

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ І ІХТІОЛОГІЯ

УДК 575:597.551.2(477.5)

С.В. МЕЖЖЕРІН, д. б. н., проф., завідувач відділу,
Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України,
вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ, 02000, Україна
e-mail: smezhzherin@gmail.com
ORCID 0000-0003-2905-5235

А.О. ЦИБА к. б. н., наук. співроб.,
Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України,
вул. Богдана Хмельницького 15, Київ, 02000, Україна
e-mail: tsyba1974@gmail.com
ORCID 0000-0001-5838-0948

ДЕПРЕСІЯ ЧЕРЕЗ ГЕНЕТИЧНУ НЕСТАБІЛЬНІСТЬ ПОПУЛЯЦІЇ ДИПЛОЇДНО-ПОЛІПЛОЇДНОГО КОМПЛЕКСУ ЩИПІВОК *COBITIS ELONGATOIDES* — *TAENIA* — *TANAITICA* р. ІРПІНЬ, ВИКЛИКАНУ ЗАБРУДНЕННЯМ І ПОСИЛЕНУ НАСЛІДКАМИ БОЙОВИХ ДІЙ

Диплоїдно-поліплоїдний комплекс щипівок *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *tanaistica* є модельним об'єктом еволюційно-екологічних досліджень. Особливу увагу привертає масова генетична нестабільність популяції *Cobitis taenia* s. l. річок Правобережної України, зокрема р. Ірпінь. Моніторинг генетичної структури локальної популяції р. Ірпінь здійснено в чотирьох пунктах середньої частини річки протягом 2001—2024 рр. Встановлено цикл змін, що пов'язаний з проявом генетичної нестабільності клонових поліплоїдів. У 2001—2002 рр. мали місце відсутність або поодинокі випадки аномалій алозимних спектрів на тлі високої щільності популяції і поширеності щипівок по всьому руслу. У 2004—2021 рр. спостерігалась масовість аномалій, що були зареєстровані у 70—96 % особин. При цьому відбувалось поступове зниження чисельності та фрагментація популяції щипівок р. Ірпінь на ізоляти. У 2023—2024 рр. внаслідок бойових дій і стрімкого зменшення проточності Ірпеня сталося зникнення генетично змінених особин, що зрештою і спричинило обвальне зниження чисельності щипівок. Отже, генетична нестабільність у випадку клонових щипівок є чутливим біоіндикатором, який спочатку чітко відреагував на генотоксичність середовища, а після руйнування гідротехнічних споруд, що забезпечували проточність, відізвався на стрімкі зміни екосистем.

Ключові слова: генетична нестабільність, *Cobitis*, мутаційність середовища, вимирання, руйнування екосистем, бойові дії.

Ц и т у в а н н я: Межжерін С.В., Циба А.О. Депресія через генетичну нестабільність популяції диплоїдно-поліплоїдного комплексу щипівок *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *tanaistica* р. Ірпінь, викликану забрудненням і посилену наслідками бойових дій. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 3. С. 63—74.

Щипівки роду *Cobitis* Linnaeus, 1758 зазвичай є досить чисельними видами європейських водних систем, до того ж деякі з них мають великі ареали. А втім, стан популяцій європейських видів викликає занепокоєння і вони потребують спеціальної охорони [11, 19]. Причинами стали екологічні і генетичні обставини. У першому випадку — це вразливість при змінах середовища існування, у другому — міжвидова гібридизація, яка призводить до появи різноманітних клонових поліплоїдних біотипів. Чисельність останніх внаслідок ефективного розмноження поступово збільшується, і згодом вони починають переважати над особинами батьківських видів [17, 18].

До того ж щипівки є вдалою моделлю еволюційно-генетичних досліджень [10, 12] і історико-географічних реконструкцій [13, 15], а також ефективним об'єктом еколого-генетичного моніторингу [4, 5]. Ключове місце при цьому займають клонові триплоїдно-тетраплоїдні біотиби, що утворилися внаслідок гібридизації дунайської щипівки *C. elongatoides* Vassescu & Mayer, 1969 з представниками надвидового циркумпонтичного надвидового комплексу, який зокрема включає і *C. taenia* Linnaeus, 1758. Клонові поліплоїди є майже виключно самками, що розмножуються за допомогою гінотезу [16, 21], використовуючи для псевдогамного розмноження самців диплоїдних, як правило, батьківських видів. Диплоїди та поліплоїди утворюють спільні поселення, в яких частіше переважають останні [17, 18].

Ситуацію, що склалася з популяціями щипівок річок Ірпінь, Тетерів та Здвиж слід розглядати як унікальний випадок впливу на природну популяцію, що призвів до масових випадків генетичної нестабільності [3—6]. І це не випадково, адже правобережні притоки Дніпра є найбільш забрудненими річками України [7]. Причому особливо значне антропогенне навантаження дістав басейн р. Ірпінь, стан якого за цим показником оцінюється від незадовільного до катастрофічного [9].

Генетичні дослідження структури локальної популяції щипівок р. Ірпінь, що тривали протягом 2002—2021 рр., показали наступну картину [3—5]. У 2001 р. у вибірці щипівок, що була взята на території м. Ірпінь, спостерігалась стандартна для диплоїдно-тетраплоїдних поселень ситуація. Воно складалось з диплоїдних особин *C. taenia*, що становили біля третини особин, триплоїдів з одним *C. elongatoides* — 2 *taenia*, *C. elongatoides* — *taenia* — *tanaitica* або двома *C. 2 elongatoides* — *tanaitica* геномами дунайської щипівки і одиничними тетраплоїдами *C. elongatoides* — 2 *taenia*, *C. elongatoides* — *taenia* — 2 *tanaitica*, *C. 3 elongatoides* — *tanaitica*. У 2002 р. серед особин біотипу *C. 2 elongatoides* — *tanaitica* були виявлені поодинокі випадки генетичних аномалій. Вони були пов'язані з появою в спектрах локусу *Aat-1* замість продуктів стандартного алелю властивого виду *C. tanaitica* зміненого продукту з меншою електрофоретичною мобільністю. Вже через одне покоління в 2004 р. генетично змінені особини біотипу *C. 2 elongatoides* — *tanaitica* стали переважати, склавши 71,3 % від загальної кількості досліджених особин, і це при тому, що в 2001—2002 рр. на цей біотип припадало менше ніж 20 % особин. У подальшому

аномальні особини досягли рівня 90 %. Раптовість появи, дискретний характер мінливості і незворотність дають підстави вважати, що зміни алозимних спектрів — це мутації, а надзвичайна швидкість їхньої появи вказує на ситуацію генетичної нестабільності.

Найбільш імовірною причиною масової появи генетичних аномалій стало забруднення р. Ірпінь, що було спричинене початком інтенсивного вирощування технічних агрокультур на надзаплавних терасах на початку ХХІ ст. Це призвело до змиву в річку у великій кількості біологічно активних речовин, пестицидів та мінеральних добрив. Через те що р. Ірпінь має екстремально зарегульоване русло (в середньому одна дамба на 2 км) у середній та нижній його частинах відбулось їхнє накопичення, що призвело не тільки до змін у складі біоти [4], але й до генетичної нестабільності у клонових щипівок [3] саме на цих ділянках річки.

Важливою особливістю р. Ірпінь була її штучна підтримка за рахунок підйому води насосними станціями до рівня Київського водосховища. Навесні 2022 р. через військову необхідність було здійснено підрив дамб, що відгороджують Ірпінь від водосховища. Внаслідок змінився водний режим річки [1]. При цьому відбулося підвищення рівня води, а в нижній і середній частинах значно сповільнилась течія, що призвело до початку стрімкої трансформації екосистем, які історично склалися.

Мета роботи полягала у встановленні закономірностей багаторічних змін генотипного складу диплоїдно-поліплоїдного угруповання щипівок р. Ірпінь з акцентом на кардинальні зміни водного режиму у військовий час.

Матеріал і методика досліджень

Аналіз генетичної структури угруповань щипівок проведено на серіях вибірок, зібраних протягом 7—15 років у чотирьох пунктах. Ірпінь-1 (від 50.501352, 30.257118 до 50.510323, 30.258673) — серія вибірок 2004—2010 рр. на мілинах по руслу річки. Ірпінь-2 — серія 2013—2024 рр. (невелика затока з піщаним дном у точці 50.521508, 30.272824 і по руслу за шлюзом від 50.522462, 30.271887 і до 50.516533, 30.257988). Білогородка-1 (50.397460, 30.216748) — вибірки зібрані протягом 2010—2024 рр. по руслу відразу за шлюзом. Дідівщина-1 (50.1509043, 29.774528) — серія вибірок, зібраних у 2017—2024 рр. по руслу одразу за шлюзом.

Лов щипівок здійснювали іхтіологічним сачком до 1 м в діаметрі з вічком в 1 см у дозволений період. Цей спосіб не суперечить біоетичним нормам та правилам рибальства. Фіксацію часу лову проводили з 2004 р. Це дозволило оцінювати щільність популяцій як кількість добутих риб за годину лову.

Алозимний аналіз виконано за допомогою електрофорезу в 7,5 %-вому поліакриламідному гелі та неперервній трис-ЕДТА-боратній рН 8,5 системі буферів [19]. Обґрунтування набору діагностичних локусів та інтерпретація їхньої мінливості були наведені раніше [3—6]. Факт наявності генетичної нестабільності та її інтенсивність визначали за кількістю особин зі зміненими спектрами (рис. 1).

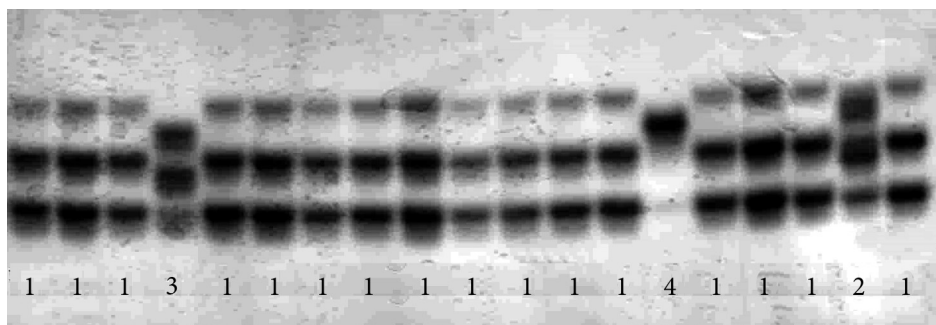


Рис. 1. Спектри аспаргатамінотрансферази, що кодуються локусом *Aat-1*, в ситуації масової генетичної нестабільності в популяції Ірпінь-1: 1 — поліплоїди зі зміненими спектрами біотипу *C. 2* (3) *elongatoides* — *tanaitica* (EE(E)N-A); 2 — беккроси біотипу *C. 2 elongatoides* — *tanaitica* з самцями *C. taenia* (EENT-A); 3 — стандартний триплоїдний біотип групи EN(N)T(T), 4 — особина *C. taenia*

Результати досліджень

Всього було ідентифіковано 10 клонових біотипів, генотипову структуру яких за складом електроморф представлено у таблиці 1, та один батьківський диплоїдний вид *C. taenia*. Поліплоїдні біотипи формують п'ять груп, що поділяються на дві підгрупи: зі стандартними алелями притаманними батьківським видам (нормальні) та зі зміненими електрофоретичними спектрами, формування яких відбулось за участю продуктів алелів, що відсутні в геномах батьківських видів (аномальні).

Структура поселень щипівок має певну просторову неоднозначність і нестабільна у часі (табл. 2). Особливий інтерес в контексті даної роботи викликають зміни, що сталися в інтервалі 2021—2024 рр. і які пов'язані з вимиранням аномальних особин. Останні включно до 2021 р. у популяції щипівок Ірпеня становили абсолютну більшість.

У популяції Ірпінь-1 у 2004 р. частка генетично аномальних поліплоїдів (EE(E)N-A + EENT-A) склала 74,7 % (рис. 2), стандартних поліплоїдів групи EN(N)T(T) було 17,1 % та особин *C. taenia* — 8,1 %. При цьому кількість риб на час лову було щонайменше 58 особин. Протягом 2005—2008 рр. додався ще й біотип ENT-A1, при цьому частка генетично змінених особин ще збільшилася (67,9—90 %). Стандартні поліплоїди групи EN(N)T(T) становили лише 0,5—28,6 %, особини *C. taenia* — 3,6—8,3 %. Показник щільності популяції мав різке зниження від 28 особин за годину лову в 2005 р. до 13 у 2008 р. У 2010 р. більш ніж за годину активного лову вдалося зловити лише 10 особин. Водночас генетична структура угруповання повернулася до початкової, що мала місце в 2002 р. Генетично змінені поліплоїди опинилися в меншості, склавши лише 10 %, стандартні поліплоїди стали переважати на рівні 60 % і частота особи *C. taenia* опинилася на рівні 30 %. У 2013 р. в цьому місці щипівок взагалі не вдалося зловити.

В угрупованні Ірпінь-2 має місце аналогічна тенденція: зниження частот аномальних біотипів збігається з падінням чисельності (див. рис. 2). З 2013 до 2017 р. аномальні біотиби групи EE(E)N-A явно переважали. Їхня частота була в межах 92,6—93,9 %. Тоді як стандартні клонові біотиби групи EN(N)T(T) та особини *C. taenia* зустрічались у мізерній кількості: від 0 до 6,1 % та від 0 до 7,4 % відповідно. Водночас щільність поселень була помірно високою і досить стабільною, становлячи 27—34 особин на годину лову. У 2021 р. чисельність різко впала і за годину вдалося зловити лише чотири особини, серед яких три були з генетичними аномаліями та одна *C. taenia*. У 2024 р. за тієї ж інтенсивності лову спіймали дві щипівки: одну стандартного біотипу EE(E)N і одну особину *C. taenia*.

Угрупованню Білогородка властиве крайнє домінування генетично аномальних поліплоїдів (див. рис. 2). З 2010 по 2021 р. їхня частота становила від 84,8 до 96,6 %. Частота стандартних поліплоїдів коливалася в межах 0—12,1 %, а *C. taenia* 0-4,9 %. Водночас щільність популяцій була до-

Таблиця 1

Набори електроморф, за якими діагностуються батьківські види, та біотиби, що формують певні групи біотипів

Біотипові групи та види	Біотиби, що формують біотипові групи	Набір діагностичних електроморф
TT	<i>C. taenia</i>	<i>Aat-1^{cc}</i> , <i>Mdh-1A^{bb}</i> , <i>Ldh-B^{ab}</i> , <i>Ldh-B^{bb}</i>
NN	<i>C. tanaitica</i>	<i>Aat-1^{cc}</i> , <i>Mdh-1A^{bb}</i> , <i>Ldh-B^{bb}</i>
EE	<i>C. elongatoides</i>	<i>Aat-1^{aa}</i> , <i>Aat-1^{ab}</i> , <i>Aat-1^{bb}</i> , <i>Mdh-1A^{aa}</i> , <i>Ldh-B^b</i>
EN(N)T(T)	<i>C. elongatoides</i> — 2 (3) <i>taenia</i> , <i>C. elongatoides</i> — (2) <i>tanaitica</i> — <i>taenia</i>	<i>Aat-1^{acc}</i> , <i>Mdh-1A^{abb}</i> , <i>Ldh-B^{abb}</i> , <i>Ldh-B^b</i>
EE(E)N	<i>C. 2 (3) elongatoides</i> — <i>tanaitica</i>	<i>Aat-1^{aac}</i> , <i>Mdh-1A^{aab}</i> , <i>Ldh-B^b</i>
EE(E)N-A	<i>C. 2 (3) elongatoides</i> — <i>tanaitica</i>	<i>Aat-1^{aad}</i> , <i>Mdh-1A^{aab}</i> , <i>Ldh-B^b</i>
ENT-A1	<i>C. elongatoides</i> — <i>tanaitica</i> — <i>taenia</i>	<i>Aat-1^{aacd}</i> , <i>Mdh-1A^{aab}</i> , <i>Ldh-B^b</i>
ENT-A2	<i>C. elongatoides</i> — <i>taenia</i> — <i>tanaitica</i>	<i>Aat-1^{aacd}</i> , <i>Mdh-1A^{aab}</i> , <i>Ldh-B^{abb}</i>
EETT-A	<i>C. 2 elongatoides</i> — <i>taenia</i> — <i>tanaitica</i>	<i>Aat-1^{aacd}</i> , <i>Mdh-1A^{ab}</i> , <i>Ldh-B^b</i>
R	<i>C. elongatoides</i> — <i>taenia</i> — <i>tanaitica</i>	<i>Aat-1^{acc}</i> , <i>Mdh-1A^{aab}</i> , <i>Ldh-B^b</i>

П р и м і т к а. А — особини, яким властивий аномальний алель *Aat-1^d*, R — рекомбінанти.

Таблиця 2

Розподіл груп біотипів за пунктами та роками досліджень

Пункти	Роки	Групи біотипів										N
		Нормальні					Аномальні					
		ТТ	EN(N)T(T)	EE(E)N	EE(E)N-A	ENT-A1	ENT-A2	EENT-A	R			
Ірпінь-1	2004	0,08	0,17		0,71			0,03			0,01	111
	2005	0,04	0,29		0,68							28
	2006	0,05	0,05		0,80			0,10				20
	2008	0,08	0,08		0,67			0,17				12
	2010	0,30	0,60		0,10							10
Ірпінь-2	2013											0
	2013	0,07			0,89			0,04				27
	2017	0,07			0,75			0,18				27
	2020		0,06		0,85			0,09				34
	2021	0,25			0,75							4
Білогородка	2024	0,50		0,50								2
	2010	0,03	0,12		0,42	0,03		0,36			0,03	33
	2016	0,05	0,02	0,02	0,85			0,05				41
	2018		0,04		0,71	0,13		0,13				24
	2019	0,03			0,69	0,28						29

Продовження табл. 2

Пункти	Роки	Групи біотипів										N
		Нормальні					Аномальні					
		ТТ	EN(N)T(T)	EE(E)N	EE(E)N-A	ENT-A1	ENT-A2	EEENT-A	R			
Дідівщина	2021		0,04		0,88	0,08						25
	2024											0
	2017	0,11	0,22				0,67					18
	2019		0,20				0,80					28
	2020	0,17	0,17				0,67					39
	2021	0,02	0,24				0,74					46
	2023	0,23	0,57				0,20					12
	2024	0,13	0,87									15

Примітка. N — об'єм вибірок.

сильно високою на рівні від 24 до 41 особини за годину лову. В 2024 р., попри ретельність проведених ловів, не вдалося зловити жодної особини, що свідчить про виражену депресію цієї популяції.

У змішаній диплоїдно-поліплоїдній популяції щипівок Дідівщина, розташованій вже на межі середньої та верхньої частин річки, у період з 2017 по 2021 р. стабільно переважали поліплоїдні щипівки аномального біотипу ENT-A2, частота яких залежно від року коливалась від 67 до 80 % (див. рис. 2). Стандартні поліплоїдні біотиби EN(N)T(T) групи становили 17—24 %, а особини *C. taenia* від 0 до 17 %. Водночас щільність популяції в той період була достатньо високою від 20 до 36 особин за годину лову. У 2023 р. ефективність лову впала до 11 особин, а частота генетично аномальних поліплоїдів зменшилась у 3—4 рази, склавши 20 %. При цьому частота стандартних біотипів зростає до 56,7 %, а *C. taenia* до 23,3 %. У 2024 р. ретельні лови в середині-кінці червня дали мінімальну оцінку щіль-

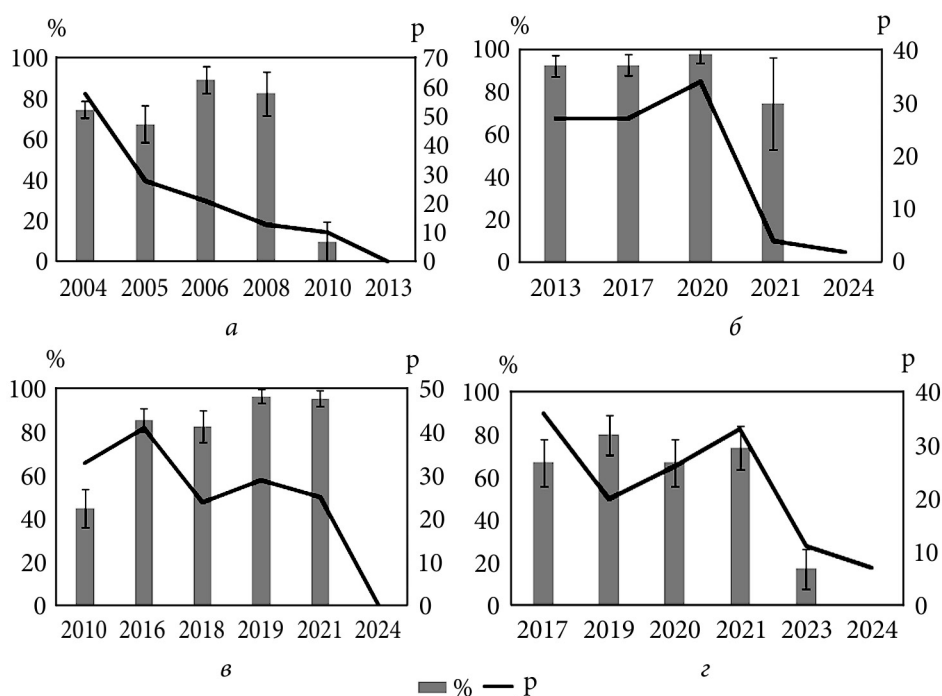


Рис. 2. Частоти біотипів з аномаліями (%) зі стандартними похибками та щільність популяцій (p) за кількістю спійманих особин за годину лову по роках на різних ділянках р. Ірпінь: а — Ірпінь-1; б — Ірпінь-2; в — Білогородка; г — Дідівщина

ності на рівні 7 особин на годину лову. При цьому аномальні особини взагалі не були виявлені, частка стандартних поліплоїдів досягла 86,7 %, диплоїди склали 13,3 %.

Обговорення результатів досліджень

Випадок масової генетичної нестабільності в клонових популяціях щипівок р. Ірпінь не є чимось несподіваним, адже мутагенне забруднення відмічено в поверхневих водах усього Дніпра [14]. До того ж ця річка є однією з найбільш зарегульованих і забруднених правобережних приток Дніпра Центральної України [7, 9], а ділянка в межах м. Ірпінь, де були проведені найбільш масштабні дослідження, за показниками якості води оцінюється від забрудненої до дуже брудної [2].

Результати моніторингу популяції щипівок р. Ірпінь з 2001 по 2024 р. показують наступну етапність змін генетичної структури: відсутність генетично змінених біотипів → рідкісні випадки генетичних аномалій → масовість аномалій → рідкісність генетичних аномалій → відсутність генетично змінених поліплоїдів. Тенденція супроводжується падінням чисельності і щільності популяції. В 2001—2008 рр. угруповання щипівок були відносно багаточисельними з високою щільністю. Їхній вилов менш ніж за час лову без особливих зусиль становив кілька десятків особин. При цьому вони зустрічалися практично по всьому руслу. В 2010—

2021 рр. популяція щипівок р. Ірпінь почала фрагментуватися. Відносно щільні угруповання збереглися головним чином на постшлюзових ділянках річки, де ще була постійна течія. При цьому збір необхідного матеріалу для генетичних досліджень вже вимагав більших часових витрат. В 2023—2024 рр. після руйнування дамб, що відділяли Ірпінь від Київського водосховища, і уповільнення течії особливо в нижній і середній частинах річки щипівки подекуди зникли, а місцями стали зустрічатися лише поодинокими особинами. Водночас у 2024 р. генетично змінені особини не були знайдені взагалі, що вказує на зникнення найбільш численної складової популяції щипівок.

Отже на перший погляд виникає певне протиріччя. Спочатку внаслідок забруднення мала місце масова зустрічальність саме генетично аномальних біотипів, а наприкінці, в період стрімкої деформації екосистем — їхнє першочергове вимирання, тобто незрозуміло вони — є найбільш чи найменш пристосованими. Можна припустити кілька пояснень цієї парадоксальної ситуації. Імовірно початкові генетичні зміни мали певний стимулюючий ефект, що позитивно впливав на життєздатність. Однак у ряді поколінь особини з генетичними аномаліями поступово накопичили мутаційний тягар, що призвело до зменшення їхньої пристосованості. Є й друге більш екологічне пояснення. Спершу, внаслідок залпового забруднення річки на початку 2000-х років відбулась масова поява генетично змінених особин, при цьому спалаху чисельності щипівок як такого не було. Реакція на рівні екосистем також мала місце, однак це були лише незначні зміни, що призводили лише до поступового зменшення чисельності щипівок. Остаточна депресія настала внаслідок стрімкої трансформації екосистем після руйнування гідротехнічних споруд у 2022 р. Це стало причиною знищення місць нересту і, відповідно, швидкого зменшення розмірів популяції, що особливо актуально для такого короткоциклічного виду як *S. taenia*. Причому обвальне зниження чисельності відбулося в першу чергу за рахунок генетично змінених особин, що виявились особливо вразливими.

Отже поява чи зміна зустрічальності генетично змінених клонів щипівок може розглядатися як дієвий біоіндикатор забруднення водної системи генотоксичними речовинами. Причому факт того, що саме значне антропогенне навантаження стало причиною масових генетичних аномалій доводить та обставина, що в нижній і середній частині річки, де, власне, і зустрічаються аномальні щипівки, сталися найбільші зміни біоти. Зокрема зникли всі шість видів перлівницевих, властивих цій річці [4]. Слід зазначити, що чутливість генетичного біоіндикатора, що миттєво відреагував на зміни середовища, особливо помітна в ситуації з р. Ірпінь на фоні незмінності такого показника як просторовий розподіл видів і видовий склад іхтіофауни, що не зазнав у своїй аборигенній частині суттєвих змін аж до 2024 р. [8].

Висновки

У нижній і середній частинах р. Ірпінь мав місце випадок масової генетичної нестабільності клонових популяцій щипівок *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *tanaitica*, який стався на початку 2000-х років і завершився в 2024 р. після руйнування гідротехнічних споруд внаслідок бойових дій і стрімкої трансформації екосистем.

Його причиною стало критичне забруднення, а чинниками завершення — елімінація генетично змінених особин, які до початку бойових дій становили біля 90 %, що врешті-решт і призвело до обвального зниження чисельності популяції щипівки р. Ірпінь.

Факт появи генетично змінених клонових щипівок, а також динаміку їхніх частот слід розглядати у якості чутливих біоіндикаторів мутагенності середовища.

Список використаної літератури

1. Иванова Н.О., Дубняк С.С., Зоріна-Сахарова К.Є. та ін. Гідролого-морфологічна характеристика водних об'єктів басейну р. Ірпінь з огляду на вплив воєнних дій. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 4. С. 82—99.
2. Жежеря Т.П., Жежеря В.А., Линник П.М., Осипенко В.П. Гідрохімічна характеристика малих річок і водойм в межах урбанізованої території. *Там само.* 2024. Т. 60, № 5. С. 99—117.
3. Межжерин С.В., Павленко Л.И. Случай гибридизации у щиповок (*Osteichthyes: Cobitidae: Cobitis*), обусловивший генетическую нестабильность и экспансию. *Цитология и генетика.* 2007. Т. 41, № 4. С. 26—35.
4. Межжерин С.В., Салий Т.В., Межжерин И.С. и др. Массовые изменения аллозимных спектров у клоновых щиповок рода *Cobitis*, вызванные антропогенным загрязнением среды обитания. *Доп. Нац. акад. наук України.* 2018. № 5. С. 75—82.
5. Межжерин С.В., Циба А.А., Межжерина Д.С., Пухтаевич П.П. Ситуация нарастающего пресса генетических аномалий в диплоидно-полиплоидной популяции щиповок (*Suvariniformes, Cobitidae, Cobitis*). *Доп. Нац. акад. наук України.* 2014. № 6. С. 140—145.
6. Межжерин С.В., Циба А.А., Салий Т.В., Луценко Д.С. Зона генетической нестабильности у полиплоидных гибридных щиповок (*Suvariniformes, Cobitidae, Cobitis*) на Среднем Днепре. *Там само.* 2019. № 10. С. 97—103.
7. Природно-ресурсний аспект розвитку України / Андрієвський І.Д., Коржнев М.М., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Київ : ВД «КМ Academia», 2001. 108 с.
8. Причепя М.В., Коваленко Ю.О., Незбрицька І.М. та ін. Структура та розподіл іхтіофауни в басейні р. Ірпінь після закінчення бойових дій на його водозборі. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 5. С. 14—31.
9. Ясенчук Т.О. Оцінка антропогенного навантаження на басейн р. Ірпінь у сучасних умовах землекористування. *Меліорація і водне господарство.* 2011. Вип. 99. С. 160—168.
10. Bartoš, O., Röslein, J., Kotusz, J. et al. The legacy of sexual ancestors in phenotypic variability, gene expression, and homoeolog regulation of asexual hybrids and polyploids. *Molecular Biology and Evolution.* 2019. Vol. 36, N 9. P. 1902—1920.
11. Bohlen J., R6b P. Species and hybrid richness in spined loaches of the genus *Cobitis* L. (Teleostei: Cobitidae), with a checklist of European forms and suggestions for their conservation. *J. Fish Biology.* Vol. 59. P. 75—89.
12. Choleva L., Janko K., De Gelas K. et al. Synthesis of clonality and polyploidy in vertebrate animals by hybridization between two sexual species. *Evolution.* 2012. Vol. 66, N 7. P. 2191—2203.

13. Corral-Lou A., Perea S., Perdices A., Doadrio I. Quaternary geomorphological and climatic changes associated with the diversification of Iberian freshwater fishes: The case of the genus *Cobitis* (Cypriniformes, Cobitidae). *Ecology and Evolution*. 2022. Vol. 12, N 3. e8635.
14. Ho K.T., Konovets I.M., Terletska A.V. et al. Contaminants, mutagenicity and toxicity in the surface waters of Kyiv, Ukraine. *Mar. Poll. Bull.* 2020. Vol. 155. Art. 111153.
15. Janko K., Culling M.A., Rab P., Kotlik P. Ice age cloning-comparison of the Quaternary evolutionary histories of sexual and clonal forms of spiny loaches (*Cobitis*; Teleostei) using the analysis of mitochondrial DNA variation. *Molecular Ecology*. 2005. Vol. 14, N 10. P. 2991—3004.
16. Janko K., Bohlen J., Lamatsch D. et al. The gynogenetic reproduction of diploid and triploid hybrid spined loaches (*Cobitis*; Teleostei), and their ability to establish successful clonal lineages — on the evolution of polyploidy in asexual vertebrates. *Genetica*. 2007. Vol. 131, N 2. P. 185—194.
17. Mezhzherin S.V., Tsyba A.A., Kryvokhyzha D. Cryptic expansion of hybrid polyploid spined loaches *Cobitis* in the rivers of Eastern Europe. *Hydrobiologia*. 2022. Vol. 849. P. 1689—1700.
18. Mezhzherin S.V., Tsyba A.O., Rostovska O.V. Spatial segregation of diploid and polyploid spined loaches, *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *tanaitica* (Cypriniformes, Cobitidae), in river systems of Western and Central Ukraine. *Zoodiversity*. 2024. Vol. 58, N 2. P. 129—136.
19. Mrakovčić M., Duplić A., Mustafić P., Marčić Z. Conservation status of the genus *Cobitis* and related genera in Croatia. *Folia Zoologica*. 2008. Vol. 57, N 1. P. 35—41.
20. Peacock F.C., Bunting S.L., Queen K.G. Serum protein electrophoresis in acrylamide gel patterns from normal human subjects. *Science*. 1965. Vol. 147. P. 1451—1455.
21. Vasil'ev V.P., Vasil'eva K.D., Osinov A.G. Evolution of a diploid-triploid-tetraploid complex in fishes of the genus *Cobitis* (Pisces, Cobitidae). Evolution and ecology of unisexual vertebratee / Ed. by R.M. Dawley & J.P. Bogart. 1989. Bulletin 466, New York State Museum, Albany, New York, USA. Pp. 153—169.

Надійшла 28.11 2024

Mezhzherin S.V., Dr. Sci. (Biol.), Prof., Head of Department,

I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of the National Academy of Sciences of Ukraine,
B. Khmelnytsky St., 15, 010030 Ukraine,
e-mail: smezhzherin@gmail.com
ORCID 0000-0003-2905-5235

Tsyba A.O., PhD. (Biol.), Researcher,

I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of the National Academy of Sciences of Ukraine,
B. Khmelnytsky St., 15, 010030 Ukraine,
e-mail: tsyba1974@ukr.net
ORCID 0000-0001-5838-0948

DEPRESSION DUE TO GENETIC INSTABILITY OF THE POPULATION OF
DIPLOID-POLYPLOID COMPLEX OF SPINED LOACH *COBITIS ELONGATOIDES*
— *TAENIA* — *TANATICA* OF THE IRPIN RIVER CAUSED BY POLLUTION AND
ENHANCED BY THE CONSEQUENCES OF HOSTILITIES

The diploid-polyplod complex of spined loach *Cobitis elongatoides* — *taenia* — *tanaitica* is a model object of evolutionary-ecological studies. The mass genetic instability of *Cobitis taenia* s. l. populations attracts special attention in the rivers of the right bank of Ukraine, in particular in the Irpin River. The monitoring of the genetic structure of the local population of this fish in the Irpin River was carried out in four points of the middle reaches of the river during 2001—2024. A set of changes associated with the manifestation of genetic instability of clonal polyploids has been established. In 2001—2002 there were no or only some cases of anomalies of allozyme spectra against the background of high popu-

lation density and prevalence of spined loach throughout the riverbed. In 2004—2021 the mass of anomalies was observed, which were registered in 70—96% of individuals. At the same time, there was fish numbers gradual decrease and spined loach population fragmentation into isolates. In 2023—2024 as a result of hostilities and a rapid decrease in the flow rate of the Irpin River, genetically changed individuals disappeared, which ultimately caused a sharp decrease in the numbers of spined loach. Therefore, genetic instability of clonal spined loach is a sensitive bioindicator that first clearly responded to the genotoxicity of the environment and after the destruction of hydraulic constructions that ensured flow, responded to rapid changes in ecosystems.

Keywords: *genetic instability, Cobitis, environment mutability, extinction, destruction of ecosystems, hostilities.*