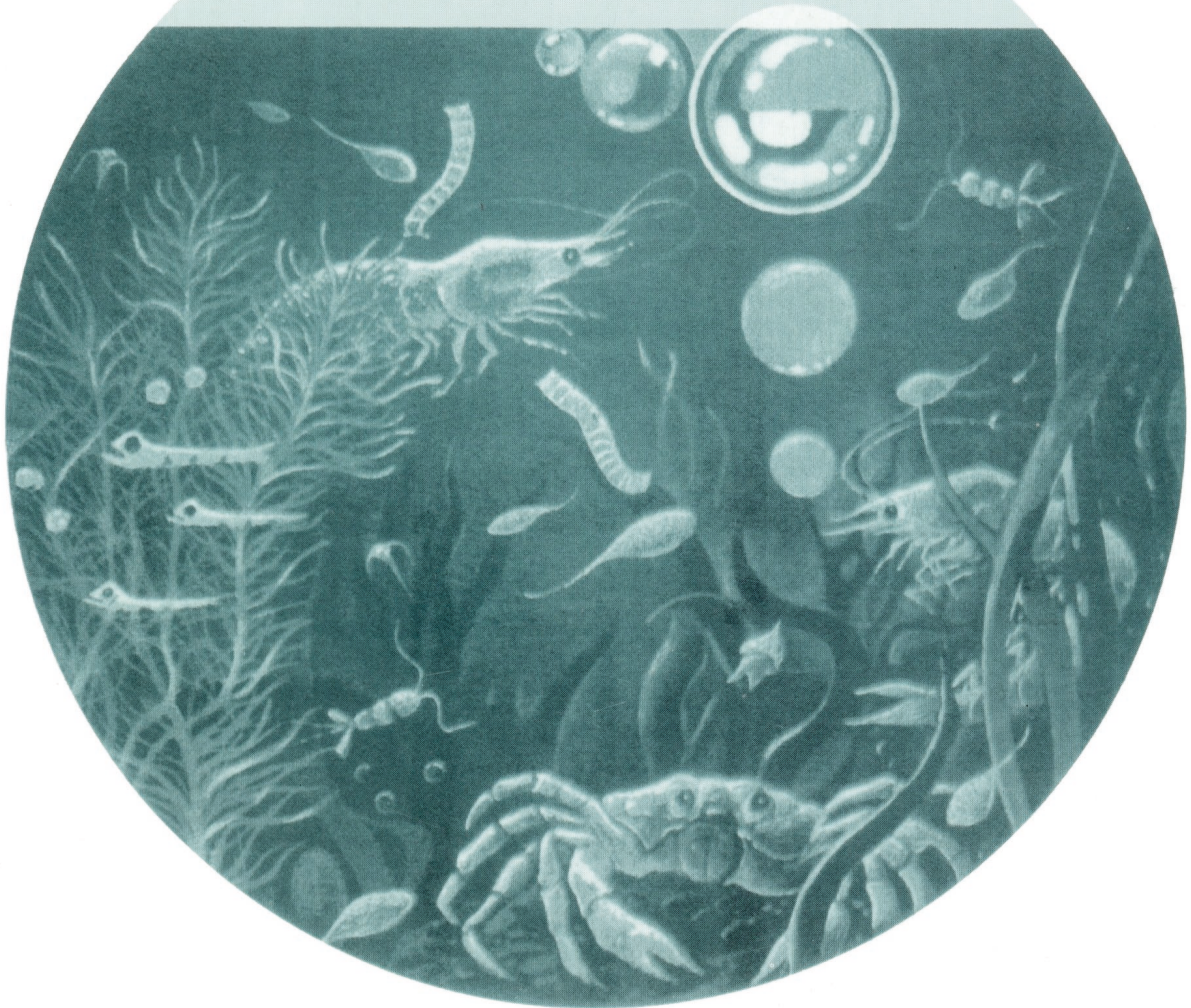


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



6(348)

ТОМ 58 • 2022

Засновники: Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

Видавець: Інститут гідробіології НАН України

Редакційна колегія

С.О. Афанасьєв, головний редактор, Ін-т гідробіології НАН України; *В.І. Юришинець*, заст. головного редактора, Ін-т гідробіології НАН України; *Л.І. Калініна*, відповідальний секретар редакції, Ін-т гідробіології НАН України; *Р. Банадук*, Ун-т Сібіу, Румунія; *Л. Бурлакова*, Буффало-коледж при Державному Університеті, США; *Д.І. Гудков*, Ін-т гідробіології НАН України; *М.Ю. Євтушенко*, Нац. ун-т біоресурсів і природокористування, Україна; *Йонгтуан Жу*, Ін-т міського середовища Китайської академії наук, КНР; *Б. Здановський*, Ін-т риб. госп. внутр. водойм, м. Ольштин, Польща; *О. Каратаєв*, Центр з вивчення Великих Озер, США; *П.Д. Клоченко*, Ін-т гідробіології НАН України; *Ю.Г. Крот*, Ін-т гідробіології НАН України; *П.М. Линник*, Ін-т гідробіології НАН України; *К. Оболевський*, Ун-т Казіміра Великого, Польща; *О.О. Протасов*, Ін-т гідробіології НАН України; *О.В. Романенко*, Нац. мед. ун-т ім. О.О. Богомольця, Україна; *В.Д. Романенко*, Ін-т гідробіології НАН України; *Я. Слободник*, Ін-т навколишнього середовища, Словацька республіка; *І.К. Тодераш*, Ін-т зоології АН Молдови; *Й.І. Узунов*, Ін-т біорізноманітності та екосистемних досліджень Болгарської академії наук; *К. Феррагут*, Ін-т ботаніки, Бразилія; *Т.Ф. Шевченко*, Ін-т гідробіології НАН України; *В.І. Щербак*, Ін-т гідробіології НАН України; *В.М. Якушин*, Ін-т гідробіології НАН України

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації — серія КВ № 13477-2361ПП від 26.10.2007

Журнал включений до Переліку наукових фахових видань України з призначенням категорії «А»

Журнал перевидається ВД Begell House. Англomовна версія «Hydrobiological Journal» входить до бази даних Scopus

Editorial Board

S.A. Afanasyev, Editor-in-Chief, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *V.I. Yuryshynets*, Deputy Editor-in-Chief, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *L.I. Kalinina*, Editorial Board Executive Secretary, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *D. Bănăduc*, Lucian Blaga University of Sibiu, Romania; *L.E. Burlakova*, SUNY Buffalo State, USA; *C. Ferragut*, Institute of Botany São Paulo, Brazil; *D.I. Gudkov*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *A.Y. Karatajev*, SUNY Buffalo State, USA; *P.D. Klochenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *Yu.G. Krot*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *P.N. Linnik*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *K. Obolewski*, Kazimierz Wielki University, Poland; *A.A. Protasov*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *A.V. Romanenko*, Bogomolets National Medical University, Ukraine; *V.D. Romanenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *V.I. Shcherbak*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *T.F. Shevchenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *J. Slobodnik*, Environmental Institute, Slovakia; *I. Toderaş*, Institute of Zoology, Academy of Sciences of Moldova; *Y. Uzunov*, Institute of Biodiversity and Ecosystem Research of Bulgarian Academy of Sciences; *V.M. Yakushin*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *N.Yu. Yevtushenko*, National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine; *B. Zdanowski*, Inland Fisheries Institute, Poland; *Y.G. Zhu*, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

МІЖНАРОДНИЙ НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ
ВИХОДИТЬ 6 РАЗІВ НА РІК
ЗАСНОВАНИЙ У ЛЮТОМУ 1965 р.
КИЇВ

6 (348)
том 58 • 2022

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Гандзюра В.П., Афанасьєв С.О., Бєдункова О.О.* Концепція здоров'я гідроекосистем (огляд) 3
- Громова Ю.Ф., Абрам'юк І.І.* Зоо- та іхтіопланктон заростей водних рослин та прилеглих ділянок літоралі водойм різного типу пониззя р. Десни 21
- Зуб Л.М., Прокопук М.С., Гудков Д.І.* Багаторічні спостереження за структурою заростей макрофітів у заплавних водоймах Чорнобильської зони відчуження 41

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

- Ткаченко П.В.* Динаміка змін у популяціях бичків промислових видів та їх уловів у Тендрівській затоці 57
- Новицький Р.О., Маніло Л.Г., Пєсков В.М., Гаско В.Я.* Поширення та екоморфологічні зміни у бичка-ратана *Ponticola ratan* (Nordmann, 1840) в дніпровських водосховищах (Україна) 73

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

- Романенко В.Д., Крот Ю.Г., Красюк Ю.М., Медовник Д.В., Кудрявцева Д.О.* Особливості фізіологічного стану кларієвого сома африканського (*Clarias gariepinus* (Burchell), 1822) та якість водного середовища за умов харчової депривації. 91

Водна радіоекологія

- Каглян О.Є., Гудков Д.І., Беляєв В.В., Кіреєв С.І., Юрчук Л.П., Дроздов В.В., Поморцева Н.А., Пришляк С.П., Гупало О.О., Абрам'юк І.І., Меньковська М.О.* Зміни потужності радіаційного опромінення риб водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС та оз. Азбучин після зниження рівня води 104
- Показчик статей, опублікованих у «Гідробіологічному журналі» у 2022 р.* 121

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 13 від 10.11.2022 р.)

Адреса редакції та видавця

Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ-210, 04210, Україна
Тел. 418-60-04, e-mail: hydrobioljournal@gmail.com

Редактори *О.В. Жук, О.В. Мантурова*
Комп'ютерна верстка та макетування *Л.Є. Десницька*
Комп'ютерний набір *А.А. Силаєва*

Підп. до друку 10.11.2022. Формат 70×108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 14,3. Тираж 164 прим. Зам. №

Віддруковано ВД «Академперіодика» НАН України, 01024, Київ-4, Терещенківська, 4.
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 544 від 27.07.2001

ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК 556.114:556.5(28)

В.П. ГАНДЗЮРА, д. б. н., проф., проф.,
Київський національний університет імені Тараса Шевченка,
вул. Володимирська, 60, Київ, 01033, Україна,
e-mail: gandzyura@gmail.com
ORCID 0000-0001-9192-7423

С.О. АФАНАСЬЄВ, д. б. н., проф., чл.-кор. НАНУ, директор,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: safanasyev@ukr.net
ORCID 0000-0002-5247-3542

О.О. БЄДУНКОВА, д. б. н., доц., проф.,
Національний університет водного господарства та природокористування,
вул. Соборна, 11, Рівне, 33028, Україна
e-mail: bedunkovaolga@gmail.com
ORCID 0000-0003-4356-4124

КОНЦЕПЦІЯ ЗДОРОВ'Я ГІДРОЕКОСИСТЕМ (ОГЛЯД)

Проведено ґрунтовний аналіз розуміння поняття «здоров'я гідроекосистем» з позицій сучасних підходів до оцінок стану природних водойм. Проаналізовано термін «здоров'я гідроекосистем» у світових програмах моніторингу та нормативно-правових документах з огляду офіційного окреслення поняття для управління водними ресурсами. Відстежено еволюцію ведення наукових досліджень у розрізі концепції здоров'я гідроекосистем та пошуку індикаторів для його діагностики. Всебічний теоретичний аналіз наявної в науковій літературі інформації дозволив авторам уперше сформулювати визначення «здоров'я гідроекосистем», яке включає всі його аспекти.

Ключові слова: здоров'я гідроекосистем, антропогенне навантаження, токсичність, забруднення, моніторинг, стійкість, збурюючий чинник.

Світові наукові підходи до управління водними екосистемами неспинно продовжують вдосконалення наявних та пошук нових ефективних програм моніторингу, стимулюють розвиток нових об'єктивних підходів до біологічної оцінки стану гідроекосистем [1]. Відомими прикладами є сучасні методи дистанційного зондування з синхронною оцінкою якості водного середовища за допомогою локальних датчиків, що дозволяє проводити масштабний аналіз динаміки різноманітних параметрів гідроекосистем [43, 58]. Незважаючи на вдосконалення технологій, загальний концептуальний підхід в оцінюванні якості (стану, стійкості,

Ц и т у в а н н я: Гандзюра В.П., Афанасьєв С.О., Бедункова О.О. Концепція здоров'я гідроекосистем (огляд). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 6. С. 3—20.

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2022. 58(6)

3

пружності і т. ін.) гідроекосистем зводиться до розуміння структури, функціонування, ступеня порушень та здатності гідроекосистем протистояти зовнішнім впливам, що по суті, подібно з діагностикою стану здоров'я живих організмів.

Мета даної роботи — розглянути можливість та необхідність застосування концепції здоров'я гідроекосистем як у фундаментальному аспекті, так і при моніторингу вод.

Становлення терміну «здоров'я екосистем»

Для інтегральних оцінок наслідків забруднення навколишнього середовища в науковій літературі останніми роками активно використовується поняття «ecosystem health» — здоров'я екосистем. На відміну від звичних підходів, які зводяться до понять «екологічний стан», «екологічний статус», «екологічний потенціал» «токсобність екосистеми», «трансформація екосистеми» тощо [13], в рамках концепції здоров'я екосистем обґрунтовуються кількісно змінні інформативні критерії порушень у біологічних системах, а також інтегральні кількісні значення дози впливу, які відображають наслідки комплексного забруднення (хімічного, гідрофізичного теплового, біологічного тощо) і ті умови середовища, на фоні котрих діють забруднюючі елементи і сполуки [31, 34, 41, 50, 52].

Для діагностики та прогнозування значну увагу приділяють оцінці екологічних ризиків [6, 36].

При цьому більшість авторів використовує поняття «екологічний стан» [5, 35, 63], а не «здоров'я» гідроекосистем. Фундаментальні праці з оцінки екологічного стану за структурою біоти річок здійснено в Інституті гідробіології НАН У [2], проаналізовано проблеми і розвиток досліджень екологічного стану гідроекосистем України в аспекті імплементації директив ЄС в галузі довкілля [3, 4, 62].

Історія походження терміну «здоров'я екосистем» пов'язана із важливістю питання раціонального обмеження антропогенних впливів на екосистеми, що у світовій практиці бере початок від концепції критичних навантажень, затвердженої на робочій нараді ООН у 1998 р. [56]. Попри те, що величини «критичного навантаження» мають різні трактування в окремих дослідників, методологічний підхід до їх визначення зводиться до виявлення двох основних інтегральних складових у стані екосистеми: фактору антропогенного навантаження на навколишнє середовище та відгуку, що визначає функціональну стійкість, продуктивність та різноманіття біотичних елементів [28, 30, 33, 47], а також враховують рівень гомеостазу гідробіонтів, риб зокрема [8].

Поряд з даним підходом необхідно також розглянути багатосекторальний підхід. Сторони, що беруть участь у використанні результатів оцінки «якості вод»: вчені, державні службовці і споживачі та інші зацікавлені сторони розмовляють різними мовами, функціонують у відповідь на різні системи фінансування/винагороди і працюють на різних шкалах часу. Усвідомлення масштабів цих проблем призвело до розвитку комплексних підходів, здатних впоратися з цими різноманітними вимогами і при

цьому забезпечити реалістичні управлінські рішення. Таким інструментом, наприклад, є структура DPSIR (Drivers-Pressures-State-Impact-Responses), що дозволяє описати екологічні проблеми шляхом визначення взаємовідносин між антропогенною діяльністю та навколишнім середовищем. В цьому відношенні можна інтегрувати різноманітні типи індикаторів, відкриваючи можливість врахування не лише екологічних, а і соціально-економічних наслідків, що з'являються внаслідок змін у стані гідроекосистем [59].

В аспекті структури DPSIR концепція здоров'я екосистем може розглядатися як результуюча всіх її компонентів.

Наводимо найпоширеніші визначення та вислови різних авторів про те, що таке «здоров'я» екосистем:

— «екологічна система здорова ... якщо вона стабільна та стійка, тобто якщо вона активна та здатна підтримувати свою організацію, автономна впродовж часу та стійка до стресу» [48];

— «здорова екосистема — це така екосистема траєкторія, яка у напрямку до клімаксу відносно безперешкодна та чия структура гомеостатична до впливів. Це дозволяє їй повертатися назад, до більш ранніх сукцесійних стадій» [66];

— «здоров'я екосистеми означає її процвітаючий стан та життєздатність» [49];

— «здорова екосистема — екосистема, яка є життєздатною та пружною, підтримуючи екологічну структуру та функціонування протягом часу» [60];

— «здоров'я екосистеми це стенографія її добрих умов» [48];

— «здоров'я екосистеми» це інтегрована відповідь на питання про стан наземних чи водних середовищ під впливом різного роду екологічних факторів, за реакціями рослинних чи тваринних організмів, яка може бути екстрапольована на людину [25];

— «здоров'я екосистеми» це її властивість зберігати свою структуру, а також демонструвати здатність до відновлення системи після пертурбацій» [44];

— «здоров'я екосистеми» це функціональний резерв екосистеми в умовах зростання ентропії [39].

Варто відзначити, що, незважаючи на простоту та інформативність терміну, його сприйняття буває і скептичним: «... здоров'я екосистеми — це метафора, а не властивість, що спостерігається» [65].

Відомо, що при помірних техногенних впливах у екосистемах включаються компенсаційні механізми, а в їхніх популяціях з'являється деякий середній, генетично обумовлений рівень гомеостазу та інтенсивності відтворення. І лише в тому випадку, коли антропогенний тиск виводить екосистему за межі природної мінливості, відбувається порушення динамічної стабілізації популяційних зв'язків, змінюється генетичний склад та пригнічується найбільш генералізована властивість популяцій — процес відтворення. Так, Клименко М.О. [27] означає властивість до відновлення екосистем терміном «стійкість», а непорушність передачі

енергії по її ланцюгам терміном «стабільність». Мінливість екосистеми вчений розглядає як «біфуркаційні зміни», які на фоні впливу дестабілізуючого чинника намагаються повернути систему до її вихідного стану. Аналогічні принципи застосовуються і при оцінках антропогенних змін природних водних об'єктів.

Основні принципи та зміст терміну «здоров'я гідроекосистем»

Цілком очевидно, що для об'єктивних оцінок екологічного стану водойм, потрібні знання діапазонів природної мінливості як окремих груп організмів, так і біоценозів у цілому. В свою чергу, складність та багатомірність біотичних процесів, які мають місце у антропогенно трансформованих водоймах, не могли не вплинути на розвиток гідроекологічної термінології.

Згідно концепції критичних навантажень, найбільш інформативну базу для розуміння наслідків забруднень водойм з позицій «ecosystem health», та обґрунтування критеріїв їх оцінки надає відстеження цілісної картини змін на всіх рівнях організації біоти гідроекосистем (рис. 1).

Зазначені на рисунку блоки свідчать про необхідність виконання достатньо масштабних у теоретичному практичному плані досліджень. Саме тому, для адекватного відображення дози впливу на біосистеми сумарної, синергетичної або антагоністичної дії всіх факторів прямої та опосередкованої дії, необхідно оперувати стислим терміном передачі цієї різносторонньої інформації. В якості такого терміну, цілком логічним є використання поняття «ecosystem health» для означення інтегральної характеристики стану, стійкості та стабільності гідроекосистем.

Позиції концепції «здоров'я гідроекосистем» у світових та вітчизняних програмах моніторингу та управління водними ресурсами

Натепер існують два основні підходи, в рамках яких функціонують безліч методик які використовуються різними країнами при веденні моніторингу водних об'єктів. Це критеріальний підхід що орієнтований на деякі встановлені критерії (наприклад ГДК) недопущення перевищення яких є метою управління водними ресурсами, та екосистемний інтегрований підхід «Ecosystem approach in integrated water management» завдання якого підтримувати рівень антропогенного навантаження «не шкідливий» для екосистеми [56]. В рамках цього підходу, встановлюється що відсутність чи мінімальне антропогенне навантаження забезпечує природний, чи еталонний стан екосистеми, до якого треба прагнути шляхом управлінських рішень та заходів спрямованих як на мінімізацію, так і на компенсацію антропогенних тисків. Екосистема в такому стані не потребує заходів з оздоровлення, тобто більшістю дослідників, водних менеджерів та споживачів інтуїтивно сприймається як «здорова». Основним методом цього підходу є компаративна оцінка тобто порівняння набору актуальних значень біотичних та абіотичних дескрипторів з їх еталонними (референційними) значеннями. На цьому підході базуються, напри-

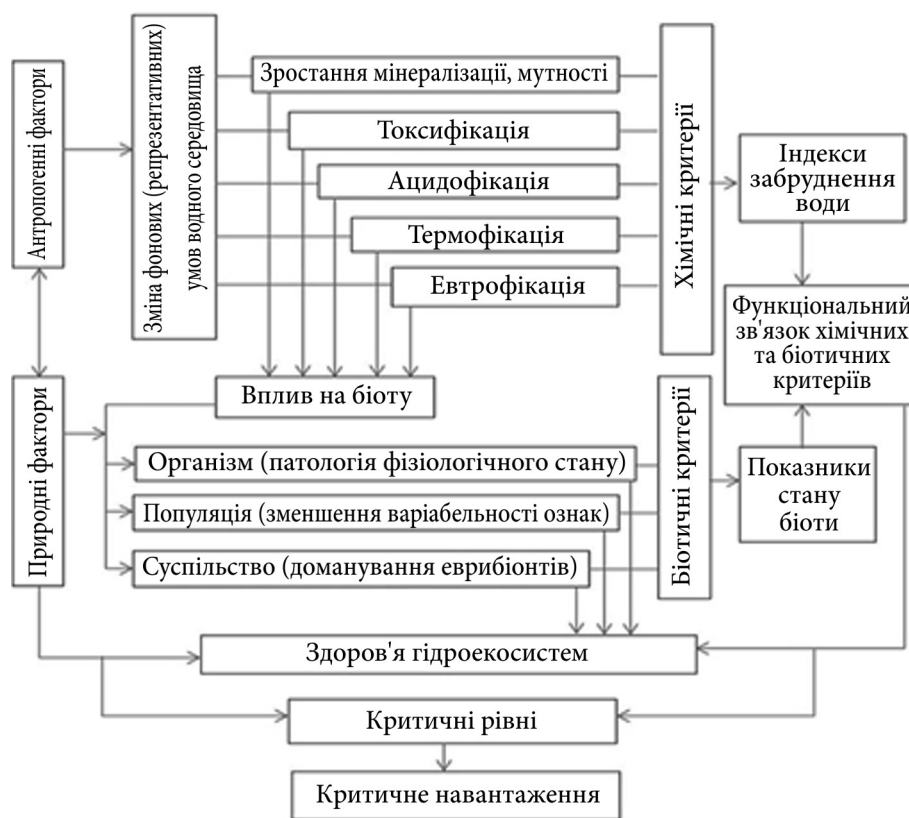


Рис. 1. Блок-схема змісту терміну «здоров'я гідроекосистем» [31]

лад американська система RBP (Rapid Bioassessment Protocols) британська RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System) розроблена в Україні RQBA (River quality & Biodiversity Assessment) та багато інших. Екологічні цілі, що висувуються до поверхневих вод цими програмами, спрямовані на досягнення «доброї» якості води чи «доброго» екологічного стану і саме на цей підхід спираються основні положення Водної Рамкової Директиви ЄС (ВРД).

Безпосередньо, ВРД забезпечує керівництво ведення оцінки, екологічного стану/потенціалу де основним інструментом виступає стан біоти а фізико-хімічні показники враховуються з огляду на важливість їх для біоти та хімічного стану, де основним інструментом виступає рівень вмісту у воді понад 45 пріоритетних забруднювачів, критичні концентрації яких а також їх список підлягають оновленню. При цьому, керівні принципи ВРД не висувують жорстких вимог до вибору біологічних індикаторів в межах окреслених блоків визначених для різних типів водних об'єктів: склад, розповсюдження та біомаса фітопланктону; склад і достатність фітобентосу, склад і достатність іншої водної флори, склад і достатність фауни донних безхребетних, склад, достатність і вікова структу-

ра рибної фауни. Оскільки угруповання водних організмів можуть значно відрізнятися як у різних регіонах, так і у різних типах гідроекосистем, ВРД не надає рекомендацій щодо вибору тих чи інших біотичних індексів які використовуються в практиці санітарно-гідробіологічних досліджень при оцінці якості вод чи екологічного стану, тим більше відсутні рекомендації щодо конкретних видів-індикаторів. Натомість, документ забезпечує настановами щодо аналітичних процедур, які повинні бути використані для моніторингу і оцінки екологічного стану вод з урахуванням регіональних особливостей гідроекосистем.

Деякі системи моніторингу та управління водними ресурсами передбачають більш широкі підходи, які включають оцінку хімічного забруднення донних відкладів, зміни витрат потоку води внаслідок зарегулювання стоку, наявності осушених та перезволожених (заболочених) ділянок, врахування змін у структурі землекористування на водозборі тощо. Біологічна складова при цьому виступає як основний носій інформації про будь-які загрози гідроекосистемам (фізичні, хімічні, біотичні). А поєднання фізико-хімічних та біологічних оцінок передбачає отримання впевненості у об'єктивності діагностики здоров'я гідроекосистем та з'ясування причин його порушення.

Такі системи моніторингу як Environmental Monitoring and Assessment Program (EMAP, 1992), Mid-Atlantic Highlands Assessment (MAHA, 1997), Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (ANZECC and ARMCANZ, 2000), Environment Canada та ін. активно використовують саме термін «здоров'я гідроекосистем» при тривалій дії забруднень води токсичного характеру. Їх програми спостережень включають різні критерії оцінки здоров'я водойм, які структуруються за рівнями біологічної систематизації гідробіонтів: зміни на молекулярно-клітинному рівні; індивідуальні патології; перебудови у популяціях; реорганізація суспільств тощо. При цьому передбачається, що зазначені критерії відображують причинно-наслідкові зв'язки гідроекосистеми за сумісної дії природних та антропогенних факторів.

Наприклад, Керівництво ведення оцінки якості природних вод NRCC (National Research Council of Canada) окреслює три можливі цілі оцінки:

1) оцінка здоров'я гідроекосистеми, що передбачає ефективне (з огляду витрат) визначення масштабів проблеми, яку створюють наявні на водозборі землекористувачі, або дифузні джерела скидів стічних вод. Інструментом скринінгу проблем виступає швидка біологічна оцінка (RBA), наприклад дистанційне зондування, характеристики стану угруповань макрозообентосу тощо;

2) рання діагностика гострих та хронічних змін гідроекосистеми для прогнозування або попередження негативних екологічних ефектів, які створюють наявні точкові джерела забруднень поверхневих вод. Це можуть бути ситуації, коли терміновий хіміко-аналітичний аналіз виявляється достатньо затратним, або ж, коли сама ціль управління тісно пов'язана з превентивним принципом Національної Стратегії екологічно

стійкого розвитку. В таких випадках оцінюються рівні токсичності компонентів гідроекосистеми з використанням біологічних індикаторів різних систематичних груп, як у «гарячих» точках, так і в зонах розбавлення забруднень поверхневими водами;

3) біорізноманіття, яке вважається базовим питанням при оцінках екологічних змін водних об'єктів та відповідає положенням «Конвенції про біологічну різноманітність», прийняту в Ріо-де-Жанейро 5 червня 1992 р., а також прийнятого в рамках Конвенції «Картахенський протокол з біобезпеки». Як правило, такі дослідження входять до програм, що мають національний масштаб та призначені для оцінок всього градієнту екологічних змін. У регіональному масштабі оцінка біорізноманіття зводиться до виявлення організмів-індикаторів, за якими оцінюють ефекти забруднень.

В Україні напрямком впровадження міжнародних екологічних вимог був окреслений Постановою Кабінету Міністрів України від 19.06.1997 р. № 224 «Про заходи щодо поетапного впровадження в Україні вимог директив Європейського Союзу, санітарних, екологічних, ветеринарних, фітосанітарних норм та міжнародних і європейських стандартів». Того ж року набула чинності «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями», розроблена фахівцями ІГБ НАН України, УкрНДІЕП Мінекоресурсів України та УНДІВЕП, згідно «Водного кодексу України» щодо розробки нормативних документів у галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів та зазначеної постанови КМУ, за підтримки гранту, наданого урядом Канади через Міжнародний Центр Досліджень і Розвитку (IDRC). «Методика ...» була погоджена з Держкомгідрометом та Держводгоспом України і довгий час була робочим міжвідомчим нормативним документом, який визначав основні принципи оцінки стану поверхневих вод.

Завдання поступово гармонізувати державну систему моніторингу водних ресурсів відповідно до міжнародних зобов'язань було передбачено і «Концепцією Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства на період до 2020 року», де на період 2016—2020 рр. планувалося «розробити та впровадити нормативи щодо визначення якості води з урахуванням рекомендацій Європейського Союзу».

Останнім часом в Україні іде активна розробка нормативних документів, які мають регламентувати впровадження системи моніторингу водних об'єктів відповідно міжнародних принципів.

Так, 19 вересня 2018 р. вийшла Постанова Кабінету Міністрів України № 578 «Про порядок здійснення державного моніторингу вод», яка набула чинності з 01 січня 2019 р. І хоч в документі термін «здоров'я» зустрічається тільки стосовно окремих водних організмів, а не всієї гідроекосистеми, першим із трьох напрямків ведення державного моніторингу масивів поверхневих вод тут зазначено саме діагностичний моніторинг з пріоритетністю встановлення гідробіологічних параметрів. Зокрема, для річок передбачена оцінка кількісних та якісних характеристик фітопланктону (не менше ніж двічі на рік), мікрофітобентосу, судинних рослин

та донних макробезхребетних. Щоправда, відповідні підходи мають певні особливості для річок різних розмірних категорій, хоч функціональний розмір екосистем вже давно ігнорується в оцінках річкових гідроекосистем [38, 40, 42]. До діагностичного моніторингу озер Постанова вводить додаткові гідробіологічні показники — кількісний та якісний склад популяцій риб (не менше одного разу на рік).

Виконання Угоди про асоціацію з ЄС та надання 23 червня 2022 р. Україні статусу кандидата на вступ до ЄС, у сфері якості води та управління водними ресурсами, передбачає запровадження європейських стандартів та норм. Останні, як відомо, не розглядають природні водойми тільки під кутом їх придатності для забезпечення сучасного рівня суспільного виробництва [23], але явно тяжіють до «водогосподарських одиниць» управління, виокремлюючи так звані «водні тіла», які не є тожданими гідроекосистемі, зі своїми межами та екосистемними функціями.

З іншого боку, в Україні також не існує єдиного рішення, реалізація якого може надати вичерпну характеристику стану гідроекосистеми [4]. Найвні на державному рівні підходи спрямовані на визначення екологічного та хімічного статусів в першу чергу водогосподарських одиниць — «масивів поверхневих вод» — аналогів європейських «водних тіл». До того ж, недосконалість системи державного моніторингу, скорочення її програми та закритість результатів не дозволяють об'єктивно оцінити стан гідроекосистем.

Попри те, що термін «здоров'я гідроекосистем» не знаходить наразі використання в українських нормативно-правових водоохоронних документах, можна стверджувати, що певні концептуальні підходи цього принципу вже закладені [24].

Наукові обґрунтування терміну «здоров'я гідроекосистем»

Аналіз доступних нам літературних даних, що висвітлюють подібні наукові підходи, дозволяє виокремити елементи становлення терміну «здоров'я гідроекосистем», які повною мірою передають його зміст:

1) виявлення несприятливих процесів у водному середовищі (як безпосередніх, так і опосередкованих) та обґрунтування хімічних критеріїв якості води (комплексна факторизація впливу з врахуванням сумарної, синергетичної або антагоністичної дії всіх компонентів);

2) діагностика стану екосистеми та обґрунтування найбільш інформативних біологічних критеріїв, які об'єктивно відображують стан екосистеми (числових значень, що розмежовують «норму і патологію» та визначають поріг незворотних змін);

3) визначення критичних рівнів багатфакторного забруднення вод на підставі доза-ефектних залежностей між якістю водного середовища (за хімічними критеріями) та станом організмів, популяцій та спільнот (за біологічними критеріями).

Ключовим питанням тут є обґрунтування критеріїв оцінки наслідків антропогенних впливів, засноване на пізнанні закономірностей антропо-

генної мінливості біологічних систем, стійкості та механізмів адаптації; визначення «норми і патології» організмів або якісно нових станів угруповань гідробіонтів.

Так, за визначенням науковців США [64] термін «здоров'я гідроекосистем» означає ступінь подібності репрезентативної водойми з еталонною водоймою того ж типу, особливо в аспектах біологічного різноманіття та екологічного функціонування.

Індійські науковці [37] визначають здоров'я гідроекосистем як синтез основних процесів екосистеми водного потоку, характеристика кожного з яких надає уяву про чутливість до дії стресових факторів.

Китайські дослідники розуміють здоров'я гідроекосистем як баланс між антропогенною діяльністю людини та повноцінним функціонуванням водного об'єкту [57]. Подібне означення надає і британський вчений [61], який визначає термін як здатність системи обробляти свої ресурси, вплив на неї багатства видів, а також стійкість системи до зовнішніх впливів.

Аналіз наукових праць вчених пострадянського простору дозволяє окреслити кілька визначень терміну. Так, Т.І. Моїсеєнко, детально проаналізувавши вплив, що чинить кожний окремий фактор на функціонування водойм різних типів, доходить висновку, що «здоров'я гідроекосистеми» — це її збалансоване функціонування за умов пролонгованого впливу слабких доз забруднення та незадовільної якості води [31]. Поняття «здоров'я гідроекосистем» розглядається також як узагальнюючий показник ступеня екологічної сприятливості водойм [13, с. 177], або ж як стійкість гідроекосистем завдяки їх адаптаційній здатності до стресових умов та забезпечення утилізації речовин, що надходять до водойм ззовні [32]. Звертає увагу також і поняття «стійкий розвиток гідроекосистем», в рамках якого розглядається здатність системи підтримувати природне біорізноманіття, структуру та функціонування водних угруповань на фоні збереження якості води [13, с. 69, 51].

Українські наукові праці, що використовують даний термін, поки що небагаточисленні. О.О. Бедункова пропонує використовувати як показник здоров'я гідроекосистеми флюктууючу асиметрію представників біоти [7], показники цитогенетичних порушень риб [8, 9], які окреслює як показники гомеостазу організмів і популяцій [10].

Вітчизняні автори, здебільшого, користуються звичними поняттями та критеріями оцінок стану гідроекосистем. Дехто вважає основним критерієм класи якості поверхневих вод, встановлені за набором гідрохімічних показників, що зводяться до кількісних параметрів оцінки. Інші обмежуються методами біоіндикації або біотестування, які дають якісну характеристику екологічного стану водойм за сумою ознак порушень в підсистемах. Достатньо велику кількість робіт присвячено вивченню видового різноманіття гідробіонтів різних таксономічних груп, де основними критеріями оцінки стану водойм є їх трофність або сапробність. І лише окремі автори акцентують увагу на необхідності інтегральних підходів, які б могли повною мірою надати уявлення про стійкість і ста-

більність гідроекосистем та виявити невідомі фактори середовища, які впливають на їхню біотичну складову [12, 22, 29, 30].

Існує думка, що при дослідженнях гідроекосистем вкрай важливо розрізнити їх нормальний та патологічний стани [11, 53], з якими тісно пов'язана проблема оцінки якості середовища існування гідробіонтів. У таких підходах детально з'ясовано вплив забруднення гідроекосистем на їхню біопродуктивність [14], запропонована оцінка стану гідроекосистем і якості середовища за змінами ентропії системи [15]. Окреслені проблеми оцінки стану гідроекосистем [16, 17] та запропоновані кількісні критерії оцінки стану гідроекосистем та якості середовища існування [18, 19], зокрема, речовинно-енергетичні та інформаційні показники [20]. Запропоновано кількісні підходи до оцінки негативних впливів на гідроекосистему та якість середовища [21], які уможливають кількісну оцінку негативних впливів будь-якої природи (хімічної, фізичної, біотичної тощо).

Отже, хоч термін «здоров'я гідроекосистем» є відносно новим у науці, його суть відображує базові інтегральні складові у функціонуванні екосистем: рівень антропогенного навантаження та відгук, що визначає гомеостаз, продуктивність та різноманіття біотичних елементів.

Сучасні аспекти діагностики здоров'я гідроекосистем

У цілому, підходи, які співставляють умови навколишнього середовища з впливом антропогенної діяльності, щоб одержати інформацію для збалансованого використання та управління водними ресурсами, в якості визначальних характеристик при оцінках стану гідроекосистем передбачають:

- тип гідроекосистеми;
- охоронний статус водного об'єкту;
- цілі проведення оцінки;
- характер стресора чи тиску;
- зосередження чи локалізація негативного чинника/стресора /тиску.

Для звітності процедури оцінок, їх критерії підлягають індексації за шкалою, яка передбачає градацію екологічного стану водного об'єкту та рівні впливу існуючих ефектів. Саме індекси приймаються до уваги зацікавленими сторонами, що дозволяє приймати відповідні управлінські рішення з попередження негативних чинників чи усунення їх наслідків. Крім того, індекси можуть використовуватись для порівняння змін стану гідроекосистем у просторі та часі.

У більшості ранніх наукових робіт, виконаних у розрізі концепції здоров'я гідроекосистем, в якості діагностичних критеріїв пропонувались індекси, встановлені за різними параметрами біотичної складової водного середовища. Детальний аналіз таких підходів, які включають структурні, функціональні та системні аспекти здоров'я гідроекосистем, вже має місце у теоретичних працях науковців [26].

Сучасні ж підходи, що реалізовувалися впродовж останнього десятиліття, можна розділити на дві групи. Підходи першої групи спираються

на прикладні методи, а підходи другої групи на алгоритмізацію множинного набору даних щодо стану компонентів гідроекосистеми та факторів впливу на неї, з наступним представленням просторової варіації здоров'я гідроекосистеми.

Так, у розрізі першої групи для прикладу можна привести дослідження, які оцінюють здоров'я лентичних водних екосистем, засобом вивчення трофічної структури та потоку енергії у них [46, 51]. Автори дослідження стверджують, що аналіз трофічних мереж може надати ключовий інструмент для визначення енергетичного потоку в водоймі, який вони ототожнюють зі здоров'ям гідроекосистеми в цілому.

Ще один енергетичний підхід, у якості індикатору здоров'я гідроекосистем вивчає їх ексергію та еко-ексергію [37]. Основна увага тут приділяється типу стресу, якому піддається водойма. Автори дослідження, визначивши чимало описових індексів екосистеми, в тому числі індекси домінування, співвідношення первинної продукції до загальної біомаси, коефіцієнти дихання та співвідношення детритофагів і фітофагів та ін., прийшли висновку, що в штучній водоймі більш вагоме значення для здоров'я гідроекосистеми має сценарій розвитку іхтіофауни, порівняно зі сценаріями розвитку автотрофів.

Серед підходів другої групи, для прикладу варто навести дослідження, в яких уся множина індикаторів, у тому числі цілісності екосистеми (фізичне середовище існування, кількість та якість води, водної флори та фауни) та неекологічних показників (соціальні послуги) була зведена до гібридної структури прийняття рішень для визначення рівня здоров'я озера [69]. Автори дослідження вважають, що використаний ними алгоритм інтеграції нечіткої хмари Піфагора (PFC) та моделі TOPSIS виключає недоліки існуючих методів та забезпечує більш ефективний підхід для оцінок здоров'я гідроекосистем з нечіткістю та випадковістю.

Серед підходів обох груп, зустрічаються також дослідження, коли в якості індикаторів пропонуються зміни екосистемних послуг водного об'єкта. При цьому, змістове розуміння здоров'я гідроекосистем окреслюється поняттям екологічного статусу об'єкту, який також передбачає інтегральну характеристику фізичних та хімічних параметрів водного середовища поряд із відгуком біологічної складової екосистеми на антропогенний вплив [45].

Обговорення та висновки

Існує декілька цілісних і міждисциплінарних підходів до розуміння здоров'я. Наразі є три найбільш впливові концепції One Health, EcoHealth і Planetary Health. Ці підходи можуть здаватися синонімами, оскільки всі вони просувають головну ідею — що люди, тварини, біотичні угруповання і екосистеми живуть на одній планеті, мають одні й ті ж проблеми [55].

Проте по суті це три принципово різних бачення. One Health головним чином, об'єднує охорону здоров'я та ветеринарію [49].

Однак також може розглядати екосистемні проблеми через призму медицини [54].

В одному з ключових документів комісії з Planetary Health йдеться, що це досягнення найвищого досяжного рівня здоров'я, благополуччя і справедливості в усьому світі завдяки розумній увазі до людських систем — політичних, економічних і соціальних, які формують майбутнє людства і природних систем Землі, які визначають безпечні екологічні межі, в яких людство може процвітати (planetary health is the achievement of the highest attainable standard of health, well-being, and equity worldwide through judicious attention to the human systems — political, economic, and social — that shape the future of humanity and the Earth's natural systems that define the safe environmental limits within which humanity can flourish) [68]. З цього випливає, що Концепція Планетарного здоров'я в першу чергу зосереджена на здоров'ї людини.

Спочатку підхід був орієнтований на біорізноманіття з акцентом на те, що живі істоти, включаючи одноклітинні організми, мають однакову цінність і мають бути захищені. Потім він був трансформований Уолтнер-Тейвсом, який вказує на «стійке здоров'я і благополуччя людей і тварин за допомогою більш здорових екосистем» [67].

Провідним журналом з теоретичних питань в рамках даного підходу є журнал EсоHealth.

Становлення терміну «здоров'я гідроекосистеми» проходить саме в межах концепції EсоHealth та має помітну послідовність розвитку та вдосконалення розуміння його змісту. Варто відзначити, що переважною більшістю авторів це поняття нерозривно пов'язано також з розвитком концепції критичних навантажень та процедурами нормування потоку забруднюючих речовин у поверхневій воді, водночас осторонь уваги лишаються інші типи антропогенного навантаження та суто природні збурюючі чинники. Практично поза увагою дослідників лишаються також градації «здоров'я гідроекосистеми» — тобто принципи класифікації станів.

Таким чином, всі розглянуті в даній роботі аргументи дозволяють означити термін «здоров'я гідроекосистеми» наступною дефініцією: це інтегральна характеристика стану, характеру речовинно-енергетичних і інформаційних процесів, а також стійкості до збурюючих чинників певної гідроекосистеми обраного масштабу. Іншими словами тільки та екосистема може вважатися здоровою, яка має добрий стан, збалансовані та стабільно-циклічні речовинно-енергетичні і інформаційні процеси, а також спроможність зберігати основні структурно-функціональні характеристики при дії збурюючих чинників.

Як будь яка характеристика, стан «здоров'я гідроекосистеми» може і повинен бути класифікованим. Насьогодні зазвичай описується 4—6 класів в градієнті від «відмінне здоров'я» до «смерть екосистеми» при цьому в доступній нам літературі ми не знайшли чітких принципів та методів проведення такої класифікації. Концептуально вона могла б базуватися на принципах компаративної оцінки, як це прийнято для класифікації

екологічного стану/потенціалу масивів поверхневих вод, але це тема окремого дослідження.

Важливо зазначити, що хоч поняття «здоров'я екосистеми» близьке до понять «екологічний стан» та «стан благополуччя екосистеми», проте відрізняється від них кількома особливостями: 1) обов'язковою відсутністю процесів, які можуть в майбутньому призвести до зниження стану благополуччя; 2) склад та структура екосистеми забезпечують оптимальний режим її функціонування, критерієм якого є ефективність трансформації речовини і енергії та відповідна інформаційна структура, яка це забезпечує; 3) підтримання відповідного рівня гомеостазу та енантіостазу; 4) належний рівень пружної та резистентної стійкості як екосистеми в цілому, так і основних її компонентів до збурюючих чинників (хімічних, фізичних, механічних тощо). При цьому оцінку пружної стійкості варто здійснювати за максимальним відхиленням параметрів системи при дії збурюючого чинника, після припинення дії якого система здатна повернутися до вихідного стану, та за часом, який на це потрібний. А одним з показників резистентної стійкості є, зокрема, буферна ємність екосистеми до забруднення, а загалом — максимальна сила збурюючого чинника, яка не виводить гідроекосистему зі стану рівноваги; 5) мінімальними екологічними ризиками.

Отже, використання терміну «здоров'я гідроекосистеми» розширює теоретичну основу для появи нових методів і засобів діагностики (оцінки) екологічного стану водойм, а як напрямок розвитку світової концепції критичних навантажень — вдосконалює процедуру нормування як потоку забруднюючих речовин у водні об'єкти, так й інших антропогенних навантажень.

Цінність же методів оперативної діагностики полягає у їх відносній простоті, швидкості виконання, можливості проведення досліджень у польових умовах, а найголовніше — оперативності, чутливості й показовості при виявленні комбінованих ефектів забруднень та з'ясуванні як еколого-токсикологічних характеристик досліджуваних гідроекосистем, так і рівня антропогенного навантаження на них в цілому.

Таким чином, запропонована нами дефініція терміну та змісту поняття «здоров'я гідроекосистеми» враховує всі вище проаналізовані підходи та уперше, на відміну від розглянутих визначень, включає його вичерпну характеристику. Очевидно, що застосування у вітчизняній практиці оцінки здоров'я гідроекосистем за аналогією проаналізованих нами підходів сприятиме вдосконаленню системи біомоніторингу водних об'єктів та відповідності водної та екологічної політики України до загальноєвропейського та світового рівнів.

Список використаної літератури

1. Афанасьев С.А. Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидроекосистем в мониторинге рек Украины. *Гидробиол. журн.* 2001. Т. 35, № 5. С. 3—18.
2. Афанасьев С.О. Структура біоти річкових систем як показник їх екологічного стану: автореф. дис. ... докт. біол. наук. Київ, 2011. 37 с.

3. Афанасьев С.О. Проблемы і розвиток досліджень екологічного стану гідроекосистем України в аспекті імплементації директив ЄС в галузі довкілля. *Гідробиол. журн.* 2018. Т. 54, № 6. С. 3—17.
4. Афанасьев С.О. Біоіндикація екологічного стану річкових систем України в аспекті імплементації директив ЄС у галузі довкілля (стенограма наукової доповіді на засіданні Президії НАН України 13 лютого 2019 р.). *Вісн. Нац. академії наук України.* 2019. № 4. С. 23—31.
5. Афанасьев С.А., Байчоров В.М., Гигиняк Ю.Г. и др. Гидробиологическая характеристика и оценка экологического статуса трансграничных водотоков Сож-Деснянского междуречья. *Гидробиол. журн.* 2015. Т. 51, № 3. С. 48—58.
6. Афанасьев С.А., Гродзинский М.Д. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты. Київ : АйБи, 2004. 59 с.
7. Бедункова О.А. Флуктуирующая асимметрия биоты как показатель «здоровья» экосистемы бассейна реки Стыр в пределах украинской части водосбора. *Проблемы сохранения биологического разнообразия и использования биологических ресурсов* : материалы III-ей Междунар. науч.-практ. конф., посвященной 110-летию со дня рождения академика Н.В. Смольского. (г. Минск, 7—9 окт. 2015 г.). Минск, 2015. С. 40—44.
8. Бедункова О.О. Гомеостаз риб як інструмент оцінки критичних навантажень на гідроекосистему малої річки. *Гідробиол. журн.* 2016. Т. 52, № 3. С. 26—34.
9. Бедункова О.О. Методика проведення інтегральної діагностики «здоров'я» річкових гідроекосистем за цитогенетичним гомеостазом риб (експрес *MN-тест*). Рівне : НУВГП, 2016. 31 с.
10. Бедункова О.О. Показники гомеостазу організмів і популяцій у комплексній оцінці стану гідро екосистем: автореф. дис. ... докт. біол. наук. Чернівці, 2018. 47 с.
11. Брагинский Л. П. Теоретические аспекты проблем «нормы и патологии» в водной токсикологии. *Теоретические вопросы водной токсикологии* : материалы 3-го сов.-американского симпозиума. Ленинград : Наука, 1981. С. 29—40.
12. Васенко О.Г., Міланіч Г.Ю., Жук В.М. Огляд сучасного стану малих річок України та першочергові заходи їх оздоровлення і більш оптимального водогосподарського використання. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки* : зб. наук. пр. УкрНДІЕП, ХНУ імені В.Н. Каразіна. Харків : ФОП Столярова І.М., 2017. Вип. 39. С. 53—71.
13. Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов : материалы Объединённого пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии (г. Москва, 30 марта 2011 г.) / Отв. ред. Павлов Д.С., Розенберг Г.С., Шатуновский М.И. Москва : Тов-во науч. изданий КМК, 2011. 196 с.
14. Гандзюра В.П. Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами. Київ : Обрії, 2002. 248 с.
15. Гандзюра В.П. Оценка состояния гидроэкосистем, качества среды обитания и экотоксикологических эффектов по изменениям энтропии системы. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Серія: Біологія. Спец. Випуск: Гідроекологія.* 2015. № 3—4 (64). С. 112—116.
16. Гандзюра В.П., Гандзюра Л.А. Подходы к оценке качества вод и состояния экосистем в условиях антропогенной загрузки : Материалы III Междунар. конф. Борок, Россия, 2008. С. 36—41.
17. Гандзюра В.П., Гандзюра Л.О. Проблеми оцінки якості середовища і стану гідро екосистем. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія.* 2008. Т. 15. С. 132—141.
18. Гандзюра В.П., Гандзюра Л.О. Кількісні критерії оцінки стану екосистем і якості середовища. II Всеукр. з'їзд екологів з міжнародною участю. (м. Вінниця, 23—26 вер. 2009). Зб. наук. статей. Вінниця, 2009. С. 198—202.

19. Гандзюра В.П., Гандзюра Л.О. Оцінка стану екосистем, якості середовища існування гідробіонтів та ступеня їх адаптованості. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія*. 2010. № 2 (43). С. 71—75.
20. Гандзюра В.П., Гандзюра Л.А., Корево Н.И. Вещественно-энергетические и информационные критерии состояния благополучия особи, популяции, сообщества и экосистемы. *Проблемы патологии, иммунологии и охраны здоровья рыб и других гидробионтов*: расширенные материалы IV Междунар. конф. (Борок, 24—27 сент. 2015 г.). РАН, Федер. агентство науч. орг. России, ФГБУН Ин-т биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН. / Под ред. В.Р. Микрякова, Е.А. Криксунова, Д.В. Микрякова. Ярославль : Филигрань, 2015. С. 494—502.
21. Гандзюра В.П., Грубінко В.В. Концепція шкодочинності в екології. Київ — Тернопіль : Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. 144 с.
22. Гандзюра В.П., Клименко М.О., Бедункова О.О. Біосистеми в токсичному середовищі : монографія. Рівне : НУВГП, 2021. 261 с.
23. Гребін В.В., Мокін В.Б., Крижановський Є.М., Афанасьєв С.О. Оптимізація гідрографічного та водогосподарського районування України відповідно до світових підходів та вимог Водної Рамкової Директиви ЄС. *Гідробіол. журн.* 2016. Т. 52, № 3. С. 85—97.
24. Д'яков А.С., Кияк Т.Р., Куделько З.Б. Основи терміноутворення: семантичні та соціолінгвістичні аспекти. Київ : KM Academia, 2000. 218 с.
25. Захаров В.М. Здоровье среды: концепция. Москва : Центр экологической политики России, 2000. 30 с.
26. Зилов Е.А. Возможность использования целевых функций для оценки «здоровья» водных экологических систем: эксэргия. *Сиб. экол. журн.* 2006. № 3. С. 269—284.
27. Клименко М.О., Бедункова О.О. Поняття «здоров'я гідроекосистем» в розрізі світової концепції «критичних навантажень». Наукова термінологія нового століття: теоретичні і прикладні виміри : зб. наук. праць / Відп. ред. Л.Д. Малевич. Рівне : НУВГП, 2016. С. 218—222.
28. Клименко М.О., Герасимчук З.В., Клименко Л.В. Розвитологія: Підручник. Херсон : Олді-плюс, 2015. 286 с.
29. Клименко М.О., Пилипенко Ю.В., Бедункова О.О. Огляд підходів до оцінювання «здоров'я» гідроекосистем за показниками гомеостазу риб. *Вісн. Дніпропетр. ун-ту. Біологія, екологія*. Дніпропетровськ. 2016. № 24 (1). С. 61—71.
30. Крайнюков О.М., Деменко А.В. Дослідження актуальності використання мікроядерного тесту для захисту водної екосистеми від впливу небезпечних хімічних речовин. *Екологічні науки*. 2020. № 3 (30). С. 131—137.
31. Моисеенко Т.И. Концепция «здоровья» экосистемы в оценке качества вод. *Экология*. 2008. № 6. С. 411—419.
32. Розенберг Г.С., Рянский Ф.Н. Теоретическая и прикладная экология: Учеб. пособие. Нижневартовск : НГПИ, 2004. 294 с.
33. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. 2003. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
34. Attrill M.J., Depledge M.H. Community and population indicators of ecosystem health: targeting links between levels of biological organization. *Aquat. Toxicol.* 1997. Vol. 38. P. 183—197.
35. Afanasyev S., Lyashenko A., Iarochevitch A. et al. Pressures and impacts on ecological status of surface water bodies in Ukrainian part of the Danube River basin. 2020. doi:10.1007/978-3-030-37242-2_16.
36. Bănăduc D., Curtean-Bănăduc A., Cianfaglione K. et al. Proposed environmental risk management elements in a carpathian valley basin, within the roșia montană european historical mining area. *Intern. J. Environ. Res. and Public Health*. 2021. Vol. 18 (9). 4565. 15 p.

37. Banerjee A., Chakrabarty M., Rakshit N. et al. Indicators and assessment of ecosystem health of Bakreswar Reservoir, India: An approach through network analysis. *Ecol. Indicators*. 2017. Vol. 80. P. 163—173.
38. Bunn S.E., Davies P.M., Mosisc T.D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology*. 1999. Vol. 41, N 2. P. 333—345.
39. Deng X., Xu Y., Han L. et al. Assessment of river health based on an improved entropy-based fuzzy matter-element model in the Taihu Plain China. *Ecol. Indicators*. 2015. Vol. 57. P. 85—95.
40. Elozegi A., Sabater S. Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: A review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia*. 2013. Vol. 712(1). P. 129—143.
41. Fei Xu, Zhifeng Yang, Bin Chen, Yanwei Zhao. Development of a structurally dynamic model for ecosystem health prognosis of Baiyangdian Lake, China. *Ecol. Indicators*. 2013. Vol. 29. P. 398—410.
42. Elozegi A., Gessner M.O., Young R.G. River doctors: Learning from medicine to improve ecosystem management. *Sci. Total Environ*. 2017. Vol. 595. P. 294—302.
43. Gangi D., Frau D., Drozd A.A. et al. Integrating field and satellite monitoring for assessing environmental risk associated with bacteria in recreational waters of a large reservoir. 2021. *Ibid*. P. 151—714.
44. Gilvear D.J., Spray C.J., Casas-Mulet R. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *J. Environ. Manage*. 2013. Vol. 126. P. 30—43.
45. Grizzetti B., Lique C., Pistocchi A. et al. Relationship between ecological conditions and ecosystem services in European rivers, lakes and coastal waters. 2019. *Sci. Total Environ*. Vol. 671. P. 452—465.
46. Han J.-H., Kumar H.K., Lee J.H. et al. Integrative trophic network assessments of a lentic ecosystem by key ecological approaches of water chemistry, trophic guilds, and ecosystem health assessments along with an ECOPATH model. *Ecol. Modelling*. 2019. Vol. 222(19). P. 3457—3472.
47. Haskei I.B., Nortnatt B.G., Comanza R. What is ecosystem health and why should we worry about it? Island Press, Washington, DC. 1992. P. 3—20.
48. Hawkes H.A. River zonation and classification / Ed. by B.A. Whitton. River ecology. Studies in ecology, Vol. 2. University of California Press, Berkeley, California. 1975. P. 312—374.
49. Jenkins E.J., Simon A., Bachand N., Stephen C. Wildlife parasites in a one health world. *Trends Parasitol*. 2015. Vol. 31 (5). P.174—180.
50. Karr J.R. Biological monitoring and environmental assessment: A conceptual framework. *Environ. Management*. 1987. Vol. 11. P. 249—256.
51. Karr J.R., Chu E.W. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*. 2000. Vol. 422/423. P. 1—14.
52. Knoben R.A.E., Ross van Orischot M.C.M. UN/ECE task force on monitoring and assessment. Vol. 3: Biological assessment methods for watercourses. RIZA rep.nr.: 95.066. Lelystad, 1995. 86 p.
53. Kruse M. Ecosystem health indicators. Encyclopedia of Ecology. (Second Edition). 2019. N 1. P. 407—414.
54. Lerner H., Berg C. The concept of health in One Health and some practical implications for research and education: what is One Health? *Infect. Ecol. Epidemiol*. 2015. 5: 25300. 8 p.
55. Lerner H., Berg C. A comparison of three holistic approaches to health: One health, ecohealth, and planetary health. *Frontiers in Veterinary Science*. 2017. 4 (SEP), art. no. 163.
56. Louvar J.T., Louvar B.D. Health and environment risk analysis. Fundamentals and applications. New Jersey: Prentice Hall PTR, 1998. 678 p.

57. Luo Z., Zuo Q., Shao Q. A new framework for assessing river ecosystem health with consideration of human service demand. *Sci. Total Environ.* 2018. Vol. 1 (640—641). P. 442—453.
58. Lü D., Lü Y. Spatiotemporal variability of water ecosystem services can be effectively quantified by a composite indicator approach. *Ecol. Indicators.* 2021. Vol. 130. 108061. 6 p.
59. Mateus M., Campuzano F.J. The DPSIR framework applied to the integrated management of coastal areas. In book: Perspectives on integrated coastal zone management in South America / Ed. by R. Neves, J.W. Baretta, M. Mateus. IST Press. 620 p.
60. Meyer J.L., Edwards R.T. Ecosystem metabolism and turnover of organic carbon along a black water river continuum. *Ecology.* 1990. Vol. 71. P. 668—677.
61. Reynolds C.S. Planktic community assembly in flowing water and the ecosystem health of rivers. *Ecol. Modelling.* 2003. Vol. 160 (3). P. 191—203.
62. Romanenko V.D., Afanas'yev S.A., Yuryshynets V.I. Development of the hydroecological studies in Ukraine in view of the European water policy. *Hydrobiol. J.* 2009. Vol. 45, N 2. P. 3—12.
63. Romanenko V.D., Liashenko A.V., Afanasyev S.A., Zorina-Sakharova, Y.Y. Biological indication of ecological status of the water bodies within Kiev city boundaries. *Hydrobiol. J.* 2010. Vol. 46, N 4. P. 3—24.
64. Shofield N.J., Davies P.E. Measuring the health of our rivers. *Water (AWWA).* 1996. Vol. 23. P. 39—43.
65. Suter G.W. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environ. Toxicol. Chem.* 1993. Vol. 12. P. 1533—1539.
66. Ulanowicz R.E., Puccia, C.J. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses.* 1990. Vol. 5. P. 7—16.
67. Waltner-Toews D. Eco-Health: a primer for veterinarians. *Can. Vet. J.* 2009. Vol. 50. P. 519—521.
68. Whitmee S., Haines A., Beyrer C. et al. Safeguarding human health in the Anthropocene epoch: report of the Rockefeller Foundation-Lancet Commission on planetary health. *Lancet.* 2015. Vol. 386. P. 1973—2028.
69. Zhang Z., Liu Y., Li Y. et al. Lake ecosystem health assessment using a novel hybrid decision-making framework in the Nam Co, Qinghai-Tibet Plateau. *Sci. Total Environ.* 2022. Vol. 808. 152087. 19 p.

Надійшла 08.09.2022

V.P. *Gandziura*, Dr. Sc. (Biol.), Professor, Professor,
Taras Shevchenko National University of Kyiv
Volodymyrska st., 60, Kyiv, 01033, Ukraine,
e-mail: gandzyura@gmail.com
ORCID 0000-0001-9192-7423

S. O. *Afanasyev*, Dr. Sc. (Biol.), Professor, NAS Corresp. member,
Director, Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: safanasyev@ukr.net
ORCID 0000-0002-5247-3542

O.O. *Biedunkova*, Dr. Sc. (Biol.), Assoc. Professor, Professor,
National University of Water and Environmental Engineering,
Soborna st., 11, Rivne, 33028, Rivne, Ukraine
e-mail: bedunkovaolga@gmail.com
ORCID 0000-0003-4356-4124

THE CONCEPT OF HYDROECOSYSTEMS HEALTH (A REVIEW)

A comprehensive analysis of the concept of «hydroecosystems health» was carried out, various views on this concept were considered from the standpoint of modern approaches to assessing the state of natural water bodies. The use of this concept is analyzed both in world monitoring programs and in domestic legal documents related to the protection and management of water resources. The evolution of the concept of «health of hydroecosystems» and the search for indicators of its diagnostics are shown. The generalization of the analyzed information allowed the authors to propose an original definition of the concept of «health of hydroecosystems», including all its aspects.

Keywords: *hydroecosystems health, anthropogenic load, toxicity, pollution, monitoring, sustainability, disturbing factor.*

УДК 574.583(282.247.324)

Ю.Ф. ГРОМОВА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: yulia.gromova@gmail.com
Гельмгольц-Центр екологічних досліджень — UFZ,
Брюкштрассе 3а, 39114 Магдебург, Німеччина
e-mail: yuliia.hromova@ufz.de
ORCID 0000-0003-4684-6864

І.І. АБРАМ'ЮК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: abrmyk@yahoo.com
ORCID 0000-0002-9998-362X

ЗОО- ТА ІХТІОПЛАНКТОН ЗАРОСТЕЙ ВОДНИХ РОСЛИН ТА ПРИЛЕГЛИХ ДІЛЯНОК ЛІТОРАЛІ ВОДОЙМ РІЗНОГО ТИПУ ПОНИЗЗЯ р. ДЕСНИ

Дослідження зоо- та іхтіопланктону в літоральній зоні водойм різного типу пониззя р. Десни показали значні відмінності в угрупованнях заростей водних рослин та прилеглих ділянках чистоводдя. Складна структура середовища, що створювалась водною рослинністю, забезпечувала більше таксономічне багатство, чисельність і біомасу угруповань зоопланктону порівняно з відкритим мілководдям, в тому числі на початку літа, в період найбільшого розвитку іхтіопланктону, що свідчить про достатню кормову базу. Найбільші кількісні параметри зоопланктону були характерні для багатовидових заростей заплавної водойми, особливо в лентичних умовах, на відміну від невеликих одновидових заростей русла р. Десни, розвиток яких був лімітований високою швидкістю течії. Іхтіопланктон також надавав перевагу заростям водних рослин. Його найбільші видове багатство, кількісний розвиток та представленість розмірно-вікових груп спостерігались у заростях напівпроточної заплавної водойми, гідравлічно пов'язаної з руслом.

Ключові слова: зоопланктон, іхтіопланктон, літораль, зарості водних рослин, ріка, заплавні водойми.

Зарості водних рослин, з їхньою різноманітною структурою можуть збільшувати різноманіття біотопів, забезпечувати доступність кормових ресурсів, зменшувати швидкість течії, створюючи укриття для різних угруповань, таких як зоо- та іхтіопланктон. З іншого боку, зарості можуть

Ц и т у в а н н я: Громова Ю.Ф., Абрам'юк І.І. Зоо- та іхтіопланктон заростей водних рослин та прилеглих ділянок літоралі водойм різного типу пониззя р. Десни. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 6. С. 21—40.

сприяти збільшенню кількості хижаків, якими для зоопланктону є макробезхребетні, дрібні риби та їхні личинки [18, 20, 21, 26 та ін.]. Макрофіти можуть чинити токсичну дію на планктон через виділення метаболітів, викликати різко виражені добові зміни вмісту кисню, дефіцит кисню, створювати конкуренцію за ресурс для асоційованих із заростями фільтраторів тощо [5, 12, 30 та ін.].

Переважає більшість досліджень свідчить про те, що зарості водних рослин сприяють розвитку зоопланктонних угруповань завдяки формуванню складної структури середовища [17, 18, 28 та ін.], хоча є і протилежні дані [32]. Структурованість середовища, що створюється заростями водних рослин різного морфотипу та щільності, впливає на структуру і кількісні параметри зоопланктону [3, 12, 23, 32]. Показано більший розвиток зоопланктону в занурених макрофітах, з більш розсіченим листям та більшою щільністю заростей [1, 3, 14, 17 та ін.].

Розподіл риб впродовж сезону змінюється, як і надання ними переваги різним біотопам, залежно від виду та віку. Личинки риб (іхтіопланктон), аналогічно водним безхребетним, використовують структурованість літоральної зони як рефугіум та місце живлення. Свідчення про особливості поширення риб у заростях дозволяють припустити, що щільні занурені макрофіти забезпечують простір для зоопланктону без хижаків [19, 28].

Складність взаємовідносин в угрупованнях заростей та на їхній межі обумовлює необхідність досліджень різних біотичних груп у взаємозв'язку. Мета даної роботи — визначити склад, кількісний розвиток, структуру зоо- та іхтіопланктону заростей водних рослин та прилеглих ділянок відкритої літорали у водоймах різного типу пониззя р. Десни.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили на ділянці нижньої течії рівнинної р. Десна, що має розвинену систему заплавних водойм, в районі с. Вища Дубечня. Беручи до уваги те, що розвиток угруповань гідробіонтів у заростях в значній мірі залежить від морфотипу та щільності водної рослинності [3, 12 та ін.], які можуть змінюватись в ході сезонної сукцесії, дослідження проводили в різні місяці літньо-осіннього періоду (червень, липень, серпень, жовтень) 2017 р. Було обрано три найбільш поширені типи водойм з різними умовами проточності: русло, напівпроточна заплавна водойма (рукав) і непроточна заплавна водойма (озеро). Русло р. Десни досліджували на ділянці нижче впадіння правого рукава (50°728335"N, 30°689702"E). В якості напівпроточної заплавної водойми було обрано правий рукав р. Десни, що протікає між селами Пірнове і В. Дубечня, в його нижній ділянці (50°728940"N, 30°689444"E). Гідравлічний зв'язок рукава з руслом порушувався під час літньої межени. Модельним об'єктом непроточної заплавної водойми, гідравлічний зв'язок якої з руслом втрачено, слугувало заплавне озеро Вовче Гирло (50°41'53.3"N 30°42'00.7"E).

Дослідження проводили в літоральній зоні водойм у двох біотопах: у заростях водних рослин (переважно, макрофітів) та на відкритому мілко-

водді (чистоводді) поряд із заростями. Для відбору проб у заростях водних рослин було обрано характерні рослинні асоціації досліджуваних ділянок водойм: зарості з переважанням сусаку в руслі та багатовидові змішані зарості — в рукаві та озері (опис нижче).

Проби відбирали двохлітровим кухлем з глибини приблизно 30 см від поверхні, профільтровуючи 30—50 л води крізь планктонну сітку Апштейна (розмір вічка 76 мкм) та фіксували формаліном. Опрацьовували матеріал згідно стандартним гідробіологічним методикам [7]. Личинки риб, виявлені в пробах зоопланктону, визначали під бінокуляром МБС-9 за визначниками [2, 6, 8, 29]. Довжину вимірювали за допомогою міліметрового паперу з точністю до 0,5 мм, масу — на торсійних вагах Techniprot WT 1000 з точністю до 1 мг. Періоди та етапи розвитку риб визначали за загальноприйнятою системою [2]. Таксономію і номенклатуру риб у статті наведено згідно [8].

Розрахунок кількісних параметрів зоопланктону здійснювали за допомогою програмного пакету WaCo [11]. При описанні таксономічного складу зоопланктону використовували термін НІТ — нижчий ідентифікований таксон. До рангу виду було визначено 85 % НІТ. До складу комплексу домінуючих таксонів зоопланктону включали такі, що складала ≥ 50 % від загальної деструкції угруповання, оскільки цей показник враховує роль чисельності і біомаси.

Вимірювання фізичних параметрів води здійснювали згідно [7]. За період досліджень температура води у заростях водних рослин була подібною або вище, ніж на відкритому мілководді. Найбільша різниця між температурою води у заростях і на чистоводді складала 4 °C (табл. 1).

Результати досліджень

Водна рослинність. Характер заростання водойм пониззя р. Десни впродовж вегетаційного періоду визначається перш за все умовами проточності. Так, в руслі річки, для якого характерна достатньо висока швидкість течії (див. табл. 1), прибережна водна рослинність була дуже бідною. В місцях дослідження на піщано-мулистому дні спостерігались вузькі прибережні плями (1—2 м²) сусака зонтичного (*Butomus umbellatus* L.), між стеблами якого іноді знаходились рідкі гілки куширу зануреного (*Ceratophyllum demersum* Linnaeus), рдесників (*Potamogeton* sp.), ряски малої (*Lemna minor* L.) і триборознистої (*Lemna trisulca* L.).

Рукав р. Десни із замуленим дном в районі впадіння в основне русло на початку літа був приблизно на 20 % зарослий макрофітами. В період межені зона заростання збільшувалась у бік звуження протоки біля впадіння у русло. На відміну від руслової станції, тут розвивались рослини з плаваючим на воді листям — глечики жовті (*Nuphar lutea* L. & Smith), між яким знаходились синузії ряски малої і триборознистої. У водній товщі спостерігались скупчення куширу зануреного, рдесників, водопериці колосистої (*Myriophyllum spicatum* L.) та нитчастих водоростей. Прибережна смуга, завширшки близько одного метра, була вкрита поясом земно-

водних рослин, серед яких домінували їжача голівка (*Sparganium* sp.) та сусак зонтичний.

Прибережна смуга заплавного оз. Вовче Гирло була на 1,5—2,0 м заросла рослинами-гелофітами, що вкривали приблизно 10 % водної поверхні. Зустрічались мітлиця повзуча (*Agrostis stolonifera* L.), лепешняк великий (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb.), їжача голівка, очерет озерний (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), стрілиця звичайна (*Sagittaria sagittifolia* L.), водяний жовтець плаваючий (*Batrachium fluitans* (Lam.) Wimm.). Вздовж поясу гелофітних рослин розташовувався пояс рослин з плаваючим на воді листям, завширшки 1,5 м, з домінуванням латаття білого (*Nymphaea alba* L.). Жабурник звичайний (*Hydrocharis morsus-ranae* L.) та глечики жовті відмічались поодинокі. Спостерігались скупчення ряски малої і триборознистої, куширу зануреного, нитчастих водоростей та, одиночно, сальвінія плаваюча (*Salvinia natans* (L.) All.). Глибина складала 2,5—3,0 м. Мулисте дно було повністю вкрите зануреною рослинністю, серед якої переважав кушир занурений, виявлені поодинокі розетки водяного різаку звичайного (*Stratiotes aloides* L.).

В рукаві та озері зарості водних рослин досягали найбільшої щільності в середині та наприкінці вегетаційного періоду, в руслі — починали вегетувати пізніше і суттєво не ущільнювались. Восени в заростях спостерігались частково сухі стебла повітряно-водних рослин, між якими занурена рослинність була розріджена або відсутня. В цей період в озері

Таблиця 1

Температура води (t), глибина (h) та швидкість течії (V) в літоральній зоні водойм різного типу пониззя р. Десни в різні місяці 2017 р.

Водойми	Місяці	Зарості		Чистоводдя		
		t , °C	h , м	t , °C	h , м	V , м/с
Русло	VI	22,0	0,3	22,0	0,8	0,38
	VII	22,7	0,3	22,7	0,8	0,2
	VIII	22,0	0,3	22,0	0,8	0,33
	X	11,0	0,2	10,0	0,8	0,28
Рукав	VI	22,0	0,5	22,0	0,8	0,14
	VII	28,0	1,0	24,0	0,8	0
	VIII	23,0	0,8	23,0	0,5	0,05
	X	10,2	0,6	10,0	0,8	0,04
Озеро	VI	23,5	1,5	23,5	1,5	0
	VII	23,0	1,5	23,0	1,2	0
	VIII	21,5	0,8	21,5	0,8	0
	X	10,0	0,8	10,0	0,8	0

найпоширенішими були зарості рогозу широколистого (*Typha latifolia* L.).

Зоопланктон. У період досліджень таксономічне багатство зоопланктону заростей водних рослин у водоймах різного типу складало 87 НІТ (Rotifera — 36, Cladocera — 33, Copepoda — 18), відкритого мілководдя — 74 НІТ (відповідно 36, 26, 12). У заростях русла і рукава кількість таксонів зоопланктону в цілому була більша за чистоводні ділянки, тоді як в озері різниця була несуттєва. В обох біотопах різних типів водойм за кількістю таксонів переважали коловертки або/і гіллястовусі ракоподібні. Таксономічне багатство зоопланктону в літоральних біотопах озера перевищувало відповідні значення в руслі і рукаві (табл. 2).

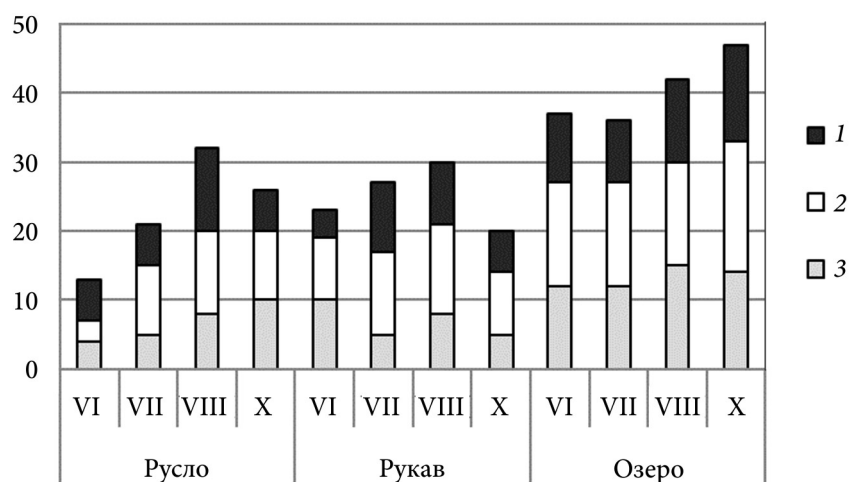
Для динаміки таксономічного багатства зоопланктону в заростях водних рослин впродовж літньо-осіннього періоду в руслі і рукаві було характерне зростання до кінця літа, в озері — аж до осені. Співвідношення таксономічних груп зоопланктону за кількістю НІТ в руслі та в першу половину літа в рукаві було не стабільне, тоді як в озері майже не змінювалось (рис. 1, а). Для динаміки таксономічного багатства зоопланктону на чистоводді було характерне чергування підйомів і спадів. В рукаві і озері найбільша кількість таксонів відмічалась у липні, в руслі — у серпні. Мінімум таксономічного багатства спостерігалось у період літньої межени (серпень) в рукаві, коли відбулось його обміління і втрата зв'язку з руслом. В руслі і рукаві частка коловерток зменшувалась після весняно-літньої повені, при цьому в руслі вона знову дещо зростала в період літньо-осінньої межени. В озері таксономічна структура помітно не змінювалась протягом всього літньо-осіннього періоду (рис. 1, б).

Кластерний аналіз подібності складу літорального зоопланктону досліджуваних водойм виявив максимальну спільність зоопланктону в озері між зарослими і прилеглими до них чистоводними ділянками, що може бути обумовлено відсутністю різкої зміни умов існування для зоопланктону на межі із заростями в лентичних умовах. Чистоводні ділянки проточних водойм (русло, рукав) були більш подібні за складом зоопланктону, ніж сусідні ділянки заростей і чистоводдя в кожній водоймі (рис. 2).

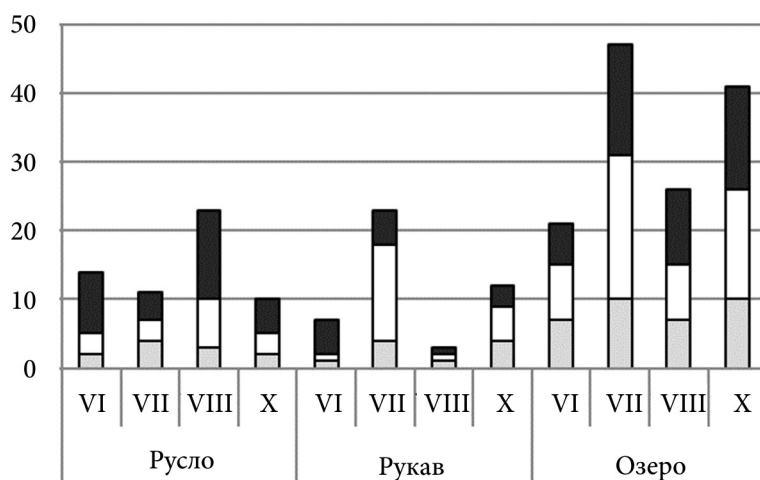
Таблиця 2

Кількість НІТ зоопланктону в літоралі русла, рукава і заплавного озера р. Десни біля с. В. Дубечня в літньо-осінній період 2017 р.

Водойми	Біотопи	Rotifera	Cladocera	Copepoda	Загалом
Русло	Зарості	15	21	12	48
	Чистоводдя	18	15	4	37
Рукав	Зарості	18	22	11	51
	Чистоводдя	10	15	6	31
Озеро	Зарості	25	25	17	67
	Чистоводдя	31	26	12	69



а



б

Рис. 1. Динаміка НІТ-багатства зоопланктону у водоймах різного типу пониззя р. Десни в заростях (а) і на чистоводді (б) в літньо-осінній період 2017 р.: 1 — Rotifera; 2 — Cladocera; 3 — Copepoda

Серед виявлених таксонів зоопланктону в середньому 62 % (від 39 до 76 % у водоймах різного типу) були спільними для обох біотопів (рис. 3). Наявність значної частки спільних видів у різних біотопах пояснюється їхнім існуванням у гідродинамічному середовищі, евритопністю деяких видів, міграціями. У проточних водоймах фітофільні види зоопланктону більш інтенсивно вимиваються із заростей, завдяки чому вони часто рееструються на чистоводді, тоді як пелагічні види зустрічаються у заростях. В літоралі лентичних водойм пелагічні представники зоопланктону також мають тенденцію у денний час залишати відкриту воду, концентру-

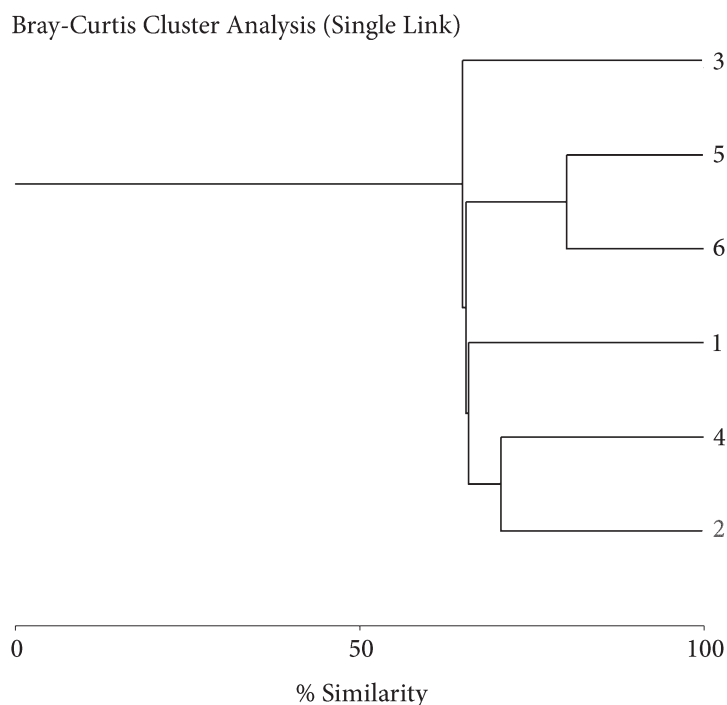


Рис. 2. Кластер подібності таксономічного складу зоопланктону в літоральній зоні водойм різного типу пониззя р. Десни з урахуванням різних біотопів у літньо-осінній період 2017 р.: 1 — зарості, русло; 2 — чистоводдя, русло; 3 — зарості, рукав; 4 — чистоводдя, рукав; 5 — зарості, озеро; 6 — чистоводдя, озеро

ючись в або біля заростей [24, 31 та ін.]. Ймовірно тому найбільша частка спільних таксонів у біотопах заростей і чистоводдя була характерна для озера (76 %).

Загалом, у заростях найчастіше зустрічались особини ювенільних стадій копепод (100 % трапляння), *Eucyclops serrulatus* (Fisch.), *Harpacticoida* gen. sp. (90—100 %), *Sida crystallina* (O.F. Müll.), *Simocephalus vetulus* (O.F. Müll.), *Acroperus harpae* (Baird), *Euchlanis dilatata* Ehrb., *Euchlanis deflexa* (Gosse) (80—90 %), *Eucyclops macrurus* (Sars), *Chydorus sphaericus* (O.F. Müll.) (70—80 %), *Macrocyclus albidus* (Jur.), *Graptoleberis testudinaria* (Fisch.), *Bdelloida* gen. sp. (60—70 %), *Pseudochydorus globosus* (Baird), *Pleuroxus trigonellus* (O.F. Müll.), *Coronatella rectangula* (Sars), *Scapholeberis mucronata* (O.F. Müll.), *Mesocyclops leuckarti* (Claus) (50—60 %). Третина цих таксонів часто траплялась і на чистоводді. Так, найбільша частота трапляння на чистоводді була характерна для особин ювенільних стадій копепод (80—100 %), *E. dilatata* (60—80 %), *C. sphaericus*, *E. deflexa*, *Synchaeta* sp., *Thermocyclops oithonoides* (Sars), *Alonella nana* (Baird), *Bosmina longirostris* (O.F. Müll.), *Ceriodaphnia quadrangula* (O.F. Müll.), *G. testudinaria*, *S. crystallina* (50—60 %).

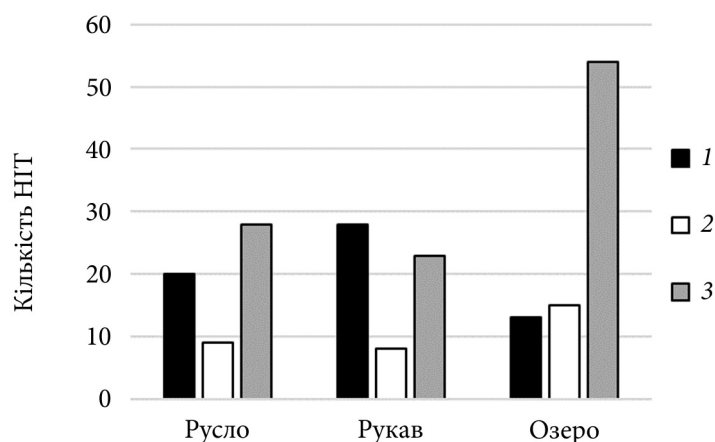


Рис. 3. Кількість НІТ зоопланктону, виявлених у заростях водних рослин (1), на чистоводді (2) та в обох біотопах (3) водойм різного типу пониззя р. Десни в літньо-осінній період 2017 р.

Склад домінуючих НІТ зоопланктону в літоральній зоні досліджених водойм був достатньо мінливим. В заростях русла на початку і наприкінці вегетативного періоду головну роль відігравали коловертки р. *Euchlanis*, в середині літа — ракоподібні *S. crystallina* та *E. serrulatus*. В заростях рукава і озера впродовж вегетаційного періоду домінували планктонні ракоподібні, серед яких в період найбільшої вегетації були характерними *S. vetulus* (рукав) та *C. quadrangula* (озеро). Фітофільні види, що розвивались у заростях водних рослин, часто розповсюджувались на сусідні ділянки відкритої літоралі, особливо в періоди найбільшої вегетації. До складу комплексів домінуючих видів на ділянках відкритого мілководдя також входили пелагічні види (*Bosmina longirostris* (O.F. Müll.), *Keratella quadrata* (Müll.), *Asplanchna priodonta* Gosse). Особини ювенільних стадій копепод мали більше значення на чистоводних ділянках. Найбільш постійний склад домінантів впродовж вегетаційного періоду був характерний для заростей озера (табл. 3).

Кількісний розвиток зоопланктону помітно різнився залежно від типу водойми, біотопу та сезону. Найменші значення чисельності та біомаси угруповань спостерігались у руслі, найбільші — в озері, значно коливались по місяцях в рукаві. В заростях водойм різного типу чисельність і біомаса зоопланктону, як правило, були вищими ніж на чистоводді на один—чотири порядки, іноді різниця була не суттєва. Оскільки руслова прибережна рослинність починає розвиватись пізніше через високу швидкість течії в руслі, рясність зоопланктону в заростях русла на початку літа перевищувала таку на чистоводді тільки в два рази. Також відмічено невисокий кількісний розвиток зоопланктону між листям глечиків жовтих в рукаві восени. При цьому в заростях повітряно-водної і зануреної рослинності в руслі та озері показники кількісного розвитку

зоопланктону були високими навіть наприкінці вегетаційного сезону. Зокрема, біомаса зоопланктону в заростях озера у жовтні досягала 23,02 г/м³. Найбільшого кількісного розвитку зоопланктон в руслових заростях досягав наприкінці літа, в рукаві — в середині літа; в озері високі значення показників рясності спостерігались протягом всього вегетаційного періоду (рис. 4).

Для сезонної динаміки таксономічної структури зоопланктону в руслі р. Десни був характерний більший розвиток ротаторного комплексу на початку і наприкінці вегетаційного сезону. Так, на початку літа, коли водна рослинність була менш розвинена, частка коловерток у заростях (86 % чисельності та 54 % біомаси зоопланктону) була близькою до такої на чистоводді (64 і 56 % відповідно). В середині літа як на чистоводді, так і у заростях літоральної зони русла головну роль в чисельності зоопланктону відігравали веслоногі (65—72 %), а в біомасі — гіллястовусі рако-

Таблиця 3

Домінуючі таксони зоопланктону в літоральній зоні водойм різного типу пониззя р. Десни в літньо-осінній період 2017 р.

Водойми	Місяці	Заросле мілководдя	Відкрите мілководдя
Русло	VI	<i>Euchlanis dilatata</i> , <i>Euchlanis deflexa</i> , Nauplii Copepoda	Nauplii Copepoda, <i>Keratella quadrata</i>
	VII	<i>Eucyclops serrulatus</i> , Cyclopoida juv.	<i>Simocephalus vetulus</i> , Cyclopoida juv.
	VIII	<i>Sida crystallina</i> , <i>Euchlanis deflexa</i>	Nauplii Copepoda, <i>Sida crystallina</i>
	X	<i>Euchlanis deflexa</i> , <i>Eucyclops serrulatus</i>	<i>Asplanchna priodonta</i> , <i>Acroperus harpae</i>
Рукав	VI	<i>Macrocyclus albidus</i> , <i>Eurycercus lamellatus</i>	<i>Bosmina longirostris</i>
	VII	<i>Simocephalus vetulus</i>	<i>Simocephalus vetulus</i> , Nauplii Copepoda, <i>Sida crystallina</i>
	VIII	<i>Simocephalus vetulus</i> , <i>Acroperus harpae</i>	<i>Graptoleberis testudinaria</i>
	X	<i>Acroperus harpae</i> , <i>Eucyclops macrurus</i> , Cyclopoida juv.	<i>Eurycercus lamellatus</i>
Озеро	VI	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>
	VII	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	Nauplii Copepoda, Cyclopoida juv., <i>Ceriodaphnia quadrangula</i>
	VIII	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> , <i>Sida crystallina</i>	Cyclopoida juv.
	X	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	<i>Perachanta truncata</i> , <i>Euchlanis deflexa</i> , <i>Acroperus harpae</i> , <i>Eurycercus lamellatus</i> , <i>Ceriodaphnia quadrangula</i>

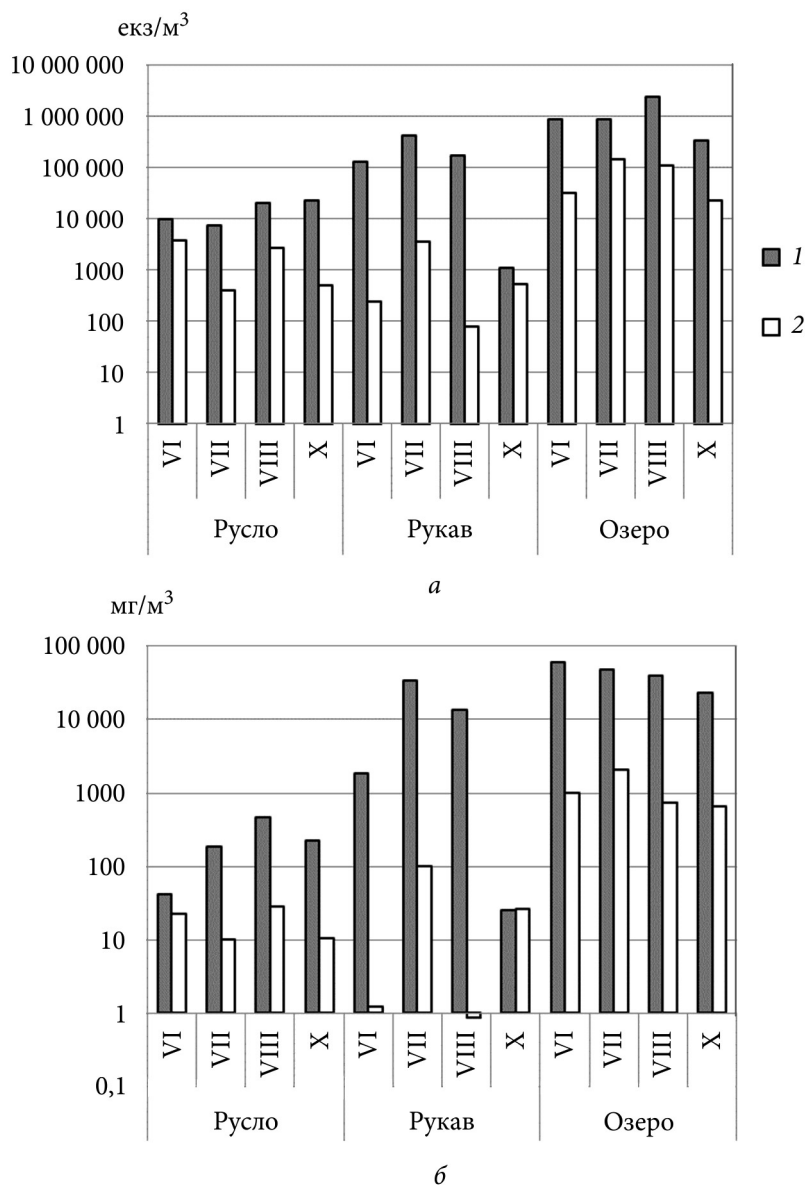


Рис. 4. Динаміка чисельності (а) і біомаси (б) зоопланктону в заростях водних рослин (1) та чистоводді (2) водойм пониззя р. Десни в літньо-осінній період 2017 р.

подібні (63—80 %). Наприкінці літа частка коловороток знову почала зростати і восени досягла 32 % чисельності і 47 % біомаси зоопланктону на чистоводді та відповідно 76 і 41 % — у заростях (рис. 5).

В зоопланктоні рукава частка коловороток, як і в руслі, була значною на початку літа — 66,7 % чисельності і 38,7 % біомаси зоопланктону на чистоводді та відповідно 86,0 і 12,8% — у заростях, наприкінці літа і восени їхня частка зростала незначно. В середині і наприкінці вегетаційного

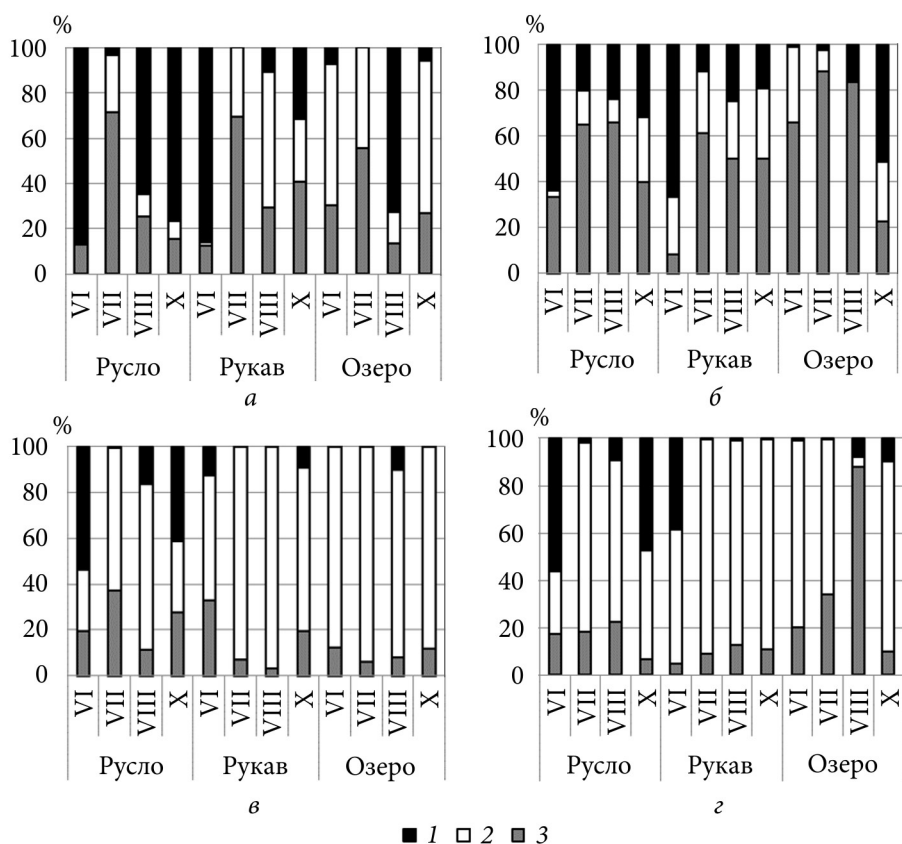


Рис. 5. Співвідношення таксономічних груп зоопланктону за чисельністю (а, б) і біомасою (в, г) в заростях (а, в) і чистоводді (б, г) водойм різного типу пониззя р. Десни в різні місяці 2017 р.: 1 — Rotifera; 2 — Cladocera; 3 — Copepoda

періоду основну роль відігравали веслоногі (до 70 % чисельності) і гіллястовусі ракоподібні (до 97 % біомаси зоопланктону).

В заростях озера, як правило, переважали гіллястовусі ракоподібні (45—77 % чисельності і 82—94 % біомаси зоопланктону), в серпні багаточисельними були коловертки (73 %). На чистоводних ділянках протягом літа найбільш багаточисельними були веслоногі ракоподібні (66—88 %), восени — коловертки (51 %), за біомасою в основному переважали гіллястовусі (65—80 %), в серпні — веслоногі ракоподібні (88 %) (див. рис. 5).

Трофічна структура зоопланктону найпомітніше відрізнялась за сезонами. Так, влітку спостерігалось переважання нанопланкто- і альгофагів у руслі, нанопланкто- і детритофагів — у рукаві і нанопланктофагів — в озері. Восени значно збільшилась частка детрито- і еврифагів (рис. 6).

Іхтіопланктон. Іхтіопланктон у літоралі досліджених водойм був представлений сімома видами, що складають 25 % видового складу риб, виявлених в гирловій ділянці р. Десни за період з 2014 по 2021 рр., та 15 % сучасного видового складу басейну річки [10]. Виявлені види належать до

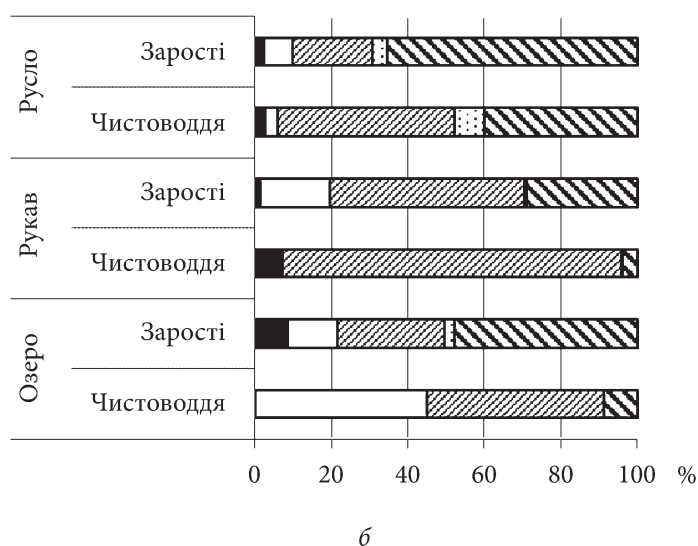
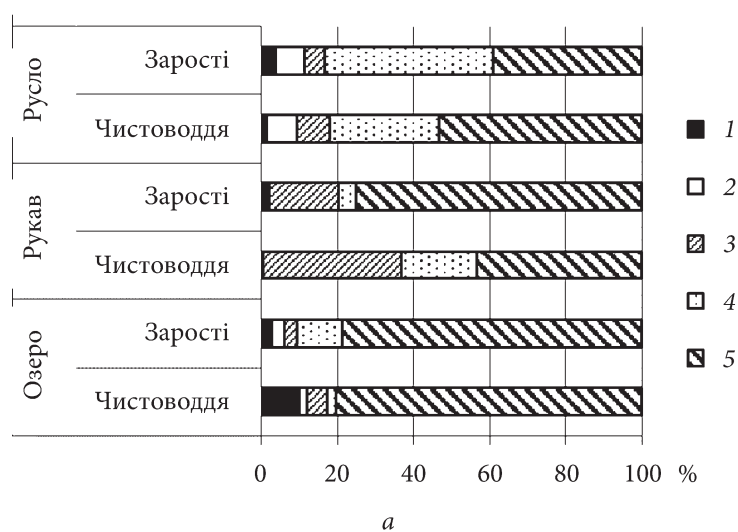


Рис. 6. Співвідношення трофічних груп зоопланктону за біомасою в літоралі водойм різного типу пониззя р. Десни в літній період (а) і восени (б) 2017 р.: 1 — хижаки; 2 — еврифаги; 3 — детритофаги; 4 — альгофаги; 5 — нанопланктофаги

двох родин. Родина Cyprinidae була представлена шістьма видами: лящ звичайний *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), верховодка звичайна *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758), плоскирка європейська *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758), краснопірка звичайна *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), гірчак європейський *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782), плітка звичайна *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758). Родина Gobiidae була представлена бичком-пісочником *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814). Треба зауважити, що планктонну стадію їхнього розвитку підтверджують результати вимірювання довжини тіла. Середня довжина тіла різних видів складала 6—

15 мм, плоскирки — до 20 мм (табл. 4). Доведено, що молодь окуня переходить у нектон при довжині тіла близько 22 мм, верховодки — 15 мм [16]. На вказаних стадіях розвитку всі виявлені риби — планктофаги, крім бичка-пісочника, який знаходився на стадії жовткового міхура.

Найбільше видове багатство (сім видів) і кількісний розвиток було відмічено в заростях рукава р. Десни на початку літа, коли чисельність досягала 3762 екз/м³, а біомаса — 66,14 г/м³. Чисельно переважали гірчак — 43 % (етапи розвитку личинки E, D2, F), верховодка — 27 % (D1, C2, C1) та плітка — 24 % (E, F, C2, G) (див. табл. 4). Личинки інших видів за чисельністю розподілялись наступним чином: лящ та бичок — по 2 %, плоскирка та краснопірка — по 1 %. За біомасою переважали личинки гірчака — 53 % та плітки — 39 %. Частка верховодки у біомасі складала 5 %, ляща — 2 %, інших видів — менше 1 %. Наявність значної кількості мальків риб у пробах зоопланктону дозволяє припустити, що ці види добре віднерестились цього року. Слід зауважити, що домінування гірчака та верховодки було показано дослідженнями іхтіофауни старичної частини пониззя Десни в 2014—2021 рр. і серед молоді риб [10].

В середині і наприкінці літа іхтіопланктон в рукаві не було виявлено, за винятком одного екземпляру плоскирки. В озері іхтіопланктон зустрічався як в заростях, так і на чистоводді на початку і в середині літа, але в меншій кількості — від одиничних екземплярів личинок верховодки і краснопірки на чистоводді до 266 екз/м³ і 2,17 г/м³ личинок краснопірки у заростях (етапи розвитку личинки D1, D2, F). В самому руслі в період досліджень личинок риб не було виявлено.

Загалом іхтіопланктон прибережних ділянок заплавної водойми р. Десни був представлений личинками, що знаходились на різних етапах розвитку — від жовткового міхура до етапу G. Серед найбільш масових видів у заростях рукава в середині червня гірчак був представлений майже в рівній кількості етапами розвитку E, D2 і F. Личинки верховодки переважно були на етапі розвитку D1 і C2, плітки — E і F. В заростях озера в середині липня переважали личинки краснопірки етапу розвитку D1 (табл. 5).

Обговорення результатів досліджень

Гетерогенність літоральної зони водойм, яка забезпечується добре розвиненою водною рослинністю, є одним з головних факторів, що визначають розвиток планктонних угруповань [3, 25]. В літоральній зоні водойми пониззя р. Десни розвиток зоо- та іхтіопланктону помітно відрізнявся як між заростями водних рослин і чистоводдям, так і у водоймах різного типу, характер заростання яких різнився залежно від умов проточності. Зміни в угрупованнях планктону простежувались також в ході сезонної сукцесії водних рослин.

Таксономічне багатство зоопланктону в заростях було вищим, ніж на чистоводді у 83 % випадків. В середньому кількість НІТ зоопланктону в заростях перевищувала таку на чистоводді в руслі, рукаві та озері відповідно в 1,3, 2,5 і 3,8 разів. Середнє таксономічне багатство зоопланкто-

Таблиця 4
Розмірно-вікова та кількісна характеристика іхтіопланктону в лігоралі заплавлених водоемів р. Десни влітку 2017 р.

Водойми	Місяці	Біотопи	Види	Етапи розвитку личинки	Довжина тіла, мм	Кількість, екз/м ³	Маса, г/м ³
Рукав	VI	Зарості	<i>Abramis brama</i> (L.)	D2	12,0±0	66	1,07
			<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	C1	7,0±0,5	66	0,10
				C2	8,38±0,12	433	1,20
				D1	9,0±0,06	533	1,93
			<i>Blicca bjoerkna</i> (L.)	C2	7,5	33*	0,07
			<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	D2	10,0	33*	0,33
			<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pall.)	—	6,0±0,5	66	0,20
			<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch)	D2	9,45±0,2	533	6,37
				E	11,10±0,15	600	12,87
				F	12,40±0,16	500	15,93
Озеро	VIII VI VII	Чистоводдя Зарості	<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	D2	9,25±0,25	66	0,40
				E	12,75±0,13	400	9,87
				F	13,83±0,15	400	14,17
			<i>Blicca bjoerkna</i> (L.)	G	15,00	33*	1,63
			<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	G	20,00	20*	2,54
				C1	6,00	20*	0,02
			<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	D1	9,10±0,10	166	1,17

Продовження табл. 4

Водойми	Місяці	Біотопи	Види	Етапи розвитку личинки	Довжина тіла, мм	Кількість, екз/м ³	Маса, г/м ³
		Чистоводдя	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	D2 F E	9,83±0,17 13,50 12,50	100 66 20*	1,00 2,07 0,56

* Виловлена в одному екземплярі; ** личинка з жовтковим міхуром.

ну в пробі з заростей складало $29,8 \pm 3,9$ НІТ. Кількість НІТ літорального зоопланктону в пробах чистоводдя в середньому дорівнювала $19,8 \pm 3,9$, що можна порівняти з НІТ-багатством зоопланктону в медіалі річки на цій ділянці, яке, за нашими даними, складало $18,3 \pm 3,4$ [13]. Кількість таксонів зоопланктону в заростях збільшувалась по мірі збільшення щільності заростання впродовж вегетаційного періоду. В руслі через високу швидкість течії прибережні зарості формувались повільніше, відповідно зростання кількості НІТ зоопланктону в заростях порівняно з чистоводдям відбувалось тільки в липні, тоді як в озері і рукаві зростання таксонічного багатства було зафіксовано в червні. Наприкінці вегетаційного періоду НІТ-багатство в заростях лотичних водойм зменшувалось, тоді як в лентичній водоймі навіть збільшилось, досягнувши максимуму (див. рис 1).

Зоопланктон заростей водойм різного типу був значно багатше прилеглих ділянок чистоводдя за кількісними характеристиками (див. рис. 4). Різниця в чисельності і біомасі зоопланктону між заростями і чистоводдям досягала двох порядків в руслі та озері і чотирьох порядків — в рукаві, де гідрологічні умови впродовж вегетаційного періоду були найбільш динамічні (коливання рівня води, обміління в літню межень) [27]. Чистоводні ділянки літоралі в руслі і рукаві характеризувались подібним кількісним розвитком зоопланктону, який був на два—три порядки нижче, ніж на чистоводних ділянках літоралі озера. Слід зазначити, що значення показників рясності зоопланктону на прилеглих до заростей чистоводних ділянках літоралі русла і рукава в цілому не перевищували рівня кількісного розвитку зоопланктону, характерного для річки на цій ділянці. За даними 2000—2014 рр., чисельність і біомаса зоопланктону в гирловій ділянці р. Десни змінювалась в межах $1,0$ — $73,0$ тис. екз/м³ та $0,1$ — $1,67$ г/м³ [4], що загалом відповідає даним попередніх років [9, 15]. Різке зменшення кількісного розвитку зоопланктону на межі із заростями дозволяє припустити, що перехідна зона між зоопланктонними угрупованнями заростей і

чистоводдя дуже вузька, її неможливо виявити стандартними методами відбору проб.

Кількісний розвиток заростевого зоопланктону збільшувався в ряду русло — рукав — озеро, тобто по мірі зменшення проточності водойми. При цьому кількісний розвиток зоопланктону в заростях рукава був більшим, ніж на ділянках відкритого мілководдя в озері, що також свідчить про переважну роль структурованості середовища, що створює водна рослинність, для розвитку зоопланктону. Порівняно низький кількісний розвиток зоопланктону в заростях русла був обумовлений їхнім скудним розвитком в умовах високої швидкості течії.

Сезонна динаміка кількісного розвитку зоопланктону в заростях залежала від сезонних особливостей розвитку рослинності у водоймах різного типу. Збільшення кількісних показників зоопланктону в заростях русла відбувалось до кінця літа разом з повільним розвитком водних рослин в умовах високої швидкості течії в річці. В рукаві показники рясності зоопланктону досягали максимуму в середині літа, а в озері — вже на початку літа. В озері зарості водних рослин восени зберігались порівняно довше, що пояснює високий кількісний розвиток зоопланктону в них в середині осені.

Подібність видового складу зоопланктону двох літоральних біотопів була достатньо високою, а домінантні комплекси чистоводної літоралі переважно складались з видів, асоційованих із заростями водних рослин, що, вірогідно, пов'язано з вимиванням та міграціями. Подібність структури домінування зоопланктону зарослої і відкритої літоралі збільшувалась при уповільненні течії або в лентичних умовах, що свідчило про розширення контактної зони між двома біотопами. Так, на початку літа в

Таблиця 5

Вікова структура іхтіопланктону в прибережних заростях заплавної водойми пониззя р. Десни влітку 2017 р.

Водойми	Види	Доля личинок різних етапів в іхтіопланкtonі, %									
		Жовт-ковий міхур	C1	C2	D1	D2	E	F	G		
Рукав**	Ляц	100	6	42	52	100					
	Верховодка										
	Плоскирка					100*					
	Краснопірка							100*			
	Бичок										
	Гірчак								32	37	31
Озеро***	Плітка					8	44	44	4		
	Краснопірка				50	30		20			

* Виловлена в одному екземплярі; ** середина червня; *** середина липня.

озері угруповання з домінуванням *C. quadrangula* поширювалось на сусідню чистоводну ділянку (див. табл. 3), при цьому його кількісні характеристики значно зменшувались (див. рис. 4).

Структура домінування в угрупованнях зоопланктону переважно достатньо швидко змінювалась впродовж вегетаційного сезону, особливо на чистоводних ділянках та в заростях русла. В заростях рукава угруповання з домінування *S. vetulus* розвивалось з середини до кінця літа. В озері угруповання з домінуванням *C. quadrangula* розвивалось впродовж усього літа і до середини осені.

Літоральна зона водойм є місцем скупчення молоді риб, яка часто відіграє ключову роль в розподілі та структурі зоопланктону [5, 22 та ін.]. В літоральній зоні заплавних водойм пониззя р. Десни іхтіопланктон надавав перевагу заростям водних рослин. В період максимального розвитку іхтіопланктону в заростях рукава р. Десни на початку літа показники рясності зоопланктону були відносно невисокі, що може бути результатом виїдання мальками риб, переважна більшість яких була на стадії розвитку личинки E, F і D2. Найбільш масовий вид у заростях рукава — *S. vetulus* та інші види планктонних ракоподібних в цей період були нечисленні, на відміну від дрібних форм коловерток. Це дозволяє припустити більш інтенсивне виїдання рибами гіллястовусих ракоподібних *S. vetulus*, кількість яких різко збільшилась при зменшенні пресу з боку риб в середині літа. В озері в період більшого розвитку іхтіопланктону (липень) також спостерігалась тенденція до зменшення біомаси зоопланктону порівняно з попереднім місяцем. Однак незважаючи на переважне скупчення іхтіопланктону в заростях водних рослин, показники кількісного розвитку зоопланктону в заростях значно перевищували такі на чистоводді, що свідчить про переважну роль середовища, що створює водна рослинність, для розвитку зоопланктону, ніж пресу з боку іхтіопланктону та інших хижаків, а також про достатню кормову базу для них.

Висновки

Дослідження зоо- та іхтіопланктону в літоральній зоні водойм різного типу пониззя р. Десни показали, що в заростях водних рослин формуються угруповання з переважно більшим таксономічним багатством і значно більшим кількісним розвитком, ніж в прилеглих ділянках чистоводдя, що свідчить про першорядне значення середовища, створеного рослинністю, для розвитку зоопланктону, ніж пресу з боку личинок риб та інших факторів.

Найбільшого кількісного розвитку зоопланктон досягав в багатовидових заростях заплавних водойм, особливо в лентичних умовах, на відміну від невеликих одновидових заростей русла р. Десни, розвиток яких був лімітований високою швидкістю течії. Високий рівень кількісного розвитку зоопланктону в заростях водних рослин у водоймах пониззя р. Десни, а також переважне домінування за біомасою великих форм гіллястовусих ракоподібних, свідчить про достатню кормову базу для розвитку іхтіопланктону.

Зарості водних рослин створювали умови для підтримання високого таксономічного багатства і кількісного розвитку зоопланктону протягом всього вегетаційного періоду, а також восени при наявності навіть напівсухих заростей повітряно-водних рослин. При цьому структура домінування в угрупованнях зоопланктону переважно достатньо швидко змінювалась. Більш стабільні угруповання формувались в заростях заплавного озера з домінуванням *Ceriodaphnia quadrangula* та рукава з домінуванням *Simocephalus vetulus*. Вплив угруповання заростей на чистоводні ділянки простежувався через присутність у домінантних комплексах чистоводдя видів, асоційованих із заростями водних рослин. В іхтіопланктоні, який досягав найбільшого кількісного розвитку в заростях рукава р. Десни на початку літа, домінували гірчак — 1633 екз/м³ (етапи розвитку личинок D2, E, F), верховодка — 1032 екз/м³ (C1, C2, D1) та плітка — 899 екз/м³ (C2, E, F, G). Зниження кількісного розвитку зоопланктону, особливо *S. vetulus*, в цей період свідчить про вірогідне його виїдання мальками риб.

Незважаючи на існування тісного взаємозв'язку між зоопланктоном заростей та прилеглими ділянками відкритої літоралі (близькість, водообмін, міграції), наявність значних відмінностей в розподілі і структурі угруповань дозволяє припустити існування дуже вузької перехідної зони (екотону) між ними.

Список використаної літератури

1. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ / Л.Н. Зимбалева, П.Г. Сухойван, М.И. Черногоренко и др. Киев : Наук. думка, 1989. 242 с.
2. Васнецов В.В. Этапы развития костистых рыб. *Очерки по общим вопросам ихтиологии*. Москва. 1952. С. 207—217.
3. Гаврилко Д.Е., Кудрин И.А., Ручкин Д.С., Шурганова Г.В. Влияние высших водных растений на структуру сообществ зоопланктона малой реки (на примере реки Вьюница г. Нижнего Новгорода). *Актуальные проблемы планктонологии* : материалы III Междунар. конф. Калининград : АтлантНИРО, 2018. С. 47—50.
4. Гулейкова Л.В. Особливості формування потамопланктону річкових екотонів. *Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 2015. Т 64, № 3—4. С. 156—159.
5. Зоопланктон литоральной зоны озер разного типа / В.П. Семенченко, В.И. Разлуцкий, Ж.Ф. Бусева, А.Л. Палаш. Минск : Беларус. навука, 2013. 172 с.
6. Коблицкая А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. Москва : Лег. и пищ. пром-сть, 1981. 208 с.
7. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. Київ : Логос, 2006. 408 с.
8. Мовчан Ю.В. Рыбы Украины (визначник-довідник). Київ : Золоті ворота, 2011. 444 с.
9. Поливанна М.Ф. Зоопланктон Десни / Десна в межах України. Київ : Наук. думка, 1964. С. 70—160.
10. Причепя М. В., Гупало О. О., Абрам'юк І. І. Особливості видового складу іхтіофауни пониззя річки Десни : III Міжнар. наук.-прак. конф. «Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів» (25—27 жовт. 2021 р., м. Київ, Україна). Київ, 2021. С. 42—45.
11. Протасов А.А., Синицина О.О., Коломиец А.В. Использование программного пакета WaCo (Water Communities) для обработки гидробиологических проб и создания баз данных по зоологии и альгологии (FoxPro). *Информационно-поисковые*

системи в зоології і ботаниці: Тез. докл. междунар. симп. Тр. ЗИН РАН, 1999. Т. 278. С. 132.

12. Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. Факторы, определяющие суточное распределение и перемещения зоопланктона в литоральной зоне пресноводных озер. *Журн. Сибир. федерал. ун-та. Биология*. 2009. № 2. С. 191—225.

13. Серета Т.М., Громова Ю.Ф. Апробація методичних підходів до вивчення планктосток у в гирловій ділянці річки Десни в системі рипаль — медіаль. *Екологічні науки*. 2020. Т. 31, № 4. С. 116—119.

14. Структура и сукцессии литоральных биоценозов днепровских водохранилищ / Л.Н. Зимбалевская, Ю.В. Плигин, Л.А. Хороших и др. Киев : Наук. думка, 1987. 204 с.

15. Шевцова Л.В., Гулейкова Л.В. Многолетняя динамика зоопланктона р. Десны. *Гидробиол. журн.* 2005. Т. 41, № 2. С. 3—16.

16. Abramiuk I.I., Afanasyev S.A. Swimming performance of juveniles of some freshwater fishes as index of transition to nekton mode of life. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 51, N 4. P. 36—42.

17. Cazzanelli M., Warming T.P., Christoffersen K.S. Emergent and floating-leaved macrophytes as refuge for zooplankton in a eutrophic temperate lake without submerged vegetation. *Hydrobiologia*. 2008. Vol. 605. P. 113—122.

18. Choi J.Y., Jeong K.S., Kim S.K. et al. Role of macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of South Korea. *Ecol. Informatics Elsevier*. 2014. Vol. 24. P. 177—185.

19. Cunha E.R., Winemiller K.O., da Silva J.C. et al. α and β diversity of fishes in relation to a gradient of habitat structural complexity supports the role of environmental filtering in community assembly. *Aquat. Sci.* 2019. Vol. 81. P. 38.

20. Deosti S., de Fatima Bomfim F., Lansac-Toha F.M. et al. Zooplankton taxonomic and functional structure is determined by macrophytes and fish predation in a Neotropical river. *Hydrobiologia*. 2021. Vol. 848, N 7. P. 1—16.

21. Gonzalez S., de Los Angeles M., Balseiro E. et al. Macrophytes as refuge or risky area for zooplankton: a balance set by littoral predacious macroinvertebrates. *Freshwat. Biol.* 2009. Vol. 54 N 5. P. 1042—1053.

22. Jeppesen E., Lauridsen T.L., Kairesalo T., Perrow M.R. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes / The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Ecological studies (analysis and synthesis) / Ed. by Jeppesen E., Søndergaard M., Søndergaard M., Christoffersen K. New York : Springer, 1998. Vol. 131. P. 91—114.

23. Kuczynska-Kippen N., Nagengast B. The influence of the spatial structure of hydromacrophytes and differentiating habitat on the structure of rotifer and cladoceran communities. *Hydrobiologia*. 2006. Vol. 559, N 1. P. 203—212.

24. Lauridsen T.L., Buenk I. Diel changes in the horizontal distribution of zooplankton in the littoral zone of two shallow eutrophic lakes. *Arch. Hydrobiol.* 1996. Vol. 137. P. 161—176.

25. Lemly A.D., Dimmick J.F. Structure and dynamics of zooplankton communities in the littoral zone of some North Carolina lakes. *Hydrobiologia*. 1982. Vol. 88. P. 299—307.

26. Sagrario G., de Los Angeles M., Balseiro E. et al. Macrophytes as refuge or risky area for zooplankton: a balance set by littoral predacious macroinvertebrates. *Freshwat. Biol.* 2009. Vol. 54. P. 1042—1053.

27. Sereta T.M., Gromova Yu.F. Seasonal pattern of plankton drift in the estuarine section of the Desna River in the riverbed-floodplain system: mechanisms of biofund exchange. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 1. P. 3—14.

28. Stansfield J.H., Perrow M.R., Tench L.D. et al. Submerged macrophytes as refuges for grazing Cladocera against fish predation: observations on seasonal changes in relation

to macrophyte cover and predation pressure. *Hydrobiologia*. 1997. Vol. 342 (343). P. 229—240.

29. Urho L. Identification of perch (*Perca fluviatilis*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) larvae. *Annales Zoologici Fennici*. 1996. Vol. 33. N 3—4. P. 659—667.

30. Van Donk E., van de Bund W. J. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*. 2002. Vol. 72, N 3—4. P. 261—274.

31. Wojtal A., Frankiewicz P., Izydorczyk K., Zalewski M. Horizontal migration of zooplankton in a littoral zone of the lowland Sulejow Reservoir (Central Poland). *Hydrobiologia*. 2003. Vol. 506 (509). P. 339—346.

32. Zeng L., Liu B., Dai Z. et al. Analyzing the effects of four submerged macrophytes with two contrasting architectures on zoo-plankton: a mesocosm experiment. *J. Limnology*. 2017. Vol. 76. P. 581—590.

Надійшла 02.09.2022

Y. Hromova, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: yulia.gromova@gmail.com
Helmholtz-Centre for Environmental Research — UFZ,
Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, Germany
e-mail: yuliia.hromova@ufz.de
ORCID 0000-0003-4684-6864

I. Abramiuk, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: abrmyk@yahoo.com
ORCID 0000-0002-9998-362X

ZOO- AND ICHTHYOPLANKTON OF AQUATIC PLANT THICKETS AND
ADJACENT AREAS OF THE LITORAL IN DIFFERENT TYPES OF BODIES
DOWNSTREAM THE DESNA RIVER

Studies of zooplankton and ichthyoplankton in the littoral zone of different types of water bodies downstream the Desna River (a tributary of the Dnipro) showed significant differences in the communities of aquatic plants thickets and adjacent areas of open water. The complex structure of the environment created by aquatic vegetation ensured greater taxonomic richness, abundance, and biomass of zooplankton communities compared to open shallow water, even during the period of greatest ichthyoplankton development at the beginning of summer. The largest quantitative parameters of zooplankton were in multispecies thickets of floodplain waterbodies, especially in lentic conditions, in contrast to small monospecies thickets of the Desna river, the development of which was limited by high current velocity. Ichthyoplankton also preferred thickets of aquatic plants. Its greatest species richness, quantitative development, and representation of size-age groups were observed in thickets of a semi-flowing floodplain water body hydraulically connected to the river.

Keywords: zooplankton, ichthyoplankton, littoral, thickets of aquatic plants, river, floodplain waterbody.

УДК: 502.51:582.26/.27:628.4.047

Л.М. ЗУБ, к. б. н., с. н. с., завідувач лабораторії,
ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»,
вул. акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: lesyazub2@gmail.com
ORCID 0000-0003-4539-080X

М.С. ПРОКОПУК, к. б. н., науковий співробітник,
ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України»,
вул. акад. Лебедева, 37, Київ, 03143, Україна
e-mail: maryanaprokopuk406@gmail.com
ORCID 0000-0001-7739-0068

Д.І. ГУДКОВ, д. б. н., проф., чл.-кор. НАН України, завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

БАГАТОРІЧНІ СПОСТЕРЕЖЕННЯ ЗА СТРУКТУРОЮ ЗАРОСТЕЙ МАКРОФІТІВ У ЗАПЛАВНИХ ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ¹

В основу роботи покладено 24-річні спостереження (1998—2021 рр.) за видовим багатством та ценотичною активністю макрофітів заплавних водойм Чорнобильської зони відчуження. Видовий склад макрофітів водойм за цей період залишився сталим. Списки 1998 та 2021 рр. відрізняються лише трьома видами: *Nymphaea alba*, *Trapa natans* (почали фіксувати на водоймах лише з 2007 р.) і *Utricularia minor* (відмічена у 1998 р., у подальші роки не зустрічалася). Водойми характеризуються збідненим видовим складом, спрощеною ценотичною структурою заростей макрофітів та інтенсивним заростанням водного дзеркала. Представленість на мільководдях рідкісних і раритетних видів, насамперед бореального комплексу — *Hottonia palustris*, *Potamogeton acutifolius*, *Callitriche sphenocarpa*, робить ці водойми об'єктами охорони та дослідження. Спільною рисою рослинного покриву усіх заплавних водойм у 1998 р. було превалювання угруповань макрофітів, в яких фіксували як види річкових і озерних екосистем, так і види — індикатори посилення процесів заболочування. На даний час спостерігається поступове відновлення природної структури заростей макрофітів заплавних водойм р. Прип'яті, яка була порушена внаслідок будів-

¹ Роботу виконано у співробітництві з Державним спеціалізованим підприємством «Екоцентр» Державного агентства України з управління зоною відчуження, а також за підтримки Національної академії наук України і Національного фонду досліджень України (проект № 2020.02/0264).

Ц и т у в а н н я: Зуб Л.М., Прокопук М.С., Гудков Д.І. Багаторічні спостереження за структурою заростей макрофітів у заплавних водоймах Чорнобильської зони відчуження. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 6. С. 41—56.

ництва протиповеневих гідротехнічних споруд. Сучасні особливості розповсюдження макрофітів свідчать про покращення режиму водообміну заплавних водойм. Тривале іонізуюче опромінювання, якого зазнає біота у досліджених водоймах понад три десятиріччя, не спричинило суттєвих змін флористичного та ценотичного складу макрофітів. Певні зміни, які спостерігали, пов'язані зі змінами гідрологічного та гідрохімічного режиму заплави р. Прип'яті.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, заплавні водойми, макрофіти, флористичний та фітоценотичний склад.

Після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) у 1986 р. до зони відчуження (ЗВ) потрапили як великі водні об'єкти (річище Прип'яті та водойма-охолоджувач ЧАЕС), так і ціла низка менших за площею або зовсім невеличких заплавних водойм. Незважаючи на роки, що минули після аварії, непроточні водойми ЗВ характеризуються вкрай високим рівнем радіоактивного забруднення, залишаючись своєрідними «депо» тривалоіснуючих біологічно-небезпечних радіонуклідів, які в періоди весняних водопіль і дощових повеней можуть бути джерелами водного виносу радіоактивних речовин у р. Прип'ять та за межі ЗВ [2, 15]. Крім того, водні екосистеми з високим рівнем радіонуклідного забруднення біотичних і абіотичних компонентів утворюють зони підвищеного дозового навантаження на водні організми, з високою вірогідністю реалізації радіобіологічних ефектів [16, 20, 23—25, 29].

Невід'ємною складовою біоти заплавних водойм ЗВ є макрофіти. Займаючи майже всю площу мілководь з глибиною до 2 м, їхні зарості характеризуються високим продукційним потенціалом [17, 18]. Вони є активними накопичувачами основних дозоутворюючих радіонуклідів чорнобильського викиду, що пов'язано зі здатністю вищих водних рослин асимілювати радіоактивні речовини з водного середовища та донних відкладів [15, 17—18]. Зарості макрофітів, впливаючи на гідрохімічний режим водойм, здатні змінювати характер перерозподілу радіонуклідів у компонентах водних екосистем [2]. Після відмирання рослин частина радіонуклідів потрапляє назад у водне середовище у біологічно доступних формах, а частина депонується у донних відкладах, на тривалий час залишаючи біогеохімічний кругообіг [11, 12]. Насамперед це стосується хімічних аналогів головних біогенних елементів — ^{90}Sr і ^{137}Cs . І якщо динаміка вмісту основних радіонуклідів у тканинах макрофітів річкових екосистем ЗВ з часом характеризується зниженням питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs , то у замкнених заплавних водоймах вищі водні рослини з кінця 1990-х років виявили тенденцію до збільшення вмісту ^{90}Sr у тканинах [11, 17].

Задля уникнення залпового виносу радіонуклідів з територій, які зазнали найвищого рівня забруднення, було виконано масштабні роботи, пов'язані зі спорудженням лівобережного (1993 р.) та правобережного (1998 р.) водоохоронних комплексів у вигляді наливних дамбових огорожень на заплаві р. Прип'яті у межах ЗВ. На лівобережній заплаві ізоляції зазнало більш як 60 природних та штучних (меліоративних) водойм загальною площею близько 1200 га [2]. Будівництво протипове-

невих гідротехнічних споруд і поступове руйнування існуючих на час катастрофи меліоративних систем спричинили зміну гідрологічного режиму цих територій. Як результат — відбулася зміна характеру заростання заплавних водойм та перерозподіл площ заростання домінантів рослинного покриву. Зазначимо, що накопичення ^{90}Sr і ^{137}Cs макрофітами характеризується певною видовою специфічністю [13, 16]. Це обумовлює важливість і необхідність ретельного аналізу особливостей заростання заплавних водойм у рамках комплексного радіоекологічного моніторингу для розуміння процесів перерозподілу головних дозоутворюючих радіонуклідів залежно від якісного та кількісного складу фітоценозів.

Матеріал і методика досліджень

Матеріалом для роботи слугували флористичні та фітоценотичні дослідження заростей вищих водних рослин (макрофітів) заплавних водойм ЗВ, які зазнали найбільшого радіонуклідного забруднення (лівобережні озера Глибоке, Вершина і Далеке та правобережне оз. Азбучин (рис. 1)), проведені у 1998, 2007, 2017, 2018 та 2021 рр. Перші три водойми, які утворилися в результаті меандрування Красненського старорічища р. Прип'яті, з 1993 р. повністю ізольовані від основного масиву заплави намівною дамбою, яка примкнула до старого польдеру.

Озеро Глибоке — велика водойма краплеподібної форми, довжиною 1,2 км, з найбільшою шириною 250 м. Найближча до ЧАЕС ділянка водойми ($51^{\circ}26'37.38''\text{N}$, $30^{\circ}03'49.74''\text{E}$) знаходиться на відстані 6,5 км. Середня глибина в озері становить 2,7 м, максимальна — до 7,1 м. Об'єм водних мас в озері — близько 0,46 млн. м^3 , з площею водного дзеркала 0,17 км^2 . Водойма була сліпим відгалуженням Красненського старорічища р. Прип'яті, але споруджена до аварії на ЧАЕС польдерна дамба відокремила її, перетворивши тим самим на самостійний водний об'єкт. Живлення водойми, здебільшого, відбувається за рахунок атмосферних опадів, сніготанення та ґрунтових вод. Озеро має досить значну мілководну зону, що складає близько 40 %. Внаслідок аварії на ЧАЕС озеро (як і решта досліджуваних водойм) і прилеглі території зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення, опинившись на шляху північного та північно-західного радіоактивних слідів. Щільність випадінь ^{90}Sr досягала тут 26—33, а ^{137}Cs — більше 37 $\text{МБк}/\text{м}^2$ [8]. Озеро характеризується надзвичайно високим вмістом радіонуклідів у всіх компонентах екосистеми та наявністю так званої смуги аномального забруднення на межі урізу води [15]. Мули залягають на всій площі ложа озера. Середні значення щільності забруднення донних відкладів ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238+239+240}\text{Pu}$ і ^{241}Am відповідно становили близько 5600, 2600, 74 і 63 $\text{кБк}/\text{м}^2$ [7].

Озеро Вершина розташовано у центрі одамбованої території лівобережної заплави р. Прип'яті на відстані 5,1 км від ЧАЕС ($51^{\circ}26'00.29''\text{N}$, $30^{\circ}04'23.39''\text{E}$) та являє собою невелику водойму видовженої форми. Її довжина 550 м, середня ширина ~ 50 м. Береги глинисто-піщані, ложе сильно замулене. Площа водного дзеркала 0,1 км^2 , об'єм водних мас ~ 0,04 млн. м^3 . Переважають глибини від 1 до 1,5 метрів, в південній

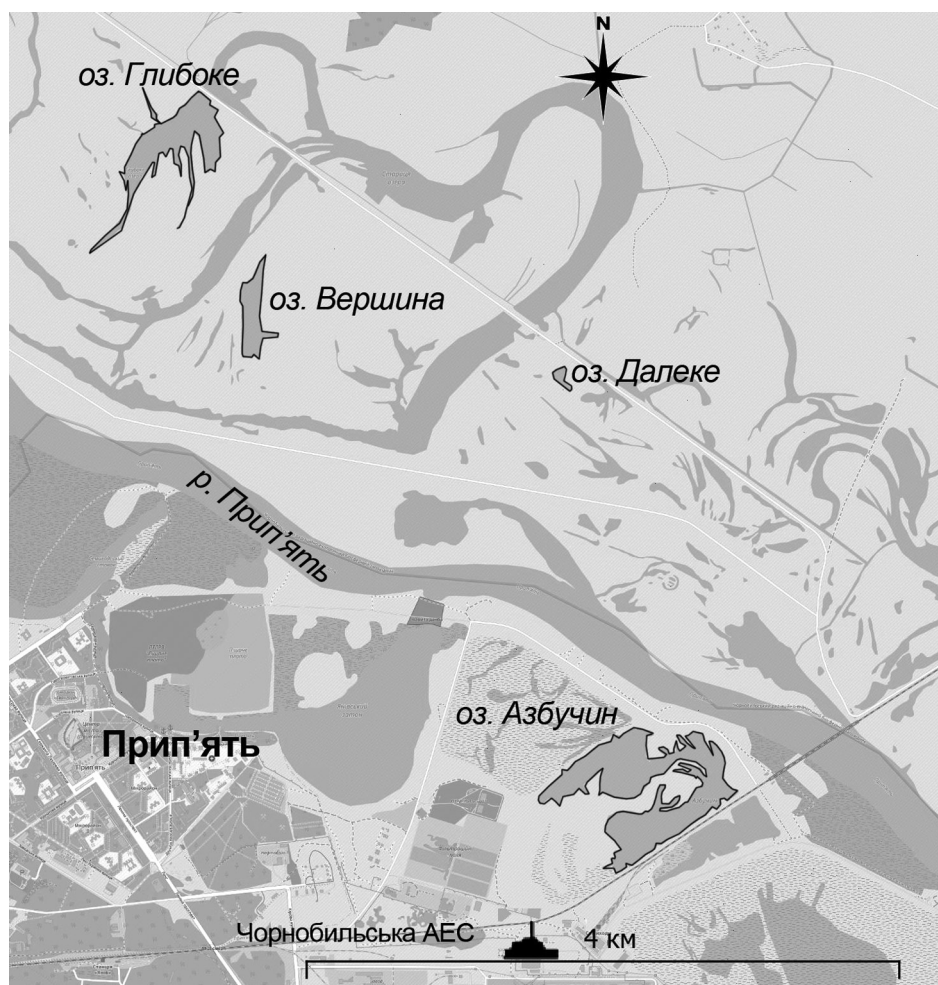


Рис. 1. Карта-схема території досліджень

частині вони сягають 3—5 м. Озеро заболочується та заростає макрофітами. Внаслідок інтенсивності процесів ремобілізації радіонуклідного забруднення на площі водозбору та надходження радіоактивних речовин до водойми спостерігаються високі концентрації ^{90}Sr в усіх компонентах екосистеми озера. Найвищі рівні забруднення радіонуклідами донних відкладів озера становлять для ^{137}Cs і ^{90}Sr відповідно 1 218 000 і 124 000 Бк/кг [22].

Озеро Далекє розташовано на відстані 4,5 км від ЧАЕС (51°25'45.98"N, 30°06'10.87"E). Це невелика, проте досить глибоководна водойма, тому мілководдя, придатні для формування заростей макрофітів, займають тут незначні площі (5—10 %). Об'єм водних мас в озері становить ~ 0,02 млн. м³, з площею водного дзеркала 0,01 км². Водойму можна поділити на два плеса: північне, довжиною до 120 м і шириною близько

70 м, і південне, довжиною близько 100 м і шириною до 40 м. У південно-східній частині озера — затока довжиною 40 м і шириною близько 5 м. Найбільші глибини обох частин перевищують 6 м (максимальна — 6,6 м у південній частині). Між ними в ложі водойми виражена обмілина до 2—3 м. Донні ґрунти представлені піщано-мулистими відкладами з переважанням пісків. Середні значення щільності забруднення ^{137}Cs досягають 4000, ^{90}Sr — 3100, $^{238+239+240}\text{Pu}$ — 78 і ^{241}Am — 75 кБк/м² (північна частина водойми) [7]. Середні по водоймі значення відповідають даним для оз. Глибокого, яке розташовано в аналогічних умовах лівобережної заплави близько 3 км на північний захід від оз. Далекого.

Озеро Азбучин являє собою велику водойму складної форми, що розташована на території правобережної заплави р. Прип'яті на 2 км західніше ЧАЕС (51°24'27.72"N, 30°06'58.86"E). Об'єм водних мас в озері — близько 0,78 млн. м³, з площею водного дзеркала 0,27 км². Морфологічно поділяється на два плеса: західне мілководне, з переважаючими глибинами від 1,5 до 3 м, і східне, з глибинами від 2 до 5,6 м. Дно озера характеризується наявністю великої кількості ділянок з мулистими відкладами. Середні значення щільності забруднення ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{238+239+240}\text{Pu}$ і ^{241}Am були найвищими серед досліджених озер і становили відповідно 11 000, 6700, 240 і 218 кБк/м² [7]. Максимальні величини питомої активності радіонуклідів приурочені до західної частини озера, розташованої ближче до ЧАЕС. Підвищені значення щільності забруднення відмічаються також і у численних затоках озера.

Об'єктами досліджень були власне гідрофіти та гелофіти (повітряно-водні рослини). Гідрофіти і гігро-мезофіти, що траплялися на межі урізу води, не враховували. Комплексні натурні гідроботанічні дослідження та екологічну типізацію макрофітів проводили за загальноприйнятими у гідроботаніці методиками [10, 28]. Видовий склад визначали за традиційними визначниками, з урахуванням останніх флористичних зведень [21].

Рясність виду оцінювали за модифікованою нами шкалою Друде [1], де: Un (*unicum*) — вид трапився одинично; Sol (*solitariae*) — зустрічається зрідка, у дуже малій кількості; Sp (*sparsae*) — зустрічається спорадично, у невеликій кількості; Cop (*copiosae*) — рослина зустрічається часто, особин досить багато; Soc (*socialis*) — зустрічається дуже часто, у дуже великій кількості, рясно.

Ступінь покриття у ценозі (ценотичну активність) визначали за шкалою Браун-Бланке: r — дуже рідкісний; + — трапляється рідко, покриття мале; 1 — дуже низька (<5 %); 2 — низька (5—20 %); 3 — середня (20—40 %); 4 — висока (40—60 %), виступає співдомінантом; 5 — дуже висока (60—100 %), домінант.

Результати досліджень

На водоймах, що досліджували, з 1997 по 2021 р. виявлено 47 видів макрофітів (табл. 1). Списки 1998 та 2021 рр. відрізняються лише трьома видами: *Nymphaea alba*, *Trapa natans* та *Utricularia minor*. *N. alba* вперше

ISSN 0375-8990. Гідробіологічний журнал. 2022. 58(6) 45

була відмічена на оз. Глибокому у 2007 р. і трапляється дотепер. Поодинокі екземпляри *T. natans* зареєстровано нами у 2021 р. на оз. Азбучин. *U. minor*, яку фіксували на озерах Глибокому і Далекому у 1998 та 2007 рр., у 2021 р. нами не відмічено.

Водойми відрізняються збідненим видовим складом (траплялося 16—30 видів — див. табл. 1), спрощеною ценотичною структурою заростей макрофітів та інтенсивним заростанням водного дзеркала. Найбагатшою флористично є велика заплавна водойма — оз. Глибоке.

Фонових видів зареєстровано дуже мало. Ними є три повітряно-водні види (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia* і *Glyceria maxima*) та один — гідрофіт (*Ceratophyllum demersum*). Це доміанти, які формують основні площі заростей. Моновидові угруповання з домінуванням *Ph. australis*, *G. maxima*, *T. angustifolia* сформовані на переважній більшості заплавних водойм Красненського старорічища [18]. Саме вони і є основними утворювачами фітомаси. *C. demersum*, зазвичай, виступає субдомінантом у заростях гідрофітів, проте також формує значні величини фітомаси. Рясно на всіх досліджених водоймах представлені зарості *Nuphar lutea* та *Stratiotes aloides*, які відіграють помітну роль у формування рослинного покриву заплавних водойм ЗВ.

Рідкісними сучасними флористичними знахідками на мілководдях озер були *Hottonia palustris*, *Potamogeton acutifolius*, *Callitriche cophocarpa*, *Glyceria fluitans* та *Trapa natans*.

Зазначимо, що переважна більшість видів макрофітів, відмічених нами на водоймах (30 видів, 64 %), входять до Міжнародного червоного списку (МСОП) [27], переважно в категорії LC — як такі, що визивають найменше занепокоєння. Проте два види макрофітів — *Salvinia natans* та *Potamogeton acutifolius* перебувають у Європі під загрозою зникнення. Рідкісний для України бореальний вид *Potamogeton acutifolius* формує монодомінантні ценози на оз. Азбучин. Угруповання з домінуванням *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *N. candida* охороняються Зеленою книгою України [3].

Обговорення результатів досліджень

Видовий склад макрофітів водойм за 24-річний період залишився майже сталим. Як вже відмічалось, ми констатували знахідки двох нових видів південного походження (*Nymphaea alba* у 2007 р. на оз. Глибоке) та *Trapa natans* (у 2021 на оз. Азбучин). У 1998 р. *Trapa natans* на водоймах Красненської заплави був відсутній, проте гідроботаніки відмічали в той час тенденцію повсюдного розширення площ, займаних його ценозами на р. Прип'ять (в районі м. Чорнобиль), а також Київському і Канівському водосховищах [5, 6]. Сьогодні угруповання *Trapa natans* — звичний елемент заростання Красненського старорічища. Проте вид так і не поширився у заплавні озера.

Щодо появи виду в оз. Азбучин — водойма розташована лише в 200 м від р. Прип'ять та поряд із водоймою-охолоджувачем, де даний вид фіксується сьогодні [9], отже поширення тут водяного горіха прогнозоване.

Таблиця 1
Видовий склад, рясність та ценогічна активність макрофітів досліджених водойм (дані на період 2007 р.)

№ з/п	Види	Оз. Глибоке		Оз. Вершина		Оз. Далеке		Оз. Азбучин	
		1	2	1	2	1	2	1	2
1.	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.	Soc	4–5	Soc	4–5	Soc	4–5	Soc	4–5
2.	<i>Typha angustifolia</i> L.	Soc	4–5	Soc	4–5	Cop	4–5	Soc	4–5
3.	<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	Soc	5	Soc	5	Sp	1–2	Soc	5
4.	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cop	3–4	Cop	2–5	Cop	2–3	Sp	+–5
5.	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	Sp	3–5	Sp	2–3	Sp	3–4	Cop	2–4
6.	<i>Stratiotes aloides</i> L.	Soc	3–5	Soc	5	–	–	Sp	2–4
7.	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	Cop	r–2	Cop	1–2	–	–	Sp	r–2
8.	<i>Lemna minor</i> L.	Cop	r–2	Cop	2–4	–	–	Cop	1–2
9.	<i>Salvinia natans</i> (L.) All.	Sp	r–2	Cop	1–5	Sp	r–1	–	–
10.	<i>Utricularia vulgaris</i> L.	Sp	3–4	Sp	3–4	–	–	–	–
11.	<i>Scirpus lacustris</i> L.	Sp	2–3	Sol	+	Sol	+	Sp	2–3
12.	<i>Iris pseudacorus</i> L.	Sol	+	Sol	+	Sol	+	Sol	+
13.	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre	Sp	1–2	–	–	Sp	1–2	Sp	1–2
14.	<i>Sparganium erectum</i> L.	Sp	1–2	Sol	1–2	Sol.	1–2	Sol	+
15.	<i>Lemna trisulca</i> L.	Cop	2–4	Cop	r–1	Sp	r–1	–	–
16.	<i>Batrachium circinatum</i> Spach	Sp	3–5	Sp	4–5	Sp	3–5	–	–
17.	<i>Ricciocarpus natans</i> L.	–	–	Sol	+	–	–	–	–

Продовження табл. 1

№ з/п	Види	Оз. Глибоке		Оз. Вершина		Оз. Далеке		Оз. Азбучин	
		1	2	1	2	1	2	1	2
18.	<i>Riccia fluitans</i> L.	—	—	Sol	+	—	—	—	—
19.	<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	Sp	+—2	—	—	—	—	—	—
20.	<i>Typha latifolia</i> L.	Sp	3—4	—	—	—	—	—	—
21.	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	—	—	—	—	Sol	+	Sol	+
22.	<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	—	—	Sol	1—2	—	—	—	—
23.	<i>Butomus umbellatus</i> L.	Sp	1—2	Sol	1—2	—	—	—	—
24.	<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	—	—	—	—	—	—	Sp	2—3
25.	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Sp	1—2	—	—	—	—	—	—
26.	<i>Najas marina</i> L.	—	—	—	—	—	—	Sp	2—3
27.	<i>Nymphaea alba</i> L.	Sp	1—3	—	—	—	—	+	—
28.	<i>Nymphaea candida</i> L.	Cop	2—4	Sp	+	—	—	Sol	+—1
29.	<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	Sp	1—2	—	—	—	—	+	—
30.	<i>Potamogeton crispus</i> L.	—	—	—	—	—	—	Sp	3—4
31.	<i>Potamogeton heterophyllus</i> Torr.	—	—	—	—	—	—	Sol	2—3
32.	<i>Potamogeton lucens</i> L.	—	—	—	—	—	—	Sp	2—3
33.	<i>Potamogeton natans</i> L.	Cop	2—4	—	—	—	—	Sp	3—4
34.	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Sol	+—1	Un	+	—	—	Sp	2—3

Продовження табл. 1

№ з/п	Види	Оз. Глибоке		Оз. Вершина		Оз. Далеке		Оз. Азбучин	
		1	2	1	2	1	2	1	2
35.	<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	—	—	—	—	—	—	Sol	1—3
36.	<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	Sp.	r—3	—	—	—	—	Sp	r—+
37.	<i>Sium latifolium</i> L.	Sol	+	—	—	—	—	Sol	+
38.	<i>Sparganium emersum</i> Rehmman	Sol	+	—	—	—	—	Sol	+
39.	<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	Sp	2—3	—	—	—	—	—	—
40.	<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Böerner	—	—	—	—	—	—	Sp	1—3
41.	<i>Thelypteris palustris</i> Schott	—	—	—	—	—	—	Sp.	1—2
42.	<i>Potamogeton acutifolius</i> Link	—	—	—	—	—	—	Un	+
43.	<i>Utricularia minor</i> L.	Un	r—+	—	Un	—	r—+	—	—
44.	<i>Hottonia palustris</i> L.	—	—	—	—	—	Un	—	—
45.	<i>Callitriche sophocarpa</i> Sendth.	Un	1—2	—	—	—	—	—	—
46.	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	Un	1—2	—	—	—	—	—	—
47.	<i>Trapa natans</i> L.	—	—	—	—	—	—	—	—
	Всього	30		20		16		22	

Примітка. Види у таблиці розташовані у порядку послаблення їхньої ценологічної ролі; 1 — видова рясність; 2 — ступінь покриття у ценозі; «—» — вид не знайдено.

Рідкісною знахідкою 1998 р. були окремі екземпляри *Utricularia minor* на оз. Далеке та у прибережній зоні оз. Глибоке. У подальші роки цей вид нами не зафіксовано. Зникнення виду, очевидно, пов'язане із коливанням рівнів та збільшенням трофності даних водойм [26, 30]

На відміну від флористичного складу, відбувся перерозподіл ценотичної ролі окремих видів (табл. 2).

Відсутність проточного режиму на одамбованих у 1993 та 1998 рр. територіях, відсутність весняного водопілля та сезонних паводків у перші 10—15 років призвели до застійних явищ. На водоймах спостерігалися прояви процесів евтрофікації, заболочування та посилення ролі водно-болотного флористичного комплексу. Це проявлялось, насамперед, в переважанні угруповань з домінуванням видів — індикаторів природної евтрофікації водойм (ценози *Stratiotes aloides*, *Ceratophyllum demersum* і *Batrachium circinatum*). *Stratiotes aloides*, спільно з синюзіями вільноплаваючих рослин (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Salvinia natans*, *Spirodela poly-*

Таблиця 2

Порівняльна характеристика видової рясності та ценотичної активності макрофітів заплавних водойм за період досліджень

№ з/п	Види*	Оз. Глибоке		Оз. Вершина		Оз. Далеке		Оз. Азбучин	
		2007	2021	2007	2021	2007	2021	2007	2021
1.	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<u>Cop</u> 3–4	<u>Soc</u> 1–2	<u>Cop</u> 2–5	<u>Soc</u> 2–5	<u>Cop</u> 2–3	<u>Sol</u> 1	<u>Sp</u> +–5	<u>Soc</u> +–5
2.	<i>Nuphar lutea</i>	<u>Sp</u> 3–5	<u>Cop</u> 3–5	<u>Sp</u> 2–3	<u>Sol</u> +	<u>Sp</u> 3–4	<u>Sp</u> 1	<u>Cop</u> 2–4	<u>Sp</u> +–1
3.	<i>Stratiotes aloides</i>	<u>Soc</u> 3–5	<u>Cop</u> 5	<u>Soc</u> 5	<u>Cop</u> 5	—	—	<u>Sp</u> 2–4	<u>Sol</u> 2–3
4.	<i>Utricularia vulgaris</i>	<u>Sp</u> 3–4	<u>Cop</u> 4–5	<u>Sp</u> 3–4	<u>Cop</u> 4–5	—	—	—	—
5.	<i>Batrachium circinatum</i>	<u>Sp</u> 3–5	<u>Sol</u> 1–3	<u>Sp</u> 4–5	<u>Sp</u> 4–5	<u>Sp</u> 3–5	<u>Cop</u> +–5	—	—
6.	<i>Nymphaea candida</i>	<u>Cop</u> 2–4	<u>Sp</u> 1–3	<u>Sp</u> +	<u>Sp</u> +	—	—	<u>Sol</u> +–1	<u>Un</u> +
7.	<i>Potamogeton natans</i>	<u>Cop</u> 2–4	<u>Sp</u> 3–4	—	—	—	—	<u>Sp</u> 3–4	<u>Sp</u> 3–4
8.	<i>P. filiformis</i>	—	—	—	—	—	—	<u>Sol</u> 1–3	<u>Sp</u> 4–5
9.	<i>P. acutifolius</i>	—	—	—	—	—	—	<u>Un</u> +	<u>Sp</u> 2–3
10.	<i>Trapa natans</i>	—	—	—	—	—	—	—	<u>Sol</u> 2–3

Примітка. Видова рясність – над рискою, ценотична активність – під рискою; «—» — вид не знайдено.

rhiza, *Lemna trisulca*), домінував, зазвичай займаючи всю площу водного дзеркала. Такі угруповання були широко поширені у затоках Красненського староріччя, відрогах великих заплавних озер (оз. Глибоке) та великих заплавних водоймах (оз. Вершина).

Спільною рисою досліджуваних водойм у 1998 р. було превалювання у заростанні фітоценозів, у складі яких одночасно фіксувались як види — останці реофільних та лімнофільних умов, так і види — індикатори посилення процесів заболочування. Повсюдно на прибережних мілководдях великих озер, на плесах малих і тимчасових водойм, на мулистих відкладах вздовж берегів зустрічались угруповання «переживаючого» (за К.К. Зеровим [4]) характеру: *Stratiotes aloides* + *Nuphar lutea*, *Stratiotes aloides* + *Sagittaria sagittifolia*. Також рідкісними стали типові представники заплавного комплексу — ценози рослин з плаваючим на поверхні води листям — *Nuphar lutea*, *Nymphaea candida*, *Persicaria amphibia*, *Potamogeton natans*. У більшості водойм були відсутні види — індикатори реофільних умов (*Potamogeton perfoliatus*, *P. lucens*), а також реофільні модифікації ценозів з домінуванням плаваючих та занурених форм *Sparganium erectum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Butomus umbellatus* [19].

У 2007 р. ми спостерігали вже дещо іншу картину заростання заплавних водойм. З одного боку, ізольованість заплави та відсутність господарської діяльності на водозборі сприяли розвитку природних сукцесійних процесів у бік збільшення площі заростей макрофітів: на 5 % — у великих водоймах (оз. Глибоке) та на 15 % — у малих (озера Вершина, Далеке).

Збільшення зони заростей на малих озерах (як приклад — оз. Далеке) відбувалося, переважно, за рахунок розширення площ угруповань повітряно-водних рослин. Це свідчить про проходження природних процесів «старіння» водойми та зростання ролі в екосистемі (а отже, і в кругообігу речовини і енергії) таких видів, як *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Glyceria maxima* (рис. 2).

З іншого боку, внаслідок посилення фільтрації ґрунтових вод через огорожувальні дамби (можливо, в результаті суфозійних процесів), на великих водних об'єктах відбувається поступове відновлення природного гідрологічного режиму і риси заболочування почали зникати. Відповідно, на великих озерах (Глибоке, Вершина, Азбучин) і картина заростання мала дещо інший характер (див. рис. 2). Тенденції розвитку макрофітної рослинності цих водойм відображали відновлення втрачених після будівництва протиповеневих споруд реофільних і лімнофільних рис. Спостерігалось ускладнення ценотичної структури заростей макрофітів. Зникли ценози перехідного типу. Значно зросла роль лімнофільного комплексу (насамперед, угруповань з домінуванням *Nuphar lutea*, *Nymphaea candida*), скоротилися площі, зайняті угрупованнями *Stratiotes aloides*.

Як приклад, і у 1998, і у 2021 р. площа заростей макрофітів оз. Глибокого складала ~ 50 % площі водойми, а флористичне багатство відбивало весь спектр екологічних умов великої заплавної водойми (від лімно-

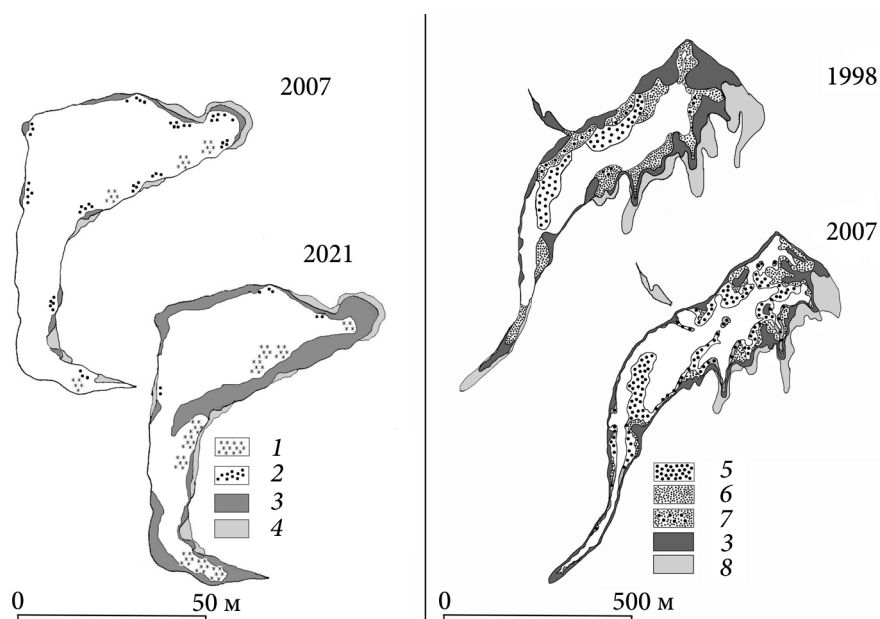


Рис. 2. Схеми динаміки заростання малого (на прикладі оз. Далекого — а) та великого (на прикладі оз. Глибокого — б) заплавних водойм ЗВ: 1 – *Ceratophyllum demersum*; 2 – *Nuphar lutea*; 3 – *Typha angustifolia*; 4 – *Phragmites australis*; 5 – *Nuphar lutea* + *Nymphaea candida*; 6 – *Stratiotes aloides*; 7 – *Nuphar lutea* + *Stratiotes aloides*; 8 – *Phragmites australis* + *Glyceria maxima* + *Carex* sp.

фільно-реофільних видів до представників болотних біотопів). Проте у 1998 р. наймасовішими на озері були угруповання евтрофного характеру. Головну роль у заростанні водойми відігравали угруповання *Stratiotes aloides*, які займали половину зарослих площ [19]. У 2007 р. в оз. Глибокому більш ніж на третину збільшилися площі, зайняті ценозами *Nymphaea candida* (формувався угруповання *Nupharo lutei* — *Nymphaeetum candidae* Grigorjev et Solm.1987, *Potameto natantis* — *Nymphaeto candidae* Hejny in Dykujva et Kvet 1978). Натомість, наполовину скоротилися площі, зарослі *Stratiotes aloides*. Самостійні ценози сформували види, які раніше зустрічалися лише поодинокими екземплярами — *Potamogeton perfoliatus*, *Scirpus lacustris*, *Sagittaria sagittifolia*, *Butomus umbellatus*. Зникли «переживаючі» угруповання (*Stratiotes aloides* + *Nuphar lutea*). Тогочасна ценотична структура угруповань макрофітів озера ускладнилась, але з 15 виділених нами на водоймі асоціацій, як і 10 років тому, угруповання лише чотирьох формували більше 90 % зони заростей: *Nupharo lutei* — *Nymphaeetum candidae* Grigorjev et Solm.1987, *Typhetum angustifolia* Pignatti 1953, *Stratiotetum aloidis* (Now. 1930) Miljan 1933, *Ceratophylletum demersi* (Soó 1928) Egger 1933.

Зазначимо, що сучасна картина заростання оз. Глибокого порівняно з 2007 р. майже не змінилася; проте спостерігається зменшення ценотичної

ролі *Nymphaea candida*, *Potamogeton natans*, зростання площі ценозів ас. *Nupharetum lutei* Beljavetchene 1990. Масового розвитку локальна популяція *Nymphaea alba* на дослідженій водоймі не набула.

На оз. Азбучин зросла участь у заростанні мілководь дрібнолистих рдесників: якщо ще у 2017 р. *Potamogeton filiformis* та *P. acutifolius* траплялися зрідка розрідженими, з ПП до 1—3 % плямами, то у 2021 р. ці види хоч і траплялися спорадично, проте формували монодомінантні зарості з ПП до 60—70 %.

На теперішній час видова та ценотична структура заростей макрофітів водойм ЗВ звичайна для заплавних озер. Представлений видовий склад усього екологічного спектру біотопів: види прибережної зони (*Typha angustifolia*, *T. latifolia*, *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*), лімнофільний комплекс (*Scirpus lacustris*, *Sparganium erectum*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea candida*, *Potamogeton natans*, *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Stratiotes aloides*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Salvinia natans*, *Spirodela polyrhiza*, *Lemna trisulca*), а також реофільний комплекс (*Potamogeton perfoliatus*, *Sparganium emersum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Butomus umbellatus*).

Висновки

Підсумовуючи результати досліджень, відзначимо, що сучасна картина заростання досліджуваних водойм ЗВ є більш типовою для заплавних комплексів басейну р. Прип'яті, аніж така 25 років тому. Сучасні особливості розвитку макрофітів свідчать про поступове відновлення гідрологічного режиму заплави р. Прип'яті в межах ЗВ. Проте посилення процесів водообміну може спричинити зростання міграції мобільних форм радіонуклідів, що накопичилися на заплавних територіях, та їхній подальший винос до р. Прип'яті і за межі ЗВ.

Припускається, що хронічний вплив іонізуючого випромінювання, якого зазнають вищі водні рослини у найбільш забруднених водоймах ЗВ після аварії на ЧАЕС, не спричинив суттєвих змін видового та ценотичного складу макрофітів досліджуваних водойм. Певні зміни складу макрофітів, які спостерігали у водоймах заплави р. Прип'яті, та перерозподіл ценотичної активності окремих видів пов'язані зі змінами гідрологічного та гідрохімічного режиму водойм.

Зміна ценозоутворювачів рослинного покриву та ценотичної активності окремих видів, які спостерігаються на сучасному етапі, обумовлюють необхідність ретельного аналізу заростання заплавних водойм у рамках комплексного радіоекологічного моніторингу для розуміння процесів перерозподілу головних дозоутворюючих радіонуклідів залежно від якісного та кількісного складу фітоценозів.

Представленість у зарослевій зоні мілководь рідкісних і раритетних видів, насамперед бореального комплексу — *Hottonia palustris*, *Potamogeton acutifolius*, *Callitriche cophocarpa*, робить ці водойми об'єктами охорони.

Список використаної літератури

1. Голуб В.В., Раменский Л.Г. Оценка обилия растений по их проективному покрытию. *Самарская лука: проблемы региональной и глобальной экологии*. 2020. Т. 29, № 3. С. 157—163.
2. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2005. Т. 45, № 3. С. 271—280.
3. Зелена книга України. 2009. URL: <https://mepr.gov.ua/news/32530.html>
4. Зеров К.К. Формирование растительности и зарастание водохранилищ Днепровского каскада. Киев : Наук. думка, 1976. 141 с.
5. Иванова И.Ю., Широкая З.О., Паньков И.В. Высшая водная растительность Киевского и Каховского водохранилищ после аварии на ЧАЭС. *Гидробиол. журн.* 1997. Т. 33, № 1. С. 97—112.
6. Клоков В.М., Широкая З.О., Паньков И.В. и др. Накопление радионуклидов высшими водными растениями и структура их зарослей в Припятском отроге Киевского водохранилища. *Там же*. 1993. Т. 29, № 5. С. 61—72.
7. Кузьменко М.І., Романенко В.Д., Деревець В.В. и др. Радіонукліди у водних екосистемах України. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонти зони відчуження. Київ : Чорнобильінтерінформ, 2001. 318 с.
8. Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии / Под ред. У. Сансоне, О. Войцеховича. Люксембург : Офис официальных публикаций Европейских Сообществ, 1996. 195 с.
9. Dyachenko T.M., Zub L.M., Tomchenko O.V. Plant cover transformation in the shallow water habitats of the cooling pond of the Chernobyl NPP as a result of its descent. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 6. P. 3—16
10. Fassett N.C. A manual of aquatic plants. Madison : University of Wisconsin Press, 1969. 405 p.
11. Ganzha C., Gudkov D., Ganzha D. et al. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioactivity*. 2014. P. 176—181.
12. Ganzha C.D., Gudkov D.I., Ganzha D.D. et al. Accumulation and distribution of radionuclides in higher aquatic plants during the vegetation period. *Ibid.* 2020. P. 106—361.
13. Gudkov D.I., Derevets V.V., Kuzmenko M.I., Nazarov A.B. Radioactive contamination of aquatic ecosystem within the Chernobyl NPP exclusion zone: 15 years after accident. In: Protection of the Environment from Ionising Radiation. IAEA-CSP-17. IAEA, Vienna, 2003. P. 224—231.
14. Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I. et al. Radionuclides in components of aquatic ecosystems of the Chernobyl accident restriction zone. 20 Years after the Chernobyl Accident: Past, Present and Future / E.B. Burlakova, V.I. Naidich (Eds.). New York : Nova Science Publishers, Inc., 2006. P. 265—285.
15. Gudkov D.I., Nazarov A.B., Kaglyan A.E. Change of radionuclide bioavailability in conditions of swamping territories within the Chernobyl accident Exclusion Zone. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44, N 5. P. 951—955.
16. Gudkov D.I., Uzhevskaya C.F., Nazarov A.B. et al. Lesion in common reed by gall-producing arthropods in water bodies of the Chernobyl NPP exclusion zone. *Hydrobiol. J.* 2006. Vol. 42, N 1. P. 82—88.
17. Gudkov D.I., Zub L.N., Derevets V.V. et al. Radionuclides ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in macrophytes within the Krasnensky flood plain: Species-specificity of accumulation and distribution in components of phytocenose. *Radiatsionnaya biologiya. Radioecologiya*. 2002. Vol. 42, N 4. P. 419—428.
18. Gudkov D.I., Zub L.N., Savitsky A.L. Hydrotechnical facilities within the Chernobyl nuclear power plant exclusion zone: impacts on hydrologic regime and plant growth

patterns of floodplain water bodies of the Pripyat River. *Water Science and Technology*. 2003. Vol. 48, N 7. P. 89—96.

19. Gudkov, D.I., Zub L.N., Savitsky A.L. et al. Macrophytes of the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power station: the formation of plant communities and peculiarities of radioactive contamination of the left-bank floodplain of the Pripyat River. *Hydrobiol. J.* 2002. Vol. 38, N 5. P. 116—132.

20. Iavniuk A.A., Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Disorders of the initial ontogenesis of seed progeny of the common reed (*Phragmites australis*) from water bodies within the Chernobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioactivity*. 2020. Vol. 218. P. 106—256.

21. IPNI. International plant names index. 2022. URL: <http://www.ipni.org>

22. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Kireyev S.I. et al. Fish of the Chernobyl exclusion zone: modern levels of radionuclide contamination and radiation doses. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 5. P. 81—99.

23. Nurgudin M.A., Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Effects of chronic low-dose radiation on the common reed within the Chernobyl accident Exclusion Zone. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44, N 5. P. 941—944.

24. Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Cytogenetic effects of long-term radiation on higher aquatic plants within the Chernobyl accident Exclusion Zone. *Ibid.* 2009. Vol. 44, N 5. P. 937—940.

25. Shevtsova N.L., Gudkov D.I. Cytogenetic damages in the common reed *Phragmites australis* in the water bodies of the Chernobyl exclusion zone. *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 2. P. 85—98.

26. Taylor P. The genus *Utricularia* — a taxonomic monograph. 1989. Kew Bull. Additional Ser. XIV, Royal Bot. Gardens, Kew. 724 p.

27. The IUCN Red List of Threatened Species. 2022. URL: <https://www.iucnredlist.org>.

28. Wood R.D. Hydrobotanical methods. Baltimore : University Park Press, 1975. 173 p.

29. Yavnyuk A.A., Efremova N.N., Protsenko O.N. et al. Fluctuating asymmetry of zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pall.) and floating pondweed (*Potamogeton natans* L.) in water bodies within the Chernobyl accident exclusion zone. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44, No 5. P. 475—479.

30. Zukowski W. Rozmieszczenie gatunków z rodzaju *Utricularia* L. w Polsce. 1974. Bad. Fizjogr. Pol. Zach., Tow. Przyj. Nauk, seria B27. S. 189—217.

Надійшла 25.07.2022

L.M. Zub, PhD (Biol.), Senior Researcher, Head of Lab.,
Institute for Evolutionary Ecology of the NAS of Ukraine,
Academician Lebedev str., 37, Kyiv, 03143, Ukraine
e-mail: lesyazub2@gmail.com
ORCID 0000-0003-4539-080X

M.S. Prokopuk, PhD (Biol.), Researcher,
Institute for Evolutionary Ecology of the NAS of Ukraine,
Academician Lebedev str., 37, Kyiv, 03143, Ukraine
e-mail: maryanaprokopuk406@gmail.com

D.I. Gudkov, Dr. Sc. (Biol.), Prof., NAS Corresp. member, Head of Dept.,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

THE LONG-TERM OBSERVATIONS ON THE STRUCTURE OF MACROPHYTE
COMMUNITIES IN FLOODPLAIN WATER BODIES OF THE CHERNOBYL
EXCLUSION ZONE

The study based on 24-year observations (1998—2021) of species richness and coenotic activity of macrophytes of floodplains within the Chernobyl Exclusion Zone. The floristic composition of macrophytes in water bodies remained constant during this period. The lists of 1998 and 2021 differ only in three species: *Nymphaea alba*, *Trapa natans* began to be registered in reservoirs only in 2007; *Utricularia minor* was noted in 1998, in subsequent years it was not found. Water bodies are characterized by an impoverished species composition, a simplified coenotic structure of macrophyte communities, and intensive overgrowth of the water surface. The presence of rare species in the overgrown zone of shallow waters, primarily of the boreal complex — *Hottonia palustris*, *Potamogeton acutifolius*, *Callitriche cophocarpa* — makes these reservoirs as objects of protection and research. A common feature of the vegetation cover of all floodplain reservoirs in 1998 was the predominance of macrophyte communities, in which species of river and lake ecosystems, as well as indicator species of increased water-logging processes, were recorded. Currently, there is a gradual restoration of the natural structure of the macrophyte communities of the floodplains of the Pripjat River, which was disturbed due to the construction of flood-protection hydraulic structures. Modern features of the development of macrophytes testify to the improvement of the water exchange regime of floodplain water bodies. The chronic ionizing radiation, which the biota in studied water bodies have been exposed more than three decades, did not cause significant changes in the floristic and coenotic composition of macrophytes. Certain observed changes are associated with changes in the hydrological and hydrochemical regime of the floodplain of the Pripjat River.

Key-words: *Chernobyl exclusion zone, floodplain water bodies, macrophytes, floristic and coenotic composition.*

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ І ІХТІОЛОГІЯ

УДК 597.583.1

П.В. ТКАЧЕНКО, наук. співроб.,
Чорноморський біосферний заповідник НАН України,
вул. Лермонтова, 1, м. Гола Пристань, Херсонська обл., 75600, Україна,
e-mail: tkachenko.bsbr@gmail.com

ДИНАМІКА ЗМІН У ПОПУЛЯЦІЯХ БИЧКІВ ПРОМИСЛОВИХ ВИДІВ ТА ЇХ УЛОВІВ У ТЕНДРІВСЬКІЙ ЗАТОЦІ

У статті представлено динаміку змін у популяціях бичків промислових видів (бичка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), бичка жабоголового *Mesogobius batrachocephalus* (Pallas, 1814) та бичка-зеленчака *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1814)) у Тендрівській затоці за останні 30 років. Описано стан їх популяцій у 1989—2001 рр., його погіршення та зниження уловів даних видів у досліджуваних водоймах наприкінці 1990-х та в 2000-х роках.

Відображено сучасну ситуацію з цими видами бичкових риб у Тендрівській затоці. Описується локація бичка жабоголового у відкритому Чорному морі в 15 км на південь від о. Тендра, яка в сучасний період є одним з основних «резерватів» даного виду в північно-західній частині Чорного моря. Наводяться розмірно-вагові, частково вікові та інші показники в популяціях всіх трьох видів у 1989—2001 рр. у Тендрівській затоці та бичка жабоголового в 2019 р. на вказаній локації у відкритому морі; проведено їх порівняльний аналіз.

Ключові слова: бичок-кругляк, бичок жабоголовий, бичок-зеленчак, Тендрівська затока, Чорне море.

У морських та солонуватих водах України родина бичкових Gobiidae Fleming, 1822 представлена 15 родами та 33 видами [9, 10]. З них у Тендрівській затоці зафіксовані 16 видів з 12 родів [9, 10, 19].

Але в даній роботі нас цікавили лише промислові види бичків, якими у Тендрівській затоці є три види: бичок-кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), бичок жабоголовий *Mesogobius batrachocephalus* (Pallas, 1814) та бичок-зеленчак *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1814) [11, 15, 17, 19]. Ареали цих видів сильно перетинаються: всі вони поширені в басейнах Чорного, Азовського та Мармурового морів (за винятком окремих районів у останнього виду). Бичок-зеленчак зустрічається також у Середземному та Егейському морях, а бички кругляк та жабоголовий — у Каспійському морі [9]. Раніше в окремі сезони в українських водах добували до 700 тис. ц бичків [10]. В останні три десятиріччя чисельність цих

Ц и т у в а н н я: Ткаченко П.В. Динаміка змін у популяціях бичків промислових видів та їх уловів у Тендрівській затоці. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 6. С. 57—72.

видів у водах України помітно зменшилась, особливо бичка жабоголового, і вони всі є на даний час об'єктами локального місцевого чи аматорського лову [9].

Бичок-кругляк, бичок жабоголовий та бичок-зеленчак у Тендрівській затоці фіксувались всіма дослідниками, які проводили тут іхтіологічні чи гідробіологічні обстеження [2—4, 11, 13]. До початку 1990-х років популяції цих видів у досліджуваній водоймі знаходились у відмінному стані; всі вони були тут масовими видами, але бичок-кругляк завжди відрізнявся найбільшою чисельністю [11]. Його частина в уловах бичків складала від 71,7 до 97,5 % [11], а загальний вилов бичків за рік на початку 1980-х років коливався від 98,1 до 1951,0 ц [19].

У Чорному морі довжина тіла бичків кругляка та зеленчака досягає 25,0 см та маса у обох видів — до 250 г, а у бичка жабоголового довжина тіла може доходити до 34,5 см (зазвичай — 19,0—21,0 см) та вага — до 600—850 г [5, 9, 10, 15].

Мета даної роботи — показати динаміку змін, які відбувались в популяціях бичка-кругляка, бичка жабоголового та бичка-зеленчака в Тендрівській затоці за останні 30 років.

Матеріал та методика досліджень

Дослідження стану популяцій бичків промислових видів входить до системи моніторингу іхтіофауни Чорноморського біосферного заповідника НАН України (далі — ЧБЗ) [16], оскільки майже вся акваторія Тендрівської затоки входить до його складу. Використана в даній роботі інформація по цим видам отримана за допомогою: 1) науково-дослідних ловів у 1989—2001 рр. на 3—4 фіксованих точках відбору іхтіологічних проб у східній частині Тендрівської затоки (рис. 1) бичковими поріжевими сітками (по 1 сітці на кожній точці від 2 до 8 раз на рік; довжина сіток — в 50 м кожна та з розміром вічка 22 мм; всього відпрацьовано 229 сітко/діб); 2) повного біологічного аналізу вищевказаних ловів (всього оброблено 12 374 екз. бичків); 3) визначення на-віч проективного покриття водоростями дна у місцях проведення ловів; 4) перегляду вибірок бичків промислових видів для встановлення їх видового та статевого складу з уловів рибколгоспу ім. Шмідта (м. Одеса) у Тендрівській затоці в 1989—1998 рр. під час здійснення промислового лову бичковими поріжевими сітками довжиною 50 м кожна з розміром вічка 24 мм та бичковими ятерами з розміром вічка 18—22 мм (всього проаналізовані 42 вибірки загальною чисельністю 43 807 екз. бичків); 5) даних за 2010-ті роки з частоти трапляння даних видів, отриманих в ході спостережень егерів та іхтіолога ЧБЗ; 6) даних щодо прилову бичків промислових видів на креветочні ятері рибалками-приватними підприємцями в 2015—2021 рр. в морі вздовж о. Тендра та біля сел Залізний Порт та Приморське (раніше — Більшовик): з 10—20 уловів щороку на 4—8 ятерів, всього проаналізовані 97 уловів (з розрахунку 1 лов/1 ятір); 7) неповного біологічного аналізу 127 екз. бичка жабоголового загальною вагою 22,1 кг з вудкового лову (на спінінги різних конструкцій) 15.10.2019 р. рибалками-аматорами у від-

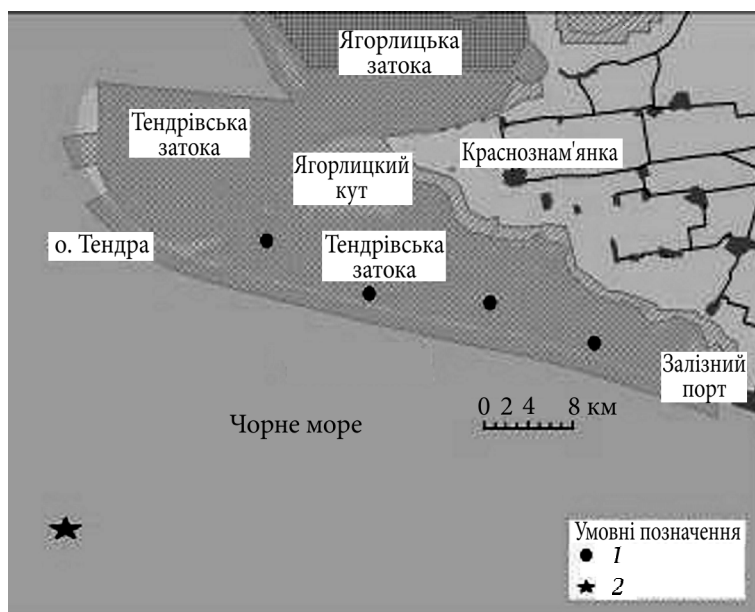


Рис. 1. Фіксовані точки відбору іхтіологічних проб у східній частині Тендрівської затоки в 1989—2001 рр. (1) та точка лову бичка жабоголового (*Mesogobius batrachocephalus*) 15.10.2019 р. (2).

критому морі приблизно за 15 км на південь від о. Тендра на глибинах 15—17 м, який відбувся на точці з координатами $N = 46^{\circ}04'15.3''$, $E = 31^{\circ}47'618''$ (див. рис. 1).

Визначення на-віч проективного покриття дна оцінювали за візуальною шкалою з 10 градаціями (10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100 %) і здійснювали з плавзасобів, оскільки невеликі глибини (від 1,5 до 3,0—3,5 м) це дозволяли. Око людини може визначити ступінь проективного покриття з точністю 10 % [14].

Виміри риб проводили за стандартними методиками [12]. Вимірювали повну та стандартну довжину тіла бичків за допомогою стандартної металевої 50-см лінійки з точністю до 1 мм. Вагу тіла визначали зважуванням з точністю до 0,1 г в 1990-х роках на аптечних вагах типу ВА-4М, а в 2019 р. — на лабораторних електронних вагах типу SNUG-II. Вік встановлювали по отолітах [23], вгодованість розраховували за Фультон [24].

З 2002 р. науково-дослідні лови водних живих ресурсів у Тендрівській затоці з об'єктивних причин перестали проводитись. У даній роботі використані матеріали за 1989—2001 рр., які не були опубліковані свого часу.

Ідентифікацію видів здійснювали за роботами [9] та [10]. Українські назви видів наведені за роботою [8].

Результати досліджень та їх обговорення

Лов бичкових риб завжди був у Тендрівській затоці традиційним видом промислу, який з кінця 1970-х років став тут обмеженим через включення східної частини затоки (де вівся промисел) до складу ЧБЗ і здійснювався рибодобувними організаціями з Херсонської (рибколгосп «Победа») та Миколаївської областей (рибколгосп «Свідомість»). З 1983 р. основний лов проводився рибколгоспом ім. Шмідта (м. Одеса), з уловів якого ми і робили вибірки та прорахунки щодо видового та статевого складу промислових уловів у 1989—1998 рр.

З 1989 р. зростання промислового навантаження виправдано привело до збільшення об'ємів загального вилову бичків у Тендрівській затоці. Але, починаючи з 1993 р., ситуація почала змінюватись і при подальшому зростанні цього навантаження вилови почали помітно зменшуватись (табл. 1). Тому з 1999 р. адміністрацією ЧБЗ було прийняте рішення про припинення навіть обмеженого промислового лову риби, і в даному випадку бичків, в цій водоймі до значного поліпшення промислової ситуації. Але надалі сприятливі промислові умови так і не настали. Окрім того, зі змінами у нормативних актах промислові лови риби на об'єктах природо-заповідного фонду стали неможливими.

Зменшення уловистості зрятьдь промислу бичків та промислових уловів бичків відбувалось через зниження загальної кількості всіх трьох промислових видів бичків Тендрівської затоки і, в першу чергу, домінуючого серед них виду — бичка-кругляка. Це зниження набуло загрозливих масштабів у другій половині 1990-х років через евтрофування вод східної частини Тендрівської затоки [19, 22].

У цій частині Тендрівської затоки евтрофування було викликане, здебільшого, скидами відпрацьованих зрошувальних вод, збагачених біогенами, ядохімікатами та ґрунтовою суспензією після вводу в дію Краснознам'янської зрошувальної системи та з розвитком на прибережних землях рисосіяння. У 1975—1980-х рр. щорічні об'єми скидів дренажних вод у затоку досягали, по офіційним даним, від 96,6 до 132,3 млн. м³ [1]. Це порушило природний сольовий баланс системи, обумовило замулювання та сильне евтрофування вод.

Зміни в гідрохімічному режимі цієї акваторії та підвищення їх евтрофованості спричинило й поступове, але фактично повне зникнення потужних та великих за площею заростей харових водоростей (рис. 2) [6], які й були основним біотопом мешкання бичків промислових видів. У Тендрівській затоці вони розташовувались уздовж о. Тендра на глибинах 2,0—3,5 м та їхня висота досягала 1,5—2,0 м. Їх біомаса доходила до 5300—11 000 г/м² в 1970-х роках, але скоротилась до 300—1167 г/м² до початку 1990-х років і знижувалась далі [6]. До середини 2010-х років вона вже досягала лише 29 г/м² і зарості харових водоростей зустрічались тільки на окремих ділянках даної водойми [6].

Зарості харових водоростей усі три види бичків промислових видів Тендрівської затоки використовували протягом всього теплого сезону як

укриття, тобто мешкали там фактично майже постійно. Це підтверджується тим, що більше 90 % всіх промислових та науково-дослідних ловів проводились на грунтах з проективним покриттям харовими водоростями від 19 до 63 %, а здебільшого — від 25 до 45 % та в середньому — 32,8 % на початку 1990-х років у період активного скорочення цих заростей та вже 21,4 % — в середині 1990-х років при подальшому процесі їх зменшення. Цією інформацією поповнюються загальновідомі дані про біотопи мешкання даних видів [9, 10, 15].

Вищевказані зміни призвели до значного зниження частоти трапляння всіх трьох видів у Тендрівській затоці в 1990-і роки [18, 22]. А бичок жабоголовий з 1998 р. взагалі почав тут зникати за даними промислових і науково-дослідних ловів (табл. 2). Хоча ще до 1995 р. в окремих ловах його частка зростала до 32,6 %, а бичка-кругляка зменшувалась до 63,8 %. Це відбувалось у травні при нересті останнього та іноді у вересні, коли відсоток бичка-кругляка зменшувався до 75,0—90,6 %, а частки бичка жабоголового і бичка-зеленчака зростали інколи до 22,7 %, що позначалось на річних показниках співвідношення видів (див. табл. 2).

У 1980—1990-х роках існував ще один район промислу бичків у Тендрівській затоці, який був по значенню другорядним і промисел там вівся не завжди (див. рис. 2). Улови в цьому районі часто відрізнялись підвищеною кількістю бичка жабоголового порівняно з іншими районами і його частка в уловах тут коливалась від 5,1 до 30,7 %. Ймовірно, через те, що близько до нього була Смаленська промоїна, яка в ті роки була на 4—5 км західніше, ніж зараз (див. рис. 2). Через неї міг відбуватись періодичний масовий підхід даного виду до Тендрівської затоки з Чорного моря, де, можливо, була його потужна локація.

Значне скорочення частоти трапляння у таких видів, як бичок-кругляк та бичок

Таблиця 1
Виллов бичків у Тендрівській затоці у 1989—2001 рр. та кількість знарядь лову, які там використовувались (протягом року)¹

Роки	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Виллов, ц	200,0	463,0	675,5	685,7	573,6	588,1	404,8	182,0	323,6	145,1
Знаряддя лову ²	900 пар	1200 пар	1200 пар	1800 пар	1920 пар	2300 пар	1800 пар	2100 пар	2400 пар	2850 пар
Сітки	120 шт	90 шт	90 шт	90 шт	90 шт	90 шт	120 шт	120 шт	160 шт	160 шт

Примітка. ¹ — даються сумарні цифри згідно запитів ЧБЗ офіційних даних виллову риби всіх рибодобувних організацій, які вели промисел в ці роки в регіоні досліджень; ² — лова велись бичковими поріжевими сітками довжиною 50 м кожна з розміром вічка 24 мм та бичковими яте-рами з розміром вічка 18—22 мм.

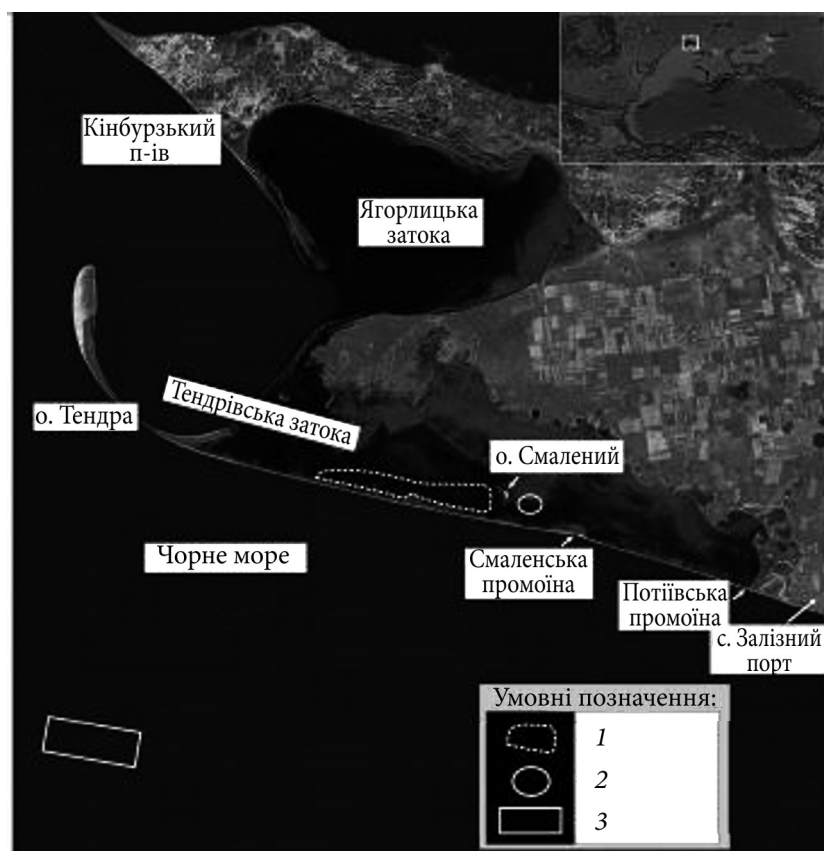


Рис. 2. Основні райони розташування заростей харових водоростей та промислу бичків у Тендрівській затоці: 1 — основний район розташування заростей харових водоростей та промислу бичків у Тендрівській затоці в 1989—1998 рр.; 2 — один з другорядних районів промислу бичків з високою концентрацією бичка жабоголового на початку 1990-х років; 3 — район вудкового лову цього виду у 2019 р. та інші останні роки.

жабоголовий, супроводжувалось і деякими іншими змінами в їх популяціях. Так, у першого з 1995 р., а у другого з 1997 р. почали знижуватись середні значення довжини тіла та ваги особин, і, особливо, у самок кругляка (табл. 3). Хоча раніше всі три види мали досить великі, як середні, так і максимальні розмірно-вагові показники, як для цих видів (див. табл. 3).

Примітним стало те, що у бичка-кругляка після 1991 р. фактично зникли особини п'ятирічного віку і почала знижуватись доля чотирирічних (табл. 4). Окрім того, вгодованість у бичка жабоголового фактично не змінилась, а у бичка-кругляка з 1995 до 2001 р. навіть підвищилась (див. табл. 3). Все це свідчить про зменшення конкуренції за поживні ресурси всередині популяції даного виду.

Таблиця 2
Співвідношення видів та статей бичків у промислових та науково-дослідних ловах у Гендрівській затоці за даними 1989—2001 рр.
(% за рік)

Роки	Промислові лови				Науково-дослідні лови			
	бичок-крутляк	бичок жабого-ловий	бичок-зелен-чак	всього екземп-лярів	бичок-крутляк	бичок жабого-ловий	бичок-зелен-чак	всього екземп-лярів
1989	98,6 88,9–111	0,6 41,4–58,6	0,8 52,1–47,9	4673	92,8 90,8–92	2,2 61,3–38,7	5,0 46,4–53,6	1395
1990	—	—	—	—	84,9 97,9–2,1	1,9 26,1–73,9	13,2 26,4–73,6	1202
1991	90,2 95,4–4,6	3,4 31,0–69,0	6,4 43,5–56,5	4088	77,1 91,8–8,2	11,1 54,7–45,3	11,8 53,6–46,4	476
1992	91,6 96,8–3,2	3,1 70,1–29,9	5,3 64,0–36,0	3244	89,9 96,6–3,4	1,5 63,6–36,4	8,6 67,2–32,8	714
1993	96,9 98,8–1,2	1,3 80,0–20,0	1,8 62,2–37,8	2000	94,0 96,6–3,4	1,8 50,0–50,0	4,2 66,7–33,3	218
1994	87,5 88,6–11,4	3,7 29,2–70,8	8,8 39,4–60,6	12910	91,5 91,9–8,1	3,6 42,9–57,1	4,9 36,8–63,2	390
1995	92,5 95,2–4,8	5,1 39,8–60,2	2,5 56,2–43,8	3865	93,1 95,1–4,9	4,0 33,3–66,7	2,9 46,7–53,3	524
1996	84,5 91,6–8,4	4,1 70,7–29,3	11,5 43,0–57,0	2000	90,5 94,5–5,5	2,9 71,3–29,6	6,6 50,0–50,0	885

Продовження табл. 2

Роки	Промислові лови				Науково-дослідні лови			
	бичок-кругляр	бичок жабого-ловий	бичок-зелен-чак	всього екзем-плярів	бичок-кругляр	бичок жабого-ловий	бичок-зелен-чак	всього екзем-плярів
1997	94,7 94,7–5,3	2,7 45,0–55,0	2,6 43,1–56,9	3000	94,5 93,6–6,4	3,2 47,8–52,2	2,3 50,0–50,0	1454
1998	96,0 95,5–4,5	0,5 29,3–70,7	3,5 55,7–44,3	8027	92,6 95,9–4,1	1,0 52,9–47,1	6,4 53,2–46,8	1732
1999	—	—	—	—	94,3 94,4–5,6	0,3 0,0–100,0	5,4 44,4–55,6	668
2000	—	—	—	—	94,0 94,3–5,7	0,1 0,0–100,0	5,9 47,6–52,4	1425
2001	—	—	—	—	92,0 93,1–6,9	0,1 0,0–100,0	7,9 50,0–50,0	1296

Примітка. 1) Промислові лови здійснювались бичковими поріжевими сітками довжиною 50 м кожна та з розміром вічка 24 мм та бичковими ятерами з розміром вічка 18–22 мм; науково-дослідні лови — бичковими поріжевими сітками довжиною 50 м кожна та з розміром вічка 22 мм. 2) А/Б — В: А — частка даного виду по відношенню до загальної кількості екземплярів всіх трьох видів; Б — частка самців по відношенню до загальної кількості екземплярів даного виду; В — те ж саме, але частка самок.

Таблиця 3
Розмірно-вагові характеристики бичків промислових видів з науково-дослідних ловів* у Тендрівській затоці за даними 1989—2001 рр.

Роки	Стать	Бичок-кругляк			Бичок жабоголовий			Бичок-зеленчак					
		SL	P	Q	Всього екземп-лярів	SL	P	Q	Всього екземп-лярів	SL	P	Q	Всього екземп-лярів
1989 (27)	♂	14,12± 0,187	76,44± 2,595	2,77± 0,162	1176	20,98± 0,254	192,96± 5,063	1,96± 0,231	19	18,36± 0,202	116,99± 6,114	1,89± 0,153	32
	♀	13,14± 0,248	62,58± 3,249	2,70± 0,094	119	19,10± 0,237	139,05± 4,708	1,95± 0,199	12	17,58± 0,265	109,56± 5,767	1,99± 0,129	37
1990 (22)	♂	13,94± 0,351	75,32± 4,267	2,79± 0,141	999	22,59± 0,437	209,61± 8,245	1,81± 0,156	6	17,94± 0,237	116,01± 3,872	2,16± 0,214	42
	♀	12,65± 0,463	53,21± 5,033	2,63± 0,236	15	20,47± 0,291	157,68± 6,480	1,84± 0,348	17	17,52± 0,108	111,19± 4,051	2,08± 0,136	117
1991 (18)	♂	13,88± 0,408	78,22± 2,523	2,93± 0,285	337	20,13± 0,633	148,71± 4,458	1,80± 0,260	29	17,11± 0,351	93,24± 5,167	1,84± 0,133	30
	♀	12,59± 0,374	56,14± 3,167	2,82± 0,097	30	20,34± 0,704	168,19± 3,891	1,93± 0,174	24	16,39± 0,286	81,09± 4,804	1,83± 0,272	26
1992 (15)	♂	13,94± 0,562	81,42± 3,465	2,83± 0,173	620	19,51± 0,478	133,26± 8,224	1,86± 0,304	7	16,95± 0,247	92,22± 5,026	1,89± 0,307	41
	♀	11,40± 0,490	56,67± 2,802	2,83± 0,209	22	20,68± 0,535	168,23± 5,475	1,87± 0,226	4	16,16± 0,270	81,14± 4,125	1,93± 0,246	20
1993 (6)	♂	13,77± 0,371	79,19± 4,183	2,98± 0,280	198	20,55± 0,775	129,40± 9,766	1,49± 0,455	2	17,08± 0,342	91,48± 2,947	1,84± 0,163	6

Продовження табл. 3

Роки	Стать	Бичок-кругляк			Бичок жабоголовий			Бичок-зеленчак			Всього екземплярів
		SL	P	Q	SL	P	Q	SL	P	Q	
1994 (9)	♀	11,22± 0,295	52,16± 2,924	2,93± 0,214	21,75± 0,325	176,95± 4,385	1,69± 0,365	16,23± 0,167	78,33± 2,667	1,83± 0,207	3
	♂	13,58± 0,619	76,85± 5,206	2,86± 0,307	18,97± 0,512	119,31± 6,740	1,75± 0,293	16,38± 0,278	81,53± 3,145	1,85± 0,321	7
	♀	11,84± 0,342	56,27± 4,736	2,97± 0,261	20,88± 0,443	160,63± 5,836	1,74± 0,252	16,93± 0,246	92,32± 2,854	1,90± 0,265	12
1995 (13)	♂	12,98± 0,471	69,50± 5,184	3,14± 0,293	18,38± 0,619	117,23± 4,590	1,83± 0,198	17,69± 0,319	97,46± 3,731	1,76± 0,281	7
	♀	10,55± 0,497	39,98± 3,928	3,31± 0,218	20,00± 0,535	143,01± 5,116	1,79± 0,267	17,20± 0,267	93,74± 2,993	1,85± 0,245	8
	♂	13,25± 0,518	73,55± 6,267	3,17± 0,351	19,84± 0,284	143,85± 3,757	1,80± 0,164	17,71± 0,324	95,41± 3,482	1,72± 0,190	29
1996 (12)	♀	10,60± 0,433	41,91± 4,367	3,42± 0,245	19,98± 0,427	148,42± 4,811	1,86± 0,224	17,75± 0,291	96,38± 2,659	1,74± 0,217	29
	♂	13,09± 0,727	70,54± 6,882	3,12± 0,468	20,18± 0,735	149,89± 8,248	1,82± 0,283	17,05± 0,479	86,66± 4,521	1,75± 0,194	17
	♀	9,71± 0,381	35,87± 1,963	3,67± 0,194	19,96± 0,571	145,41± 6,095	1,81± 0,190	17,42± 0,328	94,58± 3,983	1,78± 0,253	17
1998 (26)	♂	12,50± 0,562	65,19± 5,233	3,24± 0,251	19,01± 0,659	130,02± 4,273	1,87± 0,162	17,60± 0,437	103,90± 5,281	1,89± 0,310	59

Продовження табл. 3

Роки	Стать	Бичок-кругляк			Бичок жабоголовий			Бичок-зеленчак				
		SL	P	Q	SL	P	Q	SL	P	Q	Всього екземплярів	
1999 (17)	♀	8,81± 0,198	24,82± 2,269	3,60± 0,124	18,91± 0,481	125,38± 3,827	1,85± 0,141	18,18± 0,285	114,74± 4,729	1,91± 0,294	8	52
	♂	12,51± 0,357	64,19± 4,871	2,99± 0,464	—	—	—	—	18,12± 0,348	106,80± 4,261	1,79± 0,264	—
2000 (15)	♀	8,50± 0,133	26,00± 0,758	3,99± 0,079	18,55± 1,750	119,35± 17,250	1,78± 0,500	18,35± 0,325	110,77± 4,863	1,79± 0,377	2	20
	♂	13,50± 0,621	74,48± 7,209	3,01± 0,293	17,50± 0,000	97,80± 0,000	1,83± 0,000	17,89± 0,429	109,71± 5,067	1,92± 0,319	1	40
2001 (28)	♀	8,61± 0,194	27,94± 0,867	4,14± 0,056	18,20± 0,000	110,60± 0,000	1,84± 0,000	18,29± 0,514	117,90± 6,402	1,93± 0,352	1	44
	♂	13,15± 0,539	75,77± 5,683	3,09± 0,364	19,30± 0,000	131,80± 0,000	1,83± 0,000	18,51± 0,448	117,76± 5,939	1,86± 0,195	1	51
	♀	8,55± 0,273	30,37± 1,309	3,57± 0,137	17,60± 0,000	98,70± 0,000	1,81± 0,000	18,48± 0,561	120,91± 6,624	1,91± 0,286	1	51

Примітка. * Лови проводились на 3—4 фіксованих точках бичковими поріжевими сітками (по 1 сітці на кожній точці від 2 до 8 раз на рік) довжиною по 50 м кожна та з розміром вічка 22 мм; SL — стандартна довжина тіла, см; P — вага тіла, г; Q — вгодованість (за Фультон); наводяться їхні середні значення (середня±m) загалом за рік; в дужках вказана кількість відпрацьованих за рік сітко/дів.

Таким чином, у популяції бичка-кругляка в Тендрівській затоці в 1990-х роках почали спостерігатись процеси, які характерні для перевилову, дещо схожі на ті, які відбувались свого часу на Азовському морі [7].

Тобто, враховуючи той факт, що самки у бичка-кругляка набагато менші за самців і фактично не обловлюються промисловими ловами, можна припустити, що однією з причин зниження уловистості, об'ємів вилову та частоти трапляння даного виду, як і двох інших видів, став промисловий лов, хоча він і був тут обмеженим. Додатковими чинниками стали забруднення даної водойми, виникла через це евтрофікація та наступне за нею зникнення харових водоростей, які були основним біотопом мешкання промислових видів бичків Тендрівської затоки.

З середини 1990-х років ситуація почала змінюватись. Дія таких чинників, як загальне забруднення Чорного моря та забруднення Тендрівської затоки скидними водами Краснознам'янської зрошувальної системи та з рисових чеків, помітно знизилась, як і рівень евтрофованості заток [19]. Загальна екологічна ситуація в даному районі дещо покращилась, що в 2000—2010-х роках позитивно відобразилось на стані цілої низки риб [18, 19] і, в першу чергу, чорноморських видів кефалей, чисельність яких почала суттєво рости [20].

Але у досліджуваних нами видів бичків такого не спостерігалось. Їхня частота трапляння не зростала, хоча бичок-кругляк і був масовим видом, але його кількість була на порядки нижчою, ніж раніше. У бичка-зеленчака вона варіювала від масового виду до звичайного, а бичок жабоголовий взагалі був представлений одиничними особинами, і переважно, в морі біля узбережжя о. Тендра та інколи в Тендрівській затоці [18, 19]. І лише в останні 4—7 років, згідно аналізу прилову на креветочні ятері рибалка-

Таблиця 4

Віковий склад бичка-кругляка у вибірках з науково-дослідних ловів у Тендрівській затоці за даними 1991—2001 рр. (%)

Роки	Вік				Загальна кількість екземплярів
	2+	3+	4+	5+	
1991	16,0	64,0	18,7	1,3	75
1992	18,4	61,3	20,3	0,0	75
1993	38,0	62,0	0,0	0,0	50
1994	31,5	68,0	0,5	0,0	50
1995	48,0	46,0	6,0	0,0	50
1997	33,9	48,6	17,5	0,0	50
1998	35,5	45,7	18,8	0,0	50
1999	41,6	44,8	13,6	0,0	50
2000	20,3	72,4	7,3	0,0	50
2001	21,8	69,4	8,8	0,0	50

ми-приватними підприємцями в 2015—2021 рр. у морі вздовж о. Тендра та біля сел Залізний Порт та Приморське у двох перших видів відбулось плавне зростання частоти трапляння — в середньому в 1,5—2,0 рази. А у останнього виду в березні — квітні 2021 р. вона підвищилась більш суттєво у порівнянні з тим же періодом у попередні роки — в середньому з 0—2 особин на 1 ятір у 2015—2019 рр. до 2—4 особин у 2020 р. та до 7—8 особин у 2021 р. Також останніми роками виявляється поява, поки що окремих, великих куртин харових водоростей у східній частині Тендрівської затоки, що дає надію на відновлення тих їх потужних заростей, які були в минулому.

Протягом кількох останніх років у вересні-грудні практично постійно при сприятливій погоді проводиться аматорський вудковий лов саме бичка жабоголового з катерів, фелюг та човнів в морі приблизно за 15 км на південь від о. Тендра (див. рис. 2). Такі лови організуються власниками катерів мм. Очакова, Миколаєва та інших і ведуться на глибинах 15—17 м, ймовірно, на древньому останці Тендрівської коси, який розташований у вказаному районі [21].

За усним повідомленням начальника Тендрівського маяка Сиротюка В.М., здобич цих рибалок складає від кількох кг бичка жабоголового до 20—30, а іноді й до 60—80 кг та навіть одного разу в кінці вересня 2019 р. — 93 кг на 1 чоловіка (їх на борту може бути від 2—5 до 10 чоловік, а кількість плавзасобів — від 1—2 до 20—30). А найбільші особини цього бичка в таких ловах іноді досягають ваги в 600—700 г (за їх візуальною оцінкою). Район такого інтенсивного лову простягається на 4—5 км зі сходу на захід і має ширину від 1 до 2 км, тобто займає площу 5—10 км². За його межами бички практично не ловляться.

Нам вдалось 15 жовтня 2019 р. здійснити неповний біологічний аналіз частини одного з таких уловів, який відбувся на точці з координатами N = 46°04'15.3", E = 31°47'618" (див. рис. 1). Всього ми обробили 127 екз. бичків жабоголових загальною вагою 22,1 кг (лише у 24 екз. бичків вдалося встановити вік). Весь улов 8 рибалок-аматорів тоді склав приблизно 45—50 кг. Розмірно-вагові та вікові характеристики улову представлені в таблиці 5 та на рисунку 3.

Найбільша стандартна довжина тіла серед цих бичків зафіксована в 26,6 см у самців та 27,3 см у самок, а найменша — відповідно в 14,3 см та 17,2 см. Найбільша повна довжина тіла серед них дорівнювала 30,4 см у

Таблиця 5

Розмірно-ваговий склад бичка жабоголового з вудкового улову в Чорному морі в районі о. Тендра 15.10.2019 р.

Стать	SL	P	Q	Всього екземплярів
♂	20,76±0,363	185,53±3,068	1,80±0,092	75
♀	20,99±0,442	155,67±4,304	1,89± 0,125	52

Примітка. SL — стандартна довжина тіла, см; P — вага тіла, г; Q — вгодваність (за Фультон); наводяться їхні середні значення (середня±m).

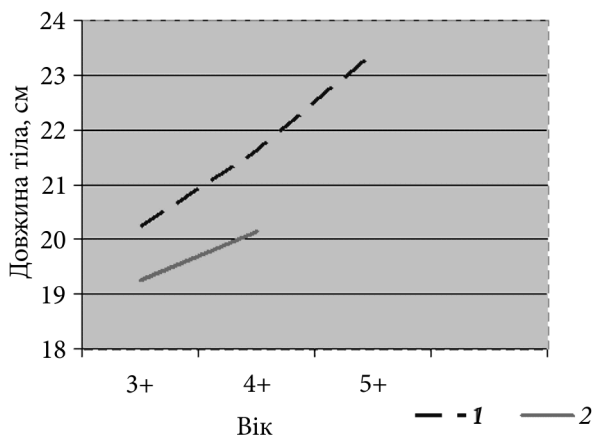


Рис. 3. Розмірно-вікова характеристика бичка жабоголового з вудкового улову в Чорному морі в районі о. Тендра 15.10.2019 року: 1 - самці ($n = 18$); 2 - самки ($n = 6$).

самців та 31,4 см у самок, а найменша — відповідно в 17,5 см та 20,1 см. Найбільша ж вага тіла склала 330,4 г у самців та 346,8 г у самок, найменша — відповідно 51,1 г та 85,3 г.

Досить цікавим є те, що максимальна вага тіла у самців цих бичків жабоголового є майже однаковою з такою, що була зафіксована і в 1989—2001 рр. (див. табл. 3). Також приблизно схожі і середні значення стандартної довжини тіла та її ваги, як у самців, так і у самок з улову 2019 р. і з нау-

ково-дослідних ловів на початку 1990-х років (див. табл. 3, 5), тобто коли популяція цього виду бичків у Тендрівській затоці була в найкращому стані. І це не зважаючи на те, що перші лови проводилися спінінгами, а другі — бичковими сітками. Тобто, можна припустити, що популяція бичка жабоголового, локалізована в Чорному морі в 15 км на південь від о. Тендра, є одним з небагатьох досить важливих резерватів даного виду бичків у північно-західній частині Чорного моря. Можливо, саме звідти в 1990-ті роки та в 20 останніх років бичок жабоголовий підходив з моря до о. Тендра та в Тендрівську затоку.

Резюмуючи все вищевикладене, можна сказати, що в популяціях бичків промислових видів у Тендрівській затоці ще є значний потенціал для їх повноцінного відродження. Враховуючи покращення ситуації з заростями харових водоростей в останні роки та підвищення частоти трапляння бичків кругляка, жабоголового й зеленчака, а також їх короткий цикл розмноження, можна чекати на значне підвищення їх кількості тут найближчими роками.

Висновки

Підвищення евтрофованості Тендрівської затоки у 1970—1990-ті роки спричинило фактично повне зникнення потужних та великих за площею заростей харових водоростей, які були основним біотопом мешкання бичків промислових видів і в першу чергу — бичка-кругляка, частка якого складала до 98 % уловів. Подальше зниження уловистості знарядь промислу бичків в середині 1990-х років спричинило збільшення промислових навантажень та привело до перевилу.

Все це призвело до значного зниження частоти трапляння та уловів бичків у Тендрівській затоці у другій половині 1990-х років та практично-

го зникнення тут бичка жабоголового з кінця 1990-х років. Окрім того у бичка-кругляка з 1995 р., а у бичка жабоголового з 1997 р. почали знижуватись середні значення довжини тіла та ваги особин, і, особливо, у самок бичка-кругляка. А також у останнього після 1991 р. фактично зникли особини п'ятирічного віку, а частка чотирирічних знизилась та зросла вгодваність більш молодших вікових груп.

В останні 4—7 років відбулось зростання частоти трапляння у бичків кругляка та зеленчака в 1,5—2,0 рази та в 2021 р. в кілька разів — у бичка жабоголового.

Відомості про те, що для життєдіяльності всі три види використовували зарості харових водоростей, поповнюють загальні дані про біотопи їх мешкання.

Описана популяція бичка жабоголового, локалізована в Чорному морі в 15 км на південь від о. Тендра, на даний час є одним з важливих резерватів даного виду в північно-західній частині Чорного моря та, вірогідно, виступає джерелом проникнення бичків даного виду до о. Тендра та Тендрівської затоки.

Список використаної літератури

1. Бахтіарова Л.І. Причини та наслідки меліорацій в Північному Причорномор'ї: Дренажні системи // *Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. Серія: Географічні та геологічні науки*. 2014. Т. 19, вип. 2. С. 80—100.
2. Борисенко А.М. Количественный учет донной фауны Тендровского залива : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Харьков, 1946. 215 с.
3. Виноградов К.О. Ихтиофауна північно-західної частини Чорного моря. Київ : Вид-во АН УРСР, 1960. 116 с.
4. Замбриборщ Ф.С. Рыбы низовьев рек и приморских водоемов северо-западной части Черного моря и условия их существования : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Одесса, 1965. 263 с.
5. Ильин Б.С. Бычки северо-западного района Черноморского бассейна. *Тр. Гос. ихтиол. опытной станции*. Херсон, 1927. Вып. 1. С. 93—108.
6. Королесова Д.Д. Биоценоз харовых водорослей как важный элемент прибрежных экосистем (на примере Тендровского и Ягорлыцкого заливов Черного моря). *Вісн. Одеськ. нац. ун-ту. Серія: Географічні та геологічні науки*. 2015. Т. 20, вип. 1. С. 134—148.
7. Костюченко В.А. Влияние промысла на популяцию азовского бычка-кругляка. *Тр. АзЧерНИРО*. 1966. Вып. 27. С. 17—35.
8. Куцоконь Ю.К., Квач Ю.В. Українські назви міног і риб фауни України для наукового вжитку. *Біологічні студії*. 2012. Т. 6, № 2. С. 199—220.
9. Манило Л.Г. Рыбы семейства бычковые (Perciformes, Gobiidae) морских и солоноватых вод Украины. Киев : Наук. думка, 2014. 244 с.
10. Мовчан Ю.В. Рыбы Украины. Київ : Золоті ворота, 2011. 420 с.
11. Пинчук В.И., Ткаченко П.В. Рыбы морских акваторий. Позвоночные животные Черноморского биосферного заповедника (аннотированные списки видов). *Вестн. зоологии*. 1996. Отд. вып. № 1. С. 5—10.
12. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. Москва : Пищ. пром-сть. 1966. 375 с.
13. Пупков В.А. Зообентос Ягорлыцкого и Тендровского заливов и его роль в питании водоплавающих птиц Черноморского заповедника. Отчет по теме. Голая Пристань. 1975. С. 105—117.

14. Раменский Л.Г. Проблемы и методы изучения растительного покрова. Ленинград : Наука, 1971. 334 с.
15. Световидов А.Н. Рыбы Черного моря. Москва; Ленинград : Наука, 1964. 550 с.
16. Ткаченко П.В. Методология ихтиологического мониторинга в Черноморском биосферном заповеднике. Сб. науч. тр. «Метода», вып. «Фальцфейновские чтения — 99». Херсон : Айлант, 1999. С. 163—167.
17. Ткаченко П.В. Промысловые виды рыб Тендровского, Ягорлыцкого заливов и прилегающих акваторий : материалы Междунар. конф. «Водные биоресурсы и пути их рационального использования». Киев : КМ Academia, 2000. С. 43—45.
18. Ткаченко П.В. Рыбы Тендровского, Ягорлыцкого заливов и прилегающей акватории Черного моря. *Природничий альманах*. 2012. Вып. 18. С. 181—193.
19. Ткаченко П.В. Іхтіофауна Тендрівської, Ягорлицької затоки та прилеглої акваторії Чорного моря. *Вісн. Чернівецьк. нац. ун-ту. Біологічні системи*. 2018. Т. 10, вип. 1. С. 47—66.
20. Ткаченко П.В. Динаміка чисельності в популяціях кефалей лобаня, сингіля і гостроноса у Тендрівській і Ягорлицькій затоках та прилеглих до них акваторіях Чорного моря . *Гідробіол. журн.* 2021. Т. 57, № 4. С. 53—68. DOI: 10.1615/Hydrobiol.v57.i6.40
21. Усенко В.П., Черняков Д.А., Чигрин Р.Г. Природная зональность Тендровского залива. Препр. ИГН АН УССР. Киев, 1988. 40 с.
22. Черняков Д.О., Ткаченко П.В. Сучасні проблеми збереження природно-аквальної комплексів Тендрівської та Ягорлицької затоки. Сучасні проблеми аквакультури. *Тавр. наук. вісн.* 2003. Вип. 29. С. 221—229.
23. Чугунова Н.И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. Москва : Изд-во АН СССР, 1959. 162 с.
24. Fulton T.W. Rate of growth of sea fish. *Fish. Scotl. Sci. Invest. Report*. 1902. Vol. 20, N 3. P. 226—334.

Надійшла 28.01.22

P.V. Tkachenko, Researcher,
Black sea Biosphere Reserve NAS of Ukraine,
Lermontova st., 1, Gola Pristan, Kherson region, 75600, Ukraine,
e-mail: tkachenko.bsbr@gmail.com

DYNAMICS OF CHANGES IN POPULATIONS OF INDUSTRIAL GOBY SPECIES AND THEIR CATCHES IN TENDRA GULF

The article represents dynamics in populations of industrial Goby species (round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), knout goby *Mesogobius batrachocephalus* (Pallas, 1814) and grass goby *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1814)) in Tendra Gulf for the past 30 years. The state of their populations in 1989—2001 is described as well as its deterioration and decrease in catches of these species in the studied water areas in the late 1990-s and 2000-s. The current situation of these Goby fish species in Tendra Gulf is reflected. The location of knout goby in the high Black Sea in 15 km to the south from Tendra Island is described, which in current times is one of the main «reservations» of this particular species in the northwestern part of the Black Sea. Dimensional and weight indexes, partially age and other rates are listed for all three species populations during 1989—2001 in Tendra Gulf and for knout goby in 2019 in the specified location of high seas; their comparative analysis was carried out.

Key words: round goby, knout goby, grass goby, Tendra Gulf, the Black Sea.

УДК 597.5+591.9

Р.О. НОВИЦЬКИЙ, д. б. н., проф., зав. кафедри,
Дніпровський державний аграрно-економічний університет,
вул. С. Єфремова, 25, Дніпро, 49600, Україна
novitskyroman@gmail.com
ORCID 0000-0001-9373-5759

Л.Г. МАНІЛО, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Національний науково-природничий музей НАН України,
вул. Б. Хмельницького, 15, Київ, 01601, Україна
leonid.manilo@gmail.com
ORCID 0000-0002-7143-9470

В.М. ПЕСКОВ, к. б. н., в. о. зав. відділом зоології,
Національний науково-природничий музей НАН України,
вул. Б. Хмельницького, 15, Київ, 01601, Україна
vladimir.peskov53@gmail.com
ORCID 0000-0002-2389-6546

В.Я. ГАСО, к. б. н., доцент, пров. наук. співроб.,
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
просп. Гагаріна, 72, Дніпро, 49050, Україна
viktor.gasso@gmail.com
ORCID 0000-0002-6094-9408

ПОШИРЕННЯ ТА ЕКОМОРФОЛОГІЧНІ ЗМІНИ У БИЧКА-РАТАНА *PONTICOLA RATAN* (NORDMANN, 1840) В ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩАХ (УКРАЇНА)

Бичок-ратан Ponticola ratan (Nordmann, 1840) зазвичай мешкає в солоних і солонуватих водах Чорного, Азовського та Каспійського морів. Нами представлені останні дані щодо місць знахідок бичка-ратана у прісних водах України. Знахідки статевозрілих особин бичка-ратана в Дніпровському та Канівському водосховищах свідчать про його активне просування вгору по Дніпру. Вперше досліджено морфологічні характеристики бичка-ратана, що мешкає в умовах прісноводних екосистем. Між бичками прісноводних та морських місць проживання були виявлені певні відмінності морфологічних показників, які можуть відображати адаптаційні зміни до нового прісноводного середовища. Дніпровські особини бичка-ратана, порівняно з морськими, характеризуються певними морфологічними змінами, які можуть розглядатися як адаптація до особливостей проживання в прісних водах — більш каламутної (непрозорої) води та іншого спектра кормів. Неоднократні знахідки статевозрілих бичків у Дніпровських водосховищах підтверджують, що цей вид слід вва-

Ц и т у в а н н я: Новіцький Р.О., Маніло Л.Г., Песков В.М., Гасо В.Я. Поширення та екоморфологічні зміни у бичка-ратана *Ponticola ratan* (Nordmann, 1840) в дніпровських водосховищах (Україна). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 6. С. 73—90.

жати як евригалінним, так і амфідромним. У той же час, незначна чисельність *P. ratan* у р. Дніпро дозволяє розглядати його статус у прісних водах України не як інвазійний, а як чужорідний вид.

Ключові слова: прісноводні екосистеми, чужорідні риби, евригалінність, морфологія, морфометричні показники, адаптація

Побудова греблі Дніпровської гідроелектростанції на р. Дніпро поблизу м. Запоріжжя в 1931 р. призвела до швидких змін тієї частини річки, що перетворилась на зарегульоване водосховище — перше велике штучне водосховище в Європі. Після Другої світової війни гігантське будівництво кількох дамб на початку 1960-х років перетворило р. Дніпро у каскад водосховищ [6]. Згодом р. Дніпро почала успішно заселятися новими чужорідними видами. Останніми роками фауногенез у дніпровських водосховищах значно посилюється, з'являються нові види безхребетних і риб, як саморозселенці, так і чужорідні, які успішно проходять етапи адаптації і натуралізації у великих штучних водоймах [3, 12, 38]. На початку 2010-х років у басейні Дніпра з'явилися та розселилися 36 видів риб, причому натуралізувалися з них понад 60 % [10]. Ключовими факторами у розповсюдженні понто-каспійських видів у басейні Дніпра стали: а) «лімнізація» річки через її перетворення на каскад водосховищ; б) штучна акліматизація нових видів як кормових об'єктів для місцевих промислових видів риб [10]. Понто-каспійські види домінують серед прибульців, які характеризуються чітким напрямком просування — від нижньої до верхньої течії річки. Водоймою-донором чужорідних видів для створеного каскаду дніпровських водосховищ стало Чорне море. Київське водосховище, в свою чергу, стало водоймою-донором понто-каспійської фауни для р. Прип'яті і Верхнього Дніпра. Таку ж саму роль водоймища-донора чужорідних видів виконало Кам'янське водосховище для басейну р. Сіверський Донець, де міжбасейнове «постачання» видів відбулося завдяки гідротехнічному каналу Дніпро — Донбас. Деякі з видів-вселенців не тільки успішно натуралізувалися, але й здійснюють самостійне просування по басейнах річок — ротань-головешка *Percottus glenii* Dybowski, 1877; чебачок амурський *Pseudorasbora parva* Temmincket Schlegel, 1846; кніповичія кавказька *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916) [38].

У 1990-х роках у Дніпровському водосховищі було зареєстровано лише шість видів бичків, а у 2010-х їхня кількість вже збільшилася до 11 [13]. Така тенденція може демонструвати здатність бичків до подальшої експансії у європейських прісних водах [31, 36]. При потраплянні в нові екологічні умови у таких риб відбуваються мікроеволюційні процеси, що призводить до адаптивних морфологічних змін [20]. Серед понто-каспійських видів риб бички продемонстрували високу інвазійну здатність.

Найбільш інвазійно небезпечними видами бичків в Європі вважаються бичок-кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas 1814), бичок-головань *Ponticola kessleri* (Günther 1861), бичок-бабка *Neogobius fluviatilis* (Pallas 1814) та бичок-гонець *Babka gymnotrachelus* (Kessler 1857). Вони продов-

жують просування на захід від Понто-Каспійської області до Балтійського моря через річки Дніпро, Буг та Вісла, а також до Північного моря через річки Дунай та Рейн [27]. На відміну від них, набагато менше відомо про наявність бичка-ратана *Ponticola ratan* (Nordmann, 1840) (Gobiiformes, Gobiidae) у прісних водах, і донедавна такі відомості були обмежені небагатьма знахідками: у р. Південний Буг [1], Каховському [11] та Дніпродзержинському водосховищах [21, 32]. Морфологічні відмінності бичка-ратана з прісноводних популяцій раніше детально не досліджувались.

Ареал *P. ratan* охоплює басейни Чорного, Азовського (північні і східні частини) та Каспійського морів (підвид *P. r. goebeli*) [4, 8, 9, 17]. Зазвичай бичок-ратан мешкає на кам'янистих та вкритих гравієм прибережних ділянках Чорноморського узбережжя Туреччини [14, 16, 30], Ірану [22, 29], Грузії [28, 35], Болгарії [39, 40], Румунії [17], Азербайджану [33] та Росії [2].

Метою роботи є узагальнення і аналіз останніх матеріалів з розповсюдження *P. ratan* у прісних водах України (р. Дніпро, Дніпровське та Канівське водосховища), а також вивчення адаптивних змін його морфологічних ознак в умовах прісноводних екосистем.

Матеріал і методика досліджень¹

Досліджували екземпляри бичка-ратана з іхтіологічної колекції Національного науково-природничого музею НАН України (нижче вказані інвентарні номери, під якими вони зберігаються). Річка Дніпро: № 9353, 6 екз., Україна, Дніпропетровська обл., Петриківський р-н, окол. с. Шульгівка, р. Дніпро, Кам'янське (Дніпродзержинське) вдсх., вихід каналу Дніпро — Донбас, глиб. до 2 м, 2011—2012, О.В. Діденко (рис. 1); № 10239, 2 екз., Україна, Дніпропетровська обл., окол. м. Дніпро, Дніпровське вдсх. (верхня ділянка, глиб. 6 м, кам'яна гряда), 16.06.2015, Д.Л. Бондарев; № 10241, 2 екз., Україна, Дніпропетровська область, окол. с. Сухачівка, 1 км нижче Таромського кар'єру, природний заповідник Дніпровсько-Орільський, верхня частина Дніпровського вдсх., глиб. 1,5 м, 29.04.2016, Д.Л. Бондарев; № 10387, 1 екз., Україна, Київська обл., Кагарлицький р-н, с. Балико-Щучинка, Канівське вдсх., кам'яні берегоукріплення, 11.05.2019, О.В. Діденко.

Для порівняння використали наступні матеріали. Північно-західна частина Чорного моря: № 2467, 3 екз., Україна, Одеська обл., Овідіопольський р-н, окол. с. Санжійка, Чорне море, 14.08.1969, В.І. Пінчук; № 5202, 4 екз., Україна, Миколаївська обл., Очаківський р-н, окол. с. Лупарево, Бузький лим., Чорне море, 25.10.1984, В.І. Пінчук; № 5339, 1 екз., Україна, Одеська обл., Овідіопольський р-н, окол. с. Санжійка, Чорне море, 14.08.1965; № 8733, 1 екз., Україна, Одеська обл., Білгород-Дністровський р-н, Дністровська банка, Чорне море, 1—12.10.1961, В.І. Пінчук. Азовське

¹ Автори висловлюють велику подяку колекторам риб — канд. біол. наук О.В. Діденку (Інститут рибного господарства НААН України) та д-ру філософії, співробітнику природного заповідника Дніпровсько-Орільський Д.Л. Бондареву за передачу власних матеріалів до іхтіологічної колекції ННПМ НАН України.

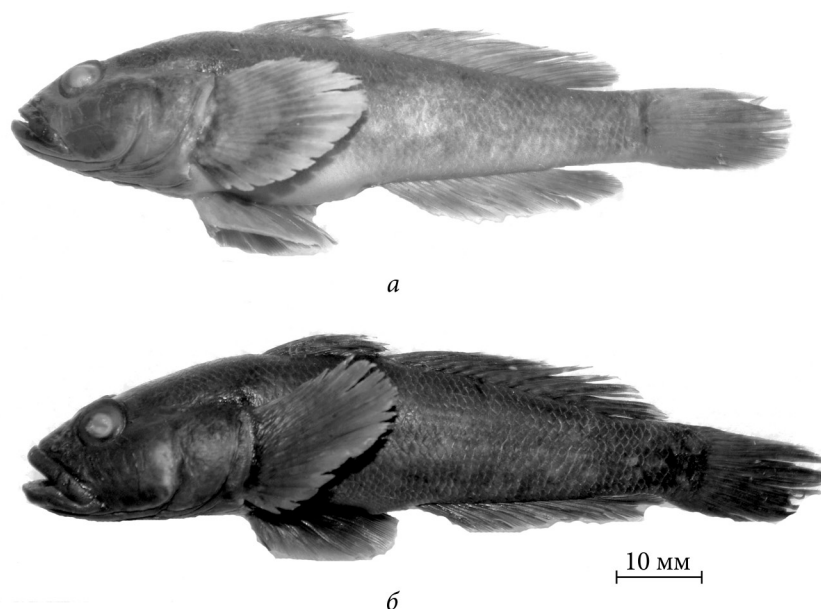


Рис. 1. Бичок-ратан з Кам'янського водосховища: а — самець, SL 77 мм; б — самка, SL 80 мм (№ 9353). Фото Л.Г. Маніло

море: № 6238, 3 екз., Україна, Запорізька обл., Приазовський р-н, окол. с. Степанівка (р-н заказника «Степанівська коса»), Молочний лиман, глиб. 0,5 м, 16.06.1998, І.С. Міт'яй, В.А. Демченко, А.Г. Антоновський, Н.А. Скідан; № 6482, 1 екз., Україна, Запорізька обл., Якимівський р-н, окол. смт. Кирилівка, Молочний лиман, 21.09.2001, А.І. Смірнов; № 7619, 1 екз. Україна, АР Крим, Ленінський р-н, Керченський півострів, Азовське море, 15.06.2009, А.І. Милованов.

Усі вимірювання проводили за допомогою електронного штангенциркуля з точністю 0,1 мм відповідно до загальної процедури дослідження зовнішньої морфології бичків [27] з деякими змінами (табл. 1).

Щоб позбутися зайвого дублювання інформації, з аналізу видаляли ознаки зі значущою кореляцією ($r \geq 0,70$): $aD1/SL - aD2/SL$ (0,73), $aP/SL - c/SL$ (0,73), $pD/SL - lpc SL$ (0,69), $c/SL - wc/c$ (0,79), $hc/c - wlab/c$ (0,67).

Усі вивчені зразки об'єднані у три географічні групи, які умовно названі популяціями для позначення груп особин з різних місць проживання: річка Дніпро, Чорне море та Азовське море. Щоб уникнути впливу розмірної мінливості, з морських популяцій для обрахунків відібрали бичків подібного розміру. Зважаючи на невелику кількість особин, вилвлених у р. Дніпро, ми не мали можливості врахувати можливий вплив статевого диморфізму на відмінності між морськими та річковою вибірками (тут і надалі під вибіркою розуміється група особин з одного географічного регіону). Тому статистичний аналіз проводили без врахування статі.

Морфологічні ознаки бичка-ратана, що досліджувалися

№	Позначення ознак	Опис ознак
Пластичні ознаки		
1	SL	стандартна довжина тіла
2	H	висота тіла перед першим спинним плавцем
3	h	висота хвостового стебла
4	aD_1	відстань від початку верхньої губи до початку основи першого спинного плавця
5	aD_2	відстань від початку верхньої губи до початку основи другого спинного плавця
6	aP	антепекторальна відстань (від початку верхньої губи до початку грудного плавця)
7	aV	антевентральна відстань (від початку верхньої губи до основи черевного присоска)
8	aA	антеанальна відстань (від початку верхньої губи до початку основи анального плавця)
9	pD	постдорсальна відстань (від кінця основи другого спинного плавця до початку основи середніх променів хвостового плавця)
10	lD_1	довжина основи першого спинного плавця
11	hD_1	висота першого спинного плавця
12	lD_2	довжина основи другого спинного плавця
13	hD_2	висота другого спинного плавця
14	lA	довжина основи анального плавця
15	hA	висота анального плавця
16	lP	довжина грудного плавця
17	lpc	довжина хвостового стебла (від вертикалі кінця основи анального плавця до початку основи середніх променів хвостового плавця)
18	lV	довжина черевного присоска
19	$V-an$	довжина черева від початку основи черевного присоска до ануса
20	C	довжина голови від початку верхньої губи до вертикалі верхнього кута зябрової кришки
21	wC	ширина голови (по спинній стороні між початками зябрових щілин)
22	hC	висота голови через центр ока

Продовження табл. 1

№	Позначення ознак	Опис ознак
23	<i>r</i>	довжина рила від початку верхньої губи до переднього краю ока
24	<i>l_{mx}</i>	довжина гілки верхньої щелепи
25	<i>w_{lab}</i>	ширина верхньої губи
26	<i>l_{md}</i>	довжина гілки нижньої щелепи
27	<i>o</i>	горизонтальний діаметр орбіти ока
28	<i>p_o</i>	заокова відстань (від заднього краю орбіти до верхнього кута зябрової кришки)
29	<i>i_o</i>	міжокова відстань
Меристичні ознаки		
30	<i>D₁</i>	кількість колючих променів у першому спинному плавці
31	<i>D₂</i>	кількість променів у другому спинному плавці
32	<i>A</i>	кількість променів у анальному плавці
33	<i>P</i>	кількість променів у грудному плавці
34	<i>S_{qu}</i>	кількість поперечних рядів лусок (від верхнього кута зябрової кришки до початку основи середніх променів хвостового плавця)
35	<i>Gr</i>	кількість зябрових тичинок на першій зябровій дузі

Для подальшого порівняльного аналізу абсолютне значення виміру морфологічної ознаки переводили у безрозмірне. Для цього середнє значення кожної ознаки сукупної «морської» вибірки використовували як «стандарт», а безрозмірні значення обчислювали як його частку:

$$k = \frac{X_i}{X_{st}}, \quad (1)$$

де: *k* — безрозмірне значення морфологічної ознаки як частка морського «стандарту»; *X_i* — абсолютне значення морфологічної ознаки; *X_{st}* — середнє «стандартне» значення ознаки, розраховане для сукупної «морської» вибірки.

Це дозволяє прибрати розмірність кожної ознаки і порівнювати (співвідносити) зовсім різні ознаки між собою за величиною їхнього відхилення від вихідного морського «стандарту», тобто перейти від аналізу лінійних розмірів риб до дослідження мінливості пропорцій їхнього тіла.

Алометричну мінливість морфометричних ознак оцінювали шляхом співставлення безрозмірних значень пластичних ознак, виражених як частка «стандарту», — їхнього середнього значення, розрахованого для сукупної вибірки. Крім того, при статистичному аналізі враховували значення ознак окремих особин та середнє значення кожної вибірки. Лінійні параметри риб, які не змінюють форму тіла під час росту, вважаються такими, що відповідають нормальному розподілу [15]. Значущість відмінностей між вибірками бичків за середніми значеннями ознак оцінювали з використанням *t*-критерію Стьюдента. При порівнянні риб за пропорціями тіла використовували непараметричний критерій знаків (*Z*), який дозволяє працювати з малими вибірками і робити статистично обґрунтовані висновки для послідовних відмінностей між парами спостережень [41]. Диференціацію бичків вивчали за допомогою дискримінантного аналізу відносних значень (морфометричних індексів) 19-ти пластичних ознак. Канонічний дискримінантний аналіз [41] проведений для 19-ти морфометричних показників: *aD2/SL*, *aV/SL*, *aA/SL*, *lD1/SL*, *hD1/SL*, *lD2/SL*, *hD2/SL*, *lA/SL*, *hA/SL*, *lP/SL*, *lV/SL*, *V-an/SL*, *r/c*, *lmx/c*, *wlab/lmx*, *lmd/c*, *o/c*, *po/c* та *io/c*.

При цьому як міру узагальнених відмінностей за комплексом ознак використовували квадратичну дистанцію Махаланобіса (SqMD) [19]. Крім абсолютних значень ознак, розраховували їхні відносні значення (індекси) як відношення ознаки до стандартної довжини тіла (*SL*) або до довжини голови (*C*). З метою запобігання впливу розмірно-вікової мінливості і зайвого дублювання інформації, з аналізу прибрали ознаки, рівень кореляції яких між собою та *SL* був вище середнього ($r \geq 0,70$). Враховуючи незначний об'єм вибірок ($n = 5-11$), для кожної ознаки розраховували показник точності визначення вибіркової середньої відносно генерального параметра [34]:

$$C_s = \frac{SE}{M} \times 100, \quad (2)$$

де: C_s — показник точності визначення вибіркової середньої відносно генерального параметра (%); *SE* — похибка середнього значення; *M* — середнє значення.

За величиною показника точності C_s оцінюють ступінь відхилення вибіркової характеристики від генерального параметра. Показник точності вважають прийнятним, якщо він не перевищує 5 %.

З урахуванням характеру дискримінації за пропорціями тіла (повна дискримінація без найменшого перекривання), відмінності вважали статистично значущими при $p < 0,05$.

Всі обчислення проводили з використанням статистичних пакетів Statistica 9.0 (StatSoft Inc., 2009, USA) та PAST 3.0 [26].

Результати досліджень та їх обговорення

Хронологія поширення бичка-ратана у прісних водах. У ХХ ст. відомості про наявність *P. ratan* у прісних водах обмежувались двома знахідками: в р. Південний Буг (87 км вище м. Миколаїв біля с. Білоусівка) [1] і в південній частині Каховського водосховища поблизу м. Берислав — популяція карликових (дрібних за розмірами) особин [11].

Більшість повідомлень та баз даних і досі наполягають на тому, що розповсюдження бичка-ратана обмежене солоними та солонуватими водами [23, 25]. Однак повідомлялося також про випадок його потрапляння у прісні води [24].

Вперше для середньої течії р. Дніпро *P. ratan* був знайдений у Кам'янському (Дніпродзержинському) водосховищі біля виходу каналу Дніпро — Донбас у 2011 та 2012 рр. [21, 32].

У червні 2015 р. та квітні 2016 р. бичок-ратан був спійманий у верхній частині Дніпровського водосховища. У травні 2019 р. *P. ratan* реєструється на середній частині Канівського водосховища (рис. 2).

Пластичні ознаки. Особини ($n = 25$) з трьох місць мешкання, що досліджувались, суттєво перебиваються за величиною *SL*. Стандартна довжина тіла (*SL*) *P. ratan* коливається від 59 до 87 мм. Бички з Чорного моря значуще більші, ніж з Дніпра ($t = 3,0; p < 0,01$) (табл. 2). Для пластичних ознак показник точності їхнього визначення (*Cs*) варіює від 2,14 до 4,38 %, що не перевищує заданих 5 %.

Кореляція морфометричних індексів зі стандартною довжиною тіла (*SL*) свідчить про те, що відносна висота тіла перед першим спинним плавцем ($r=0,41$), висота хвостового стебла (0,47), довжина основи першого спинного плавця (0,56), довжина риля (0,42), довжина гілки нижньої щелепи (0,47) зростають, в той час як відносна довжина ока зменшується (-0,55) по мірі збільшення загальних розмірів риб. Усі вищезазначені ознаки були видалені з дискримінантного аналізу.

За результатами дискримінантного аналізу (табл. 3), найбільша відмінність за пропорціями тіла спостерігаються між бичками азовської та дніпровської популяцій ($SqMD = 1279,29$), найменша — між особинами з чорноморської та дніпровської популяцій ($SqMD = 289,04$).

Максимально ці відмінності характеризує перша канонічна змінна (Кор. 1), частка якої від загальної дисперсії становить 94,6 % (табл. 4). Згідно навантаження морфометричних ознак на першу канонічну змінну та характеру розташування особин *P. ratan* з досліджених місць мешкання у морфологічному просторі, який створює перша канонічна змінна (рис. 3), особини бичка-ратана з Азовського моря мають максимальні значення lp/SL , hD_2/SL , l_{mx}/c , hD_1/SL , hA/SL і меншою мірою — деяких інших ознак, а особини з р. Дніпро мають максимальні значення o/c , io/c , $V-an/SL$, aA/SL .

Чорноморська популяція займає середнє положення між азовською і дніпровською, але бички цієї популяції морфологічно дещо ближче до особин дніпровської (див. табл. 4, рис. 3). Середнє значення другої ка-



Рис. 2. Карта знахідок *P. ratan* на акваторіях дніпровських водосховищ: 1 — Кам'янське водосховище; 2 — Дніпровське водосховище; 3 — Канівське водосховище

нонічної змінної в азовській популяції дорівнює 3,37, у чорноморській — 4,22, у дніпровській — 1,92. За другою канонічною змінною (5,4% від загальної дисперсії) максимально відрізняються між собою особини бичка-ратана з азовської та чорноморської популяцій. При цьому особини з

Таблиця 2

Характеристика пластичних ознак *P. ratan* Азово-Чорноморського басейну в межах України ($n = 25$)

№	Ознаки	M , мм	SE	Min—max	C_s , %
1	<i>SL</i>	72,55	1,702	59,0—87,0	2,35
2	<i>H</i>	16,67	0,425	13,1—20,8	2,55
3	<i>h</i>	8,06	0,230	5,8—10,1	2,85
4	<i>aD₁</i>	24,95	0,581	20,2—29,5	2,33
5	<i>aD₂</i>	36,70	0,870	30,2—43,5	2,37
6	<i>aP</i>	24,32	0,595	19,6—29,0	2,44
7	<i>aV</i>	22,39	0,644	17,5—29,5	2,87
8	<i>aA</i>	41,42	0,975	33,6—50,4	2,35
9	<i>pD</i>	9,03	0,271	6,3—11,0	3,00
10	<i>lD₁</i>	11,97	0,338	9,6—14,9	2,82
11	<i>hD₁</i>	10,33	0,307	7,1—13,2	2,97
12	<i>lD₂</i>	26,66	0,617	21,9—32,5	2,31
13	<i>hD₂</i>	12,01	0,434	7,7—16,3	3,61
14	<i>lA</i>	19,97	0,533	15,4—24,4	2,67
15	<i>hA</i>	9,64	0,277	7,6—12,5	2,88
16	<i>lP</i>	19,51	0,576	14,4—26,0	2,95
17	<i>lpc</i>	11,07	0,313	8,4—13,7	2,82
18	<i>lV</i>	17,59	0,436	13,3—21,3	2,48
19	<i>V-an</i>	16,59	0,474	12,9—20,9	2,86
20	<i>c</i>	23,55	0,576	19,3—29,0	2,44
21	<i>wc</i>	11,82	0,337	8,5—14,7	2,85
22	<i>hc</i>	11,76	0,353	8,8—15,4	3,01
23	<i>r</i>	6,25	0,195	4,7—8,2	3,12
24	<i>lmx</i>	9,35	0,323	7,0—12,4	3,45
25	<i>wlab</i>	1,67	0,073	0,9—2,3	4,38
26	<i>lmd</i>	10,59	0,267	8,6—12,9	2,52
27	<i>o</i>	5,72	0,122	4,5—6,7	2,14
28	<i>po</i>	11,69	0,302	9,4—14,3	2,58
29	<i>io</i>	2,48	0,108	1,7—4,0	4,35

П р и м і т к а. Опис ознак наведено в розділі «Матеріал і методика дослідження»; M — середнє значення; SE — похибка середнього значення; Min—max — мінімальне та максимальне значення ознаки; C_s — показник точності визначення вибіркової середньої відносно генерального параметра.

Таблиця 3

Узагальнені відмінності (квадратична дистанція Махаланобіса) за пропорціями тіла між бичками *P. ratan* з трьох місць мешкання

Місця мешкання	Азовське море	Чорне море	р. Дніпро
Азовське море	0,00	453,15	1279,29
Чорне море	453,15	0,00	289,04
р. Дніпро	1279,29	289,04	0,00

Таблиця 4

Коефіцієнти навантажень морфометричних індексів *P. ratan* на першу та другу канонічні змінні (Кор. 1, Кор. 2)

№	Показники	Кор. 1	Кор. 2
1	aD_2/SL	5,52	-15,84
2	aV/SL	-4,12	123,79
3	aA/SL	-21,14	-2,34
4	lD_1/SL	25,52	-63,68
5	hD_1/SL	29,18	-24,69
6	lD_2/SL	18,04	68,18
7	hD_2/SL	69,09	105,81
8	lA/SL	-12,60	-164,57
9	hA/SL	28,14	124,60
10	lP/SL	71,92	107,96
11	lV/SL	8,12	27,65
12	$V-an/SL$	-29,64	-161,84
13	r/c	5,44	96,24
14	lmx/c	38,59	164,10
15	$wlab/c$	7,14	-71,20
16	lmd/c	17,51	-122,87
17	o/c	-62,53	-133,77
18	po/c	7,64	-8,14
19	io/c	-54,36	58,86
	Частка загальної дисперсії, %	94,6	5,4

азовської популяції характеризуються максимальними значеннями lmx/c , hA/SL , aV/SL , lV/SL , hD_2/SL , з чорноморської — максимальними значеннями lA/SL , $V-an/SL$, o/c , lmd/c , $wlab/c$ (табл. 4).

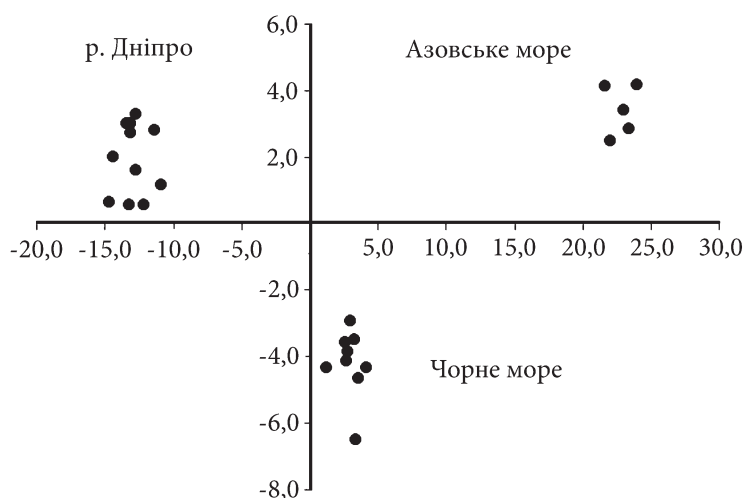


Рис. 3. Морфологічна диференціація за пропорціями тіла особин бичка-ратана азовської, чорноморської та дніпровської популяцій у просторі значень перших двох канонічних змінних

Співставлення безрозмірних значень стандартної довжини тіла (SL) та міжжовкої відстані (io) *P. ratan* з трьох місць мешкання показало, що дніпровські особини бичка-ратана порівняно з чорноморськими і азовськими особинами менші за довжиною тіла (рис. 4, а), що повністю підтверджує наведені вище результати дискримінантного аналізу. Крім того, у дніпровських особин міжжовка відстань (io) відносно більша, ніж стандартна довжина тіла ($Z = 0$; $p < 0,05$).

В обох морських популяціях, навпаки, стандартна довжина тіла відносно більша, ніж міжжовка відстань, причому, якщо чорноморських і азовських особин розглядати разом у складі «морської» вибірки ($n = 16$), то співвідношення між стандартною довжиною тіла і міжжовкою відстанню ($SL > io$) можна вважати статистично доведеним ($Z = 1$; $p < 0,05$).

У чорноморській популяції довжина гілки верхньої щелепи (l_{mx}) відносно більша порівняно з довжиною гілки нижньої щелепи (l_{md}) ($Z = 1$, $p < 0,05$). У дніпровській і азовській популяціях співвідношення цих ознак мають протилежний характер, але в обох випадках це статистично не доведено (рис. 4, б).

У дніпровських особин бичка-ратана міжжовка відстань (io) значуще більша порівняно із заковою (po) ($Z = 0$, $p < 0,05$), у той час як у морських бичків (чорноморська і азовська вибірки), навпаки, $po > io$ ($Z = 1$, $p < 0,05$) (рис. 4, в).

Важливо підкреслити, що результати порівняльного аналізу мінливості пропорцій тіла бичка-ратана в дніпровській, чорноморській та азовській популяціях, отримані з використанням дискримінантного ана-

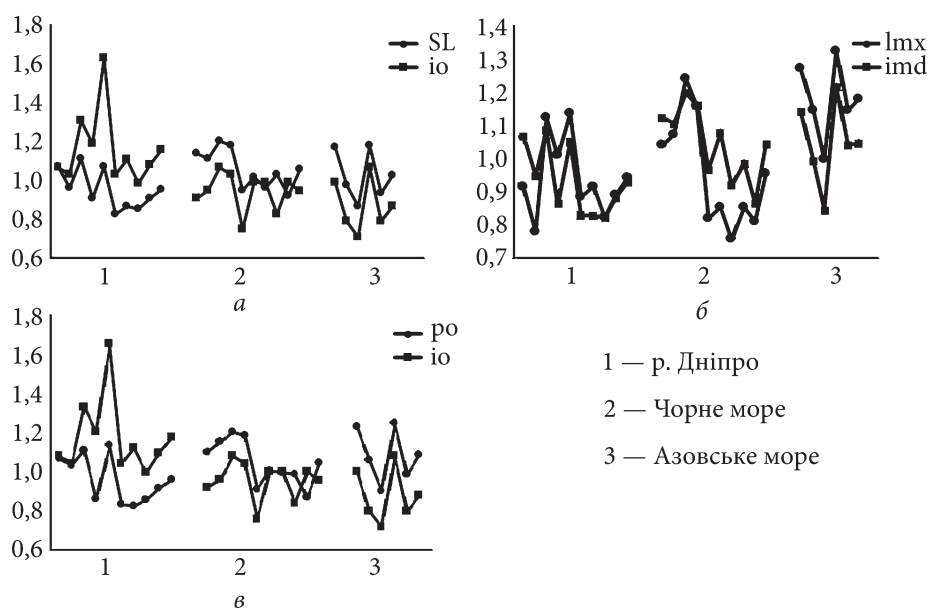


Рис. 4. Співставлення безрозмірних значень пластичних ознак бичка-ратана, виражених як частка «стандарту»: *a* — стандартна довжина тіла (*SL*) та міжкокова відстань (*io*); *б* — довжина гілки верхньої щелепи (*lmx*) та довжина гілки нижньої щелепи (*imd*); *в* — заокова (*po*) та міжкокова (*io*) відстані

лізу і непараметричного критерія знаків, практично повністю співпадають.

Меристичні ознаки. Кількість колючих променів у першому спинному плавці (D_1) практично однакова у бичка-ратана в усіх трьох досліджених місцях проживання. Відсутні також значущі відмінності між особинами цих трьох популяцій за кількістю променів анального (A) і грудного (P) плавців. Для меристичних ознак показник точності визначення вибіркової середньої (C_s) варіює від 0,57 до 2,77 %, що значно менше граничного рівня 5 %.

Значущі відмінності спостерігаються за кількістю променів у другому спинному плавці (D_2), кількістю поперечних рядів лусок (Squ) та кількістю зябрових тичинок на першій зябровій дузі (Gr).

Середня кількість променів у D_2 більше у бичків азовської популяції порівняно з чорноморською ($t_{st} = 5,73; p < 0,001$) та дніпровською ($t_{st} = 6,44; p < 0,001$). Відмінність між бичками дніпровської та чорноморської популяцій за цією ознакою статистично відсутня ($t_{st} = 1,65; p > 0,05$). Середня кількість поперечних рядів лусок збільшується в ряду азовська (48,2) — чорноморська (51,0) — дніпровська (52,1) популяції. При цьому значуще відрізняються між собою особини азовської і дніпровської популяцій ($t_{st} = 6,59; p < 0,001$), азовської і чорноморської ($t_{st} = 5,92; p < 0,001$). Але відсутня відмінність між особинами чорноморської і дніпровської популяцій

($t_{st} = 2,02$; $p > 0,05$). Середня кількість зябрових тичинок на першій зябровій дузі (*Gr*) значуще більша у особин чорноморської популяції (11,75), ніж у дніпровської (9,73) та азовської (9,60) популяцій (табл. 5). У той же час, відмінність між дніпровськими та азовськими бичками відсутня ($t_{st} = 0,35$; $p > 0,05$).

Чотири інвазійні види бичків, згадані у статті [27], різною мірою демонструють певні відмінності у зовнішній морфології. *N. melanostomus*, наприклад, демонструє найменш спеціалізовані морфологічні особливості, які можуть сприяти його інвазійному успіху. Щодо бичка-ратана, підсумовуючи результати дослідження диференціації його морфологічної мінливості в Азово-Чорноморському басейні в межах України, можна зазначити, що знайдені відмінності лінійних розмірів і пропорцій тіла у бичків дніпровської популяції можуть бути екоморфологічною адаптацією виду до існування в умовах прісноводних екосистем.

Визначена морфологічна диференціація бичка-ратана між прісноводними та морськими популяціями відображає його достатню екологічну пластичність, що підтверджується його проникненням і поширенням у прісних водах дніпровських водосховищ.

Виявлені відмінності між прісноводними і морськими особинами бичка-ратана за алометричним співвідношенням стандартної довжини тіла (*SL*) та міжкової відстані (*io*) можна розглядати як адаптацію до більш каламутної (непрозорої) води Дніпра. Таким же чином, розташування очей у дніпровських бичків — значуще більша міжкова відстань (*io*), ніж заокова (*po*), — також може розглядатися як адаптація до нових умов прісноводної річки.

Диференціація бичків за співвідношенням довжини гілки верхньої (*l_{mx}*) і нижньої (*l_{md}*) щелеп є результатом пристосування до зміни тро-

Таблиця 5

Порівняльний аналіз середніх значень меристичних ознак *P. ratan* з трьох місць мешкання

Ознаки	р. Дніпро		Чорне море		Азовське море		<i>t</i> -критерій Стьюдента		
	<i>M</i>	<i>SE</i>	<i>M</i>	<i>SE</i>	<i>M</i>	<i>SE</i>	рД—Чм	рД—Ам	Чм—Ам
<i>D₁</i>	5,91	0,09	6,00	0,00	6,00	0,00	1,00	1,00	0,00
<i>D₂</i>	16,36	0,20	16,78	0,15	18,20	0,20	1,65	***6,44	***5,73
<i>A</i>	13,64	0,15	13,67	0,37	13,80	0,20	0,08	0,65	0,32
<i>P</i>	18,45	0,16	18,78	0,22	18,40	0,24	1,19	0,19	1,14
<i>Squ</i>	52,09	0,46	51,00	0,29	48,20	0,37	2,02	***6,59	***5,92
<i>Gr</i>	9,73	0,27	11,75	0,17	9,60	0,24	***6,33	0,35	***7,26

Примітка. Опис ознак наведено в розділі «Матеріал і методика досліджень»; *M* — середнє значення; *SE* — похибка середнього значення; рД — р. Дніпро; Чм — Чорне море; Ам — Азовське море; *** $p < 0,001$.

фіки у зв'язку з поширенням бичка-ратана в прісноводних екосистемах Дніпра і дніпровських водосховищ.

Дослідження з біології бичка-ратана, його розмноження і живлення для прісних вод не проводились. На нашу думку, бичок-ратан в басейні Дніпра може виступати як конкурент місцевих видів за трофічні ресурси, але не витісняючи аборигенів через свою, наразі, низьку чисельність. З іншого боку, бичок-ратан стає можливою жертвою для місцевих хижаків, наприклад для водяного вужа [5, 7].

Виходячи з особливостей біології *P. ratan* (придонне мешкання та низька міграційна активність), бичок-ратан міг бути поширений по річці з баластовими водами суден.

Повторні знахідки статевозрілих *P. ratan* у прісних водах підтверджують віднесення бичка-ратана не до мезогалинних, а до евригалинних видів [32], а також дозволяють вважати цей вид амфідромним. Розповсюдження бичка-ратана підтверджує ідею про активне просування понто-каспійських видів вверх за течією Дніпра [38]. Отримані нові дані щодо подальшого розповсюдження *P. ratan* в дніпровських водосховищах свідчать, що цей процес може тривати. У разі подальшого збільшення чисельності бичка-ратана у прісноводних екосистемах необхідне детальне вивчення особливостей його раціону та морфометричних параметрів [37].

Висновки

Знахідки статевозрілих особин бичка-ратана в Дніпровському та Канівському водосховищах свідчать про його активне просування вверх по р. Дніпро.

Дніпровські особини бичка-ратана, порівняно з морськими, характеризуються певними морфологічними змінами, які можуть розглядатись як адаптація до особливостей проживання у прісних водах — більш каламутної (непрозорої) води та іншого спектра кормів.

Неодноразові знахідки статевозрілих бичків у дніпровських водосховищах підтверджують, що цей вид слід вважати як евригалинним, так і амфідромним.

Низька чисельність *P. ratan* у Дніпрі дозволяє розглядати його статус у прісних водах України не як інвазійний, а як чужорідний вид.

На сьогоднішній день причини проникнення бичка-ратана у прісні води Дніпра, а також вектори його розповсюдження каскадом водосховищ залишаються невивченими, що потребує подальших досліджень.

Список використаної літератури

1. Белінг Д.Е. Матеріали до іхтіофауни р. Півд. Буг. Зб. праць Дніпров. біол. станції. 1927. Ч. 2, С. 334—357.
2. Богуцкая Н.Г., Насека А.М. Каталог бесчелюстных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими комментариями. Москва: Тов-во науч. изданий КМК, 2004. 389 с. DOI: 10.13140/2.1.2161.6326.

3. Булахов В.Л., Новіцький Р.О., Пахомов О.Є., Христов О.О. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (Cyclostomata). Риби (Pisces). Дніпропетровськ: Вид-во Дніпропетр. нац. ун-ту, 2008. 304 с.
4. Васильева Е.Д. Рыбы Черного моря. Определитель морских, солоноватоводных, эвригаллиных и проходных видов с цветными иллюстрациями, собранными С.В. Богородским. Москва : Изд-во ВНИРО, 2007. 238 с.
5. Гаско В.Я. Характеристика популяцій звичайного вужа лісових біогеоценозів Присамар'я. *Вісн. Дніпропетр. ун-ту. Біологія, екологія*. 2011. Т. 2, вип. 19. С. 136—142. DOI: 10.15421/011138
6. Гребінь В.В., Хільчевський В.К., Сташук В.А. та ін. Водний фонд України: Штучні водойми — водосховища і ставки: Довідник. Київ : Інтерпрес, 2014. 164 с.
7. Ермоленко С.В., Гагут А.Н., Гаско В.Я. Изменчивость морфометрических признаков водяного ужа *Natrix tessellata* (Reptilia, Colubridae) Центрального и Южного Приднепровья. *Вісн. Дніпропетр. ун-ту. Біологія, екологія*. 2016. Т. 2, вип. 24. С. 526—530. DOI: 10.15421/011671
8. Манило Л.Г. Рыбы семейства Бычковые (Perciformes, Gobiidae) морских и солоноватых вод Украины. Киев : Наук. думка, 2014. 244 с.
9. Мовчан Ю.В. Риби України (визначник-довідник). Київ : Золоті ворота, 2011. 444 с.
10. Новіцький Р.О. Масштаби, спрямованість та наслідки інвазій чужорідних видів риб у дніпровські водосховища : автореф. дис. ... докт. біол. наук. Київ, 2019. 41 с.
11. Пинчук В.И., Смирнов А.И., Коваль Н.В. О современном распространении бычковых рыб (Gobiidae, Pisces) в бассейне Днепра. *Гидробиологические исследования пресных вод*. Київ : Наук. думка, 1985. С. 121—130.
12. Слынько Ю.В., Дгебуадзе Ю.Ю., Новицкий Р.А., Христов О.А. Инвазии чужеродных рыб в бассейнах крупнейших рек Понто-Каспийского бассейна: состав, векторы, инвазионные пути и темпы. *Рос. журнал биол. инвазий*. 2010. № 4. С. 74—89.
13. Хобот В.В., Новіцький Р.О., Бондарев Д.Л. Конкуренція представників родини Бичкові (Gobiidae) з іншими видами риб водойм Придніпров'я. *Вісн. Дніпропетр. ун-ту. Біологія, екологія*. 2014. Т. 2, вип. 22. С. 110—114. DOI: 10.15421/011416
14. Bilecenoğlu M., Kaya M., Cihangir B., Çiçek, E. An updated checklist of the marine fishes of Turkey. *Turkish J. Zool.* 2014. Vol. 36, N 6. P. 901—929. DOI: 10.3906/zoo-1405-60
15. Carlander K.D. Handbook of freshwater fishery biology. Ames, Iowa : The Iowa State University Press, 1969. Vol. 1. 752 p.
16. Çiçek E., Birecikligil S.S., Fricke R. Freshwater fishes of Turkey: a revised and updated annotated checklist. *Biharean Biologist*. 2015. Vol. 9. N 2. P. 141—157.
17. Cocan D.I., Otel V., Latiu C., Miresan V. A new record of ratan goby — *Ponticola ratan* (Nordmann, 1840) (Pisces: Gobiidae) in the Black Sea, Romanian coastal waters. *Bulletin UASVM Animal Science and Biotechnologies*. 2016. Vol. 73, N 2. P. 245—247. DOI: 10.15835/buasvmcn-asb:12220
18. Copp G.H., Bianco P.G., Bogutskaya N. et al. To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *J. Appl. Ichthyol.* 2005. Vol. 21. P. 242—262. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2005.00690.x
19. Corder G.W., Foreman D.I. Nonparametric Statistics: A Step-by-Step Approach. Wiley. 2014. 288 p.
20. Corti M., Loy A., Cataudella S. Form changes in the sea bass, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae: Teleostei), after acclimation to freshwater: an analysis using shape coordinates. *Environ. Biol. Fishes*. 1996. Vol. 47. P. 165—175. DOI: 10.1007/BF00005039
21. Didenko A. Gobiids of the Dniprodzerzhynsk Reservoir (Dnieper River, Ukraine): distribution and habitat preferences. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. 2013. Vol. 43. P. 257—266. DOI: 10.3750/AIP2013.43.4.01

22. Esmaeili H.R., Mehraban H., Abbasi K. et al. Review and updated checklist of freshwater fishes of Iran: Taxonomy, distribution and conservation status. *Iranian J. Ichthyol.* 2017. Vol. 4. Suppl. 1. P. 1—114. DOI: 10.7508/iji.2017
23. Freyhof J. Diversity and distribution of freshwater gobies from the Mediterranean, the Black and Caspian Seas. *The Biology of Gobies*. Boca Raton : CRC Press, 2011. P. 279—288. DOI: 10.1201/b11397-19
24. Fricke R., Bilecenoğlu M., Sari H.M. Annotated checklist of fish and lamprey species (Gnathostoma and Petromyzontomorpha) of Turkey, including a Red List of threatened and declining species. *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, Serie A (Biologie)*. 2007. Vol. 706. P. 1—173.
25. Froese R., Pauly D. FishBase. URL: <http://www.fishbase.org/summary/Ponticola-ratan.html>. (Last accessed: 11.05.2022).
26. Hammer Ø. PAST: PAleontological STatistics, Version 3.17. Reference manual. Oslo: Natural History Museum University of Oslo, 1999—2017. 258 p.
27. Jakubcinová K., Simonov P., Števoje B. et al. What can morphology tell us about ecology of four invasive goby species? *J. Fish Biol.* 2017. Vol. 90, N 5. P. 1999—2019. DOI: 10.1111/jfb.13283
28. Japoshvili B. Fish species in the Georgian Black Sea part. *Research and Restoration of the Essential Filters of the Sea — REEFS*. Sofia: Bulgarian Biodiversity Foundation, 2015. P. 35—51.
29. Keivany Y., Nasri M., Abbasi K., Abdoli A. Atlas of Inland Water Fishes of Iran. Tehran : Iran Department of Environment, 2016. 218 p.
30. Keskin Ç. A review of fish fauna in the Turkish Black Sea. *J. of the Black Sea/Mediterranean Environ.* 2010. Vol. 16, N 2. P. 195—210.
31. Khrystenko D., Kotovska G., Novitskij R. Length-weight relationships and morphological variability of black-striped pipefish *Syngnathus abaster* Risso, 1827 in the Dnieper River basin. *Turkish J. Fisheries and Aquatic Sci.* 2015. Vol. 15, N (1—2). P. 1—10. DOI: 10.4194/1303-2712-v15_3_04
32. Manilo L.G., Didenko A.V. A record of the ratan goby, *Ponticola ratan* (Gobiidae, Perciformes), in the Dneprodzerzhinsk Reservoir (Dnieper River). *Vestn. Zoologii*. 2013. Vol. 47, N 4. P. 335—341. DOI: 10.2478/vzoo-2013-0035
33. Musayev M.A., Quliyev Z.M., Rehimov D.B. et al. Vertebrates. The Animal World of Azerbaijan. Vol. III. Baku : Elm, 2004. 316 p. (in Azeri)
34. Narayana P.S., Varalakshmi D., Pullaiah T., Sambasiva Rao K.R.S. Research methodology in zoology. Jodhpur (India) : Scientific Publ., 2018. 395 p.
35. Ninua N.S., Japoshvili B.O. Checklist of fishes of Georgia. *Proceed. of the Institute of Zoology (Tbilisi)*. 2008. Vol. 23. P. 163—176.
36. Novitskiy R., Manilo L., Gasso V., Hubanova N. Invasion of the common percarina *Percarina demidoffii* (Percidae, Perciformes) in the Dnieper River upstream. *Ecologica Montenegrina*. 2019. Vol. 24. P. 66—72. DOI: 10.37828/em.2019.24.11
37. Salhi S., Chaibi R., Badache H. et al. Seasonal variation in the diet and the morphometric parameters of the genus *Pseudophoxinus* sp. (Cyprinidae) in Eastern Algeria. *Bio-systems Diversity*. 2021. Vol. 29, N 4. P. 326—333. DOI: 10.15421/012141
38. Semenchenko V.P., Son M.O., Novitsky R.A. et al. Alien macroinvertebrates and fish in the Dnieper river basin. *Rus. J. Biol. Invasions*. 2015. Vol. 6, N 1. P. 51—64.
39. Vassilev M., Apostolou A., Velkov B. et al. Atlas of the Gobies (Gobiidae) in Bulgaria. Sofia : Institute of Biodiversity and Ecosystem Research, 2012. 112 p.
40. Vassilev M., Apostolou A., Velkov B. et al. Status of Gobiid ichthyofauna (Gobiidae) in Bulgaria: Taxonomical, conservative, ecological and social aspects. *Natura Montenegrina (Podgorica)*. 2011. Vol. 10, N 2. P. 115—124.
41. Zar J. H. Biostatistical Analysis. Upper Saddle River: Prentice-Hall/Pearson, 2010. Vol. XIII. 944 p.

Надійшла 31.05.22

R.O. Novitskyi, Dr. (Biol.), Professor, Department Head,
Dnipro State Agrarian and Economic University,
Serhiy Yefremov Str., 25, Dnipro, 49600, Ukraine
e-mail: novitskyroman@gmail.com
ORCID 0000-0001-9373-5759

L.G. Manilo, PhD (Biol.), Senior Researcher,
National Museum of the Natural History of the NAS of Ukraine,
B. Khmelnytskogo St., 15, Kyiv, 01601, Ukraine
e-mail: leonid.manilo@gmail.com
ORCID 0000-0002-7143-9470

V.M. Peskov, PhD (Biol.), acting Department Head,
National Museum of the Natural History of the NAS of Ukraine,
B. Khmelnytskogo St., 15, Kyiv, 01601, Ukraine
e-mail: vladimir.peskov53@gmail.com
ORCID 0000-0002-2389-6546

V.Ya. Gasso, PhD., Leading Researcher,
Oles Honchar Dnipro National University,
Gagarin Ave., 72, Dnipro, 49010, Ukraine
e-mail: viktor.gasso@gmail.com
ORCID 0000-0002-6094-9408

SPREADING AND ECOMORPHOLOGICAL CHANGES OF THE RATAN GOBY
PONTICOLA RATAN (NORDMANN, 1840) (GOBIIFORMES: GOBIIDAE) IN THE
DNIEPER RIVER RESERVOIRS, UKRAINE

The ratan goby *Ponticola ratan* (Nordmann, 1840) is known as an inhabitant of marine and brackish waters of the Black Sea, Sea of Azov and the Caspian Sea. Sites of recent findings of the ratan goby in the freshwaters of Ukraine are presented. The reiterated records of pubescent individuals of the ratan goby in the Dniprovske and Kanivske Reservoirs indicate its active progression upstream of the Dnieper River. It allows us to confirm that this species can be considered both euryhaline and amphidromous. The morphological features of the ratan goby inhabiting freshwater reservoirs were studied for the first time. We found specific differences in morphological traits of the ratan goby between fish from freshwater and marine populations, which may reflect adaptive changes of Dnieper individuals to their new habitat characterized by more turbid freshwater and a different available diet. The low abundance of *P. ratan* in the Dnieper River allows us to consider its status in the fresh waters of Ukraine as not invasive but non-native.

Key words: *freshwaters, non-native fish, euryhalinity, morphology, morphometric indices, adaptation.*

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 574.24:591.1[57.02+57.04](597)

В.Д. РОМАНЕНКО, д. б. н., проф., академік НАН України, голов. н. с.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ecos_inhydro@ukr.net
ORCID 0000-0001-7440-3337

Ю.Г. КРОТ, к. б. н., ст. наук. співроб., в.о. зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: yuriikrot@ukr.net
ORCID 0000-0001-8732-1322

Ю.М. КРАСЮК, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: j-krasyuk@ukr.net,
ORCID 0000-0002-8148-3168

Д.В. МЕДОВНИК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: medovnyk@nas.gov.ua,

Д.О. КУДРЯВЦЕВА, пров. інж.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: kudriavtseva@nas.gov.ua
ORCID 0000-0003-3367-2973

ОСОБЛИВОСТІ ФІЗІОЛОГІЧНОГО СТАНУ КЛАРІЄВОГО СОМА АФРИКАНСЬКОГО (*CLARIAS GARIEPINUS* (BURCHELL), 1822) ТА ЯКІСТЬ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ЗА УМОВ ХАРЧОВОЇ ДЕПРИВАЦІЇ

Досліджено фізіологічний стан кларієвого сома африканського (*Clarias gariepinus*) в умовах харчової депривації та вплив продуктів його метаболізму на формування якості водного середовища у штучних оборотних системах. Результати експериментальних досліджень показали, що утримання риб в умовах голодування та погіршення якості водного середовища призводить до зниження показників вгодованості, в першу чергу маси печінки та порожнинного жиру, сприяє інтенсифікації використання енергетичних резервів організму — глікогену, загального білку та ліпідів. Надходження до водного середовища метаболітів риб спричиняє погіршення його якості — насамперед це зростання концентрації неорганічного азоту та фосфору

Ц и т у в а н н я: Романенко В.Д., Крот Ю.Г., Красюк Ю.М., Медовник Д.В., Кудрявцева Д.О. Особливості фізіологічного стану кларієвого сома африканського (*Clarias gariepinus* (Burchell), 1822) та якість водного середовища за умов харчової депривації. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 6. С. 91—103.

фосфатів, що погіршує умови для існування *Clarias gariepinus*. Перетворення амонію та нітритів у менш небезпечні для життєдіяльності риб нітрати відбувається при достатньому рівні насичення водного середовища киснем.

Ключові слова: кларієвий сом африканський, харчова депривація, енергетичні субстрати, продукти метаболізму, якість водного середовища, штучні оборотні системи.

Промислове вирощування кларієвого сома африканського (*Clarias gariepinus* (Burchell), 1822) у штучних оборотних системах унеможливує включення до його раціону додаткових джерел живлення (природної кормової бази), що зумовлює цілковиту залежність риб від кількості, якості та періодичності внесення штучних кормів.

Серед дослідників та практиків дотепер немає єдиної думки стосовно годівлі вказаного виду риб на різних етапах онтогенезу [24, 25, 35]. Неповне споживання корму сомами значною мірою погіршує якість водного середовища в системах вирощування, що зумовлює необхідність запобігання його надлишкового внесення. Проте, при вирощуванні в штучних умовах цілком ймовірним видається виникнення ситуацій, за яких риба не має можливості повною мірою забезпечити організм необхідною кількістю поживних речовин. Нестача кормів не дозволяє сомам реалізувати свій біологічний потенціал, що може позначитись на отриманій товарній масі. Необхідно враховувати і те, що підтримка енергетичного балансу риб за рахунок катаболізму білків посилює продукування та екскрецію організмом у середовище ендогенного аміаку, який, в свою чергу, погіршує його якість [34, 36]. Якість водного середовища відображається на фізіологічному стані риб, зокрема на інтенсивності енергетичного обміну.

Основні метаболічні шляхи та механізми регуляції енергетичних процесів в організмі *Cl. gariepinus* спрямовані на пристосування до змін умов оточуючого середовища, а «метаболічними ресурсами» їхнього організму виступають білки, ліпіди та вуглеводи. Рівень вмісту енергетичних субстратів у різних тканинах може бути інформативним показником фізіологічного стану риб, зокрема при голодуванні.

Відповідно, при вирощуванні *Cl. gariepinus* в умовах обмеженого об'єму штучних оборотних систем формується низка взаємозв'язків «корми ↔ середовище ↔ організм», де кожен з чинників впливає на функціональний стан системи в цілому.

Хоча у фаховій літературі вказується на важливість повного і своєчасного забезпечення харчових потреб *Cl. gariepinus* для підтримки високої продуктивності при його інтенсивному вирощуванні [2, 5], висвітлення питань впливу на фізіологічний стан харчової депривації та змін якості водного середовища при штучному вирощуванні риб має важливе як теоретичне, так і практичне значення.

Зокрема, знання про інтенсивність і порядок вичерпання енергетичних резервів кларієвим сомом при харчовій депривації, надходження в се-

редовище метаболітів, продукту катаболізму білків, може покращити та оптимізувати процес вирощування риб у штучних оборотних системах.

Метою роботи було з'ясувати фізіологічний стан кларієвого сома африканського в умовах харчової депривації та вплив продуктів його метаболізму на формування якості водного середовища в штучних оборотних системах.

Матеріал і методика досліджень

В експериментах було використано 20 самців *Clarias gariepinus* віком 3+ та масою 844 (725—920) г, вирощених в оптимальних умовах [2, 5]. Перед початком експериментів було встановлено: іхтіологічну довжину та масу тіла, абсолютну та відносну масу печінки і гонад, вгодованість риб за коефіцієнтом Фультона і Кларк [1], жирність за шкалою М.Л. Прозоровської [15], ступінь візуального наповнення кишково-шлункового тракту за шкалою М.В. Лебедева [7] та за їхньою масою у вихідній групі сомів ($n = 5$). Крім того, визначали вміст у м'язах та печінці загальних ліпідів за кольоровою реакцією із сульфованіліновим реагентом [29], глікогену фотокolorиметричним антроновим методом та загального білка за методом Лоурі [17].

Інші 15 особин (по 5 особин) утримувались в умовах харчової депривації протягом трьох, п'яти та восьми діб, після чого також були виміряні відповідні морфо-фізіологічні та біохімічні показники.

Дослідження проводили в штучних оборотних системах (об'єм 50 дм³) за оптимальних умов вирощування *Cl. gariepinus* [23].

Як вихідне середовище використовували водопровідну воду з блоку первинної водопідготовки після її дехлорування та оптимізації кисневого і температурного режиму.

Показники якості вихідної води, а також їхні оптимальні і критичні величини для вирощування *Cl. gariepinus* наведено в таблиці 1.

Як у контрольних (риби відсутні), так і в дослідних системах відбір проб води проводили щодоби для визначення гідрохімічних показників: рівень рН, концентрація O_2 , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} при цьому заміну і поповнення води в експериментальних системах не робили [11, 12].

Статистичну обробку отриманих даних здійснено із застосуванням програм Microsoft Excel та Statistica 6.0.

Дослідження проводились відповідно до керівних принципів ЄС для експериментів на тваринах, з використання анестезуючих препаратів (гвоздичної олії) [18], і були схвалені відповідальним комітетом по етиці (Посилання 7221.3-1-005/14).

Результати досліджень та їх обговорення

Результати експериментів показали, що утримання *Cl. gariepinus* в штучних оборотних системах за умов харчової депривації, в першу чергу, впливає на масо-розмірні характеристики риб (табл. 2).

За відсутності живлення на тлі погіршення якості водного середовища відмічено зниження маси печінки та вмісту порожнинного жиру у *Cl.*

gariiepinus. Деяке зниження коефіцієнта вгодованості за Фультоном та сталий коефіцієнт за Кларк підтверджують, що зменшення маси тіла риб відбувається суто за рахунок вмісту черевної порожнини, зокрема порожнинного жиру та печінки. При цьому вже на третю добу досліду кишково-шлунковий тракт риб не містив харчових грудок.

За умов голодування в тканинах *Cl. gariiepinus* також були виявлені відмінності у вмісті енергетичних субстратів. Так, на третю і п'яту добу експерименту було відмічено зниження вмісту глікогену у м'язовій тканині відповідно на 61 і 80 %, а у печінці — на 30 і 65 % порівняно до контролю (рис. 1). Це, вірогідно, зумовлено використанням «швидкого» енергетичного субстрату для підтримки організму риб у належному фізіологічному стані.

Наприкінці експерименту (восьма доба) спостерігали певне зростання вмісту глікогену у досліджуваних тканинах риб порівняно з п'ятою добою, а саме: у м'язах — на 22 %, а у печінці — на 27 %. Такі зміни в організмі можуть відбуватися при переході риб на процеси глюконеогенезу, а саме — для забезпечення потреби в енергії, в першу чергу при голодуванні, організм здійснює синтез глюкози та глікогену за рахунок амінокислот, жирних кислот та ін. [28].

За даними дослідників [26, 27], при голодуванні риб джерелом амінокислот для глюконеогенезу слугують білки м'язів, печінки, сполучної тканини та ін.

Спостерігалось достовірне зниження вмісту загального білку у м'язах та печінці *Cl. gariiepinus* відповідно на 30 і 15 % (п'ята доба) та 45 і 38 % (восьма доба) (рис. 2), що підтверджує проходження в організмі риб глюконеогенезу.

За вмістом ліпідів, які є енергетичним резервом організму, при голодуванні *Cl. gariiepinus* виявлено певні особливості (рис. 3).

Таблиця 1

Вихідні параметри якості води

Показники	Вихідні параметри	Оптимальні / критичні величини для <i>Clarias gariiepinus</i>	Джерела інформації
Температура, °C	26±1,0	25—30 / 14—15	[2, 17]
Величина рН, од. рН	8,28±0,04	6,0 — 8,0 / <6,0; >8,0	[2]
Кисень розчинений, мг/дм ³	6,95±0,23	5,0—5,5 / 1—2	[5]
БСК ₅ , мг О ₂ /дм ³	0,6±0,06	5—20 / >20	[20]
NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	0,035±0,003	<10 / 10 мг/дм ³	[2]
NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	0,001±0,000	<1 / 1 мг/дм ³	[2]
NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	0,021±0,004	<100 / 100 мг/дм ³	[2]
P-PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	0,03 ±0,01	0,5 / >0,5	[17]

Встановлено, що вміст загальних ліпідів у м'язах кларієвого сома на третю і п'яту добу харчової депривації не змінювався. Вірогідно, м'язова тканина не відіграє роль головного енергетичного резерву при голодуванні риб.

Це підтверджується тим, що за гістологічною будовою мускулатура сома *Cl. gariepinus* на 95 % представлена глибоким бічним м'язом (*musculus lateralis profundus*). Структура цього м'яза складається з типових білих (гліколітичних) м'язових волокон з низьким вмістом ліпідів (1,0 %) [14]. Кількість загальних ліпідів у м'язах *Cl. gariepinus* знаходиться на рівні 1,26 %, що свідчить про його належність до групи риб з низьким вмістом жиру в них (менше 5 %) [31, 32]. Проте, за даними Л.А. Шадиєвої зі співавторами [22], у м'язах *Clarias gariepinus* у нерестовий період вміст ліпідів підвищується і становить 2—6 %, що характерно для риб із середньою жирністю.

Результати експериментів показали, що наприкінці харчової депривації (восьма доба) вміст загальних ліпідів у м'язах кларієвого сома до-

Таблиця 2

Морфо-фізіологічні характеристики *Clarias gariepinus* за умов харчової депривації та впливу продуктів метаболізму протягом 3, 5 та 8 діб

Показники	Контроль	Дослід		
		3 доби	5 діб	8 діб
Іхтіологічна довжина (<i>l</i>), см	43,6±0,4	43,4±0,5	43,0±0,5	43,7±0,5
Маса тіла (<i>m</i>), г	844,3±30,7	818,6±21,7	770,8±26,7	787,2±25,3
Маса тіла без нутрощів (<i>m</i> ₂), г	698,3±45,7	701,7±49,1	700,0±51,6	723,5±53,2
Коефіцієнт Фультона	1,01±0,02	1,00±0,01	0,97±0,01	0,95±0,01
Коефіцієнт Кларк	0,87±0,01	0,86±0,01	0,88±0,01	0,87±0,01
Маса печінки, г	18,32±1,13	14,41±1,09	12,07±0,98*	10,36±1,02*
Гепатосоматичний індекс	2,36±0,17	1,76±0,07*	1,57±0,07*	1,32±0,08*
Маса гонад, г	10,23±2,69	9,39±2,56	8,85±2,32	8,98±2,44
Гонадосоматичний індекс	1,33±0,39	1,15±0,30	1,15±0,26	1,14±0,32
Наповнення шлунку, г	3,80±0,60	0±0,00*	0±0,00*	0±0,00*
Наповнення шлунку, % від маси тіла	0,48±0,07	0±0,00*	0±0,00*	0±0,00*
Наповнення кишечника, г	6,35±1,21	0±0,00*	0±0,00*	0±0,00*
Наповнення кишечника, % від маси тіла	0,82±0,18	0±0,00*	0±0,00*	0±0,00*
Наповнення кишечника, бали	2,67±0,33	0±0,00*	0±0,00*	0±0,00*
Жирність, бали	2,33±0,33	1,80±0,20	1,40±0,20	1,20±0,20*

П р и м і т к а: $M \pm m$ ($n = 5$); * достовірні відмінності ($p < 0,01$).

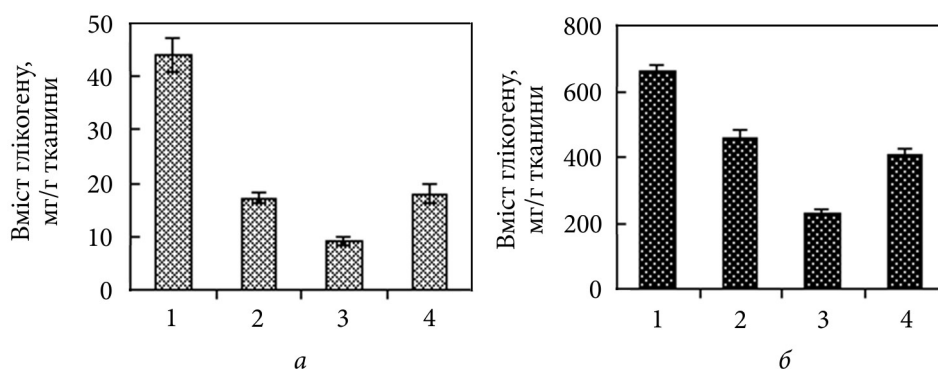


Рис. 1. Вміст глікогену у м'язах (а) і печінці (б) сома *Clarias gariepinus* за різної тривалості голодування. Тут і на рис. 2, 3: 1 — контроль; 2 — тривалість голодування три доби; 3 — тривалість голодування п'ять діб; 4 — тривалість голодування вісім діб

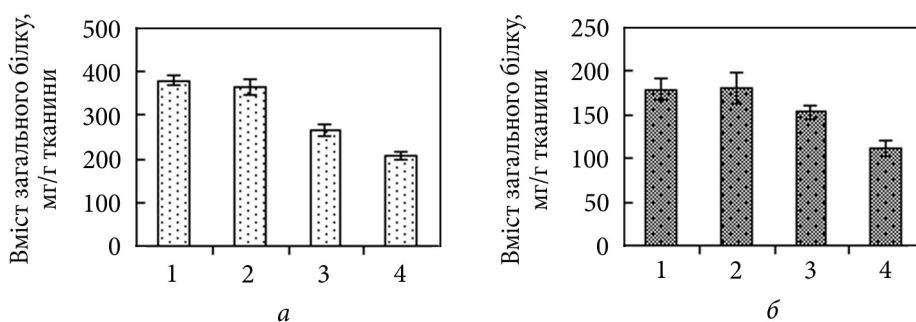


Рис. 2. Вміст загального білку у м'язах (а) і печінці (б) сома *Clarias gariepinus* за різної тривалості голодування

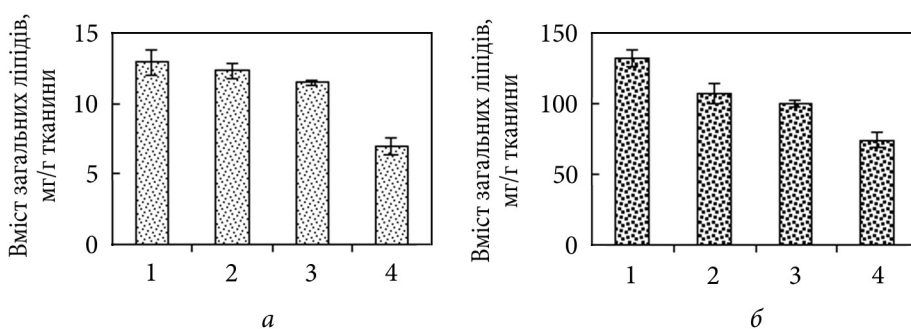


Рис. 3. Вміст загальних ліпідів у м'язах (а) і печінці (б) сома *Clarias gariepinus* за різної тривалості голодування

стовірно зменшився на 39 % порівняно до контролю. Це свідчить про істотне виснаження риб за таких умов існування та деяку участь ліпідних субстратів у глюконеогенезі.

Вміст загальних ліпідів у печінці сома достовірно знижувався протягом всього експерименту. Так, при голодуванні сома на третю, п'яту і восьму добу вміст ліпідів зменшився відповідно на 19, 24 і 44 % порівняно до контролю.

Можна припустити, що ліпіди м'язів кларієвого сома відносяться до структурних жирів та є частиною клітинних мембран. Поряд з вісцеральним жиром загальні ліпіди печінки риб виконують функцію основних енергоємних субстратів [14]. Підтвердженням цього є значне їхнє використання як джерела енергії в процесі харчової депривації риб.

Проте подібні зміни фізіолого-біохімічних показників риб можуть бути, певною мірою, обумовлені прямою токсичною дією на організм продуктів їхнього метаболізму [4, 9] та, відповідно, використанням енергетичних резервів організму для протидії негативному впливу середовища [16, 21].

Враховуючи, що штучні оборотні системи мають обмежений об'єм, було досліджено зміни якості водного середовища та її співставлення з екологічним потенціалом *Cl. gariepinus*.

За гідрохімічними даними у контролі встановлено коливання величини рН в межах 0,21 одиниць. При цьому відмічено незначні зміни концентрації розчиненого у воді кисню, наприкінці експерименту вона збільшувалася на 11 % відносно початкових значень (рис. 4, а).

В умовах харчової депривації *Cl. gariepinus* водне середовище не знавало забруднення залишками кормів, однак за рахунок метаболітів риб відбувалось погіршення його якості. Так, на восьму добу у воді з рибами спостерігалось зниження рівня водневого показника середовища на 13 % та поступове зменшення концентрації розчиненого кисню на 45 % порівняно з початковими значеннями (рис. 4, б). Доцільно припустити, що зниження величини рН та концентрації розчиненого у воді кисню було зумовлене процесами хімічного перетворення сполук біогенних елементів, що надійшли до середовища у складі метаболітів риб [8]. Максимальна концентрація $N-NH_4^+$ відзначена на сьому добу досліді і перевищувала фонові показники ($0,035 \pm 0,01$ мг N/дм³) у 270 разів, після чого відзначалась її зниження на 18 % наприкінці експозиції (восьма доба) (див. рис. 4). Але концентрація амонійного азоту протягом досліді не досягала величин, несприятливих для існування *Cl. gariepinus* (>10 мг/дм³) [2].

Можна припустити, що накопичення $N-NH_4^+$ в середовищі було зумовлено як метаболітами риб, так і життєдіяльністю гетеротрофних мікроорганізмів, які розкладають органічну речовину у їхньому складі. Подальше зниження концентрації амонійного азоту можна пов'язати з активацією процесу нітрифікації за рахунок сприятливого кисневого режиму.

Процес нітритуутворення спостерігався за умов підвищеного вмісту у воді сполук амонійного азоту. Відмічено зростання концентрації $N-NO_2^-$, наприкінці експозиції (восьма доба) його вміст у воді перевищував критичні величини для *Cl. gariepinus* у 7 разів (див. рис. 4, б) [2, 8].

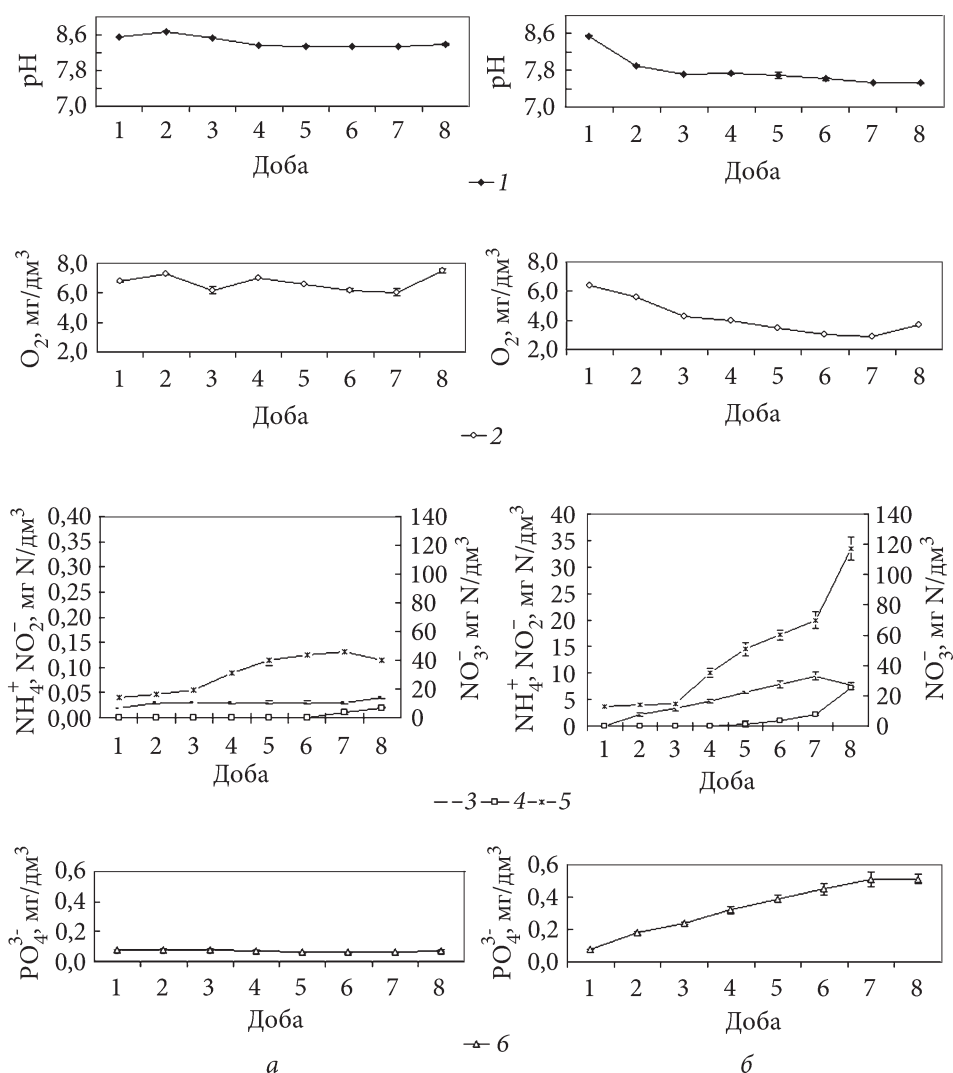


Рис. 4. Динаміка гідрохімічних параметрів під впливом метаболітів *Clarias gariepinus* в умовах харчової депривації ($M \pm m$, $n = 5$): 1 — рН; 2 — концентрація O₂; 3 — NH₄⁺; 4 — NO₂⁻; 5 — NO₃⁻; 6 — PO₄³⁻; а — контроль; б — дослід.

Слід відмітити, що серед досліджуваних особин загибелі не спостерігалось. Вірогідно, це може бути пов'язано з видовими особливостями риб ряду Сомоподібних. Так, дослідниками [30] показано, що при достатньо високій концентрації нітритів у воді у *Pangasianodon hypophthalmus* спостерігалось зниження здатності крові переносити кисень. Але за цих умов вони здатні застосовувати аеробне дихання, не використовуючи дихання атмосферним повітрям.

Протягом експерименту у водному середовищі відмічено стабільне зростання концентрації NO_3^- (див. рис. 4, б). На восьму добу їхня концентрація перевищувала несприятливі для *Cl. gariepinus* значення на 17 % [2].

Відзначене істотне зростання загальної концентрації сполук неорганічного азоту в середовищі може бути зумовлене не лише розвитком гетеротрофної мікрофлори, що мінералізувала органічну речовину в складі фекалій риб, але і виведенням продуктів катаболізму білків з організму риб, які зазнали харчової депривації [13, 21, 34].

Характер динаміки змін концентрації NO_2^- і NO_3^- , як показник функціонування в середовищі процесів трансформації сполук неорганічного азоту, безпосередньо обумовлений біологічними особливостями нітрифікуючих мікроорганізмів. Відомо [6, 19], що повне бактеріальне окиснення 1 мг N— NH_4^+ потребує 4,6 мг O_2 . Цим зумовлена чутливість всіх автотрофних нітрифікаторів, як аеробів, до ступеню аерації водного середовища. В процесі біохімічного очищення забруднених вод лімітуюча для перебігу нітрифікації концентрація розчиненого кисню коливається від 0,5 до 2,5 мг/дм³, зростаючи до 4,0 мг/дм³ в умовах змінних навантажень [33].

Доцільно припустити, що інтенсивна трансформація $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ в представлених умовах відбувалась саме за рахунок достатнього рівня розчиненого у воді O_2 .

У контролі концентрація P— PO_4^{3-} протягом всього експерименту знаходилася в межах 0,06—0,08 мг/дм³, без істотних коливань (див. рис. 4, а). Концентрація фосфат-іонів у дослідному середовищі підвищилася на сьому добу у 8,5 рази порівняно з контролем, з подальшою стабілізацією на восьму добу експерименту (див. рис. 4, б). При цьому їхня концентрація дещо перевищувала величини, вказані як допустимі в оборотних системах вирощування *Cl. gariepinus* [20].

Відомо, що риби виділяють фосфор лише з екскрементами [3]. Вірогідно, зростання концентрації фосфатів на початку експерименту зумовлено надходженням у воду залишків екскрементів з кишкового тракту *Cl. gariepinus*. В подальшому, на тлі припинення їхнього надходження внаслідок відсутності кормів можна припустити певне зменшення кількості фосфору фосфатів, що пов'язано зі споживанням їх мікрофлорою [10].

Таким чином, проведені дослідження виявили особливості проходження мікробіологічних процесів трансформації метаболітів *Cl. gariepinus* та їхню роль у формуванні якості водного середовища в штучних оборотних системах. Провідну роль в комплексі одержаних залежностей відіграють ступінь навантаження на середовище органічними речовинами (NH_4^+ , PO_4^{3-}) та інтенсивність трансформації сполук неорганічного азоту (NO_2^- , NO_3^-). Як один із найбільш важливих чинників, що формує якість водного середовища за цих умов, слід визначити концентрацію розчиненого кисню, яка зумовлює баланс між анаеробним процесом амоніфікації та аеробним — нітрифікації.

Отже, враховуючи те, що протягом більшої частини експерименту гідрохімічні показники середовища під дією метаболітів *Cl. gariepinus* не

перевищували негативних для цього виду величин, вищенаведені зміни фізіолого-біохімічного стану риб можуть бути розглянуті, в першу чергу, як наслідки їхньої примусової харчової депривації.

Висновки

Харчова депривація кларієвого сома африканського (*Clarias gariepinus*) в умовах штучних оборотних систем істотно впливає на фізіолого-біохімічний стан риб і характеризується зниженням показників вгодованості та зменшенням маси тіла за рахунок вмісту черевної порожнини.

В умовах голодування для підтримки належного рівня функціонування їхнього організму відбувається більш інтенсивне використання енергетичних резервів: глікогену, загального білку та ліпідів. На тлі відповідних змін в організмі риб змінюється спрямованість енергетичних процесів, що відіграє як адаптивну, так і компенсаторну роль.

Надходження до водного середовища метаболітів кларієвого сома, зокрема продуктів катаболізму білків, спричиняє погіршення його якості, в першу чергу, внаслідок зростання концентрації сполук неорганічного азоту та фосфору фосфатів, які надходять з екскрементами. Перетворення амонію та нітритів у менш небезпечні для життєдіяльності риб нітрати відбувається при достатньому рівні насичення водного середовища киснем.

Можна стверджувати, що відсутність живлення та погіршення гідрохімічних характеристик середовища істотно знижують біологічну продуктивність *Clarias gariepinus*, що підтверджує необхідність регулярної годівлі риб та ретельного контролю якості середовища вирощування.

Список використаної літератури

1. Алексієнко В. Р., Подобайло А. В. Методичні вказівки до вивчення іхтіології (розділ «Морфометричний аналіз риб») для студентів біологічного факультету. Київ : Вид-во Київ. ун-ту, 1998. 37 с.
2. Артеменков Д.В. Выращивание клариевого сома (*Clarias gariepinus*) в УЗВ на комбикормах с добавками пробиотика «Субтилис» : автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. Москва, 2013. 22 с.
3. Брайнбалле Я. Руководство по аквакультуре в установках замкнутого водоснабжения. Введение в новые экологические и высокопродуктивные замкнутые рыбоводные системы. Копенгаген : Междунар. орг-ция «ЕВРОФИШ» при поддержке Субрегионального бюро ФАО по Центр. и Вост. Европе 2010. 70 с.
4. Веселов Е.А., Бурля В.Ф. Влияние аммонийного азота на некоторые виды пресноводных рыб. Проблемы водной токсикологии. Петрозаводск, 1978. С. 52—58.
5. Власов В.А. Результаты выращивания африканского сома при различных условиях кормления и содержания. *Известия ТСХА*. 2009. Вып. 3. С. 136—146.
6. Готтшалк Г. Метаболизм бактерий. Москва : Мир, 1982. 470 с.
7. Инструкция по сбору и обработке материала для исследования питания рыб в естественных условиях. Москва : ВНИРО, 1971. Ч. 1—2.
8. Кориневская В.Ю. Трансформация неорганических соединений азота в процессе очистки сточных вод на очистных сооружениях г. Б-Днестровского. *Вісн. Одеськ. держ. екол. ун-ту*. 2008. № 6. С. 14—20.

9. Красюк Ю.Н., Потрохов А.С., Зиньковский О.Г. Влияние аллохтонного азота на физиолого-биохимические показатели крови карповых рыб. *Гидробиол. журн.* 2011. Т. 47, № 2. С. 72—80.
10. Лемзикова И.П., Маркевич Р.М. Потребление фосфатов из среды бактериями активного ила при различных условиях аэрации. *Тр. БГТУ. Химия, технология органических веществ и биотехнология.* 2013. № 4. С. 216—218.
11. Лурье Ю. Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. Москва : Химия, 1984. 448 с.
12. Лурье Ю. Ю. Унифицированные методы анализа вод. Москва : Химия, 1973. 376 с.
13. Немова Н.Н., Лысенко Л.А., Канцорова Н.П. Деграция белков скелетных мышц в процессах роста и развития лососевых рыб. *Онтогенез* 2016. Т. 47, № 4. С. 197—208.
14. Никифоров А.И., Маилкова А.В. Морфологические и товарные качества промышленно выращиваемого клариевого сома *Clarias gariepinus*. Современное состояние водных биоресурсов : материалы науч. конф., посвященной 70-летию С.М. Коновалова. Владивосток : ТИНРО-центр, 2008. С. 763—765.
15. Поливанная М.Ф., Соломонова Н.К. Методические указания по ихтиологии (кормовые организмы и питание молоди рыб) для студентов биологического факультета. Киев : Изд-во Киев. ун-та, 1984. 34 с.
16. Попова Е.М., Коцій І.В. Ліпіди як компонент адаптації риб до екологічного стресу. *Рибогосп. наука України.* 2007. № 1. С. 49—56
17. Практикум по биохимии / Под ред. С.Е. Северина, Г.А. Соловьевой. Москва : Моск. гос. ун-т, 1989. 510 с.
18. Резніков О. Проблеми етики при проведенні експериментальних медичних і біологічних досліджень на тваринах. *Вісн. НАН України.* 2001. № 11. С. 30—33
19. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Ленинград : Наука, 1974. 193 с.
20. Романова Е.М., Любомирова В.Н., Мухитова М.Э. Биологический контроль фертильности самок клариевого сома в бассейновой аквакультуре. *Вестн. Ульяновской ГСХА.* 2016. Т. 35, № 3. С. 78—84.
21. Сергеева Н.Р., Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология : монография. Краснодар : Наука, 2008. 157 с.
22. Шадыева Л.А., Романова Е.М., Романов В.В., Шленкина Т.М. Содержание жирных кислот в мышцах и икре африканского клариевого сома в нерестовый период. *Вестн. Ульяновской гос. с/х академии: науч.-теор. журнал.* 2019. Т. 48, № 4. С. 89—94. DOI 10.18286/1816-4501-2019-4-89-94.
23. Baßmann B., Brenner M., Palm H. W. Stress and welfare of African Catfish (*Clarias gariepinus* Burchell, 1822) in a coupled aquaponic system. *Water.* 2017. Vol. 9. P. 504. <https://doi.org/10.3390/w9070504>.
24. Braithwaite V.A., Boulcott P. Can fish suffer? *Fish Welfare.* Blackwell Publ. Ltd., Oxford, UK. 2008. P. 78—92.
25. Chandroo K.P., Duncan I.J.H., Moccia R.D. Can fish Suffer? Perspectives on Sentience, Pain, Fear and Stress. *Anim. Appl. Behav. Sci.* 2004, Vol. 86. P. 225—250.
26. Falco F., Stinconе P., Cammarata M., Brandelli A. Amino Acids as the Main Energy Source in Fish Tissues. *Aquac. Fish. Stud.* 2020. Vol. 3, N 1. P. 1—11.
27. Gillis T.E., Ballantyne J.S. The effects of starvation on plasma free amino acid and glucose concentrations in lake sturgeon, *Acipenser fulvescens*. *J. Fish. Biol.* 1996. Vol. 49. P. 1306—1316.
28. <https://delphipages.live/uk/gluconeogenesis>.
29. Knight J.A., Anderson S., Rawle J.M. Chemical Basis of the Sulfo-phospho-vanillin Reaction for Estimating Total Serum Lipids. *Clinical chemistry* 1972. Vol. 18, N 3. P. 199—202.
30. Lefevre S., Jensen F.B., Huong do T.T. et al. Effects of nitrite exposure on functional hemoglobin levels, bimodal respiration, and swimming performance in the facultative

air-breathing fish *Pangasianodon hypophthalmus*. *Aquat. Toxicol.* 2011. Vol. 104, N 1-2. P. 86—93. DOI: 10.1016/j.aquatox.2011.03.019.

31. Osibona A.O., Kusemiju K., Akande G.R. Proximate composition and fatty acids profile of the African Catfish *Clarias Gariepinus*. *J. Life and Physical Sci.* 2009. Vol. 3. N 1. P. 89—94.

32. Rosa R., Bandarra N.M., Nunes M.L. Nutritional quality of African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822): a positive criterion for the future development of the European production of Siluroidei. *Intern. J. Food Sci. and Technol.* 2007. Vol. 42, N 3. P. 342—351.

33. Stenstrom M.K. Effects of oxygen transport limitation on nitrification in the activated sludge process. *Pes. J. Water Pollut. Contr. Fed.* 1991. Vol. 63, N 3. P. 244—248.

34. Wilkie M.P. Mechanisms of ammonia excretion across fish gills. *Comparative Biochem. and Physiol. Part A: Physiology.* 1997. Vol. 118, N 1. P. 39—50.

35. Yildiz Y.H., Robaina L., Pirhonen J. et al. Fish welfare in aquaponic systems: its relation to water quality with an emphasis on feed and faeces. *A Review. Water.* 2017. Vol. 9, N1. P. 13.

36. Yuen K.Ip., Shit F. Chew Ammonia production, excretion, toxicity, and defense in fish. *Frontiers in Physiology.* 2010. Vol. 1, Article 134. P. 1—20.

Надійшла 04.10.2022

V. Romanenko, Academician of the NAS of Ukraine, Prof. D. (Biol.),
Institute of Hydrobiology NAS Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: ecos_inhydro@ukr.net
ORCID 0000-0001-7440-3337

Yu. Krot, Ph. D. (Biol.),
Institute of Hydrobiology NAS Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: yuriikrot@ukr.net,
ORCID 0000-0001-8732-1322

Yu. Krasiuk, Ph. D. (Biol.),
Institute of Hydrobiology NAS Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: j-krasyuk@ukr.net,
ORCID 0000-0002-8148-3168

D. Medovnyk, Ph. D. (Biol.),
Institute of Hydrobiology NAS Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: medovnyk@nas.gov.ua

D. Kudriavtseva, Senior Eng.
Institute of Hydrobiology NAS Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: kudriavtseva@nas.gov.ua,
ORCID 0000-0003-3367-2973

FEATURES OF THE PHYSIOLOGICAL STATE OF THE AFRICAN CLARIAS CATFISH (*CLARIAS GARIEPINUS* (BURCHELL), 1822) AND THE QUALITY OF THE WATER ENVIRONMENT UNDER CONDITIONS OF FOOD DEPRIVATION

The physiological state of *Clarias gariepinus* in conditions of food deprivation and the influence of the products of its metabolism on the formation of the quality of the water environment in artificial circulating systems were studied. It was found that keeping fish in conditions of starvation and deterioration of the quality of the aquatic environment leads to a decrease in its fatness indicators (liver weight, cavity fat) and the use of the body's energy reserves (glycogen, total protein, lipids). The aquatic environment is polluted by fish metabolites. Concentrations of inorganic nitrogen and phosphorus phosphates increase in

the water and worsen the conditions of existence of *C. gariepinus*. Ammonium nitrogen and nitrites are transformed into nitrates, which are less dangerous for the vital activity of fish, at a sufficient level of saturation of the aquatic environment with oxygen.

Key words: *African clary catfish, food deprivation, energy substrates, metabolic products, water environment quality, artificial circulation systems.*

ВОДНА РАДІОЕКОЛОГІЯ

УДК [577.34:597](285.2/3)

О.Є. КАГЛЯН, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: alex_kt983@ukr.net

Д.І. ГУДКОВ, д. б. н., проф., чл.-кор. НАН України, завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

В.В. БЕЛЯЄВ, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: belyaev-vv@ukr.net

С.І. КІРЕЄВ, генеральний директор,
Державне спеціалізоване підприємство «Екоцентр» ДАЗВ України,
вул. Шкільна, 6, Чорнобиль, 07270, Україна
e-mail: kireev@ecocentre.kiev.ua

Л.П. ЮРЧУК, мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ludayurchuk1@gmail.com

В.В. ДРОЗДОВ, інж.,
Державне спеціалізоване підприємство «Екоцентр» ДАЗВ України,
вул. Шкільна, 6, Чорнобиль, 07270, Україна
e-mail: doktorvlad.chernobyl@gmail.com

Н.А. ПОМОРЦЕВА, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: natarpomorceva@gmail.com

С.П. ПРИШЛЯК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: seregasp@gmail.com

О.О. ГУПАЛО, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: cloudy@ukr.net

Ц и т у в а н н я: Каглян О.Є., Гудков Д.І., Беляєв В.В., Кіреєв С.І., Юрчук Л.П., Дроздов В.В., Поморцева Н.А., Пришляк С.П., Гупало О.О., Абрам'юк І.І., Меньковська М.О. Зміни потужності радіаційного опромінення риб водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС та оз. Азбучин після зниження рівня води. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 6. С. 104—120.

І.І. АБРАМ'ЮК, к. б. н., мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: abrmyk@yahoo.com

М.О. МЕНЬКОВСЬКА, інж.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: menkowskaya@gmail.com

ЗМІНИ ПОТУЖНОСТІ РАДІАЦІЙНОГО ОПРОМІНЕННЯ РИБ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС ТА ОЗ. АЗБУЧИН ПІСЛЯ ЗНИЖЕННЯ РІВНЯ ВОДИ ¹

Впродовж 2014—2021 рр. оцінено зміни потужності поглиненої дози зовнішнього та внутрішнього опромінення для представників іхтіофауни водойми-охолоджувача (ВО) Чорнобильської АЕС та оз. Азбучин після припинення постачання води до ВО наприкінці 2014 р. Зміна гідрологічного режиму призвела до зниження рівня води у ВО на 6,5—7,0 м, а у розташованому поблизу оз. Азбучин — на 2,5—3,0 м, а також до збільшення питомої активності ⁹⁰Sr у воді і біоті. Встановлено, що дозові навантаження на риб від інкорпорованого ⁹⁰Sr у 2021 р. зросли у ВО в середньому у 4,5 раза та в оз. Азбучин — у 7,5 раза порівняно з періодом, що передував зниженню рівня води. Потужність зовнішньої дози опромінення риб у ВО суттєво не змінилась, а в оз. Азбучин — зросла у результаті заміщення літоральних і субліторальних зон водойми, що опинились на осушеній території, на ділянки донного ложа із значно вищим рівнем радіонуклідного забруднення.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, водойма-охолоджувач ЧАЕС, оз. Азбучин, риби, потужність поглиненої дози, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs.

Тривалоіснуючі, штучні радіонукліди, які є хімічними аналогами важливіших біогенних елементів, при надходженні до водойм можуть накопичуватись гідробіонтами до радіаційно-небезпечних рівнів. Особливої актуальності ці процеси набувають на територіях, що зазнали аварійних ситуацій на підприємствах ядерного паливного циклу, і зокрема у Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) [7, 8, 20, 23, 28]. Радіонукліди, які накопичуються в органах і тканинах риб, формують внутрішню поглинену дозу, яка разом із зовнішньою (від води, донних відкладів, рослин тощо) складає загальну поглинену дозу іонізуючого випромінювання [2, 4, 12, 15, 21]. Різні види риб у межах однієї водойми отримують різне дозове навантаження [17]. Величина зовнішнього опромінення риб залежить у першу чергу від рівня радіонуклідного забруднення екологічних зон водойми, в яких перебуває той чи інший вид, а доза внутрішнього — переважно від ефективності засвоювання радіонуклідів з води та об'єктів живлення [1, 13, 19, 26, 27].

¹ Роботу виконано у співробітництві з Державним спеціалізованим підприємством «Екоцентр» Державного агентства України з управління зоною відчуження, а також за підтримки Національної академії наук України і Національного фонду досліджень України (проект № 2020.02/0264).

Водойма-охолоджувач Чорнобильської АЕС (ВО ЧАЕС) є штучною водоймою, що розташована на правобережній ділянці заплави р. Прип'яті. Основним призначенням ВО було забезпечення водою теплообмінного устаткування та систем пожежогасіння станції під час експлуатації енергоблоків. Підживлення ВО здійснювалося з р. Прип'яті за допомогою насосної станції, з підтриманням рівня води, в середньому, на 7 м вище за рівень води у річці. У 1986 р. в період активної фази аварії на ЧАЕС, в результаті вітрового перенесення радіоактивних речовин та їхнього осадження на водну поверхню, а також надходження через відвідний канал з реакторними водами, ВО зазнала інтенсивного радіонуклідного забруднення. Переважаюча частина радіоактивних речовин, що надійшла до водойми, достатньо швидко акумулювалася донними відкладами і водними організмами. У 2012—2013 рр. загальний вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs в екосистемі ВО становив близько 50 і 270 ТБк, відповідно [10].

У 2000 р., після зупинки останнього діючого енергоблоку ЧАЕС подальша експлуатація ВО була визнана економічно недоцільною. У жовтні 2014 р., у зв'язку з вимушеним припиненням водозабору з р. Прип'яті для підживлення ВО, почалося нерегульоване зниження рівня води, переважно за рахунок фільтрації через тіло огорожувальної дамби. Через два роки рівень води знизився більш ніж на 3,5 м і на колишній акваторії ВО сформувалося три водойми, різні за морфометрією, об'ємом і площею водного дзеркала. Влітку 2017 р. площа осушеної частини водойми склала більше 40 % від колишньої акваторії. Впродовж 2018 р. рівень води знизився до 6,5—7,0 м і встановився у залишкових водоймах таким, що відповідає «сталому», залежно від водності р. Прип'яті, з якою у ВО існує гідравлічний зв'язок. При цьому зменшення підпору ВО призвело також до зниження рівня води у розташованій поруч природній заплавної водоймі — оз. Азбучин.

Зміна гідрологічного режиму ВО і оз. Азбучин спричинили зміни стану динамічної рівноваги у перерозподілі радіонуклідів (у першу чергу, більш мобільного ^{90}Sr) в екосистемах водойм та зростання їхнього надходження у біологічно-доступних формах до водних мас. Це, в свою чергу, призвело до підвищення рівня накопичення радіонуклідів водними організмами та формування додаткової дози радіаційного опромінення, зокрема для представників іхтіофауни.

Таким чином, головною метою виконаних досліджень була оцінка зміни потужності поглиненої дози за рахунок зовнішнього опромінення та від інкорпорованих ^{90}Sr і ^{137}Cs у риб різних екологічних груп, що населяють ВО ЧАЕС та оз. Азбучин, в умовах зниження рівня води та підвищення вмісту радіонуклідів у навколишньому середовищі.

Матеріал і методика досліджень

Роботу виконано на основі даних, отриманих в період 2008—2021 рр. Водними об'єктами досліджень слугували ВО ЧАЕС та оз. Азбучин. До кінця 2016 р. дослідження виконували на різних частинах ВО, існуючого

як одна водойма, а починаючи з 2017 р. — на остаточних водоймах, які утворились у межах колишньої акваторії ВО після зниження рівня води.

ВО ЧАЕС було створено на заплавної території правобережжя р. Прип'яті. Береги водойми частково сформовані надзаплатною терасою, а переважно — захисною дамбою протяжністю 25 км, шириною 70—100 м і заввишки 5,7 м. Територія, що огорожена дамбою, включає колишне русло р. Прип'яті, старі рукави та заплавні озера. Довжина ВО становила 11 км, середня ширина — 2 км, площа — 22,9 км², переважаючі глибини — 4—7 м, а на окремих ділянках — до 18—20 м, об'єм за НПП — 151 млн. м³. Підживлення ВО здійснювалось з р. Прип'яті за допомогою насосної станції, з підтриманням рівня води в середньому на 7 м вище за рівень води у річці. Упродовж 2015—2018 рр., внаслідок зниження рівня води, відбулась досить різка зміна морфометрії, а також гідрологічного і гідробіологічного режиму ВО. На теперішній час на колишній акваторії ВО утворилась значна кількість залишкових водойм, серед яких власні дослідження виконували в межах північно-західної частини (51°21'30.82"N, 30°09'00.45"E).

Озеро Азбучин являє собою водойму складної форми, яка розташована на території правобережної заплави р. Прип'яті у 2 км на північний захід від ЧАЕС (51°24'27.72"N, 30°06'58.86"E) та на відстані 0,5 км найближчою до ВО частиною. Об'єм водних мас в озері до зниження рівня води становив близько 0,78 млн. м³, з площею водного дзеркала 0,27 км². Морфологічно поділяється на два плеса: західне мілководне, з переважаючими глибинами від 1,5 до 3 м, і східне, з глибинами від 2 до 5,6 м. Дно озера характеризується наявністю великої кількості ділянок з мулистими відкладами. Середні значення щільності забруднення ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁸, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu і ²⁴¹Am становили відповідно 11 000, 6700, 240 і 218 кБк/м² [5]. Максимальні величини питомої активності радіонуклідів приурочені до західної частини озера, розташованої ближче до ЧАЕС. Підвищені значення щільності забруднення відмічаються також і в численних затоках озера.

Іхтіологічний матеріал відбирали в рамках регламенту радіоекологічного моніторингу водних біоценозів ЧЗВ та у співпраці з ДСП «Екоцентр» ДАЗВ України. Загалом було досліджено сім видів риб — два хижих і п'ять «мирних». Серед хижих риб аналізували щуку звичайну *Esox lucius* L. (віком від 1 до 5 років) та окуня звичайного *Perca fluviatilis* L. (3—9 років). Серед «мирних» видів досліджували фітофагів — краснопірку звичайну *Scardinius erythrophthalmus* L. (2—9 років); пелагічних зоопланктонофагів — верховодку звичайну *Alburnus alburnus* L. (2—6 років) та планктонофагів — верховку (вівсянку) звичайну *Leucaspis delineatus* Heckel (1—3 роки); бентофагів — карася сріблястого *Carassius gibelio* Bloch (2—7 років) і лина звичайного *Tinca tinca* L. (2—8 років). Класифікація риб за трофністю наведена виходячи з переважаючого типу живлення для зазначених вікових груп, відповідно до [6]. Впродовж періоду досліджень було проаналізовано понад 1500 екз. риб. Середня кількість риб у річний вибірці для кожного виду становила від 8 екз. і більше.

Для оцінки зовнішнього та внутрішнього дозового навантаження на рибу було використано дані питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді, донних відкладах різних екологічних зон водойм і рибах та застосовано модифікований метод, описаний в роботі [17], за допомогою програмного забезпечення ERICA Assessment Tool [11], в якому було враховано міграційну активність риби упродовж року і щільність радіонуклідного забруднення донних відкладів у межах різних екологічних зон водойм. Похибка оцінки потужності поглиненої дози становила 20—25 %. Розраховане стандартне відхилення в повній мірі характеризувало варіації вибірки.

Результати досліджень та їх обговорення

В даний час головними дозоутворювальними радіонуклідами для біоти у водоймах ЧЗВ є ^{90}Sr і ^{137}Cs . Динаміка потужності поглиненої дози опромінення водної біоти залежить від рівнів вмісту радіонуклідів у компонентах навколишнього середовища та їхнього накопичення живими організмами, що безпосередньо відбивається на формуванні дозового навантаження [3, 14, 15, 17—19, 22].

Об'ємна активність ^{90}Sr і ^{137}Cs у воді ВО впродовж останніх двох десятиріч зазнала істотних змін. Вміст ^{137}Cs , значна кількість якого надійшла до ВО з реакторними водами через скидний канал в період активної фази аварії на ЧАЕС, поступово зменшується, зберігаючи цю тенденцію і після зниження рівня води (рис. 1). Щодо ^{90}Sr , то його активність у воді з кінця 1990-х років до 2016 р. реєстрували в середньому на рівні 1,6 Бк/л, з незначними коливаннями в межах похибки вимірювань. Проте починаючи з 2016 р. середньорічний вміст ^{90}Sr почав зростати, сягнувши у 2019 р. значень 4,3 Бк/л, що майже у три рази перевищило середні значення за період 1998—2014 р. В оз. Азбучин, яке зазнавало підпору ґрунтових вод ВО, об'ємна активність ^{90}Sr зросла у 14 разів. Середньорічна об'ємна активність ^{137}Cs в обох досліджених водоймах залишилась майже незмінною і коливалась упродовж 2014—2021 рр. в межах величини стандартного відхилення (табл. 1).

У 2014 р. загальна потужність поглиненої дози для досліджених видів риби ВО становила 5,9—18,9 (в середньому 11,7) мкГр/год, з найвищими значеннями для придонного виду — карася сріблястого, а найнижчими

Таблиця 1

Діапазони та середні значення об'ємної активності радіонуклідів у воді ВО ЧАЕС та оз. Азбучин до і після зниження рівня води, Бк/л

Водойми	2014 р.		2021 р.	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
ВО ЧАЕС	0,98—1,87 (1,63±0,28)	1,14—1,62 (1,40±0,25)	3,55—4,91 (4,14±0,59)	0,71—1,40 (1,20±0,24)
Оз. Азбучин	28,80—31,10 (29,10±6,80)	3,60—8,30 (5,40±2,20)	359—488 (410±51)	4,74—6,90 (6,38±1,13)

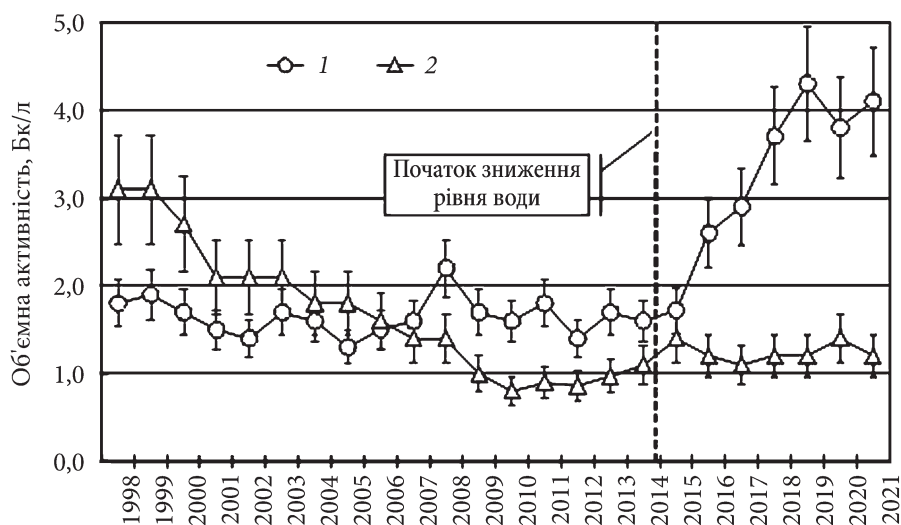


Рис. 1. Динаміка середньорічної об'ємної активності ^{90}Sr (1) і ^{137}Cs (2) у воді ВО ЧАЕС

— для виду, що мешкає переважно у поверхневому шарі води — верховодки. Оскільки штучні береги ВО мають довгий пологий схил і складені намивними пісками, які були слабо забруднені радіонуклідами, то загальна структура і морфометрія біотопу існування представників іхтіофауни ВО з зниженням рівня води істотно не змінилась, а що найголовніше — практично залишились на одному рівні величини зовнішнього опромінення в основних екологічних зонах водойми, в яких відбувався нагул, нерест, передзимувальний період та зимівля риб. Таким чином, оскільки рівень забруднення донних відкладів ВО за період зниження рівня води майже не змінився, збільшення загального дозового навантаження на риб ВО відбулось за рахунок підвищення внутрішнього опромінення — завдяки збільшенню накопичення радіонуклідів в організмі риб. Так, у 2021 р. загальна потужність поглиненої дози для досліджених видів ВО становила 6,0—19,3 (в середньому 12,0) мкГр/год (рис. 2), що несуттєво збільшило загальну середню потужність дози опромінення — лише у 1,03

раза. В оз. Азбучин ситуація склалася дещо іншим чином як у відношенні внутрішньої, так і зовнішньої дози опромінення. Внаслідок значно більшої, порівняно з ВО, відносної водозбірної території, яка до того ж має вищу щільність радіонуклідного забруднення, рівні підвищення об'ємної активності водних мас були набагато суттєвішими (див. табл. 1). Це вплинуло на зміни формування внутрішнього опромінення риб за рахунок накопичення радіонуклідів у тканинах. Крім того, внаслідок зниження рівня води літоральні і, частково, субліторальні зони водойми, які були складені переважно замуленими пісками з порівняно невисокою щільністю радіонуклідного забруднення, опинились на осушеній території, а їхнє місце зайняли ділянки донного ложа озера зі значно вищим

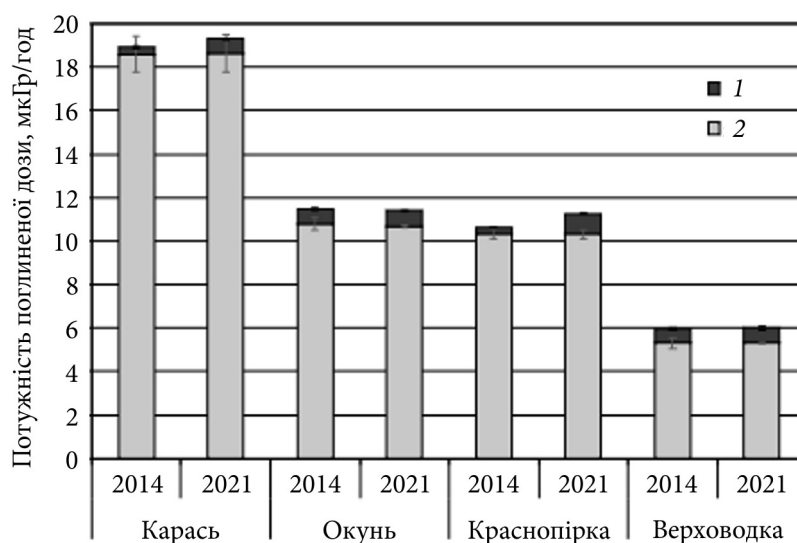


Рис. 2. Середні значення загальної потужності поглиненої дози для риб ВО, обумовленої внутрішнім (1) та зовнішнім (2) опроміненням у 2014 та 2021 рр.

рівнем вмісту радіонуклідів. Таким чином, під час нагулу, нересту та частини передзимувального періоду риби оз. Азбучин стали отримувати значно вищі дози зовнішнього опромінення. Так, у 2014 р. загальна потужність поглиненої дози для досліджених видів риб озера становила 15,7—89,6 (в середньому 51,0) мкГр/год, з найвищими значеннями для придонних риб — лина та карася сріблястого, а найнижчими — для верховки, що мешкає у поверхневому шарі води (рис. 3). У 2021 р. загальна потужність поглиненої дози для риб оз. Азбучин становила 32,7—111,3 (в середньому 71,1) мкГр/год, з аналогічними як і в 2014 р. видовими особливостями формування дозового навантаження. Таким чином, порівняно з 2014 р. загальна потужність поглиненої дози для риб в озері зросла в середньому в 1,4 раза.

Слід зазначити, що дозове навантаження, яке отримують риби від зовнішнього опромінення, становить переважаючу частку в загальній потужності поглиненої дози для іхтіофауни ВО та оз. Азбучин, і особливо це стосується риб, що ведуть придонний спосіб життя. Так, до зниження рівня води частка, яка припадала на зовнішнє опромінення риб у ВО та оз. Азбучин, була у межах відповідно 90—98 % (в середньому 95 %) та 92—96 % (в середньому 94 %). У 2021 р., у зв'язку з певним підвищенням внутрішньої дози опромінення, внесок зовнішнього опромінення у ВО зменшився в середньому до 93 %, а в оз. Азбучин — до 83 %.

Якщо розглянути динаміку потужності внутрішньої дози опромінення риб ВО за рахунок інкорпорованих радіонуклідів, можна побачити суттєве зростання дозового навантаження, обумовленого ^{90}Sr , особливо у мирних видів риб. Так, у 2021 р. для карася сріблястого і краснопірки доза

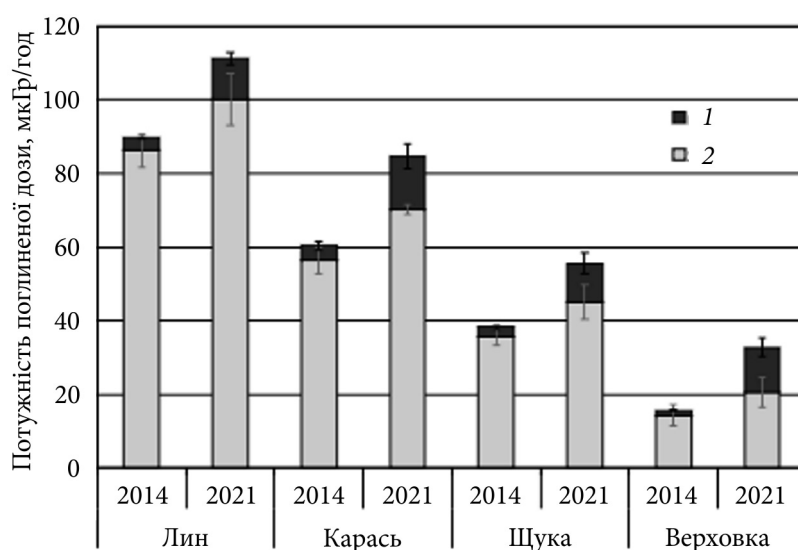


Рис. 3. Середні значення загальної потужності поглиненої дози для риб оз. Азбучин, обумовленої внутрішнім (1) та зовнішнім (2) опроміненням у 2014 та 2021 рр.

внутрішнього опромінення від ^{90}Sr зросла в середньому в 7 разів порівняно з 2014 р. Для окуня і верховодки ці величини були дещо меншими — відповідно 2,4 і 1,4 раза (рис. 4). Що стосується ^{137}Cs , то у 2021 р. сформована радіонуклідом доза опромінення зменшилась порівняно з періодом до зниження рівня води у ВО для всіх досліджених видів риб. Це пов'язано з тенденцією зменшення об'ємної активності ^{137}Cs у воді після аварії на ЧАЕС, яка зберігається після зниження рівня води та обумовлена вкрай низькою міграційною активністю радіонукліда при переході з донних відкладів та ґрунтів у воду.

Загалом, внутрішня доза опромінення для досліджених видів риб ВО зросла для краснопірки у 3,5 раза, для карася сріблястого — у 2 раза, для окуня — у 1,2 раза. Для верховодки цей показник залишився практично незмінним в результаті зниження дози від інкорпорованого ^{137}Cs .

Для риб оз. Азбучин відбулось істотне збільшення потужності поглиненої внутрішньої дози станом на 2021 р. Так, для лина, карася, щуки та верховки доза внутрішнього опромінення зросла відповідно у 3,4, 3,6, 4,3 та 9,3 рази (рис. 5). Це зростання відбулося за рахунок підвищеного накопичення ^{90}Sr у кісткових тканинах.

Привертає увагу той факт, що зростання об'ємної активності ^{90}Sr у воді ВО майже у 3 рази призвело до збільшення потужності дози опромінення для риб за рахунок ^{90}Sr від 1,4 до 7,3, в середньому — у 4,5 раза. В оз. Азбучин зростання об'ємної активності ^{90}Sr у воді у 14 разів призвело до зростання потужності дози опромінення для риб за рахунок ^{90}Sr від 3,9 до 15,3, в середньому — у 7,5 раза. І хоча видовий склад досліджених риб у водоймах істотно відрізнявся, гіпотетично існують певні види, які

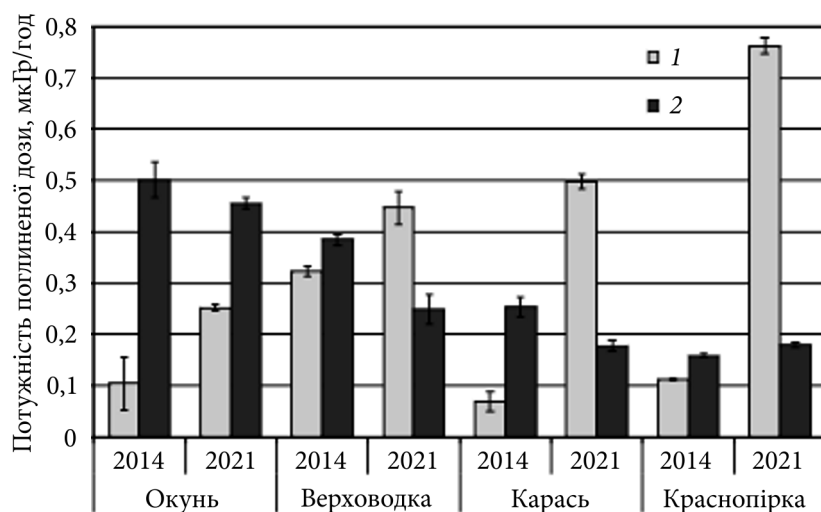


Рис. 4. Середні значення потужності внутрішньої поглиненої дози для риб ВО ЧАЕС, обумовленої ^{90}Sr (1) і ^{137}Cs (2) у 2014 та 2021 рр.

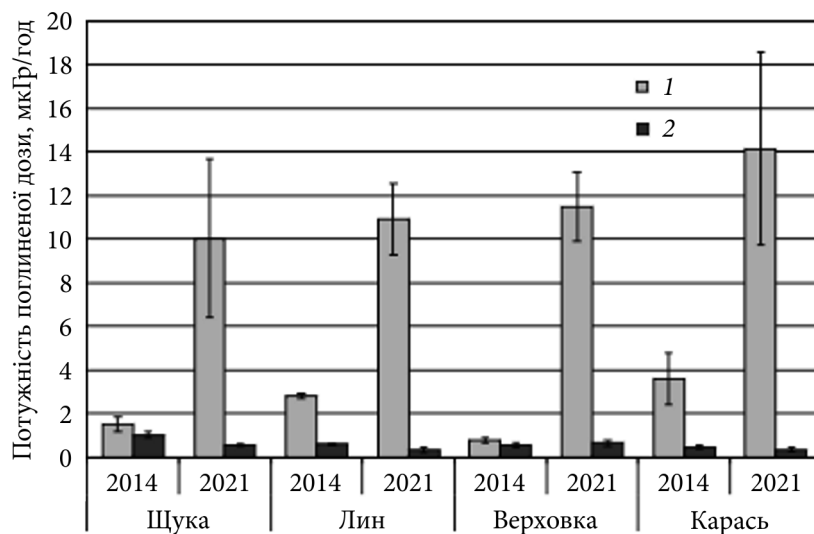


Рис. 5. Середні значення потужності внутрішньої поглиненої дози для риб оз. Азбучин, обумовленої ^{90}Sr (1) і ^{137}Cs (2) у 2014 та 2021 рр.

накопичують ^{90}Sr пропорційно до підвищення вмісту радіонукліда у воді, що відбивається і на формуванні дози опромінення. Звісно, в умовах природних водойм на інтенсивність накопичення радіонукліда впливає низка чинників, починаючи від гідрохімічних показників водного середовища і закінчуючи особливостями живлення того чи іншого виду в умовах різних водних екосистем. Тому один і той самий вид не може слугувати

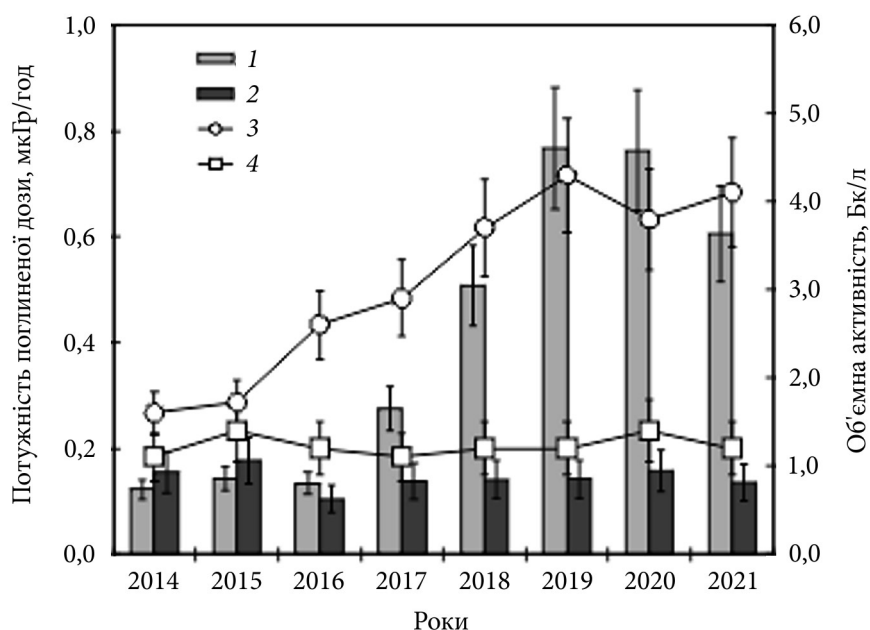


Рис. 6. Динаміка потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення краснопірки та об'ємної активності радіонуклідів у воді ВО ЧАЕС упродовж 2014—2021 рр.: 1 — ^{90}Sr (доза); 2 — ^{137}Cs (доза); 3 — ^{90}Sr (вода); 4 — ^{137}Cs (вода)

індикатором підвищення ^{90}Sr у воді в умовах радіаційного забруднення водойм.

Динаміка потужності внутрішньої поглиненої дози у краснопірки з ВО за рахунок ^{137}Cs упродовж всіх років від початку зниження рівня води, як і об'ємна активність радіонукліду у воді, залишалася практично незмінною. Величина потужності дози опромінення за рахунок ^{90}Sr почала досить швидко зростати починаючи з 2017 р. і, досягнувши максимальних значень у 2019 р., вийшла на певний рівень, який має тенденцію до зниження, але значення 2020 і 2021 рр. знаходяться в межах похибки вимірювань (рис. 6). Аналогічну тенденцію має динаміка об'ємної активності ^{90}Sr у воді, хоча достовірне зростання цього показника почалося на рік раніше.

Величина потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення за рахунок ^{137}Cs у окуня з ВО впродовж 2014—2021 рр. виявилася більш динамічною незважаючи на порівняно стабільні показники об'ємної активності радіонукліду у воді. Так, якщо протягом 2014—2019 рр. значення дози внутрішнього опромінення від ^{137}Cs коливались у межах похибки вимірювань, то у 2020, 2021 рр. цей показник знизився у середньому в 1,7 раза (рис. 7). Щодо дози, обумовленою інкорпорованим ^{90}Sr , то починаючи вже з 2015 р. вона почала зростати, і ця тенденція зберігалась до 2021 р. включно, перевищивши цей показник для 2014 р. більш ніж у 7 разів, а також потужність внутрішньої дози від ^{137}Cs .

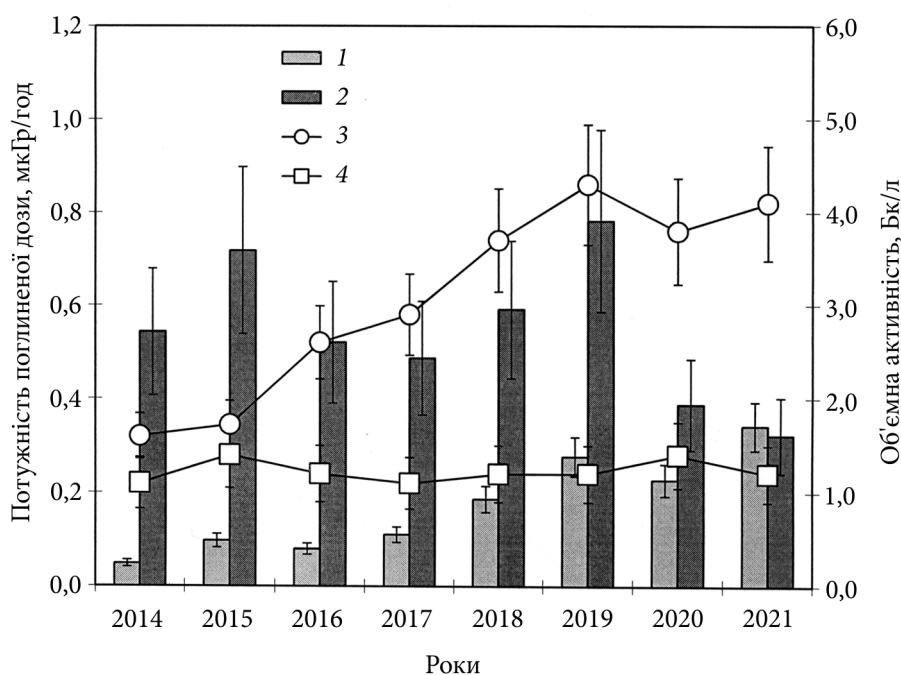


Рис. 7. Динаміка потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення окуня та об'ємної активності радіонуклідів у воді ВО ЧАЕС упродовж 2014—2021 рр.: 1 — ⁹⁰Sr (доза); 2 — ¹³⁷Cs (доза); 3 — ⁹⁰Sr (вода); 4 — ¹³⁷Cs (вода)

Аналіз кореляційних зв'язків між концентрацією радіонуклідів у воді та потужністю поглиненої дози внутрішнього опромінення свідчить про високу залежність показника внутрішнього дозового навантаження від об'ємної активності ⁹⁰Sr у воді, як для краснопірки ($R = 0,92$), так і для окуня ($R = 0,90$) (рис. 8, а, в). Високі значення коефіцієнта кореляції для цих показників свідчать про переважаюче надходження радіонукліду безпосередньо з води до організму риби через зяброві тканини та шкірні покриви. Проте припускається, що для краснопірки, у кормовому раціоні якої значну частку займають нижчі рослини, яким притаманні високі коефіцієнти концентрування радіонуклідів, надходження ⁹⁰Sr до організму відбувається також із об'єктами живлення, де радіонуклід знаходиться у формах, що легко засвоюються. Про це свідчать і високий рівень внутрішнього дозового навантаження для краснопірки за рахунок ⁹⁰Sr, що в середньому у 2,5 рази вищий за аналогічний показник для окуня. Надходження ⁹⁰Sr з кормовими об'єктами до організму хижих видів відбувається переважно з кістковими тканинами риб-жертв, що погано перетравлюються, тому засвоєння цього радіонукліду відбувається з меншою ефективністю.

Надходження до організму риб ¹³⁷Cs відбувається переважно пероральним шляхом — з кормовими об'єктами, тому низька кореляція між концентрацією радіонукліду у воді та потужністю поглиненої дози внут-

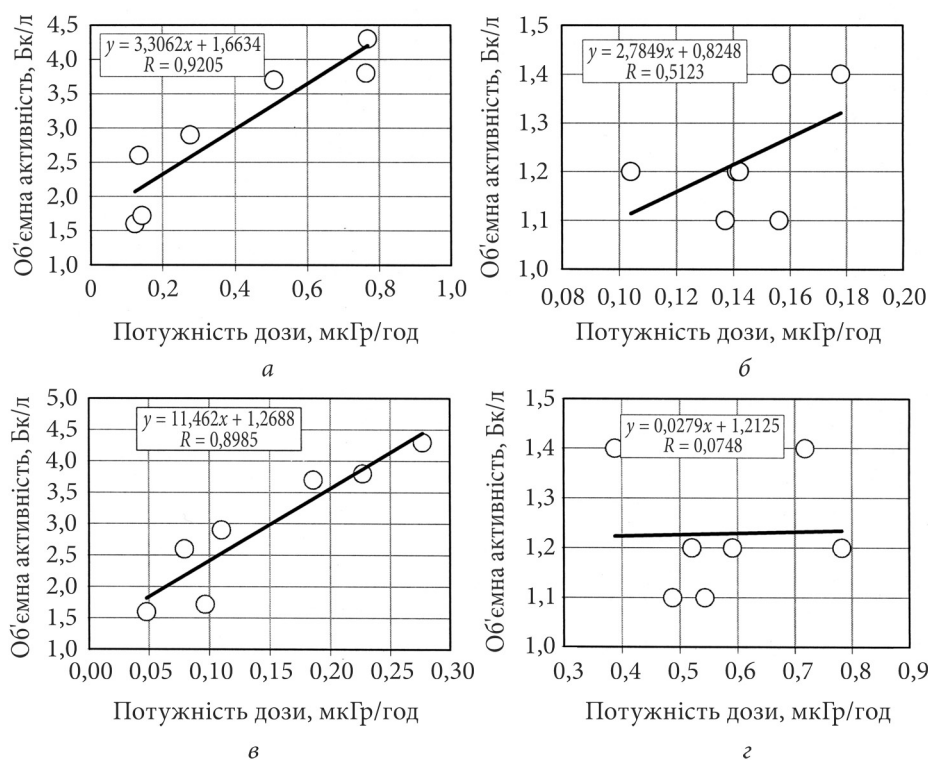


Рис. 8. Кореляційний зв'язок між об'ємною активністю радіонуклідів у воді та потужністю поглиненої дози внутрішнього опромінення: а — для ^{90}Sr у краснопірки; б — для ^{137}Cs у краснопірки; в — для ^{90}Sr у окуня; з — для ^{137}Cs у окуня

рішнього опромінення для краснопірки та її відсутність для окуня (рис. 8, б, з), ймовірно, може свідчити про широкий спектр об'єктів живлення, яким притаманні різні рівні накопичення радіонукліда.

Розрахунками встановлено, що упродовж 2014—2021 рр. підвищення питомої активності ^{90}Sr у воді ВО на 1 Бк/л призвело до підвищення потужності внутрішньої дози опромінення для «мирних» риб в середньому на 0,26, а для хижих риб — в середньому на 0,07 мкГр/год.

Припускається, що збільшення концентрації ^{90}Sr у воді досліджених водойм у результаті зниження рівня ВО ЧАЕС, з подальшим накопиченням водною біотою і зростанням потужності дози внутрішнього опромінення спричинили два основних чинника. Перший — різке порушення стану динамічної рівноваги при переході ^{90}Sr з донних відкладів у воду, яке з певними коливаннями зберігалося на одному рівні впродовж останніх двох десятиріч як у ВО, так і в оз. Азбучин. Тому зниження рівня води в обох водоймах, зменшення їхнього об'єму та інтенсивності фільтрації водних мас через огорожувальні дамби спричинили зростання концентрації радіонукліду у воді, який тривалий час у певному обсязі надходить з донних відкладів. Ймовірним другим чинником є надходження до во-

дойм мобільних біологічно-доступних форм ^{90}Sr з осушених територій. У випадку оз. Азбучин — це відносно значні площі водозбору з високою щільністю радіонуклідного забруднення. Вочевидь, це і пояснює значне зростання концентрації ^{90}Sr у воді озера порівняно з ВО ЧАЕС.

Науковим комітетом з дії атомної радіації ООН (UNSCEAR) та незалежною неурядовою організацією Міжнародною комісією з радіологічного захисту (ICRP) запропоновано як безпечний рівень радіаційного впливу на біоту використовувати значення потужності поглиненої дози в діапазоні 40—400 мкГр/год [16, 24, 25]. При цьому безпечним граничним рівнем для хребетних тварин прийнято значення дозового навантаження у 40 мкГр/год. Водночас у рамках проекту Європейської комісії «PROTECT» (Protection of the Environment from Ionising Radiation in a Regulatory Context) величину безпечного порога опромінення біоти оцінили методом аналізу «розподілу чутливості видів» (SSD — species sensitivity distribution) [9]. Застосування цього методу дозволило визначити нижню межу безпечного хронічного опромінення біоти (хребетні, рослини та безхребетні) на рівні 10 мкГр/год. Як скринінгову потужність поглиненої дози для хребетних тварин було рекомендовано величину 2 мкГр/год, яку призначено для первинної оцінки рівня безпеки біоти. Таким чином, якщо потужність поглиненої дози для референтних представників іхтіоценозу не перевищує скринінгового рівня, то радіаційна ситуація є завідомо безпечною і не вимагає подальшого розгляду.

Зареєстровані сучасні рівні загальної потужності поглиненої дози для всіх досліджених риб у ВО ЧАЕС та оз. Азбучин значно перевищують скринінгову дозу у 2 мкГр/год і майже для всіх видів з обох водойм перевищують рекомендований в рамках проекту «PROTECT» безпечний рівень у 10 мкГр/год. В останньому випадку єдиним виключенням була верховодка з ВО, для якої загальна потужність дози становила близько 6 мкГр/год. Безпечний граничний рівень дозового навантаження у 40 мкГр/год, рекомендований UNSCEAR та ICRP для хребетних тварин, значно перевищений для придонних видів риб та щуки з оз. Азбучин.

Висновки

Зниження рівня води у ВО ЧАЕС та оз. Азбучин упродовж 2015—2018 рр. призвело до порушення стану динамічної рівноваги (який зберігався принаймні впродовж двох десятиріч, аж до кінця 2014 р.) щодо переходу мобільних форм радіонуклідів (у першу чергу ^{90}Sr) з донних відкладів у воду та їхнього виносу за рахунок гідравлічного зв'язку та фільтрації крізь огорожувальні дамби до р. Прип'яті. Припускається, що зміни рівноважного стану через зменшення об'єму водних мас, з одного боку, а також надходження до водойм мобільних біологічно-доступних форм ^{90}Sr із донних відкладів, які опинились на осушених територіях, — з іншого, спричинили зростання об'ємної активності радіонукліду у воді досліджених водойм та підвищення його накопичення водною біотою.

Середньорічна об'ємна активність ^{90}Sr у воді північно-західної частини колишньої акваторії ВО ЧАЕС зросла впродовж 2015—2021 рр. майже

у 3 рази — з 1,6 до 4,3 Бк/л, а в оз. Азбучин — більш ніж у 14 разів — з 29 до 410 Бк/л. Динаміка об'ємної активності ^{137}Cs у воді досліджених водойм зберігала тенденцію поступового зниження, залишаючись у межах 1,1—1,4 Бк/л у ВО та 4,7—6,9 Бк/л в оз. Азбучин.

Величина загальної потужності поглиненої дози для риб ВО ЧАЕС від всіх джерел опромінення до зниження рівня води знаходилась у межах 5,9—18,9 (в середньому 11,7) мкГр/год. Найвищу дозу опромінення отримував придонний вид — карась сріблястий — за рахунок зовнішнього опромінення від радіонуклідів, депонованих у донних відкладах, а найменшу — вид, що мешкає переважно у поверхневому шарі водної товщі — верховодка. Оскільки переважаючу частину загального дозового навантаження складає зовнішнє опромінення, величина якого змінилась несуттєво, то у 2021 р. загальна потужність поглиненої дози для риб ВО становила 6,0—19,3 (в середньому 12,0) мкГр/год, що свідчить про її незначне зростання впродовж зниження рівня води.

В оз. Азбучин, внаслідок значного (у 14 разів) підвищення об'ємної активності ^{90}Sr у воді, а також заміщення літоральних і субліторальних зон водойми, які опинились на осушеній території, на ділянки донного ложа із значно вищими рівнями радіонуклідного забруднення, зростання загальної потужності поглиненої дози було суттєвішим і відбулося за рахунок підвищення як внутрішньої, так і зовнішньої дози опромінення. Так, якщо у 2014 р. дозове навантаження для досліджених видів риб від всіх джерел опромінення реєстрували в межах 15,7—89,6 (в середньому 51,0) мкГр/год, то у 2021 р. цей показник збільшився в середньому в 1,4 раза і становив 32,7—111,3 (в середньому 71,1) мкГр/год. Найвищі дози опромінення отримують придонні види — лин та карась сріблястий, а найменші — пелагічна верховка.

Серед зареєстрованих на даному етапі радіоекологічних наслідків зниження рівня води відмічене зростання рівнів зовнішнього опромінення у літоральних і субліторальних зонах оз. Азбучин, а також підвищення об'ємної активності ^{90}Sr у воді та його накопичення представниками іхтіофауни в обох досліджених водоймах. Останнє призвело у 2021 р. до суттєвого збільшення потужності поглиненої дози внутрішнього опромінення: для риб ВО ЧАЕС — в середньому у 4,5 раза, а для риб оз. Азбучин — в середньому у 7,5 раза порівняно з періодом, який передував початку зниження рівня води наприкінці 2014 р. Серед досліджених нами видів риб у ВО найвищі показники зростання дози внутрішнього опромінення зареєстровано у карася сріблястого (7,3 раза) і краснопірки (6,8 раза), а найнижчі — у верховодки (1,4 раза). Для риб оз. Азбучин видом з найвищим показником зростання дозового навантаження була верховка (9,3 раза), а з найменшим — лин (3,4 раза).

Зареєстровані сучасні рівні загальної потужності поглиненої дози для всіх досліджених риб у ВО ЧАЕС та оз. Азбучин значно перевищують скринінгову дозу у 2 мкГр/год і майже для всіх видів з обох водойм перевищують безпечний рівень у 10 мкГр/год, рекомендований в рамках проекту Європейської комісії «PROTECT». Граничний рівень дозового

навантаження у 40 мкГр/год, рекомендований Науковим комітетом з дії атомної радіації ООН та Міжнародною комісією з радіологічного захисту для хребетних тварин, перевищений для карася сріблястого, лина та щуки з оз. Азбучин.

Список використаної літератури

1. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Распределение радионуклидов по основным компонентам озерных экосистем зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2005. Т. 45, № 3. С. 271—280.
2. Гудков Д.И., Каглян А.Е., Киреев С.И. и др. Основные дозообразующие радионуклиды в рыбе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Там же*. 2008. Т. 48, № 1. С. 48—58.
3. Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Динаміка питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs в представниках іхтіофауни водойм Чорнобильської зони відчуження. *Ядерна фізика та енергетика*. 2021. Т. 22, № 1. С. 62—73.
4. Каглян А.Е., Гудков Д.И., Кленус В.Г. и др. Радионуклиды в аборигенных видах рыб Чернобыльской зоны отчуждения. *Там само*. 2012. Т. 13, № 3. С. 306—315.
5. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. Київ : Наук. думка, 2010. 262 с.
6. Мовчан Ю.В. Риби України. Київ, 2011. 420 с.
7. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Москва : Тов-во науч. изд. КМК, 2004. 416 с.
8. Зарубин О.Л., Зарубина Н.Е., Гудков Д.И. и др. Удельная активность ^{137}Cs у рыб Украины. Современное состояние. *Ядерна фізика та енергетика*. 2013. Т. 14, № 2. С. 177—182.
9. Andersson P., Garnier-Laplace J., Beresford N.A. et al. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values. *J. Environ. Radioactivity*. 2009. Vol. 100. P. 1100—1108.
10. Bugai D., Dubas V., Dyachenko T. et al. Environmental impact assessment of the drawdown of the Chernobyl NPP cooling pond as a basis for its decommissioning and remediation. Series: IAEA TECDOC, ISSN 1011-4289, № 1886. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2019. 175 p.
11. ERICA Assessment Tool 1.0. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations (<http://www.ERICA-tool.com>).
12. Gudkov D.I., Kaglyan A.E., Nazarov A.B. et al. Dynamics of the content and distribution of the main dose forming radionuclides in fishes of the exclusion zone of the Chernobyl NPP. *Hydrobiol. J.* 2008. Vol. 44, N 5. P. 87—104.
13. Gudkov D.I., Nazarov A.B., Kaglyan A.E. et al. Change of radionuclide bioavailability in conditions of swamping territories within the Chernobyl accident Exclusion Zone. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44, N 5. P. 951—955.
14. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.A. et al. Aquatic plants and animals in the Chernobyl exclusion zone: effects of long-term radiation exposure on different levels of biological organization. Genetics, Evolution and Radiation / Ed. by V. Korogodina, C. Mothersill, S. Inge-Vechtsov, C. Seymour. Cham : Springer Intern. Publ. AG, 2016. P. 287—302.
15. Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.L. et al. Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone. *J. Environ. Radioactivity*. 2016. Vol. 151. P. 438—448.
16. International Commission on Radiological Protection (ICRP). Publication 108. Environmental Protection: The Concept and Use of Reference Animals and Plants / Annals of the ICRP. 2008. Vol. 38, N 4—6. 251 p.

17. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Kireev S.I. et al. Fish of the Chernobyl exclusion zone: modern levels of radionuclide contamination and radiation doses. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 5. P. 81—99.
18. Kaglyan O.Ye., Gudkov D. I., Klenus V.G. et al. Strontium-90 in fish from the lakes of the Chernobyl Exclusion Zone. *Radioprotection.* 2009. Vol. 44, N 5. C. 945—949.
19. Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Klenus V.G. et al. Radionuclides in fish of the Chernobyl exclusion zone: species-specificity, seasonality, size- and age-dependent features of accumulation. Third Inter. conf. on radiation and application in various fields of research: RAD Proceed. / Ed. Goran Ristic, Slovenska Plaza, Budva (Montenegro), June 8—12, 2015. Nis (Serbia): Rad Association, 2015. P. 249—252.
20. Kashparova O.V., Teien H.-C., Levchuk S.E. et al. Dynamic of ^{137}Cs uptake from water to Prussian carp (*Carassius gibelio*). *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2020. Vol. 21, N 1. P. 64—74.
21. Kryshchuk I.I., Sazykina T.G. Assessment of radiation doses to aquatic organism's in the Chernobyl contaminated area. *J. Environ. Radioactivity.* 1995. Vol. 28, N 1. P. 91.
22. Lerebours A., Gudkov D., Nagorskaya L. et al. Impact of environmental radiation on the health and reproductive status of fish from Chernobyl. *Environ. Science & Technol.* 2018. Vol. 52, N 16. P. 9442—9450.
23. Pavlenko P.M., Kashparova O.V., Levchuk S.Ye. et al. Effect of additional «clean» feeding on ^{90}Sr and ^{137}Cs content in Prussian carp (*Carassius gibelio*) in the Chernobyl exclusion zone. *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2021. Vol. 22, N 3. P. 272—283.
24. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 1996 Report to the General Assembly with Scientific Annex. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Annex: Effects of radiation on the environment. — New York: United Nations, 1996. 86 p.
25. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II, Scientific Annex E: Effect of ionizing radiation on non-human biota. New York: United Nations, 2011. 164 p.
26. Zarubin O.L., Kostyuk V.A., Zalisskiy A.A. et al. Dynamics of ^{137}Cs distribution over the organs and tissues of fishes of various ecological groups in the cooling pond of the Chernobyl nuclear power station. *Hydrobiol. J.* 2012 Vol. 48, N 3. P. 99—105.
27. Zarubin O.L., Laktionov V.A., Moshna B.O. et al. Technogenic radionuclides in freshwater fishes of Ukraine after the accident at the Chernobyl nuclear power plant. *Nuclear Physics and Atomic Energy.* 2011. Vol. 12, N 2. P. 192—197.
28. Zarubin O.L., Zarubina N.Ye., Zalisskiy A.A. et al. Dynamics of ^{137}Cs specific activity in fishes differing in the type of their nutrition in the cooling pond of the Chernobyl NPS (1986-2013). *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 3. P. 95—106.

Надійшла 12.09.2022

O.Ye. Kaglyan, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: alex_kt983@ukr.net

D.I. Gudkov, Dr. Sc. (Biol.), Prof., NAS Corresp. member, Head of Dept.,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: digudkov@gmail.com
ORCID 0000-0002-5304-7414

V.V. Belyaev, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: belyaev-vv@ukr.net

S.I. Kireev, General Director,
State Specialized Enterprise «Ecocentre»
Shkil'na str. 6, Chornobyl, 07270, Ukraine
e-mail: kireev@ecocentre.kiev.ua

L.P. Yurchuk, Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ludayurchuk1@gmail.com

V.V. Drozdov, Engineer,
State Specialized Enterprise «Ecocentre»
Shkil'na str. 6, Chornobyl, 07270, Ukraine
e-mail: doktorvlad.chernobyl@gmail.com

N.A. Pomortseva, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: natapomorceva@gmail.com

S.P. Pryshlyak, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ceregasp@gmail.com

O.O. Gupalo, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: cloudy@ukr.net

I.I. Abram'yuk, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: abramyk@yahoo.com

M.O. Men'kovskaya, Engineer,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: menkovskaya@gmail.com

CHANGES IN THE INTENSITY OF RADIATION EXPOSURE OF FISH IN THE CHORNOBYL NPP COOLING POND AND AZBUCHYN LAKE AFTER THE WATER LEVEL DECREASED

During 2014—2021, changes in the absorbed dose rate of external and internal radiation were assessed for representatives of the ichthyofauna of the Chornobyl NPP cooling pond (CP) and Azbuchyn Lake after the termination of water supply to the CP at the end of 2014. The change in the hydrological regime led to decrease in the water level in the CP by 6.5—7.0 m, and in the nearby Azbuchyn Lake — by 2.5—3.0 m, as well as to an increase in the concentration of ^{90}Sr in water and aquatic biota. It was established that the dose rates to fish from incorporated ^{90}Sr in 2021 increased in the CP on average in 4,5 times and in Azbuchyn Lake on 7,5 times compared to the period preceding the lowering of the water level. The external radiation dose rate to fish in the CP did not change significantly, but in Azbuchyn Lake grew as a result of the replacement of the littoral and sublittoral zones of the water body, which ended up in the drained territory, with areas of the bottom bed with significantly higher levels of radioactive contamination.

Key-words: Chornobyl exclusion zone, Chornobyl NPP cooling pond, Azbuchyn Lake, fish, radiation dose rate, ^{90}Sr , ^{137}Cs .

**ПОКАЖЧИК СТАТЕЙ, ОПУБЛІКОВАНИХ У
«ГІДРОБІОЛОГІЧНОМУ ЖУРНАЛІ» У 2022 р.**

	№	С.
Загальна гідробіологія		
Дьяченко Т.М. Макрофіти та їхні угруповання в песимальних умовах (огляд)	1	3
Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф., Харченко Г.В. Фітоепіфітон водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Україна)	1	16
Зуб Л.М., Погорелова Ю.В., Прокопук М.С. Видове багатство вищих водних рослин заплавних комплексів р. Дніпро у межах м. Києва	2	3
Дворецький Т.В., Трилів В.В., Савицький О.Л. Оцінка масового розвитку <i>Pistia stratiotes</i> у водоймах лівобережної заплави Дніпра у районі Києва на основі супутникових даних	2	18
Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф., Горбунова З.Н. Фітоепіфітон як індикатор стану водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Україна)	2	32
Теренько Г.В., Ткаченко Ф.П., Герасимюк В.П. Фітопланктон прибережного комплексу водойм Національного природного парку «Білобережжя Святослава» (Україна)	2	45
Протасов О.О., Узунов Й., Силаєва А.А., Громова Ю.Ф., Морозовська І.О., Новосьолова Т.М. Екологічний континуум: фундаментальні концепції і використання у прикладній гідробіології	3	3
Плігін Ю.В., Якушин В.М., Лінчук М.І., Железняк Н.І. Стійкість ценозів макрзообентосу водосховищ Дніпра як результат реалізації гомеостатичних механізмів	3	19
Шелюк Ю.С. Особливості продукційно-деструкційних процесів озер басейну р. Прип'яті	3	33
Герасимюк В.П. Мікроскопічні криофільні водорості морів Ведделла і Беллінсгаузена (Антарктика)	3	47
Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Якушин В.М. Структурно-функціональна організація фітопланктону великого рівнинного водосховища в умовах глобальних кліматичних змін (на прикладі Канівського водосховища)	4	3
Дворецький Т.В., Губанов В.В. Сезонна динаміка рослинності плавневих екосистем Нижньодністровського НПП на основі даних дистанційного зондування землі супутником Landsat-8	5	3
Гулай О.В., Жукорський О.М., Гулай В.В., Ткачук Н.П. Водорості як природні антагоністи патогенних бактерій у водних екосистемах (експериментальна модель альго-бактеріальних взаємодій)	5	19

Шихалєєва Г.М., Еннан А.А.-А., Царенко П.М., Кірюшкіна Г.М. Таксономічне різноманіття та екологічні характеристики Chlorophyta і Charophyta водойм басейну Куяльницького лиману (Україна, Північно-Західне Причорномор'я)	5	29
Прокопук М.С., Зуб Л.М., Березніченко Ю.Г. Тропічні вселенці <i>Egeria densa</i> Planch., <i>Pistia stratiotes</i> L., <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms у водних екосистемах м. Києва	5	45
Рудик-Леуська Н.Я., Потрохов О.С., Котовська Г.О., Христенко Д.С. Рівень та температура води як базові чинники забезпечення умов ефективного відтворення аборигенної іхтіофауни Кременчуцького водосховища	5	62
Ганджюра В.П., Афанасьєв С.О., Бєдункова О.О. Концепція здоров'я гідроекосистем (огляд)	6	3
Громова Ю.Ф., Абрам'юк І.І. Зоо- та іхтіопланктон заростей водних рослин та прилеглих ділянок літоралі водойм різного типу пониззя р. Десни	6	21
Зуб Л.М., Прокопук М.С., Гудков Д.І. Багаторічні спостереження за структурою заростей макрофітів у заплавних водоймах Чорнобильської зони відчуження	6	41

Водна флора і фауна

Гулак Б.С., Леончик Є.Ю., Чащин О.К. Основні біологічні параметри популяції рапани <i>Rarapa venosa</i> (Valenciennes, 1846) у північно-західній частині Чорного моря	1	30
---	---	----

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

Межжерін С.В., Циба А.О., Кокодій С.В., Луценко Д.С. Риби водотоків Лісостепової зони басейну Дніпра: багаторічні зміни видового складу та чисельност	2	57
Афанасьєв С.О., Гупало О.О., Летицька О.М., Тимошенко Н.В., Романь А.М., Абрам'юк І.І., Голуб О.О. Чужорідні види риб української частини басейну Дністра: розподіл та динаміка розселення	3	58
Куцоконь Ю.К., Юришинець В.І., Шербатюк М.М., Марушак О.Ю., Заїченко Н.В., Дупак В.С. Чужорідні види риб та їхні паразити р. Здвиж: загальна характеристика, маркерні показники, схема моніторингу	4	28
Ткаченко П.В. Динаміка змін у популяціях бичків промислових видів та їх уловів у Тендрівській затоці	6	57
Новіцький Р.О., Маніло Л.Г., Пєсков В.М., Гаско В.Я. Поширення та екоморфологічні зміни у бичка-ратана <i>Ponticola ratan</i> (Nordmann, 1840) в дніпровських водосховищах (Україна)	6	73

Водна мікробіологія

Старосила Є.В. Структурні та функціональні зміни бактеріального населення озера як реакція на гідротехнічні роботи (на прикладі оз. Опечень Нижнє, м. Київ, Україна)	5	73
--	---	----

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Гречишкіна С.В., Ольхович О.П., Мусієнко М.М., Панюта О.О., Таран Н.Ю. Оцінка фізіологічних параметрів стійкості і перспективності використання *Salvinia natans* для вилучення колоїдних наночасток металів 1 47
- Медведь В.О., Харченко Г.В. Пігментні і кількісні показники фітопланктону озер мегаполісу та оцінка їхнього трофічного статусу 1 57
- Пасічна О.О., Горбатюк Л.О., Платонов М.О., Бурмістренко С.П., Годлевська О.О., Вітовецька Т.В. Особливості впливу міді (II) і свинцю (II) на вміст пігментів у *Ceratophyllum demersum* L. 4 48
- Ісмаїл М.М., Ноаман Н.Х. Біохімічний профіль, харчова цінність та біологічна активність *Arthrospira platensis* Gomont 4 60
- Горбатюк Л.О., Пасічна О.О., Платонов М.О., Бурмістренко С.П., Нездрицька І.М., Вітовецька Т.В. Особливості впливу нафтопродуктів на вміст та співвідношення фотосинтетичних пігментів *Ceratophyllum demersum* L. 5 91

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

- Чубик І.Ю., Чеботар Г.В., Бік А., Чеботар С.В. Видова приналежність мідій північно-західного регіону Чорного моря за результатами молекулярно-генетичного аналізу 1 81
- Киричук Г.Є., Музика Л.В., Корнійчук Н.М. Порівняльний аналіз жирнокислотного складу *Lymnaea stagnalis* (Gastropoda, Lymnaeidae) та *Unio pictorum* (Bivalvia, Unionidae) 3 76
- Петров С.А., Андрієвський О.М., Будняк О.К., Чернадчук С.С., Сорокін А.В., Федорко Н.Л., Караванський Ю.В., Заморів В.В., Миронов Д.А., Подгорний В.В. Система антиоксидантного захисту в тканинах антарктичного крилю *Euphausia superba* і чорноморської креветки *Palaeomonetes elegans* 3 88
- Киричук Г.Є., Музика Л.В., Константинович Л.А. Порівняльний аналіз вмісту окремих груп ліпідів в організмі *Lymnaea stagnalis* (Gastropoda, Lymnaeidae) та *Unio pictorum* (Bivalvia, Unionidae) 5 105
- Романенко В.Д., Крот Ю.Г., Красюк Ю.М., Медовник Д.В., Кудрявцева Д.О. Особливості фізіологічного стану кларієвого сома африканського (*Clarias gariepinus* (Burchell), 1822) та якість водного середовища за умов харчової депривації 6 91

Водна токсикологія

- Горбатюк Л.О., Пасічна О.О. Деякі аспекти нафтового забруднення донних відкладів у водних екосистемах 2 85

Водна рідіоекологія

- Каглян О.Є., Гудков Д.І., Беляєв В.В., Кіреєв С.І., Юрчук Л.П., Дроздов В.В., Поморцева Н.А., Пришляк С.П., Гупало О.О., Абрам'юк І.І., Меньковська М.О. Зміни потужності радіаційного опромінення риб водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС та оз. Азбучин після зниження рівня води 6 104

Гідрохімія

<i>Линник П.М.</i> Органічні речовини у воді водосховищ Дніпровського каскаду після зарегулювання стоку Дніпра	1	81
<i>Линник П.М., Жежеря В.А.</i> Особливості динаміки окремих елементів гідрохімічного режиму малих водойм урбанізованої території: кисневий режим та мінералізація води	2	99
<i>Жежеря В.А., Линник П.М.</i> Особливості динаміки окремих елементів гідрохімічного режиму малих водойм урбанізованої території: співіснуючі форми металів	3	97
<i>Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М., Осипенко В.П., Євтух Т.В.</i> Особливості динаміки окремих елементів гідрохімічного режиму малих водойм урбанізованої території: біогенні та органічні речовини	4	85
Показчик статей, опублікованих у «Гідробіологічному журналі» у 2022 р.	6	121

Hydrobiological Journal

Number 6

2022

CONTENTS

General Hydrobiology

V.P. Gandziura, S. O. Afanasyev & O.O. Biedunkova. The concept of hydroecosystems health (a review) 3

Y. Hromova & I. Abramiuk. Zoo- and ichthyoplankton of aquatic plant thickets and adjacent areas of the litoral in different types of bodies downstream the Desna river 21

L.M. Zub, M.S. Prokopuk & D.I. Gudkov. The long-term observations on the structure of macrophyte communities in floodplain water bodies of the Chernobyl Exclusion Zone 41

Fish-Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

P.V. Tkachenko. Dynamics of changes in populations of industrial goby species and their catches in Tendra gulf 57

R.O. Novitskyi, L.G. Manilo, V.M. Peskov & V.Ya. Gasso. Spreading and ecomorphological changes of the ratan goby *Ponticola ratan* (Nordmann, 1840) (Gobiiformes: Gobiidae) in the Dnieper river reservoirs, Ukraine. 73

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

V. Romanenko, Yu. Krot, Yu. Krasiuk, D. Medovnyk & D. Kudriavtseva. Features of the physiological state of the African *Clarias* catfish (*Clarias gariepinus* (Burchell), 1822) and the quality of the water environment under conditions of food deprivation 91

Aquatic Radioecology

O.Ye. Kaglyan, D.I. Gudkov, V.V. Belyaev, S.I. Kireev, L.P. Yurchuk, V.V. Drozdov, N.A. Pomortseva, S.P. Pryshlyak, O.O. Gupalo, I.I. Abram'yuk & M.O. Men'kovskaya. Changes in the intensity of radiation exposure of fish in the Chernobyl NPP cooling pond and Azbuchyn lake after the water level decreased 104

Index of articles published in «Hydrobiological Journal» in 2022 121

Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2022. Т. 58, № 6. 1–124

Гідробіологічний журнал. Т. 58, № 6, 2022