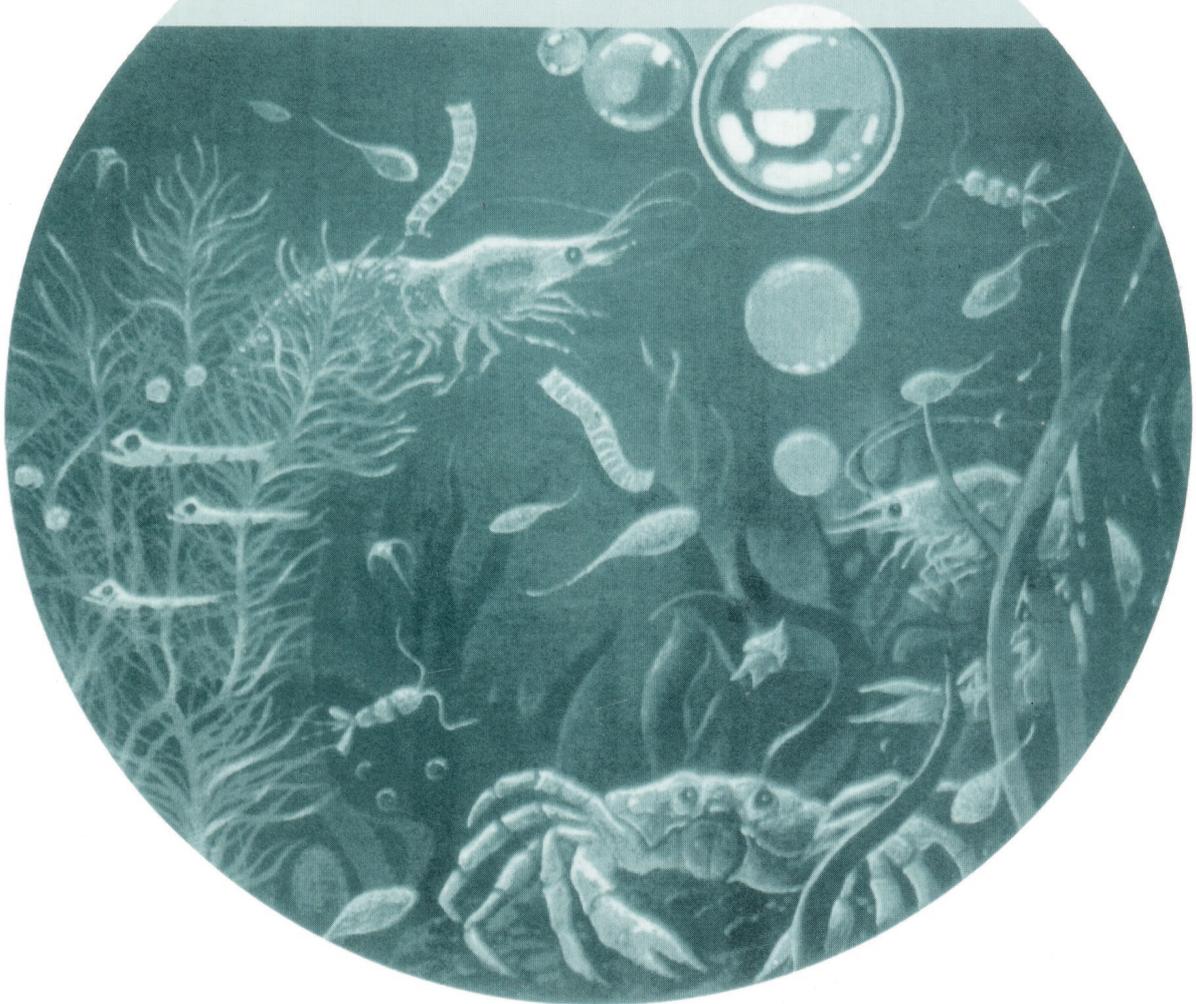


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



6(366)

ТОМ 61 • 2025

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. Буракова*, Буффало-коледж при Державному Університеті, США; *Д.І. Гудков*, Ін-т гідробіології НАН України; *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; *Я. Слободнік*, 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 KB № 13477-2361ПР від 26.10.2007

Ідентифікатор медіа у Реєстрі суб'єктів у сфері друкованих медіа R30-02509. Рішення Національної ради України з питань телебачення і радіомовлення № 224 від 01.02.2024

Журнал включений до Переліку наукових фахових видань України з приєднанням 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.I. Shcherbak*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *T.F. Shevchenko*, Institute of Hydrobiology, NAS of Ukraine; *J. Slobodnik*, Environmental Institute, Slovakia; *I. Toderas*, 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; *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 (366)
том 61 • 2025

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

Шевченко Т.Ф., Клоченко П.Д., Харченко Г.В. Угруповання водоростей епіфітону в умовах комплексного антропогенного забруднення водойм 3

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

Гулак Б.С., Леончик Є.Ю., Чащин О.К. Стан ресурсу шпрота *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) в українських водах у північно-західній частині Чорного моря 25

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

Єсінова Н.Б., Хромих Н.О., Шарамок Т.С., Маренков О.М., Журавльов Д.В., Чумаков І.О. Структурно-функціональний стан печінки, зябер і м'язової тканини риб в умовах хронічної інтоксикації міддю 48

Потрохов О.С., [Зіньковський О.Г.], Худіаш Ю.М., Кофонов К., Федоренко Л.В., Куновський Ю.В. Оцінка якості води в річках за біохімічними показниками крові плітки звичайної та карася сріблястого 62

Гідрохімія

Линник П.М., Жежеря В.А. Евтрофікація поверхневих водних об'єктів: її наслідки та способи зниження (огляд) 71

Куєн Х.Х., Нгуєн Х.М., Тран В.Ч.М., Ле Ф.Ц., Курашіна М., Ясудзава М. Удосконалення методу видалення бору з водних розчинів за допомогою смоли AMBERLITE IRA 743: роль рН та активації смоли 97

Показчик статей, опублікованих у «Гідробіологічному журналі» у 2025 р. 116

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 8 від 29.09.2025 р.)

Адреса редакції та видавця

Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 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. Цибульська*

Підп. до друку 03.11.2025. Формат 70 × 108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 13,2. Тираж 95 прим.

Віддруковано ТОВ «Про формат». Україна, 04080, м. Київ, вул. Кирилівська, 86.
Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи ДК № 5942 від 11 січня 2018 р.

ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК 581.526.44:504.05:574.5

Т.Ф. ШЕВЧЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: tf_shevchenko@ukr.net
ORCID 0000-0002-6436-4968

П.Д. КЛОЧЕНКО, д. б. н., проф., завідувач відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: pklochenko@ukr.net
ORCID 0000-0003-4886-6746

Г.В. ХАРЧЕНКО, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
ORCID 0000-0002-6102-2129

УГРУПОВАННЯ ВОДОРОСТЕЙ ЕПІФІТОНУ В УМОВАХ КОМПЛЕКСНОГО АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ

Структуру угруповань водоростей епіфітону досліджували у Горіховатських ставках Національного природного парку «Голосіївський», що відрізняються за ступенем антропогенного забруднення. В результаті проведеного аналізу оригінальних та літературних даних встановлено, що перша водойма у каскаді Горіховатських ставків характеризувалась значно вищим ступенем комплексного антропогенного забруднення (неорганічними сполуками азоту, органічними речовинами, нафтопродуктами, аніонними синтетичними поверхнево-активними речовинами та деякими важкими металами) порівняно з іншими ставками каскаду. Значно відрізнялися між собою і типи угруповань водоростей епіфітону (синтаксони), виділені у водоймах з різним ступенем забруднення. Угруповання водоростей епіфітону, знайдені у першому ставку, належать до асоціації *Gomphoneta parvuli-Naviculetum capitatoradiatae*, а угруповання фітоепіфітону, зареєстровані у трьох інших ставках — до асоціації *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae*. Встановлено, що довготривале забруднення водойм призводить до суттєвої трансформації структури угруповань водоростей епіфітону, які розвиваються на вищих водних рослинах, в результаті якого види чутливі до забруднення заміщуються більш стійкими організмами. Формування угруповань фітоепіфітону, в яких з високою частотою зустрічаються такі види як *Gomphoneta parvulum* Kütz. і *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm. (нетипові для епіфітону і стійкі до забруднення), і значне зниження частоти трапляння найбільш розповсюджених видів таких як *Cocconeis placentula* Ehrenb., які часто зустрічаються і домінують в епіфітоні звичайних водойм і чутливі до забруднення,

Ц и т у в а н н я: Шевченко Т.Ф., Клоченко П.Д., Харченко Г.В. Угруповання водоростей епіфітону в умовах комплексного антропогенного забруднення водойм. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 6. С. 3—24.

може свідчити про довготривале (хронічне) забруднення водойм. Отримані результати можуть бути використані для синбіоіндикації стану водойм з різним ступенем забруднення та при проведенні екологічного моніторингу.

Ключові слова: водорості епіфітону, угруповання, метод Браун-Бланке, хімічний склад води, комплексне антропогенне забруднення, Горіховатські ставки, Національний природний парк «Голосіївський».

Одним із найважливіших завдань гідроекології є оцінка стану водних екосистем та виявлення змін в угрупованнях гідробіонтів за дії антропогенного забруднення водойм. При цьому для характеристики стану водних об'єктів та виявлення змін, які відбуваються в їхніх екосистемах за дії зазначеного зовнішнього чинника, досить важливим є вибір адекватних і надійних показників. Серед них особливе значення мають структурні і кількісні показники угруповань водоростей, які є досить чутливими до дії екологічних чинників і мають більшу цінність, ніж чисельність та біомаса окремих видів [21, 22]. Трансформація видового складу і рясності альгоугруповань віддзеркалює як моно-, так і мультифакторний вплив на водні екосистеми і дозволяє надійно охарактеризувати стан водних об'єктів та виявити зміни в їхніх екосистемах за дії несприятливих чинників.

Невід'ємною складовою водних екосистем є водорості, що розвиваються на вищих водних рослинах [16, 19]. Оскільки ці організми ведуть прикріпленій спосіб існування, саме структура їхніх угруповань адекватно віддзеркалює поточний стан водного середовища та перебудови у гідроекосистемах в умовах комплексної дії антропогенних чинників на водні об'єкти [17, 18]. Отже, в розрізі зазначеного, на сьогодні вкрай важливим завданням є виділення та опис угруповань водоростей епіфітону. В цьому відношенні дослідниками вже здійснені певні напрацювання. Так, застосування методу Браун-Бланке, який широко використовується при ценологічних дослідженнях, дало можливість описати угруповання водоростей епіфітону, які розвиваються в обростанні вищих водних рослин озер м. Києва [25, 27], ставків дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) [28] та Канівського водосховища [26], а також зелених нитчастих водоростей у водосховищах Дніпровського каскаду [23]. Прикладом використання зазначеного методу для характеристики угруповань перифітонних водоростей інших субстратів є роботи як українських [24], так і закордонних [13, 20] фахівців.

Серед численних водних об'єктів, які зазнають посиленого антропогенного впливу, варто відзначити водойми, що розташовані на території такого мегаполісу як м. Київ. В його межах знаходиться Національний природний парк (НПП) «Голосіївський» з каскадом ставків, більшість із яких розташована неподалік різних інфраструктурних об'єктів та зазнає посиленого рекреаційного навантаження.

Метою роботи було дослідження структури угруповань водоростей епіфітону, що розвиваються в обростанні вищих водних рослин у водо-

ймах з різним ступенем забруднення органічними та неорганічними речовинами, та класифікація виділених угруповань.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проводили у липні 2019, 2021 і 2022 рр. на території Національного природного парку (НПП) «Голосіївський» (50°22'47" N, 30°30'21" E) у каскаді Горіховатських ставків, які включають чотири водойми. Їхня загальна площа становить 46,3 тис. м² [1]. Живлення водойм здійснюється за рахунок р. Горіховатки, джерельної води та атмосферних опадів. Карту-схему водойм парку наведено у роботі [5].

Досліджувані ставки відрізняються за ступенем заростання їхньої акваторії вищими водними рослинами. Так, характерною особливістю рослинного покриву ставка № 1 (площа водного дзеркала — 5,90 тис. м²) є наявність у його верхній частині заболоченої ділянки, зарослої вищими водними рослинами (переважно *Typha latifolia* L. з невеликими домішками *Typha angustifolia* L. і *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.). Площа її становить близько 12 % від усєї акваторії водойми [1]. Вздовж більшої частини лівого берега ставка № 1 та дамби, що розділяє його із ставком № 2, тягнеться смужка заростей вищих водних рослин (шириною біля 2 м), сформована переважно *T. latifolia*. Біля лівого берега ставка спостерігаються також окремі куртини *Scirpus lacustris* L., *Sagittaria sagittifolia* L., *Vallisneria spiralis* L. та *Sparganium erectum* L. В літній період надзвичайного розвитку досягає *Trapa natans* L., угруповання якого покривають майже 50 % акваторії.

Для ставка № 2 (площа 7,40 тис. м²) характерним є слабке заростання водного дзеркала вищими водними рослинами (біля 8 %). Вони представлені переважно *T. latifolia*, зарості якого (з домішками *T. angustifolia* і *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb.) у вигляді смужки (шириною 2—3 м) наявні вздовж лівого берега водойми.

Характерною особливістю рослинного покриву ставка № 3 (площа 9,70 тис. м²) є домінування ценозів повітряно-водних і рослин з плаваючим листям. Перше угруповання макрофітів представлено *T. latifolia*, *T. angustifolia* та *Ph. australis*, а друге — *Nuphar lutea* L. Варто зазначити, що зарості гелофітів займають біля 15 % акваторії водойми і знаходяться переважно у верхній частині ставка та вздовж лівого (північного) берега і біля дамби, тоді як зарості *N. lutea* у вигляді смужки шириною 3—5 м тягнуться вздовж правого (південного) берега водойми.

Для рослинного покриву ставка № 4 (найбільшого у каскаді з площею 23,3 тис. м²), характерним є домінування високотравних повітряно-водних рослин — *T. latifolia*, *T. angustifolia*, в меншій мірі — *S. lacustris* та *Ph. australis*. Зарості цих рослин займають біля 12 % водного дзеркала ставка і зосереджені переважно у його верхній частині і, зрідка, в інших місцях водойми. Укорінені з плаваючим на поверхні листям гідрофіти *N. lutea* відмічені у нижній частині водойми (біля правого берега). Їхня роль у формуванні рослинного покриву ставка невелика — біля 2 %.

Проби фітоепіфітону відбирали з повітряно-водних рослин: очерету звичайного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), рогозу вузьколистого (*Typha angustifolia* L.), рогозу широколистого (*Typha latifolia* L.), сусака зонтичного (*Butomus umbellatus* L.), комиша озерного (*Scirpus lacustris* L.), стрілолиста звичайного (*Sagittaria sagittifolia* L.), їжачої голівки прямої (*Sparganium erectum* L.) та лепешняка великого (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb.), використовуючи загальноприйняті у практиці гідробіологічних досліджень методи [7, 12]. Частину проб продивлилися у живому стані, а інші (об'ємом 50 см³) фіксували 40 %-ним розчином формальдегіду (із кінцевою концентрацією 4 %). Чисельність фітоепіфітону визначали на рахунковій платівці у краплі об'ємом 0,1 см³, відібраної за допомогою штепель-піпетки. Чисельність та біомасу водоростей епіфітону розраховували на 1 г повітряно-сухої маси рослини-субстрату і виражали відповідно у млн. кл/г і в мг/г.

Латинські назви і обсяг таксонів водоростей наведені у відповідності до класифікаційних систем [29—32]. Екологічні характеристики водоростей-індикаторів наведені згідно [2, 4, 15, 33].

Видовий склад водоростей, знайдених у різних водоймах, порівнювали з використанням коефіцієнта флористичної подібності (КФП) Серенсена [7].

Для оцінки рясності видів використовували модифіковану шкалу Браун-Бланке, де 1 — випадковий вид (<1 % загальної чисельності); 2 — супутній вид (1—5 %); 3 — субдомінант (>5—10 %); 4 — содомінант і 5 — домінант (>10 % загальної чисельності). Трапляння кожного виду розраховували за формулою: $C = n/N \cdot 100$ %, де C — наявність виду в певному блоці описів, n — кількість проб у даному блоці описів, де зустрівся вид, N — загальна кількість проб у даному блоці описів. При оцінці трапляння видів були прийняті наступні класи постійності: I — трапляння виду 1—20 %, II — 21—40 %, III — 41—60 %, IV — 61—80 %, V — 81—100 %. Угруповання водоростей класифікували, використовуючи метод Браун-Бланке. Дані опрацьовували традиційним методом фітоценологічних таблиць, які використовуються при еколого-флористичних дослідженнях [8, 9]. Всього в основу роботи покладено 30 описів. Найменування синтаксонів наведено у відповідності до «Міжнародного кодексу фітосоціологічної номенклатури» [34].

Концентрацію неорганічних сполук азоту і фосфору визначали колориметричним методом, хлоридів — методом Мора, сульфатів — об'ємним методом, а розчинених органічних речовин — за перманганатною та біхроматною окиснюваністю (відповідно ПО і БО) [10]. Величину рН вимірювали за допомогою приладу рН-150 МИ.

Статистичне опрацювання отриманих даних проведено за допомогою програми MS Excel 2010.

Результати досліджень

Характеристика досліджуваних ставків за гідрохімічними показниками. Відомо, що серед багатьох чинників, які обумовлюють якість води

природних і штучних водойм, одним із основних є вміст органічних і біогенних речовин. Вони накопичуються у водоймах внаслідок змиву з водозбірної площі та складних внутрішньоводоймних процесів. Істотний внесок у формування хімічного складу води можуть вносити атмосферні опади і різноманітні стічні води.

Найважливішими біогенними елементами для функціонування будь-якої водойми є азот і фосфор. Отримані дані свідчать, що досліджені ставки НПП «Голосіївський» суттєво відрізнялись за вмістом неорганічних сполук азоту. Так, у ставку № 1 середня концентрація $N_{\text{неорг}}$ складала 0,352 мг/дм³, а у ставках № 2, 3 і 4 — 0,178, 0,118 і 0,122 мг/дм³, відповідно (табл. 1). Найбільш помітною була різниця у кількості йонів амонію: якщо у ставку № 1 їхня концентрація становила 0,290 мг N/дм³, то в інших в середньому коливалась від 0,101 до 0,127 мг N/дм³.

На відміну від неорганічного азоту, найвищу середню концентрацію неорганічного фосфору було зареєстровано у ставку № 4, де вона дорівнювала 0,241 мг/дм³ проти 0,049 мг/дм³ у ставку № 1 (див. табл. 1).

Таблиця 1

Гідрохімічна характеристика Горіховатських ставків НПП «Голосіївський»

Показники	Ставки			
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4
NH_4^+ , мг N/дм ³	0,198–0,445	0,060–0,168	0,050–0,130	0,070–0,127
	0,290	0,127	0,101	0,106
NO_2^- , мг N/дм ³	0,004–0,016	0,003–0,009	0,002–0,007	0,003–0,006
	0,012	0,007	0,004	0,005
NO_3^- , мг N/дм ³	0,025–0,075	0,025–0,069	0,010–0,020	0,009–0,010
	0,050	0,044	0,013	0,010
$N_{\text{неорг}}$, мг/дм ³	0,269–0,449	0,100–0,246	0,073–0,142	0,086–0,140
	0,352	0,178	0,118	0,122
$P_{\text{неорг}}$, мг/дм ³	0,016–0,066	0,038–0,097	0,116–0,200	0,202–0,295
	0,049	0,074	0,165	0,241
Cl^- , мг/дм ³	70,9–128,5	101,0–130,7	132,9–203,8	169,6–234,8
	103,2	120,4	175,3	207,3
SO_4^{2-} , мг/дм ³	25,9–47,1	39,4–48,8	39,8–55,2	73,0–96,0
	35,4	44,3	49,8	85,0
ПО, мг O/дм ³	10,84–10,90	9,00–9,30	8,10–9,56	7,40–10,84
	10,87	9,18	8,78	8,64
БО, мг O/дм ³	48,0–62,9	46,4–60,9	41,6–56,0	35,2–50,2
	55,4	53,6	48,8	42,7
рН	7,22–8,55	7,35–8,85	7,33–8,00	7,92–8,45
	7,65	7,99	7,66	8,22

Примітка. Над рискою — граничні величини; під рискою — середні значення.

Одним із важливих показників якості води є вміст хлорид- та сульфат-іонів, яким хоча і належить чільне місце серед основних компонентів сольового складу води, проте їхній підвищений вміст може свідчити про забруднення водойм господарськими стічними водами. Під час проведених досліджень найвищою середньою концентрацією як хлоридів, так і сульфатів характеризувався ставок № 4 — 207,3 і 85,0 мг/дм³, відповідно. Щодо першого ставка у каскаді досліджуваних водойм, то середня концентрація зазначених неорганічних речовин тут становила відповідно 103,2 і 35,4 мг/дм³ (див. табл. 1).

Визначення концентрації легкоокиснюваних органічних сполук у воді досліджуваних водойм, яка оцінюється величиною перманганатної окиснюваності, засвідчило, що в середньому вона була в 1,25 раза вищою у ставку № 1 порівняно із ставком № 4 (див. табл. 1).

Аналіз величин біхроматної окиснюваності, які характеризують загальний вміст розчинених органічних речовин, показав, що вони були найбільшими у ставку № 1 — 62,9 мг О/дм³, тоді як в інших ставках значення БО помітно менші, зокрема, у ставку № 4 вони знижувались до 35,2 мг О/дм³ (див. табл. 1).

Характеристика фітоепіфітону досліджуваних ставків. Використання еколого-флористичного методу дало змогу виділити декілька типів угруповань водоростей епіфітону (синтаксонів), що розвиваються у водоймах із різним ступенем забруднення органічними та неорганічними речовинами (табл. 2). Нижче наведено їхню характеристику. Проведені дослідження дали змогу виділити новий союз, який включає угруповання водоростей епіфітону, що розвиваються у Горіховатських ставках НПП «Голосіївський», у складі якого виділено дві асоціації.

Союз *Cymbello tumidae-Cymbellion cistulae* all. nova (описи 1—15, табл. 3 і 16—30, табл. 5).

Екологічні умови. Угруповання водоростей епіфітону, які належать до даного союзу, знайдені в усіх чотирьох Горіховатських ставках НПП «Голосіївський», що характеризуються більш високою концентрацією забруднюючих речовин порівняно з іншими ставками парку [18]. Так, середня концентрація амонійного азоту у цих водоймах змінювалась від 0,101 до 0,290 мг N/дм³, нітритів — від 0,004 до 0,012 мг N/дм³, нітратів — від 0,010 до 0,050 мг N/дм³, а загального неорганічного азоту — від 0,118 до 0,352 мг N/дм³. Середня концентрація неорганічного фосфору становила 0,049—0,241 мг/дм³, хлоридів — 103,2—207,3 мг/дм³ та сульфатів — 35,4—85,0 мг/дм³. Концентрація органічних речовин також була досить високою (значення ПО в середньому становили 8,64—10,87 мг О/дм³, а значення БО — 42,7—55,4 мг О/дм³). У воді Горіховатських ставків виявлені і найвищі концентрації нафтопродуктів, аніонних синтетичних поверхнево активних речовин (СПАР) і деяких важких металів (Cu, Zn, Fe) [5].

Екологічні характеристики діагностичних таксонів. Усі діагностичні таксони даного союзу є індикаторами умов навколишнього середовища. За приуроченістю до місцезростання знайдені лише бентосні ор-

Таблиця 2

Оглядова таблиця синтаксонів фітоепіфітону Горіховатських ставків НПП «Голосіївський»

Синтаксони	1	2
Кількість описів	15	15
Діагностичні таксони союзу <i>Cymbello tumidae-Cymbellion cistulae</i>		
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb.) Van Heurck	V ⁵	V ⁵
<i>Cymbella cistula</i> (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn.	V ⁵	IV ⁵
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	V ⁵	IV ⁵
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb.	V ⁵	IV ⁵
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.	V ⁵	IV ⁵
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	IV ⁵	III ⁵
<i>Planothidium lanceolata</i> (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht.	IV ⁵	III ⁵
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	II ³	III ³
Діагностичні таксони асоціації <i>Gomphonemo parvuli-Naviculetum capitatoradiatae</i>		
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	V ⁵	II ²
<i>Navicula capitatoradiata</i> H. Germain ex Gasse	V ³	II ²
<i>Craticula cuspidata</i> (Kütz.) D.G. Mann	IV ⁵	I ¹
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	III ⁵	I ¹
Діагностичні таксони асоціації <i>Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae</i>		
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.	II ²	V ⁵
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehrenb.	—	III ²
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	—	IV ⁵
<i>Closterium lieblenii</i> Kütz. ex Ralfs	II ²	IV ³
<i>Synedra acus</i> Kütz.	—	III ³

Примітка. 1 — асоціація *Gomphonemo parvuli-Naviculetum capitatoradiatae*; 2 — асоціація *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae*. Римськими цифрами позначені класи постійності. Надрядкові індекси вказують максимальний бал рясності виду. «—» — вид не знайдено.

ганізми. Серед видів — індикаторів рН середовища найбільшою кількістю представлені алкаліфіли (86 %). Частка індиферентних організмів становила 14 %. Серед індикаторів солоності води знайдені лише індиферентні організми. Серед показників трофічного рівня найбільшим був внесок представників мезо-евтрофних (43 %) і евтрофних (29 %) вод і значно меншим — внесок представників мезотрофних (14 %) і оліго-евтрофних (14 %) вод. Серед видів — індикаторів органічного забруднення найбільшою кількістю представлені бета-мезосапробні організми (50 %). Внесок α-мезосапробіонтів становив 25 %, оліго-сапробіонтів — 25 %. По

відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді найбільшою кількістю видів представлені автотрофи, які витримують лише низькі концентрації азотовмісних органічних сполук (83 %). Друге місце належало автотрофам, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді (17 %) (табл. 4).

Діагностичні таксони: *Cymbella tumida* (Bréb.) Van Heurck, *Cymbella cistula* (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn., *Gomphonema truncatum* Ehrenb., *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenb., *Encyonema caespitosum* Kütz., *Gomphonema gracile* Ehrenb., *Planothidium lanceolata* (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht., *Gomphonema augur* Ehrenb.

Номенклатурний тип: опис 1, табл. 3, Горіховатський ставок № 1, в обростанні сусака зонтичного *Butomus umbellatus*.

Асоціація *Gomphonema parvuli-Naviculetum capitatoradiatae* ass. nova (описи 1—15, табл. 3).

Екологічні умови. Угрупування водоростей епіфітону, які належать до даної асоціації, знайдені у Горіховатському ставку № 1, де зареєстровано значно вищі концентрації сполук неорганічного азоту, органічних речовин, нафтопродуктів, аніонних синтетичних поверхнево-активних речовин і деяких важких металів порівняно з іншими ставками каскаду. Так, середня концентрація амонійного азоту у цій водоймі становила 0,290 мг N/дм³, нітритів — 0,012 мг N/дм³, нітратів — 0,050 мг N/дм³, а загального неорганічного азоту — 0,352 мг N/дм³. Концентрація органічних речовин також була вищою у порівнянні з іншими ставками каскаду (значення ПО в середньому становили 10,87 мг O/дм³, а значення БО — 55,4 мг O/дм³). У ставку № 1 середня концентрація нафтопродуктів (0,124 мг /дм³) була майже в два рази вищою, ніж у ставках № 2, 3 і 4. Така ж тенденція простежувалась і щодо СПАР та важких металів. Середня концентрація СПАР становила 0,121 мг/дм³, Cu — 65,1 мкг/дм³, Zn — 73,0 мкг/дм³ і Fe — 91,0 мкг/дм³ [5]. В той же час середні значення концентрації неорганічного фосфору (0,049 мг/дм³), хлоридів (103,2 мг/дм³) і сульфатів (35,4 мг/дм³) були нижчими порівняно з іншими ставками каскаду (табл. 1).

Структура угруповань. Видове багатство угруповань водоростей, які відносяться до даної асоціації, невисоке. Знайдено 48 видів водоростей, представлених 50 внутрішньовидовими таксонами (включаючи ті, що містять номенклатурний тип виду) з п'яти відділів. Найбільш різноманітні Bacillariophyta — 29 видів (60,4 % загальної кількості видів) і Chlorophyta — 13 видів (27,1 %). Частка водоростей з інших відділів була значно нижчою. Внесок Euglenophyta (3 види), Cyanoprokaryota (1 вид) і Charophyta (2 види) в сумі становив 12,5%.

Середня кількість видів в окремих угрупованнях невисока — 19.

Кількісні показники розвитку епіфітних водоростей даної асоціації на повітряно-водних рослинах Горіховатського ставку № 1 невисокі: середні значення чисельності і біомаси становили відповідно 0,573 млн. кл/г і 0,67 мг/г повітряно-сухої маси рослини-субстрату. За чисельністю переважали діатомові водорості, їхній внесок у загальну чисельність фі-

Таблиця 3

Асоціація *Gomphonema parvuli-Naviculetum capitatoradiatae* ass. nova

Кількість видів	23	18	16	20	24	23	16	18	17	18	16	17	18	20	17	16	18	16	18	16	Const	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15							
Номер описів																						
Діагностичні таксоми союзу <i>Symbello tumidae-Symbellion cistulae</i>																						
<i>Symbella tumida</i> (Bréb.) Van Heurck	5	4	5	5	5	4	3	4	3	4	4	3	4	4	3	4	4	5	3	4	5	V ⁵
<i>Symbella cistula</i> (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn.	5	3	4	5	5	4	4	4	3	5	3	4	5	3	4	3	5	3	5	3	5	V ⁵
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	5	3	3	4	4	5	3	3	4	4	4	3	4	5	3	4	3	4	3	5	3	V ⁵
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb.	4	5	5	5	5	5	4	4	4	4	4	4	4	5	4	5	4	5	5	5	5	V ⁵
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.	3	4	3	5	3	3	3	3	4	3	3	4	3	5	3	5	3	3	3	3	3	V ⁵
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	4	3	3	5	5	3	3	3	4	3	3	4	3	4	3	3	3	3	4	3	3	IV ⁵
<i>Planolthidium lanceolata</i> (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht.	2	3	4	5	2	4	3	3	3	3	4	3	3	4	3	4	2	4	4	2	4	IV ⁵
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	2		3			2			3		2				3	2				2		II ³
Діагностичні таксоми асоціації <i>Gomphonema parvuli-Naviculetum capitatoradiatae</i>																						
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	5	4	3	4	5	3	5	4	5	4	5	5	4	4	5	5	4	5	4	4	5	V ⁵
<i>Navicula capitatoradiata</i> H. Germain ex Gasse	3	2	2	2	3	2	2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	3	2	3	3	3	V ³
<i>Craticula cuspidata</i> (Kütz.) D.G. Mann	5	3	4	3	4	4	4	5	4	4	3	4	4	4	3	3	3	4	4	3	3	IV ⁵
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	3	4	5	3	3	3	4	4	5	4	3	3	5	5	3	3	4	4	5	4	4	III ⁵

Продовження табл. 3

Кількість видів	23	18	16	20	24	23	16	18	17	18	16	17	20	18	16	Const	
																15	14
Номер описів	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Інші таксономи																	
<i>Euglena acus</i> Ehrenb.		2					2		2				2				П ²
<i>Navicula cruptosephala</i> Ehrenb.	2			2		2			2			2				2	П ²
<i>Navicula veneta</i> Kütz.		2	2			2						2					П ²
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenb.) O. Müll.		2			2			2					2				П ²
<i>Amphora veneta</i> Kütz.			2			2			2								П ²
<i>Closterium lieblenii</i> (Kütz.) ex Ralfs		2		2		2			2							2	П ²
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	2		2			2		2	2					2			П ²
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thurpin) Komárk-Legn.			2	2			2		2					2			П ²
<i>Acutodesmus pectinatus</i> (Meyen) P. Tsarenko					2			2		2			2				П ²
<i>Actinastrum hanthzshii</i> Lagerh.	2		2			2			2							2	П ²

Примітка. У графах таблиць 3 і 5: римськими цифрами позначені класи постійності, а арабськими – бали рясності за шкалою Браун-Бланке. Види водоростей, постійність яких становила менше 20%, а відносна рясність – менше 1%, у таблицях не наводяться.

Локалізація описів: Горіховатський ставок № 1 (1–15): 1–5 – 08.2019, 6–10 – 08.2021, 11–15 – 08.2022. Сусак зонтичний *Vitotinus umbellatus* – (1, 7, 12), рогіз вузьколистий *Typha angustifolia* – (4, 15), рогіз широколистий *Typha latifolia* – (2, 9, 14), комиш озерний *Scirpus lacustris* – (10, 13), стрілолист звичайний *Sagittaria sagittifolia* – (3, 8, 11), їжача голівка пряма *Sparganium erectum* L. – (5, 6).

Таблиця 4

Екологічні характеристики діагностичних таксонів водоростей епіфітону
Горіховатських ставків НПП «Голосіївський»

Види	L	pH	Hb	N	S	Tr
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb.) Van Heurck	B	alf	i	ats	o	me
<i>Cymbella cistula</i> (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn.	B	alf		ats	β	e
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	B	alf		ats	β	me
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb.	B	alf	i		β	
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.	B				α	oe
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	B	ind	i	ats	o	m
<i>Planothidium lanceolata</i> (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht.	B	alf	i	ate	α	e
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	B	alf	i	ats	β	me
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.	B	alf	i	ate	β	e
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehrenb.	B	alf	hl	ate	α	e
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	P-B	alf	hl	hne	α	e
<i>Closterium lieblenii</i> (Kütz.) ex Ralfs	B	ind			α	e
<i>Synedra acus</i> Kütz.	P-B	alb			β	
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	B	ind	i	hne	α-ρ	e
<i>Navicula capitatoradiata</i> H. Germain ex Gasse	B	alf	i	ate	α	e
<i>Craticula cuspidata</i> (Kütz.) D.G. Mann	B	alf	i	ate	α	e
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	B	ind	i	hce	ρ	he

Примітка. L — місцезростання, Hb — відношення до солоності води, N — відношення до концентрації азотовмісних органічних сполук, S — сапробність, Tr — трофність [2, 4, 33].

тоєпіфітону в середньому становив 90,3 %. Зелені водорості домінували зрідка, їхня частка в загальній чисельності в середньому становила 73,2%. За біомасою переважали діатомові водорості (95,8%).

До складу домінантів входили *Gomphonema parvulum* Kütz., *Craticula cuspidata* (Kütz.) D.G. Mann і *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm.

Екологічні характеристики діагностичних таксонів. Усі чотири діагностичні види даної асоціації є індикаторами умов навколишнього середовища (див. табл. 4). За приуроченістю до місцезростання вони належать до бентосних організмів. Ці види також є індикаторами забруднення води органічними речовинами. Так, *Navicula capitatoradiata* H. Germain ex Gasse і *Craticula cuspidata* належать до α-мезосапробіонтів, *Gomphonema parvulum* — до α-мезо-ρ-сапробіонтів, а *Nitzschia palea* — до

p-сапробіонтів. По відношенню до рН *Gomphonema parvulum* і *Nitzschia palea* є індиферентними організмами, а *Navicula capitatoradiata* і *Craticula cuspidata* — алкаліфілами. Серед індикаторів солоності води знайдені лише індиферентні організми. Серед показників трофічного рівня водойм переважали представники евтрофних вод. В той же час звертає на себе увагу, що *Nitzschia palea* є представником гіперевтрофних вод. По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді *Navicula capitatoradiata* і *Craticula cuspidata* належать до автотрофів, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді. *Gomphonema parvulum* належить до факультативно гетеротрофних організмів, яким необхідне періодичне підвищення концентрації азотовмісних органічних сполук у воді, а *Nitzschia palea* — до облігатних гетеротрофів, яким необхідні постійно підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді.

Діагностичні таксони: *Gomphonema parvulum*, *Navicula capitatoradiata*, *Craticula cuspidata* і *Nitzschia palea*.

Номенклатурний тип: опис 1, табл. 3, Горіховатський ставок № 1, в обростанні сусака зонтичного *Butomus umbellatus*.

Асоціація *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae* ass. nova (описи 16—30, табл. 5).

Екологічні умови. Угрупування водоростей епіфітону, які належать до даної асоціації, знайдені у трьох Горіховатських ставках № 2, 3 і 4. У цих водоймах концентрація сполук неорганічного азоту, органічних речовин, нафтопродуктів, аніонних синтетичних поверхнево-активних речовин і деяких важких металів порівняно зі ставком № 1 були нижчими. Так, середня концентрація амонійного азоту у цих водоймах становила 0,111 мг N/дм³, нітритів — 0,005 мг N/дм³, нітратів — 0,022 мг N/дм³, а загального неорганічного азоту — 0,139 мг N/дм³. Концентрація органічних речовин також була нижчою у порівнянні з першим ставком каскаду (значення ПО в середньому становили 8,87 мг O/дм³, а значення БО — 48,4 мг O/дм³). У другому, третьому і четвертому ставках середня концентрація нафтопродуктів становила 0,061 мг/дм³, СПАР — 0,085 мг/дм³, Си — 43,6 мкг/дм³, Zn — 53,3 мкг/дм³ і Fe — 55,3 мкг/дм³ — тобто була нижчою порівняно з першим ставком [5]. Що ж стосується сполук неорганічного фосфору (0,160 мг/дм³), хлоридів (167,7 мг/дм³) та сульфатів (59,7 мг/дм³), то їхня середня концентрація у воді ставків № 2, 3 і 4 навпаки була значно вищою, ніж у ставку № 1.

Структура угруповань. Видове багатство угруповань водоростей, які відносяться до даної асоціації, вище. Знайдено 72 види водоростей, представлених 74 внутрішньовидовими таксонами (включаючи ті, що містять номенклатурний тип виду) з п'яти відділів. Найбільш різноманітні Bacillariophyta — 41 видів (56,9 % загальної кількості видів) і Chlorophyta — 22 види (30,5 %). Внесок Euglenophyta (4 види), Charophyta (3 види) та Cyanoprokaryota (2 види) був значно нижчим і в сумі становив 12,6 %. Середня кількість видів в окремих угрупованнях невисока — 22.

Таблиця 5

Асоціація *Soccosneo placentulae-Naviculetum viridulae* ass. nova

Кількість видів	21	18	20	23	26	21	30	23	22	18	22	24	19	20	23	Const
	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
Номер описів																
Діагностичні таксоми союзу <i>Symbello tumidae-Symbellion cistulae</i>																
<i>Symbella tumida</i> (Bréb.) Van Heurck	3	2	2	3	4	5	2	5	5	4	4	2	3	5	4	V ⁵
<i>Symbella cistula</i> (A. Hempel in A. Hempel et Ehrenb.) Kirchn.		2	2	5	2		4	5	3	4	4	5		4	5	IV ⁵
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	2	3		2	4	5	3	3	2	2			4		5	IV ⁵
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenb.	2		3	4	3	5		4	2		3	5		4	3	IV ⁵
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.		2		4	3	4	5		3	2	2	4	5		4	IV ⁵
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	2		3		5	3		4	2	2		4		5		III ⁵
<i>Planothidium lanceolata</i> (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht.	2	2		4			5		3		5	2		3	2	III ⁵
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	2		3		2			2			2		2	2		III ³
Діагностичні таксоми асоціації <i>Soccosneo placentulae-Naviculetum viridulae</i>																
<i>Soccosneis placentula</i> Ehrenb.	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	V ⁵
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehrenb.		2	2	2	2	2		2	2			2			2	III ²
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	2		3	5	5		4		3	3	2		4		5	IV ⁵
<i>Closterium liebleinii</i> (Kütz.) ex Ralfs	2	2			3		2	2		3	3		2	2	2	IV ³
<i>Synedra acus</i> Kütz.		2	2		2	3		2	2	2		2		2		III ³

Продовження табл. 5

Кількість видів	21	18	20	23	26	21	30	23	22	18	22	24	19	20	23	Const
Номер описів	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
Інші таксони																
<i>Euglena acus</i> Ehrenb.	2		2	2	2	2	2									ІІ ²
<i>Stenophora pulchella</i> (Ralfs) Wille et Round		2			2				2							ІІ ²
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bert.			2				2				2			2		ІІ ²
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.					2			2		2						ІІ ²
<i>Navicula capitatoradiata</i> H. Germain ex Gasse			2			2			2						2	ІІ ²
<i>Navicula cryptosephala</i> Ehrenb.	2						2			2				2		ІІ ²
<i>Navicula veneta</i> Kütz.		2	2			2		2					2			ІІ ²
<i>Amphora ovalis</i> Kütz.							2				2				2	ІІ ²
<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grunow	2		2			2							2	2		ІІ ²
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen					5		2		2		2					ІІ ²
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenb.) Ralfs	2	2	2			2									2	ІІ ²
<i>Acutodesmus pectinatus</i> (Meyen) P. Tsarenko		2			2			2		2			2	2		ІІ ²
<i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegew.) E. Hegew.			2		2		2			2			2			ІІ ²

Продовження табл. 5

Кількість видів	Номер описів	21	18	20	23	26	21	30	23	22	18	22	24	19	20	23	Const
		16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G. Richt.) E. Hegew.			2	2				2					2		2		Π ²
<i>Crucigeniella ariculata</i> (Lemmerm.) Kom.	2				2		2		2			2	2				Π ²
<i>Cosmarium granatum</i> Bréb.	2	2		2		2		2				2	2				Π ²

Локалізація описів: Горіховатський ставок № 2 (16—20), Горіховатський ставок № 3 (21—25), Горіховатський ставок № 4 (26—30): 1, 2 — 08.2019, 3 — 08.2021, 4, 5 — 08.2022, 6, 7 — 08.2019, 8, 9 — 08.2021, 10 — 08.2022, 11, 12 — 08.2019, 13 — 08.2021, 14, 15 — 08.2022. Сусак зонтичний *Vitotinus umbellatus* — (17, 25), лепешняк великий *Glyceria maxima* — (19), рогоз вузьколистий *Typha angustifolia* — (16, 18, 20, 22, 24, 26, 28, 30), рогоз широколистий *Typha latifolia* — (21), очерет звичайний *Phragmites australis* — (23, 27), комиш озерний *Scirpus lacustris* — (29).

Кількісні показники розвитку епіфітних водоростей даної асоціації на повітряно-водних рослинах Горіховатських ставків № 2, 3, і 4 вище порівняно із першим ставком: середні значення чисельності і біомаси становили відповідно 0,889 млн. кл/г і 1,29 мг/г повітряно-сухої маси рослини-субстрату. За чисельністю найчастіше переважали діатомові водорості, їхній внесок у загальну чисельність фітоепіфітону в середньому становив 89,3 %. Зелені водорості домінували лише зрідка, їхня частка в загальній чисельності в середньому становила 73,2 %. За біомасою переважали діатомові водорості (95,8 %).

До складу домінантів входили *Cocconeis placentula* Ehrenb. і *Melosira varians* C. Agardh.

Екологічні характеристики діагностичних таксонів. Усі діагностичні види даної асоціації є індикаторами умов навколишнього середовища (див. табл. 4). За приуроченістю до місцезростання вони належать як до бентосних (60 %), так і до планктонно-бентосних організмів (40 %). Ці види також є індикаторами забруднення води органічними речовинами. Так, *Cocconeis placentula* і *Synedra acus* Kütz. належать до β-мезосапробіонтів, а *Navicula viridula* (Kütz.) Ehrenb., *Closterium lieblenii* (Kütz.) ex Ralfs і *Melosira varians* — до α-мезосапробіонтів. По відношенню до рН більшість діагностичних видів даної асоціації є алкаліфілами. *Synedra acus* належить до алкалібіонтів, а *Closterium lieblenii* — індіферентний організм. Серед індикаторів солоності води

знайдені як галофіли (67 %), так і індіферентні організми (33 %). Серед показників трофічного рівня водойм знайдені лише представники евтрофних вод. По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді *Cocconeis placentula* і *Navicula viridula* належать до автотрофів, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук у воді, а *Melosira varians* належить до факультативно гетеротрофних організмів, яким необхідне періодичне підвищення концентрації азотовмісних органічних сполук у воді.

Діагностичні таксони: Cocconeis placentula, Navicula viridula, Melosira varians, Closterium lieblenii, Synedra acus.

Номенклатурний тип: опис 20, табл. 5, Горіховатський ставок № 2, в обростанні Typha angustifolia.

Обговорення результатів досліджень

В результаті проведеного порівняльного аналізу встановлено, що перша водойма у каскаді Горіховатських ставків характеризувалась значно вищим ступенем комплексного антропогенного забруднення (неорганічними сполуками азоту та органічними речовинами) порівняно з іншими ставками каскаду. Так, концентрація амонійного азоту у першому ставку в середньому була вищою у 2,6 раза, нітритів — у 2,4, нітратів — у 2,3, а загального неорганічного азоту — у 2,5 раза. Концентрація органічних речовин також була вищою: значення ПО в середньому були вищими у 1,2 раза і значення БО — у 1,2 раза (див. табл. 1).

Судячи з літературних даних [5], у цій водоймі зареєстрована і найвища для каскаду концентрація нафтопродуктів, аніонних синтетичних поверхнево-активних речовин та деяких важких металів. У першому ставку концентрація нафтопродуктів в середньому становила 0,124 мг/дм³. У решті водойм Горіховатського каскаду рівень нафтового забруднення був вдвічі меншим і знаходився у межах 0,058—0,064 мг/дм³. Максимальну концентрацію СПАР (0,121 мг/дм³) також зареєстровано у ставку № 1. У нижче розташованих ставках їхня концентрація була в 1,4 раза нижчою. У першому ставку зареєстровано і найвищу концентрацію таких важких металів як мідь (65,1 мкг/дм³), цинк (73,0 мкг/дм³) і залізо (91,0 мкг/дм³). У ставках № 2, 3 і 4 концентрація міді була нижчою у 1,5 раза, цинку — у 1,4 раза і заліза — у 1,6 раза.

Автори [5] наголошують на досить нетиповому характері розподілу забруднення каскаду Горіховатських ставків, оскільки його найвища концентрація була виявлена у водоймі, розташованій найвище за течією, у глибині лісопарку, де відсутні явні потенційні джерела надходження забруднюючих речовин. Такий розподіл забруднення у ставках цього каскаду пояснюють наявністю антропогенних джерел надходження політантів у верхів'ї річки Горіховатки. Відомо, що у місці витоку до неї потрапляють води з колектору зливової каналізації, який починається біля Виставкового центру [3], що, ймовірно, зумовлює їх високу концентрацію у верхів'ї каскаду з подальшим зниженням у решті Горіховатських ставків. Слід також зазначити, що забруднюючі речовини надходять у

ставок № 1 постійно (незалежно від наявності опадів), про що свідчать проведені нами дослідження.

В той же час середня концентрація неорганічного фосфору ($0,160 \text{ мг/дм}^3$), хлоридів ($167,7 \text{ мг/дм}^3$) і сульфатів ($59,7 \text{ мг/дм}^3$) була помітно вищою у ставках № 2, 3 і 4. При цьому середня концентрація неорганічного фосфору була у 3,3 раза, хлоридів — у 1,6 раза і сульфатів — у 1,7 раза вищою порівняно із ставком 1. Цей факт свідчить про наявність інших джерел забруднення, розташованих у самій парковій зоні.

Відповідно і типи угруповань водоростей епіфітону (синтаксони), виділені у водоймах із різним ступенем забруднення, значно відрізнялися між собою за складом та екологічними характеристиками діагностичних таксонів (див. табл. 2, 3, 4, 5). Характерною особливістю асоціації *Gomphonemo parvuli-Naviculetum capitatoradiatae*, описаної у першій водоймі із високим ступенем забруднення, є те, що вона діагностувалася видами водоростей стійкими до забруднення, що підтверджується їхніми екологічними характеристиками. Так, діагностичні таксони асоціації *Gomphonemo parvuli-Naviculetum capitatoradiatae* є представниками евтрофних та гіперевтрофних вод. Відомо [15], що сприятливими для розвитку *Gomphonema parvulum* і *Nitzschia palea* є дуже високі ($s = 5$) концентрації біогенних елементів. Діагностичні таксони асоціації відносяться до α -мезосапробіонтів (50 %), α -мезо- ρ -сапробіонтів (25 %) та ρ -сапробіонтів (25 %), тобто до показників інтенсивного забруднення води органічними речовинами. По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді серед діагностичних таксонів знайдені автотрофи, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук (50 %), факультативно гетеротрофні організми, яким необхідне періодичне підвищення концентрації азотовмісних органічних сполук (25 %), та облігатні гетеротрофи, яким необхідні постійно підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук (25%).

Серед діагностичних таксонів асоціації *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae* частка представників евтрофних вод становила 100 %. Серед них знайдені β -мезосапробіонти (40 %) — індикатори помірного забруднення води органічними речовинами та α -мезосапробіонти (60 %) — показники інтенсивного забруднення води органічними речовинами. По відношенню до типу живлення та кількості азотовмісних органічних сполук у воді найбільшою кількістю видів представлені автотрофи, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук (67 %). Знайдені також факультативно гетеротрофні організми, яким необхідне періодичне підвищення концентрації азотовмісних органічних сполук (33 %).

Слід підкреслити, що подібний до асоціації *Gomphonemo parvuli-Naviculetum capitatoradiatae* синтаксон — асоціацію *Gomphonemo parvuli-Nitzschietum paleae* було описано у ставку Русалка, розташованому у Державному дендрологічному парку «Олександрія» (Україна) з екстремально високим ступенем забруднення сполуками неорганічного азоту (в першу чергу, амонійного азоту). Спільними діагностичними таксонами

обох синтаксонів були *Gomphonema parvulum* і *Nitzschia palea* — стійкі до забруднення види водоростей [28]. В той же час діагностичні таксони другої асоціації *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae* часто зустрічаються в епіфітоні водосховищ Дніпра і озер Києва [25—27], тоді як діагностичні таксони першої асоціації *Gomphonema parvuli-Naviculetum capitatoradiatae* нетипові для епіфітону цих водойм.

Очевидно підвищені концентрації нафтопродуктів, СПАР і таких важких металів як мідь, цинк і залізо у першій водоймі у каскаді Горіховатських ставків, які становлять потенційну загрозу для нормальної життєдіяльності гідробіонтів, зокрема і водних рослин [5], призвело до зміщення чутливих до забруднення видів водоростей більш стійкими.

Позитивну достовірну залежність встановлено між частотою трапляння діагностичних таксонів першої асоціації *Gomphonema parvuli-Naviculetum capitatoradiatae* та загальною концентрацією неорганічних сполук азоту, нафтопродуктів і СПАР (значення коефіцієнта кореляції становили відповідно 0,75—0,85, 0,67—0,71 і 0,54—0,59 при $n = 12$, $p \leq 0,05$) і негативну достовірну залежність — між частотою трапляння діагностичних таксонів другої асоціації *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae* та вище згаданими гідрохімічними показниками (значення коефіцієнта кореляції дорівнювали відповідно -0,77— -0,83, -0,66— -0,75 і -0,51— -0,59 при $n = 12$, $p \leq 0,05$). Помірну позитивну кореляцію встановлено між частотою трапляння діагностичних таксонів першої асоціації та концентрацією нетоксичних органічних речовин (значення коефіцієнта кореляції становили 0,34—0,39 при $n = 12$, $p \leq 0,05$) і помірну негативну кореляцію між цим показником і частотою трапляння діагностичних таксонів другої асоціації (значення коефіцієнта кореляції становили -0,30— -0,42 при $n = 12$, $p \leq 0,05$).

Виділені асоціації відрізнялися за видовим багатством водоростей епіфітону. Так, перша асоціація налічувала 48 видів, а друга у півтора рази більше — 72. Середня кількість видів в окремих угрупованнях першої асоціації становила 19, а в угрупованнях другої асоціації — 22. Зареєстровано відмінності і у видовому складі епіфітону — коефіцієнт флористичної подібності Серенсена становив 56%. Більш подібним був видовий склад діатомових (59%) і менш подібним — зелених водоростей (57%).

Угруповання водоростей епіфітону, що розвивалися у водоймах із різним ступенем забруднення, відрізнялися і за кількісними показниками розвитку водоростей. У сильно забрудненому першому ставку середні значення чисельності та біомаси епіфітону становили відповідно 0,573 млн. кл/г і 0,67 мг/г, а у помірно забруднених водоймах (ставках № 2, 3 і 4) — 0,889 млн. кл/г і 1,29 мг/г повітряно-сухої маси рослини-субстрату.

До складу домінуючого комплексу виділених асоціацій входили різні види водоростей. У першому більш забрудненому ставку домінували *Gomphonema parvulum*, *Craticula cuspidata* і *Nitzschia palea*, а у менш забруднених ставках № 2, 3 і 4 — *Cocconeis placentula* і *Melosira varians*. Зміни в складі домінуючого комплексу епіфітону як відповідь на забруднення спостерігали і в малих річках урбанізованих територій [6], а також в озері,

що зазнало забруднення нафтою [11]. При цьому на забруднених ділянках усіх досліджених водних об'єктів до складу домінантів входили види родів *Nitzschia* і *Gomphonema*. Зміни у видовому складі діатомових водоростей, включно з домінуючими видами роду *Nitzschia*, були зареєстровані як відповідь і на збільшення солоності води [14]. Присутність видів роду *Nitzschia* у сильно забруднених ставках пояснюється тим, що багато видів цього роду тяжіють до солонуватоводних та/або забруднених органічними речовинами водойм із високою концентрацією біогенних елементів [33].

Висновки

В результаті проведеного порівняльного аналізу встановлено, що перша водойма у каскаді Горіховатських ставків характеризувалась значно вищим ступенем комплексного антропогенного забруднення (неорганічними сполуками азоту та органічними речовинами) порівняно з іншими ставками каскаду. В цій водоймі зареєстрована і найвища для каскаду концентрація нафтопродуктів, аніонних синтетичних поверхнево-активних речовин та деяких важких металів. Значно відрізнялись між собою і типи угруповань водоростей епіфітону (синтаксони), виділені у водоймах із різним ступенем забруднення. Угрупування водоростей епіфітону, знайдені у першому ставку, належать до асоціації *Gomphonemo parvuli-Naviculetum capitatoradiatae*, а угруповання фітоепіфітону, зареєстровані у трьох інших ставках — до асоціації *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae*.

Синтаксономія угруповань водоростей епіфітону, виділених у Горіховатських ставках НПП «Голосіївський», має наступний вигляд:

Союз *Symbello tumidae-Cymbellion cistulae* all. nova

Ас. *Gomphonemo parvuli-Naviculetum capitatoradiatae* as. nova

Ас. *Cocconeo placentulae-Naviculetum viridulae* as. nova

Угрупування водоростей епіфітону, що належать до виділених асоціацій, знайдені у водоймах з різним ступенем забруднення, відрізнялись між собою за складом та екологічними характеристиками діагностичних таксонів. Характерною особливістю асоціації, зареєстрованої у ставку з високим ступенем забруднення, є те, що вона діагностувалася видами стійкими до забруднення, що підтверджується їхніми екологічними характеристиками. Виділені асоціації відрізнялись за видовим багатством водоростей епіфітону, середньою кількістю видів в окремих угрупованнях та кількісними показниками розвитку водоростей.

Очевидно наявність підвищених концентрацій нафтопродуктів, СПАР і таких важких металів як мідь, цинк і залізо у першому ставку у каскаді Горіховатських ставків, які становлять потенційну загрозу для нормальної життєдіяльності гідробіонтів і можуть бути токсичними для водних організмів, і призвело до заміщення чутливих до забруднення видів водоростей більш стійкими.

Встановлено, що довготривале забруднення водойм призводить до суттєвої трансформації структури угруповань водоростей епіфітону, які

розвиваються на вищих водних рослинах, в результаті якого чутливі до забруднення види, заміщуються більш стійкими організмами. Формування угруповань фітоепіфітону, в яких з високою частотою зустрічаються такі види як *Gomphonema parvulum* і *Nitzschia palea* (нетипові для епіфітону і стійкі до забруднення), і значне зниження частоти трапляння найбільш розповсюджених видів таких як *Cocconeis placentula* (часто зустрічаються і домінують в епіфітоні звичайних водойм і чутливі до забруднення) може свідчити про довготривале (хронічне) забруднення водойм. Отримані результати можуть бути використані для синбіоіндикації стану водойм з різним ступенем забруднення та при проведенні екологічного моніторингу.

Список використаної літератури

1. Батог С.В., Іванова Н.О. Еколого-гідрологічна характеристика каскаду ставків на річці Горіхуватка в місті Києві // Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем : матеріали VI наук.-практ. конф. молодих вчених (10—11 жовт. 2023 р. м. Київ). Київ, 2023. С. 18—22.
2. Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Pilies Studio, 2006. 498 с.
3. Вишневський В.І. Малі річки Києва. Київ: Інтерпрес ЛТД, 2013. 84 с.
4. Водоросли. Справочник. Київ: Наук. думка, 1989. 608 с.
5. Горбатюк Л.О., Пасічна О.О., Клоченко П.Д. та ін. Вміст забруднювальних речовин та їх потенційна токсичність у водоймах Національного природного парку «Голосіївський» (Україна). *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 6. С. 71—85.
6. Комулайнен С.Ф. Структура фитоперифитона малых рек урбанизированных территорий Карелии и Кольского полуострова // Перифитон и обрастание: теория и практика : тез. докл. Междунар. научно-практ. конф. (23—27 окт. 2008 г. Санкт-Петербург). Санкт-Петербург, 2008. С. 47—49.
7. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ: Логос, 2006. 408 с.
8. Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Соломещ А.И. Современная наука о растительности: Учебник. Москва : Логос, 2001. 264 с.
9. Миркин Б.М., Розенберг Г.С., Наумова Л.Г. Словарь понятий и терминов современной фитоценологии. Москва: Наука, 1989. 223 с.
10. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. Ленинград: Гидрометеоиздат, 1977. 542 с.
11. Стенина А.С. Экологическая структура эпифитных диатомовых водорослей как индикатор нефтяного загрязнения озер тундры бассейна реки Печора: Перифитон континентальных вод: современное состояние изученности и перспективы дальнейших исследований: Междунар. симпозиум. Тюмень, 2003. С. 106—107.
12. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР: учебное пособие. Киев: Вища шк., 1984. 334 с.
13. Bešta T., Mareš J., Čapková K. et al. Littoral periphyton dynamics in newly established post-mining lakes. *Aquatic Sciences*. 2023. Vol. 85, Iss. 1. 21 p.
14. Eloranta P., Soininen J. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *J. Appl. Phycol.* 2002. Vol. 14, N 1. P. 1—7.
15. Kelly M.G., Adams C., Graves A.C. et al. The Trophic Diatom Index: User's Manual. Revised edition. Environment Agency Technical Report E2/TR2. 2001. 135 p.
16. Klochenko P.D., Shevchenko T.F. Distribution of epiphytic algae on macrophytes of various ecological groups (the case study of water bodies in the Dnieper River basin). *Oceanol. Hydrobiol. St.* 2017. Vol. 46, Iss. 3. P. 283—293.

17. Klochenko P.D., Shevchenko T.F. Epiphyton as bioindicator of the state of the upper-cascade Dnieper reservoirs. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 4. P. 26—37.
18. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Gorbunova Z.N. Phytoepiphyton as indicator of the state of water bodies of the «Golosiyivsky» National Nature Park (Ukraine). *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 4. P. 30—41.
19. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Kharchenko G.V. Epiphyton algae of the water bodies of the Golosiyivsky National Nature Park (Ukraine). *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 3. P. 15—28.
20. Mucina L., H. Bültmann K. Dierben et al. Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science*. 2016. Vol. 19, Suppl. 1. P. 3—264.
21. Oksiyuk O.P., Davydov O.A. Sanitary hydrobiology in present. Main provisions, methodology tasks. *Hydrobiol. J.* 2013. Vol. 49, N 2. P. 45—56.
22. Oksiyuk O.P., Davydov O.A., Karpezo Yu.I. Microphytobenthos as bioindicator of the state of aquatic ecosystems. *Ibid.* 2011. Vol. 47, N 1. P. 72—85.
23. Shevchenko T.F. Cenological analysis of phytoepiphyton of green filamentous algae of the Reservoirs of the Dnieper Cascade. *Ibid.* 2011. Vol. 47, N 6. P. 3—14.
24. Shevchenko T.F. Thermophilous communities of periphyton algae in the cooling ponds of thermal and nuclear power stations of Ukraine. *Ibid.* 2012. Vol. 48, N 5. P. 31—45.
25. Shevchenko T.F., Kharchenko G. V., Klochenko P.D. Cenological analysis of phytoepiphyton of water bodies of Kiev. 2010. Vol. 46, N 1. P. 41—55.
26. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Batog S.V. Cenological analysis of phytoepiphyton of the cascade plain Kanev Reservoir (Ukraine). *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 6. P. 42—61.
27. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Gorbunova Z.N. Phytoepiphyton of megalopolis lakes under conditions of anthropogenic influence. *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 48—63.
28. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Gorbunova Z.N. Structure of the communities of epiphyton algae in the water bodies differing in the level of contamination. *Ibid.* 2023. Vol. 59, N 5. P. 41—63.
29. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, Rhodophyta. (Vol. 1). Ruggell: Gantner Verlag, 2006. 713 p.
30. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Bacillariophyta. (Vol. 2). Ruggell: Gantner Verlag, 2009. 413 p.
31. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Chlorophyta. (Vol. 3). Ruggell: Gantner Verlag, 2011. 511 p.
32. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Charophyta. (Vol. 4). Ruggell: Gantner Verlag, 2014. 703 p.
33. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 1994. Vol. 28. P. 117—133.
34. Weber H.E., Moravec J.G., Theurillat J.-P. International code of phytosociological nomenclature. 3-d edition. *Journal of Vegetation Science*. 2000. Vol. 11. P. 739—768.

Надійшла 19.01.2025

T.F. Shevchenko, PhD (Biol.), Senior researcher, Senior researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: tf_shevchenko@ukr.net
ORCID 0000-0002-6436-4968

P.D. Klochenko, Doctor of Biology, Prof., Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: pklochenko@ukr.net
ORCID 0000-0003-4886-6746

G.V. Kharchenko, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: harchenkogallina@gmail.com
ORCID 0009-0002-6102-2129

EPIPHYTON ALGAE COMMUNITIES UNDER CONDITIONS OF COMPLEX ANTHROPOGENIC POLLUTION OF WATER BODIES

The structure of the communities of epiphyton algae was studied in the Gorikhovatka ponds of the «Golosiivsky» National Nature Park differing in the level of anthropogenic contamination. As a result of the analysis of original and literature data it has been found that the first water body in the cascade of the Gorikhovatka ponds was characterized by essentially higher level of complex anthropogenic contamination by inorganic compounds of nitrogen, organic matter, petroleum products, anionic synthetic surfactants, and some heavy metals compared to other ponds of the cascade. The types of algal communities (syn-taxa) described in water bodies differing in the level of contamination also significantly differed. The algal communities found in the first pond belong to the association *Gomphonema parvuli-Naviculetum capitatoradiatae*, while phytoepiphyton communities registered in three other ponds — to the association *Cocconeis placentulae-Naviculetum viridulae*. It has been found that long-term contamination of water bodies results in significant transformations of the structure of epiphyton algae communities occurring on higher aquatic plants. As a consequence, algal species sensitive to contamination gave way to more resistant organisms. The formation of algal communities, in which *Gomphonema parvulum* Kütz. and *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm. (atypical to epiphyton and resistant to contamination) frequently occur, and a decrease of the frequency of occurrence of the most distributed species such as *Cocconeis placentula* Ehrenb., which frequently occurs and dominates in many water bodies with a low level of contamination and sensitive to pollution, can be indicative of long-term (chronic) contamination of water bodies. The obtained results can be used for synbioindication of the state of water bodies differing in the level of contamination, and also in performing ecological monitoring.

Keywords: *epiphyton algae, communities, the Braun-Blanquet method, chemical composition of the water, complex anthropogenic contamination, Gorikhovatka ponds, the «Golosiivsky» National Nature Park.*

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ І ІХТІОЛОГІЯ

УДК 597.541/639.2

Б.С. ГУЛАК, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут морської біології НАН України,
вул. Пушкінська, 37, Одеса, Україна, 65048
gulak.bogdan94@gmail.com
ORCID 0000-0002-5991-3715

Є.Ю. ЛЕОНЧИК, к. ф.-м. н., доцент,
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65082, Україна
leonchik@ukr.net
ORCID 0000-0003-1494-0741

О.К. ЧАЩИН, к. б. н., ст. наук. співроб.,
alchashchin@gmail.com
ORCID 0000-0002-4780-4044

СТАН РЕСУРСУ ШПРОТА *SPRATTUS SPRATTUS* (LINNAEUS, 1758) В УКРАЇНСЬКИХ ВОДАХ У ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ

На основі матеріалу, зібраного впродовж 2007—2021 рр. на промислових судах, отримано дані щодо розмірно-масового, вікового та статевого складу шпрота *Sprattus sprattus* у північно-західній частині Чорного моря. Всього було проаналізовано 27 951 особину. Встановлено, що за останні 50 років популяція шпрота зазнала істотних структурних змін. Порівняно з 70—80-ми роками минулого століття в популяції скоротилась частка великих риб. Середній розмір однієї особини в уловах різноглибинних тралів зменшився на 15—20 %. Порівняно з 1975 р. асимптотична довжина шпрота, розрахована за рівнянням Берталанфі, скоротилась з 13,92 до 11,19 см. Також спостерігається зниження масових характеристик цього виду. Зниження темпу росту шпрота виникло через харчову конкуренцію з реброплавом мнеміопсисом *Mnemipopsis leidy*. Розраховані за допомогою моделі LBB співвідношення коефіцієнтів природної та промислової смертності (F/M), а також величин біомаси на реальному рівні та рівні максимальної стійкої експлуатації (B/B_{MSY}) відповідно склали 0,63 та 1,6. Співвідношення поточної біомаси до біомаси, якої популяція може досягнути в цій частині басейну за відсутності промислу (B/B_0), склало 0,58. Це свідчить про те, що запас шпрота експлуатується на рівні нижче оптимального і сучасний промисел не призводить до скорочення чисельності його популяції. Проте за останні два десятиліття біомаса промислових скупчень і улови в цьому районі моря скоротилися в десятки разів. Депресія сировинної бази промислу спричинила зменшення кількості ставних неводів та суден для тралового лову, які використовуються рибодобувними підприємствами. Неблагополучний стан шпрота, який спостерігається в останні роки в українських водах, пов'язаний з погіршенням еко-

Ц и т у в а н н я: Гулак Б.С., Леончик Є.Ю., Чащин О.К. Стан ресурсу шпрота *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) в українських водах у північно-західній частині Чорного моря. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 6. С. 25—47.

логічної ситуації в північно-західній частині моря в умовах антропогенного впливу. Обмеження промислового вилову шпрота не покращить стан його популяції.

Ключові слова: шпрот, стан запасу, вікова структура, північно-західна частина Чорного моря.

Шпрот *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) — широко розповсюджений вид, ареал якого охоплює води вздовж східного узбережжя Атлантичного океану від Лофотенських островів до узбережжя Марокко, а також Балтійське, Північне, Середземне, Егейське, Адріатичне, Мармурове та Чорне моря [13, 15].

Будучи за походженням видом атлантично-бореального комплексу, шпрот є холодолюбною рибою. Відповідно, і нерест у нього відбувається в холодну пору року — з кінця жовтня по травень. Найбільш інтенсивне ікрометання спостерігається в грудні — лютому за температури води 7—10 °С. Такий розтягнутий у часі нерест шпрота є механізмом пристосування до нестабільних умов інкубації ікри та личинок в пелагіалі моря в зимовий період і дозволяє його популяції підтримувати велику чисельність [11].

У Чорному морі шпрот має широке розповсюдження і є однією з найчисельніших риб. Цей вид є одним з головних споживачів продукції зоопланктону в басейні, і водночас він формує значну кормову базу для великих пелагічних хижаків [7, 13, 17]. Шпрот є важливим об'єктом рибальства в країнах чорноморського регіону. За різними оцінками, у минулому столітті загальний запас цього виду в Чорному морі коливався в межах 200—1600 тис. т [17, 24]. При цьому, згідно з результатами облікових зйомок ПівденНІРО, зазвичай до 70—80 % ресурсу цього об'єкта розподілялося в північно-західній частині Чорного моря [20]. Безсумнівно, цьому сприяє висока біологічна продуктивність даного району, яка зумовлена найбільшим надходженням прісного стоку в шельфову зону моря, де створюються сприятливі умови для нагулу та нересту багатьох видів риб [14]. Однак за останні півстоліття в екосистемі Чорного моря, і особливо в його північно-західній частині, відбулись суттєві зміни, викликані антропогенним впливом. Збільшення споживання прісної води на водозбірній площі басейну, масове надходження біогенних речовин і токсикантів з промисловими та сільськогосподарськими стоками, а також вселення ряду чужорідних видів спричинили погіршення умов проживання і скорочення чисельності більшості гідробіонтів, серед них і промислових риб [5, 16, 18, 55].

Багаторічна динаміка уловів шпрота в північно-західній частині моря також свідчить про серйозну кризу на промислі цього виду риб [34, 52]. Очевидно, що для організації подальшого раціонального використання запасу необхідно з'ясувати причини такого падіння вилову і визначити граничні параметри допустимої експлуатації шпрота в наших водах. Слід зазначити, що дослідники причорноморських країн і міжнародні організації (GFCM, STECF) традиційно приділяють велику увагу вивченню чорноморського шпрота в плані оцінки його промислового ре-

сурсу та отримання даних для регулювання рибальства [30, 33, 36, 43, 45, 49, 52]. Проте щодо стану цього об'єкта в найважливішому районі його проживання і промислу, яким є шельфова зона північно-західної частини Чорного моря, в останні два десятиліття відомості надходили в дуже обмеженому обсязі. Насамперед це було зумовлено повним припиненням спеціальних облікових зйомок, як гідроакустичних, так і тралових, які раніше проводились ПівденНІРО на морських експедиційних суднах. Поява і широке поширення методів математичного моделювання промислових популяцій дає змогу знайти альтернативний підхід до оцінки ресурсу. При цьому цілу низку біолого-промислових показників шпрота можна зіставити з матеріалами, отриманими в розглядуваному районі моря ще у 50—70-х роках минулого століття, на початковому етапі освоєння його запасів [26, 27]. Такий підхід, як ми вважаємо, може дозволити не тільки об'єктивно оцінити стан промислової популяції, але і виявити основні причини скорочення уловів на українському шельфі в північно-західній частині Чорного моря. Тому з метою оцінки сучасного стану цього виду водних біоресурсів було здійснено аналіз розмірно-масової та вікової структури популяції, вивчено динаміку біологічних характеристик за останні десятиліття, оцінено темпи росту, природну смертність і рівень промислової експлуатації.

Матеріал і методика досліджень

Роботи з вивчення стану ресурсу шпрота проводили з 2007 по 2021 р. в ході реалізації науково-дослідницьких програм ДП Одеський центр Південного науково-дослідного інституту морського рибного господарства та океанографії у північно-західній частині Чорного моря. Відбір проб шпрота здійснювали щомісяця з травня по жовтень під час промислових рейсів на суднах тралового лову. Крім того, протягом 5—7 діб у першій і в другій половині промислового сезону проводили ехолотні зйомки ділянок шельфу, де відмічалися найбільш значні косяки риби. Промислові судна типу СЧС і ПТР, на яких здійснювали виходи в море, були близькими за довжиною корпусу та потужністю основного двигуна: відповідно 24—26 м та 300—400 к. с. На всіх суднах для лову шпрота використовували близькі за конструкцією різноглибинні трали з довжиною підбори в межах 28—32 м та розміром вічка у кутці 8 мм. Тралення виконували виключно в світлу пору доби, оскільки в цей час косяки шпрота знаходяться у найбільш щільному стані в придонному горизонті і доступні для облову тралами. Лови проводили на акваторії шельфу, яку обмежено на півдні морським кордоном України та Румунії, а на північному сході — основою коси Тендра (на захід від меридіану 32.00° сх. д.). Глибина в місцях тралень становила 18—40 м. У польових умовах реєстрували координати, час початку та закінчення кожного тралення, вагу улову. Під час щоденного пошуку концентрацій риби і періодичних гідроакустичних зйомок за допомогою ехолотів проводили оконтурювання на карті найбільш істотних скупчень шпрота. При цьому відзначали їхню висоту і протяжність косяків.

З метою проведення біологічного аналізу з уловів випадковим чином відбирали 100—150 екз. шпрота. Довжину риб вимірювали за Смітом — від кінчика рида до кінця середніх променів хвостового плавця, з точністю до 1 мм. Маса визначали на електронних вагах з точністю до 0,1 г. При розтині риби визначали її стать та відбирали отоліти, за якими потім в лабораторних умовах встановлювали вік. Загалом у період 2007—2021 рр. з метою дослідження розмірно-масового складу було використано 27 951 екз. шпрота. Для визначення вікового та статевого складу даного виду було проаналізовано 3201 екз., які були відібрані з проб у 2017—2021 рр.

Отримані під час польових досліджень дані щодо складу уловів піддавали статистичній обробці відповідно до стандартних методик за допомогою програм Microsoft Excel 2016 та Statistica 2010. Для зіставлення вибірок розмірного та вікового складу шпрота застосовували методику побудови розмірно-вікових ключів [28].

З метою проведення оцінки стану ресурсу шпрота в українських водах використовували модель LBB (Length-based Bayesian Biomass) [35]. Ця модель є відносно новим методом моделювання промислових популяцій, але вона все частіше застосовується для управління рибальством [37]. Оцінка стану популяції за допомогою цієї моделі базується на даних про розмірний склад. На відміну від інших методів моделювання, де критерії оцінки базуються на абсолютних значеннях темпів росту та смертності, у моделі LBB використовуються відносні коефіцієнти: промислова смертність відносно природної (F/M) та поточна біомаса відносно максимально можливої в умовах відсутності промислу (B/B_0). Ця модель також дозволяє визначити асимптотичну довжину тіла (максимально можливу в досліджуваній популяції) — L_{inf} та інші параметри, які можуть бути застосовані для регулювання промислу. Найбільш корисними в цьому можуть стати мінімально допустима для вилову довжина промислового об'єкта (L_{opt}) та довжина, при досягненні якої риба починає добре уловлюватись знаряддям (більше 50 % особин) — L_c [35].

Для налаштування роботи моделі використовували коефіцієнти темпів росту та природної смертності шпрота. Оцінку темпів росту проводили за допомогою коефіцієнтів Гекслі та рівняння Берталанфі, розрахунки яких базувались на отриманих нами даних щодо розмірно-вікової структури популяції даного виду і виконувались з допомогою R-скрипта [42]. Природну смертність обчислювали за методом Гісласона [38].

Результати досліджень та їх обговорення

Склад популяції та його зміни. Дослідження статевого складу шпрота в наших водах показало, що частка самок в популяції становить $62,0 \pm 1,5$ %. Ці результати виявились близькими до даних попередніх досліджень цього виду, згідно з якими частка самок у чорноморського шпрота коливається в межах 56—70 % [26, 29, 44]. Віковий склад шпрота в обстежених умовах протягом 2017—2021 рр. характеризувався стабільністю. Улови були сформовані особинами з шести вікових груп, серед яких

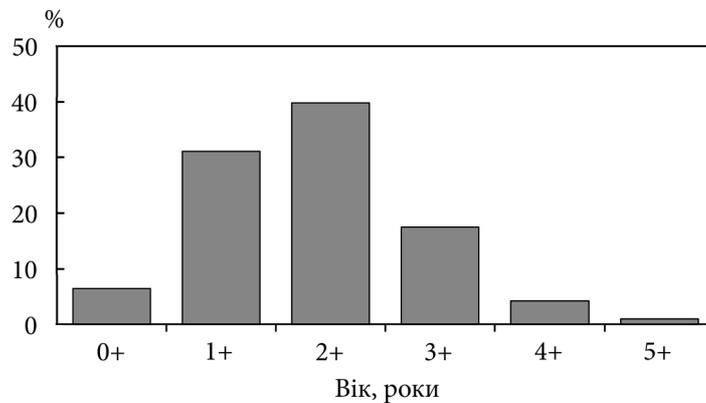


Рис. 1. Віковий склад шпрота з тралових уловів у північно-західній частині Чорного моря в період 2017—2021 рр.

домінували риби віком один-два роки (1—2+), частка яких в середньому становила 70 % (рис. 1). Аналогічний віковий склад цього виду в тралових уловах спостерігався дослідниками також у водах Румунії, Болгарії та Туреччини [29, 44, 46].

Водночас, порівнявши наші результати з даними попередніх робіт, ми виявили, що протягом останніх 50 років шпрот в промислових уловах суттєво подрібнішав (рис. 2). Так, у 1975 р. середня довжина однієї особини цього виду в тралових уловах становила 101,8 мм, а переважаюча більшість риб (88 %) була представлена особинами довжиною 90—110 мм [26]. Тоді як під час нашого збору матеріалів у 2007—2021 рр. середня довжина однієї особини становила лише $82,2 \pm 7,9$ мм. Причому настільки низькі значення середньої довжини тіла риби спостерігалися нами протягом тривалого часу (рис. 3). Основу уловів нині формують значно дрібніші особини довжиною 70—95 мм, на частку яких припадає 89 % від усієї вибірки. З розмірного ряду шпрота повністю зникли особини з довжиною тіла 115—135 мм, хоча в 50—70-х роках минулого століття вони складали помітну частину промислових уловів [25].

Як і слід було очікувати, зменшення довжини тіла шпрота в сучасний період призвело і до значного зниження його вагових показників (рис. 4). Якщо 50 років тому маса тіла однієї особини знаходилася в межах 6—10 г, то в наших пробах цей параметр дорівнював $4,49 \pm 1,24$ г.

Важливим при цьому є той факт, що незважаючи на інтенсифікацію промислу шпрота, яка почалася з середини 1970-х років після впровадження на басейні тралового промислу, розмірно-ваговий склад уловів залишався відносно стабільним аж до 1995 р. Суттєве погіршення розмірних характеристик цього виду в західній частині моря стало відмічатися тільки на початку XXI ст., вже після значного скорочення чисельності риболовного флоту. Очевидно, що навіть найвищі обсяги промислового вилову шпрота раніше ніколи не позначалися негативно на розмірному складі промислової популяції.

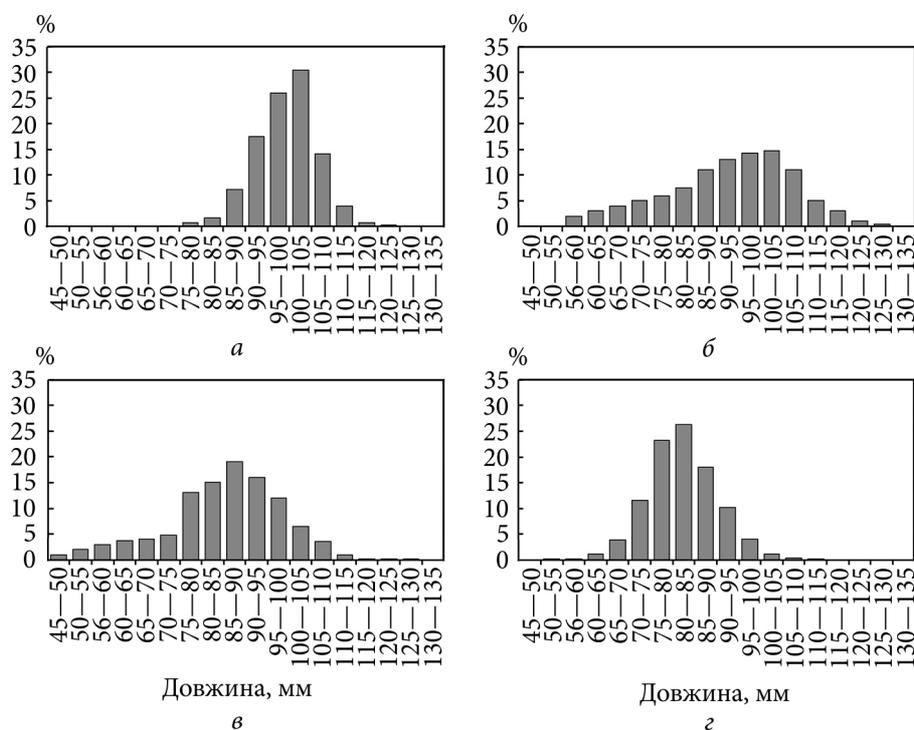


Рис. 2. Багаторічна динаміка розмірного складу шпрота на північному заході Чорного моря: *а* — 1969—1975 рр. [26]; *б* — 1976—1980 рр. [25]; *в* — 1990—1994 рр. [25]; *г* — 2017—2021 рр. (оригінальні дані)

Нами також було виявлено, що ближче до кінця кожного промислового сезону розмірний склад уловів ставав гіршим порівняно з першими місяцями промислу. У 2017—2021 рр. з травня по червень середня довжина тіла шпрота складала $82,01 \pm 8,34$ мм, а з липня по жовтень — $79,98 \pm 8,13$ мм. Ця відмінність була достовірною — $t = 16.06$, $df=11738,09$, $p = 0,0001$. У минулому столітті таке явище не відмічалось (рис. 5).

Розрахунки параметрів рівняння Берталанфі та коефіцієнтів рівняння залежності довжина — маса (*a*, *b*) за даними, зібраними нами, а також за опублікованими раніше С.Г. Юрьєвим [26] підтвердили зниження ростових характеристик шпрота на північному заході моря за останні п'ятдесят років (табл. 1). Відповідні криві, побудовані за допомогою цього рівняння, демонструють спільний для всіх вікових груп негативний характер змін (рис. 6). Співставлення наших результатів з даними болгарських, турецьких та румунських дослідників вказує на те, що в сучасний період шпрот на північно-західному шельфі відрізняється найнижчим темпом росту (табл. 1).

Отримані за допомогою рівняння Берталанфі показники були використані і для розрахунку коефіцієнта природної смертності (*M*). Виявилось, що порівняно з минулим століттям природна смертність шпрота стала вищою (табл. 2). При цьому сучасний рівень природної смертності

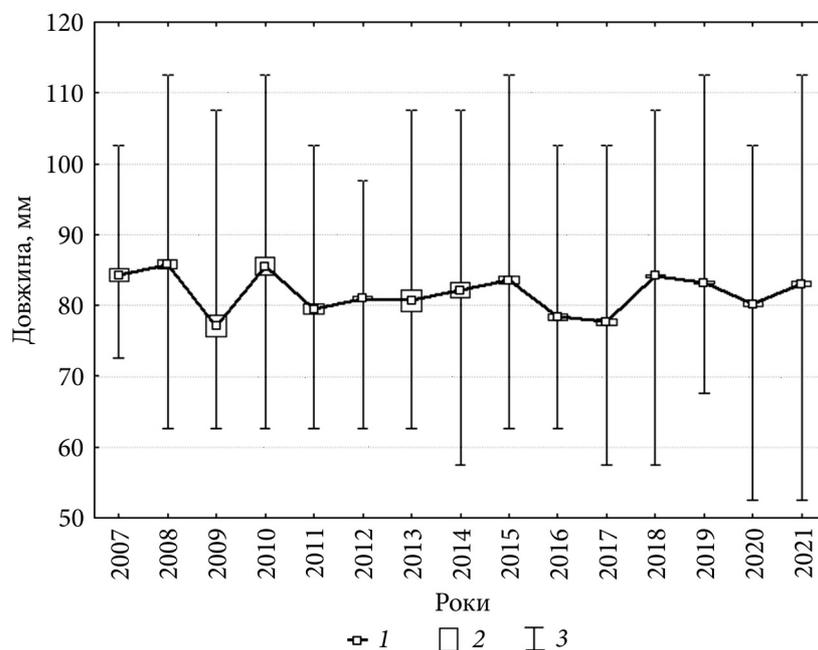


Рис. 3. Значення середньої довжини шпрота в тралових уловах в північно-західній частині Чорного моря в період з липня по жовтень 2007—2021 рр.: 1 — середнє значення; 2 — довірчий інтервал 95 %; 3 — мін. — макс.

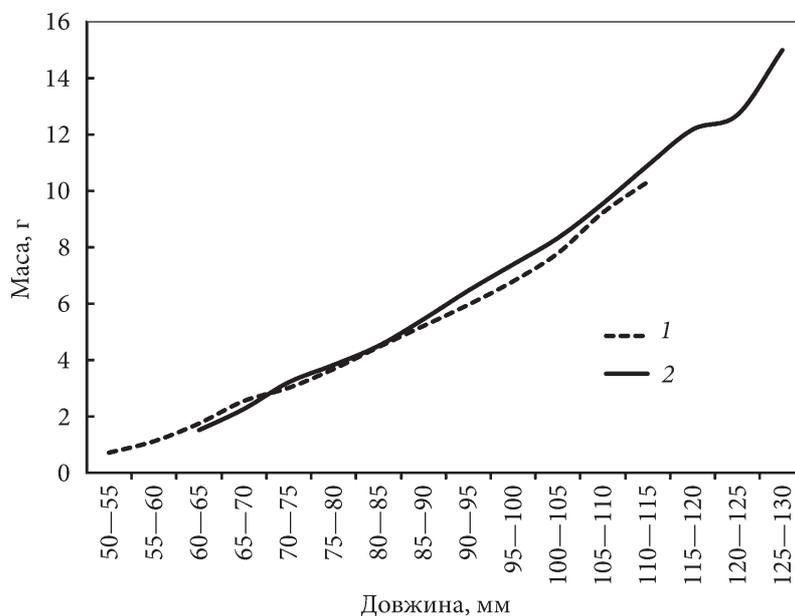


Рис. 4. Середні значення маси шпрота за розмірними групами: 1 — дані за період 2017—2021 рр., 2 — дані за 1975 р. [26]

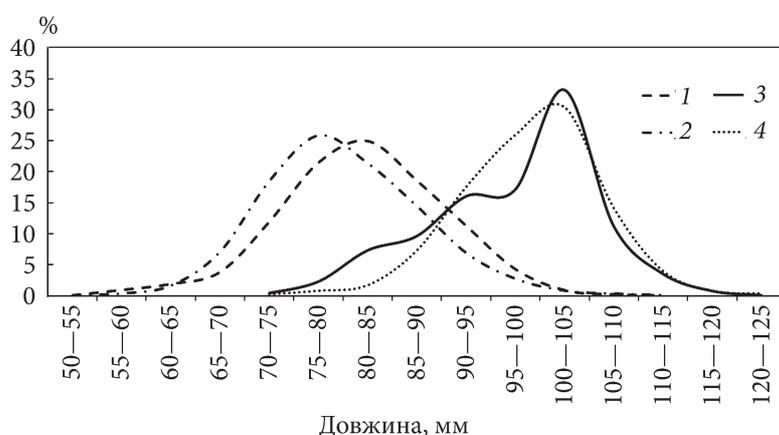


Рис. 5. Динаміка розмірного складу шпрота в північно-західній частині Чорного моря протягом промислового сезону: 1 — травень — червень 2017 — 2021; 2 — липень — жовтень 2017 — 2021; 3 — травень — червень 1975; 4 — липень — жовтень 1975. Дані за 1975 р. — за [26]

шпрота в наших водах мало відрізняється від значень цього показника, які нині наводяться для цього промислового об'єкта у водах Румунії, Болгарії та Туреччини [40, 53].

Настільки явне зменшення темпів лінійного і вагового росту у чорноморського шпрота, безсумнівно, пов'язано з погіршенням умов його нагулу. Оскільки основу кормової бази шпрота складає зоопланктон, вочевидь, слід звернути увагу на той факт, що впродовж останніх 35 років в Азово-Чорноморському басейні дослідники [2, 8] відмічають істотне зменшення біомаси кормового зоопланктону, яке розпочалось після випадкової інтродукції атлантичного реброплава мнеміопсиса *Mnemiopsis*

Таблиця 1

Параметри рівняння росту Берталанфі та коефіцієнти рівняння залежності довжина-маса (a, B) для шпрота в різних районах Чорного моря

Періоди	Райони моря	Показники					Джерела
		L_{∞}	k	t_0	A	B	
1975 р.	Північно-західна частина (Україна)	13,92	0,47	-0,412	0,0141	2,737	[26]
2017—2021 рр.	Північно-західна частина (Україна)	11,19	0,44	-0,768	0,0179	2,610	Наші дані
2016 р.	Північно-західна частина (Румунія)	11,578	0,257	-3,22	—	—	[53]
2010—2012 рр.	Південна частина (Болгарія)	12,89	0,14	-0,62	0,0039	3,070	[54]
2008—2011 рр.	Південна частина (Туреччина)	13,80	0,25	-1,36	0,0064	2,921	[40]

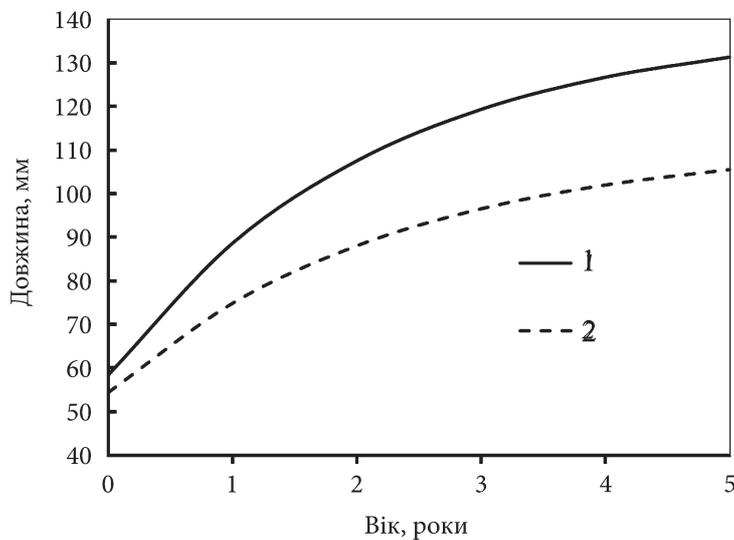


Рис. 6. Криві росту шпрота в північно-західній частині моря, побудовані за рівнянням Берталанфі: 1 — 1975 р.; 2 — 2017—2021 рр. Розрахунки для 1975 р. — за даними [26]

leidy (A. Agassiz 1865). Встановлено, що цей організм-вселенець став основним харчовим конкурентом для цілої низки риб-планктофагів, що призвело до падіння їхніх запасів і обсягів вилову [21, 31]. Скорочення кормового раціону було відмічено і для шпрота [6, 7]. Підвищена конкуренція за їжу з мнеміопсисом навесні і на початку літа цілком пояснює і наведений вище факт зниження довжини тіла риби в другій половині промислового сезону. Очевидно, особини групи поповнення (цьоголітки і однолітки), які в середині літа переходять від мешкання на поверхні моря до придонного способу життя, в сучасний період вже не досягають звичайних показників лінійного росту.

Оцінка стану ресурсу шпрота методами математичного моделювання. Моделювання методом LBB дозволило нам отримати оцінку стану промислового ресурсу шпрота у водах північно-західної частини моря на основі даних про його розмірний склад. Налаштування моделі здійснювали, використовуючи характеристики лінійного росту та природної смертності даного виду (табл. 1). Визначене за допомогою моделі LBB мінімаль-

Таблиця 2

Коефіцієнти природної смертності шпрота в північно-західній частині Чорного моря

Періоди	Вік						усі вікові групи
	0+	1+	2+	3+	4+	5+	
1975 р.	1,88	1,03	0,77	0,66	0,60	0,57	0,91
2017—2021 рр.	1,98	1,36	0,89	0,71	0,62	0,58	1,02

не значення середньої довжини особин в уловах (L_{opt}), при якій шпрот може видобуватись довгий час без шкоди для популяції, склало 62 мм. В той же час фактична середня довжина риб в наших уловах виявилась суттєво більшою — $82,3 \pm 7,8$ мм. Проведена оцінка селективності лову по відношенню до різних розмірних груп шпрота показала, що в кутці різноглибинного трала з розміром вічка 8 мм утримується лише 50 % риб довжиною 72 мм (рис. 7). Відповідно, частка риб меншої довжини в уловах таких тралів буде ще нижчою. Повне утримання тралом може мати місце лише для риб довжиною більше 82 мм, які відносяться до вікових груп 1—2+. Фактично, саме такі особини найбільш масово представлені в уловах (див. рис. 1).

Розрахована моделлю LBB теоретична асимптотична довжина в популяції шпрота, при збереженні рівня якої забезпечується стійке відтворення його популяції ($L_{inf\ prior}$), склала 112 мм. Цей результат близько відповідає значенню цього показника, отриманого нами на емпіричних даних за допомогою рівняння Бергаланфі (див. табл. 1). Водночас у ході моделювання було виявлено позитивну динаміку асимптотичної довжини шпрота на відрізку часу від 2015 р. до 2021 р. — цей показник виріс від 11,5 см до 11,8 см. Отже, результати моделювання щодо показників росту риби вказують на те, що сучасний промисел у північно-західній частині моря сам по собі не можна вважати причиною негативних процесів у популяції. Це було підтверджено також оцінками смертності та біомаси. Впродовж 2015—2021 рр. співвідношення коефіцієнтів промислової і природної смертності шпрота (F/M) зменшилось з 1,74 до 0,63. Паралельно з цим, з 0,26 до 0,58 виросло значення коефіцієнта відносної біомаси (відношення поточної біомаси до біомаси, якої популяція може досягнути в цій частині басейну за відсутності промислу, B/B_0) (рис. 8). При цьому було перевищено оптимальне значення цього показника, яке в нашому випадку дорівнює 0,35.

Відношення поточної біомаси до біомаси, рівень якої забезпечує стійкий довгостроковий вилов без вичерпання запасу (B/B_{MSY}), станом на 2021 р. склало 1,6. Усе це свідчить про те, що експлуатація ресурсу шпрота українськими рибодобувними підприємствами здійснюється на рівні, який значно нижче за гранично допустимі обсяги.

Про незначний вплив промислу на чисельність популяції шпрота в північно-західній частині моря свідчать і оцінки, отримані нами раніше за допомогою моделі SS3 [9]. Моделювання, проведене цим методом для періоду 2005—2021 рр., включало більш широкий, ніж для моделі LBB, набір вхідних параметрів, зокрема дані про річні улови, улови на зусилля, розмірно-масовий та віковий склад промислових уловів. За результатами цих розрахунків виявилось, що нерестова біомаса шпрота в північно-західній частині моря у 2021 р. склала 10,4 тис. т. Значення максимально допустимого вилову, який не спричинить надмірної експлуатації цього ресурсу, становило 3,8 тис. т. Середнє значення миттєвого коефіцієнту промислової смертності F для переважаючих в уловах вікових груп (1—3+) в цьому році склало — 0,50, що нижче критерія F_{MSY} . Рівень про-

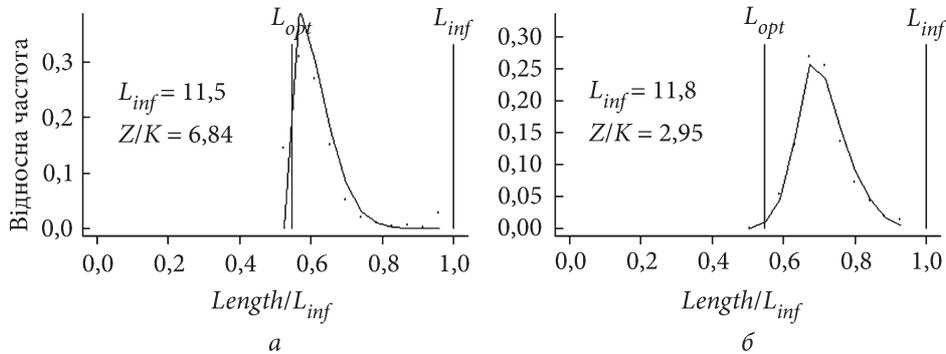


Рис. 7. Показники розмірної структури шпрота в північно-західній частині моря в 2015 (а) і 2021 (б) рр. По осі Y — відносна частота зустрічальності окремих розмірних груп. По осі X: $Length/L_{inf}$ — відношення спостережуваної довжини до асимптотичної; L_{opt} — мінімальна оптимальна довжина для вилучення

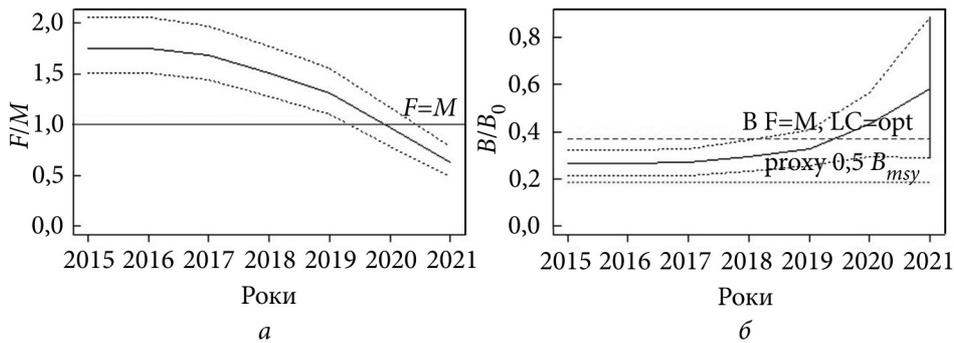


Рис. 8. Аналіз співвідношення промислової смертності до природної — F/M (а) та відносної біомаси — B/B_0 (б) шпрота в північно-західній частині Чорного моря в 2015—2021 рр.

мислової експлуатації (E) виявився нижче ніж рекомендоване значення для короткоциклічних пелагічних видів риб (0,4) і становив 0,37. Обчислений моделлю SS3 показник індексу SPR (Spawning Potential Ratio) за весь досліджуваний період перевищував 0,75, що також відповідає низькому рівню експлуатації запасу [9].

Відсутність надмірного промислового вилучення для цього об'єкта загалом по чорноморському басейну було показано і за підсумками математичного моделювання, виконаного Робочою групою з оцінки запасів в Чорному морі (WGBS) Генеральної Комісії з рибальства в Середземному морі (GFCM), за участю авторів даної роботи. В ході цієї оцінки використовувалися дані, надані всіма причорноморськими країнами. Нерестова біомаса всього ресурсу у 2020 р. склала 191 тис. т. Коефіцієнт промислової смертності (F) для всього запасу в Чорному морі склав 0,53, що виявилось нижче за рівень F_{MSY} 0,64, який відповідає максимально стійкому улову

[36]. Коефіцієнт промислової експлуатації (E) не досягав допустимого рівня і становив 0,36. Таким чином, стан загального запасу шпрота в Чорному морі був визначений як помірно експлуатований.

Динаміка запасу шпрота в північно-західній частині моря і фактори, які її визначають. Наведені вище оцінки запасу шпрота як для всього Чорного моря, так і для його північно-західної частини виявились суттєво нижчими за ті, які були отримані в минулому столітті при акустичних і тралових зйомках. Так наприклад, під час наймасштабнішої зйомки ПівденНІРО з ехоінтегратором у 1980—1981 рр. біомаса скупчень у північній половині моря та в районі кавказького узбережжя в сумі була оцінена в межах 800—900 тис. т [3, 4]. Причому тільки в північно-західній частині басейну було обраховано 683 тис. т. Отримані в ті роки оцінки демонстрували, що чорноморський шпрот займає провідну позицію за чисельністю серед усіх видів риб у басейні. Високий рівень біомаси шпрота — до 700 тис. т реєструвався в зоні України аж до кінця минулого століття [24].

Як і слід було очікувати, зміни в запасі цього об'єкта завжди серйозно впливали на міжрічну динаміку уловів (табл. 3).

У першій половині ХХ ст. лов шпрота в Чорному морі відбувався переважно в його північно-західній частині стаціонарними знаряддями прибережного лову — ставними неводами. До 1975 р. річні улови тут були найбільшими порівняно з іншими районами моря і в окремі роки перевищували 4 тис. т. (сумарний вилов СРСР та Румунії). У перші ж роки застосування тралового лову обсяг вилову шпрота чорноморськими країнами зріс більш ніж вдесятеро, склавши 84,5 тис. т. у 1980 р. (див. табл. 3). Незважаючи на ріст рівня експлуатації, улови цього виду залишались стабільно високими і в 1989 р. досягнули 105,3 тис. т.

Як показали гідроакустичні зйомки, успішному розвитку промислу в ті роки сприяла та обставина, що у теплу пору року косяки шпрота зустрічалися на північно-західному шельфі на площі, яка перевищувала дві тисячі квадратних миль. Навесні та восени скупчення трималися ближче до південного звалу шельфу, а в середині літа здебільшого переміщалися на глибини 18—30 м. Висота косяків шпрота нерідко сягала 20—25 метрів, а їхня протяжність становила кілька сотень метрів. Вилов шпрота, хоча і в менших масштабах, здійснювався і в холодну пору року: восени — зазвичай до середини грудня і навесні — починаючи з березня.

Слід зазначити, що у 70—80-ті роки минулого століття величезної чисельності досягала не тільки популяція шпрота. На високому рівні були і ресурси інших дрібних промислових риб, особливо анчоуса (хамси) *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) і дрібної форми ставриди *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868). Можна припускати, що зростанню їхньої чисельності сприяло зникнення в північній половині моря таких хижаків, як пеламіда *Sarda sarda* (Bloch, 1793) та скумбрія *Scomber scombrus* (Linnaeus, 1758). Зникла і велика форма ставриди [20]. Така трансформація морського іхтіоценозу в той період відбулася внаслідок суттєвого збільшення господарської діяльності людини на прилеглих до моря ді-

Таблиця 3
Улови шпрота причорноморськими країнами в 1950—2022 рр. [34]

Роки	Болгарія	Російська Федерація	Румунія	СРСР	Туреччина	Україна
1950	—	—	—	1,2	—	—
1951	—	—	—	1,7	—	—
1952	—	—	—	0,7	—	—
1953	—	—	—	0,7	—	—
1954	—	—	—	4,4	—	—
1955	—	—	—	0,8	—	—
1956	—	—	—	4,3	—	—
1957	—	—	—	3,2	—	—
1958	—	—	—	2,1	—	—
1959	—	—	—	2,6	—	—
1960	—	—	—	1,2	—	—
1961	—	—	—	0,3	—	—
1962	—	—	—	1,8	—	—
1963	—	—	—	1,0	—	—
1964	0,9	—	—	3,7	—	—
1965	1,1	—	—	4,0	—	—
1966	0,2	—	—	2,0	—	—
1967	0,7	—	—	1,3	—	—
1968	1,2	—	1,7	1,7	—	—
1969	1,1	—	0,9	0,6	—	—
1970	1,4	—	2,7	0,4	—	—
1971	2,5	—	2,5	0,8	—	—
1972	3,0	—	2,3	0,9	—	—
1973	3,4	—	2,2	0,9	—	—
1974	4,5	—	1,2	0,5	—	—
1975	5,6	—	0,7	0,8	—	—
1976	7,2	—	1,6	1,6	—	—
1977	8,8	—	1,5	6,7	—	—
1978	10,6	—	1,5	22,8	—	—
1979	13,5	—	2,3	57,9	—	—
1980	16,6	—	1,0	66,9	—	—

Продовження табл. 3

Роки	Болгарія	Російська Федерація	Румунія	СРСР	Туреччина	Україна
1981	18,9	—	2,3	75,1	—	—
1982	16,5	—	3,0	56,3	—	—
1983	12,0	—	3,4	25,5	—	—
1984	13,9	—	4,5	24,1	—	—
1985	15,9	—	6,8	28,8	—	—
1986	11,7	—	9,0	43,1	—	—
1987	11,0	—	9,5	45,3	—	—
1988	6,2	—	6,5	54,2	—	—
1989	7,4	—	8,9	89,0	—	—
1990	2,7	—	3,2	48,0	—	—
1991	2,7	—	0,7	15,0	—	—
1992	2,4	3,2	2,1	—	—	11,5
1993	2,2	0,7	2,4	—	—	9,2
1994	2,2	1,0	2,2	—	—	12,6
1995	2,9	1,3	2,0	—	—	15,2
1996	3,5	1,5	2,0	—	—	20,7
1997	3,6	0,7	3,3	—	—	20,2
1998	3,3	1,2	3,3	—	—	30,3
1999	3,6	4,5	1,9	—	—	29,2
2000	1,7	5,5	1,8	—	—	32,7
2001	0,7	11,1	1,8	—	1,0	49,0
2002	11,6	11,2	1,6	—	2,1	45,5
2003	9,2	21,0	1,2	—	6,0	31,4
2004	2,9	14,3	1,4	—	5,4	30,9
2005	2,6	13,9	1,5	—	5,5	35,7
2006	2,7	10,6	0,5	—	7,3	21,3
2007	3,0	6,8	0,2	—	11,9	18,0
2008	4,3	7,8	0,2	—	39,3	21,1
2009	4,6	8,7	0,1	—	53,4	24,6
2010	4,0	5,9	0,0	—	57,0	24,7
2011	4,0	5,1	0,1	—	87,1	24,4

Продовження табл. 3

Роки	Болгарія	Російська Федерація	Румунія	СРСР	Туреччина	Україна
2012	2,8	3,9	0,1	—	12,1	15,8
2013	3,8	3,1	0,1	—	9,8	12,9
2014	2,3	10,3	0,1	—	41,6	2,1
2015	3,3	26,4	0,1	—	77,0	2,2
2016	2,3	24,5	0,0	—	50,2	1,7
2017	3,2	14,8	0,0	—	34,0	2,2
2018	3,2	13,7	0,0	—	20,1	1,6
2019	4,6	17,9	0,0	—	38,1	1,4
2020	1,6	18,3	0,0	—	26,8	2,0
2021	3,5	21,1	0,0	—	28,0	1,7
2022	1,6	9,9	0,1	—	11,2	0,0

Примітка. «—» — дані відсутні.

лянках суші. Зростання споживання прісної води на водозбірній площі басейну через створення водосховищ призвело не тільки до зменшення обсягів, а й до сезонного перерозподілу річкового стоку. Це спричинило почастищення виникнення заморних явищ [1, 18, 19]. Паралельно в море потрапляли величезні обсяги мінеральних добрив з полів та широкий спектр токсичних сполук разом із стоками промислових підприємств [55]. Найсильніше це позначилось саме на чутливих до якості водного середовища великих пелагічних хижаках, які уникали забруднених вод. Їхні ареали скоротилися — вони залишилися переважно тільки у південній частині моря. Це й сприяло зростанню біомаси дрібних короткоциклічних риб в той період.

Втім, в подальшому жорстка харчова конкуренція, яка виникла після розповсюдження реброплава мнеміопсиса в пелагічному угрупованні, призвела до загального погіршення умов проживання для морських гідробіонтів. Було зареєстровано катастрофічні зміни у морській екосистемі на всіх трофічних ланках — від фіто- і зоопланктону до риб та дельфінів [22, 47, 48]. Постраждали і промислові ресурси. Спочатку було відмічено скорочення запасів таких важливих для промислового рибальства об'єктів, як анчоус, ставрида та тюлька *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840), що пояснюється збігом часу літнього нагулу цих риб з періодом максимального зростання біомаси мнеміопсиса [20, 21, 22, 23, 32]. Рибодобувні та переробні підприємства в умовах практично повної відсутності цих найважливіших джерел сировини опинились у стані колапсу. Паралельно з цим, внаслідок розпаду СРСР, почалась економічна криза у

країнах, які раніше в нього входили, що призвело до стрімкої деградації риболовної галузі і подальшого скорочення промислового флоту. Останнє викликало зниження вилову шпрота в Чорному морі, хоча його запаси у той період не так серйозно страждали від впливу мнеміопсиса. Спочатку реброплав-вселенець не відмічався у водах зі зниженою температурою, яким віддає перевагу шпрот. Улови на зусилля залишалися стабільними [22]. До середини 1990-х років, поступово оговтуючись від раптового економічного занепаду, українська рибна промисловість почала відновлюватись, а разом з цим став зростати і вилов шпрота в наших водах (див. табл. 3).

Сталий стан запасу шпрота, в умовах падіння запасів інших масових видів риб, зумовив інтерес до його освоєння також у країні з найбільш розвиненою рибною промисловістю — Туреччині. На початку 2000-х років Туреччина почала розвивати лов шпрота близнюковими пелагічними тралами, з розкриттям гирла, яке досягає кількох десятків метрів. Це дозволило турецькому флоту в холодну пору року обловлювати розсіяні скупчення шпрота в південній глибоководній частині Чорного моря. У 2011 р. завдяки розвитку промислу в Туреччині вилов цієї риби в цілому по басейну досягнув свого історичного максимуму — 120,7 тис. т.

Поява в 1997 р. у басейні іншого вселенця — реброплава берое *Beroe ovata* (Bruguière, 1789) [41], який є хижаком по відношенню до мнеміопсиса, певною мірою покращила умови нагулу для літньо-нерестуючих риб — анчоуса, ставриди, барабулі *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758), кефалей *Mugilidae* та ін. Їхні личинки та мальки з'являються в середині літа, коли берое вже починає активно споживати мнеміопсиса і ситуація з кормовою базою стає кращою. Однак основний нагул мальків і дорослих особин шпрота припадає на більш ранні місяці, коли берое ще відсутній в пелагіалі північної половини моря. З цієї причини з початку весни і до середини червня мнеміопсис може становити серйозну харчову конкуренцію шпроту. Не можна виключати навіть адаптацію мнеміопсиса до проживання в умовах впливу хижака, яка відбулась в останні роки. Вірогідно, мнеміопсис виявився здатним швидко нарощувати свою чисельність і найбільшою мірою споживати зоопланктон у період весняного підйому його біомаси. Саме цей період року є найважливішим для накопичення жирових запасів у тілі шпрота, які в нормі повинні досягати максимуму до липня [51]. Скорочення вмісту жиру в тілі шпрота не може не позначатися на відтворювальній здатності популяції. До того ж, низький рівень жиронакопичення, як правило, перешкоджає нормальному перебігу процесів формування щільних косяків, оскільки виснажена риба триваліший час тримається розріджено і продовжує пошук їжі в товщі води [21, 50].

Безумовно, в поточному столітті на уловах шпрота відображались і флуктуації урожайності його окремих поколінь. Однак після 2016 р. для всіх країн басейну спостерігається стійке падіння уловів. Проте оцінки впливу промислу на загальний запас в Чорному морі, які були проведені GFCM, не виявили факту надмірної експлуатації ресурсу.

В північно-західній частині Чорного моря у поточному столітті відбувалося особливо серйозне погіршення стану цього ресурсу. Найбільш показовим в цьому плані став береговий лов шпрота ставними неводами. Як відомо, до початку активного застосування тралів, цей промисел в північно-західній частині моря забезпечував близько 90 % загального вилову шпрота всіма країнами регіону. В 1965—1975 рр. в зоні СРСР тут працювало від 50 до 186 ставних неводів. Річний улов одного такого знаряддя в цей час становив близько 20 т [26]. Відповідно, загальний вилов цими пасивними знаряддями досягав кількох тисяч тон на рік. Після 2015 р. річний улов всіх ставних неводів в цьому районі впав до рівня менше 70 т. Через низьку рентабельність даного виду промислу українські рибодобувні підприємства скоротили кількість ставних неводів на узбережжі більше ніж у 20 разів — до 5—7 одиниць.

Спостереження, які в останнє десятиліття проводились нами на судах для тралового лову шпрота, також свідчать про неблагополучну ситуацію як зі станом запасу, так і з промисловою обстановкою. Насамперед, значно скоротились площі придонних скупчень цього виду, які придатні для лову тралами. Промислові судна почали витрачати значно більшу кількість часу для пошуку косяків риби. У найбільш сприятливу для тралового промислу літню пору протяжність придонних косяків в останні роки не перевищувала 50—100 м при висоті до 2 м. На великому мілководному шельфі поблизу о. Зміїний, де сорок років тому відмічалися найщільніші скупчення шпрота біомасою до 92 тис. т [3, 4], нині промислові судна перестали вести лов через відсутність риби. Сезон промислу тралами скоротився більш ніж удвічі через те, що скупчення шпрота зовсім перестали відмічатися в холодну пору року. Відносно ефективний лов зберігся тільки в період найбільшого прогрівання води — з червня до середини жовтня. Тільки в ці місяці нечисленна риба утворює в придонних шарах води придатні для облову концентрації.

Скупчення шпрота, що спостерігались останніми роками в районах роботи промислових суден на ділянці шельфу, розташованій на північ від паралелі, що проходить через гирло Дністровського лиману, і на захід від Каркінітської затоки, були експертно оцінені на основі даних про щільність косяків шпрота, отриманих нами у минулих зйомках ПівденНІРО. Для цієї приблизної оцінки використовували проміри висоти шару риби і площі скупчень, які проводили за допомогою рибопошукових ехолотів. З огляду на те, що найчастіше косяки шпрота мають щільність у межах 15—30 екз/м³, визначили, що навіть у найсприятливіші для лову дні біомаса риби на цьому шельфі не перевищує 3500—5000 т. Настільки низька порівняно з періодом 1980—1990-х років оцінка додатково свідчить про серйозну деградацію ресурсу шпрота. Суттєве скорочення біомаси шпрота в основному районі лову жодним чином не могло статися внаслідок надмірної експлуатації запасу, оскільки в останні два десятиліття чисельність рибодобувних суден в Україні постійно зменшувалась і у 2019—2021 рр. не перевищувала 7—8 одиниць, які були представлені малотонажними траулерами застарілої конструкції.

Таким чином, вся історія розвитку і подальшої деградації промислу шпрота в північно-західній частині моря пов'язана з рядом змін сировинного ресурсу, які зумовлені антропогенними чинниками, не пов'язаними з рибальством. Дослідження останніх років показують, що мнеміопсис став проникати на великі глибини і завдавати серйозної шкоди кормовій базі дорослих особин шпрота, яка формується великими холодолюбними копеподами [6, 7]. В окремі роки високі показники біомаси мнеміопсиса в північно-західній частині моря стали реєструватися і в холодну пору року [39]. Саме в цей сезон шпрот розподіляється ближче до поверхні моря. Нам також доводилося спостерігати, після відносно теплих зим, появу великих особин мнеміопсиса в прибережній зоні моря вже у квітні-травні, що збігається з періодом інтенсивного нагулу шпрота. При цьому хижак, що споживає мнеміопсиса, — реброплав береоє реєструвався не раніше початку липня. Доволі вірогідно, що інший вселенець — рапана *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) також опосередковано негативно вплинув на динаміку популяції шпрота. Різке збільшення чисельності цього молюска після 2010 р. в північно-західній частині моря призвело до суттєвого скорочення біомаси молюсків-фільтраторів. Найбільш сильно при цьому постраждали поселення мідій *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819), чисельність яких вже і так була підірвана регулярним розвитком заморних явищ [18]. Виїдання цих двостулкових молюсків рапаною практично знищило їхні поселення в багатьох районах моря. За результатами останніх зйомок, біомаса рапани в північно-західній частині моря досягла вельми високого рівня — 72 тис. т, що свідчить про колосальну кількість кормових об'єктів, яка нею споживається [10]. Зниження фільтраційного потенціалу моря, в свою чергу, призвело до порушення процесів седиментації і деструкції органічних речовин в шельфовій зоні. Щорічний бурхливий розвиток з наступним за ним відмиранням донних водоростей макрофітів у весняно-літню пору, який відмічається в останні два десятиліття, — ще одне явище, внаслідок якого відбувається збільшення кількості розчиненої у воді органіки і детриту [12]. Ці чинники спричиняють зростання рівня вторинної евтрофікації і заморні явища в літню пору року. Великі зони з ознаками сірководневого зараження та загиблими донними організмами були відмічені нами на глибинах 20—35 м в ході тралових зйомок у 2020—2021 рр.

Погіршення якості морського середовища негативно позначається на умовах мешкання гідробіонтів, зокрема на нагулі і нересті багатьох видів риб, включно зі шпротом. Вірогідно, що в наш час північно-західна частина Чорного моря стала відігравати значно меншу роль у формуванні запасів промислових риб, серед них і шпрота. З огляду на те, що улови цього виду українськими добувними підприємствами в останні роки становлять менше 4 % від загального вилову в Чорному морі, можна зробити висновок, що ніякі обмеження промислу в наших водах не дозволять запасу відновитись. Тому видобуток шпрота у водах України слід здійснювати без встановлення ліміту на вилов.

Висновки

Визначено, що порівняно з минулим століттям в уловах шпрота суттєво знизилась частка великих риб. Модальний розмір зменшився на 20 мм. Нині 89 % риб в уловах представлені особинами довжиною 75—90 мм. Це виявилось наслідком суттєвого зниження темпу росту у даного виду за останні 50 років. Зростання коефіцієнта природної смертності від 0,91 до 1,02, в умовах низької чисельності хижаків, свідчить про погіршення умов мешкання шпрота.

Оцінки стану популяції шпрота за допомогою моделі LBB вказують на те, що промислове виловлення в сучасний період не перевищує допустимого рівня експлуатації. Співвідношення коефіцієнтів промислової і природної смертності шпрота (F/M) в 2021 р. склало 0,63, а відношення поточної біомаси до біомаси, якої популяція може досягнути в цій частині басейну за відсутності промислу (B/B_0), дорівнювало 0,58, що також свідчить про відсутність загрози перелову.

Погіршення стану ресурсу шпрота в північно-західній частині Чорного моря відбулось, насамперед, внаслідок масштабних змін в морській екосистемі, які викликані господарською діяльністю людини. Найбільш негативно на чисельності популяції шпрота позначилась випадкова інтродукція з баластними водами в Чорне море планктофага реброплава мнеміопсиса. Негативний вплив на запаси шпрота харчової конкуренції з цим представником желетілого планктону проявився лише через певний час після його вселення. Ряд інших чинників, таких як зниження фільтраційного потенціалу моря після розповсюдження іншого вселенця — рапани та масовий розвиток і подальше за ним відмирання макрофітів, підсилюють евтрофікацію і заморні явища. Це також може негативно позначатись на стані ресурсу цього виду.

Сучасний рівень вилову шпрота Україною становить лише незначну частину від загального улову чорноморських країн. Обмеження промислового навантаження щодо цього об'єкта не буде являтися ефективною мірою для відновлення його запасів. Вилов шпрота в українських водах повинен здійснюватися без обмежень за рівнем вилову.

За останні 40 років біомаса скупчень шпрота на шельфі північно-західної частини моря скоротилася в десятки разів і нині не перевищує 5 тис. т. Тривалість промислового сезону, протягом якого шпрот перебуває в щільних косяках, придатних для облову, також скоротилася до двох-трьох з половиною місяців. Ці обставини серйозно перешкоджають розвитку українського промислу.

Список використаної літератури

1. Берлинский Н.А., Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И. Проблемы антропогенного эвтрофирования и развития гипоксии в северо-западной части Черного моря. *Экология моря*. 2003. Вып. 63. С. 17—22.
2. Виноградов М.Е., Шушкина Э.А., Мусаева Э.И., Сорокин Ю.И. Новый вселенец в Черное море — гребневик *Mnemiopsis leidyi*. *Океанология*. 1992. Т. 29, № 2. С. 293—299.

3. Галузо А.Г., Артемов А.Г. Оценка биомассы черноморского шпрота по данным гидроакустических съёмок. Информационное и математическое обеспечение исследований сырьевой базы. *Сб. науч. трудов ВНИРО*. 1985. С. 129—135.
4. Галузо А.Г., Чащин А.К., Артемов А.Г. Математическая обработка результатов эхометрической съёмки скоплений черноморского шпрота. *Рыб. хозяйство*. 1982. № 5. С. 59—61.
5. Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР / под ред. А.И. Симонова, Рябининой А.И., Гершановича Д.Е. Санкт-Петербург: Гидрометеоиздат, 1992. Т. 4: Черное море, вып. 2. Гидрохимические условия и океанографические основы формирования биологической продуктивности. 219 с.
6. Глущенко Т.И. Роль гребневика *Mnemiopsis leidyi* в летнем питании черноморского шпрота. *Тр. ЮгНИРО*. 2012. Вып. 50. С. 102—105.
7. Глущенко Т.И., Чащин А. К. Особенности питания черноморского шпрота *Sprattus sprattus phalericus* (Risso) (Pisces: Clupeidae) и формирование его нагульных скоплений. *Морський екол. журн.* 2008. Т. 7, № 3. С. 5—14.
8. Гребневик *M. leidyi* (A. Agassiz) в Азовском и Черном морях: биология и последствия вселения / под ред. С.П. Воловика. Ростов н/Д: БКН, 2000. 500 с.
9. Гулак Б.С. Оцінка стану популяцій та допустимих рівнів експлуатації основних промислових риб та безхребетних в північно-західній частині Чорного моря: дис. ... докт. філософ. Одеса, 2023. 191 с.
10. Гулак Б.С., Леончик Є.Ю., Снігірьов С.М., Чащин О.К. Стан промислового ресурсу рапани *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) на прибережних ділянках північно-західної частини Чорного моря. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 60. № 2. С. 40—63.
11. Дехник Т.В., Дука Л.А., Калинина Э.М. и др. Размножение и экология массовых рыб Черного моря на ранних стадиях онтогенеза. Киев: Наук. думка, 1970. 211 с.
12. ДП Одеський центр ПівденНІРО. Оцінка стану запасів водних біоресурсів на морському шельфі у північно-західній частині Чорного моря та внутрішніх рибогосподарських об'єктах (їх частинах) загальнодержавного значення північно-західного Причорномор'я для визначення можливих лімітів і прогнозів допустимого вилову водних біоресурсів і розробка оптимальних режимів їх рибогосподарської експлуатації. Одеса: ОдЦ ПівденНІРО, 2021. 103 с. № ДР 0121U112538
13. Мовчан Ю.В. Рыбы Украины. Київ: Золоті Ворота, 2011. 420 с.
14. Основы биологической продуктивности Черного моря / под общ. ред. В.Н. Грезе. Киев: Наук. думка, 1979. 392 с.
15. Световидов А.Н. Рыбы Черного моря. Москва; Ленинград: Наука, 1964. 551 с.
16. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология / отв. ред. Ю.П. Зайцев, Б.Г. Александров, Г.Г. Миничева. Киев: Наук. думка, 2006. 701 с.
17. Состояние биологических ресурсов Черного и Азовского морей. Справочное пособие / под ред. В. Н. Яковлева. Керчь: Изд-во ЮгНИРО, 1995. 64 с.
18. Фащук Д.Я., Самышев Э.З., Себах Л.К., Шляхов В.А. Формы антропогенного воздействия на экосистему Черного моря и ее состояние в современных условиях. *Экология моря*. 1991. Вып. 38. С. 19—28.
19. Фащук Д. Я., Себах Л. К. Вклад физических и гидрохимических факторов в процесс развития придонной гипоксии на северо-западном шельфе Черного моря. *Океанологические и рыбохозяйственные исследования Черного моря*. Москва, 1985. С. 19—99.
20. Чащин А.К. Основные результаты исследований пелагических ресурсов Азово-Черноморского бассейна. *Тр. ЮгНИРО*. 1997. Вып. 43. С. 60—67.
21. Чащин А.К. Состояние промысловых популяций пелагических рыб Черного моря. Екологічні проблеми Чорного моря: Матеріали Міжнар. наук.-практ. конф., м. Одеса (31 трав. — 1 черв. 2007 р., Одеса). Одеса, 2007. С. 369—373.
22. Чащин А.К., Гришин А.Н., Дубовик В.Е., Патюк В.В. Межгодовая и сезонная динамика развития гребневика мнемипсиса *Mnemiopsis leidyi* и его влияние на ресурсы пелагических рыб Азово-Черноморского бассейна. *Тр. ЮгНИРО*. 1996. Т. 42. С. 152—161.

23. Чашин А.К., Дубовик В.Е., Негода С.А., Чашина А.В. Состояние промысловых популяций азовских пелагических рыб в условиях воздействия желетельных гидробионтов-вселенцев. Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово-Черноморского региона: Материалы VII междунар. конф., г. Керчь (20—23 июня. 2012 г. Керчь). Керчь, 2012. С. 36—44.
24. Шляхов В.А., Чашин А.К. О состоянии запасов основных промысловых рыб Азовского и Черного морей в 2000 году и перспективах их промысла в 2002 году. *Тр. ЮзНИРО*. 2004. Вып. 45. С. 11—20.
25. Шляхов В.А., Шляхова О.В. Динамика структуры траловых уловов шпрота на украинском шельфе Черного моря и воздействие на нее природных факторов и рыболовства. *Там же*. 2011. Вып. 49. С. 12—33.
26. Юрьев С.Г. Черноморский шпрот. *Сырьевые ресурсы Черного моря*. Москва: Пищ. пром-сть, 1979. С. 73—92.
27. Юрьев С.Г., Старушенко Л.И. Динамика численности черноморского шпрота и методика прогнозирования его возможного вылова. *Тр. ВНИРО*. 1972. Т. 83. С. 212—220.
28. Ailloud L.E., Hoenig J.M. A general theory of age-length keys: combining the forward and inverse keys to estimate age composition from incomplete data. *ICES J. Marine Science*. 2019. Vol. 76, N 6. P. 1515—1523.
29. Avsar D. A stock differentiation study of the sprat (*Sprattus sprattus phalericus* Risso) off the southern coast of the Black Sea. *Fisheries Res.* 1994. Vol. 19, N 3—4. P. 363—378.
30. Balik İ. Comparatively Evaluation of the Sprat (*Sprattus sprattus*) Fisheries in the Whole of the Black Sea and in the Turkish Coast of the Black Sea. *Turkish J. Maritime and Marine Sci.* 2018. Vol. 4, N 1. P. 52—62.
31. Chashchin A.K. The anchovy and other pelagic fish stocks transformations in the AzovBlack Sea basin under environmental and fisheries impact: The Proceed. of the First Intern. Symp. on Fisheries and Ecology, Trabzon/Turkey. 1998. P. 1—10.
32. Chashchin A., Shlyakhov V., Dubovik V., Negoda S. Stock Assessment of Anchovy (*Engraulis encrasicolus* L) in Northern Black Sea and Sea of Azov. Chapter 6. In the book: Progressive Engineering Practices in Marine Resource Management / Ed. by: I. Zlateva, V. Raykov, N. Nykolov. IGI Global. 2015. P. 209—243.
33. Daskalov G. Using abundance indices and fishing effort data to tune catch-at-age analyses of sprat *Sprattus sprattus* L., whiting *Merlangius merlangus* L. and spiny dogfish *Squalus acanthias* L. in the Black Sea. *CIHEAM — Options Mediterraneennes*. 1998. Vol. 35. P. 215—228.
34. FAO. Statistics. GFCM (Mediterranean and Black Sea) capture production Quantity (1970—2022) URL: <https://www.fao.org/fishery/en/global-search?q=statistics%20en&lang=en>
35. Froese R., Winker H., Coro G. et al. A new approach for estimating stock status from length frequency data. *ICES J. Marine Science*. 2018. Vol. 75, N 6. P. 2004—2015.
36. GFCM. Report of Working Group on the Black Sea (WGBS) Ninth meeting Online, 28—30 July 2021. Rome: FAO, 2021. 57 p.
37. GFCM. Report of Working Group on the Black Sea Eighth meeting of the Subregional Group on Stock Assessment in the Black Sea (SGSABS) Online, 4—8 July 2022. Rome: FAO, 2022. 37 p.
38. Gislason H., Daan N., Rice J.C., Pope J.G. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish and Fisheries*. 2010. Vol. 11. P. 149—158.
39. Harcotă G.E., Timofte F., Tabarcea C., Bi inicu E. Gelatinous zooplankton along the Romanian shelf - qualitative and quantitative distribution during 2010—2013. *Cerchetări Marine*. 2017. Vol. 47. P. 178—184.
40. Kasapoğlu Nazlı. Age, growth, and mortality of exploited stocks: anchovy, sprat, Mediterranean horse mackerel, whiting, and red mullet in the southeastern Black Sea. *Aquat. Sc. Engineer*. 2018. Vol. 33, N 2. P. 39—49.

41. Konsulov A.S., Kamburska L.T. Ecological determination of the new Ctenophore — *Beroe ovata* invasion in the Black Sea. *Oceanology. Inst. Oceanol.*, 2. 1998. P. 195—198.
42. Martiradonna A. Modelli di Dinamica Delle Popolazioni Ittiche: Stima dei Fattori di Incremento e Decremento Dello Stock. Tesi di Laurea Magistrale, Dipartimento di Matematica, Universita di Bari. 2012.
43. Prodanov K., Daskalov G. Stock assessment of sprat (*Sprattus sprattus*) along Bulgarian Black Sea coast (1976—1990). *Rapports et Proces-Verbaux des Reunions*. 1992. P. 305.
44. Radu G., Anton E., Raykov V. et al. Sprat and turbot fisheries in the Bulgarian and Romanian Black Sea areas. *Cercetari marine*. 2010. Vol. 39. P. 191—210.
45. Radu G., Ţoţoiu A., Galaţchi M., Spînu A.D. Evolution of the Sprat Fishery at the Romania. *Marine Res. J.* 2016. Vol. 46, Iss. 1. P. 128—143.
46. Şahin T. Some biological characteristics of sprat (*Sprattus sprattus phalericus* Risso, 1826) on the Eastern Black Sea coast. *Turkish J. Zool.* 1999. Vol. 23, Iss. 5. P. 249—256.
47. Shiganova T.A. Invasion of the Black Sea by the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and recent changes in pelagic community structure. *Fisheries Oceanography*. 1998. Vol. 7, N 3. P. 305—310.
48. Shiganova T.A., Dumont H.J.D., Mikaelyan A.S. et al. Interaction between the Invading Ctenophores *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) and *Beroe ovata* Mayer 1912, and their Influence on the Pelagic Ecosystem of the Northeastern Black Sea. In: *Aquatic Invasions in the Black, Caspian, and Mediterranean Seas: The Ctenophores Mnemiopsis leidyi and Beroe in the Ponto-Caspian and other Aquatic Invasions*. Netherlands, Springer. 2004. P. 33—70.
49. Shlyakhov V., Daskalov G. Chapter 9. The state of Marine living resources. The state of key pelagic fishes // State of the Environment of the Black Sea (2001—2006/7). Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution (BSC). 2008. Istanbul, Turkey. Vol. 33. P. 321—336.
50. Shulman G.E., Love R.M. The Biochemical Ecology of Marine Fishes. In: *Advances in marine biology*. London: Acad. Press, 1999. 352 p.
51. Shulman G.E., Nikolsky V.N., Yuneva T.V. et al. Significance of physiological and biochemical approaches for Black Sea fishery investigations. *Intern. J. Natural and Engineer. Sci.* 2008. Vol. 2. P. 107—112.
52. STECF. Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) — Stock assessments in the Black Sea (STECF-17-14). Luxemburg : Publications Office of the European Union, 2017. 498 p.
53. Totoiu A., Galatchi M., Danilov C., Radu G. Evolution of the Sprat (*Sprattus sprattus* (Linnaeus 1758)) population at the Romanian littoral during 2008—2016. *Cercetări Marine-Recherches Marines*. 2017. Vol. 47, N 1. P. 205—221.
54. Tserkova F. Growth parameters of the Black Sea sprat (*Sprattus sprattus* L.) during the period November 2010 — March 2012 along the Bulgarian Black Sea coast. *Bulg. J. Agricul. Sci.* 2013. Vol. 19, N 1. P. 109—113.
55. Zaitsev Yu.P., Alexandrov B.G. Recent man-made changes in the Black Sea ecosystem: Abstr. of NATO Advanc. Res. Workshop on Sensitivity of North Sea, Baltic Sea and Black Sea to Anthropogenic and Climatic Changes (Varna, 14—18 Novem. 1995). Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. 1997. P. 25—31.

Надійшла 5.02.2025

B.S. Hulak, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine,
Pushkinska St., 37, Odesa, 65048, Ukraine
gulak.bogdan94@gmail.com
ORCID 0000-0002-5991-3715

Ye.Yu. Leonchik, PhD (Phys.-Math.), Associate Prof.,
I.I. Mechnikov Odesa National University,
Dvoryanska st., 2, Odesa, 65082, Ukraine,
leonchik@ukr.net
ORCID 0000-0003-1494-0741

O.K. Chashchyn, PhD (Biol.), Leading Researcher,
alchashchin@gmail.com
ORCID 0000-0002-4780-4044

THE STATE OF THE SPRAT *SPRATTUS SPRATTUS* (LINNAEUS, 1758) STOCK IN
UKRAINIAN WATERS IN THE NORTHWESTERN PART OF THE BLACK SEA

The data on the size, weight, age and sex composition of the sprat *Sprattus sprattus* in the northwestern part of the Black Sea were obtained on the basis of material collected on commercial vessels during 2007—2021. 27 951 individuals were analyzed in total. It was determined that the sprat population has undergone significant structural changes over the past 50 years. The proportion of large fish in the population has decreased compared to the 70s and 80s of the last century. The average size of one individual in the catches of midwater trawls decreased by 15—20 %. Compared to 1975, the asymptotic length of sprat, calculated using the Bertalanffy equation, decreased from 13.92 to 11.19 cm. There is also a decrease in the mass characteristics of this species. The decline in the growth rate of sprat has been caused by food competition with ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. The ratios of natural and fishing mortality rates (F/M) and biomass at the actual level and at the level of maximum sustainable yield (B/B_{MSY}) calculated using the LBB model were 0.63 and 1.6 respectively. The ratio of the current biomass to the biomass that sprat population could reach in this part of the basin in the absence of fishing (B/B_0) was 0.58. This indicates that the sprat stock is exploited at a level below the optimum and current fishing does not lead to a decline in the population. However, the biomass of commercial aggregations and catches in this area of the sea have decreased tenfold over the past two decades. The depression of the stock has led to a decrease in the number of pound nets and trawl vessels in fishing companies. The observed bad condition of this fish resource is related to the negative environmental changes in Ukrainian waters in the northwestern part of the Black Sea due to anthropogenic impact in recent years. Restrictions on commercial fishing will not improve the state of sprat population.

Key words: sprat, state of stock, age structure, northwestern part of the Black Sea.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 546.56:574.52

Н.Б. ЄСПОВА, к. б. н., доцент,
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
пр. Науки, 72, Дніпро, 49000, Україна
e-mail: yesipova.natalia@gmail.com
ORCID 0000-0003-1924-2547

Н.О. ХРОМИХ, к. б. н., ст. дослідник,
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
пр. Науки, 72, Дніпро, 49000, Україна
e-mail: khromykh2012@gmail.com
ORCID 0000-0003-3543-352X

Т.С. ШАРАМОК, к. с.-г. н., доцент,
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
пр. Науки, 72, Дніпро, 49000, Україна
e-mail: sharamok@i.ua
ORCID 0000-0003-3523-5283

О.М. МАРЕНКОВ, к. б. н., доцент,
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
пр. Науки, 72, Дніпро, 49000, Україна
e-mail: gidrobions@gmail.com
ORCID 0000-0002-3456-2496

Д.В. ЖУРАВЛЬОВ, аспірант,
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
пр. Науки, 72, Дніпро, 49000, Україна
e-mail: dzhuravlov01@gmail.com

І.О. ЧУМАКОВ, студент
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
пр. Науки, 72, Дніпро, 49000, Україна
e-mail: igors9061459@gmail.com

СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНИЙ СТАН ПЕЧІНКИ, ЗЯБЕР І М'ЯЗОВОЇ ТКАНИНИ РИБ В УМОВАХ ХРОНІЧНОЇ ІНТОКСИКАЦІЇ МІДДЮ

*Збільшення фонові концентрації міді до 20 мкг/дм³ (20 ГДК) у водоймах мілітаризованої зони України потребує всебічного вивчення її впливу на риб та інших гідробіонтів. У модельному експерименті досліджували хронічний вплив (21 день) міді в концентрації 20 мкг/дм³ (0,3 μM) на органи і тканини риб гуппі (*Poecilia reticulata*). Окислювальний стрес оцінювали за рівнем накопичення малонового діальдегіду*

Ц и т у в а н н я: Єсіпова Н.Б., Хроміх Н.О., Шарамок Т.С., Маренков О.М., Журавльов Д.В., Чумаков І.О. Структурно-функціональний стан печінки, зябер і м'язової тканини риб в умовах хронічної інтоксикації міддю. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 6. С. 48—61.

(МДА) в тканинах. Рівень функціонування ферментативних захисних механізмів у клітинах оцінювали за активністю глутатіон-S-трансферази (GST). Гістопатологічні наслідки дії міді виявляли в зябрах і печінці риб. Хронічна дія міді індукувала збільшення вмісту продуктів перекисного окислення ліпідів у зябрах, печінці і м'язах, що вказує на порушення окислювально-відновлювального балансу в тканинах. Розвиток окислювального стресу відбувався на фоні зниження активності GST в зябрах і печінці, що свідчить про виснаження антиоксидантного захисту та активації ферменту в м'язах риб. Наслідками оксидативного стресу в печінці риб були обширний гепатоз, стаз крові в капілярах, пікноз і розвиток апоптозних ознак у гепатоцитах. У зябрах риб спостерігалась повна або часткова дегенерація ламел, викривлення їхніх кінцевих ділянок, гіперплазія епітелію і пошкодження кровоносних капілярів у ламелах. Виявлені наслідки хронічного впливу міді на органи травної і дихальної систем риб свідчать про деструктивні зміни в стані здоров'я, що може стати потенційною загрозою стану популяцій риб у природних умовах. Отримані результати вказують на необхідність проведення подальших досліджень впливу фонових концентрацій міді та інших важких металів на іхтіофауну постмілітаризованих водойм.

Ключові слова: мідь, фонові концентрації, риби, оксидативний стрес, гістопатологія.

Мідь (Cu) є постійним компонентом природного водного середовища і як есенціальний мікроелемент необхідна для нормального росту і обміну речовин у живих організмах. Але в надлишковій кількості мідь переходить в категорію важких металів і проявляє токсичну дію на гідробіонтів [22].

Забруднення водойм міддю та іншими важкими металами є розповсюдженим явищем, оскільки вони містяться в стічних водах багатьох промислових і сільськогосподарських підприємств [24]. Підтримання високих концентрацій міді у воді забезпечується також її ксенобіотичними властивостями. Мідь здатна накопичуватися і перерозподілятися в живих і неживих компонентах екосистеми, які стають джерелами вторинного забруднення води [20].

В Україні проблема забруднення середовища міддю та іншими важкими металами загострилась з початком масштабних бойових дій [5, 9]. Ведення сучасних збройних конфліктів призводить до токсичного забруднення акваторій небезпечними хімічними сполуками [36]. Мідь не є вибуховою речовиною, але використовується як компонент у виробництві вибухових речовин, а також у деяких типах військового обладнання [6]. Моніторингові дослідження свідчать, що в Запорізькому (Дніпровському) водосховищі концентрація міді у воді за два роки війни збільшилась з $0,011 \pm 0,001$ мг/дм³ [7] до $0,021$ мг/дм³ [3], тобто перевищує рибогосподарські ГДК більше ніж у 20 разів.

Токсичний вплив міді на риб та інших водних мешканців відображений у численних наукових роботах. Встановлено [29], що на рівні молекулярних ефектів вплив міді індукує утворення активних форм кисню (АФК), які активують процеси перекисного окиснення ліпідів (ПОЛ) і створюють загрозу окислювального стресу. Антиоксидантні системи клітин (ферментативні і неферментативні) відповідають за нейтралізацію АФК і запобігання окисненню клітинних компонентів. Зокрема, деякі ізо-

форми глутатіон-S-трансферази (GST) забезпечують кон'югацію продуктів розпаду пероксидів ліпідів, використовуючи GSH як субстрат [29]. Тому глутатіон-S-трансфераза слугує біомаркером забруднення середовища, який може вказувати як на хронічний вплив комплексу забруднюючих речовин, так і на короткочасне небезпечне забруднення [13]. У ситуаціях, коли виробництво АФК перевищує антиоксидантну здатність клітини, молекули ліпідів і білків піддаються окисненню [25], а продукти їх окиснення відіграють важливу роль в індукції апоптозу, генетично контрольованої та еволюційно збереженої форми активної смерті клітин [29].

Гістопатологічні зміни в клітинах і тканинах риб широко використовуються як біомаркери для оцінки токсичного впливу міді та інших важких металів [40]. Чутливим індикатором забруднення води визнано клітини зябер, оскільки вони безпосередньо контактують із зовнішнім середовищем. Вплив розчинів важких металів, включно з розчинами міді, на морфофункціональні показники зябер риб описано в різних роботах [17, 41]. Показано, що за умов впливу іонів міді на карася сріблястого (*Carassius gibelio*), навіть при короткотривалій експозиції (4 доби) відбувається активація процесів апоптозу в зябрах, а також поява аномальних клітин з різними порушеннями мітозу і зазначено, що використані цитогенетичні показники виявились більш чутливими до впливу іонів міді, ніж зміни на рівні цілого організму риб [2].

Встановлено, що накопичення міді відбувається переважно в печінці риб [31]. За сублетальних концентрацій міді у нільської тиліпії (*Oreochromis niloticus*) спостерігалась інфільтрація тканини печінки клітинами крові, вакуолізація цитоплазми гепатоцитів, пікноз ядер [11].

Вплив сублетальних концентрацій міді на камбалу (*Solea senegalensis*) супроводжувався збільшенням жирових вакуолей в гепатоцитах; синусоїди і венули були заповнені еритроцитами, спостерігався гепатоцелюлярний некроз. Також виявлено інтенсивну вакуолізацію клітин і пікноз ядер [40].

У коропа (*Cyprinus carpio*) за сублетальних концентрацій міді в печінці були виражені дистрофічні ураження і гідропічна вакуолярна дегенерація гепатоцитів, розширення капілярів, гіперемія та холестаз [38].

Значно менше інформації стосовно впливу міді на репродуктивні органи риб [12]. Встановлено, що вміст міді в статевих залозах *Carassius auratus* і *Xiphophorus helleri* зростає лінійно зі збільшенням сублетальних концентрацій міді у воді. Одночасно спостерігалось зниження швидкості росту та репродуктивної здатності досліджуваних риб. Відмічено також зменшення середнього діаметру яйцеклітин у *Carassius auratus* [30]. Утримання риб за сублетальних концентрацій міді (0,6, 1,2 і 1,8 мг/дм³) гальмувало рухливість сперматозоїдів і знижувало частку запліднення та коефіцієнт вилуплення [35]. Відмічено негативний вплив міді на ендокринну систему риб [33] та активність гонадотропних гормонів [14].

Доведено, що гостра токсичність і фізіологічний вплив міді на риб залежать від багатьох факторів [26, 34], а не тільки від концентрації і часу експозиції, і тому ці питання потребують поглибленого вивчення. Водно-

час надійними біомаркерами впливу міді на водні екосистеми є гістопатологічні зміни у риб.

Незважаючи на накопичені дані, вивчення проблеми токсичного впливу міді на риб не втрачає своєї актуальності. Збільшення фонових концентрацій міді у водоймах потребує дослідження їхнього хронічного впливу на стан здоров'я риб. Слід мати на увазі, що існуючі ГДК забруднюючих речовин, зокрема міді, мають узагальнений характер і не можуть передбачити вплив токсикантів на всі процеси в організмі риб. Ефективним шляхом вирішення цієї проблеми є застосування біотестування з використанням сучасних методів досліджень [1]. Результати означених завдань становлять інтерес не тільки для науки, а й для практичного рибництва в плані оцінки стану здоров'я риб та прогнозів рибопродуктивності.

Метою нашої роботи було дослідити в умовах хронічного експерименту вплив міді в концентрації 20 мкг/дм³, яка фіксується в рибогосподарських водоймах мілітаризованої зони України, на ферментативну активність і гістологічну структуру органів дихальної і травної систем риб.

Матеріал і методика досліджень

Модельний експеримент проводили на базі кафедри загальної біології та водних біоресурсів та НДІ біології Дніпровського національного університету ім. Олесь Гончара. Як тестовий об'єкт були використані гуппі (*Poecilia reticulata*) однієї генерації у віці 5 місяців, поділені на контрольну і дослідну групи, кожна у двох повтореннях. У кожному акваріумі помістили по 20 риб у співвідношенні самок і самців 1:1. Початкова маса риб у дослідному акваріумі становила 0,24±0,01 г, у контрольному — 0,22±0,01 г.

У дослідних акваріумах підтримували концентрацію міді 20 мкг/дм³ (0,3 μM) шляхом повної заміни води кожні три дні і додавання відповідної кількості розчину CuSO₄. Оптимальну для гуппі температуру води (24 °C) підтримували за допомогою обігрівача. Риб годували два рази на добу сухим кормом «Gurru» фірми Tetra з добовою нормою корму 5 % від загальної маси риб. Хронічний експеримент тривав 21 день, після чого досліджували морфологічні, біохімічні, гістологічні і цитометричні показники риб. Відповідно до Європейської Конвенції «Про гуманне ставлення до лабораторних тварин» усі маніпуляції з рибами проводили з дотриманням правил біоетики в умовах анестезії з використанням гвоздичної олії.

Морфологічний аналіз включав визначення індивідуальної маси риб і іхтіологічної довжини (від вершини риля до кінця лускатого покриву). Для оцінки впливу міді на ріст риб розраховували відносний приріст маси за період експерименту. Ефективність живлення риб визначали за коефіцієнтом вгодованості за Фультоном, який розраховували за формулою:

$$K_b = \frac{m}{l^3} \times 100,$$

де K_b — коефіцієнт вгодованості (од.), m — індивідуальна маса риби, г; l — іхтіологічна довжина, см.

Вплив міді на перебіг перекисного окиснення ліпідів (ПОЛ) оцінювали за рівнем накопичення малонового діальдегіду (МДА) у м'язах, печінці та зябрах риб, використовуючи відомий метод [32] у модифікації [4]. Вміст МДА вираховували за оптичною густиною реакційної суміші при 532 нм після реакції з тіобарбітуровою кислотою при кип'ятінні впродовж 30 хв і виражали як нмоль МДА /г тканини.

Функціонування ферментативних захисних механізмів у зябрах, печінці та м'язах риб оцінювали за рівнем активності глутатіон-S-трансферази (GST, КФ 2.5.1.18) згідно методу [19]. Активність GST вираховували за зміною оптичної густини реакційної суміші при 340 нм з 2,4-динітрохлорбензолом як субстратом і виражали у нмоль/сек × г (або нкат/г) тканини.

Вплив міді на гістологічну структуру органів вивчали шляхом виготовлення гістологічних зрізів печінки і зябер дослідних і контрольних риб. Фіксацію матеріалу проводили в 10 %-вому водному розчині нейтрального формаліну впродовж 24 год. Перед заливанням у парафін промитий матеріал зневоднювали у спиртах (етанол) з поступовим збільшенням концентрації, просвітлювали в ксилолі за температури 37 °С, витримуючи в кожному з розчинників від 2 до 4 год. Надалі матеріал поміщали в насичений розчин парафін-ксилолу за температури 54 °С впродовж 1 год, у двох змінах парафіну по 2 год у кожній за такої ж температури і заливали у парафінові блоки. Зрізи тканин завтовшки 10 мкм виготовляли на мікротомі MC-2 та забарвлювали гематоксиліном і еозином.

Фотографії гістологічних препаратів робили за допомогою цифрової фотокамери SIGETA M3 CMOS 25000, яку підключали до мікроскопа Ulab XY-B2TLED. Обчислення проводили за допомогою програми Science LabView7. На препаратах досліджували по 40 полів за збільшення об'єктиву мікроскопа 10× і 40×. Статистичне опрацювання отриманих даних здійснювали за допомогою програмного пакету STATISTICA з використанням критерія Ст'юдента на 5 %-вому рівні значущості.

Результати досліджень та їх обговорення

Протягом всього експериментального періоду смертності риб у дослідних і контрольних акваріумах не відмічалось. Риби були активні в поведінці і харчуванні. Кінцева маса риб у досліді становила $0,38 \pm 0,06$ г, у контролі — $0,42 \pm 0,17$ г. Різниця між показниками не мала вірогідних відмінностей ($p \geq 0,05$). Відносний приріст маси у дослідних і контрольних риб суттєво не відрізнявся і становив відповідно 58,3 та 61,5 %. Коефіцієнт вгодованості за Фультоном дорівнював у досліді $2,55 \pm 0,08$ од., у контролі $2,46 \pm 0,06$ од. і теж не мав вірогідних відмінностей ($p \geq 0,05$). Тобто, досліджувана концентрація міді (20 мкг/дм^3) протягом трьох тижнів

не спричинила впливу на ріст риб. Аналогічні результати були отримані іншими дослідниками при хронічному утриманні *Danio rerio* у розчинах з концентрацією міді 10 і 20 мкг/дм³, але збільшення концентрації міді до 40 мкг/дм³ призвело до вірогідного гальмування росту у самців даніо [14].

Рівень накопичення малонового діальдегіду у всіх тканинах дослідних риб достовірно ($p \leq 0,05$) перевищував контрольні величини, що свідчить про інтенсифікацію процесів ПОЛ за хронічної дії міді на організм риб (табл. 1).

Найбільше зростання вмісту МДА (в 2,1 раза вище за контроль) зареєстровано в зябрах гуппі. Отримані результати щодо токсичного впливу міді відповідають загальновідомим закономірностям, згідно яких зябра є першим органом риб, який піддається впливу водних забруднювачів [23].

Подібна активація перекисного окиснення ліпідів у зябрах риб за дії міді виявлена і в інших дослідах, зокрема, показано зростання вмісту МДА в 1,4 раза в зябрах коропа (*Cyprinus carpio* var. Jian) за впливу сульфату міді в концентрації 12,5 μ M впродовж чотирьох діб [26, 28].

Значне посилення процесів ПОЛ відбувалось також в клітинах печінки гуппі (вміст МДА в 1,5 раза вище за контроль). Результати свідчать про токсичність міді за хронічного впливу на печінку риб та узгоджуються з даними [23], згідно з якими печінка є першим місцем відкладення та накопичення міді після потрапляння в кров. Зростання рівня пероксидів ліпідів було виявлено в зябрах (на 76 %) та печінці (на 95-110 %) *Carassius auratus* внаслідок 96-годинного впливу хлориду міді [21].

Активність глутатіон-S-трансферази внаслідок хронічної дії міді на риб в усіх досліджених тканинах зазнала різких змін, демонструючи як помітне зростання, так і суттєве зниження (табл. 2).

Активація глутатіон-S-трансферази (в 1,5 раза вище за контроль) виявлено у м'язах риб, які, на відміну від зябер і печінки, не характеризують

Таблиця 1

Зміни вмісту МДА у тканинах риб за хронічної (21 доба) дії міді в концентрації 20 мкг/дм³, $M \pm m$, $n = 5$

Тканини	Вміст МДА, нмоль/г тканини	До контролю, %
М'язи (контроль)	9,53 \pm 0,14	100
М'язи (дослід)	9,99 \pm 0,09*	104,82
Печінка (контроль)	25,84 \pm 0,23	100
Печінка (дослід)	38,79 \pm 0,28*	150,13
Зябра (контроль)	120,33 \pm 0,31	100
Зябра (дослід)	248,35 \pm 0,72*	205,39

Примітка. Тут і в табл. 2, 3: * відмінність між дослідними і контрольними показниками вірогідна ($p \leq 0,05$).

Таблиця 2

Зміни активності GST у тканинах риб за хронічної (21 доба) дії міді в концентрації 20 мкг/дм³, $M \pm m$, $n = 5$

Тканини	Активність GST, нкат/г тканини	До контролю, %
М'язи (контроль)	22,30±1,84	100
М'язи (дослід)	34,34±1,32*	153,99
Печінка (контроль)	358,03±0,79	100
Печінка (дослід)	241,97±1,06*	67,59
Зябра (контроль)	99,05±1,32	100
Зябра (дослід)	78,97±1,62*	79,73

ться високим рівнем накопичення міді [23]. Проте, за умов тривалої експозиції вочевидь відбулось проникнення і відкладання міді також у структурних компонентах м'язів риб, що індукувало посилення ферментативного антиоксидантного захисту, зокрема зростання активності глутатіон S-трансферази.

У зябрах і печінці риб хронічний вплив міді призвів до зниження активності GST (відповідно, в 1,3 та 1,5 рази нижче за контроль), що свідчить про спад ефективності механізмів ферментативного захисту в цих тканинах. З огляду на те, що мідь накопичується в основному в зябрах, печінці та кишечнику риби [23], можна припустити перевантаження і виснаження системи антиоксидантного захисту в цих тканинах внаслідок надзвичайно високого рівня накопичення міді за хронічної дії.

Отримані результати узгоджуються з даними [16] про те, що метали в токсичних концентраціях впливають на GST або шляхом прямого пригнічення активності ферменту, або опосередковано, шляхом зниження концентрації відновленого глутатіону, що є субстратом для GST. Подібну втрату активності глутатіон-S-трансферази (в 1,5 рази нижче за контроль) виявлено в зябрах коропа (*C. carpio* var. Jian) за експозиції до сульфату міді в концентрації 12.5 μ M впродовж чотирьох діб, що супроводжувалось зниженням вмісту відновленого глутатіону та активності інших антиоксидантних ферментів [26]. Зниження активності GST (в 1,4 рази нижче за контроль) в зябрах коропа (*C. carpio* var. Jian) відбувалось також за умов гіпоксії на фоні зниження вмісту відновленого глутатіону [28].

Отримані нами результати показали, що хронічний вплив міді на риб спричиняє збільшення інтенсивності процесів ПОЛ у тканинах зябер, печінки і м'язів, а також виснаження ферментативного антиоксидантного захисту у зябрах і печінці. Більше того, кінцевий продукт перекисного окиснення ліпідів МДА є хімічно активним і може призводити до пошкодження біомолекул [18]. Отже, нездатність клітинних захисних систем протистояти руйнівній дії АФК стає однією з основних причин пошкодження та загибелі клітин.

Гістологічні показники органів риб узгоджуються з даними біохімічних досліджень. Хронічна дія міді призводила до надмірного накопичення жиру і розвитку жирового гепатозу в печінці дослідних риб (рис. 1). Більшість клітин ($72,5 \pm 8,93$ % від загальної кількості) мала ознаки жирового гепатозу (табл. 3). Такі гепатоцити втратили чіткість контурів, їхні ядра деформувалися і змістилися до периферії, цитоплазма ледве проглядається біля ядра або клітинної оболонки (рис. 1, 5). Надмірне накопичення жиру в гепатоцитах дослідних риб призводило до вірогідного збільшення їхньої площі (див. табл. 3). Різниця з контрольними показниками становила 26 %. У деяких клітин ядра зникли і жирові вакуолі злилися, утворюючи жирові кісти (рис. 1, 1). Відмічається стаз крові в капілярах (рис. 1, 4).

Відносна кількість некротичних гепатоцитів на зрізах коливалася в межах від 6 до 17 % і в середньому становила $12,5 \pm 0,84$ % (див. табл. 3). Клітини в стані апоптозу (пікноз ядер) становили від 12 до 26 % (у середньому $22,80 \pm 1,77$ %).

У контрольній групі риб кількість клітин з ознаками жирового гепатозу була в 4 рази меншою порівняно з дослідним варіантом і становила $17,50 \pm 3,11$ % від загальної кількості клітин. Накопичення певної кількості жиру в печінці притаманно для гуппі при вирощуванні в штучних умовах. На відміну від дослідних риб, некрозу гепатоцитів з пікнотичними ядрами у риб контрольного варіанту ми не спостерігали. Кількість

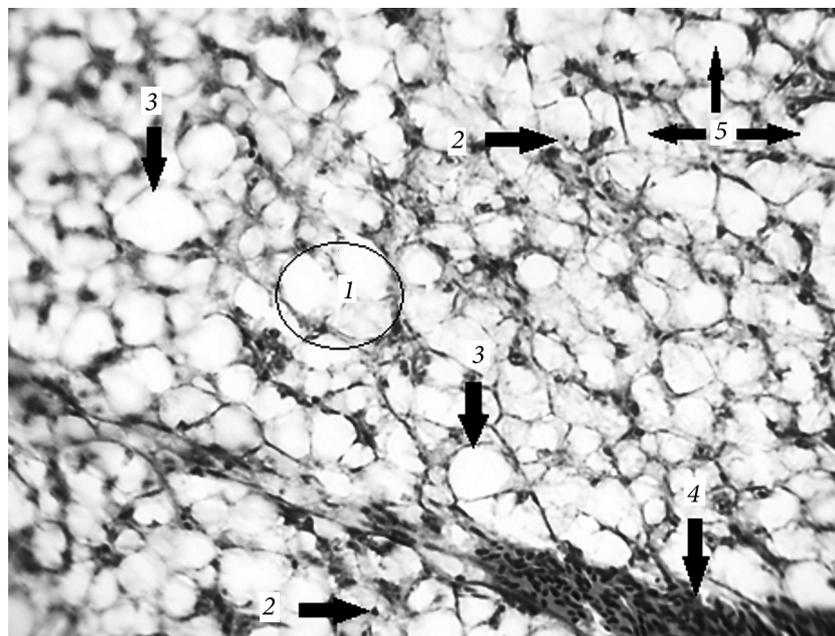


Рис. 1. Структура печінки дослідних риб за умов хронічної (21 доба) дії міді в концентрації 20 мкг/дм^3 (зб. $40\times$): 1 — жирові кісти; 2 — апоптозний гепатоцит з пікнотичним ядром; 3 — некроз гепатоцита; 4 — стаз крові; 5 — жировий гепатоз

Таблиця 3

Зміни морфометричних показників органів у риб за хронічної (21 доба) дії міді в концентрації 20 мкг/дм³, $M \pm m$, $n = 100$

Показники	Дослід	Контроль
Жировий гепатоз, %	72,50±8,93*	17,50±3,11
Некроз гепатоцитів, %	12,50±0,84	не виявлено
Апоптоз гепатоцитів, %	22,80±1,77*	6,80±0,12
Площа гепатоцитів, мкм ²	410,18±36,64*	302,78±16,80
Довжина зябрових ламел, мкм	36,95±1,23*	97,96±0,82
Апоптоз епітеліоцитів зябрових ламел, %	30,40±4,32*	8,52±0,17

клітин печінки в стані апоптозу становила 6,80±0,12 %, що в 3,3 раза менше порівняно з дослідним варіантом ($p \leq 0,05$).

Отже, довготривалий вплив на риб фонові концентрації міді (20 мкг/дм³) призводив до розвитку жирового гепатозу і патологій, що його супроводжують. Аналогічні зміни в печінці риб спостерігалися в досліді з високими сублетальними концентраціями міді при короткотривалій експозиції [10, 11, 37, 38].

Наслідки хронічного впливу міді на зябра дослідних риб відображені на рисунку 2: це повна або часткова дегенерація ламел (Б, 1), викривлення кінцевих ділянок ламел (Б, 2), гіперплазія епітелію (Б, 3), пошкодження кровоносних капілярів у ламелах.

У риб контрольного варіанту зяброві ламели були прямі, однакової довжини, без дегенеративних явищ (рис. 3, а, б). Їхня довжина майже втричі перевищувала довжину зябрових ламел дослідних риб (див. табл. 3).

Хронічний вплив міді викликав гіперплазію і гіпертрофію зябрового епітелію у 100 % досліджених риб. У дослідних риб 30,4 % епітеліоцитів зябер були в стані апоптозу, на відміну від контрольного варіанту, де апоптозних клітин було всього 8,5 %. Роль міді як тригера апоптозних змін у зябрах відмічають і інші дослідники [29]. З апоптозом зябер під дією міді пов'язують також виявлені в органі цитогенетичні зміни, які проявлялися в порушенні послідовності транскрипції генів [26].

Встановлено, що при короткотривалому впливі (10 днів) високих концентрацій міді (LC_{50}) уражається зябровий епітелій риб [15]. Довготривалий вплив високих концентрацій міді призводив до дегенерації і скорочення зябрових ламел [10]. За нашими дослідженнями хронічний вплив фонові концентрації міді викликав не тільки ураження зябрового епітелію, але й морфологічні зміни зябрових ламел (вірогідне укорочення довжини, викривлення і деградацію), які мають незворотній характер і свідчать про патологію зябрового апарату.

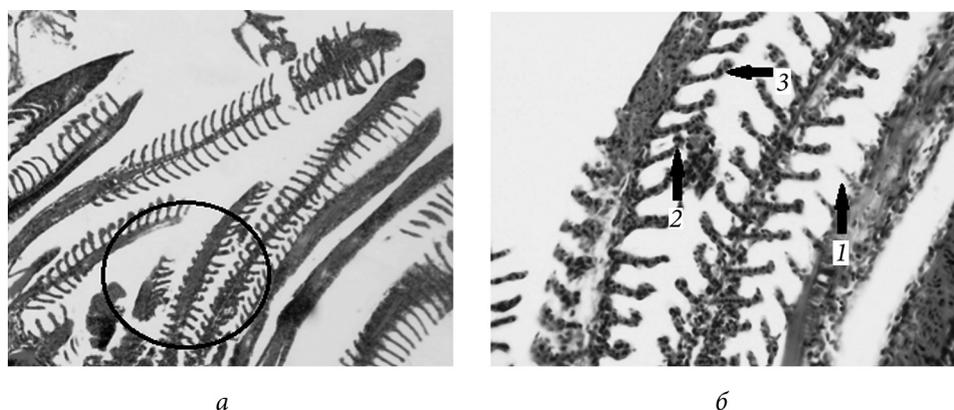


Рис. 2. Структура зябер у риб дослідного варіанту при різному збільшенні мікроскопу: *a* — збільшення 10 \times , кружком виокремлено ділянку зябер з патологічними змінами; *б* — збільшення 40 \times , стрілками позначено: 1 — дегенерація ламел; 2 — викривлення ламел; 3 — гіперплазія епітелію

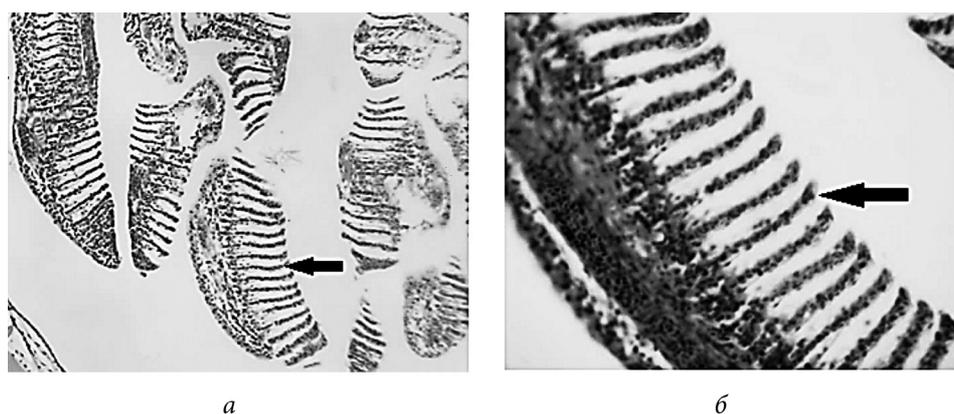


Рис. 3. Структура зябер у риб контрольного варіанту при збільшенні мікроскопу 10 \times (*a*) та 40 \times (*б*): стрілками позначено зяброві ламели

Гістологічні зміни в зябровому апараті риб під впливом хронічної інтоксикації міддю є закономірним наслідком порушення окислювальних процесів і ферментативної активності в зябрах. Чутливість зябер до оксидативного стресу відмічається різними авторами [26, 28] і підтверджена нашими дослідженнями.

Висновки

Результати модельних експериментів на гуппі показали, що хронічна дія фонові концентрації міді (20 мкг/дм³), що спостерігається у водах мілітаризованої зони України, індукувала у риб окислювальний стрес, який проявлявся в збільшенні перекисного окислення ліпідів у зябрах, печінці і м'язах. Посилення окислювальних процесів супроводжувалось зниженням активності глутатіон-S-трансферази і виснаженням

антиоксидантного захисту в зябрах і печінці на фоні активації глутатіон-S-трансферази в м'язах риб внаслідок накопичення міді в цих тканинах.

Наслідками оксидативного стресу в печінці риб були обширний гепатоз, стаз крові у капілярах, пікноз і розвиток апоптозних ознак гепатоцитів. У зябрах досліджуваних риб спостерігалась повна або часткова дегенерація ламел, викривлення їхніх кінцевих ділянок, гіперплазія епітелію ламел і пошкодження кровоносних капілярів у ламелах.

Отже, виявлені структурно-функціональні зміни в органах травної і дихальної систем риб під впливом хронічної інтоксикації міддю мають патологічний характер і становлять загрозу стану здоров'я та відтворенню природних популяцій риб. Зазначена проблема потребує додаткових досліджень із визначенням впливу фонових концентрацій міді у водоймах мілітаризованих зон на репродуктивну систему і потомство риб.

Список використаної літератури

1. Гандзюра В.П., Клименко М.О., Бедункова О.О. Біосистеми в токсичному середовищі: монографія. Рівне: НУВГП, 2021. 261 с.
2. Верголяс М.Р., Веялкіна Н.М., Гончарук В.В. Вплив іонів міді на гематологічні та цитогенетичні показники прісноводних риб *Carassius auratus gibelio*. *Цитология и генетика*. 2010. № 2. С. 65—70.
3. Єсіпова Н.Б. Шарамок Т.С., Скляр Т.В. та ін. Гідроекологічна характеристика сучасного стану Запорізького (Дніпровського) водосховища та його притоків. *Рибогосп. наука України*. 2023. № 4(66). С. 35—48.
4. Методичні вказівки до проведення лабораторних занять з курсу «Дослідження вільнорадикальних процесів у живих організмах» / під заг. ред. В.І. Луцка. Вид-во Прикарпат. нац. ун-ту ім. Василя Стефаника, 2014. 27 с.
5. Циганенко-Дзюбенко І.Ю., Гандзюра В.П., Алпатова О.М. та ін. Гідрохімічний статус пост-мілітарних водних екосистем с. Мошун Київської області. *Екол. науки*. 2023. № 1(46). С. 53—58.
6. Циганенко-Дзюбенко І., Кірейцева Г. Фізіолого-біохімічні механізми стійкості *Planorbis corneus* L. до впливу хімічних стресорів війни. *Наук. Вісн. Вінниць. акад. безперервної освіти. Серія «Екологія. Публічне управління та адміністрування»*. 2023. Вип. 4. С. 19—25.
7. Шарамок Т.С., Федоненко О.В., Курченко В.О., Ніколенко Ю.В. Гідроекологічна оцінка Запорізького водосховища. *Питання біоіндикації та екології*. 2019. Вип. 24. № 2. С. 147—161.
8. Abdel-Khalek A.A., Al-Quraishy S., Abdel-Gaber R. Long-term exposure to the water of Wadi El-Rayan Lakes induced testicular damage and endocrine disruption in *Mugil cephalus*. *Springer Nature Link*. 2022. Vol. 108. P. 663—671.
9. Alpatova O., Maksymenko I., Patseva I. et al. Hydrochemical state of the post-military operations water ecosystems of the Moschun, Kyiv region. 16th Intern. conf. monitoring of geological processes and ecological condition of the environment. European Association of Geoscientists & Engineers. 2022. N 1. P. 1—5.
10. Al-Tamimi A.H., Al-Azzawi A.J., Al-A'dhmi M.A. Chronic toxicity assessment of histological changes and micronuclei in fish *Cyprinus carpio* L. after exposed to copper. *Amer. Sci. Res. J. Engineer., Technol. Sci*. 2015. Vol.13, N 1. P. 194—210.
11. Badran S.R., Hamed A. Is the trend toward a sustainable green synthesis of copper oxide nanoparticles completely safe for *Oreochromis niloticus* when compared to chemical ones?: using oxidative stress, bioaccumulation, and histological biomarkers. *Environ. Sci. Pollu. Res*. 2024. Vol. 31. P. 9477—9494.

12. Bera T., Kumar S.V., Devi M.S. et al. Effect of heavy metals in fish reproduction: A review. *J. Environ. Biol.* 2022. Vol. 43, N 5. P. 631—642.
13. Bocedi A., Gambardella G., Cattani G. et al. Erythrocyte glutathione transferase. A sensitive Up-Down biomarker of environmental and industrial pollution. *Arch. Biochem. Biophys.* 2023. Vol. 750. 109786.
14. Cao J., Wang G., Wang T. et al. Copper caused reproductive endocrine disruption in zebrafish (*Danio rerio*). *Aquat. Toxicol.* 2019. Vol. 211. P. 124—136.
15. Delahaut V., Raskovic B., Salvado M.S. et al. Toxicity and bioaccumulation of cadmium, copper and zinc in a direct comparison at equitoxic concentrations in common carp (*Cyprinus carpio*) juveniles. *PLoS One.* 2020. Vol. 15, N 4. e0220485.
16. Dobritzsch D., Grancharov K., Hermsen C. et al. Inhibitory effect of metals on animal and plant glutathione transferases. *J. Trace Elements in Medicine and Biology.* 2020. Vol. 57. P. 48—56.
17. Fernandes M.N., Mazon A.F. Environmental pollution and fish gill morphology. *Fish Adaptation* / Ed. by A.L. Val, B.C. Kapoor. Enfield: Sci. Publ., 2003. P. 203—231.
18. Garcia D., Lima D., da Silva D.G.H., de Almeida E.A. Decreased malondialdehyde levels in fish (*Astyanax altiparanae*) exposed to diesel: Evidence of metabolism by aldehyde dehydrogenase in the liver and excretion in water. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2020. Vol. 190. 110107.
19. Habig W.H., Jakoby W.B. Assays for differentiation of glutathione S-transferases. *Meth. Enzymol.* 1981. Vol. 77. P. 398 — 405.
20. Hossain M., Rakkibu Md.G. Effects of copper on aquatic ecosystems-a review. *Khulna Univ. Stud.* 1999. P. 259—266.
21. Husak V.V., Mosiichuk N.M., Kubrak O.I. et al. Acute exposure to copper induces variable intensity of oxidative stress in goldfish tissues. *Fish Physiol. Biochem.* 2018. Vol. 44, N 3. P. 841—852.
22. Jiang W.D., Liu Y., Hu K. et al. Copper exposure induces oxidative injury, disturbs the antioxidant system and changes the Nrf2/ARE (CuZnSOD) signaling in the fish brain: Protective effects of myo-inositol. *Aquat. Toxicol.* 2014. Vol. 155. P. 301—313.
23. Jiang W.D., Wu P., Kuang S.Y. et al. Myo-inositol prevents copper-induced oxidative damage and changes in antioxidant capacity in various organs and the enterocytes of juvenile Jian carp (*Cyprinus carpio* var. Jian). *Aquat Toxicol.* 2011. Vol. 105, N 3—4. P. 543—551.
24. Kovacik A., Tvrda E., Tomka M. et al. Seasonal assessment of selected trace elements in grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) blood and their effects on the biochemistry and oxidative stress markers. *Environ. Monit. Assess.* 2023. Vol. 195, N 12. 1522.
25. Li H.T., Jiang W.D., Liu Y. et al. Dietary glutamine improves the function of erythrocytes through its metabolites in juvenile carp (*Cyprinus carpio* var. Jian). *Aquaculture.* 2017. Vol. 474. P. 86—94.
26. Li H., Liu H., Wu S. et al. Effects of ferulic acid on respiratory metabolism, oxidative lesions, and apoptotic parameters in gills and red blood cells of Carp (*Cyprinus carpio* Var. Jian) response to copper. *Antioxidants.* 2024. Vol. 13, N 3. 314.
27. Li H.T., Ma Y.T., Liu Y. et al. Integrated biomarker parameters response to the toxic effects of high stocking density, CuSO₄, and trichlorfon on fish and protective role mediated by *Angelica sinensis* extract. *Fish Physiol. Biochem.* 2020. Vol. 46. P. 1679—1698.
28. Long J., Yang P., Liu Y. et al. The extract of *Angelica sinensis* inhibits hypoxia-reoxygenation and copper-induced oxidative lesions and apoptosis in Branchiae and red blood corpuscles of fish. *Vet. Sci.* 2024. Vol. 11, N 1. P. 1—17.
29. Luzio A., Monteiro S.M., Fontainhas-Fernandes A.A. et al. Copper induced upregulation of apoptosis related genes in zebrafish (*Danio rerio*) gill. *Aquat. Toxicol.* 2013. Vol. 128—129. P. 183—189.
30. Malhotra N., Ger T.-R., Uapipatanakul B. et al. Review of copper and copper nanoparticle toxicity in fish. *Nanomaterials.* 2020. Vol. 10. 1126.

31. McGeer J.C., Szebedinszky C., Gordon McDonald D., Wood C.M. Effects of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd or Zn in rainbow trout 2: tissue specific metal accumulation. *Aquat. Toxicol.* 2000. Vol. 50, N 3. P. 245—256.
32. Michara M., Uchiyama M., Fukuzava R. Thiobarbituric acid value on fresh homogenate of rat as a parameter of lipid peroxidation in aging, CCL4 intoxication, and vitamin E deficiency. *Biochem. Med.* 1980. Vol. 23, N 2. P. 302—311.
33. Motta C. M., Simoniello P., Di Lorenzo M. et al. Endocrine disrupting effects of copper and cadmium in the oocytes of the Antarctic Emerald rockcod *Trematomus bernacchii*. *Chemosphere.* 2021. Vol. 268. 129282.
34. Padrih S.N., Sabullah M.K., Shukor M.Yu.A. et al. Toxicity effects of fish histopathology on copper accumulation. *J. Trop. Agric. Sci.* 2018. Vol. 41, N 2. P. 519—540.
35. Pinto G.L., Castro J. da S., Val A.L. Copper and cadmium impair sperm performance, fertilization and hatching of oocytes from Amazonian fish *Colossoma macropomum*. *Chemosphere.* 2020. Vol. 266. 128957.
36. Repez F., Atanasiu M. The environment — a “Silent Victim” of armed conflicts. *AUDRI.* 2019. Vol. 12, N 2. P. 123—133.
37. Sabullah M.K., Shukor M.Y., Sulaiman M.R. et al. The effect of copper on the ultrastructure of *Puntius javanicus* hepatocyte. *Austral. J. Basic App. Sci.* 2014. Vol. 8, N 15. P. 245—51.
38. Sevcikova M., Modra H., Blahova J. et al. Biochemical, haematological and oxidative stress responses of common carp (*Cyprinus carpio* L.) after sub-chronic exposure to copper. *Vet. Med.* 2016. Vol. 611. P. 35—50.
39. Sharon G., Zilberg D. Atlas of fish histology and histopathology. *Arava Research and Development Centers*, 2011. 77 p.
40. Tavares-Dias M. Toxic, physiological, histomorphological, growth performance and antiparasitic effects of copper sulphate in fish aquaculture. *Aquaculture.* 2021. Vol. 535. 736350.
41. Wood C.M. Toxic responses of the gill. *Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts*. Vol. 1 / Ed. by D. Schlenck, W.H. Benson. — London : Taylor & Francis, 2001. P. 1—89.

Надійшла 21.04.2025

N.B. Yesipova, PhD (Biol.), Associate Professor,
Oles Honchar Dnipro National University,
Nauky Avenue, 72, Dnipro, 49000, Ukraine
e-mail: yesipova.natalia@gmail.com
ORCID 0000-0003-1924-2547

N.O. Khromykh, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Oles Honchar Dnipro National University,
Nauky Avenue, 72, Dnipro, 49000, Ukraine
e-mail: khromykh2012@gmail.com
ORCID 0000-0003-3543-352X

T.S. Sharamok, PhD (Agricuilt.), Associate Professor,
Oles Honchar Dnipro National University,
Nauky Avenue, 72, Dnipro, 49000, Ukraine
e-mail: sharamok@i.ua
ORCID 0000-0003-3523-5283

O.M. Marenkov, PhD (Biol.), Associate Professor,
Oles Honchar Dnipro National University,
Nauky Avenue, 72, Dnipro, 49000, Ukraine
e-mail: gidrobions@gmail.com
ORCID 0000-0002-3456-2496

D.V. Zhuravlov, PhD student,
Oles Honchar Dnipro National University,
Nauky Avenue, 72, Dnipro, 49000, Ukraine
e-mail: dzhuravlov01@gmail.com

I.O. Chumakov, student,
Oles Honchar Dnipro National University,
Nauky Avenue, 72, Dnipro, 49000, Ukraine
e-mail: igors9061459@gmail.com

STRUCTURAL AND FUNCTIONAL STATE OF THE LIVER, GILLS, AND MUSCLE TISSUE OF FISH IN CONDITIONS OF CHRONIC COPPER INTOXICATION

*The increase in the background copper concentration to 20 mg/dm³ (20 MPC) in the water bodies of the militarized zone of Ukraine requires comprehensive research of its impact on fish and other aquatic organisms. In a model experiment, the chronic effect (21 days) of copper at a concentration of 20 mg/dm³ (0.3 mM) on the organs and tissues of guppy fish (*Poecilia reticulata*) was studied. Oxidative stress intensity was assessed by the accumulation of malondialdehyde (MDA) in the tissues. The enzymatic defense mechanisms functioning in cells was assessed by the activity of glutathione S-transferase (GST). Histopathological consequences of copper exposure were detected in the fish gills and liver. The study results showed that chronic exposure to copper induced an increase in the lipid peroxidation products content in the gills, liver, and muscles, indicating the redox balance violation in the tissues. The development of oxidative stress occurred against the background of a decrease in GST activity in the gills and liver, which indicated the depletion of antioxidant defenses, and the enzyme activation in the fish muscles. The consequences of oxidative stress in the fish liver were extensive hepatosis, blood stasis in the capillaries, pyknosis, and the development of apoptotic signs in hepatocytes. In the gills of fish, complete or partial degeneration of the lamellae, curvature of their end sections, epithelial hyperplasia, and damage to blood capillaries in the lamellae were observed. The identified consequences of chronic exposure to copper on the organs of the digestive and respiratory systems of fish indicate destructive changes in health, which can become a serious threat to the number of their stocks in natural conditions. The results obtained indicate the need for further studies of the impact of background concentrations of copper and other heavy metals on the ichthyofauna of post-militarized reservoirs.*

Keywords: copper, background concentration, fish, oxidative stress, histopathology.

УДК 574.24:591.1[57.02+57.04](597)

О.С. ПОТРОХОВ, д. б. н., ст. наук. співроб., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: apotrokhov@gmail.com
ORCID 0000-0002-8274-6898

О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ, к. б. н., ст. наук. співроб., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: olzinkovskyi@gmail.com
ORCID 0000-0003-4135-5839

Ю.М. ХУДІЯШ, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: yurahud@ukr.net,
ORCID 0000-0002-8588-0371

К. КОФОНОВ, доктор філософії, мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: kirillkofonov16@gmail.com
ORCID 0000-0002-7859-5193

Л.В. ФЕДОРЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: Fedorenko.L@nas.gov.ua,
ORCID 0000-0002-7241-0282

Ю.В. КУНОВСЬКИЙ, к. с-г. наук, доцент, мол. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: juriikunovskii@gmail.com
ORCID 0000-0003-2720-3927

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ В РІЧКАХ ЗА БІОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ КРОВІ ПЛІТКИ ЗВИЧАЙНОЇ ТА КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО

Вплив антропогенних чинників, зокрема військових дій, на якість води та біохімічні показники риб є актуальною проблемою екологічного моніторингу. У цьому дослідженні проведено оцінку впливу забруднення води на рівень кортизолу, ти-

Ц и т у в а н н я: Потрохов О.С., [Зіньковський О.Г.], Худіяш Ю.М., Кофонов К., Федоренко Л.В., Куновський Ю.В. Оцінка якості води в річках за біохімічними показниками крові плітки звичайної та карася сріблястого. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 6. С. 62—70.

роксину та глюкози у плазмі крові двох видів риб: плітки звичайної (*Rutilus rutilus* L.) та карася сріблястого (*Carassius gibelio* Bloch). Дослідження здійснювали у річках Десна, Дунай і Рось, які зазнали різного рівня антропогенного навантаження внаслідок військових дій. Відмічено, що при погіршенні якості води переважно збільшується вміст кортизолу і тироксину, а також зменшується вміст глюкози у плазмі крові плітки та карася сріблястого, як прояви розвитку у них стрес-реакцій. Плітка звичайна є більш чутливим біомаркером забруднення, тоді як карась сріблястий демонструє вищу толерантність. Отримані результати вказують на суттєві зміни у фізіологічному стані риб, що підтверджує доцільність використання біохімічних показників як індикаторів екологічного стану водного середовища.

Ключові слова: хімічні показники води, кортизол, тироксин, глюкоза, плазма крові, прісноводні риби.

Відомо, що фізіологічні та біохімічні реакції організму на зміни оточуючого середовища можна використовувати для біологічної оцінки якості води [26]. Більшість із розроблених методів можливо використовувати для епізодичних або базових обстежень. Лише деякі підходять для рутинного моніторингу та оцінки, оскільки вони розробляються для конкретних водойм, є доволі дорогими та складними у використанні. Отриманні включають тести, такі як визначення рівня глюкози, вмісту гормонів у крові риб або вимірювання активності специфічних ферментів у тканинах водних організмів, які є біомаркерами стресу.

Риба є найбільш чутливим до забруднення води гідробіонтом порівняно з безхребетними, тому її рекомендують як індикатор умов водного середовища [2]. Надходження та накопичення поллютантів в організмі риби може вплинути на її основні фізіологічні процеси [6, 17]. Стрес у риб відбувається за дії різних факторів зовнішнього середовища або зовнішньою стимуляцією [12]. Одним із найкращих показників, який можна використовувати для визначення рівня стресу, є рівень глюкози в крові [7].

Глюкоза в крові використовується для забезпечення енергією і є ефективним показником якості водного середовища [18]. Підвищення рівня глюкози в крові відбувається як відповідь, коли риба перебуває в стані стресу [15, 20]. Погіршення стану водного середовища часто викликає підвищення концентрації глюкози у крові риб.

Серед різних біомаркерів реакцій на стрес кортизол є надійним індикатором стресу по відношенню до органічних забруднювачів у риб [14, 27], з практичним застосуванням у біомоніторингу. Цей гормон широко використовується для оцінки стресових ефектів у риб за дії хімічних забруднювачів [10, 13, 21], температури води та фотоперіоду [1, 11, 19, 22, 25] та інших.

Тиреоїдні гормони у риб беруть участь у контролі осморегуляції, метаболізму, соматичного росту, пігментації шкіри, розвитку, відтворення, постнатального метаморфозу та поведінки [23].

Порушення функції щитовидної залози може серйозно знизити пристосованість та виживання риб [23]. Дослідження показали, що вплив численних забруднюючих речовин змінює рівень як тироксину (Т4), так і

трийодтироніну (Т3) у плазмі різних видів риб як після гострого [24], так і внаслідок хронічного впливу [8, 16].

З огляду на вищезазначене, у роботі ми використовували саме ці показники біохімічного стану риб за впливу різних чинників середовища, за якими можна встановити якість води у водоймах. Крім того, ми виходили з припущення, що за ведення військових дій різного характеру істотно погіршується якість води і це повинно позначатися на вмісті гормонів та глюкози у крові риб.

Метою роботи було встановити як впливає погіршення якості води через ведення військових дій на деякі біохімічні показники крові плітки звичайної та карася сріблястого.

Матеріал і методика досліджень

Об'єкт та район дослідження. Дослідження проводили в серпні — вересні 2024 р. Об'єктом дослідження були статевозрілі особини плітки звичайної та карася сріблястого, які виловлювали у водоймах гачковим методом. Після відлову риб відразу відбирали їхню кров гепаринованим шприцом із серця, потім у лабораторних умовах отримували плазму крові, яку зберігали у морозильній камері при температурі $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Лов риби здійснювали у р. Десна (с. Беремичьке — с. Поліське) на початку надходження органічного забруднення з р. Сейм після проведення військових операцій біля неї. Крім того біологічний матеріал отримували у Кілійському гирлі р. Дунай (м. Вилкове) під час та після ураження припортових споруд дронами камікадзе. Як контрольну водойму було обрано р. Рось (м. Біла Церква біля дендрологічного парку «Олександрія»).

Гідрохімічні методи. Концентрацію амонійного, нітритного, нітратного азоту та фосфору фосфатів встановлювали за допомогою фотометра Exact iDip 570 та відповідних реагентів. Вміст розчинених нафтопродуктів визначали стандартним методом за допомогою аналізатора Флюорат 02-3 М [5].

Біохімічні дослідження. У плазмі крові визначали вміст глюкози (ммоль/дм^3) глюкозооксидазним методом [4]. У 4 мл субстратно-буферного розчину, який містив 4,4 U пероксидази, 36 U β , D-глюкозооксидази, 0,22 мг 4-амінофеназону, 0,38 мг фенолу та 2 мл 0,1 М фосфорного буферу (рН 7,2—7,4), додавали 0,04 мг гомогенату (дослідна проба) або 0,04 мл дистильованої води (холоста проба). Потім витримували зразки протягом 20 хв при температурі $25\text{ }^{\circ}\text{C}$. Після цього вимірювали оптичну щільність при 530 нм.

Вміст кортизолу та тироксину досліджували ІФА методом за допомогою ІФА-аналізатора Rayto RT-2100C із використанням наборів реагентів «Кортизол-ІФА» та «Т4-ІФА» (Хема, Україна).

Статистичні методи. Дані обробляли статистично з використанням програм Statistica 10, програм Excel із пакету Microsoft Office. Достовірність між досліджуваними групами оцінювали за допомогою U-критерію Манна-Уїтні за рівня ймовірності $p < 0,05$.

Результати досліджень та їх обговорення

Як показали результати досліджень, на обраній ділянці р. Десни у воді містилася значна кількість амонійного азоту та фосфору фосфатів, концентрації яких значно перевищували гранично допустимі рівні. Крім того, за даними Державного агентства водних ресурсів України, під час проведення досліджень спостерігалось підвищення кількості завислих речовин до 10,0 мг/дм³ та БСК5 — 3,60 мг О₂/дм³ (табл. 1).

На досліджуваній ділянці Кілійського гирла (р. Дунай) під час лову рибу у воді було зареєстровано перевищення допустимої норми іонів амонію та розчинених нафтопродуктів. Це свідчить про тимчасове забруднення води внаслідок ураження прилеглих території ворожими дронами, оскільки раніше нами не спостерігалися такі рівні забруднюючих речовин.

Не помічено істотного антропогенного впливу в контрольній вододоймі (р. Рось) за показниками вмісту біогенних сполук та розчинених нафтопродуктів.

За цих умов у плітки розвивалися стрес-реакції, які проявлялися в істотному зростанні вмісту кортизолу у плазмі крові (рис. 1). У рибу з р. Десни вміст цього гормону підвищився у 2,0 рази, а з р. Дунай — на 23 %. Це свідчить про те, що через різноманітні наслідки проведення військових дій істотно змінюється фізіологічний стан риби, що є відображенням погіршення якості води. Особливо це було помітно у р. Десні, коли при посиленні надходження органічного забруднення у воду та внаслідок розвитку гіпоксії спостерігалася масова загибель риби.

На відміну від плітки, у карася сріблястого не помічено істотного підвищення вмісту кортизолу. Цей вид характеризується значною витривалістю до умов середовища, зокрема до гіпоксичних умов. Дещо, але невірогідно, підвищився вміст кортизолу у крові риби з р. Дунай (на 22 %) порівняно до контролю. Характерним є те, що вміст гормону у крові карася між різними особинами має широкий діапазон варіювання, тобто адаптаційні можливості до дії негативних чинників у карася мають більш широкі межі.

Таблиця 1

Хімічні показники води у річках під час проведення лову риби

Річки	Амонійний азот, мг N/дм ³	Нітрити, мг N/дм ³	Нітрати, мг N/дм ³	Фосфати, мг P/дм ³	Розчинені нафтопродукти, мг/дм ³
р. Десна	<u>1,00—2,06*</u>	0,03—0,05*	0,45—0,50 *	<u>0,51—1,58 *</u>	—
р. Дунай	<u>1,73—2,08</u>	<0,021	<0,81	<0,29	<u>0,068—0,102</u>
р. Рось	0,12—0,29	0,02—0,06	0,94—1,58	<0,29	<0,029

Примітка. Підкреслення — перевищення ГДК; * — за даними Державного агентства водних ресурсів України [9], «—» — дані відсутні.

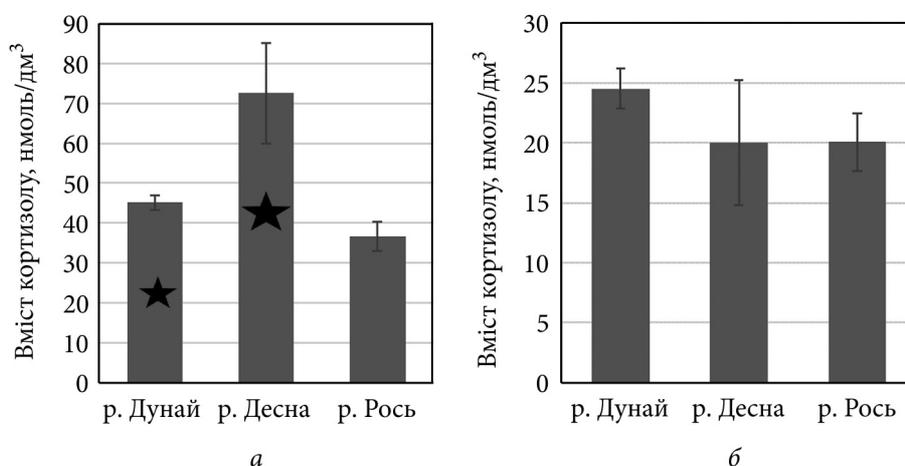


Рис. 1. Вміст кортизолу у плазмі крові плітки (а) та карася сріблястого (б) за різних умов існування риб, $n = 10$, $M \pm m$. Тут і на рис. 2, 3: зірочкою позначено вірогідність $< 0,05$

Вміст тироксину у крові плітки змінюється подібним чином, як і кортизол, залежно від умов середовища (рис. 2, а). За дії швидкого та доволі нетривалого надходження органічного забруднення та погіршення кисневих умов у р. Десні вміст Т4 збільшився у 1,6 раза. Це свідчить про активізацію енергетичного обміну у риб, спричинену погіршенням умов існування та спробою адаптації до діючих чинників, що призводить до значних витрат енергетичних ресурсів. Але значні енергетичні витрати не можуть бути тривалими, вони неминуче призводять до загибелі риб, яка спостерігалася пізніше. В той же час у плітки з р. Дунай помічено зменшення вмісту Т4 у крові, риби переходять на ресурсозберігаючу адаптацію до негативних чинників. Риби доволі успішно витримують погіршення умов існування при такому рівні забрудненості річки.

У карася погіршення екологічних умов викликає тенденцію до збільшення вмісту Т4 у плазмі крові, хоча відсутні вірогідні відмінності між цими показниками (рис. 2, б). У р. Дунай вміст гормону збільшився на 33 % порівняно до контролю, а у р. Десні — на 23 %. Вочевидь, це свідчить про посилення енергозабезпечення пристосувальних реакцій до дії несприятливих чинників.

На противагу дослідженням інших авторів [15, 20] в нашому випадку вміст глюкози у крові зменшувався за умов погіршення якості води та у відповідь на стресові чинники (рис. 3). При чому зменшення або тенденцію до зниження вмісту глюкози у крові відмічено як для плітки, так і для карася. Найменший вміст глюкози спостерігався у р. Дунай, дещо вищий — у р. Десні, а найбільший — у р. Рось. Так її вміст у плітки знижувався на 15 і 7 % відповідно у р. Дунай та р. Десні порівняно до контролю (дані не мають статистичної вірогідності), а у карася — на 40 і 24 % відповідно (дані статистично вірогідні). Безумовно в процесі пристосу-

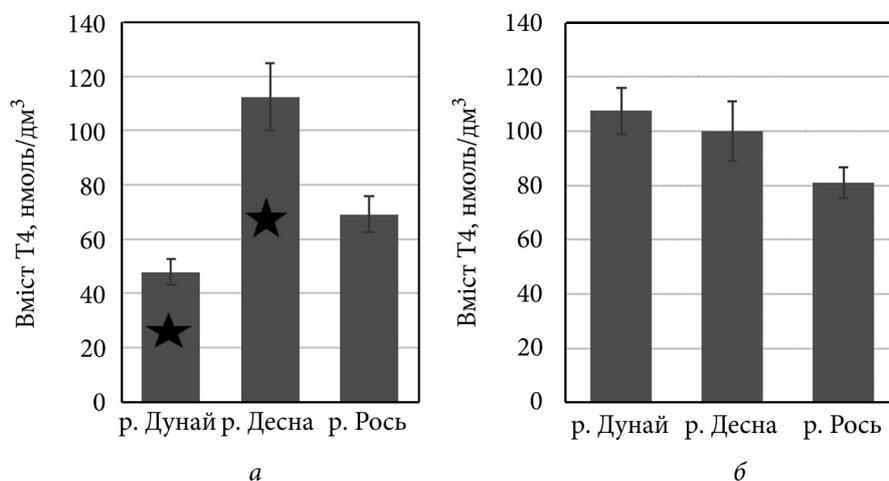


Рис. 2. Вміст тироксину у плазмі крові плітки (а) та карася сріблястого (б) за різних умов існування риб, $n = 10$, $M \pm m$

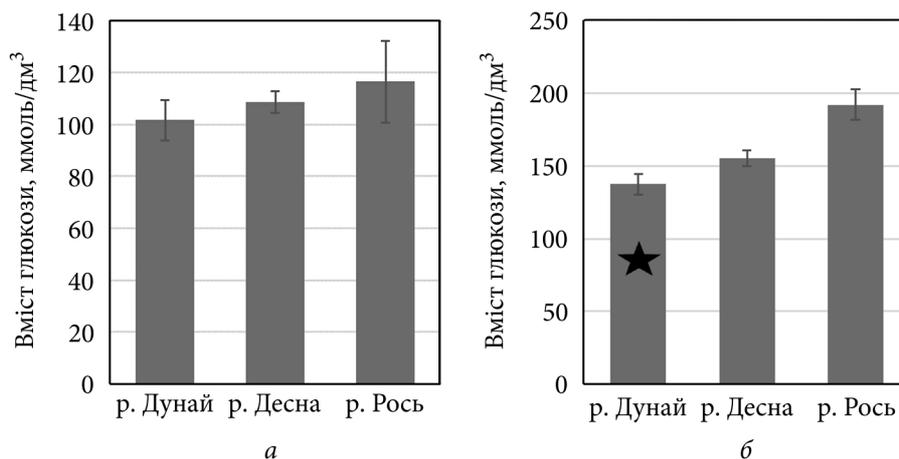


Рис. 3. Вміст глюкози у плазмі крові плітки (а) та карася сріблястого (б) за різних умов існування риб, $n = 10$, $M \pm m$

вання риб до несприятливих умов існування потрібна значна кількість енергії, яка утворюється саме із глюкози. Тому ступінь надходження глюкози переважно з печінки риб та ступінь її утилізації не може призводити до значного зростання її концентрації у крові.

Висновки

Дослідження показали значне перевищення концентрацій амонійного азоту, фосфатів та розчинених нафтопродуктів у річках Десна та Дунай, що корелює з підвищеним рівнем кортизолу у плітки. У карася сріблястого подібних змін не виявлено, що свідчить про його більшу стійкість до забруднення.

У плітки з р. Десни рівень кортизолу збільшився у 2,0 рази, а в р. Дунай — на 23 % порівняно з контрольною водоймою (р. Рось). Це свідчить про високий рівень стресу, пов'язаний із погіршенням якості води.

Вміст тироксину (Т4) у плітки та карася сріблястого також підвищувався у відповідь на забруднення, що вказує на активацію енергетичного обміну. Проте у плітки з р. Дунай спостерігалася протилежна тенденція — зниження рівня тироксину, що підтверджує його адаптаційну стратегію енергозбереження.

Всупереч очікуваному підвищенню рівня глюкози у крові у відповідь на стрес, у риб з забруднених водойм її концентрація знижувалася. Це може бути пов'язано з інтенсивною її утилізацією для підтримки адаптаційних механізмів.

Отримані дані підтверджують доцільність використання рівнів кортизолу, тироксину та глюкози у плазмі крові риб як маркерів екологічного стану водного середовища. Плітка звичайна є більш чутливим біомаркером забруднення, тоді як карась сріблястий демонструє вищу толерантність.

Список використаної літератури

1. Alfonso S., Houdelet C., Bessa E. et al. Water temperature explains part of the variation in basal plasma cortisol level within and between fish species. *J. Fish Biol.* 2023. Vol. 103, N 4. P. 1—11. doi: 10.1111/jfb.15342.
2. Authman M.M.N., Zaki M.S., Khallaf E.A., Abbas H.H. Use of fish as bioindicator of the effects of heavy metals pollution. *J. Aquaculture Res & Develop.* 2015. Vol. 6, N 4. P. 1—13. DOI: 10.4172/2155-9546.1000328.
3. Brown S.B., Evans R.E., Vandenbyllardt L. et al. Altered thyroid status in lake trout (*Salvelinus namaycush*) exposed to co-planar 3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl. *Aquat. Toxicol.* 2004. Vol. 67, N 1. P. 75—85. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2003.12.002>.
4. Christensen N.J. Notes on the glucose oxidase method. *Scand. J. Clin. Lab. Invest.* 1967. Vol. 19, N 4. P. 379—384. <https://doi.org/10.3109/00365516709090653>.
5. Ehrhardt M., Klungsøyr J., Law, R.J. Hydrocarbons: Review of methods for analysis in sea water, biota, and sediments. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*. 1991. N 12. 47 p. DOI: <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-249>.
6. El-Sappah A.H.A., Shawky A.S.H., Mahassen S. et al. Nile tilapia as bio indicator to estimate the contamination of water using sds-page and rapdpqr techniques. *Egypt J. Genet. Cytol.* 2012. Vol. 41. P. 209—227. DOI: 10.21608/ejgc.2012.10536.
7. Evans D.H., Claiborne J.B. *Physiology of Fishes*. CRC Press. Tylor and Francis Group. 2016. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1169299>.
8. Hontela A., Daniel C., Ricard A.C. Effects of acute and subacute exposures to cadmium on the interrenal and thyroid function in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquat. Toxicol.* 1996. Vol. 35, N 3—4. P. 171—182. [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(96\)00012-4](https://doi.org/10.1016/0166-445X(96)00012-4).
9. <http://monitoring.davr.gov.ua/EcoWaterMon/GDKMap/Index>.
10. Iwanowicz L.R., Blazer V.S., McCormick S.D. et al. Aroclor 1248 exposure leads to immunomodulation, decreased disease resistance and endocrine disruption in the Brown Bullhead, *Ameiurus nebulosus*. *Aquat. Toxicol.* 2009. Vol. 93. P. 70—82. doi: 10.1016/j.aquatox.2009.03.008.
11. Kitagawa A.T., Costa L.S., Paulino R.R. et al. Feeding behavior and the effect of photoperiod on the performance and hematological parameters of the Pacamã Catfish (*Lophiosilurus alexandri*). *Appl. Anim. Behav. Sci.* 2015. Vol. 171. P. 211—218. doi: 10.1016/j.applanim.2015.08.025.

12. Kubilay A., Ulukoy G. The effects of acute stress on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Turkish J. Zool.* 2002. Vol. 26. P. 249—254.
13. Laflamme J.-S., Couillard Y., Campbell P.G., Hontela A. Interrenal metallothionein and cortisol secretion in relation to Cd, Cu, and Zn exposure in Yellow Perch, *Perca flavescens*, from Abitibi Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2000. Vol. 57. P. 1692—1700. doi: 10.1139/f00-118.
14. Lemos L.S., Angarica L.M., Hauser-Davis R.A., Quinete N. Cortisol as a stress indicator in fish: sampling methods, analytical techniques, and organic pollutant exposure assessments. *Intern. J. Environ. Res. Public. Health.* 2023. Vol. 20, N 13. P. 6237. doi: 10.3390/ijerph20136237.
15. Malini D.M., Madihah M., Apriliandri A.F., Arista S. Increased blood glucose level on pelagic fish as response to environmental disturbances at East Coast Pangandaran, West Java. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 2018. Vol. 166. 012011. DOI 10.1088/1755-1315/166/1/012011.
16. Nugegoda D., Kibria G. Effects of environmental chemicals on fish thyroid function: Implications for fisheries and aquaculture in Australia. *General and Comparative Endocrinology.* 2017. Vol. 244. P. 40—53. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2016.02.021>.
17. Ogundiran M.A., Fawole O.O. Toxic effects of water pollution on two bio-indicators of aquatic resources of Asa river, Nigeria. *J. Fish. Sci.* 2018. Vol. 12, N 2. P. 20—27. DOI: 10.21767/1307-234X.1000148.
18. Osman A.G.M., Abd El Baset K.Y., El Reheem M.A. et al. Blood biomarkers in Nile tilapia *Oreochromis niloticus niloticus* and African catfish *Clarias gariepinus* to evaluate water quality of the river Nile. *Ibid.* 2018. Vol. 12, N 1. P. 1—15. DOI: 10.21767/1307-234X.1000141.
19. Pavlidis M., Greenwood L., Paalavuo M. et al. The Effect of photoperiod on diel rhythms in serum melatonin, cortisol, glucose, and electrolytes in the Common Dentex, *Dentex dentex*. *Gen. Comp. Endocrinol.* 1999. Vol. 113. P. 240—250. doi: 10.1006/gcen.1998.7190.
20. Renitasari D.P., Kurniawan A., Kurniaji A. Blood glucose of tilapia fish *Oreochromis mossambica* as a water bioindicator in the downstream of Brantas Waters, East Java. *AACL Bioflux.* 2021. Vol. 14, N 4. P. 2040—2049.
21. Robertson L., Thomas P., Arnold C.R., Trant J.M. Plasma cortisol and secondary stress responses of red drum to handling, transport, rearing density, and a disease outbreak. *Progress. Fish-Culturist.* 1987. Vol. 49. P. 1—12. doi: 10.1577/1548-8640(1987)49<1:PCASSR>2.0.CO;2.
22. Sánchez-Vázquez F.J., López-Olmeda J.F., Vera L.M. et al. Environmental cycles, melatonin, and circadian control of stress response in fish. *Front. Endocrinol.* 2019. Vol. 10. P. 279. doi: 10.3389/fendo.2019.00279.
23. Scott G.R., Sloman K.A. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. *Aquat. Toxicol.* 2004. Vol. 68, N 4. P. 369—392. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.03.016>.
24. Sinha N., Lal B., Singh T.P. Effect of endosulfan on thyroid physiology in the freshwater catfish, *Clarias batrachus*. *Toxicology.* 1991. Vol. 67, N 2. P. 187—197. [https://doi.org/10.1016/0300-483X\(91\)90142-N](https://doi.org/10.1016/0300-483X(91)90142-N).
25. Strange R.J. Acclimation temperature influences cortisol and glucose concentrations in stressed Channel Catfish. *Trans. Am. Fish. Soc.* 1980. Vol. 109. P. 298—303. doi: 10.1577/1548-8659(1980)109<298:ATICAG>2.0.CO;2.
26. Water Quality Assessments — A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Second Edition / Ed. by D. Chapman. Printed in Great Britain at the University Press, Cambridge. Published by E&FN Spon, an imprint of Chapman & Hall. 1996. 651 p.
27. Zimmer K.E., Montaña M., Olsaker I. et al. In vitro steroidogenic effects of mixtures of persistent organic pollutants (POPs) extracted from Burbot (*Lota Lota*) caught in

O.S. Potrokhov, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher, Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS Ukraine
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: apotrokhov@gmail.com
ORCID 0000-0002-8274-6898

O.G. Zinkovsky, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: olzinkovsky@gmail.com,
ORCID 0000-0003-4135-5839

Yu.M. Khudiiash, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, 04210, Ukraine, Kyiv
e-mail: yurahud@ukr.net,
ORCID 0000-0002-8588-0371

K. Kofonov, PhD (Biol.), Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: kirillkofonov16@gmail.com

L.V. Fedorenko, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: fedorenko.l@nas.gov.ua,
ORCID 0000-0002-7241-0282

Yu.V. Kunovsky, PhD (Agric.), Associate Professor, Junior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: juriikunovskii@gmail.com
ORCID 0000-0003-2720-3927

ASSESSMENT OF WATER QUALITY IN RIVERS BY BIOCHEMICAL INDICATORS OF BLOOD OF ROACH AND SILVER CRUCIAN CARP

The impact of anthropogenic factors, in particular military operations, on water quality and biochemical indicators of fish is a pressing problem of environmental monitoring. This study assessed the impact of water pollution on the levels of cortisol, thyroxine and glucose in the blood plasma of two fish species: common rudd (*Rutilus rutilus*) and silver crucian carp (*Carassius gibelio*). The studies were carried out in the Desna, Danube and Ros rivers, which were subjected to different levels of anthropogenic load as a result of military operations. It was noted that with deterioration of water quality, the content of cortisol and thyroxine mainly increases, and the content of glucose in the blood plasma of common rudd and silver crucian carp decreases, as manifestations of the development of stress reactions in them. Common rudd is a more sensitive biomarker of pollution, while silver crucian carp demonstrates higher tolerance. The results obtained indicate significant changes in the physiological state of fish, which confirms the feasibility of using biochemical indicators as indicators of the ecological state of the aquatic environment.

Keywords: water chemistry, cortisol, thyroxine, glucose, blood plasma, freshwater fish.

УДК 504.06:556.114(28)

П.М. ЛИННИК, д. х. н., проф., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

В.А. ЖЕЖЕРЯ, к. геогр. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

ЕВТРОФІКАЦІЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ: ЇЇ НАСЛІДКИ ТА СПОСОБИ ЗНИЖЕННЯ (ОГЛЯД)

У статті узагальнено результати досліджень евтрофікації поверхневих вод як одного з негативних явищ функціонування водних екосистем. Зазначено, що евтрофікація — складний процес, зумовлений впливом низки чинників, передусім підвищеним вмістом біогенних речовин, зокрема сполук азоту і фосфору. Наведено критерії оцінки трофічного стану водойм і водотоків з використанням хімічних, біологічних та фізичних показників, а також комплексних індексів трофічного стану, які базуються на них. Розглянуто зовнішні та внутрішні джерела надходження біогенних речовин до водного середовища. Показано, що надходження сполук азоту і фосфору з донних відкладів слід розглядати як потужне внутрішнє джерело евтрофікації. Значну увагу приділено аналізу причин вивільнення біогенних речовин з донних відкладів. Показано, що інтенсивне «цвітіння» води негативно проявляється на низці її хімічних показників, зумовлює істотне зниження вмісту розчиненого кисню аж до його дефіциту і формування гіпоксії. Продукування ціанотоксинів в умовах надмірного «цвітіння» води збільшує токсичність водного середовища та негативно впливає на стан біоти і здоров'я людини. Обговорюється потенційний вплив кліматичних змін на рівень евтрофікації водних об'єктів. Наведено дані стосовно найпоширеніших способів зниження рівня евтрофікації, які передбачають обмеження зовнішнього надходження сполук азоту і фосфору до водних об'єктів, а також міграції останніх з донних відкладів.

Ключові слова: *евтрофікація, біогенні речовини, сполуки азоту і фосфору, водні об'єкти, донні відклади, кліматичні зміни, способи зниження рівня евтрофікації*

Евтрофікація поверхневих водних об'єктів — процес, який у природних умовах відбувається доволі повільно, зазвичай, протягом десятиліть і навіть століть, тоді як в результаті діяльності людини істотно пришвид-

Ц и т у в а н н я: Линник П.М., Жежеря В.А. Евтрофікація поверхневих водних об'єктів: її наслідки та способи зниження (огляд). *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 6. С. 71—96.

шується [12, 14, 18, 45, 49, 51, 77, 90, 96, 99, 112, 114, 125]. Вже до середини 20-го століття стало зрозумілим, що людська активність сприяє посиленню евтрофікації. Передусім це стосувалось тих водних об'єктів, які знаходились поблизу центрів активної людської діяльності, пов'язаної з сільськогосподарським і промисловим виробництвом.

Евтрофікація зумовлена надмірним вмістом у воді поживних речовин, зокрема сполук азоту і фосфору, які сприяють інтенсивному розвитку фітопланктону аж до настання «цвітіння» води за оптимальних умов для представників певних відділів водоростей. Надлишок сполук фосфору і азоту зростає в біосфері з більшою швидкістю, ніж очікувалось, тому не виключено, що ці темпи зростання збережуться і в подальшому. Протягом останніх двох століть антропогенне надходження поживних речовин в об'єкти навколишнього середовища, включаючи поверхневі водні об'єкти, істотно зросло [99]. Згідно прогнозу Організації Об'єднаних Націй, зростання загальної чисельності населення Світу до 9,7 млрд. чол., а також збільшення міського населення на 2,5 млрд. до 2050 р. і надалі зумовлюватиме подальше забруднення поверхневих вод різноманітними хімічними речовинами, у тому числі сполуками біогенних елементів [112]. В одній з оглядових робіт [40] зазначено, що евтрофікацією охоплено багато крупних озер світу. Зокрема, стверджується, що в 50 із 100 таких озер навантаження сполуками фосфору істотно зросло в періоди між 1990—1994 та 2005—2010 роками. Евтрофікація стала загрозливою проблемою забруднення багатьох західноєвропейських і північноамериканських озер і водосховищ ще з середини 20-го століття і набула широкого поширення з того часу. Зазначається також, що погіршення якості води у водосховищах внаслідок евтрофікації відбувається швидше, ніж у природних озерах [69].

За даними ЮНЕП (UNEP), наведеними в роботі [11], приблизно 30—40 % озер і водосховищ світу тією чи іншою мірою зазнають евтрофікації. У цьому пересвідчують також дані, наведені авторами робіт [14, 38], в яких зазначено, що більше 54 % озер в Азії, 53 % європейських озер, 48 % озер у Північній Америці і 41 % озер у Південній Америці, а також 28 % африканських озер належать до евтрофних. У США понад 40 % озер і річок/потічків характеризуються незадовільним (погіршеним) станом через підвищений вміст у них поживних речовин, а приблизно дві третини національної естуарної зони має помірні або слабкі ознаки евтрофікації [78]. За іншими даними [22, 83], приблизно 78 % континентальної прибережної зони США і 65 % європейського Атлантичного узбережжя проявляють ознаки евтрофікації. Більшу частину озер в Данії відносять до високоевтрофних через високе навантаження поживними речовинами, які потрапляють до них з побутовими стічними водами та внаслідок активної сільськогосподарської діяльності [14].

Отже, евтрофікація — це глобальна екологічна проблема, негативні наслідки якої особливо відчутні в умовах сьогодення, коли знижуються економічні показники рибного промислу та туризму і зростають витрати

на водопідготовку з метою зниження ризику її негативного впливу на здоров'я людей [81].

Як зазначено в оглядовій роботі [90], евтрофікація — це складний процес, який часто пов'язаний не лише зі зміною загальної біомаси водоростей, а й зі зміною біорізноманіття. Він полягає у надмірному удобренні водойм, яке призводить до «цвітіння» води в них та істотного збільшення біомаси водоростей і ціанобактерій, зниження вмісту кисню і формування анаеробних і сірководневих зон у придонних горизонтах, що, у свою чергу, викликає загибель рослин і тварин [14, 71]. За таких умов відбувається поступове заростання водойм і, як наслідок, вони стають непридатними для використання в різних сферах водоспоживання і рекреації [44, 89]. В результаті істотно знижується рівень екосистемних послуг та відбувається зростання фінансових затрат з «оздоровлення» водойм, які зазнають антропогенного навантаження.

Проблема евтрофікації набуває особливої гостроти для водних об'єктів урбанізованих територій, оскільки саме вони зазнають помітного антропогенного забруднення різноманітними хімічними речовинами, передусім сполуками біогенних елементів [1, 6, 71, 98, 130].

Критерії оцінки трофічного стану поверхневих вод

Для оцінки трофічного статусу поверхневих водних об'єктів використовується декілька параметрів. Найважливіші з них — концентрація фосфору і азоту, хлорофілу *a*, розчиненого кисню та прозорість води [119]. Їх узагальнено і наведено нижче в таблиці. Міжнародно схвалені критерії для класифікації трофічного статусу водойм, які враховують концентрацію загального фосфору і хлорофілу *a* та прозорість води за диском Секкі, містяться також у роботі [36]. Вони включають критерії Організації міжнародного співробітництва і розвитку (англійською OECD), канадські критерії, у тому числі критерії провінції Квебек, шведські критерії та деякі інші.

У методиці екологічної оцінки якості поверхневих вод, розробленій фахівцями Інституту гідробіології НАН України [3], беруться показники неорганічних фосфору і азоту ($P_{\text{неорг}}$ і $N_{\text{неорг}}$), тоді як в низці зарубіжних публікацій — загальні концентрації фосфору і азоту (включають як розчинні, так і завислі форми), тобто $P_{\text{заг}}$ і $N_{\text{заг}}$, мотивуючи це тим, що завислі форми за певних умов можуть трансформуватись у розчинні і ставати доступними для асиміляції гідробіонтами. Важливим критерієм оцінки виступає концентрація хлорофілу *a* і продукція фітопланктону [38, 89]. Як зазначено в [38], більш коректна оцінка трофічного статусу водойм досягається не лише з урахуванням концентрації $P_{\text{заг}}$ і $N_{\text{заг}}$, але й хлорофілу *a* та прозорості води. Необхідно зазначити, що для встановлення трофічного статусу водойм використовують модифікований індекс трофічного стану Карлсона (TSM) та комплексний індекс трофічного стану (TSI_C), які розраховуються за відповідними формулами з урахуванням зазначених вище критеріїв [13, 25, 53, 70, 92, 123].

Таблиця
Зв'язок між трофічним статусом поверхневих водних об'єктів і деякими хімічними, біологічними та фізичними показниками води
(за різними класифікаціями)

Трофічний статус	мг/дм ³				N _{заг}	Хлорофіл <i>a</i> , мкг/дм ³	Прозорість води, м	Література
	P _{неорг}	P _{заг}	N _{неорг}	N _{заг}				
Оліготрофні	<0,015	×	<0,300	×	×	×	>1,5	[3]
Мезотрофні	0,015—0,050	×	0,301—0,810	×	×	×	1,5—0,65	
Евтрофні	0,051—0,200	×	0,820—2,050	×	×	×	0,50—0,35	
Політрофні і гіпер- евтрофні	0,200—>0,300	×	2,051—>5,000	×	×	×	<0,20—0,30	
Оліготрофні	×	0,003—0,010	×	×	0,250—0,600	×	×	За даними, наведеними в [11]
Мезотрофні	×	0,010—0,030	×	×	0,500—1,100	×	×	
Евтрофні	×	0,030—0,10	×	×	1,00—2,00	×	×	
Гіперевтрофні	×	>0,10	×	×	>2,00	×	×	
Оліготрофні	×	0,003—0,018	×	×	0,307—1,630	0,3—4,5	5,4—28,3	[38]
Мезотрофні	×	0,011—0,096	×	×	0,361—1,387	3,0—11,0	1,5—8,1	
Евтрофні	×	0,016—0,386	×	×	0,393—6,100	2,7—78,0	0,8—7,0	
Гіперевтрофні	×	0,750—1,200	×	×	×	100—150	0,4—0,5	
Оліготрофні	×	0,008*	×	×	0,660*	1,7*	9,9*	[23]
Мезотрофні	×	0,003—0,018	×	×	0,310—0,900	0,3—4,5	5,4—28	
Евтрофні	×	0,027*	×	×	0,750*	4,7*	4,2*	
Мезотрофні	×	0,011—0,096	×	×	0,360—1,400	0,3—11,0	1,5—8,1	

Продовження табл.

Трофічний статус	P _{неорг}	мг/дм ³			Хлорофіл <i>a</i> , мкг/дм ³	Прозорість води, м	Література
		P _{заг}	N _{неорг}	N _{заг}			
Євтрофні	×	0,084* 0,016–0,390	×	1900* 0,390–6,100	14,0* 2,7–78,0	2,4* 0,8–7,0	[23]
Оліготрофні	×	<0,010	×	<0,350	<3,5	>4	[76]
Мезотрофні	×	0,010–0,030	×	0,350–0,650	3,5–9,0	4–2	
Євтрофні	×	0,031–0,100	×	0,651–1,200	9,1–25,0	2,1–1,0	
Гіперєвтрофні	×	>0,100	×	>1,200	>25	<1,0	
Оліготрофні	×	0,0–0,012	×	×	0,0–2,6	>8–4	[97]
Мезотрофні	×	0,012–0,024	×	×	2,6–7,3	4–2	
Євтрофні	×	0,024–0,096	×	×	7,3–56,0	2–0,5	
Гіперєвтрофні	×	0,096–0,384+	×	×	56,0–155+	0,5–0,25	
Оліготрофні	×	<0,025	×	<0,700	<10	×	[33, 34]
Мезотрофні	×	0,025–0,075	×	0,700–1,500	10–30	×	
Євтрофні	×	0,075–0,290	×	1,500–3,850	>30	×	
Гіперєвтрофні	×	0,290–>0,430	×	3,850–>9,300	×	×	
Оліготрофні	×	0,004–0,010	×	0,25–0,60	<8**	>4–>6	[8, 37, 56, 122]
Мезотрофні	×	0,010–0,030	×	0,50–1,10	8–25**	2–6	
Євтрофні	×	0,030–0,100	×	1,00–2,00	25–75**	1–3	
Гіперєвтрофні	×	>0,100	×	>1,2–>2,0	>75**	<1,0–<1,5	

Продовження табл.

Трофічний статус	мг/дм ³				Хлорофіл <i>a</i> , мкг/дм ³	Прозорість води, м	Література
	P _{неорг}	P _{заг}	N _{неорг}	N _{заг}			
Оліготрофні	×	<0,01	×	<2,0	<4	>4	[79, 89, 94]
Евтрофні	×	>0,03	×	>5,0	10—25	1—2	
Оліготрофні	×	<0,012	×	×	<2,6	×	[92]
Мезотрофні	×	0,012—0,024	×	×	2,6—20	×	
Евтрофні	×	0,024—0,096	×	×	20—56	×	
Гіперевтрофні	×	0,096—0,389	×	×	56—155	×	
Оліготрофні	×	≤0,012	×	×	≤2,6	8—4	[25]
Мезотрофні	×	0,012—0,024	×	×	2,6—7,2	4—2	
Евтрофні	×	0,024—0,096	×	×	7,2—55	2—0,5	
Гіперевтрофні	×	>0,096	×	×	>55	<0,5	
Оліготрофні*	×	<0,010	×	≤0,650	×	≥10	[110]
Мезотрофні	×	<0,030	×	≤0,750	×	≥4	
Евтрофні	×	<0,100	×	≤1,900	×	≥2,5	
Гіперевтрофні	×	≥0,100	×	>1,900	×	<2,5	

Примітка. P_{неорг} — фосфор фосфатів, P_{заг} — загальний фосфор; N_{неорг} — сумарний неорганічний азот, N_{заг} — загальний азот. * — усереднені показники, ** — максимальні значення. † — критерії оцінки, які використовуються в Індонезії. × — відповідні дані відсутні. Прозорість води — за диском Секкі.

Відповідно до індексу трофічного стану Карлсона оліготрофними, мезотрофними, евтрофними і гіперевтрофними вважаються водойми, для яких він становить 0—40, 40—50, 50—70 і >70 одиниць [25]. За показниками комплексного індексу трофічного стану, який базується на даних стосовно прозорості води і концентрації $P_{\text{заг}}$ і $N_{\text{заг}}$ та хлорофілу a , водні об'єкти класифікуються як оліготрофні і середньо евтрофні (0—59 одиниць), середньо евтрофні і евтрофні (60—69 одиниць) та гіперевтрофні (70—100 одиниць) [13].

Джерела надходження біогенних речовин

Найпоширеніші сполуки азоту у поверхневих водах — це амонійний азот (NH_4^+), нітрити (NO_2^-) і нітрати (NO_3^-), а також азотовмісні органічні сполуки — амінокислоти, протеїни, аміни, амідни тощо [24, 82]. У природному водному середовищі сполуки азоту зазнають трансформації внаслідок окисно-відновних процесів, азотфіксації, амоніфікації, нітрифікації та денітрифікації [82].

Розчинний фосфор у водних об'єктах знаходиться у вигляді неорганічних сполук — ортофосфатів (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}), пірофосфатів, поліфосфатів і фосфорної кислоти, а також входить до складу органічних речовин (нуклеїнові кислоти, нуклеопроїди, фосфоліпіди, фосфорильовані цукри тощо). За величин рН 7,0—8,5, найхарактерніших для поверхневих водних об'єктів, неорганічний фосфор ($P_{\text{неорг}}$) представлений йонами HPO_4^{2-} . У завислому стані фосфор знаходиться у вигляді фосфоровмісних мінеральних частинок, а також у складі планктонних організмів, детриту тощо [5, 82].

Джерела надходження біогенних речовин до поверхневих водних об'єктів ділять, зазвичай, на дві групи: зовнішні та внутрішні.

До *зовнішніх джерел* відносяться промислові, сільськогосподарські та комунально-побутові стічні води, збільшення обсягів яких істотно пов'язане зі зростанням чисельності населення, концентруванням його в міських агломераціях, інтенсивним розвитком сільського господарства та хімічним виробництвом мінеральних добрив, у складі яких містяться сполуки азоту і фосфору, мийних засобів тощо [60, 102, 121, 124]. Дифузні (неточкові) джерела надходження біогенних речовин з водозбору, переважно внаслідок змиву з сільськогосподарських полів, набагато важче ідентифікувати та усунути, ніж точкові джерела, але саме вони розглядаються як основні причини евтрофікації [71]. Вважається, що одним із джерел зовнішнього надходження фосфору до водних об'єктів можуть бути також фекалії водоплавних птахів, які живуть поблизу них [9, 71]. Зазвичай, це характерно для тропічних мілководних водойм урбанізованих територій. За умови великого скупчення птахів надходження біогенних речовин з фекаліями може досягати 70 % їхнього загального балансу у воді невеликого озера [9].

Сільське господарство залишається одним із вагомих джерел забруднення поверхневих водних об'єктів біогенними речовинами у глобальному масштабі. З 1900 по 2000 рр. частка забруднення поверхневих вод спо-

луками азоту за рахунок сільськогосподарського виробництва зростає з 19 до 51 %, а фосфору — з 35 до 56 % у загальному обсязі [15]. Глобальне зростання населення та споживання продуктів харчування посилюють тиск на сільське господарство, що негативно впливає на стан об'єктів довкілля, включаючи водні [124]. Широке використання мінеральних добрив сприяє, з одного боку, їхньому накопиченню у ґрунтах, а з іншого, помітному виносу з поверхневим стоком з сільськогосподарських угідь до річок, озер, водосховищ і ставків [102]. Ерозія ґрунтів аж до прибережних зон водних об'єктів стала причиною посиленого потрапляння до них зазначеного поверхневого стоку. Помітного забруднення сполуками азоту і фосфору зазнають також ґрунтові води як важливе джерело питної води для багатьох громад, що також має негативні наслідки для здоров'я людей, які проживають в них.

Необхідно зазначити, що рівень забруднення поверхневих вод біогенними речовинами у розвинених країнах стає набагато нижчим, ніж у тих, які розвиваються. Наприклад, водозбірні басейни озер в останніх характеризуються набагато більшим середнім виходом загального фосфору ($P_{\text{заг}}$), ніж водозбірні басейни у розвинених країнах — 11,1 проти 0,7 кг $P_{\text{заг}}/\text{км}^2 \cdot \text{рік}$ [40].

До *внутрішніх джерел* збагачення водного середовища біогенними речовинами належать прижиттєві та посмертні виділення фітопланктону і зоопланктону внаслідок їхньої деструкції, а також вищі водні рослини і донні відклади водойм [81, 96, 116].

Безсумнівно, донні відклади — невід'ємна складова будь-якої водної системи. Вони здатні накопичувати у своєму складі різноманітні хімічні речовини, у тому числі сполуки біогенних елементів. Вивільнення останніх з донних відкладів — це складний процес, який відбувається в результаті дії низки фізичних і біохімічних механізмів [100]. Потоки біогенних речовин з донних відкладів пов'язані з різними процесами. Вони можуть відбуватись за рахунок як молекулярної, так і турбулентної дифузії [41, 54, 111]. Вважається, що надходження біогенних речовин з донних відкладів, зумовлене турбулентною дифузією, на порядок величин вище, ніж спричинене молекулярною дифузією [111]. У цій же роботі зазначено, що вивільнення біогенних речовин з донних відкладів та їхнє надходження у воду за рахунок турбулентної дифузії характерне більшою мірою для мілководних озер, тоді як за рахунок молекулярної дифузії воно в них незначне.

Внутрішнє навантаження біогенними речовинами за рахунок донних відкладів може істотно відрізнятись в різнотипних водоймах. Так, на прикладі фосфору було показано, що в одних водоймах частка внутрішнього навантаження цим біоелементом у загальному балансі незначна, тоді як в інших вона може бути співставимою з його надходженням за рахунок зовнішніх джерел або навіть перевищувати його [81]. Про це йдеться також у роботі [41], в якій викладено результати досліджень надходження розчиненого неорганічного азоту у вигляді його амонійної

форми ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) та реактивного розчинного фосфору або неорганічних сполук фосфору з донних відкладів оз. Окічобі (Lake Okeechobee, штат Флоріда, США) у воду, що контактує з ними. Перевищення внутрішнього навантаження азотом порівняно із зовнішнім можна оцінити приблизно в 5 разів, а фосфором — приблизно в 1,8 раза. Серед канадських прісноводних ставків, озер, водосховищ і прибережних водно-болотних угідь внутрішнє навантаження фосфором, зазвичай, було вищим протягом сезону відкритої води та найбільш помітним у невеликих озерах прерій [81].

Фосфор вважається найбільш важливим поживним елементом, який значною мірою контролює процес евтрофікації у прісноводних системах [27, 87]. При цьому вважається, що фосфор, який надходить з донних відкладів, виявляє більший вплив на біомасу водоростей, ніж той, що потрапляє до водойм за рахунок зовнішніх джерел, оскільки біодоступніший для асиміляції [21].

Серед різних форм фосфору у поверхневих водах (розчинні неорганічний і органічний, у складі завислих речовин) лише ортофосфати доступні для автотрофної асиміляції [89]. Внутрішні механізми вивільнення фосфору зі складу донних відкладів проявляються значною мірою при зниженні концентрації розчиненого кисню і окисно-відновного потенціалу (Eh) у придонній воді, зміні рН і йонної сили води, зростанні концентрації інших аніонів, здатних конкурувати за адсорбційні центри завислих частинок і донних відкладів, тощо [81]. Дефіцит розчиненого кисню на межі розділення донні відклади — вода спричинює анаеробні умови і зниження Eh-потенціалу. За таких обставин відбувається відновлення Fe(III) до Fe(II) в оксидах і гідроксидах феруму та розчинення останніх, завдяки чому адсорбований на них фосфор вивільняється з їхнього складу [81, 85, 106, 107]. Певною мірою це стосується також оксидів і гідроксидів мангану, які виступають сорбентами фосфору, а також низки мінералів, які містять у своєму складі ферум і манган. Із зростанням рН води відбувається десорбція поверхнево-адсорбованого фосфору, оскільки гідроксил-йони (OH^-), як і деякі інші аніони, конкурують з фосфат-йонами за центри адсорбції на мінеральних поверхнях [52]. Розкладання органічних речовин бактеріями розглядається як один з основних механізмів впливу на рівень біогенних речовин у водоймах. Надходження останніх з донних відкладів у воду, яка контактує з ними, стає особливо помітним під час літнього застою і відбувається значною мірою за участі бактерій в анаеробних умовах [91]. Як зазначено авторами робіт [61, 65], мікроорганізми виконують, принаймні, три найважливіші функції, які впливають на міграцію і трансформацію фосфору на межі розділення донні відклади — вода: 1) виділення ними фосфогідролази для мінералізації органічних фосфоровмісних сполук, 2) виділення органічних кислот для розчинення нерозчинного фосфору, головним чином у складі мінералів Ca(II), 3) фіксація фосфору внаслідок його асиміляції.

Про особливості сезонного надходження біогенних речовин з донних відкладів йдеться також у роботі [103]. На підставі літературних даних ав-

тори зазначають, що в мілководних евтрофних озерах концентрація фосфору у воді влітку була набагато вищою, ніж взимку, оскільки в цю пору року його надходження з донних відкладів мінімальне.

Сполуки азоту і фосфору, які знаходяться у донних відкладах водойм, можуть знову потрапити у водну товщу за певних умов, зокрема за зниження рН і Eh у придонному горизонті воді, формування анаеробних умов та перемішування верхнього шару донних відкладів [31, 32, 116, 126]. Значний вплив на міграцію біогенних речовин з донних відкладів виявляє тривалий дефіцит кисню у придонному горизонті, оскільки формуються сприятливі умови для виникнення гіпоксії ($< 2,0$ мг $O_2/дм^3$) і аноксії (0 мг $O_2/дм^3$) [31]. Звичайно ж, вивільнення амонійного азоту і розчинного реактивного фосфору з донних відкладів досягає своїх максимальних значень в умовах аноксії, що було встановлено на прикладі деяких озер у штаті Каліфорнія (США).

За результатами експериментальних досліджень було встановлено, що за анаеробних умов (концентрація $O_2 < 1$ мг/дм³) і зниження рН до 6,0 амонійний азот (NH_4^+) легко вивільняється з донних відкладів у воду, яка контактує з ними, потенційно викликаючи її «цвітіння». І навпаки, в аеробних умовах (концентрація O_2 8—10 мг/дм³) та за підвищення рН до 10,0 з донних відкладів виділяється нітратний азот (NO_3^-) [126].

В стратифікованих глибоких озерах донні відклади залягають доволі глибоко і мало контактують з евфотичною зоною, завдяки чому вважається, що внутрішнє навантаження фосфором на епілімніон незначне порівняно із зовнішнім [40]. Доступність фосфору для росту водоростей вища в мілководних системах через тісніший контакт між донними відкладами та евфотичною зоною, а також різноманіття інших первинних продуцентів, які ростуть у прямому контакті з відкладами [96]. Передусім це стосується вкорінених макрофітів та бентосних водоростей.

Наслідки евтрофікації для водних об'єктів

Евтрофікація поверхневих водних об'єктів спричинює низку негативних впливів на їхній стан та життєздатність водної біоти і значною мірою загрожує здоров'ю людини. Найважливіші наслідки евтрофікації узагальнено та наведено нижче (рис. 1).

Найгостріші симптоми евтрофікації — це гіпоксія через брак кисню і шкідливе «цвітіння» води, які порушують нормальний стан функціонування водних екосистем і зумовлюють, передусім, негативний вплив на водне життя у поверхневих водних об'єктах [12, 68, 74, 95]. Гостра гіпоксія або аноксія зумовлюється, зазвичай, надходженням органічних забруднювальних речовин з алохтонних джерел, а хронічна гіпоксія спричинюється за рахунок автохтонних процесів, які відбуваються у водоймах. Незалежно від цього, гіпоксія призводить до загибелі риби і молюсків та інших гідробіонтів [18, 68].

Евтрофікація представляє серйозну небезпеку для здоров'я людей і тварин. Використання евтрофованих водойм як джерел питного водопостачання обмежується через токсичність води, а її очищення стає фіна-

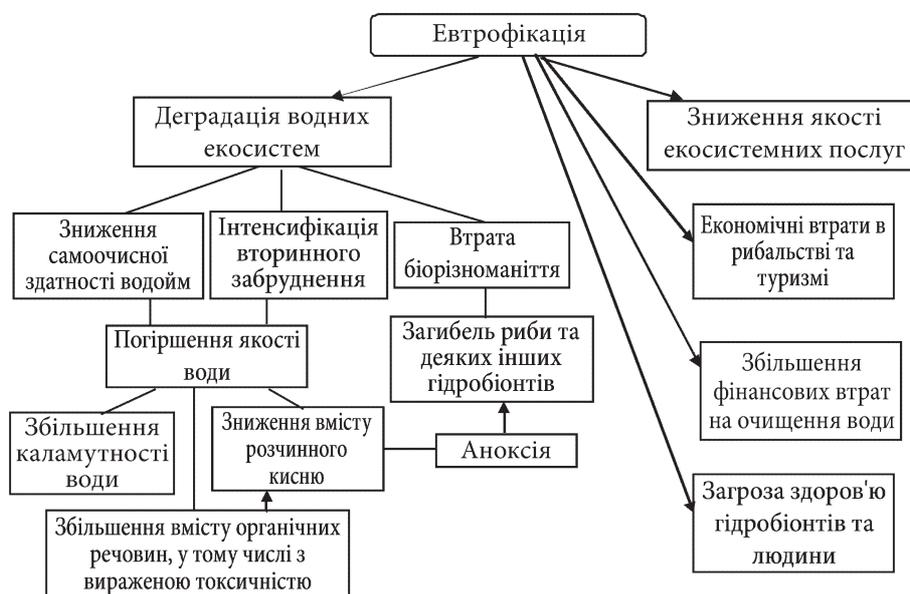


Рис. 1. Негативні наслідки євтрофікації поверхневих водних об'єктів

нсово затратним. Як показано авторами роботи [84], у видовому складі глибоководного євтрофного озера Чедріно (Сардинія, Італія) влітку домінують ціанобактерії, зокрема *Aphanizomenon flos-aquae*. Характерна особливість ціанобактерій полягає в тому, що вони доволі активно розвиваються за наявності високих температур, інтенсивного сонячного світла і, звичайно, достатньої кількості поживних речовин. Серед різноманітних проблем, пов'язаних з розвитком ціанобактерій, особливого значення набуває продукування ними широкого спектру токсичних сполук, так званих альготоксинів, які зумовлюють ризик для виживання гідробіонтів, неможливість використання води в питних цілях, а також впливають на навколишнє середовище та викликають небезпеку для здоров'я людини. Як зазначено в низці оглядових статей [4, 80, 105], ціанотоксини можуть генерувати пухлини, викликати ушкодження печінки, шлунково-кишкові розлади, лихоманку, подразнення шкіри, вух, очей, горла, дихальних шляхів, алергічні реакції. У водоймах з високим рівнем «цвітіння» води накопичення в ній ціанотоксинів у воді стає вкрай небезпечним для розвитку і життєдіяльності риб [80].

За інтенсивного розвитку ціанобактерій концентрація токсинів у воді може істотно зростати, а це зумовлює посилення її токсичності. Ціанотоксини характеризуються різною стійкістю до деградації у водному середовищі. Зокрема мікроцистини як одна з груп ціанотоксинів, які продукуються прісноводними водоростями *Microcystis*, *Anabaena*, *Nostoc* і *Planktothrix*, вважаються хімічно стійкими сполуками. Через їхню циклічну структуру вони характеризуються певною стійкістю до дії фізичних

і хімічних чинників, зокрема екстремальних значень рН, підвищеної температури та сонячного світла [88].

Шкідливі наслідки впливу альготоксинів проявляються як за безпосереднього контакту з ними людини чи тварин, так і у процесі прийому необробленої забрудненої води. Відповідно до рекомендацій Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) концентрація мікроцистинів у питній воді не повинна перевищувати 1 мкг/дм³ (за основу взято мікроцистин MC-LR як потенційний канцероген) [118].

В низці робіт [28, 59, 93] зазначається, що протягом останнього століття в озерах і водосховищах через надмірне навантаження поживними речовинами або евтрофікацію почастішали явища гіпоксії, які характеризуються більшою тривалістю. При цьому вважається, що початок і посилення озерної гіпоксії були пов'язані більшою мірою зі зростанням міських територій, ніж зі змінами в сільськогосподарських площах і застосуванням добрив [59]. Це свідчить на користь того, що антропогенно спричинена гіпоксія в європейських озерах була зумовлена переважно підвищеними викидами фосфору з міських точкових джерел. Виникнення гіпоксії в озерах і водосховищах зумовлене також потеплінням, яке сприяє посиленню температурної стратифікації та зниженню частоти перемішувань різних шарів води [28].

Низький рівень розчиненого кисню спричинює загибель водних тварин, зокрема риб та молюсків, і вивільнення багатьох хімічних речовин, які знаходяться у складі донних відкладів та зв'язаних з ними. Звичайно, це стосується і різних форм фосфору в донних відкладах. Як зазначалось вище, в анаеробних умовах істотно посилюється міграція фосфору з донних відкладів, а це сприяє подальшому розвитку евтрофікації [27]. В умовах аноксії швидкість надходження фосфору з донних відкладів евтрофних водойм значно вища порівняно з тими, які характеризуються нижчим трофічним статусом.

Евтрофікація в умовах зміни клімату

Потепління клімату впливає не лише на хімічний склад води поверхневих водних об'єктів, але й на їхню біотичну компоненту, передусім на вищу водну рослинність та фітопланктон [39]. Це стає особливо помітним в не глибоких евтрофних озерах систем.

Як було зазначено вище, в 50 із 100 найбільших озер світу істотне зростання концентрації фосфору відбувалось між 1990 і 1994 рр. та 2005—2010 рр. [40]. Певною мірою це може бути пов'язано і зі зміною клімату, яка становить нову проблему для прісноводних екосистем у всьому світі. Очікується, зокрема, що потепління клімату може стати причиною більш вираженої температурної стратифікації, зменшеного за частотою глибокого перемішування та більшого потенціалу аноксії придонних вод у глибоких, помірних оліготрофних озерах [17]. Встановлено, що підвищення температури призводить до посиленого надходження фосфору з донних відкладів та сприяє збільшенню тривалості досягнення рівноваги між фосфором, який вивільняється, і тим, що знаходиться у воді [120]. Про

зростання надходження амонійного азоту і фосфат-йонів з донних відкладів естуарію Флориди (США) зі збільшенням температури йдеться також у роботі [42], в якій зазначено, що за температури донних відкладів $>28\text{ }^{\circ}\text{C}$ надходження цих біогенних речовин зростає в 3—10 разів. До такого ж висновку дійшли автори [53], які показали, що збільшення температури з 5 до $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ призводить до зростання надходження $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ з донних відкладів приблизно на порядок величин.

Глобальне потепління і евтрофікація сприяють значною мірою розвитку синьозелених водоростей, які чутливіші до температурних змін порівняно з еукаріотичними конкурентами [29]. В озерах і водосховищах помірного клімату його зміни можуть діяти синергічно з поживними речовинами, які надходять з донних відкладів [30]. Це посилює евтрофікацію водних об'єктів та погіршує їхній стан і відповідні екокосистемні послуги, які надають великі озера, включаючи забезпечення чистою питною водою та можливості для відпочинку. Поєднання сильно відновлювальних умов, зумовлених аноксією, і високої температури ($20\text{ }^{\circ}\text{C}$) в озерах і водосховищах призводить до значного збільшення концентрації біогенних речовин у воді, яка контактує з донними відкладами. Передусім це стосується евтрофних водойм. Було виявлено, що потік розчинного реакційно здатного фосфору з донних відкладів становив $0,04$ і $0,5$ ммоль/ $\text{m}^2\cdot\text{доба}$ ($1,24$ і $15,5$ мг/ $\text{m}^2\cdot\text{доба}$), а амонію (NH_4^+) — $0,9$ і $5,6$ ммоль/ $\text{m}^2\cdot\text{доба}$ ($16,2$ і $100,8$ мг/ $\text{m}^2\cdot\text{доба}$) відповідно для оліготрофної та евтрофної водойми [30].

Авторами роботи [58] зазначається, що зміна клімату матиме істотний вплив на екосистеми озер незалежно від їхнього розміру. Підвищення температури сприятиме:

- формуванню дефіциту кисню у придонній воді і подальшому вивільненню поживних речовин, що стимулює евтрофікацію;
- підвищенню ризику тимчасової або постійної стратифікації в поліміктичних озерах, навіть у таких великих, як озеро Тайху, КНР;
- зміні видового складу з прогнозованим посиленням домінування потенційно токсичних ціанобактерій або динофлагелат;
- розширенню ареалів інвазивних видів, що призводить до розповсюдження нових видів і посилення їхнього впливу на водні харчові мережі.

Зміна клімату впливатиме на рівень евтрофікації водойм у різних кліматичних зонах по-різному. У більш посушливих кліматичних зонах евтрофікація може ще більше посилюватися через зниження рівня води, а у вологих районах через збільшення зовнішнього навантаження поживними речовинами. У помірних зонах зміни клімату впливатимуть на кількість опадів, від якої залежить рівень навантаження біогенними речовинами в річках. Взаємодія між кліматом і поживними речовинами може бути причиною серйозних змін в трофічній структурі через потенційне домінування дрібних всеїдних риб. Це збільшує вірогідність більшого хижацтва на зоопланктон та бентосні організми і, як наслідок,

до менших шансів контролювання росту шкідливих водоростей. Крім того, у великих озерах з інтенсивним судноплавством зміна клімату може збільшити ризик інвазії видів і їхнього домінування [58].

Зміни клімату у поєднанні з евтрофікацією сприяють посиленню гіпоксії в багатьох озерах і водосховищах, стимулюючи швидкість дихання більшою мірою, ніж первинну продукцію. Крім того, за рахунок збільшення інтенсивності температурної стратифікації зменшується частота змішування різних шарів води, зокрема епілімніону і гіполімніону, що, зрештою, призводить до істотного зниження обміну киснем між поверхневим і придонним горизонтами евтрофованих водойм [10, 35]. Виявляється, що внаслідок потепління клімату прискорюється глибоководна гіпоксія в озерах як помірною, так і субтропічного поясу [43, 57, 75, 128]. Прикладом перших може бути Цюріхське озеро в Швейцарії, яке зазнало помітного зниження навантаження фосфором у попередні роки [75]. Однак з'ясувалось, що концентрація розчинного реактивного фосфору у придонній воді озера сильно корелювала з різними показниками гіпоксії, надаючи кількісні докази того, що гіпоксія впливає на внутрішнє навантаження фосфором. Прикладом других можна вважати штучно створене оз. Цяньдаоху (Lake Qiandaohu) в Китаї, яке використовується для питного водопостачання. Зазначено, що і в цьому озері вже проявляються явища гіпоксії та евтрофікації, які слід особливо контролювати у зв'язку з потеплінням клімату [128]. Слід звернути увагу на те, що саме гіпоксія — це важливий індикатор «здоров'я» екосистеми, оскільки у міру збільшення ступеня, тривалості та частоти появи гіпоксії він істотно погіршується [75].

Потепління клімату сприяє, з одного боку, зниженню концентрації розчиненого кисню у поверхневій воді озер через підвищення температури, а з іншого, її зростанню внаслідок збільшення продукції фітопланктону. Водночас, відбувається зниження прозорості води, яке позначається на змінах фізичного і хімічного середовища озер [57].

Аналіз, заснований на вивченні 143 озер вздовж широтної трансекти, яка тягнеться від субарктичної Європи до південної частини Південної Америки, показав, що температура, концентрація азоту і фосфору — це ключові чинники, які впливають на біомасу ціанобактерій [62]. Водночас зазначено, що потепління не призводить до більш високої загальної біомаси фітопланктону. Але зі збільшенням температури помітно зростає відсоток його загального біооб'єму, який можна віднести на рахунок ціанобактерій.

Способи зниження евтрофікації

Зниження рівня евтрофікації поверхневих водних об'єктів може бути досягнуте за умови усунення першопричин цього явища. Це означає, що наукове обґрунтування тих чи інших заходів, які були б ефективними у зниженні концентрації біогенних речовин, слід розглядати як першочерговий етап у комплексному вирішенні зазначеної проблеми.

Якщо це стосується зовнішніх джерел надходження біогенних речовин до поверхневих водних об'єктів, то тут важливе місце посідають заходи з обмеження потрапляння поверхневого стоку з сільськогосподарських угідь, на яких відбувається інтенсивне використання мінеральних добрив з метою підвищення урожайності рослин [2, 7, 64]. Тому актуальним стає удосконалення сільськогосподарської практики в частині дотримання норм і строків внесення добрив на полях та умов їхнього належного зберігання [2, 7]. Саме це може бути запорукою зниження їхнього вивезення атмосферними опадами в річкові системи. Слід уникати розорювання сільськогосподарських земель аж до берегової лінії озер, водосховищ і ставків, бо саме воно сприяє надходженню сполук азоту і фосфору з полів. Важливо обмежити потрапляння забруднених стічних вод промислового і побутового походження та сприяти якомога ширшому використанню мийних засобів, які б не містили у своєму складі сполук фосфору [7, 64]. Заслужують на увагу засоби зі створення відповідних бар'єрів на шляху надходження поверхневого стоку до водної поверхні водойм та колекторів для накопичення забруднених вод, в яких відбувалося б первинне їхнє очищення. Як показує практика, застосування подібних заходів сприяє помітному зниженню надходження біогенних речовин до поверхневих водних об'єктів [20]. Однак неодноразово зазначалось, що навіть за такого обмеження ролі зовнішніх джерел в евтрофікації водних об'єктів вони залишаються ще певний час евтрофними, оскільки донні відклади в них містять у своєму складі значні кількості сполук азоту і фосфору, які можуть надходити у водне середовище та спричиняти евтрофікацію [20, 81, 101]. Це свідчить про те, що необхідно застосовувати комплекс практичних заходів з обмеження надходження біогенних речовин як за рахунок зовнішніх, так і внутрішніх джерел [63].

Найважливіші способи зниження надходження біогенних речовин з донних відкладів включають в себе фізичні, хімічні, геохімічні та біологічні підходи [12, 18]. Зазначені способи узагальнено з урахуванням результатів численних досліджень ефективності їхнього застосування і наведено на схемі (рис. 2), а коротку їхню характеристику наводимо нижче.

Серед фізичних заслуговують на увагу гіполімнетична оксигенація/аерація, інтенсивне промивання озер і водосховищ з метою уникнення в них застійних явищ, днопоглиблення тощо.

Гіполімнетична оксигенація або аерація сприяє розвитку аеробних умов у глибокій воді, що призводить до значного зниження міграції біогенних речовин, передусім сполук фосфору, з донних відкладів [12, 16, 19, 46, 73]. Гіполімнетичні системи аерації базуються на використанні спеціальних пристроїв, які повільно вивільняють кисень або повітря за допомогою насосів, труб, дифузорів або занурених камер [72]. Вони можуть постачати понад 50 мг/дм³ розчиненого кисню в гіполімніон більш глибоких водойм і використовуються у Північній Америці, Європі та Австралії [16, 46]. При цьому гіполімнетична оксигенація, де використовується кисень, показала більшу ефективність з подолання аноксії порівняно з гіполімнетичною аерацією, хоча і більш дорого вартісна [16,

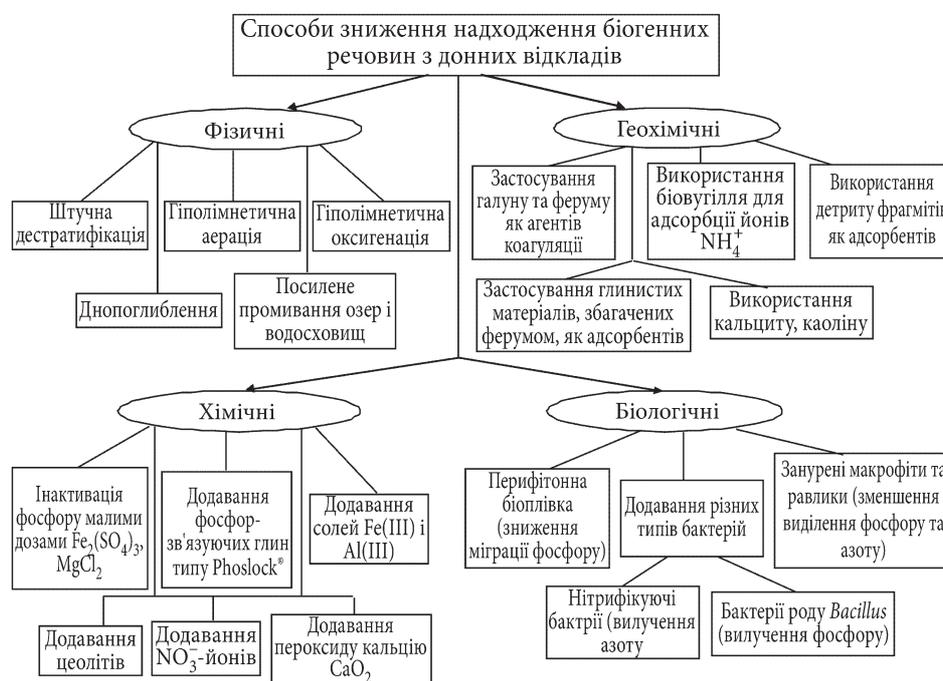


Рис. 2. Способи зниження надходження біогенних речовин з донних відкладів. Схему побудовано з урахуванням результатів численних досліджень з ефективності застосування зазначених способів

86]. Використання штучної аерації може бути ефективним способом поліпшення стану малих водойм урбанізованої території, як це було з'ясовано на прикладі озера Тельбін у м. Києві [129].

Днопоглиблення — поширений спосіб для вирішення проблем евтрофікації, оскільки сприяє зменшенню накопичення забруднювальних речовин, у тому числі сполук азоту і фосфору, шляхом видалення відкладів з дна водойм [12, 26, 90]. Однак днопоглиблення може мати позитивний вплив на озерні екосистеми, якщо застосовуються й інші способи зниження міграції біогенних речовин з донних відкладів, наприклад, аерація. Саме днопоглиблення стає ефективним лише протягом декількох перших років, а потім надходження сполук азоту і фосфору може відновлюватись у тих же обсягах, які були до його проведення [90]. В нестабільних гідродинамічних умовах днопоглиблення не може усунути потенційний ризик внутрішнього забруднення водного середовища біогенними речовинами у довгостроковій перспективі [26].

Хімічні способи зниження рівня евтрофікації передбачають інактивацію фосфору за допомогою сполук на основі металів, таких як сульфат феруму, оксид кальцію, сульфат алюмінію, які можуть використовуватись як осаджувачі фосфору, що зумовлює зниження його концентрації у воді [12, 18, 55]. Ефективним може бути використання цеолітів або по-

ліалюміній хлориду для підвищення адсорбційної ємності донних відкладів [64]. Позитивні наслідки можуть бути отримані з використанням активованого вугілля, лантану та цеоліту як прекурсорів для синтезу дисперсного адсорбенту (La-CZ) з подальшим його використанням для адсорбції фосфору. Використовують також різні форми кальциту CaCO_3 для зниження надходження фосфору з донних відкладів, але найбільшу ефективність показав осадовий кальцит — комерційний продукт SoCal з Німеччини [48]. За його наявності вивільнення фосфору знизилось майже у 100 разів — з 66 до 0,8 мкмоль $\text{P}/\text{m}^2\cdot\text{доба}$ (з 2,05 до 0,025 мг $\text{P}/\text{m}^2\cdot\text{доба}$). Можна навести й інші приклади використання хімічних засобів зниження рівня евтрофікації, але часто виникає скептицизм щодо їхнього застосування на водних об'єктах через дорожню вартість та можливість додаткового забруднення водного середовища, наприклад, сполуками алюмінію.

Серед геохімічних способів заслуговує на увагу застосування галунів, глин, збагачених ферумом, та деяких інших матеріалів, наприклад детри-ту фрагментів, які унеможливають або знижують до мінімальних показників надходження біогенних речовин, передусім фосфору, з донних відкладів [108]. Застосування поліалюміній хлориду у поєднанні з модифікованою лантаном бентонітовою глиною Phoslock на оз. Раувбракен (lake Rauwbraken) Нідерланди знизило концентрацію фосфору у воді на 92 %, сприяючи тим самим переходу озера з гіперевтрофного в оліго-мезотрофний стан [67, 113]. Однак через 10 років після обробки було виявлено, що зазначене озеро повертається до евтрофного стану через постійне зовнішнє навантаження фосфором [113].

Обговорюється можливість використання біовугілля для зниження надходження амонійного азоту з донних відкладів через його помітну адсорбційну здатність щодо йонів важких металів, поліциклічних ароматичних вуглеводнів та NH_4^+ -йонів [131].

Для зниження надходження фосфору з донних відкладів можна використовувати додавання NO_3^- -йонів, оскільки вони, діючи як акцептор електронів, можуть запобігати відновленню Fe^{3+} до Fe^{2+} і таким чином покращувати зв'язувальну здатність седиментів щодо цього важливого біоелемента та знижувати його міграційну здатність [50, 104]. Це може бути вкрай важливим для стратифікованих водних об'єктів у період гіполімінетичної гіпоксії, характерної для них. Хоча, з іншого боку, це сприяє підвищенню концентрації азоту у воді, що слід розглядати як небажане явище. Покращення якості води в евтрофних водоймах може бути досягнуто за рахунок додавання пероксиду кальцію (CaO_2), оскільки за його наявності поліпшується стан кисневого режиму, підвищується рН і Eh води, а це саме ті чинники, які інгібують виділення біогенних речовин з донних відкладів [47, 117].

Як зазначено авторами [127], фізичні та хімічні способи зниження рівнів евтрофікації мають очевидний і швидкий ефект для очищення води в короткостроковій перспективі і більшою мірою підходять для невеликих водойм (озер, водосховищ, ставків). Через доволі високі фіна-

нсові затрати їхнє використання на великих водоймах, зазвичай, не оправдовує себе. До того ж, хімічні методи створюють вторинне забруднення, про що вже йшлося вище.

Для зниження рівнів евтрофікації пропонуються також біологічні методи, суть яких викладено у низці публікацій [12, 66, 109, 127]. Зазначені методи можуть посилювати взаємодію між мікроорганізмами і водними організмами, стимулюючи цим самим самоочисну здатність водних систем. Біоремедіація передбачає використання мікроорганізмів, водних рослин і тварин з метою деградації, поглинання і трансформації забруднювальних речовин, у тому числі сполук азоту і фосфору. Як було показано авторами роботи [66], перифітонна біоплівка може бути надійним бар'єром в уповільненні міграції фосфору з донних відкладів, оскільки як поглинач здатна захоплювати його з води та послаблювати вивільнення зі складу останніх. Прикладом використання біологічних методів можуть бути водно-болотні угіддя. Вони вважаються доволі ефективними у боротьбі з евтрофікацією, оскільки демонструють високу ефективність видалення біогенних, органічних і завислих речовин з води (86—98 % N-NH_4^+ , 99 % N-NO_2^- , 82—99 % N-NO_3^- , 95—98 % $\text{N}_{\text{неорг}}$, 71,2—31,9 % PO_4^{3-} , 25—55 % ХСК і 47—86 % завислих речовин). Досліджено вплив різних типів бактерій, доданих до донних відкладів забруднених водних об'єктів, зокрема річок, з метою видалення азоту й фосфору [115]. Виявилось, що нітрифікуючі бактерії показали кращий ефект з видалення азоту, тоді як *Vacillus* — фосфору. Як зазначено авторами роботи [127], біологічні методи вважаються економічно вигідними і стійкими, але потребують тривалого періоду для досягнення необхідних результатів.

Висновки

Евтрофікація негативно впливає на стан поверхневих водних об'єктів, функціонування і життєздатність гідробіонтів та якість води. Вона зумовлена надмірною концентрацією сполук азоту та фосфору, які надходять із зовнішніх джерел та забруднених донних відкладів. Негативні наслідки евтрофікації проявляються, передусім, у «цвітінні» води через інтенсивний розвиток водоростей та настанні внаслідок нього гіпоксії у придонному горизонті і зростанні токсичності водного середовища за рахунок продукування альготоксинів. Це призводить до зниження рівня екосистемних послуг, економічних втрат у рибальстві і туризмі, збільшення фінансових витрат на очищення води та зростання загрози розвитку біоти і здоров'ю людини.

Зменшення рівня евтрофікації досягається за рахунок заходів, спрямованих на зниження надходження біогенних речовин із зовнішніх джерел. Однак за таких умов не завжди досягається поліпшення трофічного стану забруднених водойм і водотоків через надходження сполук азоту і фосфору з донних відкладів за настання дефіциту розчиненого кисню, зниження рН та окисно-відновного потенціалу (Eh) у придонному горизонті.

Рівень евтрофікації залежить значною мірою від кліматичних змін, оскільки потепління сприяє інтенсивному розвитку фітопланктону, зокрема синьозелених водоростей, накопиченню біомаси останніх з відповідними негативними наслідками. Зростає тривалість температурної та кисневої стратифікації з формуванням анаеробних зон, що сприяє посиленню вивільнення біогенних речовин з донних відкладів.

Для зниження рівня евтрофікації поверхневих вод важливо застосувати комплекс заходів, які б обмежували як зовнішнє, так і внутрішнє надходження сполук азоту і фосфору до водойм і річок.

Список використаної літератури

1. Екологічний стан водних об'єктів урбанізованих територій. Китайські ставки / П.М. Линник, В.А. Жежеря, С.В. Батог та ін. Ін-т гідробіології НАН України. Київ: Логос, 2015. 76 с.
2. Лузовіцька Ю.А., Осадча Н.М., Артеменко В.А. Визначення чинників формування біогенного складу річки Десни за допомогою сумарних та різницевих інтегральних кривих. *Наук. праці УкрНДГМІ*. 2016. Вип. 269. С. 86—93.
3. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. Київ: Символ-Т, 1998. 28 с.
4. Мокієнко А.В. Ціанобактерії і ціанотоксини: міф чи реальність? *Вісн. НАН України*. 2016. № 4. С. 65—75.
5. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Київ: Наук. думка, 2007. 456 с.
6. Стан водних об'єктів урбанізованих територій. Озера системи Опечень. За ред. д.х.н., проф. П.М. Линника. Київ: Ін-т гідробіології НАН України, 2023. 175 с.
7. Степова О.А., Рома В.В. Оцінка біогенного забруднення поверхневих водойм Полтавської області. *Вісн. Полтав. держ. аграр. акад.* 2016. № 1—2. С. 93—97.
8. A procedure to estimate the response of aquatic systems to changes in phosphorus and nitrogen inputs. National Water and Climate Center (USA). 1999. 43 p.
9. Adhurya S., Das S., Ray S. Nitrogen and phosphorous loading by aquatic avifauna in a shallow eutrophic freshwater lake. *Energ. Ecol. Environ.* 2022. Vol. 7. P. 111—129.
10. Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H. et al. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 2009. Vol. 54, N 6. P. 2283—2297.
11. Ahmed T., Haque M.K., Haque M.M. et al. Lake eutrophication mechanism and control: current status and future tendency. *Life Science Studies*. 2024. Vol. 01. P. 10—31.
12. Akinawo S.O. Eutrophication: causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. *Environ. Challenges*. 2023. Vol. 12. Article number 100733. 18 p.
13. Alemayehu D. Hackett F. Water quality and trophic state of Kaw Lake. *J. Environ. Stud.* 2016. Vol. 2, N 1. 7 p.
14. Ansari A.A., Gill S.S., Khan F.A. Eutrophication: threat to aquatic ecosystems. *Eutrophication: causes, consequences and control*. Ed. by A.A. Ansari et al. Dordrecht... New York: Springer, 2011. Chapter 7. P. 143—170. DOI 10.1007/978-90-481-9625-8
15. Beusen A.H.W., Bouwman A.F., Van Beek L.P.H. et al. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*. 2016. Vol. 13. P. 2441—2451.
16. Beutel M.W., Horne A.J. A review of the effects of hypolimnetic oxygenation on lake and reservoir water quality. *Lake Reservoir Manage.* 1999. Vol. 15, N 4. P. 285—297.
17. Beutel M.W., Horne A.J. Nutrient fluxes from profundal sediment of ultra-oligotrophic Lake Tahoe, California/Nevada: implications for water quality and management in a changing climate. *Water Resour. Res.* 2018. Vol. 54. P. 1549—1559.

18. Bhagowati B., Ahamad K.U. A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 2019. Vol. 19, N 1. P. 155—166.
19. Bierlein K.A., Rezvani M., Socolofsky S.A. et al. Increased sediment oxygen flux in lakes and reservoirs: the impact of hypolimnetic oxygenation. *Water Resour. Res.* 2017. Vol. 53. P. 4876—4890.
20. Bootsma M.C., Barendregt A., van Alphen J.C.A. Effectiveness of reducing external nutrient load entering a eutrophicated shallow lake ecosystem in the Naardermeer nature reserve, The Netherlands. *Biological Conservation*. 1999. Vol. 90, N 3. P. 193—201.
21. Bormans M., Maršálek B., Jančula D. Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review. *Aquat. Ecol.* 2016. Vol. 50. P. 407—422.
22. Bricker S.B., Longstaff W.D., Jones A. et al. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change. *Harmful Algae*. 2008. Vol. 8, N 1. P. 21—32.
23. Brown T., Simpson J. Managing phosphorus inputs to urban lakes, I. Determining the trophic state of your lake. *Urban Lake Management*. 2001. Vol. 3, N 4. P. 771—781.
24. Camargo J.A., Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environ. Int.* 2006. Vol. 32. P. 831—849.
25. Carlson R.E. Estimating trophic state. *Lakeline*. 2007. Vol. 7. P. 25—28.
26. Chen Xi, Wang Y., Sun T. et al. Effects of sediment dredging on nutrient release and eutrophication in the gate-controlled estuary of northern Taihu Lake. *J. Chem.* 2021. Vol. 2021. Article ID 7451832. 13 p.
27. Correll D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *J. Environ. Quality*. 1998. Vol. 27. P. 261—266.
28. Cortés A., Forrest A.L., Sadro S. et al. Prediction of hypoxia in eutrophic polymictic lakes. *Water Resour. Res.* 2021. Vol. 57, e2020WR028693.
29. Da Anunciação Gomes A.M., Marinho M.M., Mesquita M.C.B. et al. Warming and eutrophication effects on the phytoplankton communities of two tropical water systems of different trophic states: An experimental approach. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 2020. Vol. 25. P. 275—282.
30. Dadi T., Rinke K., Friese K. Trajectories of sediment-water interactions in reservoirs as a result of temperature and oxygen conditions. *Water*. 2020. Vol. 12. Article number 1065. 19 p.
31. Defeo S., Beutel M.W., Rodal-Morales N., Singer M. Sediment release of nutrients and metals from two contrasting eutrophic California reservoirs under oxic, hypoxic and anoxic conditions. *Front. Water*. 2024. Vol. 6. Article number 1474057. 14 p. DOI: 10.3389/frwa.2024.1474057
32. De Medina H.L., Marín J.C., Gutiérrez E., Morales J. Nitrogen mobility at the sediment-water interface of lake Maracaibo, Venezuela. *Water Air Soil Pollut.* 2003. Vol. 145. P. 341—357.
33. Dodds W.K., Jones J.R., Welch E.B. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Res.* 1998. Vol. 32. P. 1455—1462.
34. Dodds W.K., Smith V.H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*. 2016. Vol. 6. P. 155—164.
35. Doubek J.P., Campbell K.L., Lofton M.E. et al. Hypolimnetic hypoxia increases the biomass variability and compositional variability of crustacean zooplankton communities. *Water*. 2019. Vol. 11. Article number 2179. 21 p.
36. El-Serehy H.A., Abdallah H.S., Al-Misned F.A. et al. Assessing water quality and classifying trophic status for scientifically based managing the water resources of the Lake Timsah, the lake with salinity stratification along the Suez Canal. *Saudi J. Biol. Sci.* 2018. Vol. 25. P. 1247—1256.

37. Environment Canada. National guidelines and standard office. Water policy and coordination directorate. Canadian Guidance Framework for the management of phosphorus in freshwater system. 2004. Report N 1—18.
38. Fernández C., Parodi E.R., Cáceres E.J. Limnological characteristics and trophic state of Paso de las Piedras Reservoir: an inland reservoir in Argentina. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 2009. Vol. 14. P. 85—101.
39. Feuchtmayr H., Moran R., Hatton K. et al. Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *J. Appl. Ecol.* 2009. Vol. 46. P. 713—723.
40. Fink G., Alcamo J., Flörke M., Reder K. Phosphorus loadings to the world's largest lakes: sources and trends. *Glob. Biogeochem. Cycles*. 2018. Vol. 32. P. 617—634.
41. Fisher M.M., Reddy K.R., James R.T. Internal nutrient loads from sediments in a shallow, subtropical lake. *Lake Reserv. Manage.* 2005. Vol. 21, N 3. P. 338—349.
42. Fox A.L., Trefry J.H. Nutrient fluxes from recent deposits of fine-grained, organic-rich sediments in a Florida estuary. *Front. Mar. Sci.* 2023. Vol. 10. Article number 1305990. 21 p. doi: 10.3389/fmars.2023.1305990
43. Fukushima T., Matsushita B., Subehi L. et al. Will hypolimnetic waters become anoxic in all deep tropical lakes? *Scientific Reports*. 2017. Vol. 7. Article number 45320. 9 p.
44. Geletu T.T. Lake eutrophication: Control of phytoplankton overgrowth and invasive aquatic weeds. *Lakes and Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*. 2023. Vol. 28, N 1. e12425.
45. Glibert P.M. Eutrophication, harmful algae and biodiversity — challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Mar. Pollut. Bull.* 2017. Vol. 124, N 2. P. 591—606.
46. Hansen A.M., Hernández-Martínez C., Falcón-Rojas A. Evaluation of eutrophication control through hypolimnetic oxygenation. *Procedia Earth and Planetary Science*. 2017. Vol. 17. P. 598 — 601.
47. Haque N., Kwon S.-H. Nutrient dynamics study of overlying water affected by peroxide-treated sediment. *J. Ecol. Environ.* 2017. Vol. 41. Article number 32. 11 p.
48. Hart B.T., Roberts S., James R. et al. Active barriers to reduce phosphorus release from sediments: effectiveness of three forms of CaCO₃. *Aust. J. Chem.* 2003. Vol. 56. P. 207—217.
49. Heisler J.P., Gilbert J., Burkholder J. et al. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae*. 2008. Vol. 8, N 1. P. 3—13.
50. Hemond H.F., Lin K. Nitrate suppresses internal phosphorus loading in a eutrophic lake. *Water Res.* 2010. Vol. 44, N 12. P. 3645—3650.
51. Henderson-Sellers B., Markland H.R. Decaying lakes: the origins and control of cultural eutrophication (principles and techniques in the environmental sciences). Hoboken: John Wiley and Sons Ltd., 1987. 264 p.
52. Hongshao Z., Stanforth R. Competitive adsorption of phosphate and arsenate on goethite. *Environ. Sci. Technol.* 2001. Vol. 35, N 24. P. 4753—4757.
53. Hou D., He J., Lü C. et al. Effects of environmental factors on nutrients release at sediment-water interface and assessment of trophic status for a typical shallow lake, Northwest China. *Sci. World J.* 2013. Vol. 2013. Article ID 716342. 16 p.
54. Huang L., Gao Q., Fang H. et al. Effects of bedform migration on nutrient fluxes at the sediment—water interface: a theoretical analysis. *Environmental Fluid Mechanics*. 2021. <https://doi.org/10.1007/s10652-021-09816-3>
55. Huh J.H., Ahn J.W. A perspective of chemical treatment for cyanobacteria control toward sustainable freshwater development. *Environ. Eng. Res.* 2017. Vol. 22, N 1. P. 1—11.
56. Istvánovics V. Eutrophication of lakes and reservoirs. *Encyclopedia of Inland Waters*. 2009. P. 157—165.
57. Jane S.F., Hansen G.J.A., Kraemer B.M. et al. Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature*. 2021. Vol. 594. P. 66—70.

58. Jenny J.-P., Anneville O., Arnaud F. et al. Scientists' warning to humanity: rapid degradation of the world's large lakes. *J. Great Lakes Research*. 2020. Vol. 46. P. 686—702.
59. Jenny J.-P., Normandeau A., Francus P. et al. Urban point sources of nutrients were the leading cause for the historical spread of hypoxia across European lakes. *PNAS*. 2016. Vol. 113, N 45. P. 12655—12660.
60. Jeppesen E., Søndergaard M., Meerhoff M. et al. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction — some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia*. 2007. Vol. 584, N 1. P. 239—252.
61. Katherine D.M., Emily K.R. Microbial contributions to phosphorus cycling in eutrophic lakes and wastewater. *Annu. Rev. Microbiol.* 2013. Vol. 67. P. 199—219.
62. Kosten S., Huszar V.L.M., Bécares E. et al. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*. 2012. Vol. 18. P. 118—126.
63. Kowalczywska-Madura K., Dondajewska-Pielka R., Gołdyn R. The assessment of external and internal nutrient loading as a basis for lake management. *Water*. 2022. Vol. 14. Article number 2844. 22 p.
64. Lesniak-Moczuk K., Skyba O.I., Bilyk Ya. O., Fedonyuk L.Ya. Evaluation of the status of Warmian-Masurian lakes in Poland due to eutrophication process. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2021. № 4 (62). P. 67—74.
65. Liu Q., Chen Y., Liu C. et al. Migration and transformation of phosphorus in sediment—water system in storm and sewage sewers. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2022. 11 p.
66. Lu H., Wan J., Li J., Shao H., Wu Y. Periphytic biofilm: a buffer for phosphorus precipitation and release between sediments and water. *Chemosphere*. 2016. Vol. 144. P. 2058—2064.
67. Lüring M., Van Oosterhout F. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Res.* 2013. Vol. 47. P. 6527—6537.
68. Mallin M.A., Johnson V.L., Ensign S.H., MacPherson T.A. Factors contributing to hypoxia in rivers, lakes, and streams. *Limnol. Oceanogr.* 2006. Vol. 51(1, part 2). P. 690—701.
69. Mamun M., An K.-G. Major nutrients and chlorophyll dynamics in Korean agricultural reservoirs along with an analysis of trophic state index deviation. *J. Asia-Pacific Biodivers.* 2017. Vol. 10. P. 183—191.
70. Mamun M., Atique U., An K.-G. Assessment of water quality based on trophic status and nutrients-chlorophyll empirical models of different elevation reservoirs. *Water*. 2021. Vol. 13. Article number 3640. 15 p.
71. Miranda M., Marinho M.M., Noyma N. et al. Phosphorus balance in a tropical shallow urban pond in Southeast Brazil: implications for eutrophication management. *Inland Waters*. 2021. Article number 1915661. 17 p.
72. Moore B., Mobley M., Little J. et al. Aeration and oxygenation methods for stratified lakes and reservoirs. *Lake Line*. 2015. P. 17—30.
73. Moridi M., Jaafarzadeh Haghghi Fard N., Pazira A. et al. A new approach for designing a hypolimnetic oxygenation system to improve the water quality in tropical reservoirs. *Environmental Health Engineering and Management Journal*. 2020. Vol. 7, N 4. P. 277—285.
74. Nazari-Sharabian M., Ahmad S., Karakouzian M. Climate change and eutrophication: a short review. *Engineering, Technology and Applied Science Research*. 2018. Vol. 8, N 6. P. 3668—3672.
75. North R.P., North R.L., Livingstone D.M. et al. Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift. *Global Change Biology*. 2014. Vol. 20. P. 811—823.
76. Nürnberg G. Eutrophication and trophic state. *Lake Line*. 2001. Vol. 29, N 1. P. 29—33.

77. O'Neil J.M., Davis T.W., Burford M.A., Gobler C.J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*. 2012. Vol. 14. P. 313—334.
78. Oates C., Fajardo H., Grieger K. et al. Effective nutrient management of surface waters in the United States requires expanded water quality monitoring in agriculturally intensive areas. *ACS Environ. Au*. 2025. Vol. 5, N 1. P. 1—11.
79. Olem H., Flocks G., Eds. Lake and reservoir restoration guidance manual. 2nd edition. EPA 440/4-90-006. Prep. by N. Am. Lake Manage. Soc. For U.S. Environ. Prot. Agency. Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 1990. 340 p.
80. Onyango D.M., Orina P.S., Ramkat R.C. et al. Review of current state of knowledge of microcystin and its impacts on fish in Lake Victoria. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 2020. Vol. 25. N 2. 12 p.
81. Orihel D.M., Baulch H.M., Casson N.J. et al. Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2017. Vol. 74. P. 2005—2029.
82. Osadchyy V., Nabyvanets B., Linnik P. et al. Processes determining surface water chemistry. Switzerland: Springer International Publishing, 2016. 270 p.
83. OSPAR Commission, 2003. OSPAR integrated report 2003 on the eutrophication status. London, U.K.: OSPAR. 2003. 59 p.
84. Padedda B.M., Sechi N., Lai G.G. et al. Consequences of eutrophication in the management of water resources in Mediterranean reservoirs: a case study of Lake Cedrina (Sardinia, Italy). *Global Ecology and Conservation*. 2017. Vol. 12. P. 21—35.
85. Pearce A.R., Chambers L.G., Hasenmueller E.A. Characterizing nutrient distributions and fluxes in a eutrophic reservoir, Midwestern United States. *Sci. Total Environ.* 2017. Vol. 581—582. P. 589—600.
86. Preece E.P., Moore B.C., Skinner M.M. et al. A review of the biological and chemical effects of hypolimnetic oxygenation. *Lake and reservoir management*. 2019. Vol. 35, N 3. P. 229—246.
87. Randall M.C., Carling G.T., Dastrup D.B. et al. Sediment potentially controls in-lake phosphorus cycling and harmful cyanobacteria in shallow, eutrophic Utah Lake. *PLoS ONE*. 2019. Vol. 14, N 2. e0212238. 17 p.
88. Rastogi R.P., Sinha R.P., Incharoensakdi A. The cyanotoxin-microcystins: current overview (review). *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 2014. Vol. 13. P. 215—249.
89. Rathore S.S., Chandravanshi P., Chandravanshi A. Jaiswal K. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on aquatic ecosystem. *IOSR J. Agri. Veter. Sci.* 2016. Vol. 9, N 10. P. 89—96.
90. Riza M., Ehsan M.N., Pervez N. et al. Control of eutrophication in aquatic ecosystems by sustainable dredging: effectiveness, environmental impacts, and implications. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 2023. Vol. 7. Article number 100297. 10 p.
91. Rozpondek K., Rozpondek R. Analysis of selected nutrient contents in bottom sediments of the Ostrowy water reservoir using the GIS System. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*. 2018. Vol. 21, N 4. P. 437—446. DOI: 10.17512/ios.2018.4.9
92. Saetang S., Jakmunee J. Evaluation of eutrophication state of Mae Kuang reservoir, Chiang Mai, Thailand by using Carlson's trophic state index. *Applied Science and Engineering Progress*. 2022. Vol. 15, N 3. Article number 4012. 8 p.
93. Schindler D.W., Carpenter S.R., Chapra S.C. et al. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environ. Sci. Technol.* 2016. Vol. 50, No 17. P. 8923—8929.
94. Schindler D.W., Fee E.J. Experimental lakes area: whole-lake experiments in eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.* 1974. Vol. 31, N 5. P. 937—953.
95. Selman M., Greenhalgh S., Diaz R., Sugg Z. Eutrophication and hypoxia in coastal areas: a global assessment of the state of knowledge. *Water quality: eutrophication and hypoxia*. 2008. N 1. 6 p.

96. Serrano L., Reina M., Quintana X.D. et al. A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. *Ecological Indicators*. 2017. Vol. 76. P. 324—334.
97. Sheela A.M., Letha J., Joseph S. Environmental status of a tropical lake system. *Environ. Monit. Assess.* 2011. Vol. 180. P. 427—449.
98. Silva T.F.G., Vinçon-Leite B., Lemaire B.J. et al. Impact of urban stormwater runoff on cyanobacteria dynamics in a tropical urban lake. *Water*. 2019. Vol. 11, N 5. Article number 946. 28 p. doi:10.3390/w11050946
99. Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* 1999. Vol. 100. P. 179—196.
100. Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Lucassen E.C.H.E.T. et al. Internal eutrophication: how it works and what to do about it — a review. *Chem. Ecol.* 2006. Vol. 22, N 2. P. 93—111.
101. Sobczyński T. The effects of abiotic conditions on release of biogenic substances from bottom sediments. *International Journal of Oceanography and Hydrobiology*. 2009. Vol. 38, No 1. P. 45—53.
102. Sonarghare P.C., Masram S.C., Sonparote U.R. et al. Causes and effects of eutrophication on aquatic life (a review). *ESSENCE Int. J. Env. Rehab. Conserv.* 2020. Vol. XI, SP2. P. 213—218.
103. Søndergaard M., Jensen J.P., Jeppesen E. Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology*. 2005. Vol. 50. P. 1605—1615.
104. Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P. Hypolimnetic nitrate treatment to reduce internal phosphorus loading in a stratified lake. *Lake. Reserv. Manage.* 2000. Vol. 16, N 3. P. 195—204.
105. Stewart I., Webb P.M., Schlute P.J., Shaw G.R. Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria — a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. *Environ. Health*. 2006. Vol. 5. Article number 6. 13 pp.
106. Surridge B.W.J., Heathwaite A.L., Baird A.J. The release of phosphorus to pore-water and surface water from river riparian sediments. *J. Environ. Quality*. 2007. Vol. 36, N 5. P. 1534—1544.
107. Tammeorg O., Nürnberg G., Niemistö J. et al. Internal phosphorus loading due to sediment anoxia in shallow areas: implications for lake aeration treatments. *Aquatic Sciences*. 2020. Vol. 82. Article number 54. 10 p.
108. Tang M., Deng Q., Li X. et al. The effect of natural materials used as sediment remediation on phosphorus and nitrogen control in a mesocosm. *Environ. Sci. Eur.* 2020. Vol. 32. Article number 90. 14 p.
109. Tang X., Wu M., Yang W. et al. Ecological strategy for eutrophication control. *Water Air Soil Pollut.* 2012. Vol. 223. P. 723—737.
110. Tanjung R.H.R., Indrayani E., Agamawan L.P.I. Water quality assessment to determine the trophic state and suitability of Lake Sentani (Indonesia) for various utilisation purposes. *Water Cycle*. 2024. Vol. 5. P. 99—108.
111. Thomas D.B., Schallenberg M. Benthic shear stress gradient defines three mutually exclusive modes of non-biological internal nutrient loading in shallow lakes. *Hydrobiologia*. 2008. Vol. 610. P. 1—11. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9417-x>
112. Trottet A., George C., Drillet G., Lauro F.M. Aquaculture in coastal urbanized areas: A comparative review of the challenges posed by harmful algal blooms. *Environ. Sci. Technol.* 2022. Vol. 52, N 16. P. 2888—2929.
113. Van Oosterhout F., Yasseri S., Noyma N. et al. Assessing the long-term efficacy of internal loading management to control eutrophication in Lake Rauwbraken. *Inland Waters*. 2021. Vol. 11, No 1. <https://doi.org/10.1080/20442041.2021.1969189>

114. Vinçon-Leite B., Casenave C. Modelling eutrophication in lake ecosystems: a review. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 651. P. 2985—3001.
115. Wang F., Bai Y., Yang F. et al. Degradation of nitrogen, phosphorus, and organic matter in urban river sediments by adding microorganisms. *Sustainability.* 2021. Vol. 13, Article number 2580. 15 p.
116. Wang S., Jiang X., Zheng B.H. et al. Composition, mineralization potential and release risk of nitrogen in the sediments of Keluke Lake, a Tibetan Plateau freshwater lake in China. *Royal Society Open Science.* 2018. Vol. 5, N 9. Article number 180612. 15 p.
117. Wang Y., Wang W.H., Yan F.L. et al. Effects and mechanisms of calcium peroxide on purification of severely eutrophic water. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 650. P. 2796—2806.
118. WHO. Guidelines for drinking-water quality. 4th ed. World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2011. 564 pp.
119. Wojtkowska M., Bojanowski D. Assessing trophic state of surface waters of Służewiecki Stream (Warsaw). *Appl. Water Sci.* 2021. Vol. 11. Article number 118.
120. Wu Y., Wen Y., Zhou J., Wu Y. Phosphorus release from lake sediments: effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE J. Civil Engineer.* 2013. Vol. 18, N 1. P. 323—329.
121. Wurtsbaugh W.A., Paerl H.W., Dodds W.K. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *WIREs Water.* 2019. Vol. 6. e1373. 27 p.
122. Yang X., Wu X., Hao H., He Z. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *J. Zhejiang Univ. Sci. B.* 2008. Vol. 9, N 3. P. 197—209.
123. Yongo E., Agembe S.W., Manyala J.O., Mutethya E. Assessment of the current trophic state and water quality of Lake Naivasha, Kenya using multivariate techniques. *Lakes & Reservoirs: Research & Management.* 2022. Vol. 27. e12422. 13 p.
124. Zahoor I., Mushtaq A. Water pollution from agricultural activities: a critical global review. *Intern. J. Chem. Biochem. Sci. (IJCBS).* 2023. Vol. 23, N 1. P. 164—176.
125. Zhang F. Environmental effects on the release of nutrients at the sediment-water interface. *J. Ecosys. Ecograph.* 2022. Vol. 12, N 6. Article number 335. 3 p.
126. Zhang L., Wang S., Wu Z. Coupling effect of pH and dissolved oxygen in water column on nitrogen release at water—sediment interface of Erhai Lake, China. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 2014. Vol. 149. P. 178—186.
127. Zhang Y., Luo P., Zhao S. et al. Control and remediation methods for eutrophic lakes in the past 30 years. *Water Sci. Technol.* 2020. Vol. 81, N 6. P. 1099—1113.
128. Zhang Y.L., Wu Z., Liu M. et al. Dissolved oxygen stratification and response to thermal structure and long-term climate change in a large and deep subtropical reservoir (Lake Qiandaohu, China). *Wat. Res.* 2015. Vol. 75. P. 249—258.
129. Zhezherya V.A., Linnik P.N., Belous Ye.P. Improvement in the hydrochemical regime of small urban water bodies under conditions of artificial aeration (on the example of lake Telbin). *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 4. P. 94—110.
130. Zhezherya V.A., Zhezherya T.P., Linnik P.M. et al. Peculiarities of the dynamics of some elements of hydrochemical regime in small water bodies of urban territories: nutrients and organic matter. *Hydrobiol. J.* 2022. Vol. 58, N 6. P. 81—103.
131. Zhu Y., Tang W., Jin X., Shan B. Using biochar capping to reduce nitrogen release from sediments in eutrophic lakes. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 646. P. 93—104.

Надійшла: 14.03.2025

P.M. Linnik, Dr. Sci. (Chem.), Prof., Head of Department
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

V.A. Zhezherya, PhD (Geogr.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com
ORCID 0000-0002-1128-5270

EUTROPHICATION OF SURFACE WATER BODIES: ITS CONSEQUENCES AND METHODS OF REDUCTION (REVIEW)

The article summarizes the study results of surface waters' eutrophication as one of the negative phenomena of the functioning of aquatic ecosystems. It is noted that eutrophication is a complex process caused by the influence of a number of factors, primarily an increased content of nutrients, in particular nitrogen and phosphorus compounds. The article presents criteria for assessing the trophic state of water bodies and watercourses using chemical, biological and physical indicators, as well as complex indices of trophic state based on them. External and internal sources of nutrient input to the aquatic environment are considered. It is shown that the input of nitrogen and phosphorus compounds from bottom sediments should be considered as a powerful internal source of eutrophication. Considerable attention is paid to the analysis of the causes of nutrients' release from bottom sediments. It is shown that intensive algae blooms negatively affect a number of hydrochemical indicators, causing a significant decrease in the dissolved oxygen content up to its deficiency and the formation of hypoxia and anoxia. The production of cyanotoxins during excessive algae blooms increase the toxicity of the aquatic environment and negatively affects the state of biota and human health. The potential impact of climate change on the level of eutrophication of water bodies is discussed. The most common methods of reducing eutrophication are provided, which involve limiting the external input of nitrogen and phosphorus compounds to water bodies, as well as the migration of the latter from bottom sediments.

Keywords: *eutrophication, nutrients, nitrogen and phosphorus compounds, water bodies, bottom sediments, climate change, methods of reducing eutrophication.*

УДК 546.27:547.914

Х.Х. КУЄН,

Університет Науки і Технологій,
Да Ханг 550000, В'єтнам
e-mail: hhquyen@dut.udn.vn

Х.М. НГУЄН,

Університет Нотр-Дам, кафедра аерокосмічної та машинобудівної інженерії,
Нотр-Дам, Індіана 46556, США
e-mail: hnguye28@nd.edu

В.Ч.М. ТРАН,

Університет Науки і Технологій,
Да Ханг 550000, В'єтнам

Ф.Ц. ЛЕ,

Університет Науки і Технологій,
Да Ханг 550000, В'єтнам

М. КУРАШІНА,

Університет Токусіма, кафедра прикладної хімії, Вища школа науки і технологій,
Токусіма 770-8506, Японія

М. ЯСУДЗАВА,

Університет Токусіма, кафедра прикладної хімії, Вища школа науки і технологій,
Токусіма 770-8506, Японія

УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДУ ВИДАЛЕННЯ БОРУ З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ ЗА ДОПОМОГОЮ СМОЛИ AMBERLITE IRA 743: РОЛЬ pH ТА АКТИВАЦІЇ СМОЛИ¹

Зниження підвищеного рівня бору у водних екосистемах є важливим через його токсичність для людини та рослин. Досліджено використання активованої смоли Amberlite IRA 743 для видалення бору з водних розчинів. В експериментальних умовах вивчали вплив pH, початкової концентрації бору, часу контакту та іонної сили на адсорбцію бору активованою смолою. Активація з використанням 0.1 М HCl та 0.1 М NaOH значно підвищувала її адсорбційну здатність. Поглинання бору збільшувалось зі зростанням pH, досягаючи піку при pH 8. Ізотерма Ленгмюра добре узгоджується з отриманими даними, з максимальною ємністю 6.39 мг/г для необробленої та 9.75 мг/г для активованої смоли. Кінетика відповідала моделям псевдо-першого та другого порядку, досягаючи рівноваги через 12 год. Додавання NaCl та KCl мало не-

¹This research is funded by the Ministry of Education and Training of Vietnam (Project No: B2023.DNA.09).

Ц и т у в а н н я: Куєн Х.Х., Нгуєн Х.М., Тран В.Ч.М., Ле Ф.Ц., Курашіна М., Ясудзава М. Удосконалення методу видалення бору з водних розчинів за допомогою смоли AMBERLITE IRA 743: роль pH та активації смоли. *Гідробіол. журн.* 2025. Т. 61, № 6. С. 97—115.

значний вплив, тоді як CaCl_2 та MgCl_2 сприяли видаленню бору. Використання активованої смоли для видалення бору зі стічних вод від десульфуризації димових газів досягло ефективності до 93.2 %. Отримані результати свідчать про те, що активована смола Amberlite IRA 743 є перспективним адсорбентом для видалення бору з забрудненої води.

Ключові слова: смола Amberlite IRA 743, видалення бору, адсорбція, активація, кінетика адсорбції.

Introduction

Water pollution represents a critical worldwide challenge that endangers human health and ecological systems [6]. Boron and its compounds naturally occur in aquatic ecosystems in forms such as borosilicate minerals, boric acid, and borate salts [21, 28]. However, the predominant source of boron contamination in water systems arises from industrial effluents, encompassing sectors such as ceramics, glass manufacturing, textiles, metallurgy, nuclear energy, cleaning, wood preservation, agriculture, and healthcare [1, 19, 25]. Furthermore, coal combustion byproducts from coal-fired power plants, including fly ash, bottom ash, boiler slag, and scrubber sludge, are often stored in landfills and lagoons [10, 34]. During coal combustion, boron oxides such as BO_2 , B_2O_2 , and B_2O_3 are formed. Through subsequent processes, including wet flue gas desulfurization, these oxides are converted to boric acid (H_3BO_3) via hydration and dissociation reactions [23]. A considerable proportion of boron from coal combustion byproducts exists in soluble forms, allowing it to leach into groundwater and surface waters, thus posing a significant environmental threat [22].

Boron is a crucial micronutrient for plant growth, involved in the metabolism of nucleic acids, carbohydrates, nitrogen, and phenolic compounds. In addition, the role of boron in critical processes such as pollen tube formation, photosynthesis, and enzyme interaction is well-documented, contributing to crop and fruit yield [35]. However, excessive boron concentrations can lead to toxicity. Notably, plant species such as lemon and blackberry exhibit heightened sensitivity to boron concentrations exceeding 0.5 mg/L [5]. Moreover, prolonged exposure to elevated boron levels in drinking water and food sources can disrupt human physiological systems, impacting the cardiovascular, nervous, digestive, reproductive, renal, and endocrine systems [17, 37]. The World Health Organization (WHO) has set a recommended boron concentration limit of 2.4 mg/L in drinking water, with more stringent standards of 1.0 mg/L in regions such as the European Union, the United Kingdom, South Korea, Singapore, and Japan [33]. In the United States, the allowable concentration is regulated between 0.6 and 1.0 mg/L [41]. Consequently, efficient boron removal from water sources is imperative for safeguarding public health and maintaining environmental integrity.

Various techniques have been developed for boron removal from aqueous solutions, including chemical oxo-precipitation [20], adsorption [36], nanofiltration [7], reverse osmosis [38], membrane filtration [16], electrocoagulation [39], and electrodialysis [12]. Among these, ion exchange stands out due to its

exceptional efficiency, operational flexibility, and absence of chemical byproducts [3]. Commercial chelating resins such as Amberlite IRA 743 and Diaion CR05, which contain functional groups with hydroxyl groups in cis position (*vis*-diols), are particularly effective for boron complexation [4]. These resins exhibit a strong affinity for boron, forming stable complexes due to their high selectivity and minimal reactivity with other elements [32]. Amberlite IRA 743, for instance, has become widely utilized for the selective removal and recovery of boron from aqueous systems [18]. This resin consists of a macroporous polystyrene matrix crosslinked with divinylbenzene and functionalized with N-methyl-D-glucamine (NMDG) groups containing *vis*-diols [24]. The boron removal efficiency of Amberlite IRA 743 has been reported to vary substantially, with reported efficiencies ranging from 10 to 99 % [27]. This variability is influenced by several factors, including resin particle size, contact time, pH, temperature, and the presence of competing ions. Among these, the pH of the boron solution has garnered particular attention due to its significant impact on the boron adsorption efficiency of resin.

This work aims to assess the boron adsorption performance of activated Amberlite IRA 743 resin as an adsorbent in boron removal from aqueous solution. Activated Amberlite IRA 743 resins were prepared for boron removal by immersing acidic and alkaline solutions. Batch experiments were conducted to evaluate the impacts of different experimental parameters, including pH, initial concentration, contact time, and ionic strength with various chloride salts such as NaCl, KCl, CaCl₂, and MgCl₂, on boron removal of both Amberlite IRA 743 resin and activated Amberlite IRA 743 resin. Furthermore, the potential boron adsorption mechanism was discussed. The regeneration of adsorbents and the boron removal capacity from wastewater of both resins were also investigated. These findings provide insights into the resin's adsorption behavior, which may support future investigations into its potential application in large-scale boron removal systems, particularly for industrial wastewater treatment contexts such as flue gas desulfurization effluents.

Material and Methods

Amberlite IRA 743 resin (particle size 500–700 μm, water retention capacity — 48–54 %) was obtained from the Dow Chemical Company, the US. Sodium hydroxide (NaOH, purity >97 %) and hydrochloric acid (HCl, purity >35~37 %) used for the pH adjustment, boron standard solution (1000 mg/L for chemical analysis), and boric acid (H₃BO₃, purity >99.5 %) were purchased from Kanto, Japan. All materials are commercially available and used without further purification.

In the previous study, crosslinked gluconated chitosan particles/beads containing *vis*-diol after boron adsorption were treated in 0.1M HCl solution, then activated using a 0.1M NaOH solution for regeneration and reusability of adsorbents [31]. Based on this concept, to improve the capacity for boron removal, 4 g of Amberlite IRA 743 resin was introduced to 50 mL of Mili-Q water for 5 h under magnetic stirring conditions. Following this, this resin was immersed in i, 50 mL of 0.1 M HCl solution for 1 h with magnetic stirring, then

was rinsed thoroughly with Mili-Q water (Amberlite IRA 743 resin-AT) or ii, 50 mL of 0.1 M HCl solution for 1 h with magnetic stirring, followed by treatment in 50 mL of 0.1 M NaOH solution for 1 h with magnetic stirring, then was washed thoroughly with Mili-Q water (Amberlite IRA 743 resin-AAT). Afterwards, both resins were dried in a clean bench for further investigation. The preparation of Amberlite IRA 743 resin-AT and Amberlite IRA 743 resin-AAT is shown in **Fig. 1**.

The study of pH impact on boron adsorption capacity was conducted by adding 0.8 g of Amberlite IRA 743 resin or activated Amberlite IRA 743 resin to 20 mL of boric acid solution with the initial boron concentration of 400 mg/L. The initial pH of the boron solution was adjusted to 5.6, 6.9, 7.9, 9.2, 9.9, 10.7, and 12.2 by using 0.1 M NaOH solution. The pH value was determined by using a pH meter (F-52, Horiba, Japan). After shaking at 25 °C for 24 h, the filtrate was collected by filtration using Whatman 50 filter paper (2.7 µm particle retention).

For the study of adsorption isotherms, 8 g of Amberlite IRA 743 resin or activated Amberlite IRA 743 resin was added to the boric acid solution with the boron initial concentration ranging from 10 to 400 mg/L in a shaker at 25 °C for 24 h. The initial pH solution was controlled at the optimal pH value, according to the previous experiment on the pH effect.

Langmuir, Freundlich, and Temkin models were used to describe the experimental adsorption isotherm data. The Langmuir, Freundlich, and Temkin isotherms are given by the following equations, respectively:

$$q_e = \frac{bq_{\max}C_e}{1+bC_e} \quad (1)$$

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (2)$$

$$q_e = B \ln(A_T C_e) \quad (3)$$

$$B = RT/b_T \quad (4)$$

where q_e is the amount of boron adsorbed per gram of resin at equilibrium (mg/g), q_{\max} is the maximum adsorption capacity of resin (mg/g), and C_e is the concentration of boron at equilibrium in solution (mg/L). In the Langmuir model (Eq. 1), b is related to the energy of adsorption (L/mg resin). In the Freundlich model (Eq. 2), K_F and n are the Freundlich adsorption constants, indicating the relative capacity and the adsorption intensity, respectively. In the Temkin model (Eq. 3 and Eq. 4), R is the ideal gas constant (8.3145 J/mol K), T is thermodynamic temperature (K), b_T is the constant of Temkin isotherm (kJ g/mol²), and A_T is related to the equilibrium binding constant, which is associated with the maximum binding energy (L/g).

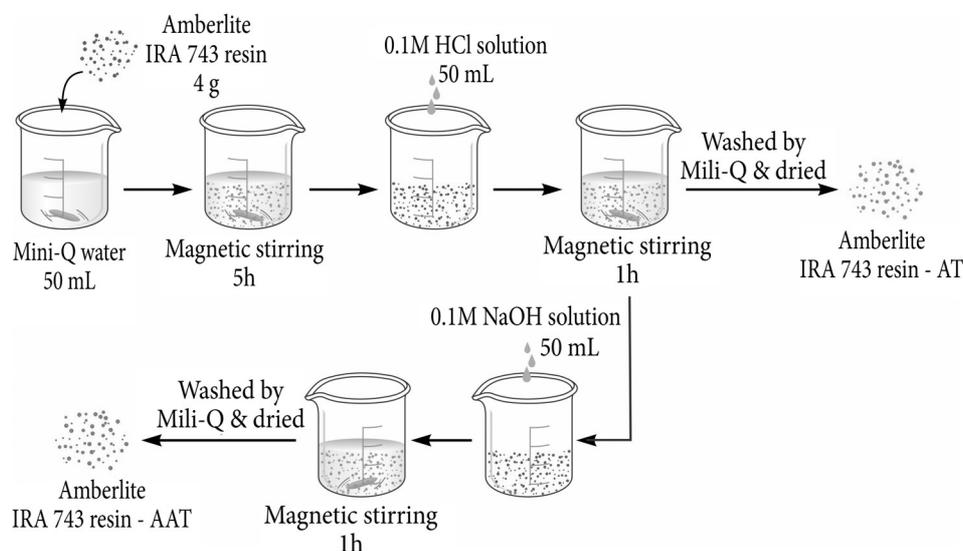


Fig. 1. Schematic diagram of the Amberlite IRA 743 resin activation experiment

For the adsorption kinetic experiment, 0.8 g of Amberlite IRA 743 resin or activated Amberlite IRA 743 resin was added to the boric acid solution with the boron initial concentration of 400 mg/L in a shaker at 25 °C for different times from 15 min to 24 h. The initial pH solution was adjusted to the optimal pH value, following the previous pH effect experiment.

Different models, such as the pseudo-first order, pseudo-second order, and intra-particle diffusion, were applied to simulate boron adsorption kinetics. All models are presented as follows:

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{k_1 t}{2.303} \quad (5)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (6)$$

$$q_t = K_{\text{diff}} t^{1/2} + C \quad (7)$$

where q_e and q_t (mg/g) are the adsorbed amount at equilibrium and at time t (min). k_1 (min^{-1}) is the rate constant of pseudo-first order model. k_2 ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$) represents the rate constant of the pseudo-second order model. K_{diff} ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-1/2}$) is the diffusion rate constant, and C ($\text{mg g}^{-1} \text{mg/g}$) is intra-particle diffusion constant intercept of the line.

For the study of ionic strength effect, 0.8 g of Amberlite IRA 743 resin or activated Amberlite IRA 743 resin was added to 20 mL of the boric acid solution with an initial boron concentration of 400 mg/L in the presence of different chloride salts, including NaCl, KCl, CaCl_2 , or MgCl_2 . The ion strengths were

adjusted to 1.0, 2.0, 3.0, and 4.0 mol/L for Na⁺, K⁺, and Ca²⁺, and 0.5, 1.0, 1.5, and 2.0 mol/L for Mg²⁺, respectively. All samples were shaken at 25 °C for 24 h. At the end of the experiment, filtrate was obtained through filtration for the determination of boron concentrations.

For the regeneration experiment, adsorbents collected from the boron adsorption process were rinsed several times with Mili-Q water. Following this, the adsorbents were placed in a polypropylene bottle with 50 mL of a 0.1 M HCl solution and agitated at 25 °C for 24 h. After this treatment, the adsorbents were washed several times with Mili-Q water, then immersed in 50 mL of a 0.1 M NaOH solution and agitated at 25 °C for 12 h. Finally, the adsorbents were dried in a clean bench for the subsequent adsorption-desorption cycle.

Blank samples were also performed for each batch test. The boron concentration before and after filtration was analyzed with UV/VIS/NIR Spectrophotometer by Azomethine-H method at the wavelength of 415 nm. The instrumental limit of detection (LOD) and limit of quantification (LOQ) for this analysis is 0.02 and 0.5 ppm [30]. The removal efficiency of boron (H) and capacity of boron adsorption (q_e) were calculated using the following equations:

$$H = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \cdot 100 \quad (8)$$

$$q_e = \frac{C_0 - C_e}{M} \cdot V \quad (9)$$

where C_0 and C_e (mg/L) are the initial and equilibrium boron concentrations, respectively, M (g) is the weight of resin, and V (L) is the boron solution volume.

All adsorption experiments were carried out at least in triplicate.

Results and Discussion

The adsorption performance of various Amberlite IRA 743 resins was examined to explore the feasibility of these resins in diverse pretreatment processes, thereby enhancing their applicability in practice and meeting the requirements of the boron standard. In this experiment, 0.8 g of each resin was added to 20 mL of boric acid solution as an initial boron concentration of 400 mg/L with a pH value of 8.05. The boron removal efficiency and boron adsorption capacity of various resins are presented in **Fig. 2**. The maximum boron adsorption capacity of Amberlite IRA 743 resin-AAT was 8.55 mg/g. In contrast, those of Amberlite IRA 743 resin and Amberlite IRA 743 resin-AT were 6.20 and 4.53 mg/g, respectively. For boron removal efficiency, Amberlite IRA 743 resin-AAT reached 82.8 %, compared to 60.4 % and 43.7 % for Amberlite IRA 743 resin and Amberlite IRA 743 resin-AT. The generation of stable complexes between boron ions and hydroxyl groups relates to the growth of a negative charge on the resin surface. The increase in boron adsorption capacity can be attributed to the enhancement of the negative charge on the surface areas of the resin in the alkaline environment [11]. Consequently, the Amberlite IRA 743

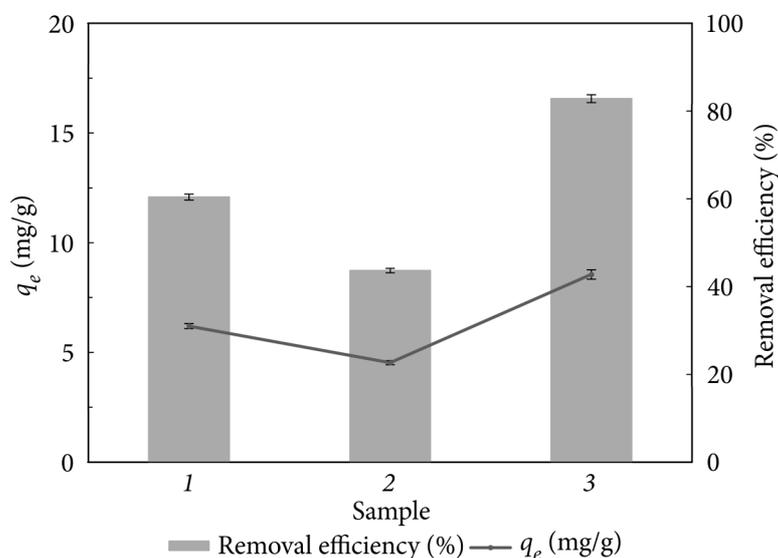


Fig. 2. Boron removal efficiency and boron adsorption capacity of various Amberlite IRA 743 resins: 1 — Amberlite IRA 743 resin; 2 — Amberlite IRA 743 resin-AT; 3 — Amberlite IRA 743 resin-AAT (initial pH — 8.05, initial boron concentration — 400 mg/L, resin dosage — 0.8 g, solution volume — 20 mL, contact time — 24 h, temperature — 25 °C)

resin that was prepared in the acid condition and then in the alkaline condition is deemed appropriate for boron removal in the aqueous media.

The influence of initial pH on the boron adsorption capacity was examined through batch experiments at a controlled pH with initial pH values ranging from 5.6 to 12.2. As depicted in **Fig. 3**, the boron adsorption capacity of Amberlite IRA 743 resin and Amberlite IRA 743 resin-AAT presented a significant enhancement with the elevation of pH from 5.6 to 7.9. The peak boron adsorption capacity of Amberlite IRA 743 resin and Amberlite IRA 743 resin-AAT was recorded at 6.16 mg/g and 8.21 mg/g at the pH of 7.9. In contrast, the boron adsorption capacity decreased when the pH was higher than 7.9. The pH-dependent behaviour of boron adsorption is based on the different forms of boron species and the formation mechanism of borate complexes, which are the products of the interaction between boron species and the NMDG functional groups of the resin. Boric acid $[B(OH)_3]^0$ is regarded as a weak Lewis acid and dissociates to tetrahydroxyborate $[B(OH)_4]^-$ ions by accepting hydroxyl ions through the hydrolysis process under slightly alkaline environments [29]. It has been previously demonstrated that the *vis*-diols of Amberlite IRA 743 resin exhibit a greater affinity for $[B(OH)_4]^-$ species in comparison to $[B(OH)_3]^0$ ions [8]. The observed reduction in boron adsorption capacity at pH levels exceeding 7.9 may be attributed to the predominance of (OH^-) ions, which are likely to engage in competitive interactions with $[B(OH)_4]^-$ for the available sorption sites, consequently diminishing the favorability of the adsorption process for

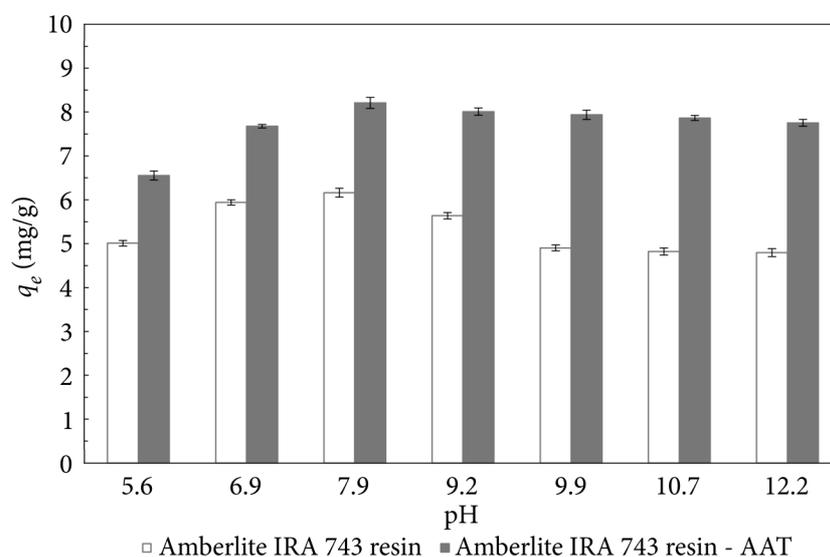


Fig. 3. Boron adsorption capacity of Amberlite IRA 743 resin and Amberlite IRA 743 resin-AAT as a function of pH (initial pH — 5.6—12.2, initial boron concentration — 400 mg/L, resin dosage — 0.8 g, solution volume — 20 mL, contact time — 24 h, temperature — 25 °C)

the $[B(OH)_4]^-$ ions [26]. Furthermore, similar findings have been reported in previous studies [15]. Therefore, pH of 8 was chosen for further experiments.

The boron adsorption isotherm was investigated at different initial concentrations from 10 to 400 mg/L. Isotherm model fittings for Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin are presented in **Fig. 4**, and fitting parameters are detailed in Table 1. Upon comparing the fitting outcomes of the Langmuir, Freundlich and Temkin isotherm model and the obtained correlation coefficients, it was observed that the R^2 values of the Langmuir isotherm models for both Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin surpassed those of Freundlich and Temkin isotherm models. This result strongly suggests that the Langmuir isotherm model provided a more accurate depiction of the boron adsorption process. These findings demonstrated that the resins exhibited monolayer adsorption surfaces with all adsorption sites possessing uniform adsorption affinity [14]. The highest adsorption capacity of Amberlite IRA 743 resin-AAT made up 9.75 mg/g, was 1.5 times higher than Amberlite IRA 743 resin for boron removal, which was 6.39 mg/g. This confirms the effectiveness of resin treatment for enhancing boron adsorption capacity. Table 2 shows the comparison of boron adsorption capacity for Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin with various adsorbents. The data confirmed the efficiency and promising adsorption of Amberlite IRA 743 resin-AAT for boron removal from aqueous solution compared with other adsorbents.

The kinetics of boron adsorption have been examined by determining the required contact time for the adsorption process to achieve equilibrium. As il-

Table 1

Fitting parameters of Langmuir, Freundlich and Temkin isotherm models for boron adsorption using Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin

Adsorbent	Langmuir model			Freundlich model			Temkin model		
	q_{\max} (mg/g)	b (L/mg)	R^2	K_F	n	R^2	B (J/mol)	A_T (L/g)	R^2
Amberlite IRA 743 resin	6.39±0.099	0.151	0.9996	1.813	3.923	0.9107	0.8515	8.973	0.9374
Amberlite IRA 743 resin-AAT	9.75±0.137	0.060	0.9998	3.076	4.289	0.8521	0.9682	52.971	0.9857

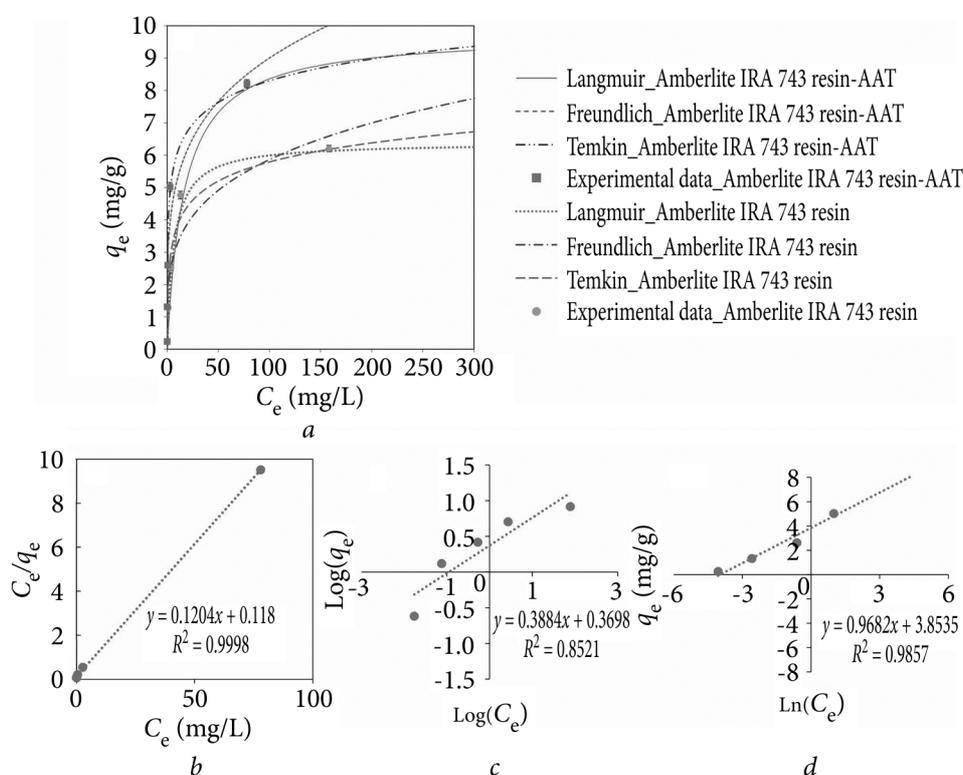


Fig. 4. Langmuir, Freundlich and Temkin isotherm models fitting of boron adsorption onto Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin (a); Linear Langmuir model of Amberlite IRA 743 resin-AAT (b); Linear Freundlich model of Amberlite IRA 743 resin-AAT (c); Linear Temkin model of Amberlite IRA 743 resin-AAT (d) (initial pH — 8.02, initial boron concentration — 10—400 mg/L, resin dosage — 0.8 g, solution volume — 20 mL, contact time — 15 min to 24 h, and temperature — 25 °C)

illustrated in **Fig. 5 a**, the boron adsorption attained an equilibrium state after 720 min (12 h). The adsorption reaction exhibited a rapid progression during

Table 2

Boron adsorption capacity of various adsorbents

Adsorbent	q_{\max} (mg/g)	Experimental conditions	References
Dowex (XUS 43594.00)	4.28	pH = 8.4	[40]
CM- β -CD-Fe ₃ O ₄ NPs	3.98	C ₀ = 50 mg/L, pH = 5, 1h, dose = 0.3 g	[9]
Activated carbon	1.30	C ₀ = 5–100 mg/L, pH = 9.26, 22 °C, 3h, dose = 1.0 g/100 mL	[13]
Amorphous carbon	1.85		
Raw pomegranate peel powder	0.61	C ₀ = 3–20 mg/L, pH = 6, 30 °C, 130 min, dose = 1.0 g/100 mL	[2]
Raw pomegranate peel powder modified with HCl	0.91		
Raw pomegranate peel powder modified with NaOH	0.97		
Crosslinked gluconated chitosan particles	4.13	C ₀ = 10–400 mg/L, pH = 5.45, 25 °C, 24h, dose = 0.8 g/20 mL	[31]
Crosslinked gluconated chitosan nanofiber beads	6.05		
Amberlite IRA 743 resin	6.39	C ₀ = 10–400 mg/L, pH = 8.02, 25 °C, 24h, dose = 0.8 g/20 mL	Original data
Amberlite IRA 743 resin-AAT	9.75		

the initial period, which can be attributed to the substantial availability of active sites present on the resins. The active sites showed a propensity to saturate as the contact time increased, ultimately resulting in the reaction achieving sorption equilibrium after 12 h.

The implementation of pseudo-first-order, pseudo-second-order, and intra-particle diffusion models to the experimental data is depicted in plots **Fig. 5 b–d**. The value of the correlation coefficients and rate constants is exhibited in Table 3.

The findings revealed that pseudo-first-order and pseudo-second-order models fit the experimental data better than intra-particle diffusion model. Thus, the adsorption kinetics can be explained by pseudo-first-order and pseudo-second-order. Nevertheless, pseudo-second-order is relatively better fitted with higher correlation coefficients R^2 values of 0.9981 and 0.9972 for Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin, respectively (Table 3). This observation suggests that the ionic interaction between boron and various resins is predominant, indicating that the adsorption process is governed by the chemisorption mechanism.

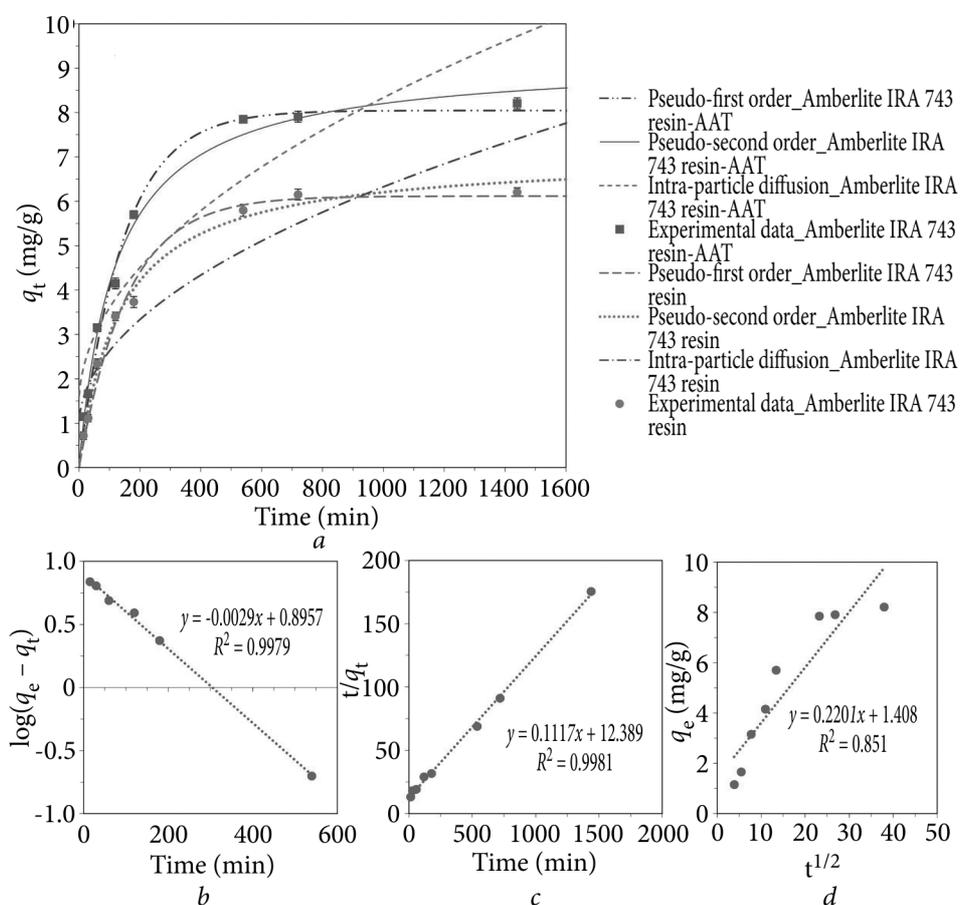


Fig. 5. Pseudo-first order, the pseudo-second order, and intra-particle diffusion models fitting of boron adsorption onto Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin (a); Linear pseudo-first order model of Amberlite IRA 743 resin-AAT (b); Linear pseudo-second order model of Amberlite IRA 743 resin-AAT (c); Linear intra-particle model of Amberlite IRA 743 resin-AAT (d) (initial pH — 8.02, initial boron concentration — 400 mg/L, resin dosage — 0.8 g, solution volume — 20 mL, contact time — 24 h, temperature — 25°C)

The mechanism behind the adsorption of boron by utilizing Amberlite IRA 743 resin and Amberlite IRA 743 resin-AAT is shown in **Fig. 6**. The process of boron adsorption using Amberlite IRA 743 resin, as shown in **Fig. 6, a**, involves the formation of chemical bonds between the boron species and the hydroxyl functional groups on the adsorbent. The Amberlite IRA 743 resin, which contains hydroxyl-functionalized sites and quaternary amine groups, is particularly suitable for this adsorption process. The interaction between the resin's functional groups and the boron species involves both electrostatic forces and complexity. When boron is present in the solution, it can form complexes with the hydroxyl groups of the resin, leading to the formation of boron-hydroxy complexes that are efficiently adsorbed onto the resin surface.

Table 3
Fitting parameters of pseudo-first order, the pseudo-second order, and intra-particle diffusion models for boron adsorption using Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin

Adsorbent	Pseudo-first order			Pseudo-second order		Intra-particle diffusion			
	k_1 (min ⁻¹)	q_{max} (mg/g)	R^2	k_2 (g mg ⁻¹ min ⁻¹)	q_{max} (mg/g)	R^2	K_{diff} (mg g ⁻¹ min ^{-1/2})	C (mg g ⁻¹)	R^2
Amberlite IRA 743 resin	0.0063	6.12± 0.082	0.9949	0.0011	7.04	0.9972	0.1711	0.9126	0.8644
Amberlite IRA 743 resin-AAT	0.0070	8.05± 0.124	0.9979	0.0009	9.21	0.9981	0.2191	1.4062	0.8510

This adsorption is enhanced by the presence of quaternary amine groups on the resin, which can assist in stabilizing the complex formed between the resin and the boron species. For Amberlite IRA 743 resin-AAT, the surface of the resin comprises more negative charge after the treatment process (Fig. 6, b). This increased the interaction between boron species and hydroxyl groups, which improved the boron adsorption capacity. The treatment of resin strongly suggested that Amberlite IRA 743 resin is an effective and versatile material for boron removal from aqueous solutions.

Inorganic salts are commonly present in seawater and surface water, and their existence can influence the effectiveness of boron removal. In order to explore the potential interference caused by salts, the tests were conducted on boron adsorption in the presence of Na⁺, K⁺, Ca²⁺ and Mg²⁺, which are prevalent ions in water resources. As illustrated in Fig. 7, the presence of foreign ions Na⁺ and K⁺ does not significantly interfere with the boron sorption capacity of Amberlite IRA 743-AAT resin and Amberlite IRA 743 resin. Conversely, the introduction of Ca²⁺ and Mg²⁺ could enhance the boron adsorption capacity of Amberlite IRA 743-AAT resin and Amberlite IRA 743 resin. This effect is ascribed to two hydroxyl groups bonding to Ca²⁺ and Mg²⁺ ions, which can react with boron to form stable complexes in an aqueous solution. A similar result was observed on boron adsorption of other adsorbents containing *vis*-diols. This suggests that Amberlite IRA 743-AAT resin and Amberlite IRA 743 resin exhibit specific boron removal in the presence of CaCl₂ and MgCl₂, which are commonly found in seawater.

The recycling and regeneration of the adsorbents is essential for practical applications. Thus, the regeneration capacity

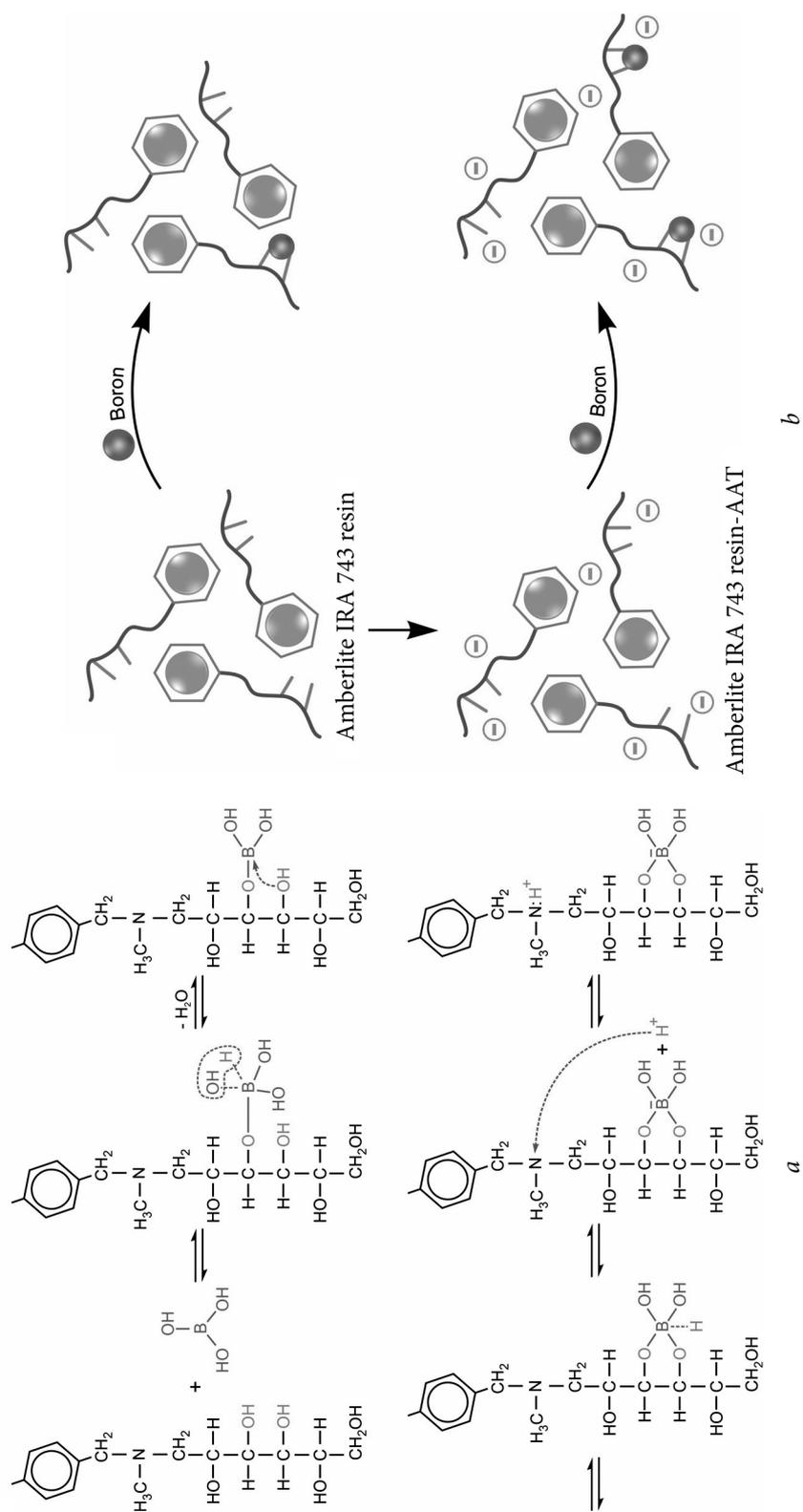


Fig. 6. Possible boron adsorption by Amberlite IRA 743 resin (a) and Amberlite IRA 743 resin-AAAT (b)

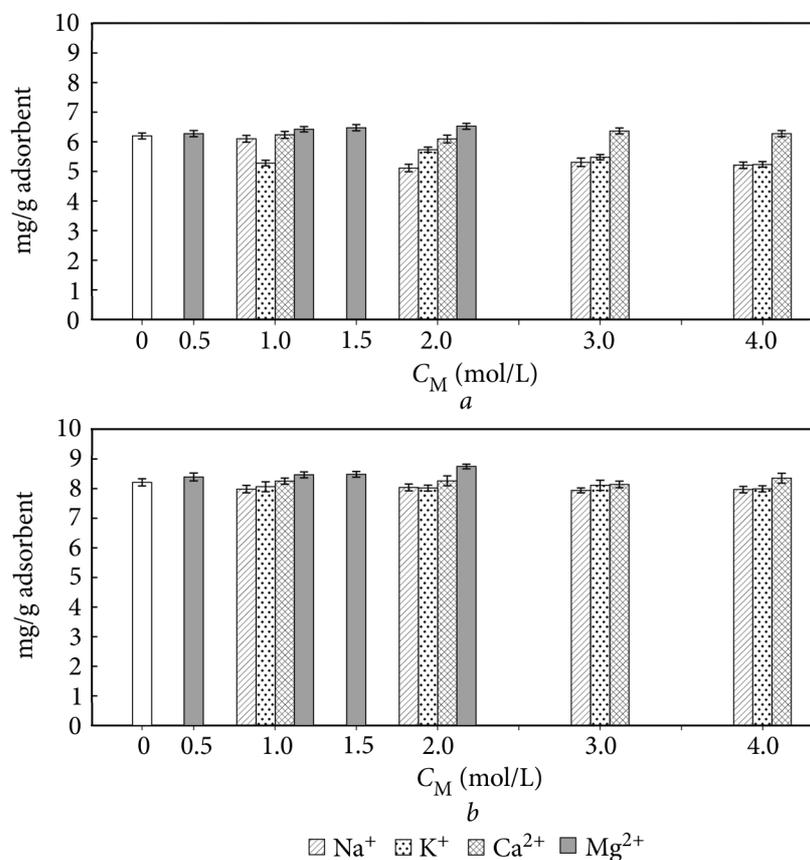


Fig. 7. Effect of the concentration of NaCl, KCl, CaCl₂, and MgCl₂ on boron adsorption capacity of Amberlite IRA 743 resin (a) and Amberlite IRA 743 resin-AAT (b)

of Amberlite IRA 743-AAT resin and Amberlite IRA 743 resin was investigated. The influence of pH on boron adsorption for both Amberlite IRA 743-AAT resin and Amberlite IRA 743 resin was examined. The findings demonstrate that a reduction in adsorption capacity was observed at lower pH levels, and the maximum boron adsorption was reached at pH of 8; therefore, adsorbents can be easily regenerated through immersion in acidic solution and subsequently reactivated in alkaline conditions. Amberlite IRA 743-AAT resin and Amberlite IRA 743 resin were washed several times with Mili-Q water. After this step, resins were dipped in 0.1 M HCl solution, rinsed several times with Mili-Q water, and then immersed in 0.1 M NaOH solution for the regeneration process. As shown in **Fig. 8**, the regeneration efficiency of Amberlite IRA 743-AAT resin and Amberlite IRA 743 resin remained 81.9 % and 71.1 % after 6 cycles, respectively. The results indicate that Amberlite IRA 743 resin-AAT can be utilized as a recyclable adsorbent for boron removal.

For application in wastewater, a sample was obtained from wet flue gas desulfurization wastewater of the local coal-fired power plant (Thanh Hoa province, Viet Nam). To eliminate total suspended solids, the wastewater sample

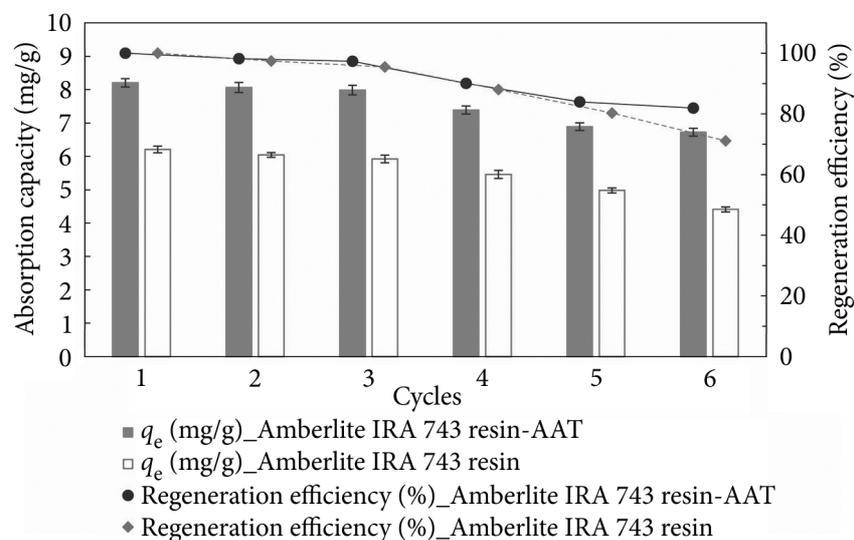


Fig. 8. The reusability of Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin

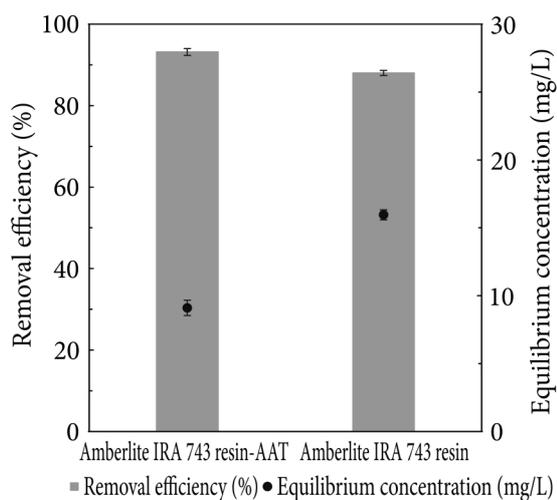


Fig. 9. Boron removal efficiency in the wet flue gas desulfurization wastewater of the local coal-fired power plant using Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin

Table 4

Properties of flue gas desulfurization wastewater (concentrations in mg/L)

Parameters	FGD wastewater
pH	6.6
Na ⁺	1261.40
Ca ²⁺	3627.85
Mg ²⁺	1392.50
B ³⁺	133.29
Se ⁶⁺	850.38
As ³⁺	0.02
Cr ⁵⁺	0.04
Zn ²⁺	1.49
Cu ²⁺	0.44
Cd ²⁺	0.03
Ni ²⁺	0.15

underwent filtration (0.45 μm pore size). Following this, 0.8 g of Amberlite IRA 743 resin-AAT or Amberlite IRA 743 resin was introduced into 20 mL of wastewater. The sample was shaken at 25°C for 24 h, and boron concentrations were measured using ICP-AES. The parameters of FGD wastewater are presented in Table 4. After boron adsorption, the concentration of boron was reduced from 133.29 mg/L to 9.10 mg/L and 15.96 mg/L using Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin, respectively.

sin-AAT and Amberlite IRA 743 resin, respectively. The boron removal efficiency of Amberlite IRA 743 resin-AAT and Amberlite IRA 743 resin was achieved at 93.2 % and 88.0 %, respectively (Fig. 9). The results suggest that Amberlite IRA 743 resin-AAT is an effective resin for boron removal from the wastewater of coal-fired power plants.

Conclusion

In conclusion, this work affirms the heightened effectiveness of activated Amberlite IRA 743 resin compared to commercial Amberlite IRA 743 resin for boron removal. Notably, Amberlite IRA 743 resin-AAT demonstrated a remarkable boron removal efficiency of 82.8 %, significantly outperforming the untreated Amberlite IRA 743 resin (60.4 %) with the initial pH of 8.05. The boron removal capacity of Amberlite IRA 743 resin-AAT significantly enhances as the pH level rises, reaching its peak at a pH of 8. The maximum boron adsorption capacity of Amberlite IRA 743 resin-AAT was 9.75 mg/g, compared to 6.39 mg/g for the untreated resin. The boron removal capacity was increased in the presence of CaCl₂ and MgCl₂. Furthermore, Amberlite IRA 743 resin-AAT presents the regeneration efficiency at 81.9 % after 6 cycles and the boron removal efficiency at 93.2 % for flue gas desulfurization wastewater from the local coal-fired power plant. However, the effect of foreign ions on boron adsorption needs to be investigated in future work to assess comprehensively the boron removal efficiency of Amberlite IRA 743 resin-AAT. All findings suggest that Amberlite IRA 743 resin-AAT is a highly effective material for boron removal, offering a superior and more efficient solution for environmental remediation. Future work should also include statistical analyses to confirm whether the observed differences between test conditions, including resin types and ionic strengths, are statistically significant.

Literature Cited

1. Akdağ, S., Keyikoğlu, A., Karagunduz et al. 2023. Recent advances in boron species removal and recovery using layered double hydroxides. *Appl. Clay Sci.* **233**: 106814. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clay.2023.106814>.
2. Al-Badaii, F., K.M. Jansar, N.A.A. Jalil & A.A. Halim. 2024. Sustainable boron removal from aqueous solutions using pomegranate peel adsorbents: A comprehensive study on isotherms, kinetics, and thermodynamics. *Desalin. Water Treat.* **317**: 100045. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100045>.
3. Alharati, A., Y. Swesi, K. Fiatty & C. Charcosset. 2017. Boron removal in water using a hybrid membrane process of ion exchange resin and microfiltration without continuous resin addition. *J. Water Process Eng.* **17**: 32—39. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.03.002>.
4. Alharati, A., Y. Swesi, K. Fiatty & C. Charcosset. 2018. Comparison of boron removal by ion-exchange resin in column and hybrid membrane process. *Desalin. Water Treat.* **129**: 34—42. <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.22805>.
5. Çermikli, E., F. Şen, E. Altıok et al. 2020. Performances of novel chelating ion exchange resins for boron and arsenic removal from saline geothermal water using adsorption-membrane filtration hybrid process. *Desalination* **491**: 114504. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114504>.
6. Cheraghi, R., M. Abrishamkar, H.J. Jahromi & F. Hoseini. 2024. Synthesized polyetheretherketone/polyvinylalcohol nanocomposite modified with zinc oxide nanoparticles:

As an effective adsorbent for removal of arsenic (III) ion from wastewater. *Desalin. Water Treat.* **317**: 100008. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100008>.

7. Choi, P.J., S.J. Im, S. Ryu et al. 2024. Hybrid multi-chamber system for enhanced removal of boron during water treatment/desalination without chemical usage. *J. Membr. Sci.* **694**: 122419. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2024.122419>.

8. Darwish, N.B., V. Kochkodan & N. Hilal. 2015. Boron removal from water with fractionized Amberlite IRA743 resin. *Desalination* **370**: 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.05.009>.

9. Ghazali, A.A., M. Farzaneh & B. Mombeni Goodajdar. 2023. Synthesised CM- β -CD-Fe₃O₄NPs: as an environmental friendly and effective adsorbent for elimination of boron from aqueous solutions. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* **103**: 6324–6343. <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1953492>.

10. Harkness, J.S., B. Sulkin & A. Vengosh. 2016. Evidence for coal ash ponds leaking in the southeastern united states. *Environ. Sci. Technol.* **50**: 6583–6592. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01727>.

11. Ho, H.Q. 2019. Synthesis of eco-friendly adsorbents for the removal of contaminants in wastewater. Doctor Thesis. Tokushima.

12. Hung, W.-C., R.S. Horng & C.-H. Tsai. 2022. Effects of process conditions on simultaneous removal and recovery of boron from boron-laden wastewater using improved bipolar membrane electrodialysis (BMED). *J. Water Process Eng.* **47**: 102650. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102650>.

13. Jaouadi, M. & A.H. Hamzaoui. 2019. Boron adsorption onto activated carbon and amorphous carbon prepared from sucrose dehydration. *Desalin. Water Treat.* **149**: 150–156. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23890>.

14. Jiang, H., Z. Zhao, N. Yu et al. 2023. Synthesis, characterization, and performance comparison of boron using adsorbents based on N-methyl-D-glucosamine. *Chinese Journal of Chemical Engineering* **59**: 16–31. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2023.01.012>.

15. Kamboh, M.A. & M. Yilmaz. 2013. Synthesis of N-methylglucamine functionalized calix[4]arene based magnetic sporopollenin for the removal of boron from aqueous environment. *Desalination* **310**: 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.10.034>.

16. Ke, Q. & M. Ulbricht. 2022. In situ reactive coating of porous filtration membranes with functional polymer layers to integrate boron adsorber property. *J. Membr. Sci.* **660**: 120851. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.memsci.2022.120851>.

17. Kim, H., S. Kim & C. Kim. 2024. Enhanced boron removal without pre-pH adjustment via redox-mediated electrodialysis assisted by ion-exchange resins. *J. Environ. Chem. Eng.* **12**: 113159. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113159>.

18. Lee, C.-H., P.-H. Chen & W.-S. Chen. 2022. Recovery of boron from desalination brine through Amberlite IRA 743 resin. *DWT* **264**: 133–140. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28569>.

19. Li, Y.-F., Y.-J. Liu, C.-H. Yen & C.-Y. Hu. 2023. Boron removal from high sulfate-containing coal-fired power plant wastewater by an ultrasound/bipolar electrocoagulation process with aluminum electrodes. *J. Environ. Chem. Eng.* **11**: 110473. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110473>.

20. Lin, J.-Y. & Y.-H. Huang. 2024. Enhanced boron removal via seed-induced crystal growth of barium perborate in sequential fluidized-bed crystallization. *Chemosphere* **361**: 142569. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142569>.

21. Lin, J.-Y., N.N.N. Mahasti & Y.-H. Huang. 2021. Recent advances in adsorption and coagulation for boron removal from wastewater: A comprehensive review. *J. Hazard. Mater.* **407**: 124401. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124401>.

22. Lyu, Q. & L.-C. Lin. 2024. Rational design of reverse osmosis membranes for boron removal: A counter-intuitive relationship between boron rejection and pore size. *Sep. Purif. Technol.* **331**: 125699. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.125699>.

23. Mahasti, N.N.N., K.-Y. Chang, J.-Y. Lin & Y.-H. Huang. 2024. Multi-stage calcium-based chemical oxo-precipitation application to treat boron-containing flue gas desul-

furization wastewater from coal-fired power plant. *J. Environ. Chem. Eng.* **12**: 113233. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113233>.

24. Mecca, T., M. Ussia, D. Caretti et al. 2020. N-methyl-D-glucamine based cryogels as reusable sponges to enhance heavy metals removal from water. *Chem. Eng. J.* **399**: 125753. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125753>.

25. Meng, X., R. Luo, G. Guo et al. 2022. Boron adsorption and isotopic separation from water by isostructural metal-organic frameworks MIL-100(M). *Desalination* **541**: 116038. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2022.116038>.

26. Moorthy, M.S., D.-J. Seo, H.-J. Song et al. 2013. Magnetic mesoporous silica hybrid nanoparticles for highly selective boron adsorption. *J. Mater. Chem. A* **1**: 12485—12496. <https://doi.org/10.1039/C3TA12553J>.

27. Najid, N., S. Kouzbour, A. Ruiz-García et al. 2021. Comparison analysis of different technologies for the removal of boron from seawater: A review. *J. Environ. Chem. Eng.* **9**: 105133. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105133>.

28. Niu, J., D. Zhang, J. Shen et al. 2024. Poly (ethylene imine)-mediated dihydroxy-functionalized resin with enhanced adsorption capacity for the extraction of boron from salt lake brine. *J. Environ. Chem. Eng.* **12**: 113779. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113779>.

29. Öcal, Z.B., M.S. Öncel, B. Keskinler et al. 2024. Sustainable treatment of boron industry wastewater with precipitation-adsorption hybrid process and recovery of boron species. *Process. Saf. Environ. Prot.* **182**: 719—726. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.12.006>.

30. Palma, P., R. Calderyn, M. Godoy & M.A. Rubio. 2016. Comparative study of two analytical methods to the determination of boron in leachate samples from sanitary landfills and groundwater for routine analysis and feasible on-site environmental monitoring. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* **96**(7): 627—635.

31. Quyen, H.H., H.M. Nguyen, V.C.M. Tran et al. 2025. Hydroxyl-modified chitosan nanofiber beads for sustainable boron removal and environmental applications. *RSC Adv.* **15**: 7090—7102. <https://doi.org/10.1039/D5RA00077G>.

32. Raval, P., N. Thomas, L. Hamdouna et al. 2023. Boron adsorption kinetics of microcrystalline cellulose and polymer resin. *Langmuir* **39**: 5384—5395. <https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.3c00021>.

33. Rosa, D., D. Cifaldi & L. Di Palma. 2024. Boron removal from wastewater via coordinative adsorption assisted by Fenton-Induced Oxoprecipitation/Flocculation. *Chem. Eng. J.* **498**: 155572. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.155572>.

34. Ruhl, L.S., G.S. Dwyer, H. Hsu-Kim et al. 2014. Boron and strontium isotopic characterization of coal combustion residuals: Validation of new environmental tracers. *Environ. Sci. Technol.* **48**: 14790—14798. <https://doi.org/10.1021/es503746v>.

35. Ruiz-García, A., F.A. Leyn & A. Ramos-Martín. 2019. Different boron rejection behavior in two RO membranes installed in the same full-scale SWRO desalination plant. *Desalination* **449**: 131—138. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.07.012>.

36. Vatankhah, G., F. Parsa, D. Jafari & M. Esfandyari. 2024. Evaluation of adsorptive performance of Mn-doped Fe₂O₄ nanoparticles loaded on activated carbon in removal of boron ions from synthetic wastewater. *Biomass Convers. Biorefin.* **14**: 26477—26487. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-04695-8>.

37. Wang, X., H. Shao, Z. Chen et al. 2024. PEI grafted defective MOF-808 for enhanced boron removal. *Sep. Purif. Technol.* **336**: 126293. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.126293>.

38. Wu, M.-C., Y.-H. Kao & C.-H. Hou. 2024. Evaluating boron removal from aqueous solutions using membrane capacitive deionization (MCDI): Efficacy and limitations. *J. Environ. Chem. Eng.* **12**: 113104. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113104>.

39. Yao, G., F. Zeng, Z. An et al. 2022. Enhancement mechanism for boron removal at high anodic polarization potential during electrocoagulation using iron-based materials. *J. Environ. Chem. Eng.* **10**: 107279. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107279>.

40. Yılmaz İpek, İ., N. Kabay & M. Yüksel. 2013. Modeling of fixed bed column studies for removal of boron from geothermal water by selective chelating ion exchange resins. *Desalination* **310**: 151—157. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.10.009>.

41. Zeytuncu, B., M.E. Pasaoglu, B. Eryildiz et al. 2023. Application of different treatment systems for boron removal from industrial wastewater with extremely high boron content. *J. Water Process Eng.* **55**: 104083. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104083>.

Надійшла 4.06.2025

H.H. Quyen,

University of Da Nang, University of Science and Technology,
54 Nguyen Luong Bang Street, Lien Chieu District, Da Nang City 550000, Vietnam
e-mail: hhquyen@dut.udn.vn

H.M. Nguyen,

Department of Aerospace and Mechanical Engineering, University of Notre Dame,
Notre Dame, IN 46556, United States
e-mail: hnguye28@nd.edu

V.C.M. Tran,

University of Da Nang, University of Science and Technology,
54 Nguyen Luong Bang Street, Lien Chieu District, Da Nang City 550000, Vietnam

P.-C. Le,

University of Da Nang, University of Science and Technology,
54 Nguyen Luong Bang Street, Lien Chieu District, Da Nang City 550000, Vietnam

M. Kurashina,

Department of Applied Chemistry, Graduate School of Science and Technology,
Tokushima University, 2-1 Minamijosanjima-cho, Tokushima-shi, Tokushima
770-8506, Japan

M. Yasuzawa,

Department of Applied Chemistry, Graduate School of Science and Technology,
Tokushima University, 2-1 Minamijosanjima-cho, Tokushima-shi, Tokushima
770-8506, Japan

IMPROVING BORON REMOVAL FROM AQUEOUS SOLUTIONS USING AMBERLITE IRA 743 RESIN: THE ROLE OF PH AND RESIN ACTIVATION

Reducing elevated boron levels in aquatic ecosystems is essential due to its toxicity to humans and plants. This study investigates the use of activated Amberlite IRA 743 resin for boron removal from aqueous solutions. Batch experiments examined the effects of pH, initial concentration, contact time, and ionic strength on adsorption. Activation with 0.1 M HCl and 0.1 M NaOH significantly enhanced the adsorption capacity. Boron uptake increased with pH, peaking at pH 8. The Langmuir isotherm fits the data well, with maximum capacities of 6.39 mg/g for untreated and 9.75 mg/g for activated resin. Kinetics followed both pseudo-first- and second-order models, reaching equilibrium at 12 hours. NaCl and KCl had a negligible impact, whereas CaCl₂ and MgCl₂ improved boron removal. The activated resin achieved up to 93.2 % boron removal in flue gas desulfurization wastewater. These results confirm activated Amberlite IRA 743 resin as a promising adsorbent for boron remediation in contaminated water.

Keywords: Amberlite IRA743 resin, boron removal, adsorption, activation, adsorption kinetic.

**ПОКАЖЧИК СТАТЕЙ, ОПУБЛІКОВАНИХ У
«ГІДРОБІОЛОГІЧНОМУ ЖУРНАЛІ» У 2025 р.**

	№	С.
Загальна гідробіологія		
Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Кутіщев П.С., Луценко Д.А., Козійчук Е.Ш. Характеристика фітопланктону різнотипних дніпровських екосистем: кількісний розвиток, домінуючий комплекс, реакція водоростей на вплив певних екологічних чинників і якість водного середовища	1	3
Ніколенко Ю.В., Маренков О.М. Особливості розвитку фітопланктону Запорізького водосховища в умовах антропогенного навантаження	1	30
Жорова А.В., Григор'єва Г.Є., Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Козійчук Е.Ш. Просторова динаміка та взаємозв'язки контурних водоростевих угруповань верхньої частини Канівського водосховища (р. Дніпро, Україна)	2	3
Губарь Л.М., Козир М.С. Флористичне багатство ботанічного заказника загальнодержавного значення «Романівське болото»	2	28
Шарма С., Баніал Х.С. Дослідження просторових і сезонних коливань якості води та різноманіття видів риб у потоці Мен, Гімалаї, Шивалік, Індія за допомогою системи картографування ArcGIS	2	44
Клоченко П.Д., Горбатюк Л.О., Шевченко Т.Ф., Медведь В.О., Харченко Г.В., Платонов М.О., Горбунова З.Н. Продукційно-деструкційні характеристики фітопланктону водойм Національного природного парку «Голосіївський» (Україна)	3	3
Гіміре Н.П., Шреста Н., Наз С., Рай Ш.К., Гіміре П., Шреста С., Джа П.К. Різноманітність водоростей планктону вздовж градієнта висоти в прісноводних екосистемах регіону Кхумбу, Непал	3	19
Плігін Ю.В., Железняк Н.І. Понто-Каспійська поліхета <i>Hurania invalida</i> (Grube, 1860) (Polychaeta, Ampharetidae) у внутрішніх водах Європи: сучасне поширення та гіпотеза палеорефугіумів	4	3
Семенюк Н.Є., Давидов О.А., Григор'єва Г.Є., Жорова А.В., Козійчук Е.Ш. Процес колонізації <i>Turpha angustifolia</i> L. водоростями різних екологічних груп на річковій ділянці Канівського водосховища (р. Дніпро, Україна)	5	3
Варігін О.Ю. Багаторічна динаміка стану макрзообентосу Тилігульського лиману (Північне Причорномор'я)	5	25
Герасимюк В.П., Рижко І.Л., Герасимюк Н.В. Сучасний стан мікрофітобентосу Червоного моря	5	36

- Шевченко Т.Ф., Клоченко П.Д., Харченко Г.В. Угрупування водоростей епіфітону в умовах комплексного антропогенного забруднення водойм 6 3

Водна флора і фауна

- Садхухан К., Лаккакула С., Шунмугарай Т., Рамана Мурті М.В. Перше повідомлення про обростання червоною водорістю *Halymenia* sp. кам'янистих коралів на мілководних коралових рифах узбережжя затоки Палк, Індія 1 49
- Лазарєв Д.О., Загороднюк І.В., Ємельянов І.Г. Нутрія (*Myocastor coyrus*) у водоймах України: формування диких популяцій та їх місце в гільдії коловодних гризунів-фітофагів 3 41

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

- Кокодій С.В., Циба А.О. Причини зникнення одностатевих популяцій карася сріблястого *Carassius gibelio* у водоймах України 1 60
- Межжерін С.В., Циба А.О. Депресія через генетичну нестабільність популяції диплоїдно-поліплоїдного комплексу щипівок *Cobitis elongatoides — taenia — tanaitica* р. Ірпінь, викликану забрудненням і посилену наслідками бойових дій 3 63
- Гулак Б.С., Бушуєв С.Г. Популяційна структура, природна смертність та перспективи промислу атерини піщаної *Atherina boyeri* (Risso, 1810) в українських водах північно-західної частини Чорного моря та Тилігульському лимані 4 25
- Межжерін С.В., Циба А.О., Кокодій С.В., Афанасьєв С.О. Депресія іхтіоцену р. Сейм внаслідок масштабного забруднення під час бойових дій у вересні 2024 р. 5 52
- Шугуров О.О., Файзулін А.О. Індекс складності структури лабіринтів у дослідях оцінки здатності риб до навчання 5 65
- Гулак Б.С., Леончик Є.Ю., Чащин О.К. Стан ресурсу шпрота *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) в українських водах у північно-західній частині Чорного моря. 6 25

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Крот Ю.Г., Леонтьєва Т.О., Усенко О.М., Красюк Ю.М., Коновець І.М., Кіпніс Л.С. Особливості змін хімічного складу культурального середовища в процесі росту зелених мікроводоростей в штучних умовах 1 77
- Медведь В.О., Харченко Г.В. Фітоепіфітон *Ceratophyllum demersum* L. та його пігментні характеристики у водоймах Національного природного парку «Голосіївський» (Україна) 2 68
- Ісмаїл М.М., Мостафа М.Х., Ель Зокм Г.М. Фармакологічні аспекти і хроматографічний профіль фенольних складових трьох видів макроводоростей Єгипту. Дослідження зв'язку структури і активності 4 39

Леонтьєва Т.О., Крот Ю.Г., Усенко О.М., Красюк Ю.М. Особливості формування ценобіїв зелених мікроводоростей (Chlorophyta) при їхньому вирощуванні в штучних умовах	4	64
Веденичова Н.П. Участь фітогормонів у регуляції росту водної папороті <i>Salvinia natans</i> L.	5	82

Екологічна фізіологія і біохімія водних тварин

Вовчек Н.О., Марків В.С., Хоменчук В.О., Курант В.З. Фракційний склад білків сироватки крові прісноводних риб за дії іонів кобальту	1	90
Заморов В.В., Караванський Ю.В. Вплив температури води на внутрішньовидову агресивність бичка-кругляка <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814) та бичка Пінчука <i>Ponticola cephalargoides</i> (Pinchuk, 1976)	2	87
Потрохов О.С., Зінковський О.Г., Худіяш Ю.М., Федоренко Л.В., Кофонов К. Оцінка фізіологічного стану риб Кілійського гирла р. Дунай у літній період за біохімічними показниками крові	3	75
Марків В.С., Хоменчук В.О., Курант В.З. Вплив підвищених концентрацій іонів кобальту на вміст неполярних ліпідів у тканинах прісноводних риб	4	74
Єсіпова Н.Б., Хромих Н.О., Шарамок Т.С., Маренков О.М., Журавльов Д.В., Чумаков І.О. Структурно-функціональний стан печінки, зябер і м'язової тканини риб в умовах хронічної інтоксикації міддю	6	48
Потрохов О.С., <u>Зінковський О.Г.</u> , Худіяш Ю.М., Кофонов К., Федоренко Л.В., Куновський Ю.В. Оцінка якості води в річках за біохімічними показниками крові плітки звичайної та карася сріблястого	6	62

Водна мікробіологія

Юришинець В.І., Старосила Є.В., Ляшенко А.В., Зоріна-Сахарова К.Є. Бактеріопланктон річкових ділянок Кілійської дельти Дунаю	1	101
Гудзенко О.В., Варбанець Л.Д., Іваниця В.О., Сейфулліна І.Й., Марцинко О.Е. Вплив біокоординаційних сполук германію (IV) та стануму (IV) на еластазну активність <i>Vacillus licheniformis</i> IMB В-8008	5	92
Півень О.Т., Тарасенко Л.О., Панікар І.І., Богач М.В., Скрипка Г.А., Голубенко О.О. Сезонна динаміка мікробіологічних показників прісноводної риби Хаджибейського лиману	5	105

Водна токсикологія

Коновець І.М., Юришинець В.І., Кіпніс Л.С., Романенко О.В. Поведінкові реакції водяних безхребетних як перспективний критерій виявлення токсичного впливу (огляд)	3	86
---	---	----

Санітарна і технічна гідробіологія

- Протасов О.О., Морозовська І.О. Експрес-оцінка розвитку обростань в технічних системах та в експериментальних умовах 4 87

Водна радіоекологія

- Гупало О.О., Гудков Д.І., Каглян О.Є., Абрам'юк І.І., Беляєв В.В. Морфобіологічні особливості плітки звичайної (*Rutilus rutilus* L.) у водоймах Чорнобильської Зони відчуження 3 102

Гідрохімія

- Линник П.М., Жежеря В.А., Линник Р.П. Гумусові речовини як важливий чинник у міграції металів у поверхневих водах України 2 97
- Жиденко А.О., Паперник В.В. Моніторинг гідрохімічних показників річок Десна, Стрижень, Білоус 4 99
- Линник П.М., Жежеря В.А. Евтрофікація поверхневих водних об'єктів: її наслідки та способи зниження (огляд) 6 71
- Куєн Х.Х., Нгуєн Х.М., Тран В.Ч.М., Ле Ф.Ц., Курашіна М., Ясудзава М. Удосконалення методу видалення бору з водних розчинів за допомогою смоли AMBERLITE IRA 743: роль рН та активації смоли 6 97

Втрати науки

- Пам'яті Артема Володимировича Ляшенка 1 124
- Пам'яті Галини Миколаївни Олійник 2 120
- Показчик статей, опублікованих у «Гідробіологічному журналі» у 2025 р. 6 116

Hydrobiological Journal

Number 6

2025

CONTENTS

General Hydrobiology

T.F. Shevchenko, P.D. Klochenko & G.V. Kharchenko. Epiphyton algae communities under conditions of complex anthropogenic pollution of water bodies. 3

Fish-Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

B.S. Hulak, Ye.Yu. Leonchyk & O.K. Chashchyn. The state of the sprat *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) stock in Ukrainian waters in the Northwestern part of the Black Sea. 25

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

N.B. Yesipova, N.O. Khromykh, T.S. Sharamok, O.M. Marenkov, D.V. Zhuravlov & I.O. Chumakov. Structural and functional state of the liver, gills, and muscle tissue of fish in conditions of chronic copper intoxication 48

O.S. Potrokhov, O.G. Zinkovsky, Yu.M. Khudiiash, K. Kofonov, L.V. Fedorenko & Yu.V. Kunovsky. Assessment of water quality in rivers by biochemical indicators of blood of roach and silver crucian carp 62

Hydrochemistry

P.M. Linnik & V.A. Zhezherya. Eutrophication of surface water bodies: its consequences and methods of reduction (review) 71

H.H. Quyen, H.M. Nguyen, V.C.M. Tran, P.-C. Le, M. Kurashina & M. Yasuzawa. Improving boron removal from aqueous solutions using AMBERLITE IRA 743 resin: the role of pH and resin activation 97

Index of articles published in «Hydrobiological Journal» in 2025 116



Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2025. Т. 61, № 6. 1-119

Гідробіологічний журнал. Т. 61, № 6, 2025