. natrix*

За співвідношенням статей у репродуктивний період між популяціями з різних екосистем, що досліджувалися, статистичних відмінностей не визначено. На початку осені у популяціях зростає частка самців. Частка самців у популяціях в антропогенно трансформованих екосистемах правого берега р. Дніпро достовірно вища, ніж у популяціях із природних лісових екосистем ПМБС ім. О. Л. Бельгарда.

На кінець травня – початок червня самиці переважають як у природних лісових екосистемах Присамар'я (ПМБС ім. О. Л. Бельгарда), так і в антропогенно трансформованих екосистемах правобережжя р. Дніпро. З кінця серпня до початку жовтня обліки у відповідних екосистемах вказують на зростання та, в подальшому, переважання частки самців у популяціях (рис. 4.11).

Вважається, що в період із середини травня по червень частіше трапляються самиці звичайного вужа через їх більшу денну активність внаслідок необхідності кращого прогрівання у період формування яєць. Після відкладання яєць відносна активність самиць знову знижується (Гассо, 2011; Гордеев, 2012; Madsen, 1984).

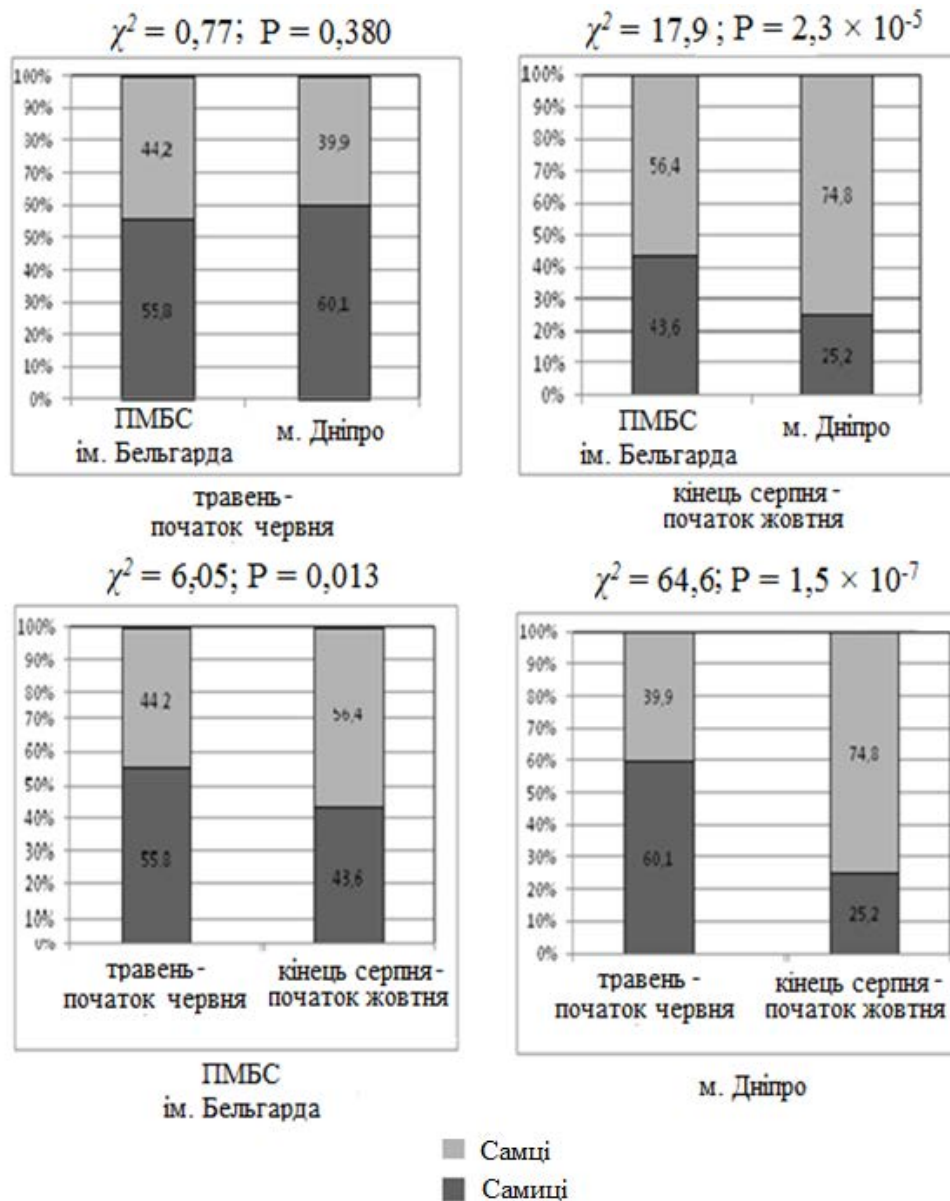


Рис. 4.11. Статевая структура популяцій *N. natrix* в умовах північного степового Придніпров'я

Висновки по розділу

1. Виявлено, що в умовах північного степового Придніпров'я щільність популяцій звичайного вужа досягає 9–10 особин на 100 м маршруту, що відповідає більшості літературних даних (Бакиев и др., 2004; Булахов та ін., 2007; Гордеев, 2012; Borczyk, 2007).

2. Щільність популяції *N. tessellata* у природних малотрансформованих прибережних екосистемах НПП «Великий Луг» досягає, у середньому, 10–11 особин на 100 м маршруту. Цей показник

вищий ніж в антропогенно трансформованих екосистемах санітарно-захисної зони Придніпровської ТЕС як навесні (травень – початок червня) – майже на 15,7 %, так і восени (кінець серпня – початок жовтня) – на 19,9 %. Також чисельність популяції водяного вужа НПП «Великий Луг» перевищує відповідний показник із прибережних екосистем Майорової балки навесні та восени на майже 10 та 15,4 % відповідно. Такі дані можуть свідчити про більш сприятливі умови для існування *N. tessellata* в умовах НПП «Великий Луг».

3. Щільність популяцій *N. natrix* у популяціях з антропогенно трансформованих екосистем правобережжя р. Дніпро (у межах м. Дніпро) та з природних лісових екосистем Присамар'я (ПМБС ім. О. Л. Бельгарда) достовірно не відрізняється протягом року, що може свідчити про відносну екологічну пластичність цього виду.

4. Просторова структура популяції водяного вужа залежить від антропогенного впливу на екосистему. У малотрансформованих екосистемах просторова структура популяції вузькострічкова суцільна, а в антропогенно трансформованих – вузькострічкова розірвана. Для вужа звичайного виявлено широкострічкову розірвану популяційну структуру незалежно від антропогенного навантаження на екосистеми, що досліджувалися.

5. В умовах природних малотрансформованих прибережних екосистем НПП «Великий Луг» частка самців у популяції *N. tessellata* сягає 70,8 % навесні та 54,5 % восени. У популяціях з антропогенно трансформованих екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС та природних прибережних екосистем р. Дніпро (район Майорової балки) протягом усього періоду активності домінують самиці, частка яких сягає 83 % навесні та 57,4 % восени. Це може бути пов'язано з потребою в регуляції чисельності водяного вужа в екосистемах з екстремальними умовами існування, що пов'язано з антропогенним тиском та порівняно більшими наслідками людської діяльності, як, наприклад, пожежі, випал сухої трави, випас худоби тощо. За літературними даними переважання самиць виявлено в популяціях

деяких представників герпетофауни з порушених екосистем (Вершинин, 1997; Пескова, 2000).

6. Статистично найбільша частка самців *N. tessellata* визначена в популяції водяного вужа з природних прибережних екосистем НПП «Великий Луг» як навесні (70,8 %), так і восени (54,5 %). Відповідно найбільша частка самиць виявлена в популяціях з антропогенно трансформованих прибережних екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС навесні (83,1 %) та з природних прибережних екосистем Майорової балки восени (68,7 %). Збільшення частки самиць у популяціях наземних хребетних вважають одним із механізмів адаптації до несприятливих чинників навколишнього середовища, що дозволяє збільшувати потенційну народжуваність у популяції (Вершинин, 1997; Пескова, 2000).

7. Статова структура популяцій *N. tessellata* має значущі сезонні відмінності (весна – осінь) через збільшення частки самиць: у природних екосистемах НПП «Великий Луг» – на 16,3 %, на 11,6 % – у природних екосистемах Майорової балки. В антропогенно трансформованих прибережних екосистемах СЗЗ Придніпровської ТЕС, навпаки, відбувається зменшення частки самиць на 25,7 %.

8. За статовою структурою популяції звичайного вужа антропогенно трансформованих екосистем правобережжя р. Дніпро (у межах м. Дніпро) та природних лісових екосистем Присамар'я (ПМБС ім. О. Л. Бельгарда) у травні – на початку червня статистично не відрізняються. Проте з кінця серпня – на початку вересня у цих популяціях збільшується частка самців – до 74,8 % та 56,4 % у відповідних екосистемах, що зумовлює різну статеву структуру цих популяцій.

9. Сезонна динаміка статевої структури популяцій *N. Natrix* відбувається в обох екосистемах, що досліджувалися, за рахунок збільшення частки активних самців восени.

Перелік посилань

1. Булахов, В. Л. (2001). Общие закономерности формирования и распределения населения земноводных в степных лесах Украины. Вопросы герпетологии: Матер. 1-го съезда Герпетол. о-ва им. А. М. Никольского (Пушино-на-Оке, 4–7 дек. 2000 г.). Ред. Н. Б. Ананьева, И. С. Даревский, Е. А. Дунаев и др. Пушино. Москва, 48–50.
2. Булахов, В. Л., Гассо, В. Я., & Пахомов, О. Є. (2007). Біорізноманіття України, Дніпропетровська область. Земноводні та плазуни (*Amphibia et Reptilia*). Вид-во Дніпропетр. ун-ту, Дніпропетровськ.
3. Булахов, В. Л., & Губанова, Н. Л. (2004). Закономірності біогеоценотичного розподілу ріючої форми земноводних – часникової жаби (*Pelobates fuscus*) в лісових біогеоценозах Присамар'я. Сучасні проблеми зоологічної науки: Мат. Всеукр. наук. конф., присвяч. 170-річчю заснування кафедри зоології та 100-річчю з дня народження проф. О. О. Кістяківського. КНУ, Київ, 22–24.
4. Вершинин, В. Л. (1997). Экологические особенности популяций амфибий урбанизированных территорий. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук, Екатеринбург.
5. Гассо, В. Я. (2011). Характеристика популяцій звичайного вужа лісових біогеоценозів Присамар'я. Вісник Дніпропетр. ун-ту. Біологія. Екологія, 19(2), 136–142.
6. Гордеев, Д. А. (2012). Особенности распространения, биологии, экологии и морфологии ужа обыкновенного *Natrix natrix* (Linneaus, 1758) Волгоградской области. Известия Самарского научного центра Российской академии наук, 14(1), 150-153.
7. Желанкин, Р. В. (2013). Влияние различных условий освещенности на некоторые аспекты поведения обыкновенного ужа (*Natrix natrix*) в лабораторном эксперименте. Вестник Тамбовского университета. Серия: Естественные и технические науки, 18(6), 3002-3005.

8. Пескова, Т. Ю. (2000). Половая структура популяций земноводных при обитании в чистых и загрязненных пестицидами водоемах. Современная герпетология, 1, 26–35.
9. Моднов, А. С. (2010). Особенности экологии обыкновенного ужа *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) Цнинского лесного массива (Тамбовская область). Вестник Тамбовского университета. Серия: Естественные и технические науки, 15(2), 660-664.
10. Флинт, В. Е. (1971). Пространственная структура популяций мелких млекопитающих. Наука, Москва.
11. Borczyk, B. (2007). The causes of intraspecific variation in sexual dimorphism in the common grass snake populations, *Natrix natrix* Linnaeus, 1758 (Serpentes, Colubridae): Data from the South Western Poland. Acta Zoologica Cracoviensia. Series A: Vertebrata, 50(1-1), 9–13.
12. Parker, W., & Plummer, V. (1987). Snakes: Ecology and Evolutionary Biology. The Blackburn Press, New Jersey.
13. Madsen, T. (1984). Movements, home range size and habitat use of radio-tracked grass snakes (*Natrix natrix*) in southern Sweden. Copeia, 707–713.

РОЗДІЛ 5

МОРФОЛОГІЧНА ХАРКТЕРИСТИКА *N. TESSELLATA*

Показники довжини тіла (*SVL*) водяних вужів у популяціях із різних біотопів не мають значущих відмінностей. Ця ознака характеризується невеликими коливаннями коефіцієнта варіації (13,1–19,0 %). Межа мінливості цього параметра для досліджуваних популяцій варіює від 360 до 870 мм (табл. 5.1).

Таблиця 5.1

Морфометричні ознаки водяного вуза в умовах степового Придніпров'я

Район дослідження	Параметр	$x \pm SD$	M	$CV, \%$	$Min-Max$
Майорова балка, n = 44	<i>SVL</i> , мм	$652 \pm 88,8$	664	13,6	405–870
	<i>TL</i> , мм	$149 \pm 20,1$	149	13,4	95–195
	<i>SVL/TL</i>	$4,47 \pm 0,482$	4,53	10,8	3,72–5,66
	<i>VS</i> , шт.	$181 \pm 4,58$	181	2,5	168–192
	<i>SBC</i> , шт.	$62,2 \pm 5,43$	62,0	8,8	46–72
	<i>MBS</i> , шт.	$18,9 \pm 0,15$	19,0	0,8	18–19
НПП «Великий Луг», n = 37	<i>SVL</i> , мм	$596 \pm 113,4$	605	19,0	360–845
	<i>TL</i> , мм	$140 \pm 25,90$	145	18,5	83–195
	<i>SVL/TL</i>	$4,22 \pm 0,413$	4,20	10,0	3,3–5,1
	<i>VS</i> , шт.	$183 \pm 5,73$	184	3,1	167–193
	<i>SBC</i> , шт.	$68,9 \pm 5,68$	70,0	8,2	55–81
	<i>MBS</i> , шт.	$18,8 \pm 0,44$	19,0	2,3	17–19
СЗЗ Придніпровської ТЕС, n = 20	<i>SVL</i> , мм	$608 \pm 79,7$	590	13,1	520–854
	<i>TL</i> , мм	$148 \pm 18,3$	152	12,4	110–176
	<i>SVL/TL</i>	$4,21 \pm 0,469$	4,00	11,2	3,7–5,4
	<i>VS</i> , шт.	$181 \pm 2,68$	181	14,8	177–187
	<i>SBC</i> , шт.	$62,4 \pm 3,93$	61,0	6,3	58–69
	<i>MBS</i> , шт.	$19,0 \pm 0,00$	19,0	0,0	19–19

Примітка: x – середнє значення, SD – середньоквадратичне відхилення, CV – коефіцієнт варіації (%), M – медіана, $Min-Max$ – мінімальне і максимальне значення; позначення параметрів: *SVL* – довжина тіла від початку голови до заднього краю анального щитка (мм), *TL* – довжина хвоста (мм), *SVL / TL* – відношення довжини тіла до довжини хвоста, *VS* – кількість черевних щитків від першого витягнутого поперек щитка на горлі до анального щитка не рахуючи останнього (шт.), *SBC* – кількість підхвостових щитків (шт.), *MBS* – кількість лусок навколо середини тіла (шт.)

Особини з мінімальною довжиною тіла виявлені в біотопах НПП «Великий Луг», з максимальними розмірами – в популяціях на території Майорової балки. Довжина хвоста (TL) водяних вужів змінюється в межах 83–195 мм і характеризується невисоким діапазоном коефіцієнта варіації (12,4–18,5 %). Шляхом аналізу цієї ознаки виявлено статистично значущі ($p < 0,05$) міжпопуляційні відмінності (табл. 5.2).

Статистично значимі ($p < 0,05$) відмінності між самками і самцями виявлені тільки для показника SVL , довжина тіла самиць, виловлених на контрольних територіях, достовірно перевищує довжину тіла самців (табл. 5.2). Дослідження індексу відношення довжини тіла до довжини хвоста показало міжстатеві і міжпопуляційні статистично значущі відмінності ($p < 0,05$). Межі мінливості цієї ознаки в популяціях, що досліджувалися, складають 3,3–5,6 при коефіцієнті варіації від 10 до 11,2 % (табл. 5.1). Максимальне значення цього індексу виявлене для самців із популяції НПП «Великий Луг» і становить 4,4. Найменше значення (4,0) вказаної ознаки відмічене для самиць водяних вужів із території Придніпровська (СЗЗ Придніпровської ТЕС).

Число лусок навколо середини тіла (MBS) – досить стабільний показник. Водяні вужі з антропогенно трансформованих біотопів СЗЗ Придніпровської ТЕС не відрізняються за цим показником від змій з інших популяцій, що досліджувалися. Межі мінливості цієї ознаки для всіх трьох популяцій становлять 17–19 лусок. 97,7–99,2 % водяних вужів із біотопів НПП «Великий Луг» і Майорова балка мають навколо тіла 19 лусок, що типово для цього виду в цілому.

Також не виявлено значущих відмінностей середніх значень кількості черевних щитків (VS) водяних вужів між досліджуваними популяціями. Межі значень цього показника в усіх трьох популяціях (167–193) відповідають таким, що притаманні цьому виду згідно з літературними даними. У той же час, найбільше і найменше значення показника VS відмічені для вужів із НПП «Великий Луг» (табл. 5.1). Статевих відмінностей за цією ознакою не

виявлено. Для вужів з антропогенно трансформованих біотопів Придніпровської ТЕС значення коефіцієнта варіації VS перевищує майже у 5 разів цей показник у популяціях змій на інших досліджуваних територіях.

Таблиця 5.2

Факторний аналіз морфометричних ознак водяного вужа
степоного Придніпров'я

Параметр	Фактор	Сума квадратів SS	Ступінь свободи N	Середній квадрат MS	F - критерій	p
SVL , мм	екосистема	172	2	86,0	0,87	0,42
	стать	808	1	807,6	8,17	$5,7 \times 10^{-3}$
	екосистема $\times$ стать	18,9	2	9,46	0,10	0,91
TL , мм	екосистема	74,4	2	37,2	5,17	$8,2 \times 10^{-3}$
	стать	14,3	1	14,3	1,99	0,16
	екосистема $\times$ стать	26,1	2	13,3	1,81	0,17
SVL / TL	екосистема	91,2	2	45,4	3,97	$2,3 \times 10^{-2}$
	стать	63,4	1	63,4	5,52	$2,1 \times 10^{-2}$
	екосистема $\times$ стать	86,9	2	43,4	3,78	$2,8 \times 10^{-2}$
VS шт.	екосистема	46,0	2	23,3	0,96	0,39
	стать	5,03	1	5,1	0,19	0,67
	екосистема $\times$ стать	15,0	2	8,1	0,32	0,73
SBC шт.	екосистема	161	2	80,3	4,76	$1,2 \times 10^{-2}$
	стать	437	1	436,5	25,9	$3,0 \times 10^{-6}$
	екосистема $\times$ стать	96,4	2	48,2	2,86	$6,5 \times 10^{-2}$
MBS шт.	екосистема	0,13	2	0,1	0,60	0,54
	стать	0,05	1	0,1	0,40	0,51
	екосистема $\times$ стать	0,22	2	0,2	1,10	0,35

Примітка: SVL – довжина тіла від початку голови до заднього краю анального щитка (мм), TL – довжина хвоста (мм), SVL / TL – відношення довжини тіла до довжини хвоста, VS – кількість черевних щитків від першого витягнутого поперек щитка на горлі до анального щитка не рахуючи останнього (шт.), SBC – кількість підхвостових щитків (шт.), MBS – кількість лусок навколо середини тіла (шт.)

Число пар підхвостових щитків (SBC) характеризується меншою мінливістю, ніж кількість черевних щитків, коефіцієнт варіації ознаки не перевищує 8,8 %. Виявлено значущі відмінності ($p < 0,05$) цього показника між популяціями, а також внутрішньопопуляційні статеві значущі відмінності ($p < 0,001$), (табл. 5.2). Кількість підхвостових щитків самиць варіює від 55 до 69, у самців – від 56 до 81. Змії, виловлені на території НПП «Великий Луг», мають велику кількість пар підхвостових щитків. Для більш

південних популяцій, згідно з літературними даними, можливе збільшення числа саме підхвостових щитків (Mebert, 2011).

Розподіл заочномкових щитків (*POS*) у *N. tessellata* з екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС достовірно відрізняється від цього показника у вужів із Майорової балки і НПП «Великий Луг» (рис. 5.1). Характерна комбінація заочномкових щитків 4/4 виявлена всього у 53,8 % вужів із території Придніпровська; 46,2 % мали інші комбінації: 2/3; 3/3; 4/3. В особин із популяцій, що займають малотрансформовані екосистеми, комбінація 4/4 зустрічалася у 61,8–73,7 % вужів, а у 26,3–38,2 % відмічено комбінації: 3/3; 4/3; 4/5. Одиначний випадок комбінації 5/5 виявлений у водяного вужа з Майорової балки. Високий відсоток білатеральної асиметрії у рептилій з біотопів поблизу Придніпровської ТЕС може опосередковано свідчити про більшу дестабілізацію процесу онтогенезу водяного вужа в умовах антропогенного навантаження (Feriche, et al., 1993; Herczeg et al., 2005; Weiperth et al., 2014 року, Новрузов, 2016), але для доказового ствердження такого взаємозв'язку потрібні додаткові дослідження. У вужів з інших фізико-географічних зон також може спостерігатися зростання кількості випадків асиметрії щиткування *N. tessellata* (Прилипко, 2014).

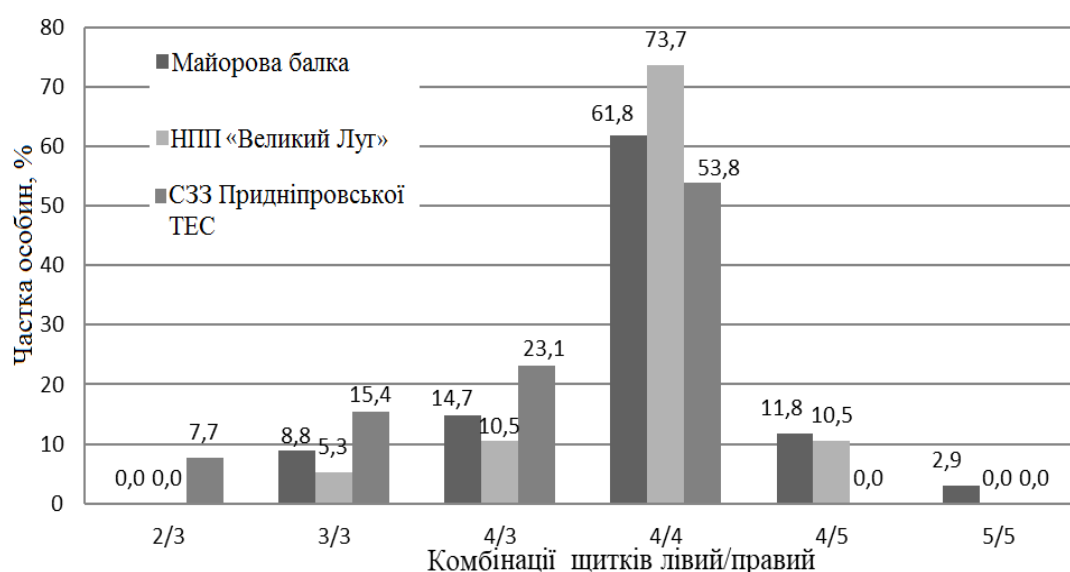


Рис. 5.1. Розподіл числа заочномкових щитків водяних вужів зі степового Придніпров'я

Для кількості скроневих щитків (TS) не виявлено внутрішньо- і міжпопуляційних значущих відмінностей (рис. 5.2). Ця ознака має високу стабільність: однакова для 94,1–100 % особин. Характерна комбінація цих щитків – 1 + 2. На контрольних ділянках також зустрічалися інші комбінації: 1 + 3/1 + 2, 1 + 3 і 1 + 2/1 + 1, але у невеликих кількостях.

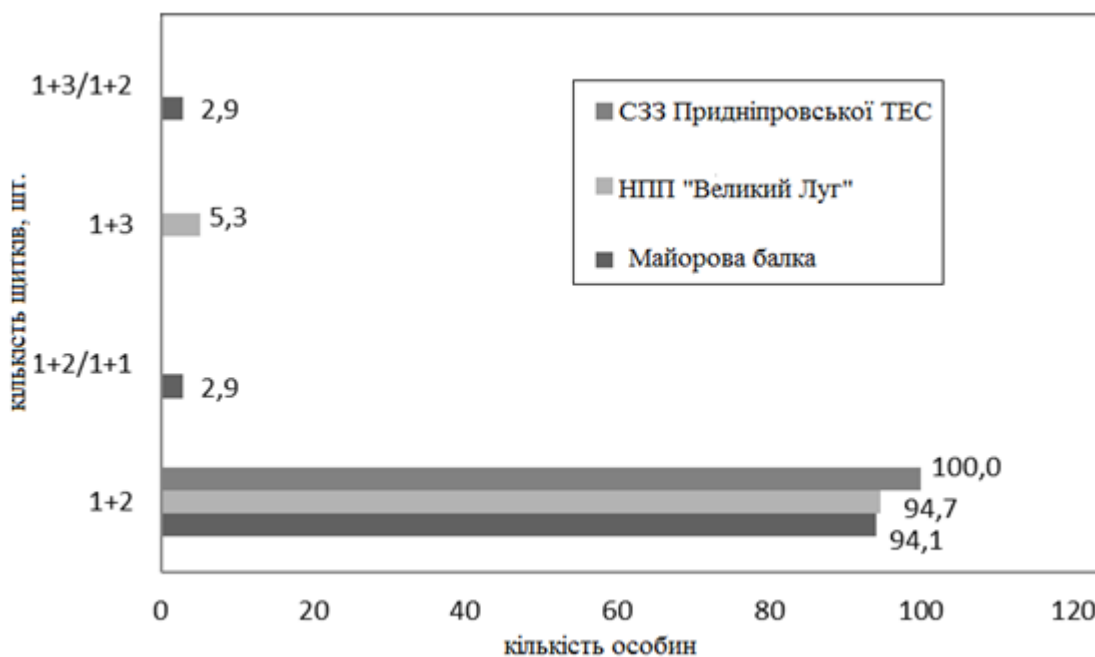


Рис. 5.2. Розподіл числа скроневих щитків водяних вужів в умовах степового Придніпров'я

Кількість верхньогубних щитків (SLS) у водяних вужів у популяціях, що досліджувалися, дорівнює 8 і не варіює. Лише в однієї особини із СЗЗ Придніпровської ТЕС зареєстровано 7 щитків.

Висновки по розділу

1. Мінливість розмірних показників та фолідозу водяного вужа, що характеризують екологічну та генетичну своєрідність популяцій, відповідає межах, описаним у літературі. У той же час, виявлено значущі відмінності між популяціями для показників довжини хвоста і, відповідно, кількості підхвостових щитків, що може відбивати географічні відмінності місць проживання. Збільшення показників білатеральної асиметрії деяких ознак

фолідозу може свідчити про вплив техногенного навантаження, що потребує додаткових досліджень.

2. Для водяних вужів характерний статевий диморфізм, що виявляється у значеннях довжини тіла, довжини хвоста і кількості підхвостових щитків. У самців відношення довжини тіла до довжини хвоста і кількість підхвостових щитків більше, ніж у самиць.

3. На території природних прибережних екосистем НПП «Великий Луг» самиці мають більші за самців розміри тіла. Крім того, самці водяного вужа на цій території відрізняються найвищою кількістю підхвостових щитків (до 81) порівняно з самцями інших досліджуваних популяцій.

4. Для популяції водяного вужа, який мешкає на території, що примикає до Придніпровської ТЕС, виявлено нехарактерну кількість і високий ступінь асиметрії заочноямкових щитків порівняно з вужами інших популяцій з малотрансформованих екосистем.

Перелік посилань

1. Прилипко, С. К. (2014). Анализ изменчивости морфологических признаков водяного ужа (*Natrix tessellata*) Волгоградской области. Вестник Волгоградского государственного университета, 11(2), 6-12.
2. Новрузов, Н. Э. (2016). Материалы по внешней морфологии водяного ужа (Serpentes: Colubridae: *Natrix*) островной популяции Каспийского моря. Приволжский научный вестник, 10(62), 37-42.
3. Feriche, M., Pleguezuelos, J. M., & Cerro, A. (1993). Sexual dimorphism and sexing of Mediterranean colubrids based on external characteristics. Journal of Herpetology, 357–362.
4. Herczeg, G., Szaby, K., & Korsys, Z. (2005). Asymmetry and population characteristics in dice snakes (*Natrix tessellata*): an interpopulation comparison. Amphibia-Reptilia, 26(3), 422–426.

5. Mebert, K. (2011). Geographic variation of morphological characters in the dice snake (*Natrix tessellata*). *Mertensiella*, 18, 11–19.
6. Weiperth, A., Potyo, I., & Puky, M. (2014). Diet composition of the dice snake (*Natrix tessellata* L., 1768) in the Danube River catchment area. *Acta Zool. Bulg.*, 66(7), 51–56.

РОЗДІЛ 6

МОРФОФІЗІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТА ПОКАЗНИКИ ВГОДОВАНOSTІ ЗМІЙ РОДУ *Natrix* В УМОВАХ СТЕПОВОГО ПРИДНІПРОВ'Я

6.1. Вгодованість *N. natrix* в умовах різних екосистем степового Придніпров'я

У процесі порівняння середнього індексу вгодованості звичайних вужів між популяціями з трьох екосистем, що досліджувалися, не виявлено статистично значимих відмінностей. Найбільший середній показник угодованості виявлений у самиць із популяції антропогенно трансформованих екосистем правого берега р. Дніпро (у межах м. Дніпро) та у самців із популяції природних лісових екосистем Присамар'я (ПМБС ім. О. Л. Бельгарда). За коефіцієнтом варіації розбіжності між популяціями не виявлені (табл. 6.1).

Таблиця 6.1

Вгодованість звичайного вужа *N. natrix* в умовах степового Придніпров'я

Район дослідження	<i>n</i>	Стать	$\bar{x} \pm SD$	<i>M</i>	<i>CV</i> , %	<i>Min–Max</i>
ПМБС ім. О. Л. Бельгарда	47	♂	$2,45 \pm 0,151$	1,83	6,16	1,72–1,97
		♀	$2,34 \pm 0,231$	1,76	9,87	1,81–2,07
м. Дніпро	54	♂	$2,54 \pm 0,471$	2,19	18,5	1,84–2,66
		♀	$1,85 \pm 0,201$	2,15	10,7	1,82–2,19

Примітка: $\bar{x}$ – середнє значення, *SD* – середньоквадратичне відхилення, *CV*– коефіцієнт варіації (%), *M* – медіана, *Min–Max* – мінімальне і максимальне значення.

Порівнюючи вгодованість популяцій звичайного вужа в умовах різних екосистем за допомогою MANOVA, не встановили значущих відмінностей між досліджуваними популяціями. Можливо, це пов'язано з достатньою кормовою базою. Відомо, що деякі земноводні, на яких полюють вужі, можуть підтримувати високу чисельність в екосистемах із високим антропогенним навантаженням (табл. 6.2) (Гаско, 2013, Zhelev et al., 2013).

Також відсутні статистичні відмінності між самицями та самцями у популяціях.

Таблиця 6.2

Аналіз MANOVA розмірно-вагових ознак звичайного вужа
в умовах степового Придніпров'я

Фактор	<i>F</i> -критерій	<i>p</i>
Екосистема	1,83	0,19
Стать	1,36	0,26
Екосистема × стать	0,19	0,68

6.2. Особливості морфофізіологічних показників внутрішніх органів *N. natrix*

Дослідження відносної ваги деяких внутрішніх органів звичайних вужів показало, що за індексом печінки визначено значущі відмінності між популяціями *N. natrix* із різних екосистем ($p = 0,01$) та за фактором статті ($p = 5,3 \times 10^{-3}$). При порівнянні популяцій вужів з досліджуваних екосистем за статевими ознаками статистичних значущих відмінностей не виявлено (табл. 6.3).

Таблиця 6.3

Факторний аналіз морфофізіологічних ознак звичайного вужа
в умовах степового Придніпров'я

Параметр	Фактор	Сума квадратів <i>SS</i>	Ступінь свободи <i>N</i>	Середній квадрат <i>MS</i>	<i>F</i> -критерій	<i>p</i>
Печінка	екосистема	210,41	1	210,41	7,97	$9,2 \times 10^{-3}$
	стать	438,73	1	438,73	16,60	$5,1 \times 10^{-4}$
	екосистема × стать	0,01	1	0,01	0,002	0,98
Права нирка	екосистема	5,62	1	5,62	0,68	0,42
	стать	79,02	1	79,02	9,56	$5,3 \times 10^{-3}$
	екосистема × стать	7,88	1	7,88	0,95	0,34
Ліва нирка	екосистема	2,48	1	2,48	0,41	0,53
	стать	110,11	1	110,11	18,14	$3,0 \times 10^{-4}$
	екосистема × стать	1,56	1	1,56	0,26	0,62

Серце	екосистема	0,21	1	0,21	0,21	0,65
	стать	16,03	1	16,03	15,34	$0,7 \times 10^{-3}$
	екосистема × стать	2,04	1	2,04	1,95	0,18
Легеня	екосистема	0,61	1	0,61	0,22	0,64
	стать	2,29	1	2,29	0,82	0,38
	екосистема × стать	2,38	1	2,38	0,85	0,37

Середні показники індексу печінки у вужів із популяції м. Дніпро вищі, ніж у популяції з ПМБС ім. О. Л. Бельгарда (рис.6.1).

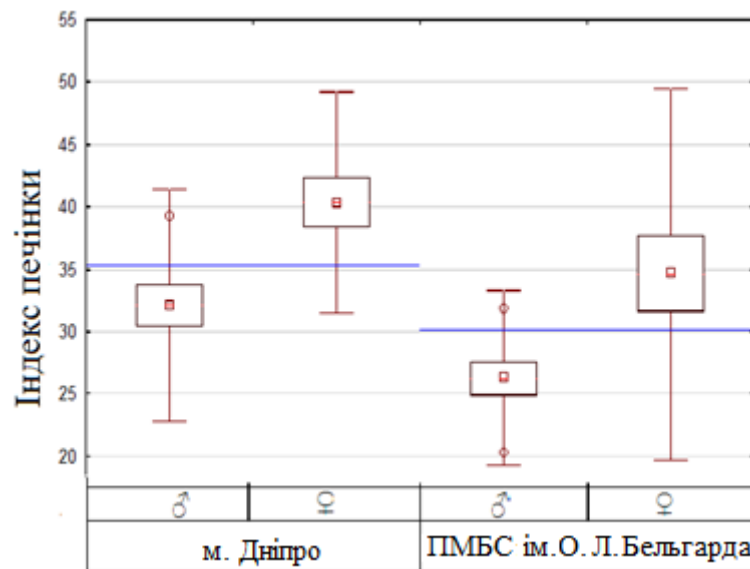


Рис. 6.1. Індекс печінки *N. natrix* у популяціях, що досліджувалися, в умовах степового Придніпров'я

За показниками індексів нирок значущих відмінностей за фактором середовища не виявлено ($p = 0,42$ для правої нирки і $p = 0,52$ для лівої). Виявлено, що для *N. tessellata* характерний статевий диморфізм. Згідно з гістограмами 6.2 і 6.3 та таблицею 6.3, середні показники нирок самців значуще вище, ніж у самиць.

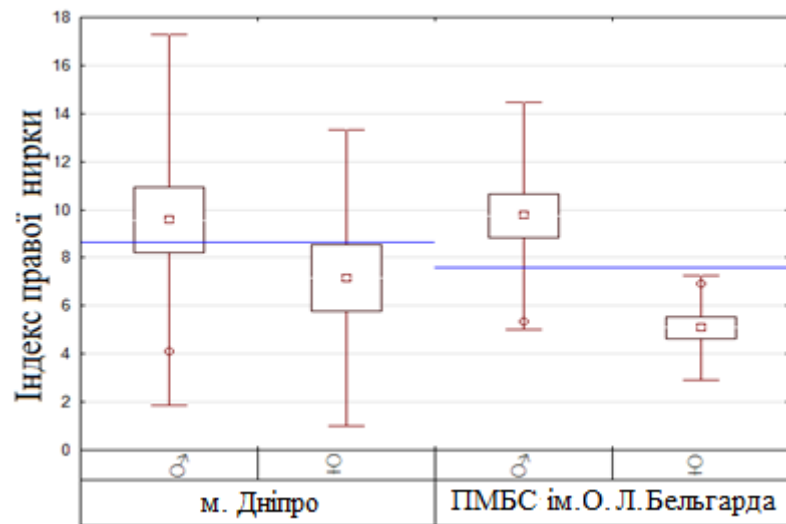


Рис. 6.2. Індекс правої нирки *N. natrix* у популяціях, що досліджувалися, в умовах степового Придніпров'я

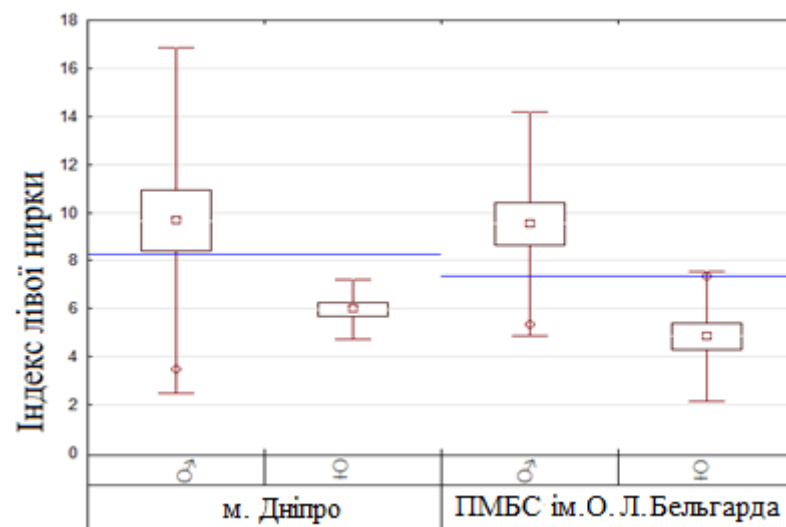


Рис. 6.3. Індекс лівої нирки *N. tessellatay* у популяціях, що досліджувалися, в умовах степового Придніпров'я

Аналіз різниць за показником індексу легені та серця значущих міжпопуляційних та міжстатевих відмінностей не виявив (рис. 6.4; табл. 6.5). Проте виявлено, що у самців індекси відповідних органів значуще вищі.

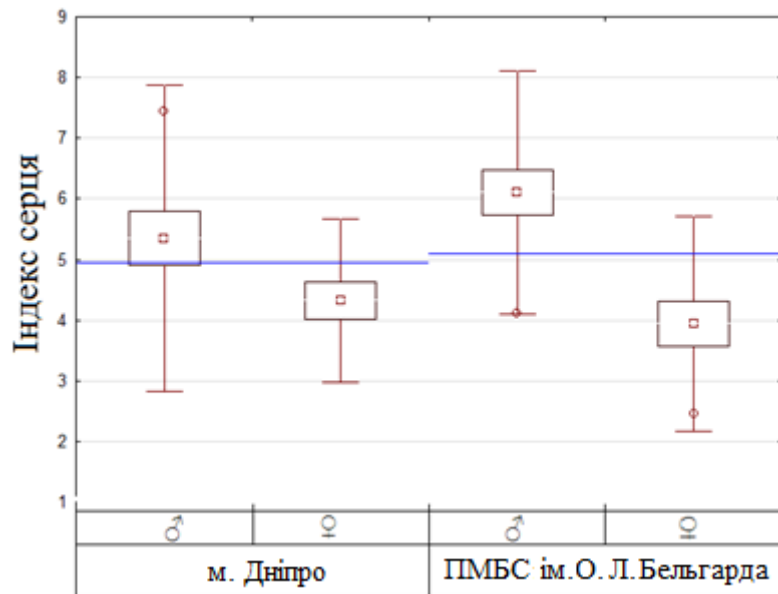


Рис. 6.4. Індекс серця *N. natrix* у популяціях, що досліджувалися, в умовах степового Придніпров'я

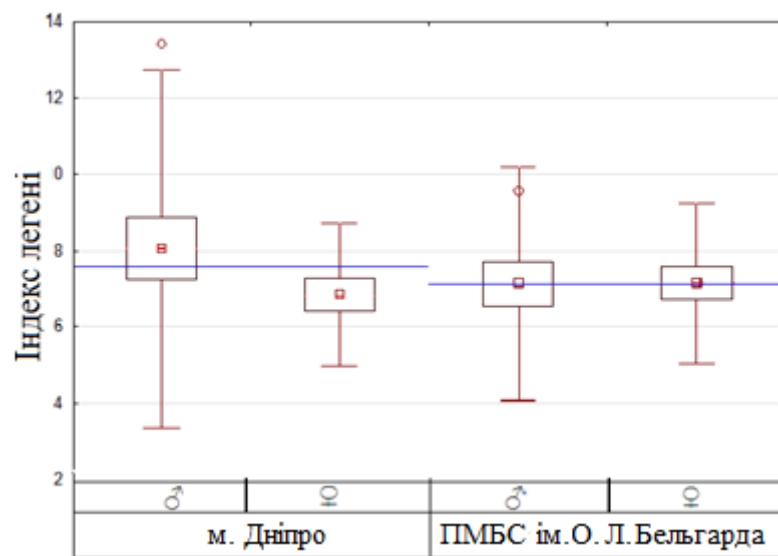


Рис. 6.5. Індекс легені *N. natrix* у популяціях, що досліджувалися, в умовах степового Придніпров'я

6.3. Вгодованість *N. tessellata*

Зазвичай вгодованість – показник, який вказує на вміст жиру в тілі тварини. У пойкилотермних тварин цей показник може змінюватись залежно від трофічних умов (Wright et al., 2011), температури навколишнього

середовища, необхідної для метаболізму (Gralloy et al, 2010; Chen et al, 2011; Ерохин и др., 2014) і статевих особливостей.

За результатами дослідження розмірно-вагових характеристик популяцій водяних вужів найвищі значення ваги і загальної довжини тіла відмічені для самиць *N. tessellata*, виловлених на території Придніпровська. Найвищий показник угодваності (3,29) зафіксований для самиць із природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг») (табл. 6.4).

Таблиця 6.4

Вгодваність водяного вужа *N. tessellata* в умовах степового Придніпров'я

Район дослідження	<i>n</i>	Стать	$x \pm SD$	<i>M</i>	<i>CV</i> , %	<i>Min – Max</i>
НПП «Великий Луг»	45	♂	$2,11 \pm 0,361$	2,07	17,5	1,41–2,96
		♀	$2,54 \pm 0,471$	2,48	18,3	1,96–3,29
Майорова балка	39	♂	$1,85 \pm 0,201$	1,83	10,9	1,58–2,14
		♀	$1,83 \pm 0,451$	1,76	24,7	1,32–3,27
СЗЗ Придніпровської ТЕС	32	♂	$2,15 \pm 0,151$	2,19	6,9	1,92–2,34
		♀	$2,17 \pm 0,231$	2,15	10,7	1,92–2,73

Примітка: x – середнє значення, SD – середньоквадратичне відхилення, CV – коефіцієнт варіації (%), M – медіана, $Min – Max$ – мінімальне і максимальне значення.

Статистично значимі відмінності ($p < 0,001$) зареєстровані для показника вгодваності. Найменше значення цього показника властиве для водяних вужів, виловлених на території Майорової балки (табл. 6.5).

Таблиця 6.5

Факторний аналіз розмірно-вагових ознак водяного вужа
в умовах степового Придніпров'я

Фактор	<i>F</i> -критерій	<i>p</i>
Екосистема	11,34	$0,6 \times 10^{-3}$
Стать	2,45	0,123
Екосистема $\times$ стать	2,74	$7,2 \times 10^{-2}$

6.4. Морфологічні особливості внутрішніх органів *N. tessellata* на території степового Придніпров'я

Вплив факторів навколишнього середовища здатний викликати зміни морфологічних процесів у хребетних тварин. Вони можуть бути проявом мікроеволюційних процесів, які посилюються зі зміною умов середовища проживання, в тому числі і у разі інтенсифікації антропогенного навантаження (Васильєв, Васильєва, 2005).

У низці робіт показано, що відповідні морфологічні показники можуть бути використані як біоіндикатори в розроблюваних системах біомоніторингу. При цьому необхідно враховувати екологічні та міжстатеві особливості видів.

Таблиця 6.6

Факторний аналіз морфологічних ознак водяного вужа в умовах степового Придніпров'я

Параметр	Фактор	Сума квадратів <i>SS</i>	Ступінь свободи <i>N</i>	Середній квадрат <i>MS</i>	<i>F</i> -критерій	<i>p</i>
Печінка	екосистема	419,6	1	209,9	1,25	0,33
	стать	392,2	2	392,2	2,33	0,13
	екосистема × стать	381,6	2	190,9	1,14	0,31
Права нирка	екосистема	2,76	2	1,38	0,268	0,77
	стать	165,4	1	165,3	32,1	$5,4 \times 10^{-7}$
	екосистема × стать	1,66	2	0,83	0,161	0,852
Ліва нирка	екосистема	14,64	2	7,32	1,56	0,22
	стать	201,8	1	201,8	43,1	$6,2 \times 10^{-7}$
	екосистема × стать	3,77	2	1,89	0,402	0,67
Серце	екосистема	11,4	1	5,71	4,29	$1,7 \times 10^{-2}$
	стать	1,97	2	1,97	1,48	0,23
	екосистема × стать	4,86	1	2,43	1,83	0,17
Легеня	екосистема	457,3	1	228,6	13,9	$9,0 \times 10^{-6}$
	стать	60,74	2	60,7	3,66	0,06
	екосистема × стать	130,1	1	65,1	3,93	$2,4 \times 10^{-2}$

Установлено, що індекс печінки не показав значущих відмінностей за заданими факторами. Однак виявляється тенденція до зниження максимального і середнього їх значень (рис. 6.1). Можливо, що у випадку тривалого стресу у вужів можуть виникати порушення процесів регенерації печінки. Це доведено в експериментальних дослідженнях на деяких хребетних тваринах і відомо для популяцій амфібій з біотопів із високим ступенем хімічного забруднення (Мисюра, Залипуха, 2006; Земляной, 2007) (рис 6.6, табл. 6.6).

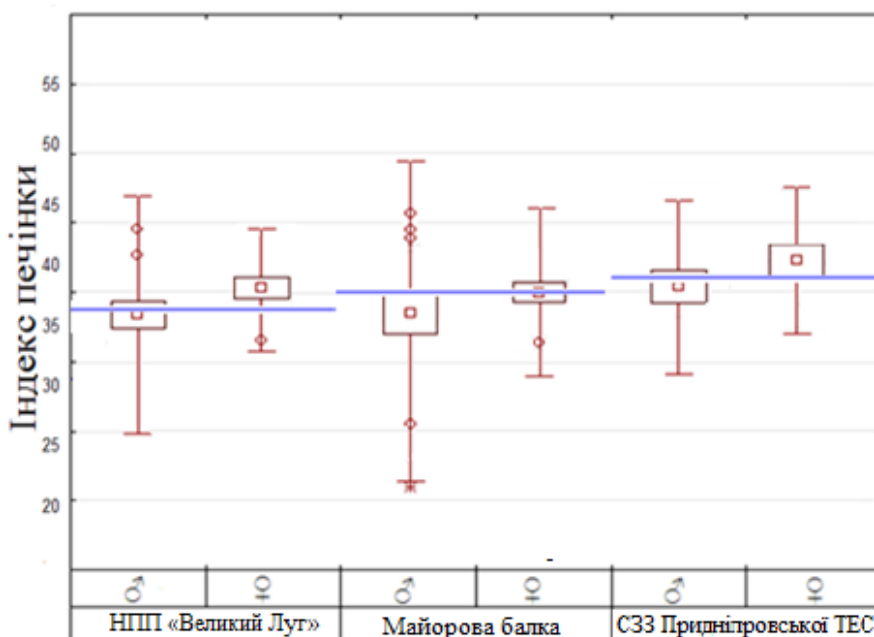


Рис. 6.6. Індекс печінки у популяціях *N. tessellata* в умовах степового Придніпров'я

На рисунках 6.7 та 6.8 видно, що в природних прибережних екосистемах р. Дніпро (НПП «Великий Луг») середні значення індексу лівої та правої нирок у самців вищі, ніж у самиць. У популяції вужів з антропогенно трансформованої прибережної екосистеми р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС) прослідковується зворотна тенденція.

За впливу середовища проживання на індекси нирок значущих відмінностей не виявлено ($p = 0,77$ для правої та $p = 0,22$ для лівої нирки. Загалом у районі досліджень самці та самиці *N. tessellata* значуще

відрізняються ($p = 5,4 \times 10^{-7}$ для правої та $p = 6,2 \times 10^{-7}$ для лівої нирки). Порівнянням екосистем за ознакою статі водяного вужа значущої різниці не виявлено ($p = 0,852$ для правої та $p = 0,17$ для лівої нирки) (табл. 6.6).

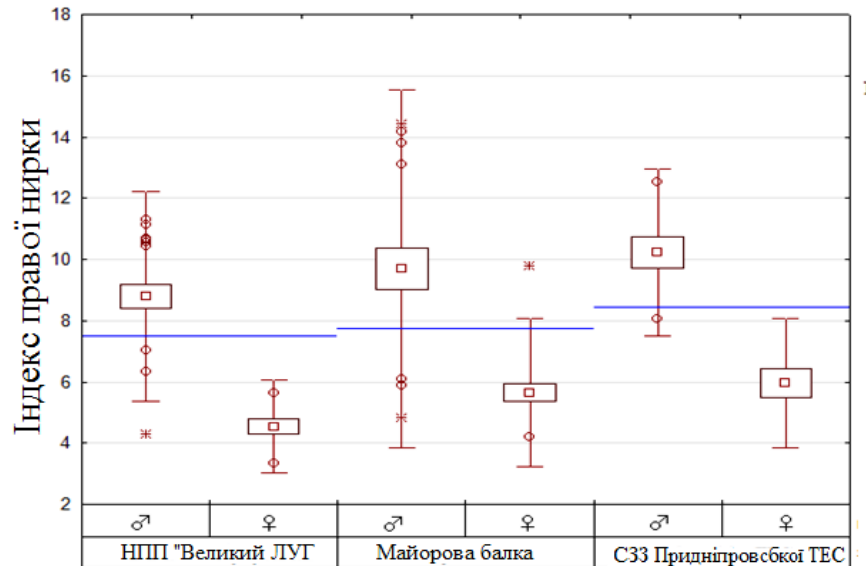


Рис. 6.7. Індекс правої нирки *N. tessellata* в популяціях, що досліджувалися, в умовах степового Придніпров'я

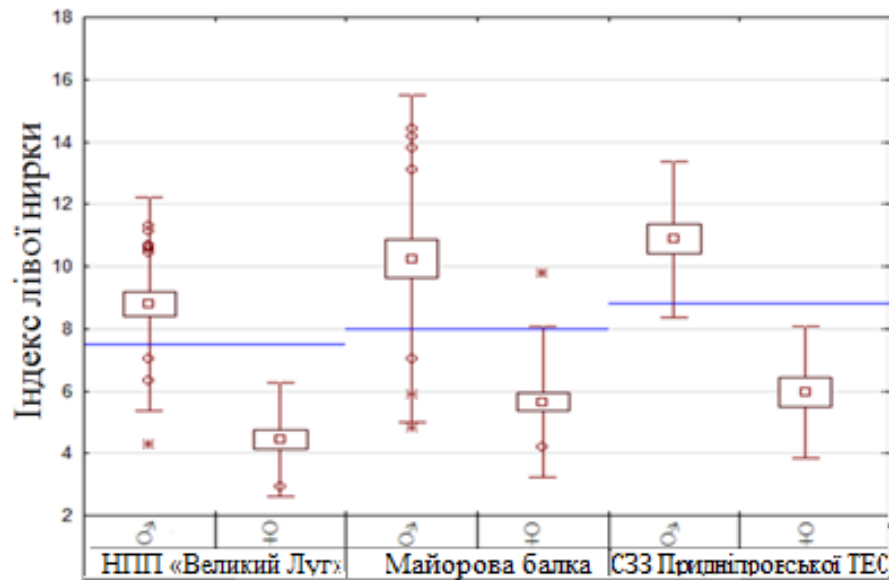


Рис. 6.8. Індекс лівої нирки *N. tessellata* в популяціях, що досліджувалися, в умовах степового Придніпров'я

Морфофізіологічні характеристики серця пов'язані з енергетичними витратами організму (Сычев, Георгиев, 2005). Популяція *N. tessellata* з природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг»)

характеризується найменшими середніми значеннями індексу серця серед популяцій з досліджуваних екосистем. За індексом легені найменший середній показник у популяції вужів із природних прибережних екосистем р. Дніпро (район Майорової балки). Найвище середнє значення індексу серця та легені мають вужі з популяції природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг») (рис. 6.9; 6.10).

Популяції *N. tessellata* з різних екосистем значуще відрізняються за показниками індексу серця та індексу легені ($p = 1,7 \times 10^{-2}$ для серця; $p = 9,0 \times 10^{-6}$ для легені). Міжстатевих статистичних відмінностей *N. tessellata* за індексами відповідних органів не виявлено. Однак виявлені значущі відмінності за індексом легені *N. tessellata* з різних екосистем за ознакою статі ($p = 2,4 \times 10^{-2}$) (табл. 6.6).

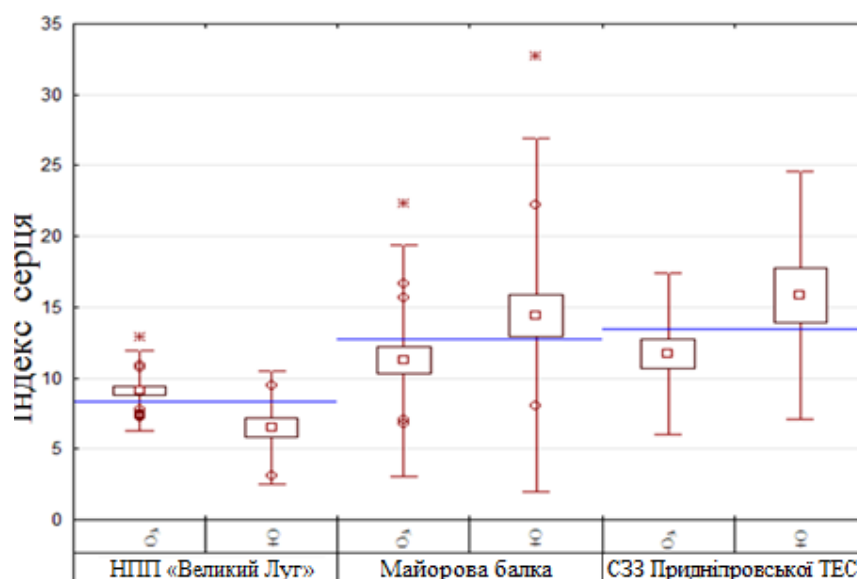


Рис. 6.9. Індекс серця *N. tessellata* в популяціях, що досліджувалися, в умовах степового Придніпров'я

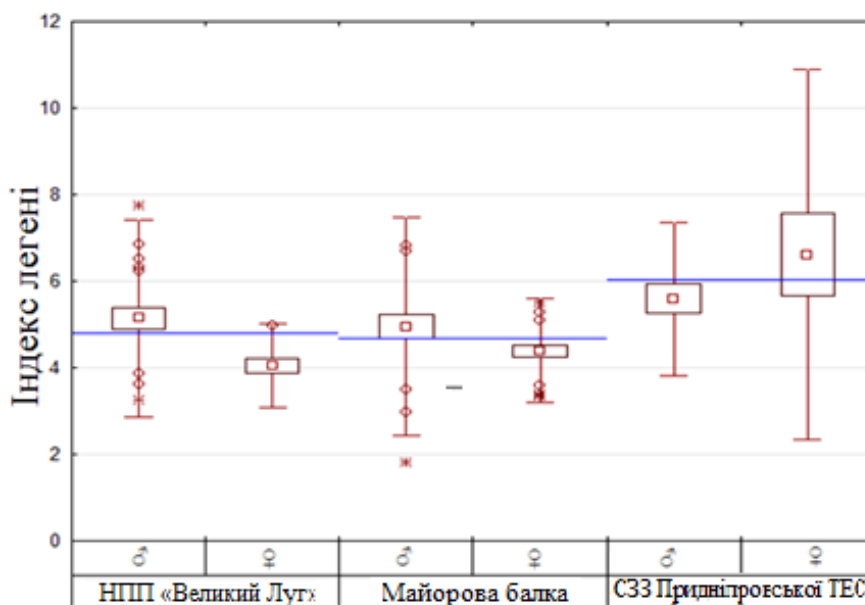


Рис. 6.10. Індекс легені *N. tessellata* в популяціях, що досліджувалися, в умовах степового Придніпров'я

Висновки по розділу

1. За індексом вгодованості популяції *N. natrix* із різних за антропогенним навантаженням екосистем статистично не відрізняються та не мають міжстатевих значущих відмінностей за цим показником.
2. Значуще найвищий індекс вгодованості мають водяні вужі з природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг»), який на 6,9 % більший, ніж у вужів з антропогенно трансформованих екосистем санітарно-захисної зони Придніпровської ТЕС та на 20,7 % більший, ніж у вужів із прибережних екосистем Майорової балки.
3. В умовах різних досліджуваних екосистем морфофізіологічні показники печінки та нирок *N. tessellata* відмінностей не мають. Показники індексів серця та легені водяних вужів з антропогенно трансформованих екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС значуще вищі, ніж у змій із природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг» та Майорова балка).
4. Індекс печінки *N. natrix* з антропогенно трансформованих екосистем правого берега р. Дніпро (м. Дніпро) значуще вищий на 12,8 %, ніж у звичайних вужів із природних лісових екосистем Присамар'я (ПМБС ім.

О. Л. Бельгарда). За індексом нирок, серця та легені відмінностей між зміями цих популяцій не виявлено.

5. Визначено, що у популяціях *N. natrix* та *N. tessellata* показники індексу нирки у середньому в 1,5 раза значуще вищі у самців, ніж у самиць. Також виявлено міжстатеві відмінності за індексом серця у *N. natrix*: самці мали у середньому в 1,3 раза більшу відносну вагу серця, ніж самиці.

Перелік посилань

1. Васильев, А. Г., & Васильева, И. А. (2005). Эпигенетические перестройки популяций как вероятный механизм наступления биоценотического кризиса. Вестник Нижегородского университета им. НИ Лобачевского. Серия: Биология, 1, 27–38.
2. Ермохин, М. В., Табачишин, В. Г., & Иванов, Г. А. (2014). Сравнительный анализ эффективности индексов упитанности сеголеток *Pelobates fuscus*. Современная герпетология, 14(3-4), 92-102.
3. Земляной А. А. (2007). Влияние техногенного загрязнения на некоторые морфофизиологические индикаторы мелких млекопитающих. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали IV Міжнародної наукової конференції. Дніпропетровськ, 484–485.
4. Сычев А.В., & Георгиев А.П. (2005). Изменчивость индексов сердца у различных форм сига Онежского озера. Біорізноманіття та роль зооценозу в природних і антропогенних екосистемах: Матер. III Міжн. наук. конф. Дніпропетровськ, 99–101.
5. Пястолова, О. А., & Трубецкая, Е. А. (1989). Некоторые морфологические и цитологические особенности печени сеголеток *Rana arvalis* в условиях техногенного ландшафта. Экология, 5, 57–63.
6. Khonsue, W., Matsui, M., Hirai, T., & Misawa, Y. (2001). A comparison of age structures in two populations of a pond frog *Rana nigromaculata* (Amphibia: Anura). Zoological Science, 18(4), 597–603.

7. Zhelev, Z., Popgeorgiev, G., & Georgieva, Z. (2013). Ecological status of the river Sazliyka and its tributaries (Southern Bulgaria) as indicated by developmental stability of *Pelophylax ridibundus* (Amphibia: Ranidae). *Acta Zoologica Bulgarica*, 65(3), 371–379.

РОЗДІЛ 7

УГРУПОВАННЯ ГЕЛЬМІНТІВ ПОПУЛЯЦІЙ ЗМІЙ РОДУ *Natrix*7.1. Структура гельмінтофауни змій роду *Natrix*

У результаті досліджень у вужевих змій зареєстровано 7 видів гельмінтів: 2 види нематод (*Serpentirhabdias fuscovenosa*, Railliet, 1899; *Eustrongylides excisus*, Jagerskiold, 1909 (larvae)), 2 види цестод (*Ophiotaenia europeaea*, Odening, 1963; *Spirometrae rinaceieuropaei* (Rudolphi, 1819)) і 3 види трематод (*Encyclometra colubrimurorum* (Rudolphi, 1819); *Telorchis assula*, Dujardin, 1845; *Macrodera longicollis* (Abildgaard, 1788)) (табл. 7.1).

Таблиця 7.1

Характеристика видового складу гельмінтофауни змій
роду *Natrix* на території степового Придніпров'я

Вид	<i>N. natrix</i>	<i>N. tessellata</i>	Категорія гельмінта
<i>E. excisus</i>	-	+	алогенний, випадковий
<i>S. fuscovenosa</i>	+	+	автогенний, вузькоспецифічний
<i>S. erinaceieuropaei</i>	+	-	алогенний, широкоспецифічний
<i>O. europeaea</i>	+	+	автогенний, широкоспецифічний
<i>T. assula</i>	+	+	автогенний, широкоспецифічний
<i>M. longicollis</i>	+	-	автогенний, широкоспецифічний
<i>E. colubrimurorum</i>	+	-	автогенний, широкоспецифічний

Водяний вуж для *E. excisus* – резервуарний хазяїн. Личинки IV стадії помічені на стінках шлунка і кишечника, на поверхні і всередині печінки, а також під шкірою (за високої інтенсивності інвазії). Подібна локалізація, за літературними даними, характерна і для інших резервуарних хазяїв, а саме хижих риб (Федоров и др., 2014; Гагут та ін., 2015) (рис. 7.1).



Рис 7.1. Нематоди *E. excisus* у 1 – печінці; 2 – м'язах; 3 – шлунково-кишковому тракті *N. tessellata*

Найбільша кількість личинок завжди розташовувалася на поверхні шлунково-кишкового тракту (ШКТ), менше – на поверхні печінки, а під шкірою зустрічалися в основному у випадку високої інтенсивності інвазії. Навколо личинки формуються капсули зі сполучних тканин хазяїна, в яких зазначено до трьох паразитів.

S. fuscovenosa локалізуються у легенях. Відомі 10 видів нематод *Serpentirhabdias*, які паразитують у зміях (Baker, 1987; Martinez-Salazar, Leon-Regagnon, 2006), 9 видів – специфічні паразити *Colubridae* (Kuzmin et al, 2003 Kuzmin, Tkach, 2008) (рис. 7.2).



Рис. 7.2. Нематода *S. fuscovenosa* з легені *N. tessellata*

Життєвий цикл *S. fuscovenosa* прямий і не вимагає проміжних хазяїв. При цьому для цього виду характерне явище зміни поколінь. Так, паразитують виключно партеногенетичні самиці. Вільноживуче покоління включає самиць і самців. Дорослі самиці відкладають яйця з ембріонами, з яких вилуплюються личинки у вологому середовищі. Зараження відбувається перорально, проте не виключене зараження через паратенічних хазяїв. (Langford, Janovy, 2013) (рис. 7.3).

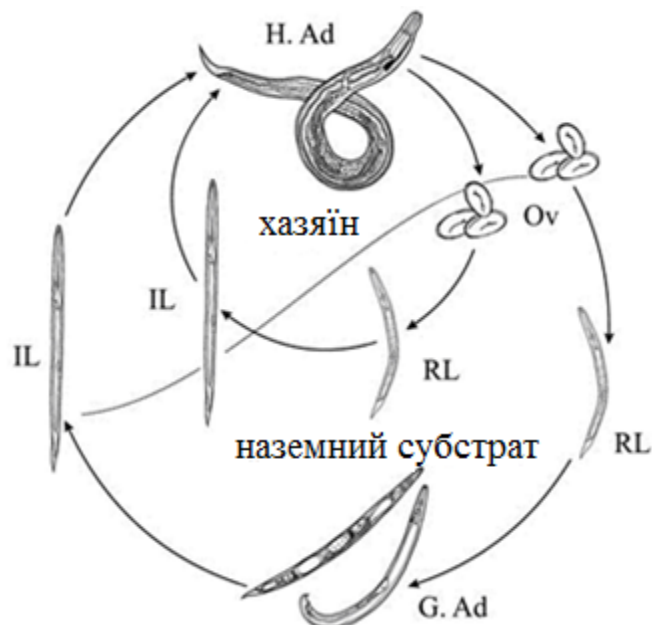


Рис. 7.3. Життєвий цикл *S. fuscovenosa*. Ov – яйця; H.Ad – партеногенетична самка; RL – вільноживуча личинкова стадія; IL – паразитуюча личинкова стадія; G. Ad – вільноживучі самиця і самець

За літературними, даними в результаті гістологічних досліджень уражених цією нематодою *N. natrix* виявлено дегенерацію епітелію дихальних шляхів, крововиливи, некрози і обструкції (Jacobson, 2007, Yossefi et al, 2014).

T. assula – облігатний паразит водяного і звичайного вужів і факультативний для деяких видів гадюк (Yildirimhan et al., 2007). Локалізується в кишечнику (рис. 7.4).



Рис. 7.4. Трематода *T. assula* з кишечника *N. natrix*

O. europaea реєструється по всьому ареалу проживання вужів (Бакиєв, 2007; Шарпило 1970; Biserkov, Kostadinova 1997). Дорослі цестоди локалізуються в кишечнику вужів. Іноді вони паразитують у випадкових видах (Шарпило, 1976). Проміжні хазяї для *O. europaea* – прісноводні циклопи, всередині яких розвивається процеркоїд. Подальший цикл розвитку вивчений мало. За літературними даними, плероцеркоїди *O. europaea* були відмічені у деяких видів риб і амфібій (у тому числі стадії пуголовка). Експериментально доведено, що розвиток гельмінта можливий лише за участі додаткового хазяїна (Соколов и др., 2011; Sokolov, et al., 2015) (рис. 7.5).

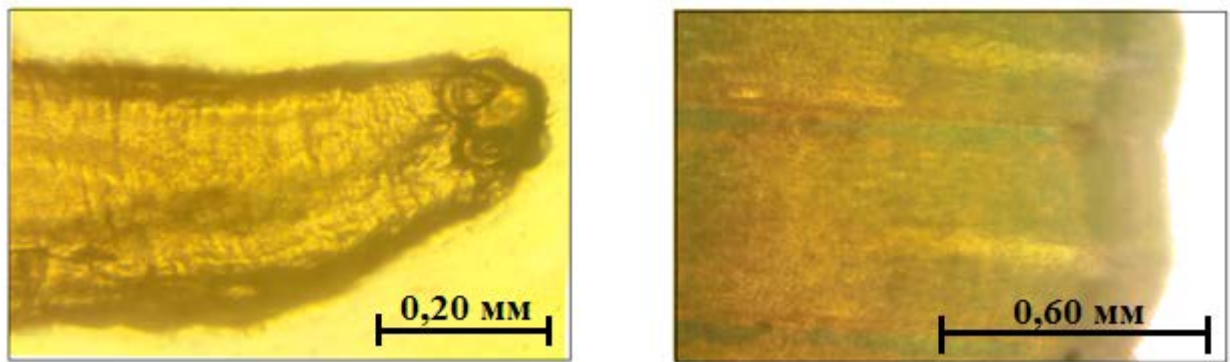


Рис. 7.5. Цестода *O. europaee* з кишечника *N. natrix*

S. erinaceieuropaee – досить поширений гельмінт різних видів рептилій. Процеркоїд цього паразита розвивається у тілах веслоногих раків. У подальшому, перетворення на плероцеркоїд можливе в амфібіях або рептиліях, які проковтнули заражених копепод. Також плазуни здатні заражатися *S. erinaceieuropaee* під час при поїдання земноводних. Кінцевим хазяїном цього паразита вважаються хижі ссавці, в тому числі і людина. Цей гельмінт локалізується у підшкірній клітковині, соматичній мускулатурі, порожнині тіла вужів. (Bowman et al. 2008; Bennett et al, 2014) (рис. 7.6).

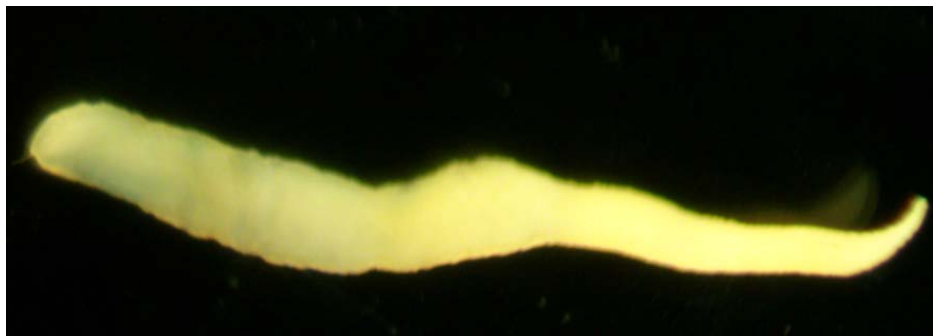


Рис. 7.6. Плероцеркоїд *S. erinaceieuropaee*.

E. colubrimurorum – гельмінт, який локалізується в кишечнику змій. Додаткові хазяї для цього паразита – гастроподи та амфібії. Паразитує в шлунку, нижній частині стравоходу, кишечника змій (Шарпило, 1976; Shinad, Prasad, 2018).

M. longicollis – звичайний гельмінт для *N. natrix*. Проміжний хазяїн – деякі черевоногі молюски, додатковий хазяїн – амфібії родини *Ranidae*.

Локалізується у повітряному мішку або легені вужів (Mihalca et al, 2007; Чихляев и др., 2012) (рис. 7.7).



Рис. 7.7. Трематода *M. longicollis* з печінки *N. natrix*

7.2. Угрупування гельмінтів у популяціях *N. natrix*

7.2.1. Інфрагрупування гельмінтів у популяціях *N. natrix*

Проаналізовано 22 інфрагрупування гельмінтів *N. natrix*, у яких виявлено 6 видів гельмінтів. У інфрагрупувань з антропогенно трансформованих екосистем – штучних водойм для скиду шахтних вод (об'єднана шахта «Ювілейна-Степова», ПАТ «ДТЕК Павлоградвугілля», м. Першотравенськ) – виявлено три види паразитів. У середньому кількість видів гельмінтів в інфрагрупуваннях становить: антропогенно порушені екосистеми правого берега р. Дніпро (м. Дніпро) – 3,43 виду на інфрагрупування; природні лісові екосистеми Присамар'я (ПМБС ім. О. Л. Бельгарда) – 3,15 на інфрагрупування; антропогенно змінені екосистеми штучних водойм для скиду шахтних вод – 1,29 на інфрагрупування. Максимальна кількість видів гельмінтів (5 видів) виявлена у інфрагрупувань звичайного вужа з природних лісових екосистем Присамар'я (12,5 %) та для антропогенно трансформованих екосистем м. Дніпро (28,7 %), 3 види на інфрагрупування – для штучних водойм для скиду шахтних вод (14,3 %)

(табл. 7.2). В цих штучних водоймах із шахтними водами 85,7 % інфрагруповань гельмінтів звичайного вужа представлені лише одним видом (рис. 7.8).

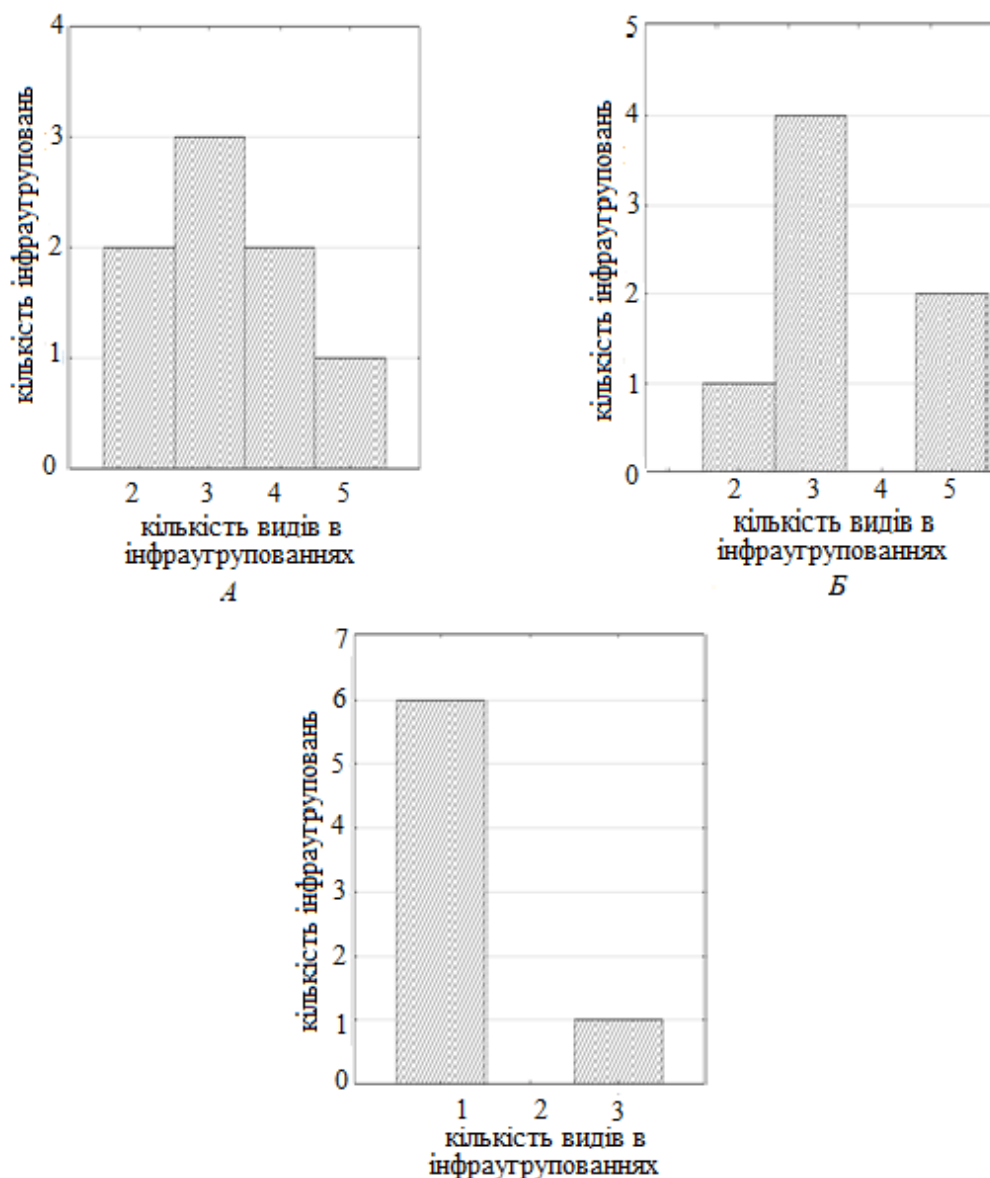


Рис. 7.8. Розподіл видів гельмінтів в інфрагрупованнях *N. natrix*: *A* – природні лісові екосистеми Присамарського міжнародного біосферного стаціонару ім. О. Л. Бельгарда; *Б* – антропогенно трансформовані екосистеми правого берега р. Дніпро (м. Дніпро); *В* – антропогенно трансформовані екосистеми штучних водойм для скиду шахтних вод (об'єднана шахта «Ювілейна-Степова», ПАТ «ДТЕК Павлоградвугілля» (м. Першотравенськ))

Середнє значення кількості видів гельмінтів становить: антропогенно трансформовані екосистеми правого берега р. Дніпро (м. Дніпро) –

$3,43 \pm 1,13$; природні лісові екосистеми Присамар'я – $3,15 \pm 1,002$; антропогенно порушені екосистеми штучних водойм для скиду шахтних вод – $1,29 \pm 0,759$. В інфраугрупованнях гельмінтів звичайного вужа з антропогенно трансформованих екосистем, штучних водойм для скиду шахтних вод (об'єднана шахта «Ювілейна-Степова», ПАТ «ДТЕК Павлоградвугілля» (м. Першотравенськ)) кількість видів неоднорідна (табл. 7.2).

Також виявлено значну мінливість чисельності в інфраугрупованнях гельмінтів звичайного вужа для всіх екосистем, які досліджувалися. Найбільше середнє значення загальної чисельності гельмінтів зареєстровано для їх інфраугруповань у популяції звичайного вужа з природних лісових екосистем ПМБС ім. О. Л. Бельгарда ($47,00 \pm 38,39$), що в 1,7 та 2 рази більше, ніж у порушених екосистемах правого берега р. Дніпро (м. Дніпро) та штучних водойм для скиду шахтних вод (м. Першотравенськ) відповідно.

В цілому, в екосистемах, які досліджувалися, домінують автогенні види гельмінтів. В інфраугрупованнях гельмінтів *N.atrix* з антропогенно змінених екосистем штучних водойм для скиду шахтних вод алогенних видів не виявлено. В інших екосистемах, які досліджувалися, виявлений один алогенний вид - *S. erinaceieuropaei*. Найбільша середня чисельність цього виду виявлена в інфраугрупованнях гельмінтів звичайного вужа з природних лісових екосистем Присамар'я ($12,3 \pm 15,3$). Також виявлено, що за кількістю видів, загальною чисельністю та часткою чисельності алогенних видів інфраугруповання гельмінтів з природних лісових екосистем Присамар'я та порушених екосистем правобережжя р. Дніпро характеризуються як неоднорідні ($CV > 30 \%$).

В екосистемах, які досліджувалися, вузькоспецифічні гельмінти представлені лише одним видом - *S. fuscovenosa*. В порушених екосистемах правобережжя р. Дніпро та природних лісових екосистемах Присамар'я за чисельністю переважають автогенні види.

Зареєстровано високу мінливість інфрагруповань гельмінтів *N.atrix* зі штучних водойм для скиду шахтних вод за індексом Бріллоена (264,6 %). Також, за цим індексом визначена мінливість показників інфрагруповань з природних лісових екосистем Присамар'я. Показники цих інфрагруповань за індексом Бергера – Паркера характеризуються як однорідні (табл. 7.2).

Таблиця 7.2

Характеристика інфрагруповань гельмінтів *N.atrix* в умовах степового Придніпров'я

Параметр		м. Дніпро	ПМБС ім. О. Л. Бельгарда	м. Першотравенськ
n		7	8	7
Загальна кількість гельмінтів		191	376	66
Кількість видів гельмінтів	$x \pm SD$	$3,43 \pm 1,13$	$3,15 \pm 1,00$	$1,29 \pm 0,759$
	M	3	3	1
	$CV, \%$	33,0	31,8	58,8
	$min-max$	2–5	0–5	0–3
Загальна чисельність гельмінтів, ос.	$x \pm SD$	$27,3 \pm 19,7$	$47,0 \pm 38,39$	$9,43 \pm 6,97$
	M	19	44,5	8
	$CV, \%$	72,1	81,7	73,9
	$min-max$	6–63	9–130	2–24
Кількість AB видів	$x \pm SD$	$2,86 \pm 0,90$	$2,63 \pm 1,19$	$1,29 \pm 0,77$
	M	3	2,5	1
	$CV, \%$	31,5	45,2	58,8
	$min-max$	2–4	1–5	0–3
Кількість AL видів	$x \pm SD$	$0,57 \pm 0,53$	$0,63 \pm 0,52$	0
	M	1	1	0
	$CV, \%$	93,5	82,8	0
	$Min-max$	0–1	0–1	0
Чисельність AB гельмінтів, ос.	$x \pm SD$	$24,6 \pm 17,04$	$34,8 \pm 41,45$	$9,43 \pm 6,97$
	M	19	23,5	8
	$CV, \%$	69,3	119,1	73,9
	$min-max$	6–56	1–130	2–24
Чисельність AL гельмінтів, ос.	$x \pm SD$	$2,71 \pm 3,15$	$12,3 \pm 15,31$	0
	M	2	5	0
	$CV, \%$	115,9	125,3	0
	$min-max$	0–7	0–37	0
Частка чисельності AB гельмінтів, %	$x \pm SD$	$92,1 \pm 8,09$	$65,8 \pm 38,76$	100
	M	91,9	79,7	100
	$CV, \%$	8,79	58,9	0
	$min-max$	81,1–100	11,1–100	100–100

Закінчення табл. 7.2

Частка чисельності АЛ гельмінтів, %	$x \pm SD$	7,95 $\pm$ 8,09	34,23 $\pm$ 38,73	0
	M	8,11	20,3	0
	$CV, \%$	101,8	113,3	0
	$min-max$	0-18,9	0-88,9	0
Кількість ШС видів	$x \pm SD$	2,43 $\pm$ 1,18	2,12 $\pm$ 1,12	0,29 $\pm$ 0,77
	M	2	2	0
	$CV, \%$	48,7	52,9	264,6
	$min-max$	1-4	1-4	0-2
Кількість ВС видів	$x \pm SD$	1 $\pm$ 0	1 $\pm$ 0	1 $\pm$ 0
	M	1	1	1
	$CV, \%$	0	0	0
	$min-max$	1	1	1
Чисельність ШС гельмінтів ос.	$x \pm SD$	18,10 $\pm$ 12,32	43,61 $\pm$ 38,54	0,57 $\pm$ 1,51
	M	17	42	0
	$CV, \%$	68,1	88,4	264,5
	$min-max$	3-33	7-128	0-4
Чисельність ВС гельмінтів, ос.	$x \pm SD$	9,14 $\pm$ 11,08	3,38 $\pm$ 2,31	8,86 $\pm$ 6,98
	M	4	3	7
	$CV, \%$	121,2	68,9	78,8
	$min-max$	2-33	1-8	2-24
Частка чисельності ШС видів, %	$x \pm SD$	65,7 $\pm$ 25,95	87,6 $\pm$ 12,71	5,19 $\pm$ 13,70
	M	72,9	89,4	0
	$CV, \%$	39,5	14,5	263,9
	$min-max$	23,1-89,5	58,3-98,5	0-36,3
Частка чисельності ВС видів, %	$x \pm SD$	34,36 $\pm$ 25,93	12,2 $\pm$ 12,68	94,83 $\pm$ 13,65
	M	27,0	10,6	100
	$CV, \%$	75,6	103,9	14,4
	$min-max$	10,5-76,9	1,54-41,7	63,6-100
<i>HB</i>	$x \pm SD$	0,81 $\pm$ 0,25	0,63 $\pm$ 0,31	0,01 $\pm$ 0,26
	M	0,50	0,62	0
	$CV, \%$	30,5	48,9	264,6
	$min-max$	0,49-1,21	0,20-0,99	0-0,70
<i>D</i>	$x \pm SD$	0,57 $\pm$ 0,11	0,70 $\pm$ 0,16	0,95 $\pm$ 0,14
	M	0,52	0,61	1
	$CV, \%$	19,4	23,2	14,5
	$min-max$	0,47-0,77	0,54-0,95	0,64-1

Примітка: n – кількість обстежених особин вужів; x – Середнє значення, SD – стандартне відхилення, CV – коефіцієнт варіації (%), $Min-Max$ – мінімальне та максимальне значення; АВ – автогенні види; АЛ – алогенні види; ШС – широкоспецифічні види; ВС – вузькоспецифічні види; *HB* – індекс Бріллюена; *D* – індекс Бергера - Паркера.

За індексом Бріллюена та Бергера – Паркера інфрагрупування гельмінтів *N.atrix* з антропогенно трансформованих екосистем водойм для скиду шахтних вод мають значущі відмінності від таких екосистем правого берега

р. Дніпро (м. Дніпро) та природних лісових екосистем ПМБС ім. О. Л. Бельгарда. Між інфрагрупуваннями звичайного вужа з антропогенно порушених територій правого берега р. Дніпро (м. Дніпро) та природними лісовими екосистемами ПМБС ім. О. Л. Бельгарда за відповідними індексами значущих відмінностей не виявлено (рис 7.9).

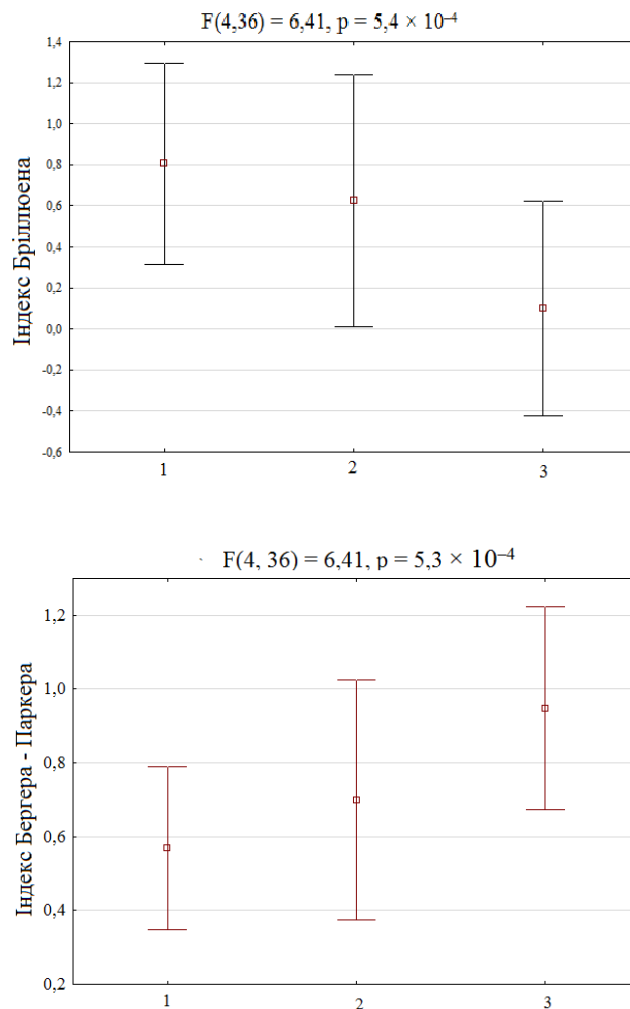


Рис. 7.9. Вплив екосистеми на статистичні індекси інфрагрупувань гельмінтів. По осі абсцис: 1 – антропогенно трансформовані екосистеми правого берега р. Дніпро (м. Дніпро), 2 – природні лісові екосистеми ПМБС ім. О. Л. Бельгарда, 3 – антропогенно трансформовані екосистеми штучних водойм для скиду шахтних вод (м. Першотравенськ).

В екосистемах, що досліджувалися, інфрагрупування гельмінтів водяного вужа здебільшого збіднені: $HB < 1$ мають 85 % інфрагрупувань з

антропогенно перетворених екосистем, розташованих у м. Дніпро, 100 % інфрагруповань із природних лісових екосистем Присамар'я та антропогенних екосистем водойм із шахтними водами (м. Першотравенськ) (рис. 7.10).

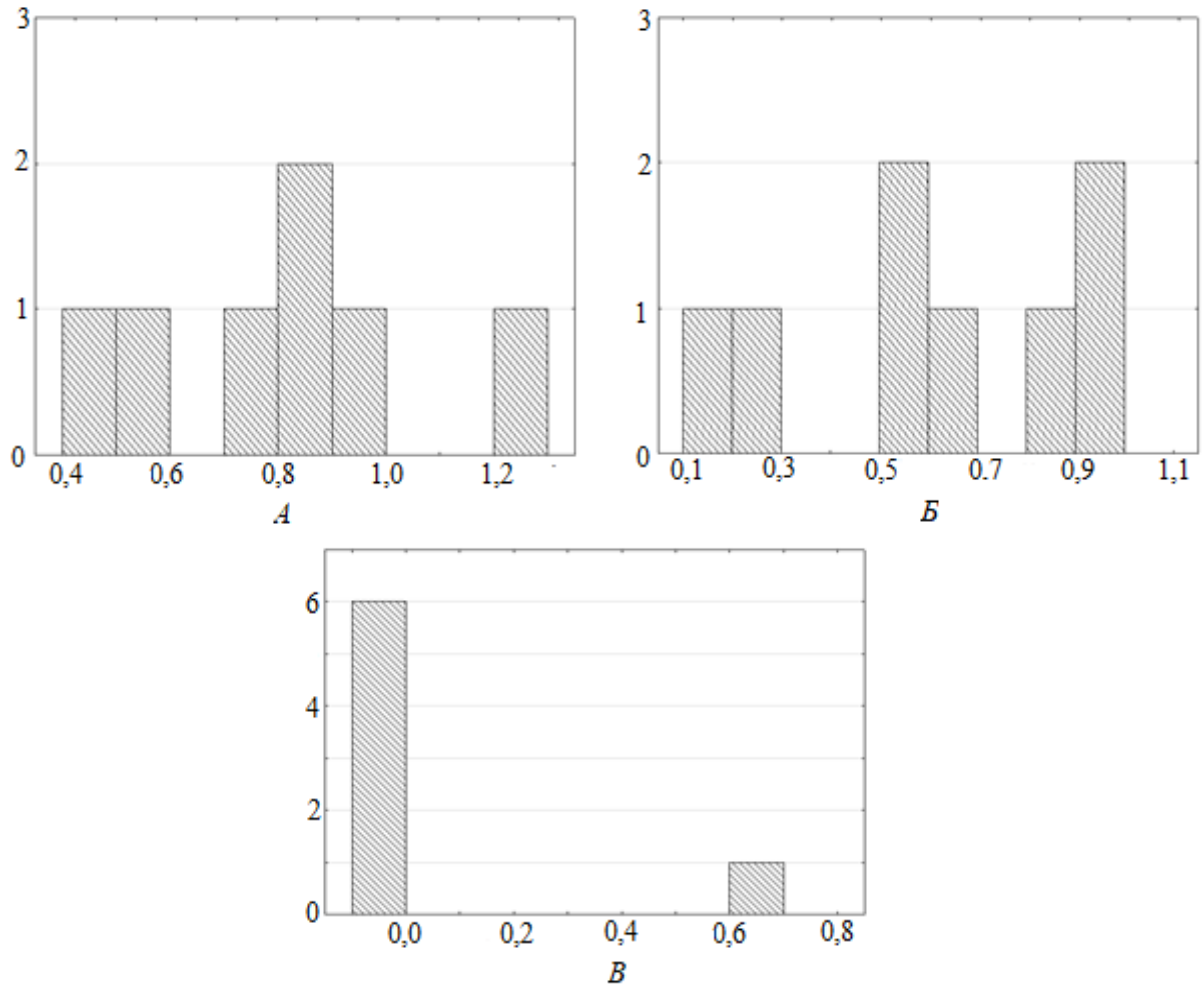


Рис. 7.10. Мінливість інфрагруповань *N. natrix* за індексом Бріллюена: *A* – антропогенно трансформовані екосистеми правого берега р. Дніпро (м. Дніпро); *B* – природні лісові екосистеми ПМБС ім. О. Л. Бельгарда; *B* – антропогенно трансформовані екосистеми штучних водойм для скиду шахтних вод (м. Першотравенськ)); по осі абсцис – значення індексу Бріллюена, по осі ординат – кількість інфрагруповань

З урахуванням існування домінантних видів, 85,8 % інфрагруповань гелмінтів змії з антропогенно трансформованих екосистем правобережжя у межах м. Дніпро, 100 % інфрагруповань із природних лісових екосистем ПМБС ім. О. Л. Бельгарда та антропогенних екосистем штучних водойм із

шахтними водами характеризуються як незбалансовані ($D > 0,5$) (рис. 7.11). Це пов'язано з тим, що більшість особин водяних вужів, що досліджувалися, мають спорадичний видовий склад та виражені за чисельністю домінантні види.

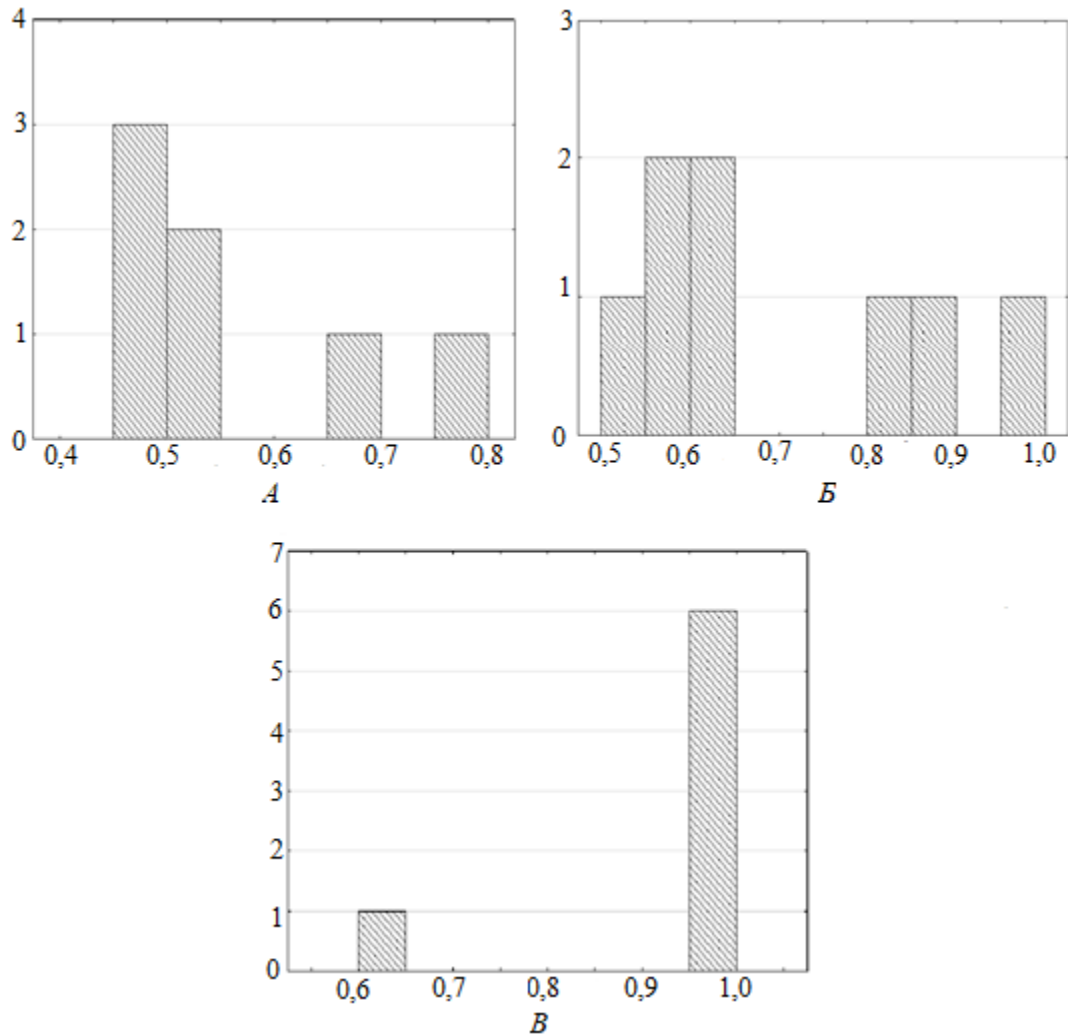


Рис. 7.11. Мінливість інфрагруповань гельмінтів *N. natrix* за індексом Бергера - Паркера: А – антропогенно трансформовані екосистеми правого берега р. Дніпро (м. Дніпро); Б – природні лісові екосистеми ПМБС ім. О. Л. Бельгарда; В – антропогенно трансформовані екосистеми штучних водойм для скиду шахтних вод (м. Першотравенськ)); по осі абсцис – значення індексу Бріллюена, по осі ординат – кількість інфрагруповань

Частка чисельності автогенних та алогенних видів з природних лісових екосистем ПМБС ім. О. Л. Бельгарда має значущі відмінності та вище від антропогенно трансформованих екосистем правого берегу у м. Дніпро та

штучних водойм для скиду шахтних вод. Відповідно між антропогенно трансформованими екосистемами у м. Дніпро та штучними водоймами з шахтними водами значущіх відмінностей не виявлено (рис 7.12). Це може бути пов'язано з тим, що природні екосистеми степового Придніпров'я більш різноманітні, у зв'язку з чим в інфраугрупованнях гельмінтів звичайного вужа частка чисельності алогенних видів більша.

В антропогенно трансформованих екосистемах штучних водойм для скиду шахтних вод (м. Першотравенськ) майже відсутні широкоспецифічні види. Це пов'язано з тим, що у 86,7 % інфраугруповань гельмінтів, що були досліджені, склалися з одного виду *S. fuscovenosa*. Через це отримані результати за частками чисельності широкоспецифічних та вузькоспецифічних з відповідних екосистем мають значущі відмінності з інфра угрупованнями гельмінтів звичайного вужа з природних лісових екосистем Присамр'я та антропогенно змінених екосистем м. Дніпро. Між лісовими екосистем Присамар'я та антропогенно змінених екосистем м. Дніпро значущіх відмінностей не визначено (рис. 7.13).

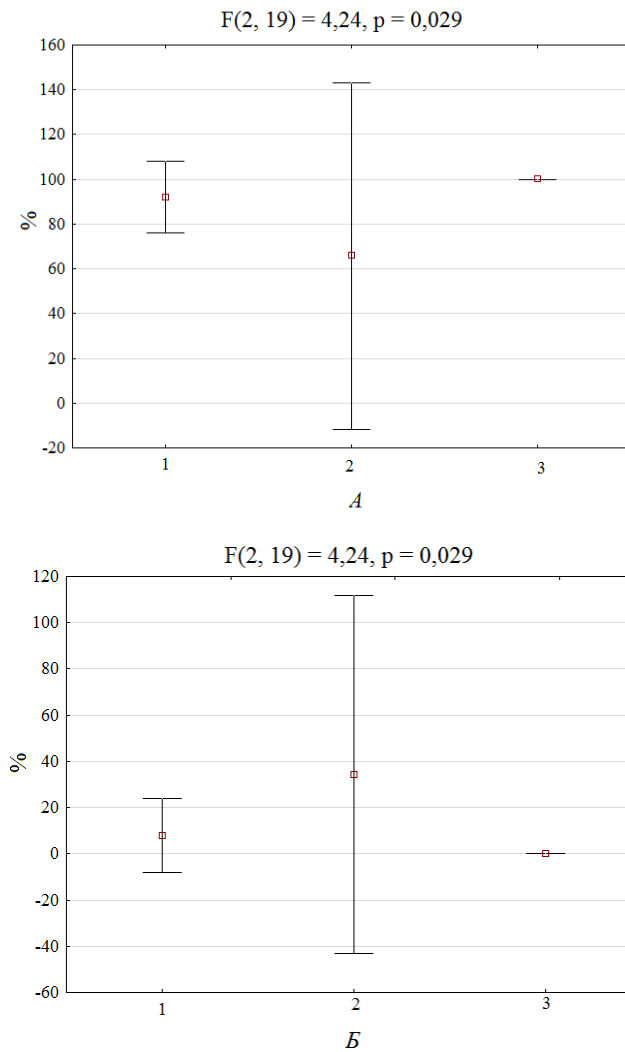


Рис. 7.12. Частка чисельності інфраугруповань гельмінтів за різними групами: *A* – автогенні, *B* – алогенні. По осі абсцис: 1 — антропогенно трансформовані екосистеми правого берегу р. Дніпро (м. Дніпро), 2 – природні лісові екосистеми ПМБС ім. О. Л. Бельгарда, 3 – антропогенно трансформовані екосистеми штучних водойм для скиду шахтних вод (м. Першотравенськ)

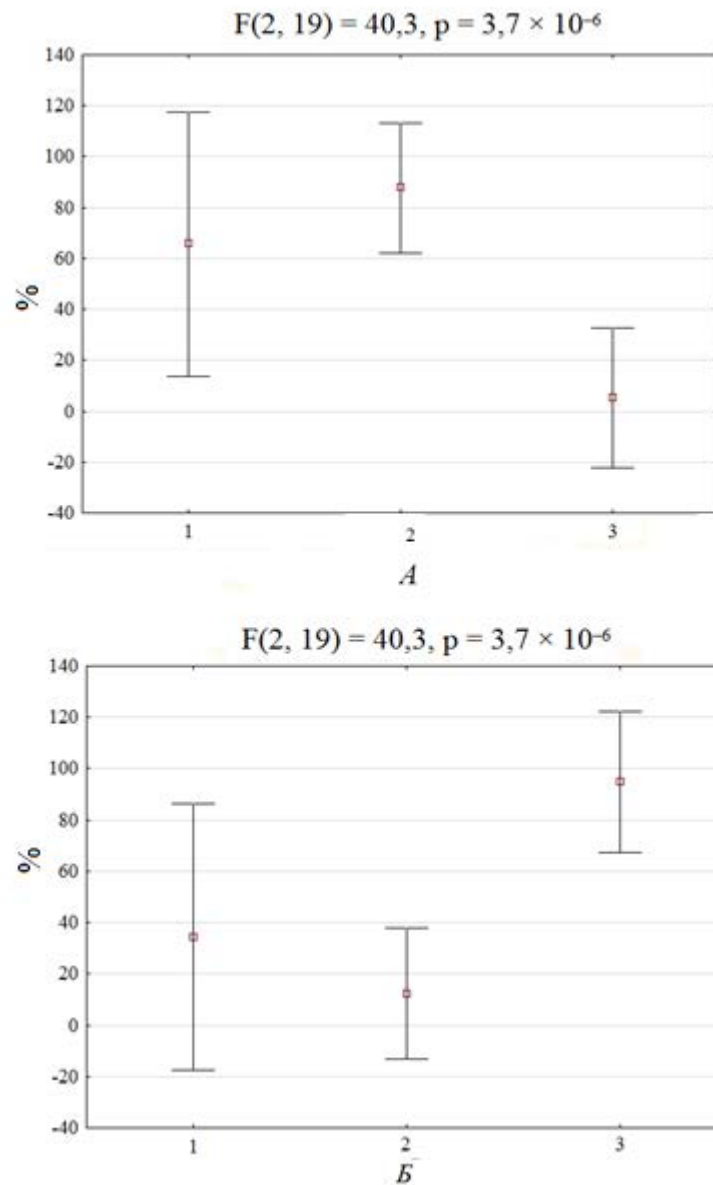


Рис. 7.13. Частка чисельності інфраугруповань гельмінтів за різними групами: *A* – широкоспецифічні, *Б* – вузькоспецифічні. По осі абсцис: 1 – антропогенно трансформовані екосистеми правого берега р. Дніпро (м. Дніпро), 2 – природні лісові екосистеми ПМБС ім. О. Л. Бельгарда, 3 – антропогенно трансформовані екосистеми штучних водойм для скиду шахтних вод (м. Першотравенськ)

7.2.2. Компонентні угруповання гельмінтів у популяціях *N. natrix*

Найменше видове біорізноманіття виявлене у компонентних угрупованнях антропогенно порушених екосистем, штучних водойм для

скиду шахтних вод (м. Першотравенськ) (3 види), що може вказувати на відсутність необхідної кількості безхребетних – проміжних хазяїв гельмінтів.

За систематичними групами компонентні угруповання звичайного вужа представлені за типом: *Cestoda* – *Trematoda* – *Nematoda* – для антропогенно трансформованих екосистем правого берега у м. Дніпро; *Trematoda* – *Cestoda* – *Nematoda* – для природних лісових екосистем ПМБС ім. О. Л. Бельгарда; *Nematoda* – *Trematoda* – для антропогенно змінених екосистем штучних водойм для скиду шахтних вод.

Найменша кількість видів гельмінтів виявлена у звичайних вужів штучних водойм для скиду шахтних вод (3 види). У природних лісових екосистемах ПМБС ім. О. Л. Бельгарда та антропогенно трансформованих екосистемах правого берега р. Дніпро (у межах м. Дніпро) компонентні угруповання гельмінтів *N. natrix* складаються з 6 видів.

Найбільша *EI* визначений для нематоди *S. fuscovenosa* для всіх трьох екосистем (100 %). Для антропогенно трансформованих екосистем правого берега р. Дніпро (м. Дніпро) найменшу екстенсивність інвазії *N. natrix* має *M. longicollis* (28,6 %), відповідно для природних лісових екосистем ПМБС ім. О. Л. Бельгарда найменша *EI* становить 25 % для *M. longicollis* та *T. assula* (табл 7.3).

В антропогенно порушених екосистемах штучних водойм для скиду шахтних вод відсутні алогенні види в компонентних угрупованнях. Також у відповідному компонентному угрупованні гельмінтів домінує вузькоспецифічний автогенний вид *S. fuscovenosa*.

У компонентних угрупованнях антропогенно трансформованих екосистем правого берега р. Дніпро (м. Дніпро) та природних лісових екосистем ПМБС ім. О. Л. Бельгарда переважають автогенні та широкоспецифічні види.

Характеристика компонентних угруповань гельмінтів *N. natrix* в умовах
степового Придніпров'я

Параметр		м. Дніпро	ПМБС ім. Бельгарда	м. Першотравенськ (водосховище шахтних вод)
n		7	8	7
Загальна кількість гельмінтів, ос.		191	376	66
Кількість видів		6	6	3
EI, %	<i>S. fuscovenosa</i>	100	100	100
	<i>S. erinaceieuropaei</i>	57,1	62,5	0
	<i>O. europea</i>	100	62,5	0
	<i>T. assula</i>	42,9	25	14,3
	<i>M. longicollis</i>	28,6	25	14,3
	<i>E. colubrimurorum</i>	14,3	50	0
II	<i>S. fuscovenosa</i>	9,14	3,38	8,86
	<i>S. erinaceieuropaei</i>	4,75	19,6	0
	<i>O. europea</i>	10,1	5,40	0
	<i>T. assula</i>	7,67	15,5	2
	<i>M. longicollis</i>	3	8	2
	<i>E. colubrimurorum</i>	1	44,3	0
IP	<i>S. fuscovenosa</i>	9,14	3,375	8,86
	<i>S. erinaceieuropaei</i>	2,71	12,25	0
	<i>O. europea</i>	10,1	3,375	0
	<i>T. assula</i>	3,29	3,875	0,29
	<i>M. longicollis</i>	0,86	2	0,29
	<i>E. colubrimurorum</i>	1,14	22,125	0
AB види	Кількість видів	5	5	3
	Частка чисельності, %	90,1	73,9	100
АЛ види	Кількість видів	1	1	0
	Частка чисельності, %	9,90	26,1	0
УС види	Кількість видів	64	27	62
	Частка чисельності, %	33,5	7,18	93,9
ШС види	Кількість видів	127	349	4
	Частка чисельності, %	66,5	92,8	6,06
H		1,46	1,42	0,27
D		0,37	0,47	0,94
Домінантний вид (ДВ)		<i>O. europea</i>	<i>E. colubrimurorum</i>	<i>S. fuscovenosa</i>

Примітка: n – кількість обстежених особин вужів; EI – екстенсивність інвазії (%), II – індекс інвазії, IP – індекс рясноти; АВ – автогенні види; АЛ – алогенні види; ШС – широкоспецифічні види; УС – вузькоспецифічні види; H – індекс Шеннона; D – індекс Бергера - Паркера.

За співвідношенням частки чисельності алогенних та автогенних видів в компонентні угруповання *N. natrix* з антропогенно трансформованих екосистем штучних водойм для скиду шахтних вод (м. Першотравенськ) мають значущі відмінності від компонентних угруповань таких екосистем правого берега р. Дніпро (м. Дніпро) та природних лісових екосистем ПМБС ім. О. Л. Бельгарда. Також виявлені значущі відмінності між компонентними угрупованнями гельмінтів звичайного вуза з природних екосистемам ПМБС ім. Бельгарда та порушених екосистем правого берега р. Дніпро (м. Дніпро).

Таблиця 7.4

Подібність компонентних спільнот гельмінтів водяного вуза в умовах степового Придніпров'я

	м. Дніпро	ПМБС ім. Бельгарда	м. Першотравенськ (водосховище шахтних вод)
алогенні – автогенні види (%)			
м. Дніпро		$\chi^2 = 13,6$ $p = 0,023$	$\chi^2 = 10,9$ $p = 9,8 \times 10^{-4}$
ПМБС ім. Бельгарда	$\chi^2 = 13,6$ $p = 0,023$		$\chi^2 = 6,81$ $p = 6,6 \times 10^{-7}$
м. Першотравенськ (водосховище шахтних вод)	$\chi^2 = 10,9$ $p = 9,8 \times 10^{-4}$	$\chi^2 = 6,81$ $p = 6,6 \times 10^{-7}$	
широкоспецифічні – вузькоспецифічні (%)			
м. Дніпро		$\chi^2 = 103,9$ $p = 6,2 \times 10^{-6}$	$\chi^2 = 1312,3$ $p = 3,4 \times 10^{-9}$
ПМБС ім.. Бельгарда	$\chi^2 = 103,9$ $p = 6,2 \times 10^{-6}$		$\chi^2 = 636,9$ $p = 2,5 \times 10^{-8}$
м. Першотравенськ (водосховище шахтних вод)	$\chi^2 = 1312,3$ $p = 3,4 \times 10^{-9}$	$\chi^2 = 636,9$ $p = 2,5 \times 10^{-8}$	

За співвідношенням частки чисельності широкоспецифічних – вузькоспецифічних видів гельмінтів у компонентних угрупованнях звичайного

вужа виявлено, що всі екосистеми, які досліджувались, мають значущі відмінності між собою (табл. 7.4)

7.3. Угрупування гельмінтів у популяціях *N. tessellata*

7.3.1. Інфрагрупування гельмінтів у популяціях *N. tessellata*

Проведено аналіз 58 інфрагруповань гельмінтів *N. tessellata*. В середньому чисельність видів гельмінтів в інфрагрупуваннях становить: Майорова балка – 2,26 виду / інфрагрупування; СЗЗ Придніпровської ТЕС – 2,54; природні прибережні екосистеми р. Дніпро (НПП «Великий Луг») – 2,62. У всіх екосистемах найбільше інфрагруповань, які складаються з 3 видів (антропогенно трансформованих прибережних екосистем р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС) – 63,6 %; природні прибережні екосистеми р. Дніпро (НПП «Великий Луг») – 4 %; Майорова балка – 46,1 %). Максимальна кількість видів (4 види / інфрагрупування) виявлена у незначній частині досліджених *N. tessellata*: антропогенно трансформованих прибережних екосистем р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС) – 9,09 %; природні прибережні екосистеми р. Дніпро (НПП «Великий Луг») – 3,85 %; Майорова балка – 4,76 %. Незаражені вужі траплялись в екосистемах Майорової балки (7,69 %) та антропогенно порушених прибережних екосистемах р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС) (9,09 %) (рис. 7.14).

Середнє значення чисельності гельмінтів у водяних вужів для різних екосистем становить: Майорова балка – $20,90 \pm 17,04$, СЗЗ Придніпровської ТЕС – $10,72 \pm 7,31$, природні прибережні екосистеми р. Дніпро (НПП «Великий Луг») – $32,41 \pm 17,20$. Найбільша кількість особин гельмінтів виявлена у водяних вужів із популяцій Майорової балки (82 особини). Максимальна мінливість кількості паразитів властива для інфрагруповань водяного вужа теж із Майорової балки (81,3 %) (табл. 7.5).

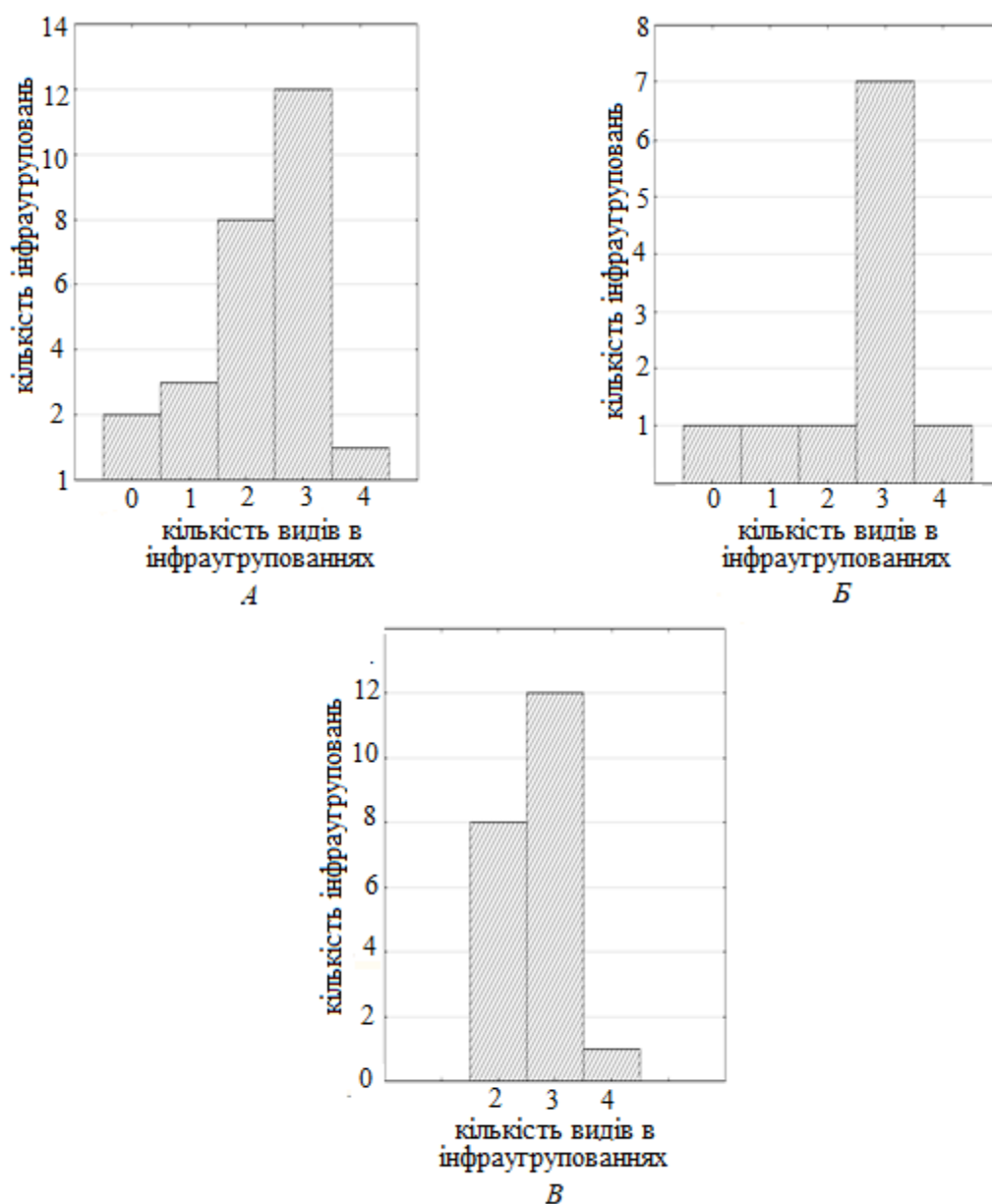


Рис. 7.14. Розподіл видів гельмінтів в інфрагрупуваннях *N. tessellata*:
 А – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (район Майорової балки); Б – антропогенно трансформовані прибережні екосистеми р. Дніпро (санітарно-захисна зона Придніпровської ТЕС); В – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (Національний природний парк «Великий Луг»)

Характеристика інфрагруповань гельмінтів у популяціях *N. tessellata* в умовах степового Придніпров'я

Параметр		Майорова балка	НПП «Великий Луг»	СЗЗ Придніпровської ТЕС
n		26	21	11
Кількість видів гельмінтів	$x \pm SD$	2,26 $\pm$ 0,99	2,62 $\pm$ 0,590	2,54 $\pm$ 1,13
	M	2,5	3	3
	$CV, \%$	44,2	22,5	44,3
	$min-max$	0–4	0–4	0–4
Загальна чисельність гельмінтів, ос.	$x \pm SD$	20,90 $\pm$ 17,04	32,41 $\pm$ 17,20	10,72 $\pm$ 7,31
	M	21,5	32	12
	CV	81,3	53,1	66,7
	$min-max$	0–82	3–65	0–20
Кількість АВ видів	$x \pm SD$	1,42 $\pm$ 0,81	1,7 $\pm$ 0,57	1,55 $\pm$ 0,93
	M	2	2	2
	$CV, \%$	56,8	33,6	56,5
	$min-max$	0–3	1–3	0–3
Кількість АЛ видів	$x \pm SD$	0,88 $\pm$ 0,32	0,95 $\pm$ 0,223	0,91 $\pm$ 0,30
	M	1	1	1
	$CV, \%$	36,8	23,5	33,2
	$min-max$	0–1	0–1	0–1
Чисельність АВ гельмінтів, ос.	$x \pm SD$	11,7 $\pm$ 15,14	17,6 $\pm$ 11,88	8,45 $\pm$ 6,26
	M	8,5	16	8
	$CV, \%$	129,4	67,5	74,1
	$min-max$	0–77	1–48	0–18
Чисельність АЛ гельмінтів, ос.	$x \pm SD$	9,26 $\pm$ 9,76	14,8 $\pm$ 11,11	2,27 $\pm$ 1,95
	M	7,5	16	2
	$CV, \%$	105,42	75,1	85,9
	$min-max$	0–43	0–36	0–7
Частка чисельності АВ видів, %	$x \pm SD$	47,4 $\pm$ 34,37	56,5 $\pm$ 24,91	65,3 $\pm$ 33,19
	M	49,1	50	80
	$CV, \%$	72,5	44,1	51,9
	$min-max$	0–100	12,2–100	0–94,7
Частка чисельності АЛ видів, %	$x \pm SD$	44,9 $\pm$ 34,03	43,5 $\pm$ 24,882	25,5 $\pm$ 27,1
	M	45,8	50	20
	$CV, \%$	75,8	57,2	106,3
	$min-max$	0–100	0–87,8	0–100
Кількість ПС видів	$x \pm SD$	0,69 $\pm$ 0,67	0,71 $\pm$ 0,557	0,91 $\pm$ 0,54
	M	1	1	1
	$CV, \%$	98,1	78,5	59,3
	$min-max$	0–2	0–2	0–2
Кількість ВС видів	$x \pm SD$	0,69 $\pm$ 0,47	1,00 $\pm$ 0,00	0,72 $\pm$ 0,46
	M	1	1	1
	$CV, \%$	67,9	0	64,2
	$min-max$	0–1	1	0–1

Кількість ВП видів	$x \pm SD$	0,88 $\pm$ 0,34	0,95 $\pm$ 0,22	0,91 $\pm$ 0,32
	M	1	1	1
	$CV, \%$	36,8	23,5	33,2
	$min-max$	0–1	1–1	0–1
Чисельність ІІС гелмінтів, ос.	$x \pm SD$	3,27 $\pm$ 4,41	5,19 $\pm$ 4,71	4,18 $\pm$ 3,49
	M	1,5	4	3
	$CV, \%$	134,7	90,7	83,4
	$min-max$	0–15	0–12	0–10
Чисельність ВС гелмінтів, ос.	$x \pm SD$	8,42 $\pm$ 15,54	12,4 $\pm$ 10,94	4,27 $\pm$ 3,67
	M	4	8	4
	$CV, \%$	184,1	88,4	85,7
	$min-max$	0–77	1–40	0–12
Чисельність ВП гелмінтів, ос.	$x \pm SD$	9,27 $\pm$ 9,77	14,8 $\pm$ 11,13	2,27 $\pm$ 1,954
	M	7,5	16	2
	$CV, \%$	105,4	75,1	85,9
	$min-max$	0–43	0–36	0–7
Частка чисельності ІІС видів, %	$X \pm SD$	16,9 $\pm$ 24,56	19,7 $\pm$ 20,44	33,2 $\pm$ 23,41
	M	7,12	18,2	31,6
	$CV, \%$	144,8	103,9	70,5
	$min-max$	0–85,7	0–66,7	0–80
Частка чисельності ВС видів, %	$x \pm SD$	30,5 $\pm$ 33,42	36,8 $\pm$ 18,93	0,66 $\pm$ 0,72
	M	22,8	32,4	0,61
	$CV, \%$	109,5	51,4	110,1
	$min-max$	0–100	12,2–70	0–2,28
Частка чисельності ВП видів, %	$x \pm SD$	44,9 $\pm$ 34,12	43,5 $\pm$ 24,97	25,5 $\pm$ 27,14
	M	45,8	50	20
	$CV, \%$	75,8	57,2	100
	$min-max$	0–100	0–87,8	0–100
<i>HB</i>	$x \pm SD$	0,47 $\pm$ 0,34	0,65 $\pm$ 0,14	0,61 $\pm$ 0,34
	M	0,55	0,61	0,79
	$CV, \%$	69,5	21,9	55,8
	$min-max$	0–0,92	0,5–1,06	0–0,92
<i>D</i>	$x \pm SD$	0,64 $\pm$ 0,05	0,64 $\pm$ 0,15	0,52 $\pm$ 0,26
	M	0,65	0,63	0,5
	$CV, \%$	45,6	23,1	50,1
	$min-max$	0–1	0,43–1,06	0–1

Примітка: n – кількість інфрагруповань; x – Середнє значення, SD – стандартне відхилення, Ex – ексцес, CV – коефіцієнт варіації (%), $Min-Max$ – мінімальне та максимальне значення; АВ – автогенні види; АЛ – алогенні види; ІІС – широкоспецифічні види; ВС – вузькоспецифічні види; ВП – випадкові види.

За індексом біорізноманіття Бріллюена інфрагруповання Майорової балки статично відрізняються від інфрагруповань з природних прибережних та екосистем НПП «Великий Луг» та антропогенно трансформованих прибережних екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС. Достовірно максимальне значення для цього індексу відмічено для інфрагруповань із природних

прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг»). Разом із тим, для згаданої екосистеми визначено найменший коефіцієнт варіації ($CV_{(HB)}$ – 21,9 %). Відповідно, коефіцієнт варіації для інфрагруповань гельмінтів із Майорової балки становить 69,5 %, антропогенно порушених прибережних екосистем р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС) – 55,8 % (табл. 7.5, рис. 7.15).

Значущих відмінностей між інфрагрупованнями за індексом домінування Бергера – Паркера не виявлено. Мінімальна варіативність відмічена для цього індексу з природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг») (23,1 %). Для інфрагруповань гельмінтів з Майорової балки мінливість становить 45,6–50,1 % (табл. 7.5, рис. 7.13).

В екосистемах частки чисельності алогенних та автогенних гельмінтів в інфрагрупованнях достовірно не відрізняються. В інфрагрупованнях гельмінтів *N. tessellata* з досліджуваних екосистем що, середня частка чисельності автогенних видів перевищує цей показник для алогенних. Це може бути зумовлено наявністю у водяного вужа лише одного алогенного виду – *E. excisus*. Для цього виду гельмінтів дефінітивними хазяї – птахи-іхтіофаги. Тому саме від різноманіття та чисельності водно-болотних птахів може залежати інтенсивність та екстенсивність інвазії вужів гельмінтом *E. excisus* (рис 7.18).

Найбільший показник варіації частки чисельності алогенних видів у інфрагруповань з антропогенно трансформованих прибережних екосистем р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС) (100 %). Відповідно, для Майорової балки цей показник становить 75,8 %, для природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг») – 57,2 %.

Максимальне значення мінливості частки чисельності автогенних видів властиве для інфрагруповань із природних прибережних екосистем р. Дніпро (район Майорової балки) (72,5 %) та антропогенно трансформованих прибережних екосистем р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС) (56,5 %). Для природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП

«Великий Луг») коефіцієнт варіації становить 44,1, а для антропогенно порушених прибережних екосистем р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС) 51,9 %.

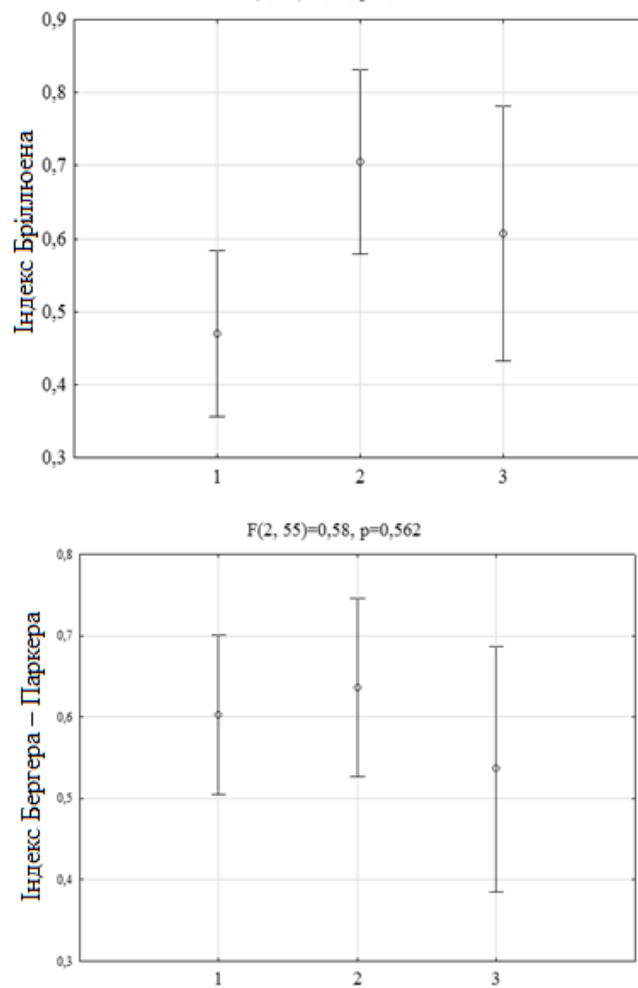


Рис. 7.15. Вплив екосистеми на статистичні індекси 1 – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (район Майорової балки), 2 – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (Національний природний парк «Великий Луг»), 3 – антропогенно трансформовані прибережні екосистеми р. Дніпро (санітарно- захисна зона Придніпровської ТЕС)

У більшості випадків використані статистичні індекси мають значення: $D > 0,5$; $HB < 1$. Це свідчить, що інфрагрупування незбалансовані та збіднені (рис 7.16; 7.17).

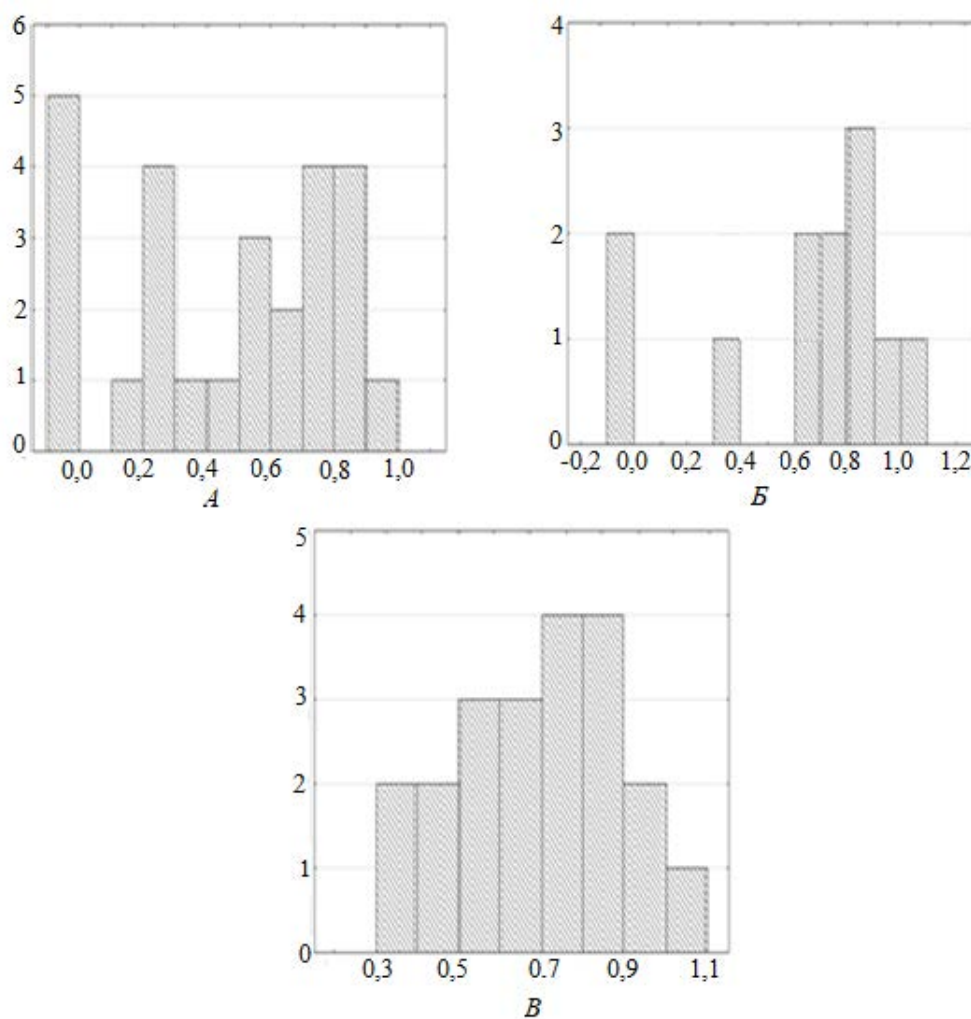


Рис. 7.16. Мінливість інфрагруповань *N. tessellata* за індексом Бріллюена: *A* – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (район Майорової балки), *Б* – антропогенно перетворені прибережні екосистеми р. Дніпро (санітарно-захисна зона Придніпровської ТЕС), *В* – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (Національний природний парк «Великий Луг»); по осі абсцис – значення індексу Бріллюена, по осі ординат – кількість інфрагруповань

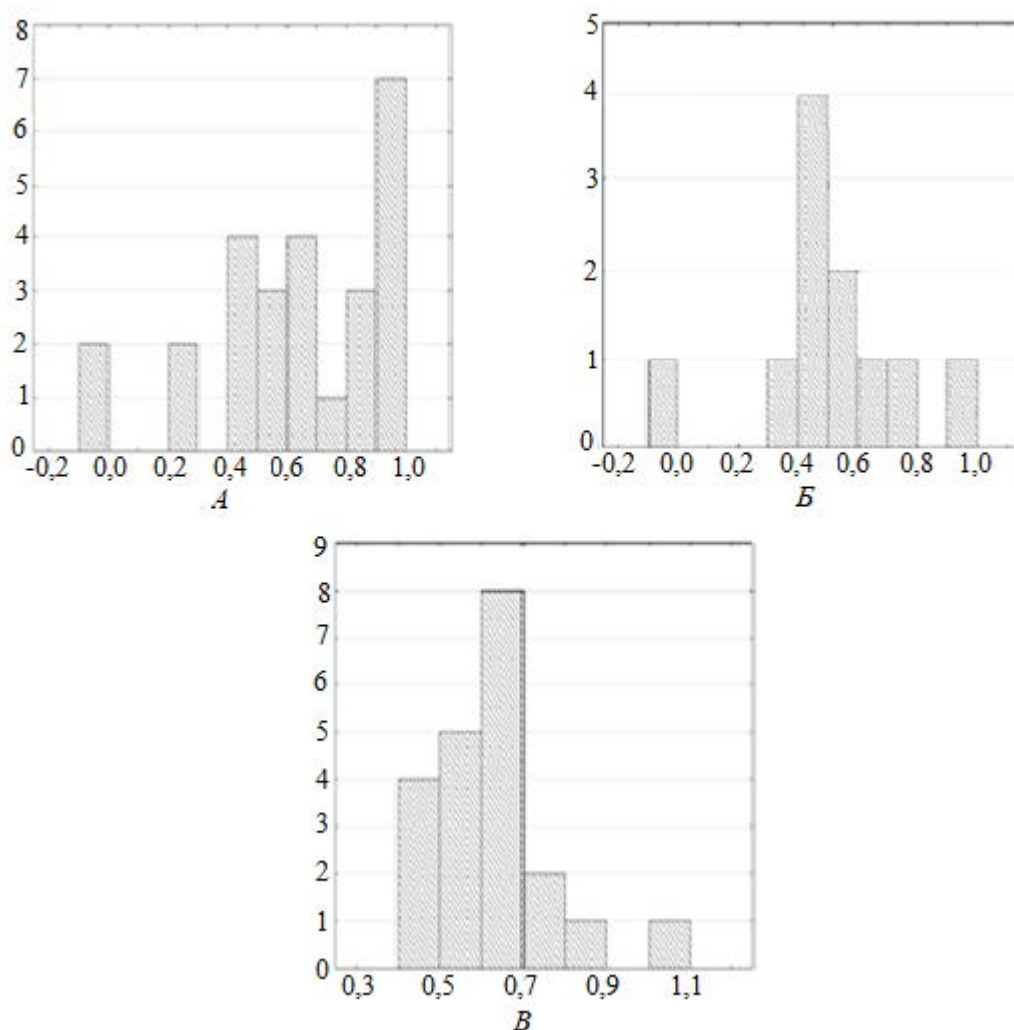


Рис. 7.17. Мінливість інфрагруповань *N. tessellata* за індексом Бергера – Паркера: *A* – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (район Майорової балки), *Б* – антропогенно трансформовані прибережні екосистеми р. Дніпро (санітарно захисна зона Придніпровської ТЕС), *В* – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (Національний природний парк «Великий Луг»); по осі абсцис – значення індексу Бергера – Паркера, по осі ординат – кількість інфрагруповань

Для екосистем, які досліджувалися, за часткою чисельності широкоспецифічних видів в інфрагрупованнях значущих відмінностей не визначено. Разом із тим частка чисельності вузькоспецифічних видів в інфрагрупованнях із природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг») та природних прибережних екосистем р. Дніпро (район Майорової балки) вища, ніж антропогенно змінених прибережних екосистем

р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС), що підтверджується значущими відмінностями. За часткою чисельності випадкових видів в інфрагрупуваннях значущих відмінностей між екосистемами не визначено (рис 7.19).

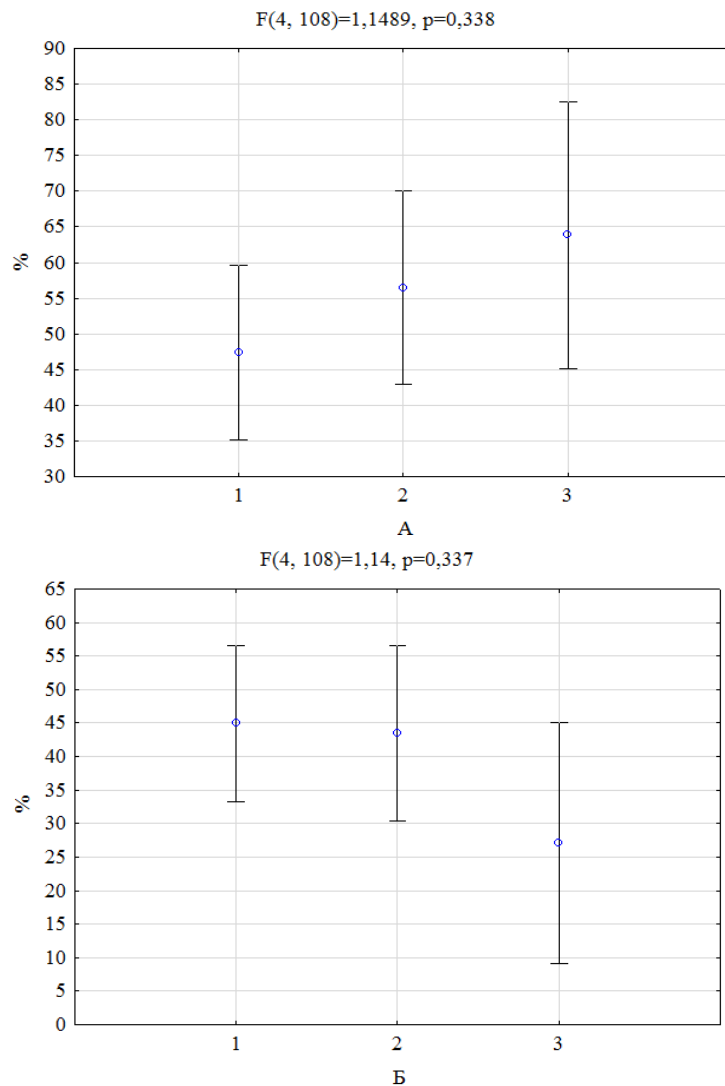


Рис. 7.18. Частка чисельності особин інфрагрупувань гельмінтів за різними групами: А – автогенні види, Б – алогенні. По осі абсцис: 1 – природні прибережні і екосистеми р. Дніпро (район Майорової балки), 2 – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (Національний природний парк «Великий Луг»), 3 – антропогенно трансформовані прибережні екосистеми р. Дніпро (санітарно захисна зона Придніпровської ТЕС)

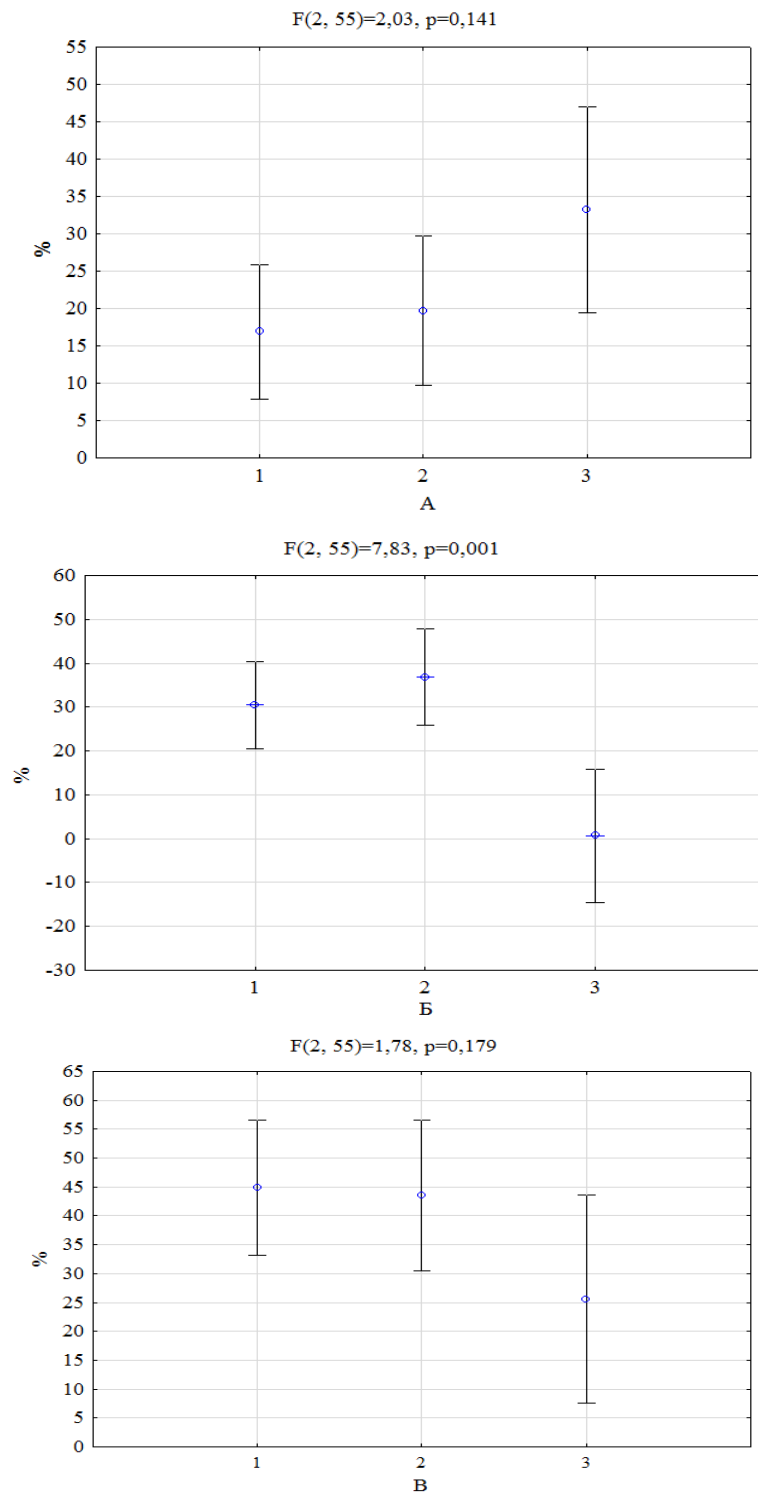


Рис. 7.19. Частка чисельності особин інфрагруповань гельмінтів за різними групами: А – широкоспецифічні, Б – вузькоспецифічні, В – випадкові види. По осі абсцис: 1 – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (район Майорової балки, 2 – природні прибережні екосистеми р. Дніпро (Національний природний парк «Великий Луг»), 3 – антропогенно трансформовані прибережні екосистеми р. Дніпро (СЗЗ Придніпровської ТЕС)

7.3.2. Компонентні угруповання гельмінтів у популяціях *N. tessellata*

Найвищий показника *EI* відмічений для нематод *S. fuscovenosa* і личинок *E. excisus*. На території природних прибережних екосистем національного природного парку «Великий Луг» екстенсивність інвазії *S. fuscovenosa* становить 100 %, при цьому найбільший показник індексу рясности зареєстрований для особин із Майорової балки (77 нематод).

Оскільки основний шлях зараження гельмінтом *S. fuscovenosa* – отримання яєць або личинок із наземного субстрату, можливість зараження звичайного вужа теоретично більша. У той же час, зараження може відбуватися і на прибережних ділянках, де вужі гріються, живляться та мігрують, залежно від сезону. Це робить *S. fuscovenosa* доступним паразитом, в тому числі і для водяного вужа.

Найменші *EI* та *IP* визначені для трематоди *T. assula* (табл. 7.6). Метацеркарії *T. assula* розвиваються виключно в пуголовках земноводних. Відомо, що основна здобич *N. tessellata* – представники іхтіофауни, а частка земноводних у раціоні складає лише приблизно 10 % (Шарило, 1976; Weiperth et al., 2014). Тому цей вид трематоди демонструє найменші для водяного вужа показники інвазії серед інших гельмінтів.

Найбільша частка чисельності автогенних видів виявлена у змії порушених екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС (78,3 %). Відповідно, найменша частка автогенних гельмінтів водяного вужа виявлена у природних екосистемах НПП «Великий Луг», де вона складає 54,2 %.

За рахунок наявності одного вузькоспецифічного виду *S. fuscovenosa* в екосистемах, які досліджувались частка чисельності вузькоспецифічних гельмінтів становить приблизно 40 %. Відповідно частка чисельності широкоспецифічних видів: для природних екосистем – приблизно 15 %, а для антропогенно трансформованих екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС – 38,9 %.

Частка чисельності випадкових видів у природних екосистемах, які досліджувалися в 2,1 раз вища ніж порушених екосистемах СЗЗ Придніпровської ТЕС.

Таблиця 7.6

Характеристика компонентних угруповань гельмінтів *N. tessellata* в умовах степового Придніпров'я

Параметр		Майорова балка	НПП «Великий Луг»	СЗЗ Придніпровської ТЕС
n		26	21	11
Загальна чисельність гельмінтів, ос.		545	681	118
Кількість видів		4	4	4
EI, %	<i>S. fuscovenosa</i>	30,8	100	27,3
	<i>E. excisus</i>	84,6	91	100
	<i>O. europea</i>	46,1	33,3	27,3
	<i>T. assula</i>	19,2	4,76	28,6
II	<i>S. fuscovenosa</i>	12,2	12,4	5,88
	<i>E. excisus.</i>	10,6	15,6	2,5
	<i>O. europea</i>	4,07	7,5	4,86
	<i>T. assula</i>	5,60	4	3,5
IP	<i>S. fuscovenosa</i>	8,41	12,4	4,27
	<i>E. excisus</i>	9,27	28,4	21,2
	<i>O. europea</i>	2,19	4,81	3,55
	<i>T. assula</i>	1,08	0,11	0,63
AB види	Кількість видів	3	3	3
	Частка чисельності, %	55,8	54,2	78,3
АЛ види	Кількість видів	1	1	1
	Частка чисельності, %	44,2	45,8	21,7
ШС види	Кількість видів	2	2	2
	Частка чисельності, %	15,6	16,0	38,9
ВС види	Кількість видів	1	1	1
	Частка чисельності, %	40,1	38,2	39,8
ВП види	Кількість видів	1	1	1
	Частка чисельності, %	44,2	45,8	21,2
<i>H</i>		1,11	1,04	1,17
<i>D</i>		0,41	0,38	0,40
Домінантний вид		<i>E. excisus</i>	<i>E. excisus</i>	<i>S. fuscovenosa</i>

Примітка: n – кількість компонентних; угруповань EI – екстенсивність інвазії; II – інтенсивність інвазії; IP – індекс рясноти; АВ – автогенні види; АЛ – алогенні види; ШС – широко специфічні види; ВС – вузько специфічні види; ВП – випадкові види; *H* – індекс Шеннона, *D* – індекс Бергера – Паркера.

Компонентні угруповання гельмінтів водяних вужів із різних екосистем характеризуються як збалансовані та відносно різноманітні (4 види) з відповідними значеннями $D < 0,5$ та $H > 1$.

По систематичних групах компонентні угруповання представлені за типом Nematoda – Cestoda – Trematoda. В природних екосистемах Придніпров'я, які досліджувалися домінантний вид – *E. excisus*, для порушених екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС – *S. fuscovenosa*.

У всіх екосистемах переважають автогенні види. За співвідношенням галогенних – автогенних і широко специфічних – вузькоспецифічних – випадкових видів СЗЗ Придніпровської ТЕС достовірно відрізняються від Майорової балки та природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг»). Відповідно, між природними прибережними екосистемами Майорової балки та р. Дніпро (НПП «Великий Луг») статистичних відмінностей немає (табл. 7.7).

Таблиця 7.7

Подібність компонентних угруповань гельмінтів водяного вужа
в умовах степового Придніпров'я

	Майорова балка	НПП «Великий Луг»	СЗЗ Придніпровської ТЕС
алогенні – автогенні види (%)			
Майорова балка		$\chi^2 = 0,10; p = 0,75$	$\chi^2 = 29,8 p = 6 \times 10^{-6}$
НПП «Великий Луг»	$\chi^2 = 0,11 p = 0,75$		$\chi^2 = 34,2 p = 3 \times 10^{-6}$
СЗЗ Придніпровської ТЕС	$\chi^2 = 29,8 p = 6,4 \times 10^{-6}$	$\chi^2 = 34,2 p = 3 \times 10^{-6}$	
широкоспецифічні - вузькоспецифічні – випадкові (%)			
Майорова балка		$\chi^2 = 0,16 p = 0,92$	$\chi^2 = 46,8 p = 5,3 \times 10^{-6}$
НПП «Великий Луг»	$\chi^2 = 0,16 p = 0,92$		$\chi^2 = 46,1 p = 4 \times 10^{-6}$
СЗЗ Придніпровської ТЕС	$\chi^2 = 46,8 p = 5,3 \times 10^{-6}$	$\chi^2 = 46,1 p = 4 \times 10^{-6}$	

Таким чином, в умовах антропогенно трансформованих екосистем змінюється співвідношення автогенних та алогенних видів гельмінтів компонентних угруповань вужевих змій. Таку залежність було виявлено також в угрупованнях гельмінтів звичайного вужа на середньому Поволжі (Кириллов, 2010, 2011). У водяного вужа частка чисельності алогенних видів зменшується майже вдвічі, у той час як у звичайного алогенні види взагалі зникають.

Зникнення певних видів тварин в екосистемі, які складають визначені ланки трофічних ланцюгів, закономірно зменшує можливості для проходження життєвого циклу пов'язаних із ними видів паразитів. Таким чином, зміна індексів біорізноманіття угруповань гельмінтів опосередковано вказує на деградацію структури зооценозу та, вірогідно, може слугувати біомаркером стану водних екосистем.

Висновки по розділу

1. Частка чисельності алогенних видів в інфра- та компонентних угрупованнях гельмінтів звичайного вужа з природних лісових екосистем Присамар'я у 4,3 та 2,6 раза відповідно більша, ніж у змій зі антропогенно порушених екосистем правого берега р. Дніпро. В угрупованнях із штучних водойм із шахтними водами (м. Першотравенськ) алогенні види не виявлені. Вірогідно, що умови ізольованої штучної водойми з нестабільним гідрологічним режимом та гідрохімічними характеристиками (Гассо, Єрмоленко, 2015) впливають на видовий склад та чисельність гідробіонтів, які можуть бути проміжними чи остаточними хазяями гельмінтів.

2. Частка чисельності алогенних видів вініфра- та компонентних угруповань гельмінтів водяного вужа з антропогенно порушених екосистем санітарно-захисної зони Придніпровської ТЕС у 1,7–2 рази менша порівняно з природними прибережними екосистемами НПП «Великий Луг» та Майорової балки, де спостерігаються значні інвазії вужів алогенною нематодою *E. excisus*.

3. Біорізноманіття інфрагруповань гельмінтів водяного та звичайного вужів на території степового Придніпров'я за індексами Бріллоена та Бергера – Паркера характеризуються як збіднені ($HB < 1$) та незбалансовані ($D > 0,5$).

4. Компонентні угруповання популяцій гельмінтів обох видів вужів характеризуються як різноманітні та збалансовані ($HB > 1$; $D < 0,5$). Це відображає здатність цих угруповань відновлюватись та підтримувати свою чисельність за рахунок більшої кількості автогенних видів. У той же час, компонентні угруповання гельмінтів звичайного вужа з антропогенно трансформованих екосистем зі штучних водойм із шахтними водами одноманітні та збіднені, тому що на 93,9 % складаються з одного виду – *S. fuscovenosa*.

5. Екстенсивність зараженості звичайних вужів нематодою *S. fuscovenosa* становить 100 % у всіх популяціях, що досліджувалися. Однак у водяного вужа повна зараженість особин виявлена тільки в популяціях із природних екосистем національного природного парку «Великий Луг». В інших екосистемах екстенсивність зараження складала лише 30 %.

Перелік посилань

1. Бакиев, А. Т., & Кириллов, А. А. (2007). Основные итоги изучения паразитов змей Волжского бассейна. Сообщение 1. Простейшие и гельминты. Вестник Мордовского университета, 17(4), 60–68.
2. Гагут, А. Н., Гассо, В. Я., Ермоленко, С. В., & Кузьмин, Ю. И. (2015). Зараженность водяного ужа (*Natrix tessellata*) нематодой *Eustrongylides excisus* (Diectophimatida, Diectophimatidae) в условиях центрального степного Приднепровья. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали VIII Міжнародної наукової конференції, 213–214.
3. Гассо, В. Я., Ермоленко, С. В. (2015). Герпетофауна антропогенних ландшафтів вугільнодобувних районів Західного Донбасу (на прикладі Петропавлівського району Дніпропетровської області). Питання біоіндикації та екології, 20 (1–2), 195–204.

4. Догель, В. А. (1947). Курс общей паразитологии, Учпедгиз, Ленинград.
5. Кириллов, А. А. (2010). Паразитирование у пресмыкающихся Поволжья гельминтов, свойственных другим животным. Вестник Самарского государственного университета, 80(6), 196–204.
6. Кириллов, А. А. (2011). Сообщества гельминтов обыкновенного ужа *Natrix natrix* L. (Reptilia: Colubridae) юга Среднего Поволжья. Известия Самарского научного центра Российской академии наук, 13(1), 127–134.
7. Кириллов, А. А. (2012). Гельминтофауна пресмыкающихся Самарской области. Сообщение 1. Обыкновенный уж *Natrix natrix* L. (Colubridae). Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии, 21(3), 136–142.
8. Русинек, О. Т. (2006). Анализ паразитарных сообществ рыб озера Байкал. Паразитология, 40(2), 155–170.
9. Соколов, С. Г., Протасова, Е. Н., & Решетников, А. Н. (2011). Паразитофауна ротана *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Osteichthyes, Odontobutidae) в некоторых водоемах европейской части России. Поволжский экологический журнал, 4, 507–522.
10. Чихляев, И. В., Кириллова, Н. Ю., & Кириллов, А. А. (2012). Характеристика жизненных циклов трематод (Trematoda) наземных позвоночных Среднего Поволжья. Известия Самарского научного центра Российской академии наук, 14(5), 132–142.
11. Шарпило, В. П. (1976). Паразитические черви пресмыкающихся фауны СССР. Наукова Думка, Киев.
12. Шарпило, В. П. (1983). Рептилии фауны СССР как промежуточные и резервуарные хозяева гельминтов. Паразитология, 17(3), 177–183.
13. Федоров, Н. М., Фирсов, Н. Ф., & Соловьев, Н. А. (2014). Ветеринарно-санитарная экспертиза речного окуня при эустронгилидозе. Ветеринарная патология, 3–4(49–50), 68–73.
14. Baker, M. R. (1987). *Rhabdias collaris* n. sp. (Nematoda: Rhabdiasidae) from frogs of Tanzania. Systematic Parasitology, 9, 199–201.

15. Bennett, H. M., Mok, H. P., Gkrania-Klotsas, E., Tsai, I. J., Stanley, E. J., Antoun, N. M., & Steinbiss, S. (2014). The genome of the sparganosis tapeworm *Spirometra erinaceieuropaei* isolated from the biopsy of a migrating brain lesion. *Genome biology*, 15(11), 510.
16. Biserkov, V., & Kostadinova, A. (1997). Development of the plerocercoid I of *Ophiotaenia europaea* in reptiles. *International journal for parasitology*, 27(12), 1513–1516.
17. Borkovcová, M., & Kopřiva, J. (2005). Parasitic helminths of reptiles (Reptilia) in south Moravia (Czech Republic). *Parasitology Research*, 95(1), 77–78.
18. Bowman, D. D., Hendrix, C. M., Lindsay, D. S., & Barr, S. C. (2008). *Feline clinical parasitology*. John Wiley Sons, New Jersey.
19. Halajian, A., Bursey, C. R., Goldberg, S. R., & Gol, S. M. A. (2013). Helminth parasites of the European glass lizard, *Pseudopus apodus* (Squamata: Anguidae), and European grass snake, *Natrix natrix* (Serpentes: Colubridae), from Iran. *Comparative parasitology*, 80(1), 151–156.
20. Jacobson, E. R. (2007). *Infectious diseases and pathology of reptiles: color atlas and text*. CRC Press.
21. Kirin, D. (2002). New records of the helminth fauna from grass snake, *Natrix natrix* L., 1758 and dice snake, *Natrix tessellata* Laurenti, 1768 (Colubridae: Reptilia) in South Bulgaria. *Acta Zool Bulg*, 54, 49–53.
22. Kuzmin, Y., Tkach, V. V., & Snyder, S. D. (2003). The nematode genus *Rhabdias* (Nematoda: Rhabdiasidae) from amphibians and reptiles of the Nearctic. *Comparative Parasitology*, 70(2), 101–114.
23. Kuzmin, Y., & Tkach, V. (2008). *Rhabdias pearsoni* sp. n. (Nematoda, Rhabdiasidae) from keelback, *Tropidonophis mairii* (Reptilia, Colubridae) in Australia. *Vestnik zoologii*, 42(6), 95–100.
24. Kuzmin, Y., de Vasconcelos Melo, F. T., & Dos Santos, J. N. (2014). A new species of *Serpentirhabdias* Tkach, Kuzmin Snyder, 2014 (Nematoda: Rhabdiasidae) parasitic in the brown ground snake *Atractus major* Boulenger

- (Reptilia: Serpentes: Dipsadidae) in Brazil. Systematic parasitology, 89(2), 101–106.
25. Martinez-Salazar, E. A., & Leon-Regagnon, V. (2006). *Rhabdias lamothei* n. sp. (Nematoda: Rhabdiasidae) from *Leptodeira maculata* (Colubridae) in Mexico, including new records of *R. fuscovenosa* (Railliet, 1899) Goodey, 1924. Zootaxa, 1257, 27–48.
 26. Mihalca, A. D., Gherman, C., Ghira, I., & Cozma, V. (2007). Helminth parasites of reptiles (Reptilia) in Romania. Parasitology research, 101(2), 491–492.
 27. Sargsyan, N., Arakelyan, M., & Danielyan, F. (2016) infestation of dice snake *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768) by helminths in Armenia. Biol J Armenia, 1 (68), 89–91.
 28. Shinad, K., & Prasad, P. K. (2018). First record of *Encyclometra colubrimurorum* (Rudolphi, 1819) Dollfus, 1929 (Digenea: Plagiorchiidae) metacercariae from a tadpole and an adult frog of the Western Ghats, India. International Journal of Fisheries and Aquatic Studies, 6(2), 135–139.
 29. Sokolov, S. G., Protasova, E. N., & Reshetnikov, A. N. (2015). First data on parasites of the rotan, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Perciformes: Odontobutidae), from Germany, with a detection of the previously unknown merocercoid of the gryporhynchid cestode *Mashonalepis macrosphincter* (Fuhrmann, 1909). Acta Zool. Bulg, 67, 557–560.
 30. Langford, G. J., & Janovy Jr, J. (2013). Host specificity of North American *Rhabdias* spp. (Nematoda: Rhabdiasidae): combining field data and experimental infections with a molecular phylogeny. The Journal of parasitology, 99(2), 277–286.
 31. Yildirimhan, H. S., Bursey, C. R., & Goldberg, S. R. (2007). Helminth parasites of the grass snake, *Natrix natrix*, and the dice snake, *Natrix tessellata* (Serpentes: Colubridae), from Turkey. Comparative Parasitology, 74(2), 343–354.

32. Yossefi, M. R., Nikzad, R., Nikzad, M., Mousapour, A., Ramazanpour, S., & Rahimi, M. T. (2014). High helmintic infection of the European grass snake, *Natrix natrix* and the dice snake, *Natrix tessellata* (Serpentes: Colubridae) from Iran. *Asian Pacific Journal of Tropical Disease*, 4, 263–267.
33. Weiperth, A., Gaebele, T., Potyó, I., & Puky, M. (2014). A global overview on the diet of the dice snake (*Natrix tessellata*) from a geographical perspective: foraging in atypical habitats and feeding spectrum widening helps colonisation and survival under suboptimal conditions for a piscivorous snake. *Zoological Studies*, 53(1), 42.

РОЗДІЛ 8

ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ

N. TESSELLATA

Дослідження вмісту важких металів в органах та тканинах водяних вужів із різних екосистем показало, що кількісний розподіл мікроелементів, що досліджувалися, в органах змій представлений рядами: $Zn > Cu > Pb > Cd$ – для нирок і печінки та $Zn > Pb > Cu > Cd$ – для кісткової тканини.

Відмічено, що у печінці водяних вужів, які мешкають на заповідних територіях Республіки Сербія, кількісний розподіл важких металів становить $Zn > Cu > Cd > Pb$ (Gavrić et al., 2017). У нирках американських північних вужів (*Nerodia sipedon* L.) із різних екосистем штату Теннессі (США) вміст свинцю більший, ніж кадмію, однак у печінці, навпаки, переважає кадмій (Campbell et al., 2005). Вірогідно, що у різних регіонах наявні розбіжні природні та антропогенні біогеохімічні умови, які впливають на накопичення та розподіл мікроелементів в організмі змій різних видів.

Наші дослідження показали, що найбільша концентрація кадмію в органах досліджуваних водяних вужів, виявлена в нирках. Відомо, що у багатьох видів хребетних тварин кадмій найбільше накопичується саме у цьому органі (Othman et al., 2009; Johri et al., 2010). У той же час, найменший вміст кадмію знайдений у кістковій тканині змій.

Дослідженням кількісного розподілу свинцю в органах водяних вужів виявлено, що найбільше цього металу акумулюється у печінці змій. На відміну від популяцій з екосистем НПП «Великий Луг» та СЗЗ Придніпровської ТЕС, де найменший вміст свинцю серед органів, що досліджувалися, виявлений у кістках, у змій з екосистем Майорової балки найменше цього металу міститься в нирках. Вважається, що вміст металів в органах може залежати не тільки від його концентрації у навколишньому середовищі, а й від наявності в організмі певної кількості інших мікроелементів, що можуть бути їх конкурентами (Goyer, 1997; Aga et al., 2001).

Кістки тварин мають високу акумулятивну властивість для іонів Zn^{+2} , що зумовлює високий вміст цього мікроелемента у кістковій тканині водяних вужів (Banat et al., 2000). Також високий вміст цинку спостерігається у печінці *N. tessellata*, що в цілому закономірно для хребетних тварин, оскільки цинк стимулює синтез ферментів і білків, що відбувається в цьому органі (Шейбак, 2016).

За літературними даними, у печінці тварин спостерігається значний вміст міді. Тому, можливо, в цьому органі визначено більший вміст міді, ніж у кістках та нирках (Зарипова и др., 2009; Файзулин др., 2013) (табл. 8.1).

Таблиця 8.1

Розподіл важких металів (медіана) в органах водяного вужа в умовах степового Придніпров'я, мг/кг сухої маси

	Метал	Нирки	Печінка	Кістки
СЗЗ Придніпровської ТЕС	Cd	6,60	3,40	1,22
	Pb	20,6	26,9	16,0
	Zn	57,7	171,3	309,2
	Cu	52,6	90,0	5,06
Майорова балка	Cd	4,00	1,50	1,19
	Pb.	11,2	19,1	13,8
	Zn	33,3	173,8	273,7
	Cu	31,5	88,5	4,84
НПП «Великий Луг»	Cd	4,40	2,05	1,23
	Pb	14,2	16,5	11,9
	Zn	40,8	154,4	253,3
	Cu	39,9	82,8	4,81

Статистичний аналіз вмісту важких металів у нирках *N. tessellata* показав, що у популяції з антропогенно порушених екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС вміст Cd, Pb, Zn та Cu вищий, ніж у природних екосистемах. Між популяціями з природних екосистем Майорової балки і НПП «Великий Луг» значущих відмінностей не виявлено (табл. 8.2).

Таблиця 8.2

Концентрація важких металів ($x \pm SD$) у нирках водяного вужа в умовах степового Придніпров'я, мг/кг сухої маси

Показник	НПП «Великий Луг» (n = 8)	Майорова балка (n = 7)	СЗЗ Придніпровської ТЕС (n = 7)
Cd	4,72 ± 0,971	4,41 ± 1,416	6,54 ± 0,948* [#]
Pb	13,80 ± 2,39	12,27 ± 3,72	22,4 ± 4,71* [#]
Zn	39,54 ± 6,54	36,12 ± 8,77	59,3 ± 14,00* [#]
Cu	40,93 ± 6,21	33,3 ± 12,54	54,8 ± 10,12* [#]

Примітка: * – $p < 0,05$ порівняно з НПП «Великий Луг»; [#] – $p < 0,05$ порівняно з Майоровою балкою.

У печінці водяних вужів з антропогенно перетворених екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС виявлено найвищі концентрації кадмію, свинцю та цинку (табл. 8.3).

Таблиця 8.3

Концентрація важких металів ($x \pm SD$) у печінці водяного вужа в умовах степового Придніпров'я, мг/кг сухої маси

Показник	НПП «Великий Луг» (n = 8)	Майорова балка (n = 7)	СЗЗ Придніпровської ТЕС (n = 7)
Cd	2,13 ± 0,65	1,78 ± 0,82	3,45 ± 1,05* [#]
Pb	17,30 ± 3,92	20,60 ± 5,07	27,23 ± 5,36* [#]
Zn	141,90 ± 28,60	164,50 ± 22,31	172,74 ± 24,73* [#]
Cu	80,60 ± 9,38	85,41 ± 13,27	93,80 ± 18,78

Примітка: * – $p < 0,05$ порівняно з НПП «Великий Луг»; [#] – $p < 0,05$ порівняно з Майоровою балкою.

Вміст цинку в кістковій тканині водяних вужів з екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС вищий ніж у контрольних популяцій вужів з інших територій. За показниками вмісту інших мікроелементів значущих відмінностей між екосистемами немає.

Також, відмічено, що в особин із популяції *N. tessellata* СЗЗ Придніпровської ТЕС найменше серед досліджених популяцій середнє значення вмісту кадмію у кістках (таблиця 8.4).

Концентрація важких металів ($x \pm SD$) у кістках водяного вужа в умовах степового Придніпров'я, мг/кг сухої маси

Показник	НПП «Великий Луг» (n = 8)	Майорова балка (n = 7)	СЗЗ Придніпровської ТЕС (n = 7)
Cd	$1,35 \pm 0,500$	$1,31 \pm 0,528$	$1,19 \pm 0,19$
Pb	$14,50 \pm 5,34$	$15,11 \pm 7,62$	$17,34 \pm 4,45$
Zn	$266,00 \pm 88,12$	$286,60 \pm 128,21$	$346,82 \pm 61,11^{* \#}$
Cu	$5,91 \pm 2,80$	$5,68 \pm 2,61$	$6,10 \pm 4,09$

Примітка: * – $p < 0,05$ порівняно з НПП «Великий Луг»; # – $p < 0,05$ порівняно з Майоровою балкою.

Оскільки Zn і Cd відносно один одного – метали антагоністи, можливо, що підвищений вміст цинку у кістках гальмує акумуляцію кадмію у цьому органі (Erdem et al., 2016).

За отриманими результатами дослідження виявлено, що вміст кадмію, цинку та свинцю в печінці та нирках водяних вужів з антропогенно трансформованих екосистем у 1,5–2,1 раза більший, ніж вміст зазначених металів в органах вужів з природних екосистем. Також виявлено збільшення міді майже в 1,4 раза у нирках та цинку в 1,3 раза у кістках вужів з антропогенно порушених екосистем. Зважаючи на те, що водяний вуж займає 3–5-ту ланку у ланцюгах живлення, біоаккумуляція важких металів у його органах та тканинах виглядає цілком закономірною (Hopkins et al., 1999). Накопичення важких металів в організмі змій у підвищених кількостях спостерігається також для інших видів та географічних районів (Campbell et al., 2005). Враховуючи отримані результати щодо біоаккумуляції важких металів в організмі змій, водяний вуж може бути рекомендований як вид-біоіндикатор забруднення середовища важкими металами.

Висновки по розділу

1. Кількісний розподіл важких металів в органах водяного вужа у популяціях, що досліджувалися, в умовах степового Придніпров'я має такий

вигляд: $Zn > Cu > Pb > Cd$ для нирок і печінки та $Zn > Pb > Cu > Cd$ для кісткової тканини.

2. Найбільша концентрація кадмію виявлена у нирках вужів, відповідно найменша – у кістковій тканині *N. tessellata*.

3. У печінці водяних вужів спостерігається найбільший вміст свинцю та міді, ніж у нирках та кістковій тканині. Також визначено, що розподіл свинцю в органах водяного вужа відрізняється в досліджуваних екосистемах.

4. Вміст цинку у кістковій тканині *N. tessellata* вищий, ніж у нирках та печінці. Найменша концентрація цинку виявлена у нирках вужів.

5. У нирках вужів з антропогенно трансформованих порушених СЗЗ Придніпровської ТЕС статистично більша концентрація кадмію, свинцю, міді та цинку, ніж у популяцій вужів з природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг») та Майорової балки.

6. У печінці *N. tessellata* з антропогенно трансформованих екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС виявлено більший вміст кадмію, свинцю та цинку, ніж у популяцій вужів із природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг») та Майорової балки.

7. Вміст цинку у кістковій тканині водяних вужів з антропогенно трансформованих екосистем СЗЗ Придніпровської ТЕС статистично вище, ніж у популяцій вужів із природних прибережних екосистем р. Дніпро (НПП «Великий Луг») та Майорової балки.

8. Отримані результати щодо підвищеного вмісту кадмію, цинку, міді та свинцю в органах *N. tessellata* в умовах антропогенно змінених екосистем дозволяють рекомендувати водяного вужа для використання у системах біоіндикації забруднення водного середовища важкими металами.

Перелік посилань

1. Зарипова, Ф. Ф., Файзулин, А. И., & Юмагулова, Г. Р. (2009). Содержание тяжелых металлов в печени озерной лягушки *Rana ridibunda* Pallas, 1771 Башкирского Зауралья. Вестник Оренбургского государственного университета, 6, 145–146.

2. Файзулин, А. И., & Зарипова, Ф. Ф. (2013). Влияние техногенного загрязнения тяжелыми металлами и урбанизации на морфофизиологические показатели популяций озерной лягушки *Rana ridibunda* (Республика Башкортостан). Вестник Тамбовского университета. Серия: Естественные и технические науки, 18(3), 834–837.
3. Шейбак, В. М. (2016). Биологическое значение и регуляция гомеостаза цинка у млекопитающих. Проблемы здоровья и экологии, 4 (50), 11–17.
4. Aga, M., Iwaki, K., Ueda, Y., Ushio, S., Masaki, N., Fukuda, S., K., Tetsuo, K., & Masao Ikeda, M. (2001). Preventive effect of *Coriandrum sativum* (Chinese parsley) on localized lead deposition in ICR mice. Journal of Ethnopharmacology, 77(2–3), 203–208.
5. Banat, F., Al-Asheh, S., & Mohai, F. (2000). Batch zinc removal from aqueous solution using dried animal bones. Separation and Purification Technology, 21(1–2), 155–164.
6. Campbell, K. R., Campbell, T. S., & Burger, J. (2005). Heavy metal concentrations in northern water snakes (*Nerodia sipedon*) from East Fork Poplar Creek and the Little River, East Tennessee, USA. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 49(2), 239–248.
7. Erdem, O., Yazihan, N., Kocak, M. K., Sayal, A., & Akcil, E. (2016). Influence of chronic cadmium exposure on the tissue distribution of copper and zinc and oxidative stress parameters in rats. Toxicology and industrial health, 32(8), 1505–1514.
8. Gavrić, J., Anđelković, M., Tomović, L., Prokić, M., Despotović, S., Gavrilović, B., Radovanovića, T., Borković-Mitića, S., Pavlovića, S., & Saičić, Z. (2017). Oxidative stress biomarkers, cholinesterase activity and biotransformation enzymes in the liver of dice snake (*Natrix tessellata* Laurenti) during pre-hibernation and post-hibernation: A possible correlation with heavy metals in the environment. Ecotoxicology and environmental safety, 138, 154–162.

9. Goyer, R. A. (1997). Toxic and essential metal interactions. Annual review of nutrition, 17(1), 37–50.
10. Hopkins, W. A., Rowe, C. L., Congdon, J. D. (1999). Elevated trace element concentrations and standard metabolic rate in banded water snake (*Nerodia fasciata*) exposed to coal combustion wastes. Environ Toxicol Chem 18, 1258–1263.
11. Johri, N., Jacquillet, G., & Unwin, R. (2010). Heavy metal poisoning: the effects of cadmium on the kidney. Biometals, 23(5), 783–792.
12. Othman, M. S., Khonsue, W., Kitana, J., Thirakhupt, K., Robson, M. G., & Kitana, N. (2009). Cadmium accumulation in two populations of rice frogs (*Fejervarya limnocharis*) naturally exposed to different environmental cadmium levels. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 83(5), 703–707.