

УДК 574.58:597.555.7:519.222

**ЕКОЛОГО-ГЕНЕТИЧНИЙ МОНІТОРИНГ НИЖНЬОЇ ТЕЧІЇ
р. СТИР ЗА КОМПЛЕКСОМ ПОКАЗНИКІВ ГОМЕОСТАЗУ
ПРЕДСТАВНИКІВ БАТРАХОФАУНИ**

О.О. Бедункова

***Національний університет водного господарства та
природокористування
bedunkovaolga@mail.ru***

Представлены результаты мониторинга поверхностных вод нижнего течения р. Стирь по популяционным и организмовым реакциями батрахофауны. Установлено, что в условиях повышенной антропогенной нагрузки проявляется уменьшение размерного разнообразия и увеличивается доминантность видов *Rana ridibunda* и *Bufo calamita*. Установленные корреляционные зависимости между качеством водной среды и показателями гомеостаза животных доказывают, что уменьшение популяционной вариабельности признаков происходит под влиянием биогенных элементов ($r=0,32-0,68$), а нарушение морфологического и цитогенетического гомеостаза особей обусловлено содержанием в воде тяжелых металлов ($r = 0,43-0,75$).

Поверхностные воды, антропогенные факторы, видовое разнообразие, вариабельность признаков, стабильность развития, ядерные нарушения

Відомо, що для нормального функціонування екосистем надзвичайно важливим є максимальне використання неживих компонентів середовища та підтримання трофічних ланцюгів, які обумовлюють транспорт енергії, речовин та інформації в екосистемах [14]. Виключне значення тут мають амфібії, оскільки саме вони, серед решти хребетних, характеризується тим, що одна частина їх життя (личинкова) проходить у водному середовищі, а інша (доросла), у наземно-водному. При цьому, амфібії, в тому числі і представники батрахофауни (від грец. βατραχοῦξ – жаба) надзвичайно вразливі щодо згубної дії багатьох шкідливих факторів природного та антропогенного походження [3, 14]. Так, в

якості діагностичного показника рівнів трансформованості природних екосистем рекомендовано використовувати видове різноманіття батрахофауни [10], чисельність та щільність їх популяцій [14], морфологічні [9] та цитогенетичні показники [1, 13], а також накопичення токсичних речовин у їх тканинах та органах [4].

Попри те, що вивчення представників батрахофауни, аналіз їх гомеостазу є надійним та показовим інструментом для збереження видового різноманіття та моніторингу гідроекосистем, подібні дослідження досить обмежені на окремих регіональних рівнях.

Метою наших досліджень було проведення еколого-генетичного моніторингу нижньої течії р. Стир за популяційними та організовими реакціями батрахофауни за різних рівнів антропогенного навантаження водного середовища.

Матеріали та методи досліджень

У якості контрольних ділянок було обрано частини нижньої течії р. Стир, що зазнають антропогенного навантаження різної інтенсивності в межах Рівненської області (табл. 1).

Оцінку якості поверхневих вод проводили згідно нормативної методики [8], за даними гідрохімічного контролю, що входить у програму моніторингу водних ресурсів управління екобезпеки в Рівненській області за відповідними створами спостережень впродовж 2010–2014 рр.

Облік тварин проводили у травні та вересні 2015 р. методом трансектів, на маршрутах довжиною 15–20 м та шириною 2 м, причому за її середину приймалась межа води та суші. Визначення видової приналежності проводили за визначником амфібій України [11].

Чисельність кожного виду перераховувалась у відсотки від загальної кількості відловлених тварин. Видове багатство оцінювали за індексами видового багатства Маргалефа (D_{Mg}) та Менхініка (D_{Mn}), показник домінування за індексом Бергера – Паркера [12].

Таблиця 1 – Контрольні ділянки гідроекологічних спостережень у нижній течії р. Стир

Table 1 – Test sites for hydro-ecological observation surveys in the lower course of the Styr river basin

№	Адміністративне місцезнаходження пункту	Відстань від гирла, км	Обґрунтування необхідності гідроекологічних досліджень
1	с. Привітівка (межа Заріченського та Володимирецького районів)	120	Послаблений антропогенний вплив (фон для оцінки впливу стічних вод нижче за течією)
2	смт Зарічне (0,3 км нижче скиду з очисних споруд ВКП "Зарічне")	87	Вплив скиду комунально-промислових стічних вод
3	с. Іванчиці Заріченського р-ну, 1 км нижче впадіння р. Стубла, (прикордонний пункт з Білоруссю)	74	Оцінка самоочисної здатності річки після впливу стічних вод

При вимірюванні морфологічних параметрів фіксувались наступні показники: довжина тіла ($L.$), довжина голови ($L.c.$), довжина ока ($L.o.$), ширина голови ($Lt.c.$), відстань від ока до кінця морди ($D.r-o.$), відстань від ніздрі до кінця морди ($D.r-n.$), «ширина риля» – дистанція між смужками біля очей ($Lt.r.$), проміжок між ніздрями ($Sp.in.$), дистанція від ніздрі до переднього краю ока ($D.n.o.$), довжина передньої лапки ($L.m.$) [5, 11].

Для оцінки стабільності розвитку використовували меристичні ознаки забарвлення. На їх підставі розраховували показник частоти асиметричного прояву (ЧАП), за яким визначали стабільність розвитку особин та судили про якість водного середовища з шкалою для земноводних [6].

Оцінку цитогенетичного гомеостазу проводили за мікроядерним (*micronucleus*) тестом (MN-тест) покривного епітелію тварин [15]. Підраховували клітини зі стандартними, прикріпленими мікроядрами, а також із несформованим ядерним матеріалом. За співвідношенням клітин з ядерними порушеннями

до загальної кількості проаналізованих визначали мікроядерний індекс (MN-індекс) [7].

Для виявлення наявності статистичних зв'язків досліджуваних показників проводили розрахунок коефіцієнту кореляції Пірсона [2]. Для всіх статистичних тестів було встановлено рівень значущості 0,05. Математична обробка даних проводилась у пакеті *Microsoft Office Excel 2010*.

Результати та їх обговорення

Результати проведеної оцінки за гідрохімічними параметрами свідчать, що найбільш суттєвий вплив на формування якості поверхневих вод р. Стир у нижній течії чинять речовини токсичного (мідь, цинк) та трофо-сапробіологічного (фосфати, нітрити) блоків. Особливо гостро вплив забруднювачів проявляється на ділянках водотоку, які зазнають впливу стічних вод. Встановлено коливання екологічного стану поверхневих вод від рівня «помірно забруднені» до рівня «слабко забруднені» розцінюється нами як прояв самооновлюючого потенціалу гідроекосистеми, що обумовлює її толерантність до антропогенних чинників.

Результати проведеного облову батрахофауни засвідчили наявність у водному біотопі р. Стир у межах дослідних ділянок представників п'яти видів тварин (рис. 1).

Порівняння загальної чисельності представників батрахофауни, дозволяє відзначити, що в межах другої ділянки, яка зазнає впливу скидів стічних вод з о/с ВКП «Зарічне», представники батрахофауни в обидва періоди спостережень, зустрічаються рідше, порівняно з іншими ділянками. Одночасно, у осінній період загальна чисельність тварин в межах другого і третього трансектів налічувала по 17 екз., що на 32% менше від чисельності тварин у межах трансекту першої ділянки (рис. 2).

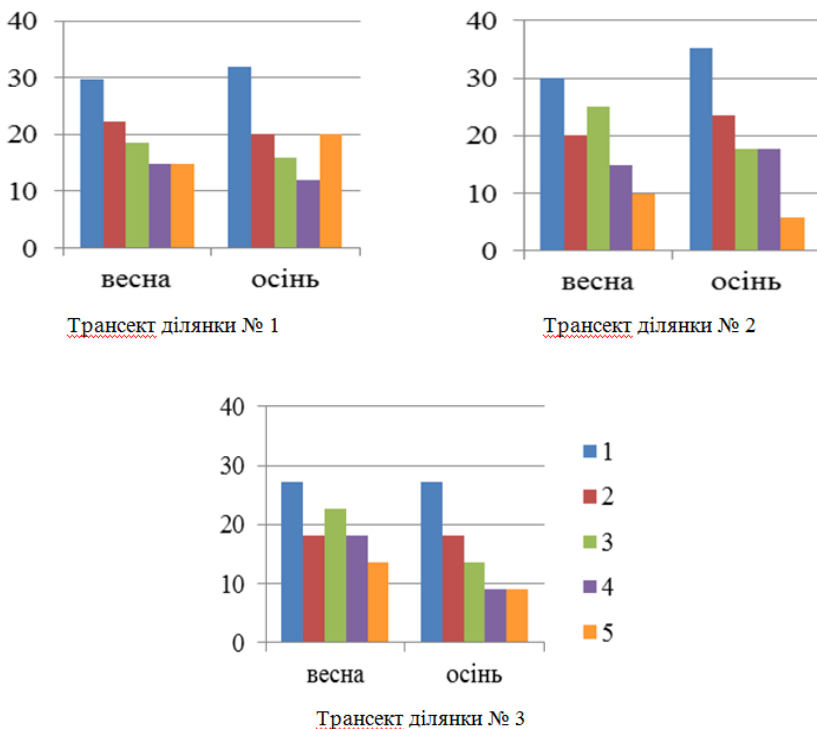


Рисунок 1 – Видовий склад батрахофауни водного біотопу р. Стир на дослідних ділянках у різні сезони року: 1 – жаба озерна (*Rana ridibunda* Pallas, 1771), 2 – ропуха очеретяна (*Bufo calamita* Laurenti, 1768), 3 – жаба гібридна (*Pelophylax esculentus* Linnaeus, 1758), 4 – квакша звичайна (*Hyla arborea* Linnaeus, 1758), 5 – гостроморда жаба (*Rana tarrestris(arvalis)* Nilsson, 1842), %

Figure 1 – The species composition of batrachofauna of aquatic habitat in the lower course of the Styr river basin in the test sites in different seasons: 1 – marsh frog (*Pelophylax ridibundus* or *Rana ridibunda* Pallas, 1771), 2 – natterjack toad (*Bufo calamita* Laurenti, 1768), 3 – edible frog (*Pelophylax esculentus* Linnaeus, 1758), 4 – European tree frog (*Hyla arborea* Linnaeus, 1758), 5 – moor frog (*Rana tarrestris (arvalis)* Nilsson, 1842), %

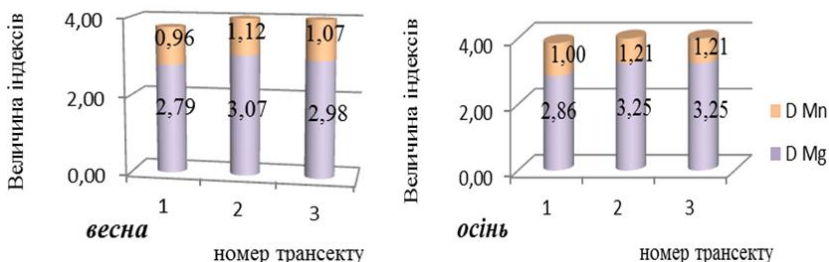


Рисунок 2 – Порівняння показників видового різноманіття батрахофауни р. Стир на трансектах дослідних ділянок: D_{Mg} – індекс видового багатства Маргалефа; D_{Mn} – індекс видового багатства Менхініка

Figure 2 – Comparison of batrachofauna species diversity in the test sites' transects of the Styr river basin: D_{Mg} – Margalef diversity index; D_{Mn} – Menhinick's richness index

Так, видове різноманіття у весняний період було найвищим у межах трансекту № 2 ($D_{Mg}=3,07$; $D_{Mn}=1,12$), найнижчим у межах трансекту № 1 ($D_{Mg}=2,79$; $D_{Mn}=0,96$) та середнім на трансекті № 3 ($D_{Mg}=2,98$; $D_{Mn}=1,07$).

У осінній період спостерігалось вирівнювання видового різноманіття між другим та третім трансектами ($D_{Mg}=3,25$; $D_{Mn}=1,21$). У межах трансекту ділянки № 1 видове різноманіття було найнижчим ($D_{Mg}=2,86$; $D_{Mn}=1,00$).

Індекс домінування Бергера-Паркера свідчить про зменшення загальної різноманітності батрахофауни та збільшення ступеня домінування одного виду в межах трансектів № 2 і 3 у осінній період та в межах першого та другого трансектів у весняний період (рис. 3).

Порівняння проведених на різних ділянках промірів морфологічних ознак найбільш чисельних видів жаби озерної (*Rana ridibunda*) та ропухи очеретяної (*Bufo calamita*) (рис. 4) виявило, що в обох видів жаб середні значення коефіцієнту варіації (Cv) були найвищими в межах першого (44,34±2,18 % для жаби озерної та 36,0±2,72 % для ропухи очеретяної), найнижчими в межах другого (21,04±2,59 % та 18,38±2,36 % відповідно) та

пром'їжними в межах третього трансекту ($34,26 \pm 1,92$ %, $21,94 \pm 1,76$ %).

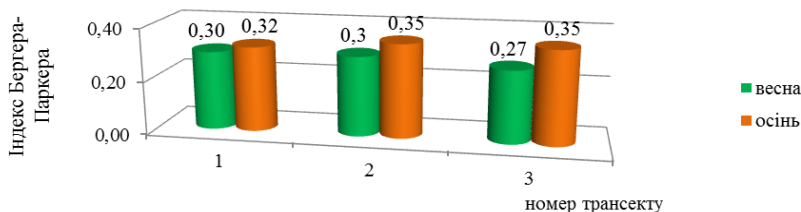


Рисунок 3 – Порівняння показників домінування батрахофауни р. Стир на трансектах дослідних ділянок

Figure 3 – Comparison of batrachofauna dominance in the test sites of the Styr river basin

Отже, в межах першого трансекту обидва види мали достатньо високу варіабельність ознак, що може бути свідченням різновікової структури та сформованості їх нерестових популяцій. В межах другого трансекту варіабельність ознак обох видів описувалась коефіцієнтами варіації нижчими 33 %, що свідчить про відносно однорідну вікову структуру популяції та не дає підстав стверджувати про сформованість їх нерестових популяцій. В межах третього трансекту можна вважати сформованою лише нерестову популяцію жаби озерної. Зауважимо, що рівні варіабельності ознак жаби озерної описувались залежністю з коефіцієнтом апроксимації $R^2=0,70$ в межах першого та $R^2=0,73$ в межах другого і третього трансектів. Залежність між рівнями варіабельності ознак ропухи очеретяної в межах першого трансекту мала коефіцієнт апроксимації $R^2=0,67$, в межах другого $R^2=0,84$ і третього $R^2=0,85$, що свідчить про тісний зв'язок параметрів, а отже і про об'єктивність проведених вимірювань.

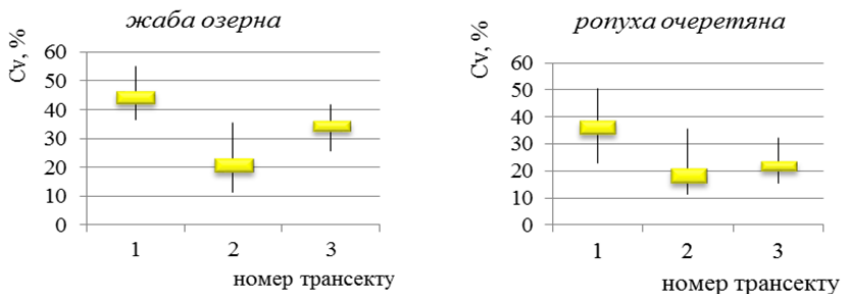


Рисунок 4 – Коефіцієнти варіабельності морфологічних ознак представників батрахофауни нижньої течії р. Стир

Figure 4 – Coefficients of variability of the morphological features of batrachofauna representatives in the lower course of the Styr river basin

Оцінка стабільності розвитку жаби озерної, що була проведена за 10 ознаками, дозволяє помітити, що ЧАП була найвищою для числа смуг на дорзальній стороні стегна та числа плям на дорзальній стороні гомілки. В ропухи очеретяної для числа смуг та числа плям на стопі (рис. 5).

Зазначимо, що в ропухи очеретяної було можливо здійснення підрахунку лише 7-ми меристичних ознак, в силу особливостей їх окрасу.

Частота асиметричного прояву меристичних ознак для вибірок дослідних видів доводить, що якість водного середовища виявилась найгіршою в межах другої контрольної ділянки, а її відносне покращення на третій контрольній ділянці (за обома видами) розцінюється нами як прояв самоочисної здатності річки (табл. 2).

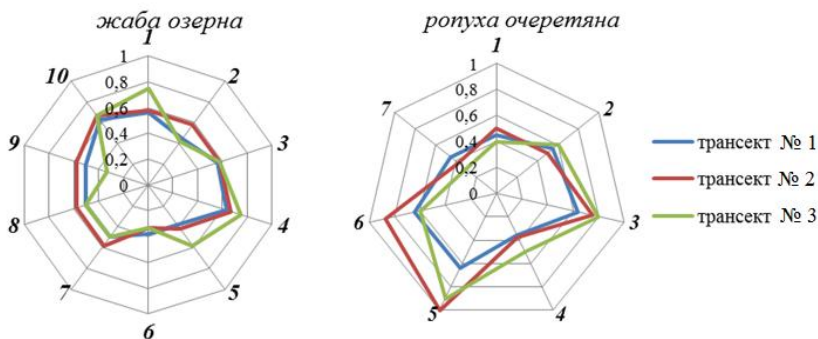


Рисунок 5 – Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак представників батрахофауни нижньої течії р. Стир: 1 – число смуг на дорзальній стороні стегна; 2 – число плям на дорзальній стороні стегна; 3 – число смуг на дорзальній стороні гомілки; 4 – число плям на дорзальній стороні гомілки; 5 – число смуг на стопі; 6 – число плям на стопі; 7 – число плям на спині; 8 – число білих плям на плантарній стороні другого пальця задньої кінцівки; 9 – число білих плям на плантарній стороні третього пальця задньої кінцівки; 10 – число білих плям на плантарній стороні четвертого пальця задньої кінцівки

Figure 5 – Frequency of the fluctuating asymmetry in pairs of meristic characteristics of batrachofauna representatives in the lower course of the Styr river basin: 1 – the number of bands on the dorsal side of the thigh; 2 – the number of spots on the dorsal side of the thigh; 3 – the number of bands on the dorsal side of the tibia; 4 – the number of spots on the dorsal side of the tibia; 5 – the number of bands on the foot; 6 – the number of spots on the foot; 7 – the number of spots on the back; 8 – the number of white spots on the plantar side of the second toe of the hind limb; 9 – the number of white spots on the plantar side of the third toe of the hind limb; 10 – the number of white spots on the plantar side of the fourth toe of the hind limb

Таблиця 2 – Оцінка якості водного середовища нижньої течії р. Стир за стабільністю розвитку представників батрахофауни

Table 2 – Water quality assessment in the lower course of the Styr river basin depending on the stability of batrachofauna representatives

Контрольна ділянка	<i>Жаба озерна</i>			<i>Ропуха очеретяна</i>		
	ЧАП	бал	якість	ЧАП	бал	якість
1	0,51	II	початкові (незначні) відхилення від норми	0,53	II	початкові (незначні) відхилення від норми
2	0,56	III	середній рівень відхилень від норми	0,62	IV	суттєві (значні) відхилення від норми
3	0,54	II	початкові (незначні) відхилення від норми	0,57	III	середній рівень відхилень від норми

Середні значення MN-індексу для дослідних ділянок виявились найвищими в особин, відловлених на другому трансекті, найнижчими – в особин першого трансекту, відповідно $0,46 \pm 0,11$ та $0,35 \pm 0,02$ (рис. 6).

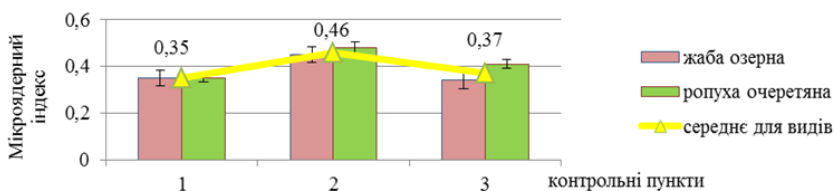


Рисунок 6 – Значення мікроядерного індексу покривного епітелію представників батрахофауни у контрольних пунктах нижньої течії р. Стир

Figure 6 – Values of micronucleus of the epithelial surface of batrachofauna representatives in the test sites of the lower course of the Styr river basin

Відомо, що клітини шкіри жаб, у тому числі і покривного епітелію, характеризуються підвищеним рівнем мітозу, який фіксується при мікроскопіюванні у вигляді некрупних, добре сформованих мікроядер, що розташовані поблизу основного ядра – так звані мікроядра «стандартного» вигляду [15]. Присутність у клітинах інших ядер (прикріплених та неоформлених), згідно літературних даних [7, 15] є наслідком цитогенетичного порушення, що відбувається в організмах під дією забруднення навколишнього середовища.

На рис. 7 відображено частки клітин з ядерними порушеннями різних типів, які було ідентифіковано в ході аналізу препаратів покривного епітелію жаб.

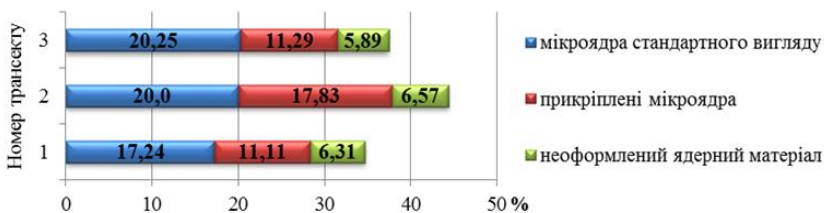


Рисунок 7 – Частка клітин з ядерними порушеннями різних типів від загальної кількості проаналізованих клітин покривного епітелію представників батрахофауни нижньої течії р. Стир, %

Figure 7 – Share of cells with micronucleus infringements of various types among the total number of analysed cells from the epithelial surface of batrachofauna representatives in the lower course of the Styr river basin, %

Аналіз діаграми дозволяє відзначити, що найбільш часто у клітинах покривного епітелію жаб зустрічались мікроядра стандартного типу: від $17,24 \pm 0,46$ % на першому трансекті до $21,25 \pm 3,25$ % у третьому трансекті. Далі за частотою зустрічаємості виявились прикріплені мікроядра: від $11,1 \pm 2,25$ до $17,83 \pm 3,07$ %. Неоформлений ядерний матеріал зустрічався в епітелії жаб майже з однаковою частотою: від $5,89 \pm 0,78$ до $6,57 \pm 1,12$ %.

Оскільки, наявність прикріплених мікроядер у клітині пов'язана зі структурними аберациями хромосом, які провокують мутагени навколишнього середовища, за отриманими результатами MN-тесту, можна стверджувати про найбільш несприятливі екологічні умови на ділянці другого трансекту.

Для відбору діагностично цінних ознак відносно визначених показників гомеостазу досліджуваних представників батрахофауни та обґрунтування надійності проведеної біоіндикаційної оцінки водного середовища, ми скористались методом кореляційної залежності. Отриманий взаємозв'язок 17-и показників представлено у вигляді кореляційних матриць у табл. 3, 4 із значеннями коефіцієнтів Пірсона (r) між парами досліджуваних показників.

Аналіз виду жаба озерна (табл. 3) дозволяє відзначити, що коефіцієнт забруднення поверхневих вод мав середню кореляцію із прикріпленими мікроядрами покривного епітелію ($r=0,56$) та лише помірну кореляцію із ФА та MN-індексом (відповідно, $r=0,36$ та $r=0,43$).

Серед окремих показників якості води з показником ФА жаби озерної мали помірний кореляційний зв'язок фосфати ($r=0,33$) і цинк ($r=0,43$) та середній ($r=0,58$) мідь. З MN-індексом помірно корелювали вміст у воді заліза ($r=0,49$) і показник БСК ($r=0,33$) та середньо корелювали вміст міді ($r=0,52$) та цинку ($r=0,57$). Варіабельність ознак помірно корелювала із показником БСК ($r=-0,43$), вмістом у воді амонію ($r=-0,46$), нітритів ($r=-0,48$), сульфатів ($r=0,44$), хлоридів ($r=0,34$) і фосфатів ($r=-0,40$) та мала середню обернену кореляцію із нітратами ($r=-0,51$).

Дещо вищими виявились кореляційні зв'язки показників гомеостазу виду ропуха очеретяна (табл. 4). Зокрема, коефіцієнт забруднення поверхневих вод мав середню кореляцію як із рівнями ФА ($r=0,53$), так і з MN-індексом ($r=0,63$) покривного епітелію.

Серед окремих показників якості води найбільш тісна кореляція із ядерними порушеннями була виявлена для вмісту міді ($r=0,75$).

Продовження табл. 3

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
КЗ	0,25	0,43	0,36	-0,01	0,56	-0,36	–										
БСК ₅	-0,43	0,26	0,33	-0,01	0,56	0,07	0,40	–									
Азот амонійний	-0,46	-0,07	0,03	0,05	0,19	0,10	0,21	0,45	–								
Нітрати	-0,51	-0,09	0,20	0,22	0,21	0,09	0,04	0,25	0,53	–							
Нітриди	-0,48	0,01	0,08	0,01	0,00	0,09	-0,03	0,20	-0,38	0,32	–						
Сульфати	0,44	-0,16	0,07	0,23	0,19	0,06	0,05	0,15	0,61	0,37	0,20	–					
Хлориди	0,34	-0,15	0,01	-0,08	0,25	-0,33	0,21	0,33	0,40	0,51	0,10	0,27	–				
Фосфати	-0,40	0,33	0,17	0,16	-0,14	0,10	0,14	-0,04	-0,33	-0,05	-0,34	-0,18	-0,17	–			
Залізо	0,15	0,22	0,49	0,17	0,33	-0,07	0,21	0,27	0,21	0,12	0,27	0,13	0,02	0,16	–		
Мідь	-0,08	0,58	0,52	0,05	0,41	-0,15	0,61	0,38	-0,15	0,10	-0,13	-0,10	-0,26	0,31	0,16	–	
Цинк	-0,09	0,43	0,57	0,29	0,36	0,04	0,18	0,23	0,08	0,26	0,05	-0,20	0,23	0,17	0,17	0,51	–

Продовження табл. 4

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
КЗ	0,14	0,53	0,63	-0,12	-0,05	-0,17	-										
БСК ₅	-0,50	0,07	0,09	-0,02	0,05	0,01	0,40	-									
Азот амонійний	-0,68	0,13	0,08	0,10	0,04	0,06	0,21	0,45	-								
Нітрати	-0,59	-0,06	-0,12	-0,11	-0,09	-0,20	0,04	0,25	0,53	-							
Нітрити	-0,62	-0,25	-0,20	-0,19	-0,14	-0,29	-0,03	0,20	0,38	0,32	-						
Сульфати	0,32	-0,05	-0,19	-0,12	-0,02	-0,27	0,05	0,15	0,61	0,37	0,20	-					
Хлориди	0,47	-0,11	-0,22	-0,24	-0,21	-0,23	0,21	0,33	0,40	0,51	0,10	0,27	-				
Фосфати	-0,43	0,32	0,25	0,21	0,15	0,24	0,14	-0,04	-0,33	-0,05	-0,34	-0,18	-0,17	-			
Залізо	0,09	0,08	0,26	0,19	0,21	0,11	0,21	0,27	0,21	0,12	0,27	0,13	-0,02	0,16	-		
Мідь	-0,18	0,56	0,75	0,67	0,65	0,57	0,61	0,38	0,15	0,10	-0,13	-0,10	-0,26	0,31	0,16	-	
Цинк	-0,21	0,60	0,66	0,62	0,63	0,61	0,18	0,23	-0,08	-0,26	0,049	-0,20	0,23	0,17	0,17	0,51	-

Вміст у воді цинку мав середню кореляцію як із ФА ($r=0,60$), так і зі всіма формами ядерних порушень ($r=0,61-0,66$). Варіабельність ознак середньо корелювала із показником БСК ($r= -0,50$), вмістом у воді амонію ($r= -0,68$), нітратів ($0,59$) і нітритів ($r=0,52$) та мала помірну кореляцію із сульфатами ($r=0,32$), хлоридами ($r=0,47$) і фосфатами ($r= -0,43$).

Таким чином, можна стверджувати про відносно більшу індикаційну чутливість виду ропуха очеретяна та діагностичну точність показників його гомеостазу при проведенні оцінки стану гідроекосистем. Подальші напрацювання в даному напрямку дозволять отримати прогностичні моделі стану гідроекосистем за мінливістю морфологічних та цитогенетичних характеристик представників батрахофауни.

Висновки

1. В межах контрольних ділянок нижньої течії р. Стир зафіксовано ранні популяційні порушення батрахофауни, що проявляються у зменшенні розмірного різноманіття (середні значення C_v на 47 % для жаби озерної та 51,05 % для ропухи очеретяної на забрудненій ділянці річки, відносно чистої) на фоні збереження загального видового різноманіття ($D_{Mg}=2,79-3,25$; $D_{Mn}=0,96-1,12$ впродовж року на всіх ділянках) при одночасному збільшенні домінантності (серед п'яти виявлених видів переважала чисельність жаби озерної (*Rana ridibunda*) та ропухи очеретяної (*Bufo calamita*)).

2. Стабільність розвитку особин (II бала) у межах першої контрольної ділянки співпадала для обох видів, що характеризувало якість середовища як «початкові відхилення від норми». На другій та третій контрольних ділянках стабільність розвитку ропухи очеретяної (III та IV бала, відповідно) була гіршою, порівняно з жабою озерною: на другій ділянці замість «середніх» – «суттєві» та на третій замість «початкових» – «середні» відхилення від норми.

3. Підвищені значення MN-індексу покривного епітелію ($0,45-0,48$) та частки клітин із прикріпленими мікроядрами (17,83 %) фіксувались в обох видів у межах другої дослідної ділянки, що вказує на еколого-генетичний вплив антропогенних факторів, зокрема надходження стічних вод.

4. Встановлені кореляційні залежності показників гомеостазу тварин та якості водного середовища дозволяють стверджувати, що зменшення популяційної варіабельності ознак відбувається під впливом біогенних речовин ($r=0,32-0,68$), а порушення морфологічного та цитогенетичного гомеостазу організмів зумовлено передусім вмістом у воді важких металів ($r=0,43-0,75$). У цілому, статистична значущість кореляційних залежностей кількісних показників якості водного середовища та показників гомеостазу була вищою для виду ропуха очеретяна.

5. У якості діагностичних критеріїв виправданим є використання прижиттєвих методів оцінки гомеостазу ропухи очеретяної: стабільність розвитку організмів за рівнями ФА меристичних ознак, а також MN-індексу та частки клітин з прикріпленими мікроядрами у покривному епітелію тварин. Крім того, подібні експрес-оцінки відображують комплексний характер впливу антропогенних факторів на гідроекосистеми та дозволяють скоротити матеріальні та трудові затрати для проведення аналітичного контролю якості водного середовища.

Література:

1. Афанаскина Л.Н. Сравнительная характеристика клеточных субпопуляций мозжечка серой жабы (*Bufo bufo*) и остромордой лягушки (*Rana arvalis*) в условиях антропогенного воздействия // Вестник Красноярского государственного педагогического университета. – 2012. – Вып. 31. – С. 387–391.

Afanaskina L.N. Srovnitel'naja harakteristika kletocnyh subpopulacij mozhechka seroj zhaby (*Bufo bufo*) i ostromorodoj ljagushki (*Rana arvalis*) v uslovijah antropogennogo vozdejstvija // Vestnik Krasnojarskogo gosudarstvennogo pedagogicheskogo universiteta. – 2012. – Vyp. 31. – S. 387-391.

2. Бахрушин В.Є. Методи аналізу даних: навчальний посібник для студентів / В.Є. Бахрушин. – Запоріжжя: КПУ, 2011. – 286 с.

Bahrushyn V.Є. Metody analizu danyh: navchal'nyj posibnyk dlja studentiv / V.Є. Bahrushyn. – Zaporizhzhja: KPU, 2011. – 286 s.

3. Большаков В.Н. Специфика формирования видовых сообществ животных в техногенных и урбанизированных

ландшафтах / Большаков В.Н., Пястолова О.А., Вершинин В.Л. // Экология. – 2001. – № 5. – С. 343–354.

Bol'shakov V.N. Specifika formirovanija vidovyh soobshhestv zhivotnyh v tehnogennyh i urbanizirovannyh landshaftah / Bol'shakov V.N., Pjastolova O.A, Vershinin V.L. // Jekologija. – 2001. № 5. – S. 343–354.

4. Бондарьков М.Д. Особенности радиоактивного загрязнения Чернобыльской зоны / [Бондарьков М.Д., Гацук С.П., Горячая Ю.А., Максименко А.М., Шульга А.А., Чижевский И.В., Олексик Т.] // Наукові і технічні аспекти Чорнобиля. Зб. наук. ст./ За заг. ред. В.М. Глигала, А.В. Носовського. – КІВЦ «Видавництво «Політехніка», 2002. – Вип.4 – С. 508–517.

Bondar'kov M.D. Osobennosti radioaktivnogo zagrjaznenija Chernobyl'skoj zony / [Bondar'kov M.D., Gashhak S.P., Gorjanaja Ju.A., Maksimenko A.M., Shul'ga A.A., Chizhevskij I.V., Oleksik T.] // Naukovi i tehnicni aspekti Chornobilja. Zb. nauk. st. / Za zag red. V.M. Gligala, A.V. Nosovs'kogo. – KIVC «Vidavnictvo «Politehnika», 2002. – Vip.4. – S. 508–517.

5. Вершинин В.Л. Основы методологии и методы исследования аномалий и патологий амфибий: [учеб. пособие] / В.Л. Вершинин. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2015. – 80 с.

Vershinin V.L. Osnovy metodologii i metody issledovanija anomalij i patologij amfibij: [ucheb posobie] / V.L. Vershinin. – Ekaterinburg: Izd-vo Ural. un-ta, 2015. – 80 s.

6. Захаров В.М. Здоровье среды: практика оценки / [Захаров В.М., Чубинишвили А.Т., Дмитриев С.Г. и др.] // Центр экологической политики России. Центр здоровья среды. – М., 2000. – 320 с.

Zaharov V.M. Zdorov'e sredy: praktika ocenki / [Zaharov V.M., Chubinishvili A.T., Dmitriev S.G. i dr.] // Centr jekologicheskoj politiki Rossii. Centr zdorov'ja sredy. – M., 2000. – 320 s.

7. Ильинских Н.Н. Микроядерный анализ и цитогенетическая нестабильность / [Ильинских Н.Н., Новицкий В.В., Ванчугова Н.Н. и др.]. – Томск: Изд-во Томского университета, 1992. – 272 с.

Il'inskih N.N. Mikrojadernij analiz i citogeneticheskaja nestabil'nost' / [Il'inskih N.N., Novickij V.V., Vanchugova N.N. i dr.]. – Tomsk: Izd-vo Tomskogo universiteta, 1992. – 272 s.

8. КНД 211.1.1.106–2003 «Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів)». Видання офіційне. Київ, 2003. – 70 с.

KND 211.1.1.106–2003 «Organizacija ta zdijsnennja sposterezhen' za zabrudnennjam poverhnevnyh vod (v systemi Minekoresursiv)». Vydannja oficijne. Kyi'v, 2003. – 70 s.

9. Косинцева А.Ю. Влияние факторов урбанизации на экологию и фауну земноводных / А.Ю. Косинцева, С.Н. Гашев // Вестник ОГУ. – 2006. – № 4. – С. 70–72.

Kosinceva A.Ju. Vlijanie faktorov urbanizacii na ekologiju i faunu zemnovodnyh / A.Ju. Kosinceva, S.N. Gashev // Vestnik OGU. – 2006. – № 4. – S. 70–72.

10. Максимов С.В. Биотипическое распределение земноводных как биоиндикационный признак в условиях Брянской области (Южное нечерноземье России) // <http://cyberleninka.ru> Maksimov S.V. Biotipicheskoe raspredelenie zemnovodnyh kak bioindikacionnyj priznak v uslovijah Brjanskoj oblasti (Juzhnoe nechernozem'e Rossii) // <http://cyberleninka.ru>

11. Писанец Е.М. Амфибии Украины (справочник-определитель земноводных Украины и сопредельных территорий). – Киев: Зоологический музей ННПМ НАН Украины, 2007. – 312 с.

Pisanez E.M. Amfibii Ukrainy (spravochnik-opredelitel' zemnovodnyh Ukrainy i sopredel'nyh territorij). – Kiev: Zoologicheskij muzej NNPM NAN Ukrainy, 2007. – 312 s.

12. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии – Київ: Обереги, 2001. – 728 с.

Romanenko V.D. Osnovy gidroekologii' – Kyi'v: Oberegi, 2001. – 728 s.

13. Романова Е.Б. Оценка состояния популяций зеленых лягушек рода *Rana* по комплексу показателей гомеостаза / Романова Е.Б., Волкова О.В., Тихонова М.И. // Вестник Нижегородского университета им. Лобачевского. – 2011. – № 2 (2). – С. 119–124.

Romanova E.B. Ocenka sostojanija populjacij zelenyh ljagushek roda *Rana* po kompleksu pokazatelej gomeostaza / Romanova E.B., Volkova O.V., Tihonova M.I. // Vestnik Nizhegorodskogo universiteta im. Lobachevskogo. – 2011, №2 (2). – S. 119–124.

14. Файзулин А.И. Антропогенный фактор как причина гибели земноводных (*Amphibia*) на территории Среднего Поволжья / А.И. Файзулин // Актуальные проблемы герпетологии и токсикологии: Сб. науч. тр. – 2004. – Вып. 7. – С. 152–154.

Fajzulin A.I. Antropogennyj faktor kak prichina gibeli zemnovodnyh (*Amphibia*) na territorii Srednego Povolzh'ja / A.I. Fajzulin // Aktual'nye problemy gerpetologii i toksinologii: Sb. nauch. tr. – 2004. – Вып. 7. – С. 152–154.

15. Shmid W. / The micronucleus test // *Mutat. Res.* – 1975. – V.31, № 1. – P. 9–15.

Shmid W. / The micronucleus test // *Mutat. Res.* – 1975. – V.31, № 1. – P. 9–15.

ENVIRONMENTAL AND GENETIC MONITORING OF THE LOWER COURSE IN THE STYR RIVER BASIN USING THE SET OF INDICATORS OF HOMEOSTASIS OF BATRACHOFAUNA REPRESENTATIVES

O.O. Biedunkova

bedunkovaolga@mail.ru

It is known that the performance of biota homeostasis is a reliable and indicative tool for ecosystems' monitoring studies. In particular, batrachofauna representatives are convenient and sensitive objects during the assessment of the status of surface water bodies [1, 2].

The substances of toxic (copper, zinc) and the tropho-saprobic (phosphates, nitrites) block demonstrate the most significant impact on the formation of surface water quality in the lower course of the Styр river basin. This trend is particularly acute in the second reference site which is affected by wastewater. The overall ecological status of the surface water varies from «moderately polluted» to «slightly polluted».

We have studied the state of batrachofauna within the three sites: 1 – «Background»: not influenced by anthropogenic stressors; 2 – the area polluted by wastewater from a nearby settlement; 3 – «Baseline»: no sources of anthropogenic load (demonstrating self-purification, i.e. organic matter / wastewater degradation).

We have recorded early reduction in the community of batrachofauna in the research sites of the river. In particular, the average values of variability characteristics for the marsh frog

(*Pelophylax ridibundus* or *Rana ridibunda*) and the natterjack toad (*Bufo calamita*) were by 47 % and 51,05 % lower in the second site of the river compared to the sites No 1 and No 3 respectively.

The calculation of Margalef and Menhinick's diversity indices allowed us to indicate the general conservation of species richness throughout the year in all sites. At the same time, we have noted dominance increase according to the Berger-Parker index, the marsh frog and the natterjack toad dominated among the five identified species.

The stability of individuals' development (II points) coincided for both species within the first control site; this characterized the quality of the environment as «initial deviation from the norm». The second and third control sites demonstrated that the stability of natterjack toad (III and IV points, respectively) was worse compared to the marsh frog: the second site revealed «substantial» abnormalities instead of «medium» ones, and the third site showed «medium» deviations from standards instead of «initial» ones.

We have recorded higher values of micronucleus of the epithelial surface (0,45–0,48) and the share of cells with micronuclei attached (17,83 %) in both species within the second test site. This fact confirmed environmental and genetic influence of anthropogenic factors, in particular wastewater.

The established correlations of the indicators of animal homeostasis, as well as the quality of the water environment allow us to state that (1) the decrease in the variability characteristics is influenced by the substances of nitrogen and phosphate groups ($r = 0,32-0,68$), and (2) the violation of morphological and cytogenetic homeostasis of organisms is caused primarily by the presence of heavy metals in water ($r = 0,43-0,75$). In general, the statistical significance of the correlation dependences of the quality of water environment and homeostasis parameters for the batrachofauna representatives was higher for the natterjack toad species.

Hence, assessing homeostasis in vivo for natterjack toad is recommended for use as the diagnostic criteria. In particular, this relates to assessing the stability of organisms' development according to the levels of fluctuating asymmetry of meristic characteristics, as well as micronucleus index, and the share of cells with micronuclei attached to the epithelial surface of animals. Apart from that, such rapid assays reflect the integrated nature of the influence of anthropogenic stressors upon hydro-ecosystem and may reduce material and labour costs for the analytical quality control of surface water.