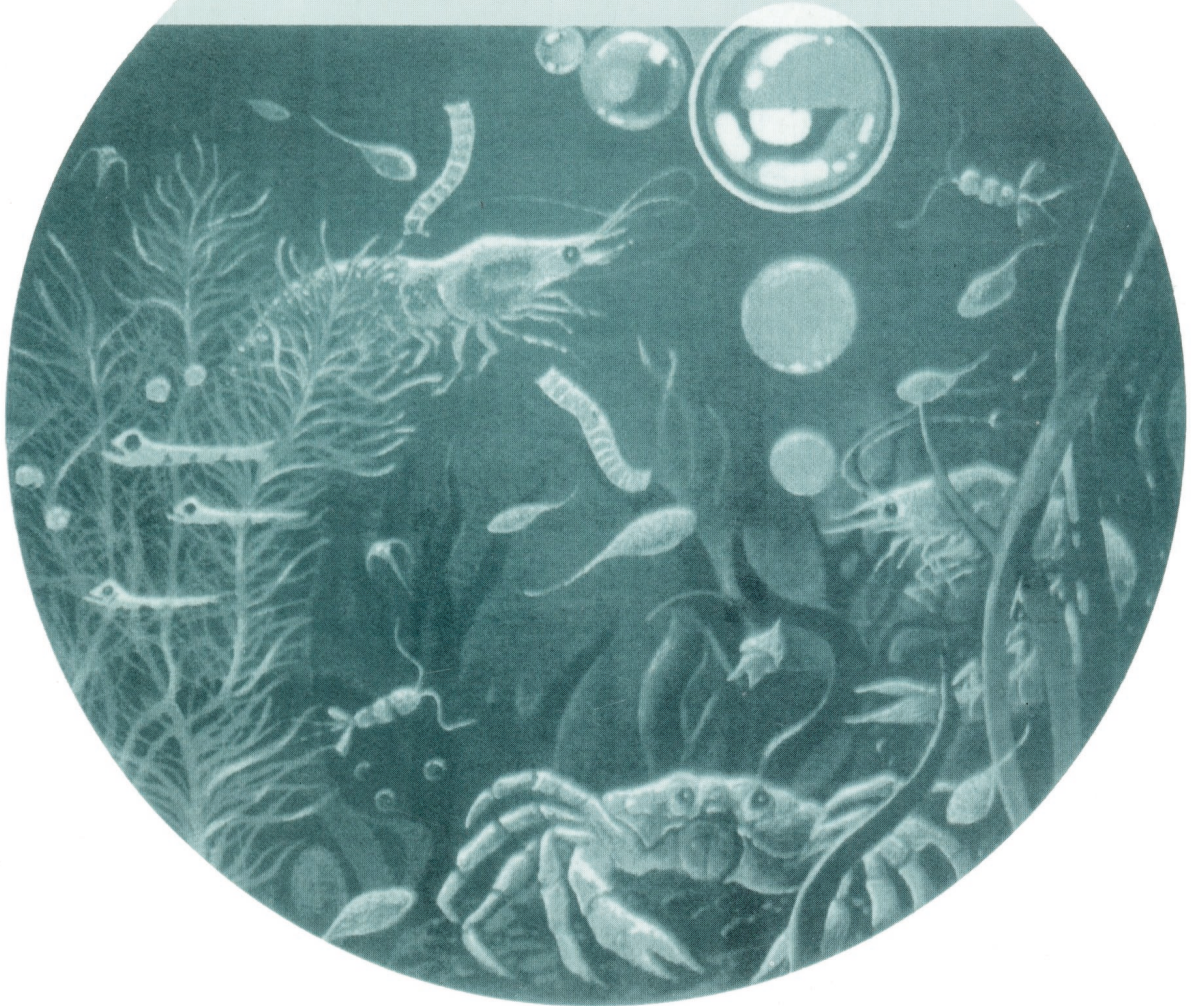


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



4(352)

ТОМ 59 • 2023

Засновники: Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

Видавець: Інститут гідробіології НАН України

Редакційна колегія

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

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

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

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

Editorial Board

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

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

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

4 (352)
том 59 • 2023

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

- Ляшенко А.В., Зоріна-Сахарова К.Є. Угрупування донних безхребетних Кілійської дельти Дунаю. 3
- Гіанг Нгуен Данг, Хоа Тан Ха, Туан Ван Ву. Деякі законодавчі суперечності у практиці справедливого і сталого використання транскордонних водних ресурсів. 20
- Трилів В.В. [Чумак В.О.] Вплив природного шкідника на розвиток інвазійного виду *Pistia stratiotes* L. у водоймах околиць Києва. 40

Рибогосподарська гідробіологія і іхтіологія

- Гулак Б.С. Сучасний стан популяції та промисел трав'яної креветки *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Decapoda, Palaemonidae) у північно-західній частині Чорного моря. 48

Водна мікробіологія

- Старосила Є.В., Юришинець В.І. Бактеріопланктон та бактеріобентос як індикатори еколого-санітарного стану водойм та безпечності водокористування. 65

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

- Усенко О.М., Коновець І.М. Вміст фенолкарбонових кислот у воді серед заростей вищих водних рослин різних екологічних груп 81

Гідрохімія

- Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М., Осипенко В.П. Експериментальне моделювання впливу температури на міграцію речовин з донних відкладів 94

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 8 від 16.06.2023 р.)

Адреса редакції та видавця

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

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

Підп. до друку 04.08.2023. Формат 70×108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 13,2. Тираж 60 прим. Зам. №

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.

УДК 574.592.(282.243.7)

А.В. ЛЯШЕНКО, д. б. н., ст. наук. співроб., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ArtemLyashenko@bigmir.net
ORCID 0000-0003-0028-4974

К.Є. ЗОРІНА-САХАРОВА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: katerynazorinasakharova@gmail.com
ORCID 0000-0001-6159-2642

УГРУПОВАННЯ ДОННИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ¹

На основі подібності видового складу описано угруповання різних біотопів водойм, водотоків та узмор'я Кілійської дельти Дунаю. Показано, що переважно фізіономіку угруповань донних безхребетних та ієрархію їхньої організації в Кілійській дельті Дунаю обумовлює фактор солоності вод, формуючи об'єднані угруповання, в меншому ступені — типи ґрунтів та водних об'єктів, формуючи їхні складові. Розглянуто рівні ієрархічної організації: нижчий складають мозаїчно розташовані в різнотипних водних об'єктах на різних типах ґрунтів первинні угруповання, наступний — об'єднані угруповання, розповсюджені на різних типах ґрунтів у прісних або солонуватих водних об'єктах, вищий — угруповання Кілійського рукава та дельти Дунаю загалом. Показано, що дискретність та континуальність угруповань в дельті забезпечують прісноводні та солонуватоводні види.

Ключові слова: донні безхребетні, домінуючі види, тип ґрунту, солоність, водні об'єкти Кілійської дельти Дунаю.

Формування структури будь-якого біологічного угруповання, і, зокрема, донних безхребетних, відбувається в тісних взаємозв'язках з різними за масштабом дії чинниками зовнішнього середовища [13]. Геологічні та гідрологічні умови впливають на склад угруповань найбільшого масштабу (наприклад, екорегіону), а тип субстрату, глибина та швидкість течії мають першочергове значення в їхньому розподілі в межах окремого басейну [14].

¹ Роботу виконано за рахунок бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень (КПКВК 6541230)».

Поняття донного угруповання тісно пов'язане з поняттям біотоп, яке ми, як і попередні дослідники [12, 22], розуміємо як своєрідну ділянку дна з умовно однорідним фізико-хімічним середовищем (солоність, субстрат, гідродинаміка, температурний режим і т. ін.) і відповідними біологічними особливостями. Це поняття є основним при використанні біотопічного підходу, згідно з яким як одне угруповання розглядаються види, що адаптовані до життя за певних умов існування (в певному біотопі) [4]. За іншою концепцією — біоценотичного підходу [1—3, 23, 24] — біотоп визначається як місцеіснування комплексу видів, пов'язаних або спільними домінантами, або спільним видовим складом.

Біоценотичний підхід до вивчення донних угруповань Кілійської дельти Дунаю вперше застосовував Ю.М. Марковський [7], який на акваторіях дельти та узмор'я за домінуванням певних видів виділив 16 угруповань і в подальшому провів аналіз їхньої екологічної (біотопічної) приуроченості. Інші дослідники донних безхребетних Кілійської дельти до виділення донних угруповань застосовували переважно біотопічний підхід, розглядаючи угруповання як населення різних субстратів (мули, піски, глини та їхні комбінації) в різнотипних водних об'єктах або їхніх частинах. До того ж, за минулі майже 70 років після досліджень Ю.М. Марковського [7] донні угруповання безхребетних пониззя Дунаю в Україні на рівні видового складу не розглядали, описи переважно було проведено на рівні великих таксонів (родин, рядів, класів) [5, 8, 10, 15—17, 19—21]. Поза увагою досліджень залишились і питання щодо зв'язку угруповань різних біотопів дельти і найвагоміших чинники їхнього формування. Опис угруповань донних безхребетних найбільш розповсюджених біотопів водойм, водотоків та узмор'я Кілійської дельти Дунаю та аналіз основних чинників середовища, які зумовлюють їхнє формування, стали метою цієї роботи.

Матеріал і методика досліджень

Дослідження проведені впродовж 2007—2019 рр. у водоймах, водотоках та на узмор'ї Кілійської дельти Дунаю. Водойми вивчали вздовж трансект від моря до вершин, рукави Бистрий, Восточний та Циганка досліджували на ділянках витоку та гирла, Кілійський рукав — лише біля м. Вилкове, Старостамбульський рукав — на ділянках вище і нижче витоку рукава Бистрий, Очаківський рукав — на місці відгалуження від Кілійського рукава до розгалуження на рукави Прорва та Потапівський, Білгородський рукав — нижче м. Вилкове та в місці розгалуження на ерики до солонуватоводних заток. На узмор'ї досліджували прилеглі до солонуватоводних заток ділянки Жебринської бухти, а також акваторії перед гирлами рукавів Бистрий, Восточний, включаючи підхідний канал глибоководного суднового ходу Дунай — Чорне море (ПК ГСХ). Загалом досліджено 37 станцій спостережень (рис. 1).

Збори донних безхребетних виконані за загальноприйнятими гідробіологічними методиками [6]. В рукавах проби відбирали переважно в

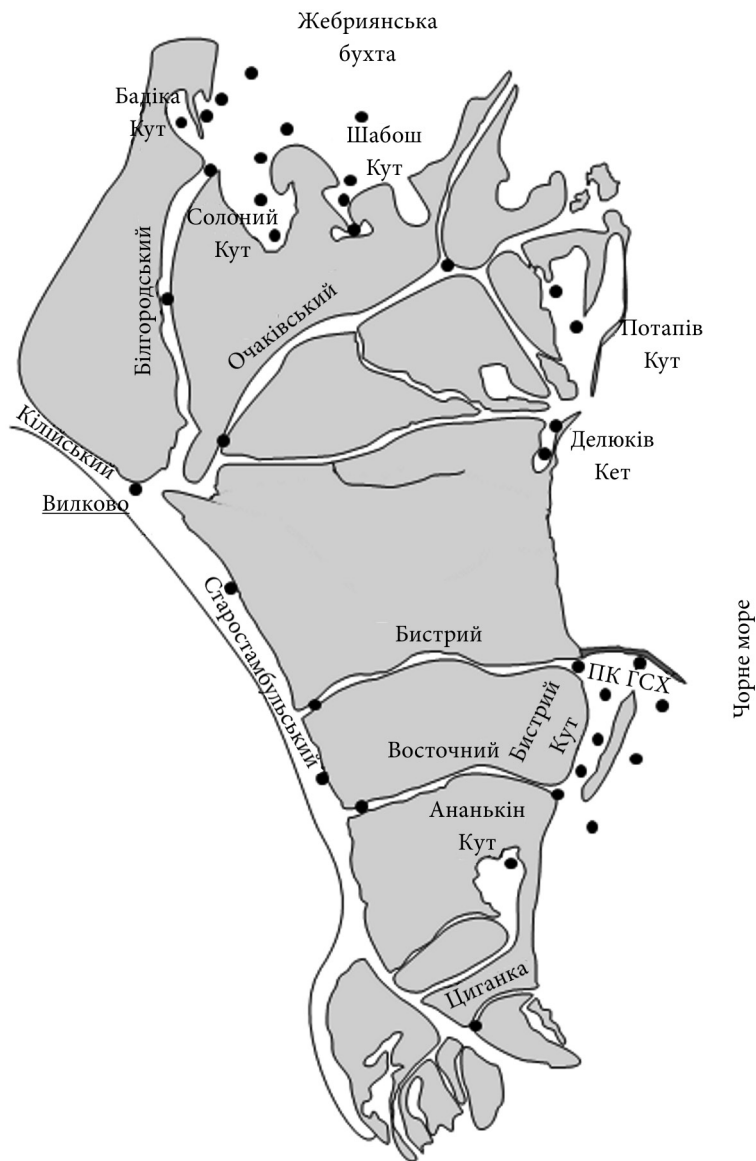


Рис. 1. Карта-схема Кілійської дельти Дунаю: • — станції відбору проб донних безхребетних

прибережній зоні. Тип донних відкладів визначали візуально. Солоність води вимірювали за допомогою кондуктометра HANNA HI 9835.

Опис угруповань здійснювали на основі видового складу донних безхребетних, відібраних з однакових біотопів окремих водних об'єктів протягом декількох вегетаційних сезонів. Такі угруповання ми вважали первинними, такими, що населяють біотопи в межах певного водного об'єкту. У нашому випадку їх обумовлювали три основні характеристики: тип субстрату (чисті піски, замулені піски, сірі мули, чорні мули), солоність

води (що змінювалась від гіпогалінних до оліго-мезогалінних вод) та тип водного об'єкту (прісноводні затоки, солонуватоводні затоки, водотоки (прісноводні) та узмор'я (солонуватоводне)). У більшості водних об'єктів (всі солонуватоводні затоки, прісноводні затоки Бистрий Кут, Потапів Кут, Делюків Кут, рукави Восточний та Бистрий, а також узмор'я) існує декілька біотопів донних безхребетних, проте в рукавах Кілійський, Білгородський, Очаківський і Старостамбульський нами досліджено по одному біотопу.

Угрупування називали за домінуючими видами за чисельністю (N) та біомасою (B) з урахуванням їхнього трапляння (p). Домінантом за чисельністю вважали вид з максимальним значенням pN , а за біомасою — з максимальним значенням pB . Якщо за чисельністю та біомасою домінував один вид, його вказували один раз. В назві угруповання зазначали характеристики їхнього біотопу, як-от: тип донних відкладів та солоність вод.

Визначення подібності видового складу угруповань та аналіз існування загальних, спільних кластерів, тобто частин одного угруповання в різних біотопах (водних об'єктах, частинах дельти), визначали за індексом Брея-Кертиса [11, 25] та кластерним аналізом отриманих результатів з мірою відстані за методом середнього зв'язку [9]. Аналіз подібності проводили з використанням програмного пакету Biodiversity Pro 2.0.

Номенклатуру донних організмів було узгоджено за допомогою Всесвітнього реєстру морських видів [26].

Результати досліджень

Загалом на 37 досліджених станціях у 16 водних об'єктах чотирьох типів (прісноводні затоки, солонуватоводні затоки, водотоки та узмор'я), за поєднанням характеристик субстратів, солоності та течії, нами виділено і досліджено 25 біотопів, які заселяють первинні угруповання донних безхребетних. Їхній перелік та локалізація у водних об'єктах Кілійської дельти наведені в таблиці 1.

Водойми відрізняються ступенем впливу прісних вод рукава або солоних вод моря. Місця переходу солонуватоводних заток в узмор'я характеризуються переважанням чистих пісків та піддаються припливно-відпливній динаміці морських вод. Помірний вплив прісних вод відмічається в середній і верхній частинах затоки Бадіка Кут (рис. 2). Динамічний режим солоності характерний для центральної ділянки затоки Солоний Кут, що підпадає перемінному впливу прісних вод рукава Білгородський залежно від його водності та солоних морських вод, особливо інтенсивному під час вітрових нагонів. Затоки Бистрий Кут, Потапів Кут та Делюків Кут здебільшого характеризувались гіпо-олігогалінністю, затока Ананькін Кут — гіпогалінністю, затоки Бадіка Кут і Солоний Кут, а також вершина та середина затоки Шабош Кут — оліго-мезогалінністю, приморські ділянки затоки Шабош Кут — мезогалінністю. Водотоки дельти переважно належали до гіпогалінних вод, незначне підвищення солоності до нижніх меж олігогалінної зони спостерігали в гирлі рукава Бистрий. На узмор'ї вирізняються дві відмінні за режимом солоності

Таблиця 1

Первинні угруповання донних безхребетних та їхня локалізація у водних об'єктах Кілійської дельти Дунаю

№ п/п	Угрупування	Локалізація
Прісноводні затоки		
1	<i>Limnodrilus</i> sp. замулених пісків гіпо-олігогалінних вод	Бистрий Кут
2	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Corbicula fluminea</i> сірих мулів гіпо-олігогалінних вод	Бистрий Кут
3	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Viviparus viviparus</i> сірих мулів гіпо-олігогалінних вод	Потапів Кут
4	<i>Limnodrilus</i> sp. чорних мулів гіпо-олігогалінних вод	Потапів Кут
5	<i>Limnodrilus</i> sp. сірих мулів гіпо-олігогалінних вод	Делюків Кут
6	<i>Limnodrilus</i> sp. чорних мулів гіпо-олігогалінних вод	Делюків Кут
7	<i>Limnodrilus</i> sp. чорних мулів гіпогалінних вод	Ананькін Кут
Солонуватоводні затоки		
8	<i>Paranais litoralis</i> + <i>Gammarus aequicauda</i> чистих пісків оліго-мезогалінних вод	Бадіка Кут
9	<i>Corophium volutator</i> + <i>Hediste diversicolor</i> замулених пісків оліго-мезогалінних вод	Бадіка Кут
10	<i>Limnodrilus</i> sp.+ <i>Hediste diversicolor</i> сірих мулів оліго-мезогалінних вод	Бадіка Кут
11	<i>Corophium volutator</i> замулених пісків оліго-мезогалінних вод	Солоний Кут
12	<i>Corophium volutator</i> сірих мулів оліго-мезогалінних вод	Солоний Кут
13	<i>Corophium volutator</i> замулених пісків мезогалінних вод	Шабош Кут
14	<i>Corophium volutator</i> + <i>Hediste diversicolor</i> сірих мулів оліго-мезогалінних вод	Шабош Кут
Рукави		
15	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Lithoglyphus naticoides</i> сірих мулів гіпогалінних вод	Кілійський
16	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Microcolpia daudebartii</i> сірих мулів гіпогалінних вод	Білгородський
17	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Lithoglyphus naticoides</i> сірих мулів гіпогалінних вод	Очаківський
18	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Esperia esperi</i> сірих мулів гіпогалінних вод	Старостамбульський
19	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Esperia esperi</i> замулених пісків гіпо-олігогалінних вод	Бистрий

Продовження табл. 1

№ п/п	Угрупування	Локалізація
20	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Lithoglyphus naticoides</i> сірих мулів гіпогалінних вод	Бистрий
21	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Lithoglyphus naticoides</i> замулених пісків гіпогалінних вод	Восточний
22	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Lithoglyphus naticoides</i> сірих мулів гіпогалінних вод	Восточний
23	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Esperia</i> <i>esperi</i> сірих мулів гіпогалінних вод	Циганка
Узмор'я		
24	<i>Corophium volutator</i> чистих пісків оліго-мезогалінних вод	Жебриянська бухта
25	<i>Euxinia maotica</i> чистих пісків гіпо-мезогалінних вод	Передгирлове узмор'я

ділянки: мілководдя Жебриянської бухти, де солоність відповідає оліго-мезогалінним водам, та передгирлове узмор'я з гіпо-мезогалінними водами, динаміка яких залежить від водності Дунаю, зменшуючись при водопілля та паводках, коли в море надходить значна кількість прісної води, та збільшуючись в межінь.

Загальне видове багатство донних безхребетних становили 218 видів, з яких переважна більшість, 82 таксони — представники Insecta, 51 вид — Annelida, 45 — Crustacea, 34 — Mollusca, 3 — Bryozoa, 2 — Porifera, 1 — Nematoda. Найбільш представлені донні безхребетних в рукавах, найменше видів зареєстровано на узмор'ї (рис. 3), видове багатство в прісноводних затоках виявилось вищим, ніж в солонуватоводних.

У прісноводних затоках на всіх ґрунтах переважали комахи, які в рукавах постійно домінували на замулених пісках. За кількістю видів на сірих мулах, залежно від водного об'єкту, переважали або комахи, або кільчасті черви (зокрема Oligochaeta), або ці групи були представлені однаковим видовим багатством. На пісках різних ділянок узмор'я зареєстровано найбільшу кількість видів ракоподібних. Ця ж група переважала в найбільш близьких до моря первинних угрупованнях солонуватоводних заток. У найбільш опріснених ділянках, зокрема затоки Бадіка Кут, незалежно від типу ґрунту домінували комахи, на мулах з вищою солоністю вод (затоки Солоний Кут та Шабош Кут) — кільчасті черви (зокрема, Polychaeta).

Аналіз таблиці 1 показує наявність низки однойменних угруповань, не зважаючи на мозаїчність їхнього розташування, та, нерідко, відсутність безпосередніх границь. Це угруповання *Limnodrilus* sp. чорних мулів гіпо-олігогалінних вод в затоках Потапів Кут та Делюків Кут, угрупов-

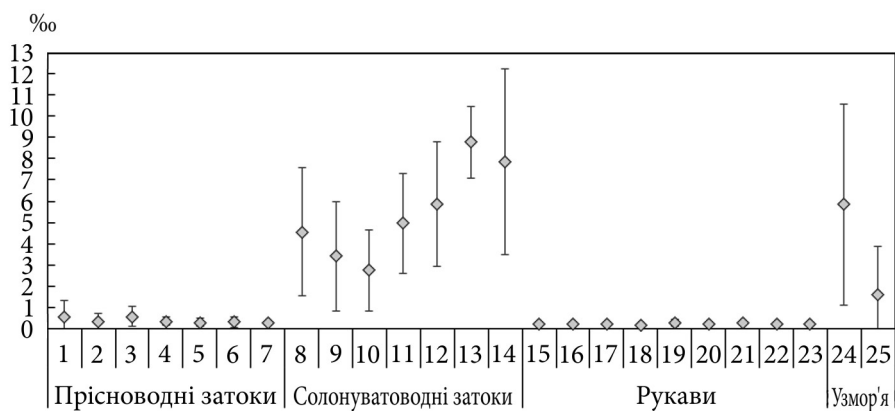


Рис. 2. Солоність вод в місцях локалізації первинних угруповань донних безхребетних. Тут і на рис. 3: нумерація згідно табл. 1

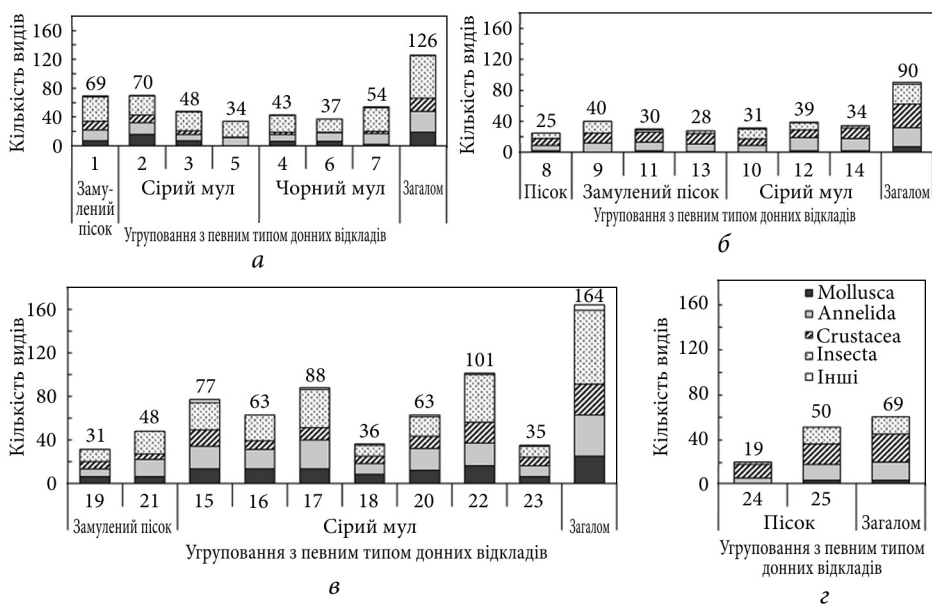


Рис. 3. Таксономічна структура первинних угруповань ділянок з різним типом ґрунту прісноводних заток (а), солонуватоводних заток (б), рукавів (в) та узмор'я (г) дельти

вання *Limnodrilus* sp. + *Lithoglyphus naticoides* сірих мулів гіпогалінних вод рукавів Кілійській, Очаківській, Бистрий та Восточний та угруповання *Limnodrilus* sp. + *Esperia* *esper* сірих мулів гіпогалінних вод рукавів Старостамбульський та Циганка. Логічно припустити, що це однакові угруповання, локалізовані в різних частинах дельти. Інші 17 угруповань мають особливі назви, не тотожні поміж собою повністю, хоча простежується їхня приуроченість до типів ґрунтів та водних об'єктів. Зокрема,

в усіх угрупованнях прісноводних заток домінантом за чисельністю є малощетинкові черви *Limnodrilus* sp., а в солонуватоводних затоках переважають корофіїди *Corophium volutator* (Pallas) та багатощетинкові черви *Hediste diversicolor* (O.F. Müller), а також зареєстровані малощетинкові черви *Paranais litoralis* (Müller) і *Limnodrilus* sp. та бокоплави *Gammarus aequicauda* (Martynov). В рукавах, як і в прісноводних затоках, за чисельністю в усіх угрупованнях домінують малощетинкові черви *Limnodrilus* sp., а за біомасою — черевоногі молюски *Lithoglyphus naticoides* (C. Pfeiffer), *Esperiana esperi* (Férussac) та *Microcolpia daudebartii* (Prevost). В північній, слабше опрісненій частині узмор'я (Жебринська бухта) домінують корофіїди *C. volutator*, а в більш опрісненій східній передгірловій частині — бокоплави *Euxinia maeotica* (Sowinsky).

Видове багатство визначених угруповань змінювалось в широких межах: від 19 видів в угрупованні *Corophium volutator* на чистих пісках оліго-мезогалинних вод узмор'я до 101 виду — в угрупованні *Limnodrilus* sp. + *Lithoglyphus naticoides* сірих мулів гіпогалинних вод рукава Восточний (рис. 3). З усього багатства зареєстрованих донних безхребетних домінантами угруповань виявились лише 11 таксонів, крім зазначених вище це ще двостулковий молюск чужорідної фауни *Corbicula fluminea* (O. F. Muller) та черевоногий молюск *Viviparus viviparus* (Linnaeus).

Існування однойменних угруповань в різних водних об'єктах, а також наявність спільних характеристик (біотоп або домінанти) в угрупованнях з різними назвами (див. табл. 1) припускають можливість мозаїчної організації біотичних спільнот дельти, коли сумісно існуючі види можуть проживати в біотопах, розташованих в різних її частинах. Для підтвердження тези щодо дискретного розташування угруповання нами було проведено оцінку подібності видового складу безхребетних первинних угруповань та виділення кластерів із значущою схожістю їхнього донного населення (рис. 4).

На рівні >50,0 % подібності видового складу первинні угруповання об'єднуються в 10 груп (кластерів) (див. рис. 4). Перша (кластер I) утворена первинними угрупованнями замулених пісків та сірих мулів затоки Шабош Кут і приморської частини затоки Солоний Кут. Другу (кластер II) формують первинні угруповання замулених пісків та сірих мулів затоки Бадіка Кут. Третя група сформована на мезогалинному узмор'ї на чистих пісках приморської частини цієї затоки угрупованнями з домінуванням ракоподібних (кластер III).

В рукавах дельти виділено три групи: угруповання (кластер VI), що мають спільні домінанти та біотопи; угруповання з різними домінантами та біотопами (кластер IV); а також група первинних угруповань рукавів та угруповання затоки Бистрий Кут (кластер VII), які відрізняються від інших як за домінантами, так і за біотопом.

Ще одну групу утворюють угруповання мулів в прісноводних затоках Потапів Кут, Делюків Кут та Ананькін Кут (кластер V) з домінуванням малощетинкових червів р. *Limnodrilus* за чисельністю та переважно за біомасою.

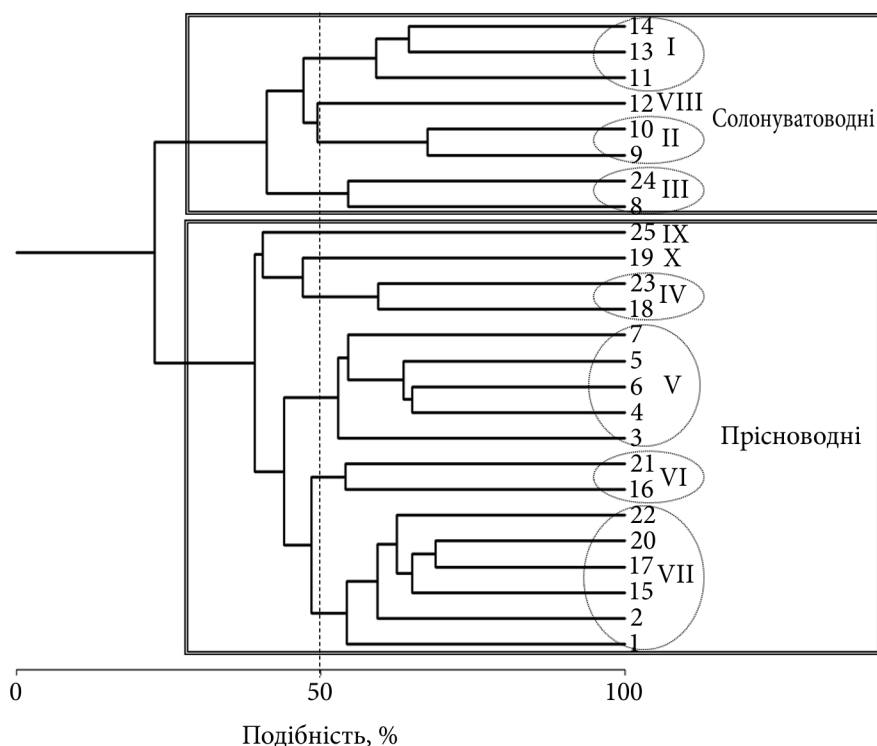


Рис. 4. Кластерна дендрограма подібності видового складу первинних угруповань донних безхребетних: міра відстані Брея-Кертіса за методом середнього зв'язку; вертикальна штрих пунктирна лінія обмежує рівень подібності угруповань в 50,0 %; штрих пунктирні кола обмежують кластери первинних угруповань на рівні подібності >50,0 %; арабськими цифрами — первинні угруповання згідно табл. 1, римськими цифрами — об'єднані первинні угруповання; блоки з подвійною лінією — групи прісноводних та солонуватоводних угруповань

Окремі кластери формують первинні угруповання *Corophium volutator* на сірих мулах оліго-мезогалинних вод затоки Солоний Кут (кластер VIII), *Euxinia maotica* на чистих пісках гіпо-мезогалинних вод узмор'я (кластер IX) та *Limnodrilus* sp. + *Esperiaea esperi* на замулених пісках гіпо-олігогалинних вод рукава Бистрий (кластер X), подібність видового складу яких не виявила зв'язків >50,0 %.

Висока подібність (>50,0 %) видового складу угруповань, що формують кластери (I—VII), дозволяє вважати первинні угруповання частинами єдиних за видовим складом угруповань вищого рівня, які мають дискретне розповсюдження та поширення в дельті, їхні основні характеристики наведені в таблиці 2. Зауважимо, що в одному випадку подібність між первинними угрупованнями визначена на рівні 47,0 % (V).

З іншого боку, з точки зору аналізу не подібності, а, навпаки, різниці між первинними і об'єднаними угрупованнями (див. табл. 1, 2 та рис. 4), ми бачимо їхній розподіл на два великі кластери, що формуються залежно від переважаючої солоності вод, а в них — декілька груп, що обумов-

Таблиця 2

Характеристика угруповань донних безхребетних, визначених за результатами кластерної діаграми (див. рис. 3)

№ п/п	Первинні угруповання	Об'єднані угруповання	Індекс Брея-Кертіса між первинними угрупованнями, %	Видове багатство					загалом
				Mollusca	Annelida	Crustacea	Insecta	інші	
I	11, 13, 14	<i>Corophium volutator</i> + <i>He-diste diversicolor</i> замулених пісків і сірих мулів оліго-мезогалинних і мезогалинних вод	56,0—65,0	5	17	22	6	-	50
II	9, 10	<i>Corophium volutator</i> + <i>He-diste diversicolor</i> замулених пісків і сірих мулів оліго-мезогалинних вод	68,0	-	13	14	19	1	47
III	8, 24	<i>Schizorhamphus scabriusculus</i> + <i>Gammarus aequicauda</i> чистих пісків оліго-мезогалинних вод	55,0	2	9	13	8	-	32
IV	16, 21	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Microcol-pria daudebartii</i> замулених пісків та сірих мулів гіпогалінних вод	54,0	14	26	10	31	-	81
V	3, 4, 5, 6, 7	<i>Limnodrilus</i> sp. сірих та чорних мулів гіпогалінних і гіпо-олігогалінних вод	47,0—65,0	13	22	7	46	1	89

Продовження табл. 2

№ п/п	Первинні угруповання	Об'єднані угруповання	Індекс Брея-Кертіса між первинними угрупованнями, %	Видове багатство					
				Mollusca	Annelida	Crustacea	Insecta	інші	загалом
VI	18, 23	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Esperiana esperi</i> сірих мулів гіпогалінних вод	59,0	11	14	10	16	1	52
VII	1, 2, 15, 17, 20, 22	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Lithoglyphus patiscoides</i> сірих мулів гіпогалінних вод водотоків та замулених пісків і сірих мулів гіпо-олігогалінних вод	50,0—69,0	25	35	29	72	5	166
VIII	12	<i>Corophium volutator</i> сірих мулів оліго-мезогалінних вод	—	2	17	10	9	1	39
IX	25	<i>Euxinia taenotica</i> чистих пісків гіпо-мезогалінного узмор'я	—	3	14	18	15	—	50
X	19	<i>Limnodrilus</i> sp. + <i>Esperiana esperi</i> замулених пісків гіпогалінних вод	—	6	7	7	11	—	31

Примітка.* Нумерація як в табл. 1.

лені різними типами ґрунтів (а саме: наявність або відсутність мулистої фракції) та типом водних об'єктів. Зокрема, донні безхребетні всіх прісноводних заток та рукавів утворюють великий кластер з одним домінантом за чисельністю — Oligochaeta р. *Limnodrilus*, детритофагами-ковтачами, які мешкають у верхньому шарі різнотипних ґрунтів, живляться переважно органікою, що розкладається, рештками рослинного та тваринного походження, та загалом витримують доволі широкий діапазон солоності. Винятком є одне угруповання (IX, 25 *Euxinia maeotica* чистих пісків гіпо-мезогалинних вод передгірлового узмор'я) з домінантом, спроможним розвиватися та утворювати численні популяції в широкому діапазоні солоності вод. Другий великий кластер сформований донними безхребетними солонуватих вод заток Жебринської бухти та передгірлового узмор'я з переважним домінуванням ракоподібних. Загалом солонуватоводні угруповання дельти відмежовуються від прісноводних на рівні 22,6 % подібності таксономічного складу за індексом Брея-Кертиса (див. рис. 4).

Порівняльна характеристика угруповань донних безхребетних солонуватих та прісних вод наведена в таблиці 3. Загалом нами зареєстровано 109 таксонів в солонуватих водах та 188 в прісних. В прісноводних угрупованнях більше видів Mollusca, Oligochaeta, Hirudinea, Isopoda та представників всіх відділів Insecta. Солонуватоводні угруповання характеризуються більшим видовим багатством Crustacea та Polychaeta (див. табл. 3). Виключно у складі прісноводних угруповань зареєстровано 110 видів безхребетних, серед яких більшість Mollusca, Oligochaeta та Insecta і всі види Rotifera. Тільки солонуватоводним угрупованням притаманні більше половини знайдених видів Polychaeta, Cumacea та Isopoda, а також Decapoda і Cirripedia.

В той же час ці два угруповання мають і багато спільних видів — 78, що становить 41,5 % загального видового багатства прісноводних та 71,6 % — солонуватоводних угруповань. Найбільша кількість спільних видів у таксонах з високим видовим багатством — Oligochaeta, Amphipoda та Chironomidae.

Обговорення результатів досліджень

На сьогодні в пониззі та дельті Дунаю нараховують 840 таксонів нижнього рангу [18], в цьому дослідженні нами зареєстровано 252 таксони, які формують 25 первинних угруповань донних безхребетних. Ці угруповання, на нашу думку, є найбільш розповсюдженими, локалізованими в найпоширеніших біотопах, визначених за домінуючими типами ґрунтів та солоністю вод різнотипних водних об'єктів української частини Кілійської дельти Дунаю. Зауважимо, що досліджені біотопи розташовані переважно мозаїчно, тобто не завжди мають спільні границі, але контакти між ними можуть здійснюватись як внаслідок гідрологічної єдності дельти, так і завдяки екологічним особливостям гідробіонтів (амфібіонтність, дрефт, антидрейт тощо). Ми розглядаємо угруповання як населення певного біотопу чи низки біотопів, сформованих абіотичними (в цій ро-

боті це в першу чергу тип ґрунту та солоність вод) факторами середовища (або біотичними, зокрема видами-еdifікаторами), що має відносно стабільну у часі та просторі структуру, зокрема таксономічний склад. Ми називаємо угруповання за домінуючими видами та визнаємо ієрархічність

Таблиця 3

Порівняльна характеристика угруповань солонуватих та прісних вод

Таксономічний склад	Загальний видовий склад		Особливості видового складу		
	прісно-водні угруповання	солонувато-водні угруповання	спільні таксони	таксони, що зустрічаються лише в	
				прісноводних угрупованнях	солонуватих угрупованнях
Porifera	2	—	—	2	—
Bryozoa	2	1	—	2	1
Turbellaria	1	—	—	1	—
Gastropoda	19	4	2	17	2
Bivalvia	9	5	1	8	4
Polychaeta	4	8	3	1	5
Oligochaeta	29	21	17	12	4
Hirudinea	9	1	1	8	—
Decapoda	—	1	—	—	1
Mysida	5	5	2	3	3
Amphipoda	20	18	15	5	3
Cumacea	3	7	3	—	4
Isopoda	2	4	1	1	3
Cirripedia	—	1	—	—	1
Odonata	5	—	—	5	—
Ephemeroptera	5	1	1	4	—
Hemiptera	8	3	3	5	—
Coleoptera	4	1	1	3	—
Trichoptera	6	2	2	4	—
Lepidoptera	2	1	1	1	—
Chironomidae	44	22	22	22	—
Інші Diptera	8	2	2	6	—
Nematoda	1	1	1	—	—
Загалом	188	109	78	110	31

їхньої організації, тобто існування первинних угруповань донних безхребетних різних ґрунтів у різних водних об'єктах чи їхніх частинах, водоямах і водотоках певних типів (солонуватоводні, прісноводні, лотичні, лентичні тощо), а також усієї дельти. В цій роботі ми розглянули переважно нижні рівні організації донних угруповань української частини дельти Дунаю.

Видовий склад угруповання залежить від особливостей біотопу, обумовлюється середовищем існування, не є абсолютно сталим і, безумовно, може варіювати залежно від суб'єктивних (методичні підходи та методи збору і обробки матеріалів, умови і особливості відбору проб) та об'єктивних (щільність та представленість окремих видів, сезонні та багаторічні зміни) чинників, але визначається обраним рівнем схожості. Зважаючи на загалом доволі високі показники подібності видового складу та наявність спільних домінантів визначених первинних угруповань, ми вважали за можливе та доцільне їхнє об'єднання. В подальшому характеристики та особливості об'єднаних угруповань (рис. 4, табл. 3), як угруповань наступного (другого) ієрархічного рівня організації, розглядаються як сума ознак первинних угруповань, які їх складають.

За результатами кластерного аналізу нами визначено сім об'єднаних угруповань, а також три первинних, які не мали схожості видового складу обраного рівня (>50,0 %). В первинних угрупованнях прісноводних об'єктів (див. табл. 2) переважали малощетинкові черви р. *Limnodrilus* та молюски, солонуватоводних — ракоподібні (здебільшого *S. volutator*) та багатощетинкові черви (*H. diversicolor*). Перелік домінантів виявився доволі обмеженим вже на рівні первинних угруповань — 11 таксонів. Одне об'єднане угруповання могло освоювати декілька субстратів, зберігаючи сталість таксономічної структури (в завданих межах подібності) та, разом з тим, мати варіації структури окремих його складових (див. табл. 3).

Менший вплив на формування таксономічного складу як окремих первинних угруповань, так і об'єднаних угруповань мали сукупні умови окремих водних об'єктів, що для дельти великої потужної ріки здається цілком зрозумілим. Дельта має загальну гідрологічну систему, всі водні об'єкти мають певний зв'язок: в солонуватоводні затоки та на узмор'я надходять прісні води рукавів, приносячи із собою реофільні організми, а у навіть найбільш відокремлені внутрішньодельтові озера періодично потрапляють солоні морські води. До того ж дискретності екосистеми дельти протистоїть наявність великої кількості амфібіонтних гідробіонтів, а також тих, що спроможні здійснювати висхідні міграції. Крім того у більшості випадків водні об'єкти дельти полібіотопні, в них переважно представлені всі основні типи субстратів. Напевне, що переважання того чи іншого субстрату може визначити переважне угруповання водного об'єкту, вважаємо, що подальші цілеспрямовані дослідження дозволять визначити угруповання окремих водних об'єктів дельти чи їхніх типів.

Найбільшу кількість видів донних безхребетних зареєстровано в рукавах, найменшу — на узмор'ї. Не відзначено залежності величини видового багатства окремих первинних угруповань від типу водного об'єкту

або типу донного субстрату. В таксономічній структурі первинних угруповань відзначено відмінності у складі найбагатших за видами груп безхребетних в різних за солоністю водах: в прісноводних та опріснених солонуватоводних акваторіях переважали *Oligochaeta*, а в більш осолонених — *Crustacea* та *Polychaeta*.

Більшість первинних угруповань в межах водних об'єктів одного типу мали однакові доміанти: так, в прісноводних водоймах найбільш розповсюджене було угруповання з переважанням *Limnodrilus* sp., в солонуватоводних — *Corophium volutator*, а в рукавах — *Limnodrilus* sp. + *Lithoglyphus naticoides*. Як правило, якщо у певному водному об'єкті були представлені різні донні субстрати, доміанти на них також були різні, лише в рукаві Восточний як на сірих мулах, так і на замулених пісках зареєстровано домінування *Limnodrilus* sp. + *Lithoglyphus naticoides*.

З точки зору екологічної структури важливим є також розподіл реофільних та лімнофільних видів, які, на нашу думку, мали б формувати фізіономіку лотичних і лентичних гідроекосистем дельти — рукавів та заток і внутрішньодельтових озер. Однак зазначимо, що отримані матеріали не виявили суттєвих відмінностей у видовому складі між певними водними об'єктами. Можливо це зумовлено високою гідрологічною активністю дельти, сформованої переплетінням стоячих і текучих вод, що сприяє перемішуванню різних груп гідробіонтів [19, 20] та ускладнює відбір матеріалу відповідно до поставленої задачі.

Загалом фізіономіку угруповань донних безхребетних та ієрархію їхньої організації в Кілійській дельті Дунаю переважно формує фактор солоності вод, утворюючи біотопи об'єднаних угруповань, в меншому ступені — типи ґрунтів та водних об'єктів, які формують їхні складові (первинні угруповання). Вся дельта або її частини (лотичні або лентичні водні об'єкти) утворюють біотопи угруповань вищих рівнів, які характеризуються визначеними показниками, сталими у часі та просторі.

Висновки

Розглянуто просторову та ієрархічну організацію угруповань донних безхребетних української частини дельти Дунаю, визначених за подібністю таксономічного складу і біотопічною приуроченістю, та встановлено, що у доволі строкатому багатстві з 25 первинних угруповань за подібністю видового складу виділяється сім об'єднаних, найбільш поширених та розповсюджених угруповань наступного рівня, а також зареєстровано три первинних угруповання, що характеризуються своєрідністю видового складу, не схожого з іншими. Об'єднані угруповання можуть заселяти декілька різних типів субстратів, сформованих в межах певної солоності вод. Вони, в свою чергу, утворюють наступний рівень ієрархії донних безхребетних — угруповання прісних та угруповання солонуватих вод, а найвищими рівнями ми вважаємо угруповання Кілійського рукава та дельти Дунаю загалом [19]. Найвищі рівні — це населення усіх біотопів з усіма типами субстратів в широкому градієнті солоності вод, середні — населення різних типів ґрунтів в прісних та солонуватих водних об'єктах,

їхнє розмежування визначається розповсюдженням видів з різним відношенням до солоності вод, їхнім проникненням у водні об'єкти з різною солоністю та співвідношенням видів різної екологічної структури, в першу чергу — прісноводних та солонуватоводних видів, які визначають дискретність угруповань, тоді як спільні види (35,8 % від загального видового складу), навпаки, забезпечують континуальність донних угруповань в дельті. І останній, найнижчий рівень — первинні угруповання, мозаїчно розташовані в різнотипних водних об'єктах на різних типах ґрунтів, які зумовлюють їхнє формування у водах з різною солоністю.

Список використаної літератури

1. Баканов А.И. Количественная оценка доминирования в экологических сообществах. *Количественные методы экологии и гидробиологии: сб. науч. трудов, посвященный памяти А.И. Баканова*. Тольятти : Самарский НЦ РАН, 2005. С. 37—67.
2. Броцкая В.А., Зенкевич Л.А. Количественный учет донной фауны Баренцева моря. *Тр. Всерос. НИИ рыб. хоз-ва и океанографии (ВНИРО)*. 1939. Т. 4. С. 5—126.
3. Воробьев В.П. Бентос Азовского моря. Симферополь : Крымиздат, 1949. 239 с.
4. Жадин В.И. Общие вопросы, основные задачи и понятия гидробиологии пресных вод. Учение о биоценозе в гидробиологии. *Жизнь пресных вод СССР*. Москва, Ленинград : Изд-во АН СССР, 1950. Т. 3. С. 7—112.
5. Левина О. В. Макрозообентос советского участка Дуная. Киев, 1988. 29 с. Деп. в ВИНТИ, № 7833-88.
6. Ляшенко А.В. Макрозообентос. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. Київ : Логос, 2006. С. 101—118.
7. Марковский Ю.М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины. Условия ее существования и использования. Часть III. Водоемы Килийской дельты Дуная. Киев : Изд-во АН УССР, 1955. 280 с.
8. Оливари Г.А. Бентос советского участка Дуная. Дунай и придунайских водоемов в пределах СССР. Киев : Изд-во АН УССР, 1961. Т. 36. С. 145—165.
9. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва : Наука, 1982. 288 с.
10. Харченко Т.А. Макрозообентос. *Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов*. Киев : Наук. думка, 1993. С. 164—178.
11. Bloom S.A. Similarity indices in community studies: potential pitfalls. *Marine Ecology — Progress Series*. 1981. N 5. P. 127—128.
12. Connor D.W., Brazier D.P., Hill T.O., Northen K.O. Marine nature conservation review: marine biotope classification for Britain and Ireland. Vol. 1. Littoral biotopes. Version 97.06. *JNCC Report*. 1997. N 229. 362 p.
13. Gutt J., Arndt J., Kraan C. et al. Benthic communities and their drivers: f spatial analysis off the Antarctic Peninsula. *Limnol Oceanogr*. 2019. Vol. 64. P. 2341—2357.
14. Hieber M., Robinson C.T., Uehlinger U., Ward J.V. A comparison of benthic macroinvertebrate assemblages among different types of alpine streams. *Freshwater Biology*. 2005. Vol. 50. P. 2087—2100.
15. Kharchenko T.A., Lyashenko A.V. Structural and functional parameters of macrozoobenthos of water ecotones and indicators of the ecotone boundaries. *Hydrobiol. J*. 1998. Vol. 34. N 2—3. P. 111—119.
16. Lyashenko A.V., Meteletskaia Z.G. Long-term changes in macrozoobenthos of the Kiliya delta of the Danube River. *Ibid*. 2002. Vol. 38, N 6. P. 50—57.
17. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova Ye.Ye. Comparative characteristics of the indices of invertebrates macrofauna diversity in the Ukrainian and Romanian sections of the Danube River delta. *Ibid*. 2009. Vol. 45, N 6. P. 17—32.

18. Lyashenko A. V., Zorina-Sakharova K.Ye. Species richness of benthic invertebrates of the lower reaches of the Danube River in Ukraine and Romania. *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 6. P. 3—19.
19. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye. Edge effect display in the communities of benthic invertebrates of the Danube River delta. *Ibid.* 2021. Vol. 56, N 6. P. 19—37.
20. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova K.Ye., Guleykova L.V., Pogoryelova M.S. Peculiarities of the structural and functional characteristics of contact hydrobiocenoses. *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 1. P. 3—23.
21. Lyashenko A.V., Zorina-Sakharova Ye.Ye., Sanzhak Yu.O., Makovskiy V.V. Comparative characteristics of the taxonomic composition of the macrofauna of the Kiliya delta of the Danube River. *Ibid.* 2013. Vol. 49, N 3. P. 27—40.
22. Olenin S., Daunys D. Coastal typology based on benthic biotope and community data: the Lithuanian case study. *Baltic Sea Typology Coastline Reports 4*. 2004. P. 65—83.
23. Petersen C.G.J. On the animal communities of the sea bottom in the Skagerrak, the Christiania Fjord and the Danish waters. *Report from the Danish Biological Station*. 1915. Vol. 23. 28 p.
24. Petersen C.G.J. A brief survey of the animal communities in Danish waters. *American Journal of Science* (Ser. 5). 1924. Vol. 7. P. 343—354.
25. Vijaymeena M.K., Kavitha K.A Survey on similarity measures in text mining. *Machine Learning and Applications*. 2016. Vol. 3, N 1. P. 19—28.
26. WoRMS Editorial Board. World Register of Marine Species. 2019. Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2019-09-25

Надійшла 03.03 2023

A. V. Lyashenko, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher, Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ArtemLyashenko@bigmir.net
ORCID 0000-0003-0028-4974

K. Ye. Zorina-Sakharova, PhD (Biol.), Senior Researcher
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: katernazorinasakharova@gmail.com
ORCID 0000-0001-6159-2642

THE COMMUNITIES OF BENTHIC INVERTEBRATES OF THE KILIIA DANUBE DELTA

Based on the similarity of species composition, the benthic invertebrates communities of various biotopes of reservoirs, watercourses, and the seashore of Kiliia Danube Delta are described. It is shown that their physiognomy and the hierarchy of organization mainly form a factor of water salinity, which forms united communities biotopes, and to a lesser extent — types of soils and water bodies, which form their components. The levels of the hierarchical organization are considered: the lower level is a primary communities that mosaic located in various water bodies on different types of soil. The next is united communities of different substrates within salty and fresh water, and the highest is the communities of the Kiliia arm. It is shown that the discreteness and continuity of the communities in Delta provide freshwater and salty water invertebrate species.

Keywords: *benthic invertebrates, communities, dominant species, type of soil, salinity, water bodies of the Kiliia Danube Delta.*

УДК 341.221.1: 556.53 (100)

ГІАНГ НГУЕН ДАНГ, PhD, викладач,
Університет праці та соціальних питань,
Ханой, В'єтнам
e-mail: dangnguyengiang1979@gmail.com

ХОА ТАН ХА, PhD, викладач,
Ханойський юридичний університет,
Ханой, В'єтнам
e-mail: hathanhhoa@hlu.edu.vn
orcid 0009-0000-5267-4865

ТУАН ВАН ВУ, PhD, викладач,
Ханойський юридичний університет,
Ханой, В'єтнам
e-mail: tuanvv@hlu.edu.vn
ORCID 0000-0002-3066-7338

ДЕЯКІ ЗАКОНОДАВЧІ СУПЕРЕЧНОСТІ У ПРАКТИЦІ СПРАВЕДЛИВОГО І СТАЛОГО ВИКОРИСТАННЯ ТРАНСКОРДОННИХ ВОДНИХ РЕСУРСІВ¹

Останнім часом використання транскордонних водних ресурсів привертає все більше уваги. Незважаючи на те, що прибережні країни визнають переваги транскордонних річок і домовляються з іншими країнами басейну річки через укладання угод, договорів, узгодження правил, але іноді їх діяльність, спрямована на збільшення власних вигод, може призвести до порушення рівноваги у басейні та навіть загрожувати мирному співіснуванню. Чинні міжнародні договори та двосторонні і багатосторонні угоди наразі не є достатньо повноважними, щоб зобов'язати країни суворо дотримуватись законодавчих правил та принципів справедливого, сталого і скоординованого використання вод. Крім того, наразі існують конфліктні ситуації між країнами, розташованими у верхніх і нижніх частинах річкових басейнів, стосовно використання транскордонних водотоків через недосконалість санкцій за порушення. Постала необхідність організації спеціалізованого міжнародного органу з найвищими повноваженнями від усіх країн для регуляції антропогенної діяльності у транскордонних водотоках для провадження їх справедливого і сталого управління і розвитку. Крім того, сучасні юридичні принципи мають бути переглянуті з метою заповнення прогалин і суперечностей для уникнення потенційних конфліктів між країнами верхніх і нижніх частин річкових басейнів.

Ключові слова: транскордонні водотоки, вторинний аналіз, прибережні країни, міжнародні конфлікти, юридичні принципи.

¹ This paper is financially supported by Hanoi Law University.

Ц и т у в а н н я: Гіанг Нгуен Данг, Хоа Тан Ха, Туан Ван Ву. Деякі законодавчі суперечності у практиці справедливого і сталого використання транскордонних водних ресурсів. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 4. С. 20—39.

It is undeniable that water plays a crucial role in the existence of all species on the Earth, and it is considered as an indispensable component of the ecosystem, which really necessitates the life of all beings. Together with the ever-increasing number of the world population, the greater demand to exploit exhaustively natural resources in general and water in particular has posed a burning problem for all States to address the collaborative equity of how to protect and use transboundary watercourses. Many reports [11, 15, 25] have given alarming warnings of the depletion of freshwater resources due to mostly human interventions of the excessive, unplanned exploitations of transboundary watercourses. This severe process has made the world's freshwater resources increasingly scarce and depleted, which possibly results in widespread crises, threatening all species, directly human beings. In fact, most of the world's freshwater resources are mutually shared by at least two or more countries; consequently, the States' executive policies and people's attitudes towards the protection and use of freshwater resources are decisive in utilizing and preserving this valuable resource via appropriate international legal rules, treaties, and conventions. According to the definition terms of the clause 1, Article 1, it clearly states that «Transboundary waters» means any surface or ground waters which mark, cross or are located on boundaries between two or more States; wherever transboundary waters flow directly into the sea, these transboundary waters end at a straight line across their respective mouths between points on the low-water line of their banks» [28, p. 2]. However, the scope of this paper only deals with the analysis of international principles of protection and use of transboundary freshwater resources management and water-related agreements with lower river basins, typically hydrological conditions in the lower Mekong riparian basins as a case study.

The physical realities of transboundary watercourses have great impacts on the lives of people from different countries and regions for the sustainable development, equitable share, and reasonable use of the transboundary watercourses. In recent years, the collaborative management in relation to internationally shared watercourses has confronted many challenges for riparian States, remarkably the flow of transboundary watercourses by hydroelectric dams [15]. Since the 1997 UN Watercourses Convention [29] the transboundary water cooperation among countries concerned have been increasingly emphasized to revise and renew existing, emerging rules and institutions to minimize negative consequences as the result of legal management flaws. Despite the vital role of International Water Law and transboundary water policy areas, many legal and policy frameworks for transboundary water management have been unable to be incorporated by agreements among the riparian States, and those legal documents are not totally bound to have joint institutional structures liable to their joint management and cooperation, which leads to the chaotic exploitation of transboundary water resources [2]. According to the compendium of good practices by the CADRI Partnership 2020, more than half of the world's 276 transboundary river basins have faced the improper cooperative management framework. Remarkably, even though there are some forms of the presence of joint water institutions, the increasing demands on the exploi-

tation of water resources, together with the negative impacts of climate change has accelerated the challenges in performing international legislative water agreements and making progress in transboundary watercourses cooperation [3]. The present occurrence calls for more strengthened governance frameworks to formulate the required capacity in order to sustainably manage all the activities of the implementation of the legal joint-resources exploitation of transboundary watercourses [26].

It is extremely important to promote transboundary watercourse cooperation relating to its physical significance for the sake of many reasons such as poverty alleviation, peace and security, clean energy, ecosystem protection, and climate change. Ensuring sustainable management of transboundary water cooperation in regard to the mutual use and protection of the shared rivers challenges countries concerned in terms of managing transboundary rivers efficiently to maintain the tangible benefits from the integrated transboundary watercourses activities [33, 34]. In simple words, governing transboundary water basins in a cooperative, equitable, and sustainable ways play a vital role in keeping sustainable development, conflict prevention, peace and climate change resilience [35]. There have been many growing concerns about lacking or weak cooperative manners among riparian countries to address current water-related challenges [35]. These heated controversies have fiercely urged the need to strengthen further transboundary water cooperation to obtain great shared benefits from its close collaborative actions. Consequently, it is crucial to formulate initiative transboundary water resources cooperation between riparian countries to address a multitude of issues emerging from increasing human populations and growing demand due to the expanding economies. As a consequence of on-going population growth, the need to satisfy human living conditions has intensified the excessive exploitation of natural resources, especially fossil fuels for mostly energy consumption [14]. Accordingly, fossil fuels have become exhausted due to the excessive exploitation, so people have turned their focal exploitation to rivers for mostly hydroelectric power plants, which has a great negative impact on natural habitats as well as climate changes [3, 9]. In reality, the Water Convention [28] entails specific commitments emphasizing transboundary riparian basins, encompassing the basis of agreements and arrangements, along with joint bodies; nonetheless, the strict compliance among shared-river countries, which have already entered the legally international binding agreements, has not been totally observed [33].

The improper exploitation of shared rivers among upper riparian countries has directly influenced badly lower riparian neighbours in respect of food production, sustainable ecology, and industrial and domestic water use [14]. For the purpose of utilizing a non-fossil energy resource, shared-upstream riparian countries keep altering the river water currents by building multi-hydroelectric power plants, and pay a scarce attention to the rights of equity and sustainable use of transboundary water resources in the lower riparian countries [16]. In addition, legal documentation to impose sanctions on upstream countries in the high likelihood of contaminating river water has been promulgated, but this law enforcement does not act as much of a deterrent for upper ri-

parian countries to protect water resources and respect lower riparian's rights [2]. To highlight the necessity of preserving ecosystem integrity while balancing mutual benefits between upper and lower riparian countries regarding the adoption and implementation of certain principles for basin agreements, this study aims to review the influential impacts of international treaties and water conventions governing transboundary water resources management, including global, multilateral treaties in the field of international water law and international environmental law concerning the protection of transborder water resources as well as bilateral or regional treaties and agreements on transboundary water cooperations. Besides, the research also studies the rulings of the jurisdictions in resolving disputes related to the protection and exploitation of transboundary watercourse resources. Basing on this investigation from the analysis of secondary sources of primary qualitative datasets following Long-Sutehall et al.'s model [13], the study suggests improved policies and initiative practices for the equitable and sustainable development for lower riparian countries to maintain social, economic, environmental and political inter-dependencies at national, regional, and international scales. The scope of this paper synthesizes, analyses, and evaluates the transboundary watercourses management among lower and upper riparian countries, typically a case study of ASEAN-Mekong Basin Development Cooperation [20].

Current situations relating to rivers and legacies to legal normative enforcements

With the steady population growth, the devastating scale of transboundary water exploitation has occurred more excessively, which requires substantial efforts between the share of rivers among countries to establish agreed mechanism and processes of joint-transboundary water management. The most remarkable documentation turns to the existence of the UN Watercourses Convention [6], which stipulates a comprehensive legal framework to govern the equitable and sustainable management of the shared rivers on account of reinforcing cooperation between shared water resources countries to respect key principles of international law to avoid potential conflicts. In other words, international treaty [6, 27] specifies legal structures empowering countries to utilize water resources efficiently to maximize joint socio-economic and environmental benefits. On mentioning the instrument to regulate the common use of transboundary water, it is normally referable to the international treaties, bilateral and multilateral basin agreements, and principles. These normative documents state specifically the principal legal frameworks on governing shared rivers, basic water administrative principles, and determining the relevant mechanisms for collaborative water exploitation and dispute settlement. Currently, the governance of transboundary waters has greatly been based on three universal legal frameworks, namely Helsinki rules, UN watercourses convention, and UNECE water convention [6, 29, 35]. These key international legal instruments have triggered more international treaties to address the great exploitation of the water resources to meet the demand of the continued growth of the world's population.

Although there have been many national, regional leveled conventions on the use of transboundary waters, the excessive and endangered exploitation of shared river resources have become burning debates among riparian countries, especially between upstream and downstream shared-river countries regarding the non-compliance of international treaties on governing transboundary watercourses. Historically, due to the untreated release of toxic and hazardous substances disposed into riverine systems, the alarming rate of water contamination has caused increasing global concerns. This situation also stems from long-term legacies, which requires more actions to diminish the deteriorations of water quality. For example, the mining and ore processing of large-scale gold and silver exploitation leads to the accumulation of mercury mine contaminating severely the water dumping directly into riverine systems. For the sake of socio-economic development, each national sanction imposed on environmental polluted restriction has been likely to put under the control loosely in the past time [4, 22]. According to [28], clause 1, Article 21 it clearly defines that «Pollution of an international watercourse» means any detrimental alteration in the composition or quality of the waters of an international watercourse which results directly or indirectly from human conduct». It can be noted that the aforementioned article accuses human activities of any violated action to alter the current riverine systems to a worsened condition. In [12] the authors assert that water pollution has negative influences on human health problems, poisoned wildlife, and long-term ecosystem damage. In addition, the World Bank [9] illustrates the severely negative impacts of water pollution (Fig. 1) originating from water pollutants which are produced by human actions. In reference to clause 6, Article 1 [28] hazardous substances are defined as «Substances which are toxic, carcinogenic, mutagenic, teratogenic or bio-accumulative, especially when they are persistent». Similarly, water pollutants are classified as «organic pollutants, inorganic pollutants, pathogens, suspended solids, nutrients and agriculture pollutants, thermal, radioactive, and other pollutants». [36, p. 245]. As a matter of fact, although environmental law in most countries stipulates specifically how to treat water pollutants, the costs to process them are expensive; consequently, these pollutants are not strictly treated or unprocessed before dumping into riverine systems. The main causes of water pollution could be blamed for industrial activities, population growth, religious and social practices, agricultural runoff, and accidental incidents. As such, the consequences of water pollution have disastrous impacts on the ecosystem as well as living organisms where the contamination of water pollution covers. In fact, water quality is heavily affected by wastewater discharges, which requires proper planning and management activities at national, regional scales to diminish negative consequences of contaminated water bodies. As mentioned in previous studies [5, 14, 24, 31], countries in relation to shared river resources have currently tried their best to act in good faith to reduce the water pollution situation, but their efforts have not come up to their expectations. This explains the reason why their ordinances are either obsolete or not legally enforceable enough to deter the actions of anyone who contaminates the water resources. Besides, water protection activities have not widely conducted to raise people's

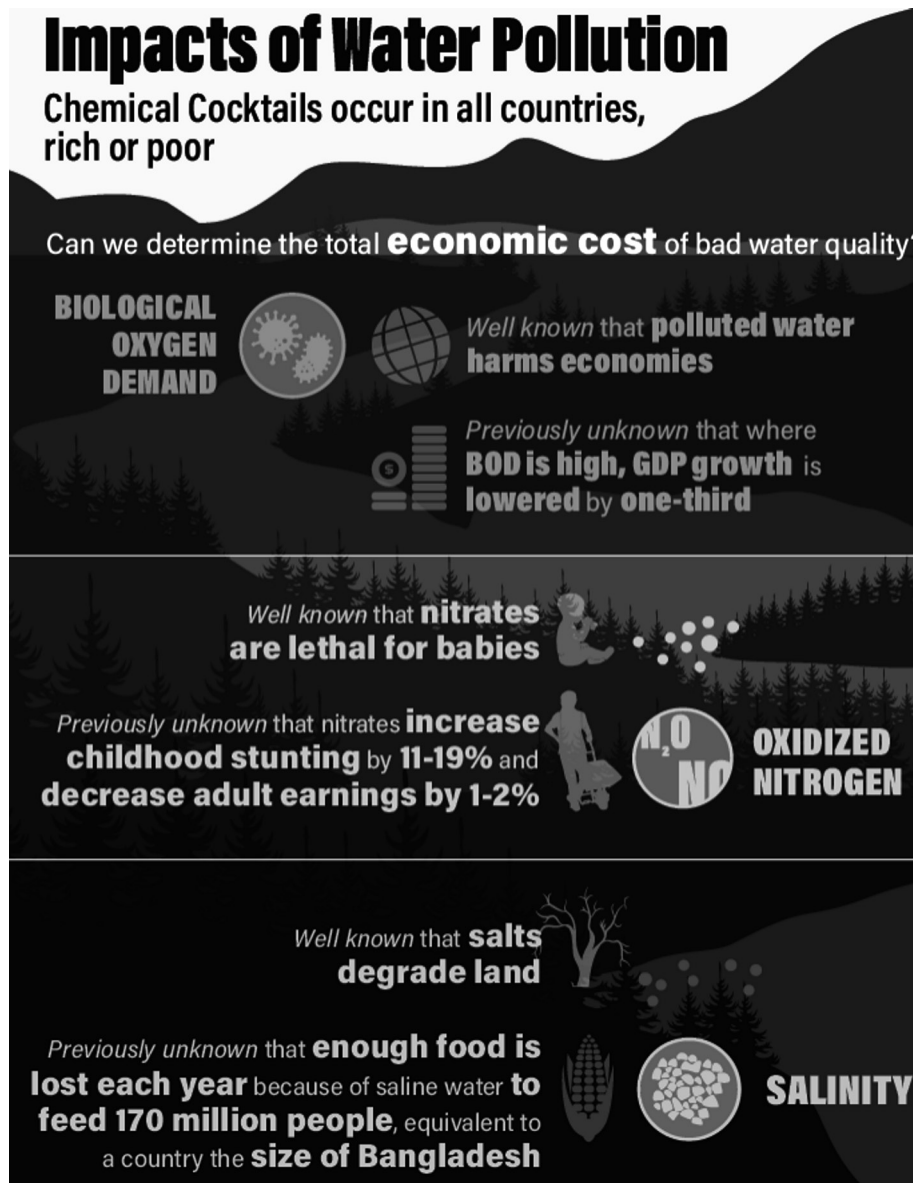


Fig. 1. The impacts of water pollution [9]

awareness of their crucial roles in using, managing, and reserving water resources for their own sake and future generations [7, p. 325].

Another biggest temporary global concern is subject to the controversial human alternation of flow regimes, which traces back to some basic sources such as the construction of (a) dams, (b) water diversion, (c) urbanization, sealing, drainage, (d) levees and channelization, and (e) groundwater pumping. Of these burning matters, this section concentrates mainly the negative burdens of the ever-emerging giant hydrologic power stations along the shared-river co-

untries, especially the lower river basins. It cannot deny the benefits of dam construction along the shared river watercourses. Specially, Zeiringer et al. [38] enumerate some positive aspects of the presence of dams in the transboundary river basins such as «low and high flows for flood control, electrical power generation, irrigation and municipal water needs, maintenance of recreational reservoir levels, and navigation» [38, p. 72]. However, many published studies [3, 14, 15] have claimed that flow regime alterations result in negative ecological changes and other endangered consequences relative to sustainable development and peace. The principal cause of the flow alteration criticizes for the continual building of large-scale dams along the shared river watercourses. It is assumable to concede that the primitive convention concerning the development of hydraulic power in transboundary watercourses possibly dates back to the convention in Geneva 1923 [10], which incorporates 22 articles pivoting the exploration and the yield of the hydraulic power. Unfortunately, when examining the detailed provisions of the convention carefully, it is clear to remark that none of the articles entails the side effects of hydraulic power in relation to transboundary river basins. In fact, the convention mostly stipulates the managerial rights of each State towards the exploitation of any operations for the development of hydraulic power within its own territory in compliance with the limits of international law. The successive, notable convention — the Helsinki Rules [6] mainly addresses the uses of the waters of international rivers. In its essence, the Helsinki Rules consist of 37 articles concerning deeply the governance of international rivers and international drainage basins. Similar to the 1923 convention, the Helsinki Rules do not impose any restriction on the construction of hydraulic power stations along the transboundary watercourses. Another remarkable convention in the early 1990s done at Helsinki [28] centralizes the protection and use of transboundary watercourses and international lakes. In particular, the clause 1, Article 3 thereof specifies 12 points (a-l) defining the prevention, control and reduction of transboundary impact. Nonetheless, by researching carefully the aforementioned article, together with other 27 ones, none of them refers to the governance and impact of dam construction along the riparian basins. Remarkably, a convention on the law of the non-navigational uses of international watercourses [29] takes place in 1997. This convention encompasses 37 articles dealing with problems affecting many international watercourses resulting from increasing demands and pollution. Compared with previous conventions mentioned earlier, this convention constrains factors relevant to equitable and reasonable utilization of watercourse States (see Article 5 & 6). It is certain to state that the Convention, which was conducted in Helsinki in 1992 and became officially in effect in 1996, is considered as a unique legally binding instrument in which the principal cores of the Convention is to promote four major aspects, namely the sustainable management of shared water resources, the implementation of the Sustainable Development Goals, and the prevention of conflicts, and the promotion of peace and regional integration. Following the Convention, at its eighth session (Astana, 10—12 October 2018), the Meeting of the Parties to the Convention on the Protection and Use of transboundary watercourses and International Lakes (Water Convention) [28] promulgated the strategy for the implementation of the Conven-

tion at the global level, and its liabilities should be regularly reviewed by the Meeting of the Parties and its subsidiary bodies, particularly the Bureau and the Working Group on Integrated Water Resources Management in terms of regulating the riverine activities in transboundary water basins. In the same vein, at the ninth session of the Convention (Geneva, 29 September — 1 October 2021), the focal theme of the Meeting of the Parties to the Convention on the Protection and Use of transboundary watercourses and International Lakes (Water Convention) [32] is to strengthen the implementation of the Convention and its principles in regard to transboundary water cooperation and sustainable management of shared water resources. Nonetheless, there is still absence of the controversial hydraulic power stations along the transboundary riverine systems.

Regarding the Convention on the protection and use of transboundary watercourses and international lakes, it is worth examining two official documents concerned. Firstly, Policy Guidance Note on the Benefits of Transboundary Water Cooperation: Identification, Assessment and Communication [30] consists of five chapters, which is supposed to be a resourceful guideline for gaining numerous achievements of joint action deriving from experiences in transboundary basins at a global scale. Furthermore, this Policy Guidance Note is also expected to avail the diversified frameworks for the benefits of collaboration among riparian States, where neighborly relations have mutual struggles in solving shared-river potential benefits of cooperation. In reality, the Policy Guidance Note places great emphasis on resolving the stagnant bottleneck of shared-river collaborative utilization, especially a burning problem of the negative consequences resulting from the construction of dense hydroelectric power plants in the upper river basins, which poses directly negative impacts for the lower riverine States, but this documentation hardly ever refers to the governance of building dams along the shared-river basins for the good of peaceful and beneficial transboundary watercourses cooperation. The second legal enforceable documentation turns to the Principles for Effective Joint Bodies for Transboundary Water Cooperation [31] The Principles entail the operational aspects of bilateral or multilateral joint bodies for transboundary water cooperation to foster an effective and fruitful collaboration over the precious shared water resources. Accordingly, the rationalized presence of the Principles is to reconcile the operational diversity between the existing joint commissions and other bodies for transboundary water cooperation to their practices in specific hydraulic, political, economic, ecological/environmental, and social contexts. As glimpsed from Table 1 below, it is noteworthy to recognize that the side effects of continued dam construction in the upper shared river watercourses have not seriously been put into consideration therein.

Recognizing the importance of transboundary water cooperation, global shared-river countries have recently done their best efforts to improve their legal provisions and implement renovative sanctions to ensure that their environmental law has to be pursuant to international law. Nonetheless, there still exists some unsolvable problems regarding the circumstance that different States have applied different approaches to identify the benefits of transboundary water cooperation which are supposed to vary either from basin to basin accor-

ding to their economic, social, environmental and geopolitical characteristics or the different stages of the transboundary riverine cooperation. To overcome these obstacles, it is advisable for the shared-river countries collaboratively to determine and select the most relevant and vital benefits of transboundary water cooperation, which serves on the grounds that riparian States find it necessary to consider their potential magnitude and other policy-relevant criteria to jointly promulgate the best initiative policies for the purpose of equitable and sustainable share of transboundary water resources. Table 2 UNECE [30] exemplifies the importance of the benefits of transboundary water cooperation as follows.

A case study relating to the fundamental flaw of Principles of Transboundary Water Resources Management and Water-related Agreements in Mekong riparian Cooperation

The Mekong River is reported to be one of the world’s largest rivers running through six countries — namely China, Myanmar, Thailand, Lao PDR,

Table 1

Overview of the Principles [31, p. 19]

Establishment of structure and function	Operation	
Broad competence Clear definition of the waters Clearly defined tasks and powers Adequate organizational structure Adequate representation of natural authorities	Procedural considerations	Accountability mechanisms Mechanisms for cooperation and implementation Clearly defined lines and mechanisms Public participation and stakeholder involvement Neutral facilitators and external expertise Coordination with other joint bodies Exchange of information and data
Flexible agreement Availability of support Regularity	Selected technical aspects	Ensuring the consideration of groundwater issues Facilitation of impact monitoring and assessment Capability to adapt to change
Availability of information Mandate to identify and assess benefits	Financial and human resources	Early warning mechanisms Adequate financial and human resources Financial sustainability

Cambodia, and through southern Vietnam into the South China Sea with the length of approximately 4,900 km. Over the last few decades, the negative impacts of human excessive activities due to the rapid population growth of riverine countries concerned have posed serious challenges to the management and development of the Mekong's water resources. As the matter of fact, the flow alteration stemming from intensified investments in water infrastructure

Table 2

Typology of the potential benefits of transboundary water cooperation [30]

Origin of benefits	Benefits for economic activities	Benefits beyond economic activities
Improved water management	<p><i>Economic benefits</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Expanded activity and productivity in economic sectors (aquaculture, irrigated agriculture, mining, energy generation, industrial production, nature-based tourism) • Reduced cost of carrying out productive activities • Reduced economic impacts of water related hazards (floods, droughts) • Increased value of property 	<p><i>Social and environmental benefits</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Health impacts from improved water quality and reduced risk of water-related disasters. • Employment and reduced poverty impacts of the economic benefits • Improved access to services (such as electricity and water supply) • Improved satisfaction due to preservation of cultural resources or access to recreational opportunities. • Increased ecological integrity and reduced habitat degradation and biodiversity loss • Strengthened scientific knowledge on water status
Enhanced trust	<p><i>Regional economic cooperation benefits</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Development of regional markets for goods, services and labor • Increase in cross-border investments • Development of transnational infrastructure networks 	<p><i>Peace and security benefits</i></p> <p>Strengthening of international law</p> <ul style="list-style-type: none"> • Increased geopolitical stability and strengthened diplomatic relations • New opportunities from increased trust (joint initiatives and investments) • Reduced risk and avoided cost of conflict and savings from reduced military spending • Creation of a shared basin identity

leads to severe natural disasters, more severely the lower riparian countries. Confronting the significant threats of over-excessive exploitation of the Mekong shared-river current, especially the ongoing dam construction in the upper riparian States, four countries of the lower Mekong basin including Thailand, Lao PDR, Cambodia, and Vietnam altogether signed an agreement for transboundary water cooperation, and formulated the Mekong River Commission (MRC) to jointly manage the shared-river water resources in a more sustainable and equitable manner. In other words, the 1995 Mekong Agreement [17] ratified by the MRC enables these countries collaboratively to ensure better development and management of the use of transboundary watercourses for the sake of economic benefits while protecting the environment, which characterizes the central mission and goals of the MRC (see Table 3). To achieve the strategic objectives of cooperation, the MRC organizes and delegates three bodies, namely the Council, the Joint Committee, and the Secretariat to undertake their respective roles and responsibilities to maximize the use of water and well-balanced development of the riparian basin, and assist the achievements of the Mekong's full potential thanks to the formulation of a basin development plan. Over the years of cooperation, the MRC has kept renovating its legal regime by adopting additional protocols and arrangements to enhance more effectiveness of the Agreement. It is somehow to affirm that the Mekong Agreement is thought to function as one of the most efficient multilateral cooperative frameworks for water resources management until now.

Consequently, to promote enhanced transboundary water resources management, the MRC has developed five sets of procedural rules and associated technical guidelines on data sharing, water use monitoring, water use cooperation, flow maintenance, and water quality. It is possibly classified that the first three establish the process of water cooperation, while the rest set the criteria to assess water conditions. These rules, known as the MRC Procedures, provide a systematic and unified instrument for the implementation of the Mekong Agreement. The Five sets of procedural rules could be chronologically summarized in MRC Procedural Rules [19] as follows:

1. Procedures for Data and Information Exchange and Sharing (PDIES), approved in 2001 to operationalize data and information exchange of vital water-related indicators among the four Mekong countries;
2. Procedures for Water Use Monitoring (PWUM), approved in 2003 to establish an effective monitoring system of water use of the Mekong and tributaries by various sectors, including domestic supply, irrigation and hydropower;
3. Procedures for Notification, Prior Consultation and Agreement (PNPCA), approved in 2003 to facilitate the cooperation on water use and development with a set of three specific processes for proposed water infrastructure projects;
4. Procedures for the Maintenance of Flows on the Mainstream (PMFM), approved in 2006 to set out assessment criteria and a process to monitor and maintain adequate water flow in the Mekong and Tonle Sap rivers;

Table 3

The 1995 Mekong Agreement [17]

Legal Framework	Details	Additional information
Scope	Mekong River Basin (Art. 5). The parties agree «To cooperate in all fields of sustainable development, utilization, management and conservation of the water and related resources of the Mekong River Basin including, but not limited to irrigation, hydro-power, navigation, flood control, fisheries, timber floating, recreation and tourism, in a manner to optimize the multiple-use and mutual benefits of all riparian and to minimize the harmful effects that might result from natural occurrences and man-made activities»	It would be more accurate if the term 'lower Mekong Basin' was used, as the upper riparian States to the Mekong — China and Myanmar — are not parties to the agreement. Thus, in the absence of a basin-wide agreement including all Mekong watercourse States, the rules of customary international law apply to the upper reaches.
Substantive rules	The Parties agree to use 'the waters of the Mekong Rivers system in a reasonable and equitable manner' (Art. 5) subject to additional rules to be agreed under Art. 26	The rules in Article 5 are modified by the prescriptions in Article 6 which require the maintenance of a minimum flow level on the mainstream and those in Article 7, which provides: "[The Parties agree:] To make every effort to avoid, minimize and mitigate harmful effects that might occur to the environment, especially the water quantity and quality, the aquatic (ecosystem) conditions, and ecological balance of the river system, from the development and use of the Mekong River Basin water resources or discharge of wastes and return flows.
Procedural rules	Specific body of rules on notification, consultation and data exchange, elaborated in subsequent Protocols	The general rule of equitable and reasonable utilization under the Mekong Agreement is linked directly to a body of specific procedural rules (such as notification and consultation) that apply to intra-basin and inter-basin uses of the system. All uses of the tributaries of the Mekong, including Tonl Sap, require notification to the Joint Committee.
Institutional mechanisms	The council of Ministers is the highest decision-making body for the Mekong River Commission	The MRC is central to the implementation of the Agreement; comprised of 3 permanent bodies —

Table 3 (continued)

Legal Framework	Details	Additional information
Dispute settlement	<p>(MRC), the oversight of the commission is the responsibility of the Joint Committee and the national level implementation is by the National Mekong Committee in each contracting State. Technical and administrative functions fall under an operational arm, the MRC Secretariat.</p> <p>MRC responsible for dispute settlement (Art. 18). Disputes not resolved by MRC are to be referred to governments (Art. 34; 35)</p>	<p>the Council (one member from each participating riparian State at the Ministerial and Cabinet level, empowered to make policy decisions on behalf of his/her government); the Joint Committee (one member from each participating riparian State at no less than Head of Department level); and, the Secretariat.</p> <p>One of the functions of the Council is «to entertain, address and resolve issues, differences and disputes referred to it by any Council member, the Joint Committee, or any member State on matters arising» under the Agreement. The Joint Committee is also required to «address and make every effort to resolve issues and differences that may arise between regular sessions of the Council, referred to it by any Joint Committee member or member State on matters arising» under the Agreement, and «when necessary to refer the matter to the Council». Disputes not resolved by MRC are referred to the Governments for negotiation, possible mediation or eventual settlement «according to the principles of international law». The Agreement contains no reference to any form of compulsory third party dispute settlement procedure.</p>

5. Procedures for Water Quality (PWQ), approved in 2011 to strengthen a cooperative framework to monitor and safeguard water quality of the Mekong and Bassac rivers with agreed sets of assessment criteria (p. 6).

Recent studies [21, 26, 37, 38] have shown that the alarming state takes place in the upper part of the Mekong basin originating from increasing storage for hydro-electricity generation; that is, there is a significant alteration of flows that reports have recorded the imbalance of unusual climate occurrence when dry season flows tend to last longer whereas flood season flows are reported shorter for the past few years. Accordingly, rapid river level fluctuations result-

ting from climatic variability have become focal controversial concerns at the regional and international scale. In reality, the human activities such as construction and uncoordinated operation of hydropower facilities have resulted in the change of the flow environments, directly affecting water quality and natural habitat for aquatic organisms. Thus, the ecosystem services are posed under a serious threat. To tackle the problems of climate change and related water security challenges, MRC initiates Basin Development Strategy for the Mekong River Basin 2021—2030 & MRC Strategic Plan 2021—2025 [19] with five strategic priorities as follows:

Strategic Priority 1: Maintain the ecological function of the Mekong River Basin

Strategic Priority 2: Enable inclusive access and utilization of the basin's water and related resources

Strategic Priority 3: Enhance optimal and sustainable development of water and related sectors

Strategic Priority 4: Strengthen resilience against climate risks, extreme floods and droughts

Strategic Priority 5: Strengthen cooperation among all basin countries and stakeholders

Overviewing the outlook of the previous strategic plan, it is easily noted that the proposal plan might be effective only within the territory of shared-river basin which belongs to the sovereignty of those countries altogether signing the transboundary watercourses convention. This plan is, however, unable to compel Myanmar or China to comply with any sanctions, especially the 1995 Mekong Agreement as these countries are dialogue partners of the MRC, but they have heavily influenced the Mekong watercourses because of their upstream geographical location. As glimpsed from Fig. 2, dams in operation and planned projects along the upper basin are densely constructed, which is certain to cause the climate change and reduced floodwater storage capacity in the Mekong Delta. This insoluble situation occurs not only in the Mekong River but in other global shared rivers. Many studies [1, 18, 23, 26] and UN water conventions have claimed the urgent actions to compensate for hydro-political and administrative gap concerning the equitable and sustainable management and cooperation of transboundary water resources in the world. Unfortunately, the stagnation is still facing the ineffective legal provisions of international water law to tackle the unsolvable ongoing situation.

Briefly, there is still lack of multi-lateral cooperation of all shared-riverine countries to be constrained by a single convention in terms of equitable and sustainable coordination and development in the Mekong River.

Conclusion

Reports have shown that water resources have become increasingly scarce over the past decades. Provided that water crisis takes place, it might lead to climate, health, agricultural, economic, and political crises. The construction of legal regimes at many levels, from bilateral, multilateral or from regional to global scales is to regulate the activities of countries with respect to transboundary

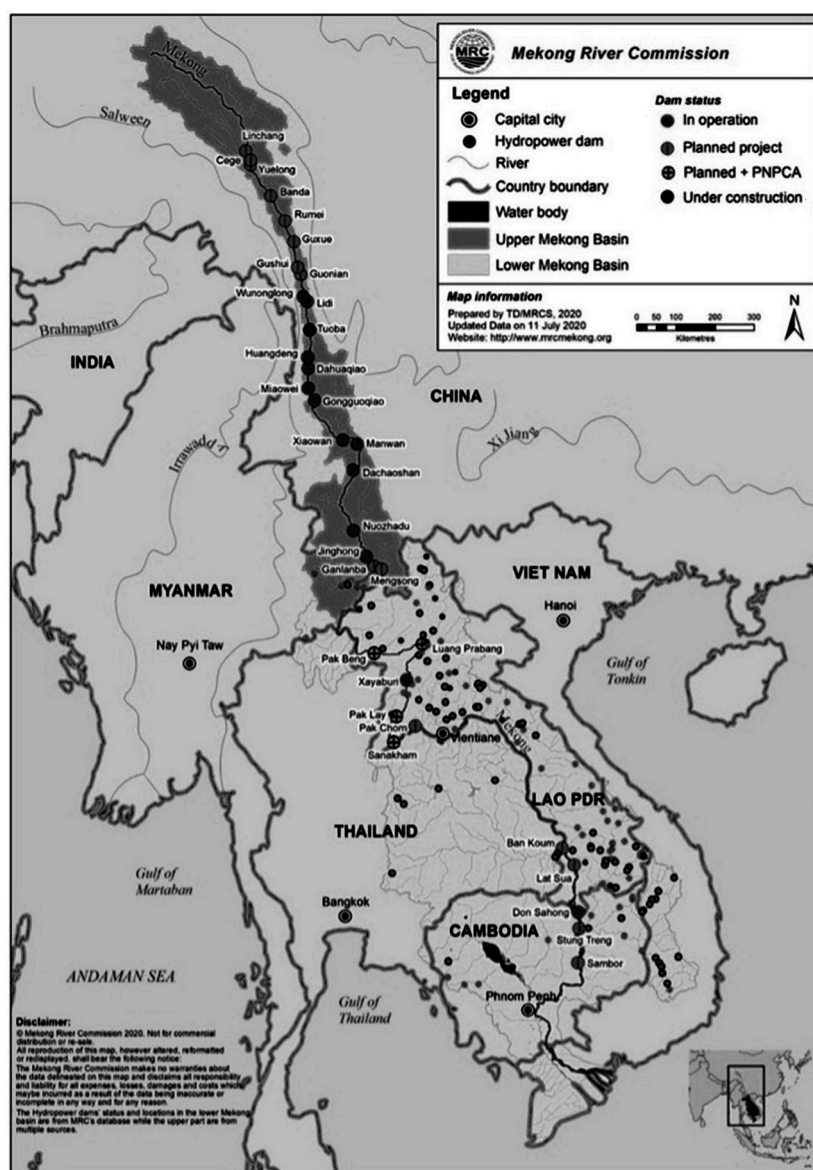


Fig. 2. Sub-basins, major rivers and evaluation of the Upper Mekong River Basin in China [8]

water resources, it also demonstrates the efforts of countries in building general rules and principles to effectively protect transboundary watercourses from its quantitative, qualitative and ecological damages from excessive human impacts, especially upper riparian States. Human activities towards shared rivers possibly results in riverbank erosion due to construction on the opposite riverbank of the contiguous source country, greatly increase in sedimentation due to deforestation upstream, interfering with the flow regime, and the extinction of a number of species. The aforementioned facts demonstrate that the impor-

tance of establishing legal frameworks is to regulate the behaviour of countries to ensure the sustainable, reasonable and equitable exploitation and use of transboundary water resources to protect the survival of each country as well as of all mankind. It is necessary to use international legal principles and norms to govern riparian countries to prevent, limit and respond to negative impacts on the quantity, quality and ecology of transboundary water resources. Thus, international water law is a legal instrument to ensure that all shared-river countries, especially downstream countries, have the opportunity to enjoy the benefits from international water sources on an equitable and sustainable basis, which protects these countries against the acts of «monopoly on water resources» of upstream countries, and simultaneously ensures the use of transboundary water resources of a country not to harm its interests and other countries, and the needs of future use; thereby, it contributes to ensuring the peaceful and friendly relationship between riparian countries.

On the basis of the provisions of the UNWC Convention [29], the UNECE Convention [32] regional and bilateral treaties on transboundary watercourses, a legal framework for the protection of shared-river water resources has been formed; however, this legal framework is also revealing certain limitations. As a global multilateral treaty, the UNWC Convention still has the nature of a framework treaty, establishing fundamental issues, and the basis for activities to protect transboundary water sources. Although the UNECE Convention is more binding and specific than the UNWC Convention, providing for membership expansion since 2003, there is no country being a member of UNECE participating in UNECE Convention because one of the main reasons is that the UNECE Convention is a legal document of developed countries, so other countries, especially developing countries, have to consider carefully when acceding to this Convention. Although there are many bilateral or regional treaties, they have only limited scope or content. Therefore, from the basic provisions of the UNWC Convention, it is necessary to develop more global legal tools to serve as the basis for the establishment of more detailed legal frameworks in the protection and use of transboundary watercourses. In other words, current legal rules and principles encompass four weaknesses; that is, (1) the legislative gap between water law's aspiration to ensure all riparian States enjoy a sustainable and equitable share of transboundary watercourses and enforceable constraints for powerful and wealthy States to restrict their unilateral actions threatening the well-being of the downstream countries; (2) the legislative gap between practical research into global climate change stemming from water flow alteration, which requires flexible management regimes, and the legal, long-standing objectives of promoting all riparian States to jointly negotiate common entitlement treaties to secure the stability necessary for infrastructure investment; (3) the conservation of aquatic ecosystems is somehow affected by inconsistent and consumptive principles and norms despite recent, considerable efforts to renovate the preservative regulations on the aquatic ecosystems of transboundary water resources; and (4) the repetitive construction of large-scale dams, popularly in the upstream, results in the flow alteration, negative climate change, and aquatic ecosystems, especially the adverse endurance of

the lower riparian countries. To improve the effectiveness of the protection and use of transboundary water sources, it is necessary to perfect the legislative water sanctions and a single international management apparatus to regulate all shared-river alteration activities and ensure the implementation of the international water law for the purpose of sustainable and equitable management and share among the riparian States.

References

1. Baranyai G. Transboundary water cooperation in the European Union: a hydro-political gap assessment. 2015. https://waterquality.danube-region.eu/wp-content/uploads/sites/13/sites/13/2019/09/BG_Transboundary_Water_Cooperation_CONF_BY_DANUBE_STRAT.pdf
2. CADRI Partnership. Good practices on transboundary water resources management and cooperation. UN Environment and the United Nations Economic Commission for Europe. 2020. https://www.cadri.net/system/files/2021-09/CADRI%20-%20Good%20Practices%20-%20Transboundary%20water_2020.pdf
3. Chapeyama O., Mhlanga-Ndlovu N. Adapting national and transboundary water resources management to manage expected impacts of climate change in Swaziland. Ministry of Natural Resources and Energy — DWA UNDP Swaziland. 2016. <https://erc.undp.org/evaluation/evaluations/detail/8630>
4. Economic Commission for Europe. Strengthening water management and transboundary water cooperation in Central Asia: The Role of UNECE Environmental Conventions. UNECE. 2011. https://unece.org/DAM/env/water/publications/documents/Water_Management_En.pdf
5. Fanning L., Mahon R., Baldwin K., Douglas S. Transboundary Waters Assessment Programme (TWAP). Assessment of governance arrangements for the ocean, Volume 1: Transboundary large marine ecosystems. IOC-UNESCO, Paris: IOC Technical Series, 2015.
6. Helsinki Rules. The Helsinki Rules on the Uses of the Waters of International Rivers. 1966. https://www.internationalwaterlaw.org/documents/intldocs/ILA/Helsinki_Rules-original_with_comments.pdf
7. Hödl E. Legislative framework for river ecosystem management on international and European level / Ed. by S. Schmutz, J. Sendzimir. *Riverine Ecosystem Management. Aquatic Ecology Series*. 2018. Vol. 8. P. 325—345. Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_17
8. <https://www.mrcmekong.org/our-work/topics/hydropower/>
9. <https://www.worldbank.org/en/news/infographic/2019/08/20/impacts-of-water-pollution>
10. International Water Law Project 1923. Convention relating to the development of hydraulic power affecting more than one state and protocol of signature. https://www.internationalwaterlaw.org/documents/intldocs/hydraulic_power_conv.html
11. Kaini S., Nepal S., Pradhananga S. et al. Impacts of climate change on the flow of the transboundary Koshi River, with implications for local irrigation. *Intern. J. Water Res. Develop.* 2021. Vol. 37, Issue 6. P. 929—954. <https://doi.org/10.1080/07900627.2020.1826292>
12. Lin L., Yang H., Xu X. Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity: A review. *Frontiers in Environ. Sci.* 2022. 10:880246. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.880246>
13. Long-Suthehall T., Sque M., Addington-Hall J. Secondary analysis of qualitative data: a valuable method for exploring sensitive issues with an elusive population? *J. Research in Nursing*. 2010. Vol. 16, Issue 4. P. 335—344. <https://doi.org/10.1177/1744987110381553>
14. Loucks D.P., Beek E.V. Water resource systems planning and management. An introduction to methods, models, and applications (1st edition). Switzerland : Springer Nature, 2017. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-44234-1>

15. Ly K., Metternicht G., Marshall L. Transboundary river basins: Scenarios of hydropower development and operation under extreme climate conditions. *Science of The Total Environment*. 2022. Vol. 803. P. 149828. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149828>
16. Magiera P. Transboundary cooperation and hydropower development. Vientiane, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. 2014.
17. Melesse A.M., Abteu W., Setegn S.G., Dessalegne T. Hydrological variability and climate of the Upper Blue Nile River basin / Ed. by A.M. Melesse. *Nile River Basin Dordrecht* : Springer, 2011. P. 3—37. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0689-7_1
18. Mekong River Commission (MRC). Agreement on the cooperation for the sustainable development of the Mekong River basin. 1995. <https://www.mrcmekong.org/assets/Publications/policies/agreement-Apr95.pdf>
19. Mekong River Commission (MRC). An introduction to MRC procedural rules for Mekong Water Cooperation. 2018. <http://www.mrcmekong.org/assets/Publications/MRC-procedures-EN-V.7-JUL-18.pdf>
20. Mekong River Commission (MRC). Sustainable hydropower development strategy: A basin-wide strategy for a changing Mekong River basin. Vientiane: MRC Secretariat. 2022. <https://doi.org/10.52107/mrc.ajutpe>
21. Mekong River Commission (MRC). Mekong low flow and drought conditions in 2019-2021: Hydrological conditions in the Lower Mekong River basin. Vientiane: MRC Secretariat. 2022. <https://doi.org/10.52107/mrc.qx5yo7>
22. Olivia N. Sharing earth's most valuable resource: Cooperation in transboundary water management. *Independent Study Project (ISP) Collection*. 2012. 1310. https://digitalcollections.sit.edu/isp_collection/1310
23. Qwist-Hoffmann P., McIntyre O. Transboundary water law and policy — exchanging experiences across African River Basin Organisations. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. 2015. <https://transboundarywaters.science.oregonstate.edu/sites/transboundarywaters.science.oregonstate.edu/files/Publications/GIZ%202016%20Water%20Law%20and%20Policy%20in%20Transboundary%20Basins.pdf>
24. Saruchera D., Lautze J. Measuring transboundary water cooperation: Learning from the past to inform the sustainable development goals. Colombo, Sri Lanka : International Water Management Institute (IWMI). 2015. 28 p. (IWMI Working Paper 168). <https://doi.org/10.5337/2015.219>
25. Sindico F. Transboundary water cooperation and the sustainable development. 2016. <https://groundwaterportal.net/sites/default/files/Transboundary%20Water%20Cooperation%20and%20the%20SDGs-web.pdf>
26. Suhardiman D., Geheb K. Participation and politics in transboundary hydropower development: The case of the Pak Beng dam in Laos. *Environmental Policy and Governance*. 2022. Vol. 32 (4). P. 320—330. <https://doi.org/10.1002/eet.1974>
27. UNEP-DHI and UNEP. Transboundary river basins: status and trends, summary for policy makers. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi, 2016. <http://www.geftwap.org/publications/river-basins-spm>
28. United Nations. Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes. 1992. <https://unece.org/fileadmin/DAM/env/water/pdf/watercon.pdf>
29. United Nations. Convention on the Law of the Non-navigational Uses of International Watercourses. 1997. https://legal.un.org/ilc/texts/instruments/english/conventions/8_3_1997.pdf
30. United Nations. Policy Guidance Note on the Benefits of Transboundary Water Cooperation Identification, Assessment and Communication. 2015. ECE/MP.WAT/47. Switzerland, Palais des Nations. https://unece.org/DAM/env/water/publications/WAT_47_Benefits/ECE_MP.WAT_47_PolicyGuidanceNote_BenefitsCooperation_1522750_E_pdf_web.pdf

31. United Nations. Principles for Effective Joint Bodies for Transboundary Water Cooperation under the Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes. United Nations Economic Commission for Europe, Geneva. 2018. <https://doi.org/10.18356/6df253ee-en>
32. United Nations. Strategy for the implementation of the Convention at the global level. Economic Commission for Europe, Geneva. 2018. https://unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2018/WAT/10Oct_10-12_8thMOP/Official_docs/ECE_MP.WAT_2018_6_ENG.pdf
33. United Nations. Progress on Transboundary Water Cooperation-2021 Update. 2021. https://www.unwater.org/sites/default/files/app/uploads/2021/09/SDG6_Indicator_Report_652_Progress-on-Transboundary-Water-Cooperation_2021_EN_UNESCO.pdf
34. United Nations. Report of the Meeting of the Parties on its ninth session. Addendum - Programme of work for 2022—2024. Economic Commission for Europe. 2021. https://unece.org/sites/default/files/2022-08/ECE_MP.WAT_63_ADD.1_ENG.pdf
35. UN-Water. Policy Brief on the United Nations global water conventions: Fostering sustainable development and peace. Geneva, Switzerland. 2020. https://www.unwater.org/sites/default/files/app/uploads/2021/01/UN-Water_Policy_Brief_United_Nations_Global_Water_Conventions.pdf
36. Wasewar L.K., Singh S., Kansal K.S. Process intensification of treatment of inorganic water pollutants. *Inorganic Pollutants in Water* / Ed. by P. Devi, P. Singh, S. Kumar. P. 245—271. Elsevier, 2020. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818965-8.00013-5>
37. Wouters P. International Law — facilitating transboundary water cooperation. Global Water Partnership (GWP), Stockholm, Sweden. 2013. [http://www.infoiarna.org.gt/rediarna/2013/Red%20IARNA%2016%20\(03\)/adjuntos/libro_international-law.pdf](http://www.infoiarna.org.gt/rediarna/2013/Red%20IARNA%2016%20(03)/adjuntos/libro_international-law.pdf)
38. Zeiringer B., Seliger C., Greimel F., Schmutz S. River hydrology, flow alteration, and environmental flow. / Ed. by S. Schmutz & J. Sendzimir. *Riverine Ecosystem Management. Aquatic Ecology Series*. 2018. Vol. 8. P. 67—89. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_4

Надійшла 16.03.2023

Giang Nguyen Dang, PhD, Lecturer,
University of Labor and Social Affairs,
Tran Duy Hung St., 43, Trung Hoa ward, Cau Giay district, Hanoi city
e-mail: dangnguyengiang1979@gmail.com

Hoa Thanh Ha, PhD, Lecturer,
Hanoi Law University,
Hanoi, Vietnam
hathanhhoa@hlu.edu.vn
orcid 0009-0000-5267-4865

Tuan Van Vu, PhD, Lecturer,
Hanoi Law University,
Hanoi, Vietnam
tuanvv@hlu.edu.vn
orcid 0000-0002-3066-7338

SOME LEGAL CONTROVERSIES ON EQUITABLE AND SUSTAINABLE
UTILIZATION OF TRANSBOUNDARY WATER RESOURCES IN PRACTICE (ON
THE EXAMPLE OF THE MEKONG RIVER)

The use of transboundary water resources has gained internationally special attention for the past time. Although riparian countries recognize the benefits of cross-border rivers and enter into an agreement with countries sharing the transboundary rivers by legal rules, treaties and principles, they have done excessively riverine exploitation activities to maximize their socio-economic benefits causing the imbalance of the ecosystems and peace. International treaties, bilateral and multilateral basin, and principles are currently not enforceable enough to compel riparian countries strictly to comply with these legal rules and principles on the equitable and sustainable water coordination and development. Besides, there still exists internal conflicts among the upper and lower riparian countries on the use of transboundary river watercourses due to defective sanctions of transboundary water use. There is an urgent need to establish a specialized international water management commission designated by all nations with the utmost power to regulate human related activities concerning transboundary watercourses to govern equitable and sustainable management and development. Besides, current international law principles have to be revised to bridge the gap of disagreement and potential conflicts between the lower and upper riparian States.

Keywords: *transboundary watercourses, secondary analysis, riparian countries, internal conflicts, principles.*

УДК 581.524.2:504.06(477-25)

В.В. ТРИЛІС, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
E-mail: vladimir.trylis@gmail.com
ORCID 0000-0002-4773-8681

В.О. ЧУМАК, д. б. н., доц.,
Ужгородський національний університет,
вул. Університетська, 14, Ужгород, 88000, Україна
E-mail: chumak.vasyl@yahoo.com
ORCID 0000-0002-2796-9167

ВПЛИВ ПРИРОДНОГО ШКІДНИКА НА РОЗВИТОК ІНВАЗІЙНОГО ВИДУ *PISTIA STRATIOTES* L. У ВОДОЙМАХ ОКОЛИЦЬ КИЄВА

У 2020 р. у водоймах лівобережної заплави Дніпра нижче Києва був зареєстрований масовий розвиток інвазійного виду *Pistia stratiotes*, біомаса якого сягала 10 кг/м². У 2021 р. на цих же водоймах кількісні показники розвитку пістії були значно меншими і складали 6—15 % від минулорічних, при цьому більшість особин були уражені лататтєвою попелицею *Rhopalosiphum pumphaea* і мали пригнічений вигляд та пожовкле листя. Інтенсивність ураження пістії попелицею сягала кількох сотень екз. на 1 екз. пістії. Екстенсивність ураження попелицею була нерівномірна: від 100 % рослин до 20 % в найменш постраждалих скупченнях. Загалом, частина рослин, уражених попелицею, складала близько 70 % від загальної кількості. Лататтєва попелиця є поширеним в Україні видом, тож пістія має тут природного ворога, який може виявитись ефективним засобом контролю її поширення.

Ключові слова: інвазійний вид, біологічний контроль, *Pistia stratiotes*, *Rhopalosiphum pumphaea*.

Пістія гілорізовидна (*Pistia stratiotes* L.), відома також під назвою «водяний салат» — тропічна водяна рослина, що плаває на поверхні води. Вона широко розповсюджена у тропічній та субтропічній зонах та місцями досягає масового розвитку, утворюючи на поверхні водойм суцільний килим. В межах традиційного ареалу масовий розвиток пістії стримується її природними ворогами. Але, зі зміною клімату, пістія почала поши-

¹ Роботу виконано за рахунок бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень (КПКВК 6541230)».

Ц и т у в а н н я: Триліс В.В., Чумак В.О. Вплив природного шкідника на розвиток інвазійного виду *Pistia stratiotes* L. у водоймах околиць Києва. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 4. С. 40—47.

риватись також і в країнах помірної поясу, де природних ворогів у неї майже нема. В таких місцях масовий розвиток пістії може стати неконтрольованим, що призводить до значних економічних збитків та до деградації місцевих водних екосистем.

Масове поширення пістії пов'язане з її популярністю у акваріумістів та ландшафтних дизайнерів. І, хоча зазвичай такі екземпляри не переживають зиму та не створюють стабільної популяції, ситуація може змінитися.

У водоймах Європи пістія з'явилася у другій половині XX ст. Вперше вона була зареєстрована у каналах Нідерландів в 1973 р. [18]. У 1998 р. зафіксований масовий розвиток пістії у водоймах півночі Італії [11], нині вона поширена практично по всій Італії [10]. В центральній Європі пістія знайдена у Чехії [22], Франції [13, 19], Сербії [24] та в деяких інших країнах. Останніми роками пістія нерідко зустрічається в районі Великих Озер (США) [6].

Для боротьби з пістією використовуються хімічні (гербіциди), механічні (прибирання з водойм) та біологічні (розведення та інтродукція природних ворогів) методи. Але хімічні методи є надто шкідливими для водних екосистем, механічні — дорогі та малоефективні, а біологічні обмежені низькою кількістю придатних для цього видів. Зокрема, для біологічної боротьби з пістією найчастіше використовують тропічного південноамериканського довгоноса *Neohydronomus affinis* Hustache [15, 17, 23]. Іншим ефективним методом є інтродукція тайландської пістієвої листокрутки *Spodoptera pectinicornis* (Lepidoptera : Noctuidae) [8, 14]. На жаль, ці природні шкідники також є тропічними видами, тож можливості використання їх в умовах помірної клімату дуже обмежені.

В Україні перші знахідки пістії були зареєстровані під Києвом у 2005 р. Відтоді вона неодноразово траплялася тут у природних водоймах, але масового розвитку не досягала [4, 7]. У 2013—2014 рр. масовий спалах пістії був зареєстрований на р. Сіверський Донець в околицях Харкова [1, 3]. Цей спалах став причиною економічних та соціальних проблем (обмеження судноплавства, рекреації та риболовлі), на боротьбу з пістією лише з обласного бюджету було виділено більше 6 млн. гривень.

Слід відзначити, що за даними А.Г. Васенка та Г.Щ. Казарінової, найбільш масовим розвиток пістії у Сіверському Донці був у 2013 р., у 2014 р. біомаса та зайняті площі були помітно меншими, а в 2015 р. пістія зустрічалась на цих водоймах лише у вигляді окремих невеликих скупчень.

У цьому контексті актуальною є інформація про місцеві види комах, які можуть вражати пістію, обмежуючи її розвиток. Зокрема такою є лататтева попелиця *Rhopalosiphum nymphaeae* (Linnaeus, 1761) — дводомний голоциклічний вид. Первинною кормовою рослиною для нього є різноманітні види р. *Prunus*, на них із зимуючих яєць навесні вилуплюються личинки, з яких виростають самки-засновниці, які відроджують покоління партеногенетичних самок. В кінці травня попелиці мігрують на різноманітні навколоводні рослини (види родів *Alisma*, *Butomus*, *Callitri-*

che, *Echinodorus*, *Euryale*, *Juncus*, *Lemna*, *Nelumbo*, *Nuphar*, *Nymphaea*, *Potamogeton*, *Sagittaria*, *Sparganium*, *Spirodela*, *Triglochin*, *Typha* тощо) [9]. На них утворюють щільні колонії на верхньому боці листків. При цьому комахи можуть виживати при короткочасному перебуванні під водою. Протягом сезону розвивається до восьми поколінь. Біологія та фітопатологічне значення *R. nymphaeae* досить добре вивчені та описані в літературі [5, 9, 12].

Існує досвід використання *R. nymphaeae* для біологічної боротьби з водним бур'яном (*Heteranthera limosa* (Swartz) Willdenow), який шкодить посівам риса в Каліфорнії. Експериментально доведено, що використання попелиці знижувало біомасу *H. limosa* на 58 і 87 % за два роки [20].

У 2020 р. масовий розвиток пістії був зареєстрований на заплавах водоемах лівобережжя Дніпра нижче Києва, де під час найбільш масової вегетації в кінці літа до 80 % водної поверхні було вкрито скупченнями рослин, біомаса яких сягала 10 кг/м² [16, 21]. У 2021 р. на цих же водоемах водяний салат займав не більше 5 % поверхні, хоча кліматичні умови суттєво не змінилися. При цьому вся популяція пістії була уражена *R. nymphaeae*, що могло бути одним з чинників такої значної деградації пістії, та що свідчить про наявність у неї природних ворогів в даній кліматичній зоні.

Предметом даної статті стало дослідження популяції пістії та її природних ворогів у тій самій системі водоейм.

Матеріал і методика досліджень

Кількісний розвиток та фізіологічний стан популяцій *P. stratiotes* досліджували у 2020—2021 рр. на водоемах лівобережної заплави Дніпра нижче Києва. Оцінювали розміри рослин, їх сиру масу, щільність на м² та питому біомасу. Площу, зайняту заростями пістії у 2020 р., розраховували на основі супутникових даних [2], а у 2021 р. шляхом аналізу натурних фотографій (обраховували частку поверхні водного дзеркала, зайняту рослинами *P. stratiotes*). Ураження пістії попелицею реєстрували фотофіксацією, зразки уражених рослин збирали вручну та фіксували етиловим спиртом для подальшого визначення попелиць.

Результати досліджень та їх обговорення

Після масового розвитку пістії у 2020 р. ми здійснювали постійний моніторинг водоейм, де цей розвиток був зареєстрований. Ключові станції спостережень вказані на рисунку 1.

Протягом зими 2020—2021 р. вегетуючих особин пістії на акваторії, що досліджувалася, виявлено не було, в т.ч. і в незамерзаючому каналі Бортницької станції аерації. У 2021 р. перші особини пістії були зареєстровані в липні, найбільш масового розвитку популяція пістії досягла у вересні, але її кількісні характеристики були значно меншими, ніж у 2020 р. Зокрема, відсоток акваторії водоейми, вкритий пістією, складав у вересні 2021 р. 5 % проти 80 % у вересні 2020 р., а максимальна сира біомаса у скупченнях сягала, відповідно, 1,5 кг/м² проти 10 кг/м² (рис. 2, а, б).

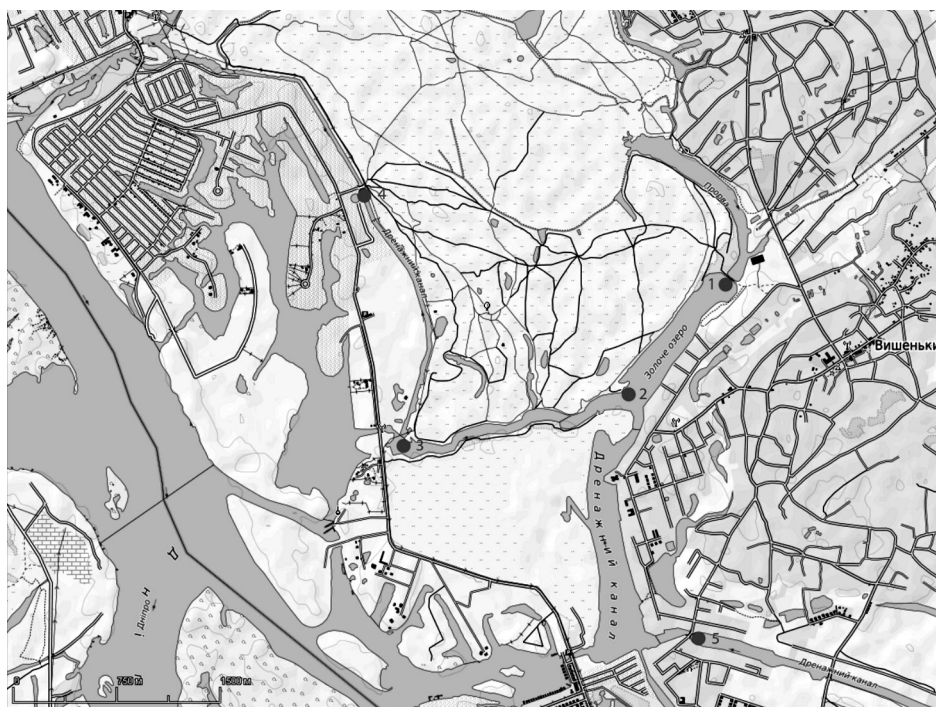


Рис. 1. Розташування станцій спостережень в оз. Золоче та прилеглих водоймах

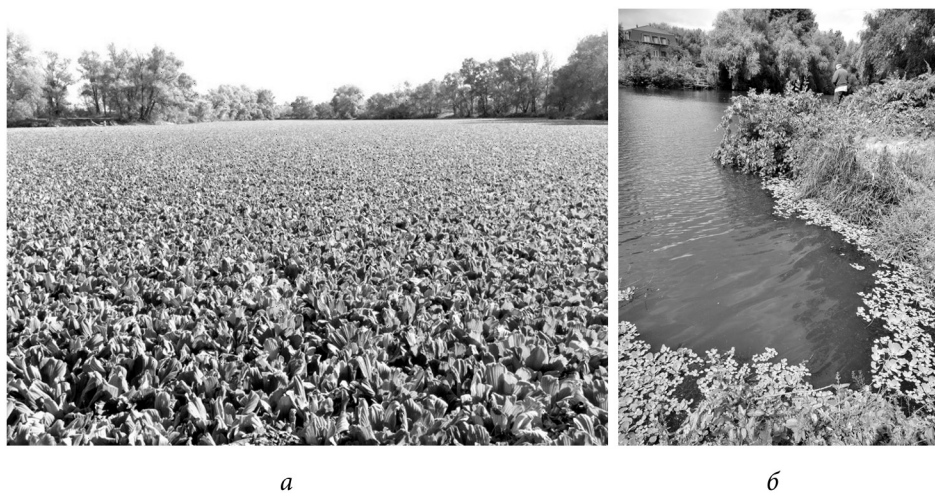


Рис. 2. Озеро Золоче: а — вересень 2020 р.; б — вересень 2021 р.

Також встановлено, що значна частина рослин була уражена попелицею *R. nuptiaeae*, інтенсивність ураження сягала кількох сотень екз. попелиці на 1 екз. пістії. Рослини, уражені попелицею, часто мали пригнічений вигляд, зокрема, не досягали максимально можливого розміру (у

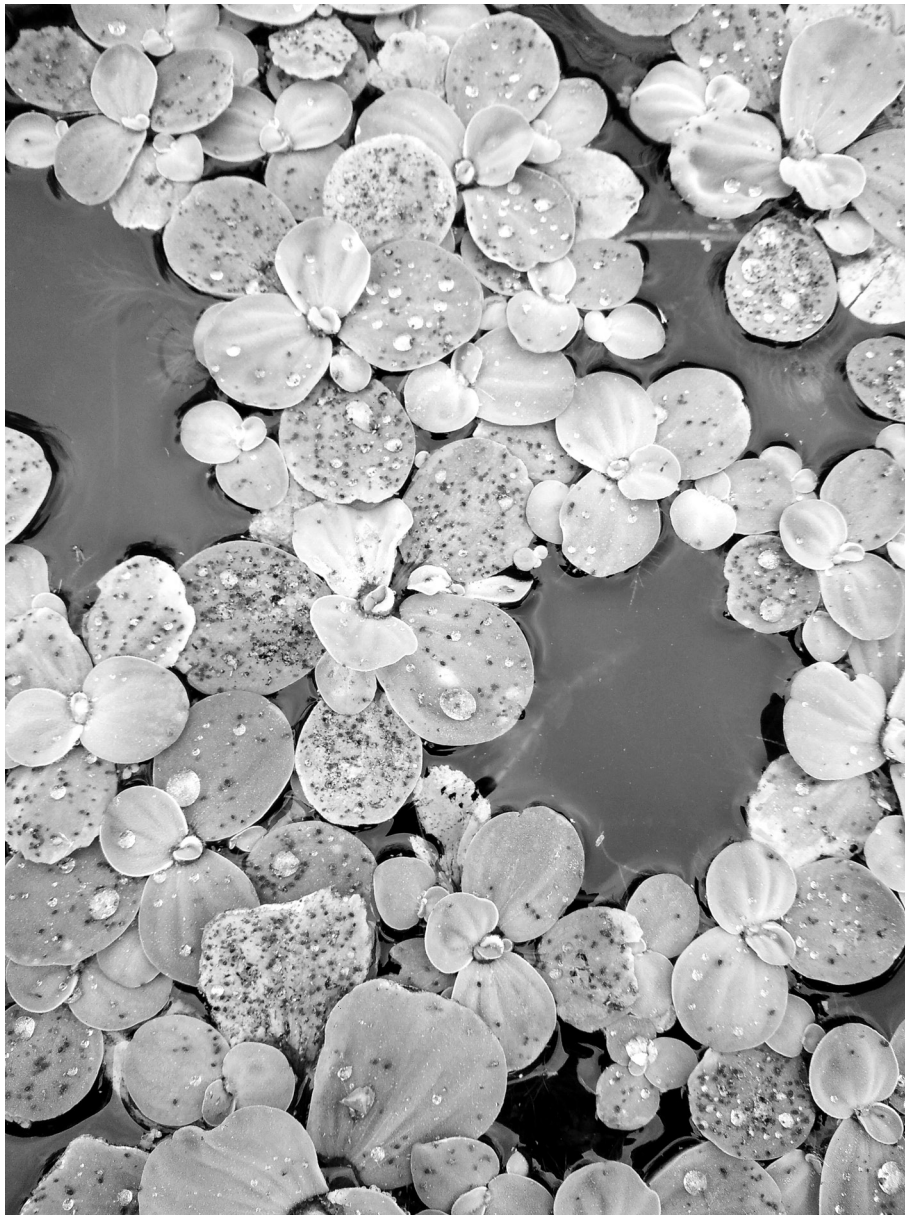


Рис. 3. Рослини пістії, уражені попелицею

2020 р. розміри окремих рослин сягали 40 см. у діаметрі) та мали пожовкле листя (рис. 3). Екстенсивність ураження попелицею була нерівномірною: від 100 % рослин (як на рис. 2) до 20 % в найменш постраждалих скупченнях. Загалом, за нашою оцінкою, частина рослин, уражених попелицею, складала близько 70 % загальної кількості рослин.

Таким чином, масовий розвиток *R. nymphaeae* на пістії може бути одним з чинників контролю за надмірною вегетацією цього інвазійного виду.

Масове ураження пістії попелицею *R. nymphaeae* на території України було зафіксоване вперше. Під час попередніх спалахів розвитку пістії в Україні спостереження за її шкідниками не проводилось. При цьому масовий розвиток пістії, зокрема, на р. Сіверський Донець, тривався максимум рік — два, після чого популяція різко скорочувалась або зовсім зникала. Не виключено, що одним з чинників скорочення популяції пістії в Україні було ураження її попелицею *R. nymphaeae*, яка в Україні є досить поширеним видом. Під час спалаху пістії під Києвом у 2020 р. масового ураження рослин попелицею відмічено не було. У 2021 р. на тих же водоймах розвиток пістії був значно слабшим. Однак, ми не можемо стверджувати, що саме вплив попелиці призвів у 2021 р. до значно слабшого розвитку пістії, ніж у 2020 р., адже в природних умовах його неможливо відділити від дії інших чинників. Але очевидно, що лататтева попелиця здатна масово розмножуватись на пістії в наших кліматичних умовах і завдавати їй помітної шкоди.

Отже, слід зазначити, що в умовах України *Pistia stratiotes* має природного шкідника, який здатен завдавати їй помітної шкоди. В умовах нетипової для себе кліматичної зони, популяції *Pistia stratiotes* є нестійкими, тож навіть відносно невеликий негативний вплив може виявитись для них критичним. Слід зауважити, що використання місцевого виду-шкідника в якості метода біологічної боротьби з інвазійним видом-прибульцем є більш безпечним з екологічної точки зору, ніж використання для цієї мети інтродукованих видів-шкідників, наслідки застосування яких можуть бути непередбачуваними.

Висновки

В центральній Україні, зокрема, у водоймах Києва і околиць дедалі частіше спостерігаються спалахи масового розвитку інвазійного виду *Pistia stratiotes* L., які завдають чималої шкоди природним екосистемам. При цьому найбільш масовий розвиток, зазвичай, спостерігається протягом першого року, а у наступні роки популяція *P. stratiotes* суттєво скорочується.

На наступний рік після масового спалаху популяція *P. stratiotes* у досліджених водоймах була масово уражена лататтевою попелицею *Rhopalosiphum nymphaeae* (L.) і мала значно менші характеристики розвитку, її кількісні показники склали 6—15 % від минулорічних, рослини, що зазнали найбільш масового ураження попелицею, виглядали пригнічено, їх середній розмір був значно меншим за той, що спостерігався в цій же локації роком раніше.

Інтенсивність ураження пістії попелицею сягала кількох сотень екз. на 1 екз. пістії. Рослини, уражені попелицею, часто мали пригнічений вигляд та мали пожовкле листя. Екстенсивність ураження попелицею була нерівномірна: від 100 % рослин до 20 % в найменш постраждалих скупченнях. Загалом, частина рослин, уражених попелицею, складала близько 70 % від загальної кількості.

Масове ураження пістії лататтевою попелицею свідчить про наявність у цього інвазійного виду природних ворогів в наших умовах, що може виявитись ефективним засобом контролю його поширення.

Список використаної літератури

1. Васенко А.Г., Старко Н.В., Верниченко-Цветков Д.Ю. и др. О появлении пис-тии телорезовидной (*Pistia stratiotes*) в водных объектах Харьковской области. *Еко-логічна безпека: проблеми і шляхи вирішення* : IX Міжнар. наук.-практ. конф. (9—13 вер., 2013, м. Харків). Харків, 2013. С. 190.
2. Дворецький Т.В., Триліс В.В., Савицький О.Л. Оцінка масового розвитку *Pistia stratiotes* у водоймах лівобережної заплави Дніпра у районі Києва на основі супутникових даних. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 2. С. 18—31.
3. Казарінова Г.О., Гамуля Ю.Г., Громакова А.Б. Масовий розвиток *Pistia stratiotes* (Araceae) в р. Сіверський Донець (Харківська область). *Укр. бот. журн.* 2014. Т. 71, № 1. С. 17—21.
4. Лушпа В. І. Водяний латук (*Pistia stratiotes* L.) у Голосіївському ставку м. Києва. *Наук. вісн. Нац. ун-ту біоресурсів і природокористування України.* 2009. Вип. 134. С. 147—152.
5. Петров Д.Л. Комплексная оценка вредоспособности и вредоносности терат-формирующих тлей-дендробионтов в декоративных зеленых насаждениях Белору-си: текущая ситуация и ее изменение с 2007 г. *Журн. Белорус. гос. ун-та. Экология.* 2019. № 2. С. 34—41.
6. Adebayo A.A., Briski E., Briski E. et al. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*) in the Great Lakes: playing with fire?. *Aquatic Invasi-ons.* 2011. Vol.6, Iss. 1. P. 91.
7. Afanasyev S.A., Savitskiy A.L. Finding of *Pistia stratiotes* L. in the Kaniv Reservoir (the Dnieper River, Ukraine) and assessment of risk of its naturalization. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, Iss. 6. P. 50—57.
8. Aphrodyanti L., Soedijo S., Millati T., Aidawati N. Preferences Spodoptera pectini-cornis as biocontrol of water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) wetland weeds to various forms of feedstock. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 2022. Vol. 976, Iss. 1. P. 012007.
9. Blackman R.L., Eastop V.F. Aphids on the World's Trees. An Identification and In-formation Guide. *CAB International, Wallingford, in association with the Natural History Museum.* London, 1994. 987 p.
10. Brundu G., Stinca A., Angius L. et al. *Pistia stratiotes* L. and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms : emerging invasive alien hydrophytes in Campania and Sardinia (Italy). *Bul-letin OEPP.* 2012. Vol. 42, Iss 3. P. 568—579.
11. D'Auria G., Zavagno F. Indagine sui «bodri» della provincia di Cremona. *Mono-grafie di Pianura* 1999. Vol. 3. 230 p.
12. Footitt R.G., Halbert S.E., Miller G.L. et al. Adventive aphids (Hemiptera: Aphidi-dae) of America north of Mexico. *Proc. Ent. Soc. Wash.* 2006. Vol. 108. P. 583—610.
13. Georges N., Pax N. *Pistia stratiotes* L. et *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms, deux nouvelles hydrophytes dans la vallée de la Moselle. Dйpart. Rйgion: Meurthe-et-Moselle 54. *Willemetia (bulletin de liaison de Floraine).* 2002. Vol. 1, Iss. 28. P. 3—4.
14. Habeck D.H., Thompson C.R. Host specificity and biology of *Spodoptera pectini-cornis* (Lepidoptera: Noctuidae), a biological control agent of waterlettuce (*Pistia stratio-tes*). *Biological control: theory and applications in pest management (USA)* ISSN: 1049-9644. 1995. Vol. 4. Iss. 3. P. 263—268.
15. Harley K.L.S., Forno I.W., Kassulke R.C., Sands, D.P.A. Biological control of water lettuce. *J. Aquat. Plant. Manage.* 1984. Vol. 22. P. 101—102.
16. Havryliuk O., Hovorukha V., Savitsky O. et al. Anaerobic degradation of environ-mentally hazardous aquatic plant *Pistia stratiotes* and soluble Cu (II) detoxification by methanogenic granular microbial preparation. *Energies.* 2021. Vol. 14, Iss. 13. P. 3849. doi:10.3390/en14133849

17. Hussner A. Information on measures and related costs in relation to species considered for inclusion on the Union list: *Pistia stratiotes*. Technical note prepared by IUCN for the European Commission. 2017. 25 p.
18. Mennema J. Is waterlettuce (*Pistia stratiotes* L.) becoming a new aquatic weed in the Netherlands? *Natura, Netherlands*. 1977. Vol. 17. P. 187—190.
19. Murillo G.P., Sanchez D.E.D., Hiraldo R.C. *Pistia stratiotes* L. (Araceae) una planta acuatica en las proximidades del parque nacional de donana (SW Espana). *Acta bot. Malacit.* 2005. Vol. 30. P. 235—236.
20. Oraz M.J., Grigarick A.A. Biological control of Ducksalad (*Heteranthera limosa*) by the Waterlily Aphid (*Rhopalosiphum nymphaeae*) in Rice (*Oryza sativa*). *Weed Science*. 1992. Vol. 40, Iss. 2. P. 333—336.
21. Prokopuk M.S., Zub L.M., Yu.G. Bereznichenko. Tropical invaders *Egeria densa* Planch., *Pistia stratiotes* L., and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. in aquatic ecosystems of Kyiv. *Hydrobiol. J.* 2023. Vol. 59, Iss. 1. P. 41—56.
22. Pysěk P., Sádlo J., Mandák B. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*. 2002. Vol. 74. P. 97—186.
23. Thompson C.R., Habeck D.H. Host specificity and biology of the weevil *Neohydronomus affinis* (Coleoptera: Curculionidae), a biological control agent of *Pistia stratiotes*. *Entomophaga*. 1989. Vol.34, Iss. 3. P. 299—306. doi:10.1007/BF02372469
24. Živković M.M., Anđelković A.A., Cvijanović D. Lj. et al. The beginnings of *Pistia stratiotes* L. invasion in the lower Danube delta: the first record for the Province of Vojvodina (Serbia). *BioInvasions Records*. 2019. Vol. 8, Iss. 2. P. 218—229.

Надійшла 06.03.2023

V.V. Trylis, PhD (Biol), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
E-mail: Vladimir.trylis@gmail.com
ORCID 0000-0002-4773-8681

V.O. Chumak, Dr. Sc. (Biol.), Assistant Prof.,
Uzhhorod National University,
Universytetska str., 14, Uzhhorod, 88000
E-mail: chumak.vasyl@yahoo.com
ORCID 0000-0002-2796-9167

THE INFLUENCE OF A NATURAL PEST ON THE DEVELOPMENT OF THE INVASIVE SPECIES *PISTIA STRATIOTES* L. IN WATER BODIES NEAR KYIV

In 2020, the mass development of the invasive species *Pistia stratiotes*, the biomass of which reached 10 kg/m², was registered in the water bodies of the left-bank floodplain of the Dnieper below Kyiv. In 2021, in the same water bodies, the quantitative indicators of pistia development were significantly lower and amounted to 6—15 % of last year's, while most individuals were affected by the water lily aphid *Rhopalosiphum nymphaea* and looked depressed. The intensity of the impression of the pistia by the aphid reached several hundred specimens for 1 specimen of pistia. Plants affected by aphids often had a depressed look and yellowed leaves. The extent of aphid damage was uneven: from 100 % of plants to 20 % in the least affected clusters. In general, the part of plants affected by aphids was about 70 % of the total number.

Water lily aphid is a widespread species in Ukraine, so pistia has a natural enemy here, which can prove to be an effective means of controlling its spread.

Keywords: *invasive species, biological control, Pistia stratiotes, Rhopalosiphum nymphaea.*

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ І ІХТІОЛОГІЯ

УДК 639.28, 639.2.081.1.004.17

Б.С. ГУЛАК, аспірант, мол. наук. співроб.,
Одеський національний університет імені І. І. Мечникова
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65082, Україна,
gulak.bogdan94@gmail.com
ORCID 0000-0002-5991-3715

СУЧАСНИЙ СТАН ПОПУЛЯЦІЇ ТА ПРОМИСЕЛ ТРАВ'ЯНОЇ КРЕВЕТКИ *PALAEMON ADSPERSUS* RATHKE, 1837 (DECARODA, PALAEMONIDAE) У ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ

На основі аналізу проб з 35 уловів креветкових ятерів в північно-західній частині Чорного моря в період з 2017 по 2020 р. були отримані дані про статеву та розмірно-масову структуру популяції трав'яної креветки *Palaemon adspersus* Rathke, 1837. Всього було проаналізовано 4293 екз. Креветка в уловах була представлена особинами довжиною 20—65 мм. Переважали особини довжиною 40—50 мм, їхня частка складала 52 %. Використовуючи модель LBB, вдалось встановити, що впродовж 2017—2020 рр. відбулось збільшення рівня відносної промислової смертності з 0,7 до 1,2. В той же час відношення поточної біомаси до біомаси, рівень якої забезпечує максимально стійкий вилов (B/B_{MSY}), у 2020 р. дорівнювало 1,0, що відповідає оптимальному рівню експлуатації ресурсу трав'яної креветки в українських водах. Мінімально допустима довжина креветок для промислу, згідно розрахунків моделі, склала 35 мм. Аналіз уловів креветкових ятерів виявив велику кількість прилову молоді промислових риб та рідкісних видів, які занесені до Червоної книги України. У тому числі нерідко відмічалось потрапляння в ятері молоді бичкових та камбалових риб. Поточний рівень промислу не може призвести до перелову креветок в українських водах. Однак, в цілях зниження негативного впливу промислу креветок на молодь риб та інших гідробіонтів, необхідна регуляція цього лову шляхом обмеження кількості знарядь лову та оптимізації їхньої конструкції. Визначено, що в українських водах доцільно обмежити кількість креветкових ятерів на рівні близько 800 одиниць.

Ключові слова: креветка, *Palaemon adspersus*, структура популяції, оптимізація промислу, прилови.

Трав'яна креветка *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 широко поширена біля північно-східного узбережжя Атлантичного океану. Вона зустрічається в Північному, Балтійському, Середземному, Чорному та Азовському морях. В 1930-х рр. *P. adspersus* було випадково занесено в Каспійське море при акліматизації в ньому чорноморських кефалей. У

Ц и т у в а н н я: Гулак Б.С. Сучасний стан популяції та промисел трав'яної креветки *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Decapoda, Palaemonidae) у північно-західній частині Чорного моря. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 4. С. 48—64.

1954—1956 рр. з тієї ж причини цей вид потрапив і в Аральське море [10]. В обох морях цей вид успішно натуралізувався та досить швидко досяг високої чисельності [6, 8]. Окрім цього, у 2011 р. трав'яна креветка з баластними водами проникла на схід Північної Америки та поширилась в заливі Св. Лаврентія, вздовж узбережжя Ньюфаундленда [25]. Саме широка толерантність до умов середовища дозволила цьому виду так розширити свій ареал. Трав'яна креветка може жити та розмножуватись при температурі води 2—25 °С та солоності 2—35‰ [7, 17].

За типом живлення *P. adspersus* відносять до бентофагів-еврифагів. Дорослі особини цього виду живляться дрібними організмами бентосу, такими як поліхети і дрібні ракоподібні, а також мертвими морськими тваринами та детритом, незначну частку раціону складає зоопланктон [3]. В північно-західній частині Чорного моря трав'яна креветка зустрічається в усій прибережній зоні. Особливо високої чисельності вона досягає в мілководних затоках, які добре прогріваються у весінньо-літній період. Під час весняних нерестових міграцій, особливо в Джарилгацькій, Каркінітській та Тендрівській затоках трав'яна креветка утворює скупчення до кількох тисяч особин на 1 м². Також цей вид є масовим у багатьох лиманах Північно-Західного Причорномор'я: Хаджибейському, Сухому, Григорівському, Тилігульському, Березанському, Дофінівському, Шаболатському та в групі Тузлівських лиманів [1, 9, 19]. Процес парування у цього виду починається наприкінці березня — на початку квітня, при прогріві води до температури 7—9 °С. Після запліднення самки виношують ікру на плеоподах впродовж усього періоду ембріонального розвитку від одного до двох місяців залежно від температури води [1, 10, 18].

Для трав'яної креветки характерні добові та сезонні міграції. Перші пов'язані перш за все з живленням, а другі — із зимівлею, нагулом та розмноженням. У весняний період креветки переміщуються з глибоких ділянок моря на більш теплі та багаті кормом морські мілководдя, де проходить вилклов личинок. Під час міграцій скупчення креветок рухаються вздовж берегів на невеликій відстані від урізу води. Були відмічені регулярні сезонні міграції в гирлах всіх причорноморських лиманів. У глибоких лиманах, таких як Тилігульський та Сухий, креветки можуть залишатися протягом цілого року, проте восени більша їхня частина, все одно, виходить у більш тепле море [19].

В чорноморському басейні *P. adspersus* має локальне промислове значення, її видобуток здійснюється у водах України та Болгарії [21]. Оскільки у водах під юрисдикцією України знаходиться найбільша акваторія шельфу та велика кількість мілководних заток, в нашій країні є унікальна можливість для розвитку промислу креветок. В останні 20 років, в умовах виснаження запасів багатьох промислових риб, українські видобувні підприємства, особливо невеликі за чисельністю працівників, стали активно розвивати промисел креветок [19].

В нинішній час уявлення про ресурси чорноморських креветок в українських водах Чорного моря залишаються далеко не повними. Оцінки їхньої чисельності отримували лише на окремих ділянках, переважно

на основі візуальних оцінок під час промислу. Дані щодо розмірного, масового та статевого складу цих безхребетних в українських водах Чорного моря на даний час уривчасті і недостатньо охоплюють всі райони роботи видобувних підприємств. Посилення інтенсивності видобутку трав'яної креветки в останні десятиліття потребує моніторингу структури популяції цього виду з метою регуляції її промислу на оптимальному рівні. Для створення передумов щодо можливості подальшого моделювання стану популяції та оцінки запасу трав'яної креветки в ході даної роботи вирішували такі завдання:

- вивчити розмірно-масову і статеву структуру популяції трав'яної креветки;
- оцінити сучасний стан популяції трав'яної креветки;
- дослідити сучасний стан промислу та його вплив на ресурс трав'яної креветки в українських водах;
- оцінити вплив промислу креветок на інші види гідробіонтів.

Матеріал і методика досліджень

Матеріали для досліджень були отримані з промислових уловів рибогосподарських підприємств в період з березня по листопад впродовж 2017—2020 рр. Проби відбирали перш за все в основних районах видобутку креветок в Україні: Каркінітській затоці біля с. Лазурне, с. Залізний порт і ділянках, розташованих на початку та кінці коси Тендра. Також були відібрані проби у гирлі Березанського лиману в районі с. Чорноморка. Відбір проб для дослідження популяційної структури креветок здійснювали з уловів дрібновічкових ятерів, з вічком у бочці 8 мм. Знаряддя виставляли у прибережній зоні моря на глибинах до 1,2 м.

Для біологічного аналізу з улову випадковим чином відбирали 100—150 екз. даного виду. Довжину креветок вимірювали від середини ока до кінця тельсону. Виміри проводили штангенциркулем з точністю до 0,1 мм, масу визначали на електронних вагах з точністю до 0,1 г. Визначення статі креветок проводили за наявності (у самців) або відсутності (у самок) на першій парі плеоподів другого придатку (appendix masculine) [20]. Всього було проаналізовано 4293 екз. креветок із 35 проб (табл. 1.).

Статистичну обробку отриманих даних проводили за загальноприйнятими методиками з використанням програм Microsoft Excel 2016 та Statistica 2010.

Для оцінки стану популяцій та рівня промислової експлуатації досліджуваного виду використовували математичну модель LBB (Length-based Bayesian biomass estimator). Це відносно новий метод моделювання

Таблиця 1

Обсяг матеріалу, який був проаналізований під час досліджень у 2017—2020 рр.

Дані для аналізу	2017 р.	2018 р.	2019 р.	2020 р.	Всі роки
Кількість проб з уловів, од.	19	7	4	5	35
Проміри довжини та маси, екз.	2387	783	589	534	4293

промислової популяції, але він вже широко використовується для управління рибальством [26]. Аналіз стану популяції цією моделлю здійснюється на основі даних щодо розмірного складу і не потребує іншої додаткової інформації. На відміну від інших методів моделювання, в якості критеріїв оцінки використовуються не абсолютні значення темпів росту та смертності, а відносні коефіцієнти: промислової смертності по відношенню до природної (F/M) та поточної біомаси відносно максимально можливої в умовах відсутності промислу (B/B_0). За допомогою моделі LVB можна визначити асимптотичну довжину тіла (максимально можливо в досліджуваній популяції) — L_{inf} та інші параметри, які можуть бути корисними для регулювання промислу. Серед них найбільший інтерес для нас представляє мінімально допустима довжина для вилову (L_{opt}) та розмірна когорта, з якої 50 % особин потрапляють в улов промислових знарядь (L_c), [22]. Для аналізу багаторічної та сезонної динаміки промислу креветок були залучені дані місячної та річної статистичної звітності органів Держрибагентства [5, 6].

Відомості про особливості застосування знарядь лову креветок різних конструкцій були отримані автором в ході науково-дослідних робіт за програмами «ДП Одеський центр ПівденНІРО» в бригадах контрольно-спостережних пунктів, розташованих в районах Одеси, Приморсько-Очакова, Скадовська, Кінбурнської та Тендрівської кіс.

Результати досліджень та їх обговорення

Вплив промислу на популяцію P. adspersus. Найбільш очевидні критерії для оцінки сучасного стану ресурсу трав'яної креветки були виявлені при вивченні розмірно-масової та статевої структури популяції. Як і попередні дослідники цього виду в північно-західній частині Чорного моря [2, 17], ми відмічали абсолютне переважання самок протягом всього періоду спостережень (рис. 1). Їхня частка коливалась від 95 до 100 % і в середньому складала 98 %. Вочевидь, настільки низька частка самців у пробах пояснюється в першу чергу селективністю креветкових ятерів. Відомо, що самці трав'яної креветки відрізняються зниженим темпом росту порівняно з самками і зазвичай представлені в популяції особинами менших розмірів [20]. Дель з розміром вічка 8 мм, яка застосовується в бочках креветкового ятера, дає можливість цим більш дрібним самцям в більшій мірі покидати знаряддя лову.

В період спостережень в уловах відмічались суттєві зміни розмірного складу креветок. У 2017 р. розмірний ряд креветки був досить неоднорідним. Близько 50 % у пробах складала особини довжиною 30—40 мм (рис. 2).

У 2018 р. розмірний ряд цих ракоподібних змінився. В пробах зростає кількість молоді довжиною 20—30 мм. Основна частка — 47 % — припадала на особин довжиною 40—50 мм. Було відмічено скорочення кількості особин довжиною більше 50 мм, їхня частка була вдвічі меншою ніж у 2017 р. і складала тільки 11 %. У 2019 р. в уловах ятерів практично не зустрічалась молодь креветки довжиною до 40 мм. Основну частину по-

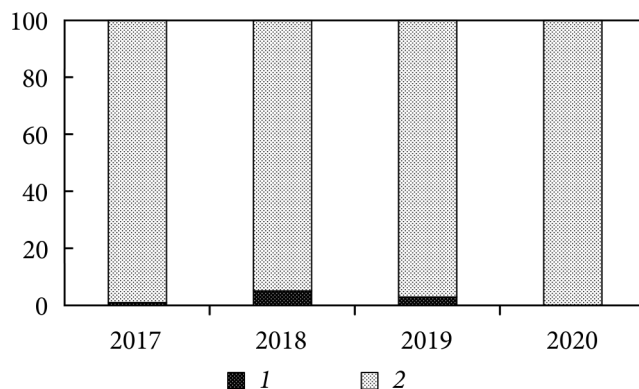


Рис. 1. Статеву структуру креветки з промислових уловів у північно-західній частині Чорного моря у 2017—2020 рр.: 1 — самці; 2 — самки

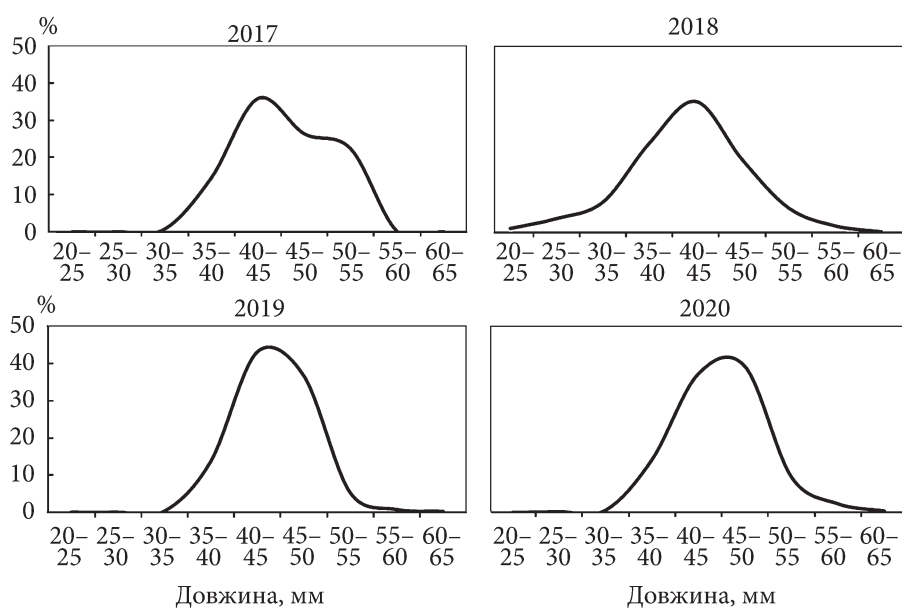


Рис. 2. Розмірна структура креветки з промислових уловів у північно-західній частині Чорного моря у 2017—2020 рр.

пуляції формували старші за віком особини довжиною 40—50 мм — їхня частка становила 87 %. Знизилась і кількість найбільших креветок довжиною більше 50 мм. Однак у 2020 р. діапазон мінливості за довжиною тіла знову розширився. В уловах були присутні особини довжиною від 25 до 65 мм. Було відзначено значне збільшення кількості молодих особин довжиною до 40 мм — їхня частка складала 33,5 %. Частка великих особин довжиною більше 50 мм зросла до 12 %. В цілому, в період досліджень до-

вжина тіла креветок знаходилась в межах 20—65 мм, при цьому частка розмірної групи 40—50 мм, яка домінувала в уловах, складала 52 %.

Оскільки інтенсивність промислу (кількість знарядь) впродовж періоду наших спостережень змінювалась в невеликих межах, можна вважати, що спостережувана річна динаміка розмірного складу креветки мало залежить від вилучення цих ракоподібних рибалками і зумовлена насамперед потужністю поколінь, які щорічно поповнюють промислову популяцію. Очевидно, на чисельність молоді креветки перш за все впливають фактори зовнішнього середовища, такі як прогрів води на нерестовищах та наявність корму [4]. Більш детальні оцінки впливу зовнішніх факторів на чисельність поколінь креветки можуть бути отримані тільки після додаткових досліджень.

Моделювання стану популяції під впливом промислу здійснювали на основі матеріалів про розмірний склад *P. adspersus*, отриманих у 2018—2020 рр. При цьому враховували, що для коректної роботи обраної нами моделі LBB важливим фактором є тип росту виду, який досліджується. Застосування цього методу можливе лише в тому випадку, якщо ріст досліджуваного виду продовжується протягом всього його життя [22]. Оскільки в організмі креветок відсутні будь-які структури, за якими можна визначити вік, оцінити характер лінійного росту цих ракоподібних досить складно. Тому для перевірки можливості застосування моделі LBB нами була вивчена залежність між довжиною та вагою креветок. Як виявилось, збільшення маси тіла *P. adspersus* продовжувалось безперервно з ростом довжини — коефіцієнт детермінації R^2 мав значення 0,99 (рис. 3). Це вказує на безперервний ріст креветок протягом життя та підтверджує можливість використання зазначеної моделі для оцінки стану популяції цих ракоподібних.

Використовуючи модель LBB, нам вдалось визначити мінімальну довжину (L_{opt}), при якій креветка може видобуватись довгий час без шкоди для популяції. Вона склала 35 мм. В той же час реальна зареєстрована в наших пробах середня довжина креветки виявилась більшою — 45 мм (рис. 4). Це також вказує на те, що сучасний промисел не завдає шкоди запасу цього виду в Чорному морі. Застосована модель дозволила оцінити і селективність лову промисловими ятерями по відношенню до різних розмірних груп креветки. Розрахунки показали, що в креветковому ятері з розміром вічка в бочці 8 мм утримується лише 50 % особин креветок з довжиною тіла менше 41,3 мм. Повне утримання знаряддям було відмічене лише для креветок з довжиною тіла більше 49,8 мм. Можна стверджувати, що використання ятерів з мінімальним вічком 8 мм, що дозволені дійсним Режимом рибальства, є оптимальним та допустимим на даному промислі [16]. Більша частка молоді креветок може вільно покидати ятері, і вплив такого промислу на відтворення популяції залишається невисоким. Той факт, що вплив промислу на популяцію трав'яної креветки не перевищує допустимих меж і омолодження її складу не спостерігається, підтверджується і іншими показниками. Розрахована за допомогою моделі асимптотична довжина креветок в 2017 р. склала 65,56 мм. У

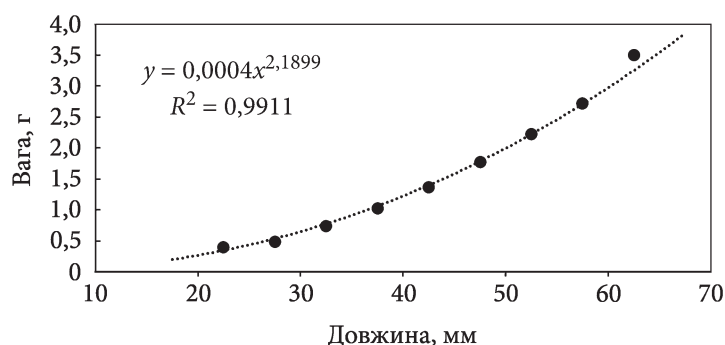


Рис. 3. Залежність маси від довжини трав'яної креветки у північно-західній частині Чорного моря в 2017—2020 рр.

2020 р. значення цього показника залишалось практично на тому ж рівні — 65,53 мм. Оскільки промислом з популяції вилучаються переважно найкрупніші особини, слід вважати, що незначні часові зміни асимптотичної довжини креветок додатково свідчать про те, що рибалки використовують лише невелику частину цього ресурсу [22].

В той же час аналіз рівня промислового навантаження на ресурс креветки за результатами моделі LBB впродовж 2017—2020 рр. виявив зростання її промислової смертності відносно природної F/M з 0,7 до 1,2. Значення коефіцієнту відносної біомаси V/V_0 в цей період зменшились від 0,52 до 0,41. Проте розраховане для 2020 р. відношення поточної біомаси до біомаси, рівень якої забезпечує стійкий довгостроковий вилов без вичерпання запасу (V/V_{MSY}), склало $1,0 \pm 0,3$, що загалом відповідає оптимальному рівню промислової експлуатації [23]. Базуючись на цих критеріях, можна припустити, що в період 2015—2018 рр. ресурс креветок був недостатньо експлуатованим і тільки в наступні два роки рівень вилову креветок наблизився до оптимальних величин. Отримані результати моделювання вказують на можливість здійснення промислу на досягнутому рівні та необхідність уникати подальшого різкого збільшення уловів.

Особливості промислу залежно від конструкції знарядь, сезону та району лову. В ході робіт в різних районах моря та лиманах нами були досліджені особливості застосування для лову креветок знарядь, які відрізнялись за конструкцією. Відомо, що в останні роки, з метою забезпечення зростання вилову креветок, рибогосподарські підприємства постійно удосконалювали свою матеріальну базу. Як відмічав О. К. Чащин [19], спочатку для вилову цих безхребетних використовувались тільки волокуші, а невдовзі практично вся креветка в Україні стала добуватись спеціальними дрібновічковими ятерями. Нами також не відмічалось випадків використання волокуш та ручних сачків. Головна перевага ятерів перед волокушами полягає в тому, що наявність щільних концентрацій ракоподібних не є обов'язковою умовою для успішної роботи цих нових

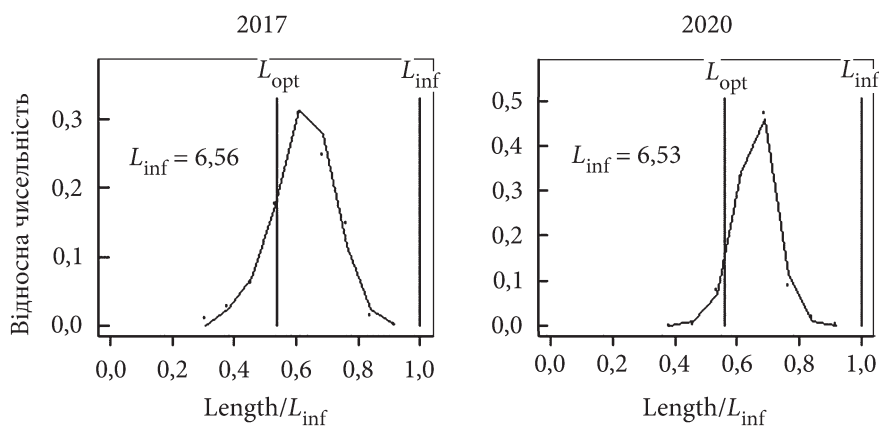


Рис. 4. Зміни в розмірному складі трав'яної креветки у північно-західній частині Чорного моря під впливом промислу в 2017—2020 рр.: $Length/L_{inf}$ — відношення спостережуваної довжини до асимптотичної; L_{opt} — мінімальна оптимальна довжина для вилучення

знарядь. При встановленні на декілька годин (зазвичай на одну ніч) вони добре уловлюють об'єкти, які мігрують в прибережній зоні. При цьому для підвищення уловів в цих знаряддях лову рибалки часто використовують джерело світла, яке встановлюють біля входу в креветковий ятер. За нашими спостереженнями, на світло ліхтаря, в першу чергу, приваблюються організми планктону та ті представники бентосу, для яких характерні добові вертикальні міграції (*Mysidae*, *Cumacea*, *Polychaeta*). Креветки при цьому скупчуються пізніше та активно ловлять ці кормові організми. Можна припустити, що креветок приваблює не стільки світло, скільки скупчення об'єктів їхнього живлення на освітлених ліхтарями ділянках.

Часто креветки реєструвались в уловах невеликих ставних неводів (каравок). Однак слід враховувати, що ставні неводи використовуються насамперед для промислу дрібних масових видів риб і не можуть слугувати для спеціалізованого промислу креветок, які формують не більше 15 % загального улову цих знарядь.

Початок промислу креветок зазвичай збігався з їхніми нерестовими міграціями в квітні — травні і закінчувався в жовтні — листопаді. В окремі роки, які характеризувались високими температурами морської води, промисел тривав до грудня. Середній добовий улов на один ятер, розрахований за всі роки досліджень, склав близько 10 кг. Однак протягом року спостерігались різкі зміни величини добового улову на одне знаряддя. Так, під час найбільш інтенсивних весняних міграцій наприкінці травня — на початку червня, коли скупчення креветки постійно рухались вздовж берега, улови могли досягати 100 кг на ятер. Влітку, під час нагулу креветок, їхні улови знижувались. В жовтні — листопаді, при охолодженні

прибережних вод, починались осінні міграції креветок, що знову призвело до збільшення уловів, проте вони завжди були значно меншими ніж весною. Саме в міграційні періоди, які сумарно тривали близько одного місяця на рік, рибалки видобували основну частину річного улову.

Слід відмітити, що промисел креветки здійснюється далеко не на всіх ділянках українського узбережжя в Чорному морі. В середньому 85 % річного улову припадає на Херсонську обл. Основний вилов креветок тут відбувається в Каркінітській і Джарилгацькій затоках та в районі Тендрівської коси. В Миколаївській обл. промисел креветок зосереджений переважно в районі Кінбурнської коси, а також в Березанському лимані. На інших ділянках узбережжя чисельність креветок значно менша. В Одеській обл. спеціалізований промисел цих безхребетних ятерями заборонений з причини високої кількості в уловах молоді риб при відносно низьких уловах креветок. Тут ці ракоподібні видобуваються в невеликій кількості, переважно у вигляді прилову при видобутку інших об'єктів малими ставними неводами (рис. 5). Однак така ситуація була не завжди. До середини 80-х років минулого століття у Хаджибейському лимані поблизу Одеси здійснювався цільовий промисел креветок, в ході якого щорічно добували до 300 т цього ресурсу. Креветка, що була виловлена в цьому лимані, використовувалась на кормові потреби птахофабрик, оскільки відрізнялась дрібним розміром. В подальшому, через зміни солоності у Хаджибейському лимані, відбулось скорочення запасу креветок, що призвело до ліквідації цього промислу [9, 19].

Вплив промислу креветок на інших гідробіонтів. Під час наших досліджень виявилось, що промисел креветок відрізняється доволі серйозним впливом на популяції інших гідробіонтів. Це було зумовлено тим, що креветкові ятері встановлюються у вузькій прибережній смузі на незначній відстані від урізу води, і тим самим вони перекривають зони міграцій багатьох морських організмів. Оскільки у бочці цих знарядь використовується сіткове полотно з мінімальним вічком 8 мм, вони добре уловлюють молодь риб та безхребетних, які мешкають на мілководдях. В певні місяці року кількість нецільових для промислу риб та безхребетних у креветкових ятерях досягала великих значень. Найбільш значними були прилови молоді бичкових риб довжиною 4—8 см, особливо восени, коли їхні цьоголітки активно нагулювались на прибережних мілководдях. За одну вибірку улову з ятера прилов бичкових риб міг досягати величини близько 1500 екз., що іноді перевищувало улов самих креветок. В Каркінітській затоці серед бичкових риб в уловах домінувала молодь бичка кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), пісочника *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), трав'яника *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1814). Також зустрічались екземпляри бичків чорного *Gobius niger* Linnaeus, 1758, сурмана *Ponticola syrman* (Nordmann, 1840), рижика *Ponticola eurycephalus* (Kessler, 1874), цуцика *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814), лисуна *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810). На опрісненій акваторії гирла Березанського лиману переважав бичок гонець *Vabka gymnotrachelus* (Kessler, 1857), частка якого складала до 30 % від всіх бичкових риб. Також

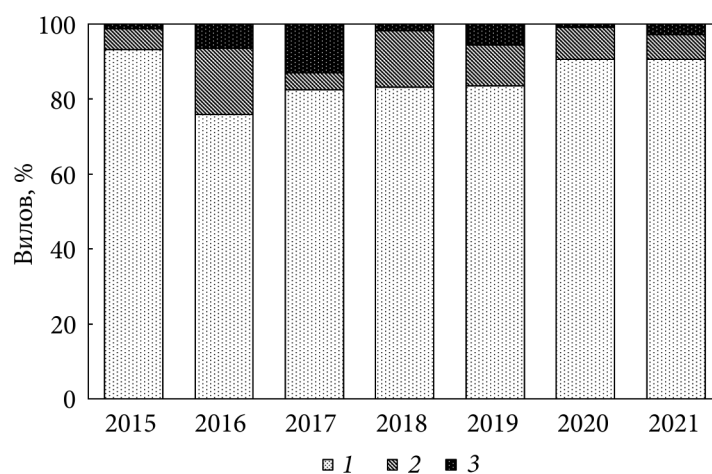


Рис. 5. Розподіл річного вилову креветок Україною в північно-західній частині Чорного моря за областями в 2015—2021 рр.: 1 — Херсонська обл.; 2 — Миколаївська обл.; 3 — Одеська обл.

в цих знаряддях була присутня молодь цінних камбалових риб (*Pleuronectidae*, *Scophthalmidae*). В Каркінітській затоці та районі коси Тендра нами було зафіксовано прилов молоді калкана *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758) довжиною 5—11 см та глоси *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) довжиною 4—7 см в кількості до 5 екз. на один ятір на добу. Прилов чорноморського калкана зазвичай збільшувався в серпні-вересні, коли цьоголітки цього виду переходять до демерсального способу життя та нагулюються на мілководдях у прибережній зоні. Максимальні величини прилову молоді глоси були зафіксовані в гирлі Березанського лиману. В цьому районі, в улові із розрахунку на один ятір, за добу відмічалось до 17 екз. молоді цього виду довжиною 3—5 см. Це пояснюється тим, що нерест глоси відбувається переважно на опріснених ділянках моря та у лиманах, де в подальшому і відбувається нагул її молоді. Значний прилов нестатевозрілої молоді риб виявився основною негативною рисою цього виду промислу.

В уловах креветкових ятерів часто зустрічались і пелагічні риби, такі як хамса *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) та ставрида *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868). Зазвичай улови цих масових промислових видів були вищими весною та восени, під час їхніх основних міграцій, і могли досягати до 2—5 кг на ятір за добу. Впродовж усього року в уловах була присутня атерина піщана *Atherina boyeri* (Risso, 1810), прилов якої в ятері влітку часто перевищував улови креветок. Ресурси цих промислових видів у басейні досить великі і, безумовно, не можуть постраждати від вилову разом з креветкою. В менших кількостях, але достатньо регулярно в уловах зустрічались такі звичайні для Чорного моря види риб, як: сарган *Belone belone* (Linnaeus, 1760), зеленушки *Symphodus cinereus* (Bonpa-

terre, 1788) та *Symphodus ocellatus* (Forsskål, 1775), морська іглиця трубкарот *Syngnathus typhle* (Linnaeus, 1758), молодь кефалевих риб (Mugilidae), морський язик *Pegusa lascaris* (Risso, 1810), собачка довгощупальцевий *Parablennius tentacularis* (Brünnich, 1768) та барабуля *Mullus barbatus ponticus* (Essipov, 1927).

В усі роки досліджень у пробах, окрім креветок, була присутня значна кількість інших видів безхребетних. Нами було зафіксовано чотири види крабів: краб волохатий *Pilumnus hirtellus* (Linnaeus, 1761), піщаний *Xantho poressa* (Olivi, 1792), плавунець *Liocarcinus vernalis* (Risso, 1827), та трав'яний *Carcinus aestuarii* (Nardo, 1847). Іноді в уловах ятерів в незначній кількості були присутні інші види креветок — кам'яна креветка *Palaemon elegans* Rathke, 1837 та крангон *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758). Крангон зазвичай зустрічався поблизу найменш опріснених ділянок узбережжя, прилеглих до відкритого моря. Цей вид креветок з'являвся в уловах ятерів при різких зниженнях температури води внаслідок виносу до берега холодних вод. На нашу думку, засновану на польових спостереженнях, періодична поява крангона в уловах пояснюється тим, що у випадку різкого зниження температури води ці креветки покидають свої укриття в піщаному ґрунті та починають здійснювати активні переміщення, які і призводять до їхнього потрапляння в ятері. Зазвичай частка цих двох видів в уловах не перевищувала 0,01 %, і вони обліковувались у загальному улові разом з трав'яною креветкою, оскільки як переробники, так і кінцеві споживачі продукції не відрізняють їх від основного промислового виду.

Іноді в креветковій ятері потрапляли представники рідкісних видів, які занесені до Червоної книги України. У липні 2017 р. біля с. Лазурне нами було зафіксовано факт прилову у креветковий ятер чорноморського лосося *Salmo labrax* (Pallas, 1814) довжиною 25 см. Нерідко в уловах ятерів були присутні і морські коники *Hippocampus guttulatus* (Cuvier, 1829).

Очевидно, що креветковій ятері, незважаючи на свою ефективність при промислі цільового об'єкту, виявились мало селективними знаряддями по відношенню до ряду інших гідробіонтів. В окремих випадках вони можуть представляти загрозу для збереження біорізноманіття в морській екосистемі. Для оптимізації конструкції ятерів з метою зниження прилову нецільових видів ДП «ОдЦ ПівденНІРО» були проведені експериментальні лови з використанням різних модифікацій цих знарядь. Після проведення спеціальних польових випробувань були розроблені і впроваджені в практику регулювання промислу додаткові обмеження параметрів знарядь лову креветок [11—16]. Автору, як учаснику цих експериментальних робіт, вдалось оцінити ефективність заходів, спрямованих на зниження небажаного прилову. Було встановлено, що використання в креветковому ятері збільшеного в довжину кутка розміром більше ніж 1 м дозволяє випускати значну частку молоді промислових риб, не виймаючи знаряддя з води. Також було виявлено, що прилов молоді калкана і крабів суттєво знижувався в тих ятерях, гирло яких мало перегородку з

делі вічком 24—28 мм [5]. Використання сіткової перегородки знижувало прилов нецільових видів, але не перешкоджало заходу креветок у ятір. Ці особливості конструкції ятерів були включені в постійний перелік обов'язкових норм Режиму рибальства. Причому в травні та серпні рибалки повинні були застосовувати ятері з перегородками, а в період з 1 червня по 31 липня промисел взагалі заборонили. Про доцільність використання перегородки в гирлі ятера свідчить і те, що деякі видобувні підприємства використовували її протягом всього промислового сезону, а не тільки в прописаний Режимом рибальства період. Рибалки були зацікавлені у зменшенні прилову крабів, молоді риб та потрапляння в ятері медуз, оскільки це суттєво прискорювало переборку улову та покращувало загальну якість продукції.

Оптимальне регулювання промислу. Аналіз багаторічної статистики уловів показав, що через зменшення запасів основних промислових риб в північно-західній частині Чорного моря рибодобувні підприємства стали звертати все більше уваги на промисел безхребетних. В останні десятиліття відмічалось зростання обсягів видобутку креветок в українських водах. Якщо в період 2000—2010 рр. вилов ледве досягав кілька десятків тон, то в наступне десятиліття він почав зростати і в 2016 р. перевищив 500 т (табл. 2).

У 2017 р. вилов креветок досяг 789 т, хоча у 2018 р. їхній улов знизився до 507 т. Останнє пояснюється не погіршенням стану сировинної бази, а тільки адміністративним рішенням щодо встановлення лімітованого обмеження на допустимий обсяг вилову. Реальних підстав для такого «жорсткого» регулювання не було — улови на промислове зусилля не знижувались (рис. 6.).

Таблиця 2

Улови трав'яної креветки в північно-західній частині Чорного моря та прилеглих лиманах

Роки	Вилов, т	Роки	Вилов, т
2000	0,6	2011	33
2001	0,16	2012	62
2002	1,1	2013	116
2003	1,7	2014	93
2004	2	2015	226
2005	0	2016	534
2006	15	2017	789
2007	10	2018	507
2008	16	2019	700
2009	16	2020	659
2010	21	2021	646

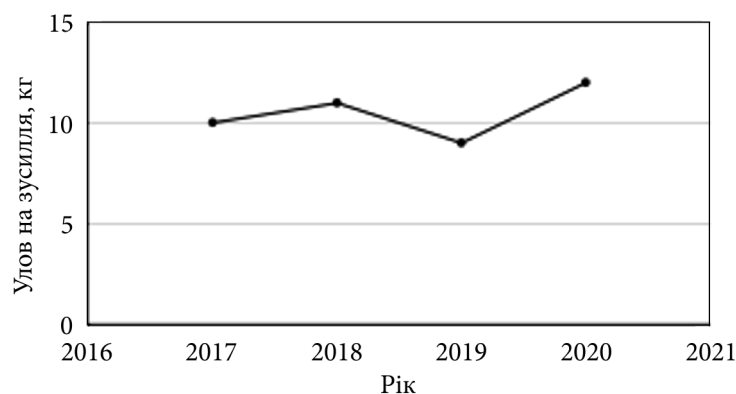


Рис. 6. Середній добовий улов креветки на один ятір на добу у північно-західній частині Чорного моря в 2017—2020 рр.

Як було показано вище, досягнутий до теперішнього часу рівень експлуатації ресурсу є оптимально допустимим, однак є необхідність стримувати подальше зростання видобутку. В більшій мірі це пов'язано також і з тим негативним впливом, який промисел креветок завдає супутнім видам, в тому числі занесеним до Червоної книги України. Однак встановлення ліміту обсягу видобутку на наступний рік для креветки вважаємо недоцільним. Насамперед це зумовлено відсутністю будь-яких науково обґрунтованих підходів до прогнозування рівня чисельності цього короткоциклічного виду із завчасністю на 12 місяців. Завдання ускладнюється тим, що основну частку популяції складають цьоголітки та однорічки, чисельність яких на другому році життя сильно скорочується внаслідок високого рівня природної смертності [24]. Гідрометеорологічні умови та інші фактори, які можуть сильно впливати як на рівень смертності, так і на відтворення популяції креветок в наступному році тим паче не можуть бути спрогнозовані.

Крім зазначених причин, встановленню лімітів вилову перешкоджає недосконала система обліку реальних уловів. В ході нашого перебування в бригадах рибалок виявилось, що статистика вилову далеко не повністю відображає реальні обсяги видобутку. За нашими оцінками, які засновані на даних про чисельність рибалок на узбережжі Каркінітської затоки, де відбувається найбільш масштабний промисел ятерями, загальне річне вилучення креветок в окремі роки може досягати 1000 т, що суттєво вище за статистичні дані (табл. 2.). Основна причина такого стану справ криється в проблемах, з якими рибалки стикаються при здаванні улову креветок на рибоприймальний пункт. Справа в тому, що для відправки креветок споживачам їх необхідно відразу після вилову піддати варінню у солоній воді та наступному швидкому заморожуванню. Для оформлення вилову згідно встановлених державою нормативів всі ці технологічні процеси можуть здійснюватися тільки на спеціально обладнаному та сер-

тифікованому підприємстві. На жаль, кількість таких відповідним чином обладнаних приймально-переробних цехів далеко відстає від потреб промислу. Відповідно, рибалки не мають можливості повністю легалізувати вилов та збут креветок. Для скорочення незареєстрованого вилову водних біоресурсів необхідно в цілому покращити систему обліку уловів рибодобувних підприємств.

В даній ситуації єдиним ефективним методом регулювання промислу є встановлення обмеження кількості знарядь лову і бригад рибалок на узбережжі. В останні роки у Режимі рибальства, який щорічно приймається урядом України, вказуються обмеження за кількістю ятерів та їхня мінімальна кількість на рибальську бригаду. Загальна кількість знарядь з 2020 р. встановлювалась в межах до 830 од., при цьому 65—70 % всіх знарядь виділяється підприємствам Херсонської обл. [16]. Як показала практика промислу останніх років, така кількість знарядь цілком забезпечує видобуток на оптимально-допустимому для популяції рівні. Органи рибохорони, які видають дозволи цим бригадам та контролюють їхню роботу на місцях промислу, мають повну можливість простежити за дотриманням цих вимог.

Слід враховувати, що популяція трав'яної креветки в українських водах доступна для промислу лише на деяких акваторіях, які охоплюють тільки частину її ареалу. Велика площа акваторій моря, його заток та лиманів, де мешкають креветки, знаходиться в межах заборонених для рибальства ділянок природно-заповідного фонду. Найбільш важливі для нагулу та розмноження креветок заповідні акваторії розташовані в Тендрівській та Ягорлицькій затоках, вздовж Кінбурнської коси та поблизу о-ва Джарилгач, а також в Тузовській групі лиманів. Креветки, що мігрують звідси, регулярно поповнюють промисловий запас, який може бути освоєний рибалками на дозволених для лову ділянках. Це надає біологічному ресурсу додаткової стійкості до надмірного впливу промислу.

Висновки

Незважаючи на інтенсифікацію промислу впродовж останніх років, в структурі популяції трав'яної креветки не відбувалось серйозних змін, які б вказували на надмірну експлуатацію цього ресурсу. Розмірно-масові характеристики креветок залишались практично незмінними в період досліджень, що свідчить про стабільність умов нагулу цих ракоподібних. В пробах з промислових уловів абсолютно домінували самки, що пояснюється селективністю знарядь лову. Для більш детального дослідження популяційної структури креветок необхідно проводити додаткові дослідження з використанням активних знарядь лову зі зменшеним вічком — 4—6 мм.

Оцінка стану популяції за допомогою моделі LBB також не виявила загрози зменшення запасу цього ресурсу при сучасному рівні експлуатації. Розрахована асимптотична довжина креветок в період 2017—2020 рр. зменшилась менше ніж на 1 %. Промислова смертність дещо пе-

ревищувала природну, проте коефіцієнт промислової експлуатації (B/B_{MSY}) склав 1,0, що вказує на те, що сучасне промислове вилучення компенсується високою відтворювальною здатністю популяції. Однак нарощування інтенсивності промислу може погіршити ситуацію.

В уловах креветкових ятерів був виявлений значний прилов молоді промислових видів риб та рідкісних видів, що занесені до Червоної книги України. Найбільш небажаним є значний прилов в ятері молоді бичкових та камбалових риб. В цілях зниження негативного впливу промислу креветок на молодь риб та інших гідробіонтів необхідна регуляція лову шляхом обмеження кількості креветкових ятерів та регламентації їхньої кон-струкції.

Поточний рівень видобутку в значній мірі залишається на допустимому рівні з причини того, що площа ділянок моря, на яких дозволено рибальство, складає невелику частину від ареалу креветок. На користь того, що популяція трав'яної креветки знаходиться в задовільному стані, говорить і той факт, що інтенсифікація промислу лише незначно відображається на розмірному складі та масових характеристиках особин цих безхребетних.

При збереженні існуючих обмежень за кількістю знарядь та щодо районів лову вплив промислу не може призвести до скорочення запасу креветок, і встановлення ліміту на їхнє вилучення не є доцільним. Останнє не може бути прийнято як міра регулювання промислу також з причини відсутності для цих короткоциклічних видів надійного прогнозу рівня запасу та його поповнення молоддю на наступний рік.

Список використаної літератури

1. Аносов С.Е. Характеристика фауны Decapoda Азово-Черноморского бассейна. Качественные и количественные изменения за последнее столетие : дис. ... канд. биол. наук. Москва : ВНИРО, 2016. 438 с.
2. Болтачев А.Р., Статкевич С.В., Карпова Е.П., Хуторенко И.В. Черноморская травяная креветка *Palaemon adspersus* (Decapoda, Palaemonidae): биология, промысел, проблемы. *Вопросы рыболовства*. 2017. Вып. 18, № 3. С. 313—327.
3. Буруковский Р.Н. Состав пищи креветки *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Crustacea Decapoda, Palaemonidae) в Каркинитском заливе Чёрного моря в сентябре 2016 г. *Мор. биол. журн.* 2019. Вып. 4, № 1. С. 12—23.
4. Замятина Е.А. Индивидуальная плодовитость травяной креветки (*Palaemon adspersus* Rathke, 1837) в разных районах Черноморского бассейна. *Труды Южного НИИ рыбного хозяйства и океанографии*. 2012. Вып. 50. С. 123—128.
5. Звіт ОдЦ ПівденНІРО. Оцінка стану запасів водних біоресурсів на шельфі Чорного моря та внутрішніх водоймах північно-західного Причорномор'я для визначення можливих лімітів і прогнозів допустимого вилову та розробка оптимальних режимів їх рибогосподарської експлуатації (№ держреєстрації 0116U005066). 2016. Одеса. 147 с.
6. Звіт ОдЦ ПівденНІРО. Біологічне обґрунтування до визначення лімітів і прогнозів допустимого вилову для водних біологічних ресурсів у Чорному морі та водоймах північно-західного Причорномор'я на 2023 рік. 2022. Одеса. 101 с.
7. Карпевич А.Ф., Бердичевский Л.С., Луконина Н.К., Малютин В.С. Результаты акклиматизации рыб и кормовых организмов в водоемах СССР. *Изв. Гос. НИИ озёр. реч. рыб. хоз-ва*. 1975. Вып. 103, № 5. С.

8. Кобякова З.И., Долгопольская М.А. Отряд десятиногие. Определитель фауны Черного и Азовского морей. Киев : Наук. думка, 1969. С. 269—307.
9. Макаров Ю.Н. Креветки Хаджибейского лимана и перспективы их использования : Материалы Всесоюз. конф. Киев, 1973. С. 103—109.
10. Макаров Ю.Н. Фауна Украины. Десятиногие ракообразные. Киев : Наук. думка, 2004. 430 с.
11. Режим рибальства в басейні Чорного моря у 2015 році. Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України № 509 від 30.12.2014 р.
12. Режим рибальства в басейні Чорного моря у 2016 році. Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України № 2 від 06.01.2016 р.
13. Режим рибальства в басейні Чорного моря у 2017 році. Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України № 5 від 18.01.2017 р.
14. Режим рибальства в басейні Чорного моря у 2018 році. Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України № 5 від 29.12.2017 р.
15. Режим рибальства в басейні Чорного моря у 2019 році. Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України № 6 від 09.01.2019 р.
16. Режим рибальства в басейні Чорного моря у 2020 році. Наказ Міністерства енергетики та захисту довкілля України № 85 від 13.02.2020 р.
17. Семик А.М., Замятина Е.А., Шляхов В.А. Современное состояние популяции травяной креветки в Джарылгачском и Каркинитском заливах. Тр. Южного НИИ рыбного хозяйства и океанографии. 2011. Вып. 49. С. 79—83.
18. Супрунович А. В., Макаров Ю. Н. Культивируемые беспозвоночные. Пищевые беспозвоночные: устрицы, гребешки, раки и креветки. Киев : Наук. думка. 1990. 261 с.
19. Чащин О.К. Чорноморські креветки та їх промисел. Науково-технічне забезпечення удосконалення шляхів та методів ведення рибного господарства в сучасних умовах : матеріали наук.-практ. семінара, м. Київ 9 черв. 2016 р. під час виставки «FishExpo-2016». Київ, 2016. С. 34—41.
20. Bilgin Sabri, Samsun Osman, Ozen Ozcan. Seasonal growth and reproduction biology of the Baltic prawn, *Palaemon adspersus* (Decapoda: Palaemonidae), in the southern Black Sea. *J. Marine Biological Association of the United Kingdom*. 2009. Vol. 89, N 3. P. 509—519.
21. FAO. Fishery and Aquaculture Statistics. Режим електронного доступу: <https://www.fao.org/fishery/en/global-search?q=statistics%20en&lang=en>
22. 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.
23. Garcia S.M., Ye Y., Rice J., Charles A. Rebuilding of Marine Fisheries Part I: Global Review. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. 2018. 630/1. Rome: FAO. 294 p.
24. Glamuzina L., Conides A., Prusina I. et al. Population structure, growth, mortality and fecundity of *Palaemon adspersus* (Rathke 1837; Decapoda: Palaemonidae) in the Parila Lagoon (Croatia, SE Adriatic Sea) with notes on the population management. *Turkish J. Fisher. Aqua. Sci*. 2014. Vol. 14, N 3. P. 677—687.
25. González-Ortegón E., Sargent P., Pohle G., Martínez-Lage A. The Baltic prawn *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae): first record, possible establishment, and illustrated key of the subfamily Palaemoninae in northwest Atlantic waters. *Aquat. Invasions*. 2015. Vol. 10, Iss. 3. P. 299—312.
26. Scarcella G., Data limited stock assessment models — Three Monte-Carlo methods based on MonteCarlo approaches. BlackSea4Fish Project — Online Presentation series. Online Presentation 22.12.2020.

Надійшла 15.02.2023

B.S. Hulak, Junior Researcher,
Odessa I.I. Mechnikov National University,
Dvoryanskaya str., 2, Odessa, 65082, Ukraine
gulak.bogdan94@gmail.com
ORCID 0000-0002-5991-3715

CURRENT STATE OF THE POPULATION AND FISHERY OF THE BALTIC PRAWN
PALAEMON ADSPERSUS RATHKE, 1837 (DECAPODA, PALAEMONIDAE) IN THE
NORTHWESTERN PART OF THE BLACK SEA

Data on the sex and size-mass composition of the Baltic prawn *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 population were obtained basing on the analysis of samples from 35 fyke net catches in the northwestern part of the Black Sea, in 2017—2020. A total of 4293 individuals were analyzed. Baltic prawn in the catches was represented by individuals of 20—65 mm length, and the bulk of them were individuals with a length of 40—50 mm. Their share was 52 % of the population. According to LBB model there was an increase in the level of relative fishing mortality from 0.7 to 1.2 during 2017—2020. Although the ratio of the current biomass to the biomass with the level ensuring the maximum sustainable yield (B/B_{MSY}) was equal to 1.0 in 2020. This corresponds to the optimal level of exploitation of the Baltic prawn resource in Ukrainian waters. The minimal allowed length of shrimp for fishing according to the model calculations should be 35 mm. Analysis of fyke nets catches revealed a large number of undersized commercial fish individuals in the bycatch and some species listed in the Red Book of Ukraine. The most negative feature of this fishery is the presence of undersized gobies, turbot and flounder in fyke nets catches. The current level of fishery cannot lead to overfishing of *P. adspersus* in Ukrainian waters. In order to reduce the negative impact of shrimp fishery on non-target species, it is necessary to regulate this fishing by the number of fishing gears limitation and their designs optimization. It was determined that it is advisable to limit the number of shrimps fyke nets at the level of about 800 units in Ukrainian waters.

Key words: shrimp, *Palaemon adspersus*, population structure, fishing optimization, bycatch.

УДК (574.34) [574.52 (574.583:584.587)] (556.115)

Є.В. СТАРОСИЛА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: jenua_star@ukr.net
ORCID 0000-0001-5366-7894

В.І. ЮРИШИНЕЦЬ, д. б. н., голов. наук. співроб., проф.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ciliator@ukr.net
ORCID 0000-0001-6310-7874

БАКТЕРІОПЛАНКТОН ТА БАКТЕРІОБЕНТОС ЯК ІНДИКАТОРИ ЕКОЛОГО-САНІТАРНОГО СТАНУ ВОДОЙМ ТА БЕЗПЕЧНОСТІ ВОДОКОРИСТУВАННЯ¹

Бактеріопланктон та бактеріобентос середньої та пригреблевої ділянок Київського водосховища, верхньої ділянки Канівського водосховища р. Дніпро, досліджений в липні 2021 р. в умовах аномально високих температур води та повітря, характеризувався високими показниками кількісного розвитку та локальними відмінностями. Середні показники чисельності бактеріопланктону були подібними (Київське водосховище — $14,4 \pm 6,2$ млн. кл/см³, Канівське водосховище — $17,6 \pm 1,4$ млн. кл/см³), при більшому діапазоні варіювання в Київському водосховищі. Чисельність бактеріобентосу була значно вищою на верхній ділянці Канівського водосховища ($26,5 \pm 6,2$ млрд. кл/г), ніж у Київському водосховищі ($8,8 \pm 5,6$ млрд. кл/г), при подібному діапазоні варіювання. Істотні відмінності виявлено у чисельності різних еколого-трофічних груп бактерій: евтрофні та оліготрофні бактерії у воді та донних відкладах були більш численними у Канівському водосховищі порівняно з Київським. Їхне співвідношення (ЕБ/ОБ) було <1 у Київському водосховищі та >1 — у Канівському. Це опосередковано свідчить про переважання легкодоступної органічної речовини на верхній ділянці Канівського водосховища в умовах точкових забруднень річкової ділянки, яка знаходиться в межах великого міста (м. Київ). Встановлено достовірну пряму позитивну залежність ($p < 0,01$) між чисельністю евтрофних бактерій у планктоні та бентосі і вмістом органічної речовини (за ПО). Згідно з екологічною класифікацією якості поверхневих вод, за показником чисельності планктонних евтрофних бактерій середня ділянка Київського водосховища відносилась до категорій вод «дуже добрі» — «задовільні», II, III класів якості, пригреблева ділянка — «погані» — «дуже погані», IV та V класів якості. Досліджені ділянки Канівського водосховища відповідали категорії вод «дуже погані», V класу якості. Вміст потенційно патоген-

¹ Роботу виконано за рахунок бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень (КПКВК 6541230)».

Ц и т у в а н н я: Старосила Є.В., Юришинець В.І. Бактеріопланктон та бактеріобентос як індикатори еколого-санітарного стану водойм та безпечності водокористування. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 4. С. 65—80.

них мікроорганізмів був найвищим у пригреблевій ділянці Київського водосховища (основні складові — *Escherichia coli* і колиформні бактерії, та бактерії р. *Staphylococcus*) та у затоці Оболонь Канівського водосховища (бактерії р. *Enterococcus*).

Ключові слова: бактеріопланктон, бактеріобентос, санітарно-показові мікроорганізми, біологічна індикація, водосховища.

Провідне біогеохімічне значення бактерій у прісноводних екосистемах полягає у визначальній ролі цих мікроорганізмів у регенерації та мобілізації біогенних елементів у харчових мережах, участі водних бактерій у перетвореннях більшості біологічно активних речовин у цих системах [24]. Ключова позиція бактерій не просто впливає з їхньої ролі у деградації та мінералізації органічних речовин до неорганічних складових, але є результатом продукування ними біомаси та трофічного зв'язку з еукаріотними хижаками, адже бактерії є важливим компонентом кормової бази різноманітних груп безхребетних тварин [17, 18, 21, 28]. Ще одна важлива роль водних бактерій полягає у тому, що серед них є цілий ряд видів, які здатні викликати захворювання гідробіонтів, навколоводних тварин та людини [7, 30].

У зв'язку з провідною роллю бактерій в гідроекосистемах та здатністю прокаріот швидко реагувати на зміни провідних абіотичних і біотичних чинників, антропогенне забруднення, пропонується використовувати різні кількісні та якісні показники бактеріопланктону та бактеріобентосу як індикаторні для встановлення еколого-санітарного стану водних об'єктів різного типу [27]. Показники чисельності потенційно патогенних та патогенних мікроорганізмів свідчать про загрозу безпечності комплексного водокористування і унормовані національним та міжнародним законодавством (<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0379-96#Text>, <http://www.cawater-info.net/bk/improvement-irrigated-agriculture/files/sanpin-4630-88.pdf>, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX:32006L0007>) [6, 16, 19, 30].

Сучасна р. Дніпро на значному протязі своєї течії є каскадом водосховищ, які були утворені в різний час та є сильно трансформованими водним об'єктами, що взаємодіють між собою і характеризуються різним ступенем проточності, рівневим режимом, водообміном. Створення водосховищ змінило ландшафт долини річки, а регулювання ними водного стоку змінило природний гідрологічний та гідрохімічний режим Дніпра [1, 10, 14, 29].

Після всебічних досліджень на етапі формування та становлення екосистем, з 2010-х років мікробіологічні дослідження водосховищ мали фрагментарний характер [2, 4, 5, 9, 12, 15].

Беручи до уваги визначальну роль Дніпра та його водосховищ у забезпеченні потреб України у прісній воді, розуміння провідної біотичної ролі мікроорганізмів у формуванні якості води та умов існування гідробіонтів, дослідження сучасного стану угруповань водних бактерій в умовах зарегульованого стоку та комплексного водокористування є необхідним та актуальним.

Метою роботи стало встановлення кількісних та якісних характеристик угруповань бактеріопланктону і бактеріобентосу деяких ділянок Київського та Канівського водосховищ р. Дніпро, виявлення особливостей динаміки індикаторних показників, які характеризують водні об'єкти, у взаємозв'язку з еколого-санітарними умовами та локальними особливостями.

Матеріал і методика досліджень

Наведено результати дослідження, проведеного у липні 2021 р. на середній та пригреблевій ділянках Київського водосховища, верхній ділянці Канівського водосховища, його заток, що розташовані в межах м. Києва.

У межах Київської та Чернігівської областей України знаходиться верхнє за розташуванням у каскаді та утворене греблею Київської ГЕС Київське водосховище. Окрім Дніпра у водосховище впадають річки Прип'ять, Тетерів, Ірпінь [1, 14]. Відзначається вагом роль поверхневого стоку у формуванні його гідрохімічного режиму, а саме: розподіл притоку води з верхнього Дніпра, Прип'яті і, у меншому ступені, Тетерева має переважно природний характер [9, 12].

Матеріалом досліджень були відібрані з поверхневих шарів проби води та донних відкладів на ділянках біля: с. Страхолісія (прикордонний пункт), с. Сухолуччя (урочище Акація), сіл Глібівка і Козаровичі (рис. 1). Температура води у період досліджень коливалась у межах 27,8—29,9 °С, вміст органічної речовини за перманганатною окиснюваністю (ПО) — 16,5—17,8 мг О/дм³.

У межах Київської і Черкаської областей України розташовано друге за течією на Дніпрі та наймолодше у каскаді водосховищ, що створені на ньому, — Канівське водосховище. Найбільшою притокою Дніпра, що впадає у Канівське водосховище, є р. Десна, значно менші річки: ліва притока — Трубіж та права — Стугна [1, 12]. Гідрохімічний режим верхньої ділянки обумовлюється стоком Київського водосховища та р. Десни, також вагоме значення антропогенного чинника через внесення стічних вод промислових і комунальних підприємств м. Києва [12].

Матеріалом досліджень слугували відібрані з поверхневих шарів проби води та донних відкладів на ділянках заток Собаче Гирло і Оболонь (правий берег), русловій ділянці нижче Північного мосту (лівий берег) (див. рис. 1). Температура води у період досліджень становила 28,9—30,1 °С, вміст органічної речовини за ПО — 18,0—20,1 мг О/дм³.

Донні відклади на досліджених ділянках різнились: на ділянках Київського водосховища вони були представлені чорними мулами, у затоках Собаче Гирло та Оболонь верхньої частини Канівського водосховища — відповідно чорними мулами та чорними мулами з рештками моллюсків, на русловій ділянці — піском.

Водні об'єкти характеризуються різним гідрологічним режимом, гідроморфологією та характером берегової лінії, наявністю населених пунктів, фізико-хімічними параметрами води та донних відкладів та зазнають

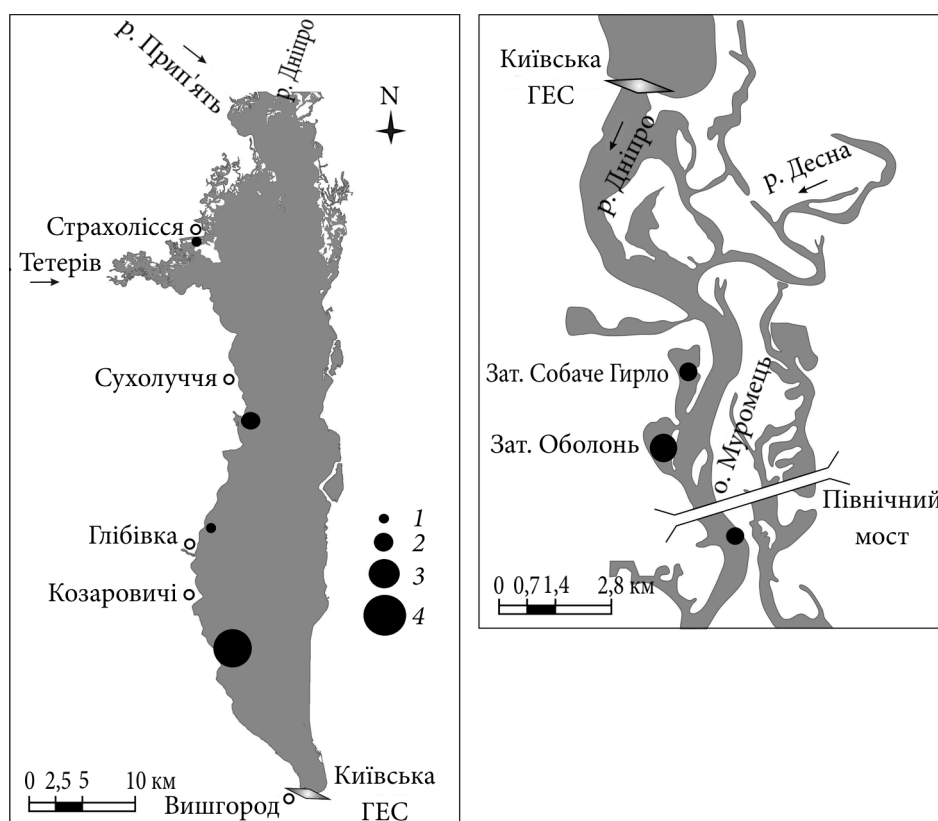


Рис. 1. Карта-схема регіону досліджень зі станціями відбору проб та розподіл санітарно-показових бактерій: 1 — від 1 до 2; 2 — від 15 до 30; 3 — від 40 до 50; 4 — від 180 до 200 тис. КУО/100 см³

різнофакторного антропогенного тиску, включно з точковим і дифузним забрудненням та рекреаційним навантаженням [2, 9, 12].

Для вивчення структурних параметрів угруповання бактерій та метаболічної активності клітин (цілісності цитоплазматичної мембрани) готували препарати на чорних полікарбонатних мембранних фільтрах Millipore з діаметром пор 0,22 мкм. Чисельність бактеріопланктону (ЧБП), бактеріобентосу (ЧББ) та клітин з ушкодженою цитоплазматичною мембраною визначали методом прямого підрахунку, фарбуючи препарати відповідно флуорохромами DAPI і пропідіум йодид [23]. Дослідження проводили з використанням епіфлуоресцентного мікроскопа Axio Imager A1 фірми Zeise (об'єктив x100, окуляр x10) на базі центру колективного користування приладами Інституту гідробіології НАН України.

Кількість евтрофних (сапротрофних, ЕБ) та оліготрофних бактерій (ОБ) у воді і донних відкладах визначали шляхом культивування проб відповідно на рибо-пептонному агарі та голодному агарі, що містить 25 мг/м³ живильного агару Діфко [8].

Для досліджень санітарно-бактеріологічного забруднення води по-сіви відібраного матеріалу здійснювали на набори підложок сухого живильного середовища Dry Filter™ (фірми Himedia). В їхню основу покладено використання хромогенних субстратів задля швидкої ідентифікації характерних бактеріальних ензимів за рахунок відповідного забарвлення колоній. Проби води фільтрували через стерильні білі мембранні фільтри Millipore з діаметром пор 0,45 мкм. Інкубували чашки Петрі зі зразками в умовах, вказаних у технічній документації до наборів (<https://www.himedialabs.com/intl/en/products/Microbiology/Ready-prepared-Media-DriFilter%E2%84%A2-Membrane-Nutrient-Pad-Media/100000179>). Інтерпретацію результатів здійснювали шляхом прямого підрахунку кількості колоній утворюючих одиниць у перерахунку на об'єм профільтрованої проби (КУО/100 см³).

Для виявлення, виділення та підрахунку у досліджуваній воді санітарно-показових мікроорганізмів використовували: для кишкової палички та інших коліформних бактерій — агар М-Ендо (набір MF 010); для деяких Гр-позитивних та Гр-негативних бактерій — універсальне хромогенне середовище (набір MF 018); для сальмонел — хромогенне середовище (набір MF 020); для бактерій, що ферментують лактозу в кишківнику — середовище з типолем (набір MF 015); для кишкових ентерококів — жовчно-ескуліновий агар з азидом натрію та середовище Сланець—Бартлі (набори MF 004 та 022); для стафілококів — середовище Чапмена—Стоуна (набір MF 008); для псевдомонад — середовище з цетримідом (набір MF 007).

Для отримання уявлення про трофічну структуру мікробоценозу вивчали співвідношення між кількістю бактерій, що ростуть на поживних середовищах з різною концентрацією та якісним складом органічної речовини (ЕБ/ОБ). Також для оцінки еколого-санітарного стану визначали відсоткову частку евтрофних бактерій у воді та донних відкладах у загальній чисельності бактеріопланктону та бактеріобентосу, відповідно (ЕБ/ЧБП і ЕБ/ЧББ). Для характеристики фекального забруднення води визначали колі-індекс (вміст *Escherichia coli* у перерахунку на 1 дм³) [8, 13, 20, 25].

Санітарний стан досліджених ділянок водосховища був охарактеризований на основі використання кількісних показників вмісту у воді санітарно-показових мікроорганізмів за категорією водокористування — місця для купання, спорту та відпочинку населення, а також водойми в межі населених пунктів, що регламентовані у Державних санітарних правилах і нормах (СанПіН № 4630-88, МОЗ України № 173 від 19.06.1996) (<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0379-96#Text>, <http://www.cawater-info.net/bk/improvement-irrigated-agriculture/files/sanpin-4630-88.pdf>) та відповідно до Директиви 2006/7/ЕС щодо якості води для купання від 15.02.2006 р. (Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC) (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX:32006L0007>).

Статистичну обробку та візуалізацію даних виконано із застосуванням табличного процесору MS Excel 2016 та пакету програм PAST 4.03 (Paleontological Statistics Software system) [22].

Результати досліджень та їх обговорення

Київське водосховище. Бактеріопланктон. Чисельність бактеріопланктону у водосховищі коливалась у межах від 10,8 до 23,8 млн. кл/см³ (в середньому 14,5±6,2) (рис. 2, а). На 75 % досліджених ділянок величини ЧБП були подібними і становили в середньому 11,3±0,7 млн. кл/см³, окрім ділянки біля с. Сухолуччя, очевидно через вплив вод р. Тетерів. Підвищену чисельність бактеріопланктону у Тетерівській затоці спостерігали і раніше [2, 9]. Чисельність бактерій з ушкодженою цитоплазматичною мембраною (мертві мікроорганізми) у воді ділянок Київського водосховища становила 0,9—1,5 млн. кл/см³, що складало від 6,4 до 11,6 % (в середньому 8,9±2,2 %) чисельності бактеріопланктону (див. рис. 2, а). Подібно ЧБП, винятком була ділянка водосховища біля с. Сухолуччя, де функціонування мікроорганізмів регулював вплив вод р. Тетерів.

Кількість евтрофних бактерій у воді досліджених ділянок варіювала від 2,4 до 115,6 тис. кл/см³ (рис. 3, а). Кількість оліготрофних бактерій становила від 4,2 до 71,6 тис. кл/см³. Відмічено тенденцію до збільшення кількості ЕБ та ОБ від середньої до пригреблевої ділянок водосховища.

Відомо, що у водоймах зі зростанням вмісту доступної органічної речовини чисельність евтрофних бактерій може різко збільшуватись, що є непрямим показником забруднення та евтрофування природних вод. Збільшення кількості оліготрофних бактерій у воді опосередковано свідчить про зростання вмісту біохімічно стійких органічних сполук, зокрема і внаслідок поступової мінералізації речовин фітогенного походження [3, 4, 9, 15, 21, 25, 26].

Доля евтрофних бактерій у складі бактеріопланктону коливалась у межах 0,02—1,04 % (в середньому 0,41 %). За умовною класифікацією [9, 13] такі величини співвідношення ЕБ/ЧБП характеризують стан води середньої ділянки водосховища як «чиста», пригреблевої — «брудна».

Відношення ЕБ/ОБ, яке опосередковано визначається якістю органічної речовини та характеризує трофність водойм [3, 8, 25, 26], у водосховищі змінювалось від 0,2 до 1,6 (в середньому 0,8) (рис. 4). Більшість досліджених ділянок водосховища характеризувались переважанням оліготрофних бактерій (ЕБ/ОБ<1,0). Лише на пригреблевій ділянці (біля с. Козаровичі) евтрофні бактерії переважали над оліготрофними (ЕБ/ОБ>1,0), що свідчить про наявність у воді значної кількості легкоокиснюваної органічної речовини. Окрім накопичення органічної речовини у воді водосховища від середньої до пригреблевої ділянок, можна припустити також вилив стоку р. Ірпінь.

За величинами чисельності евтрофних бактерій, відповідно до системи комплексної оцінки якості поверхневих вод [11], на середній ділянці водосховища за станом вод реєстрували ІІ клас, 2-гу категорію — «дуже добрі» та ІІІ клас, 4-ту категорію — «задовільні». На пригреблевій ділянці

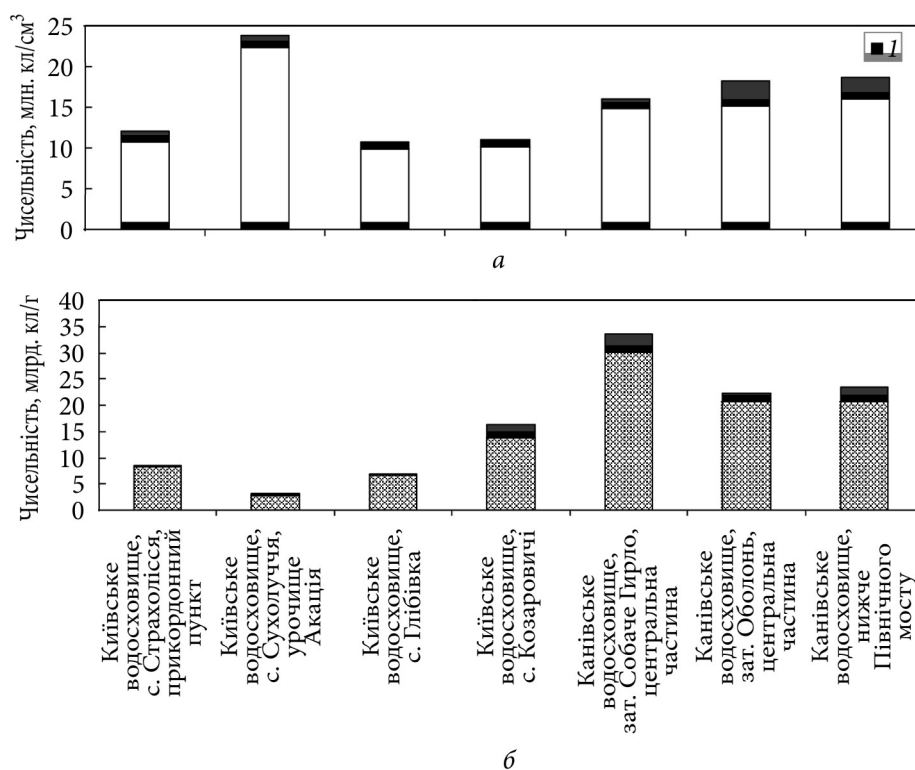


Рис. 2. Чисельність бактеріопланктону (а) та бактеріобентосу (б), а також бактерій з ушкодженою цитоплазматичною мембраною (І) досліджених ділянок Київського та Канівського водосховищ

фіксували IV клас, 6-ту категорію стану вод — «погані» та V клас, 7-му категорію — «дуже погані». За ступенем чистоти (забрудненості) середня ділянка відповідала категоріям «чисті» — «слабко забруднені», пригреблева ділянка — «брудні» — «дуже брудні».

Антропогенний вплив на водний об'єкт внаслідок надходження терригенного стоку, каналізаційних та стічних вод змінює якість поверхневих вод не лише через забруднення та евтрофування, вода також може стати джерелом надходження до організму людини умовно-патогенних та патогенних бактерій, які здатні викликати захворювання різної етимології. Кількість санітарно-показових бактерій у воді водосховища коливалася від 1,1 до 180,3 тис. КУО/100 см³ (див. рис. 1). У всіх досліджених зразках води були відсутні *Pseudomonas aeruginosa* та *Proteus mirabilis*. Найбільше різноманіття представників потенційно патогенних мікроорганізмів та їхню кількість спостерігали на ділянці біля с. Козаровичі (рис. 5). По всій акваторії водосховища кількість коліформних бактерій у складі санітарно-показових мікроорганізмів становила від 1,1 до 12,9 тис. КУО/100 см³. Не фіксували перевищень за санітарно-мікробіологічними нормами чисельності *E. coli* на ділянках водосховища біля сіл Страхолисія

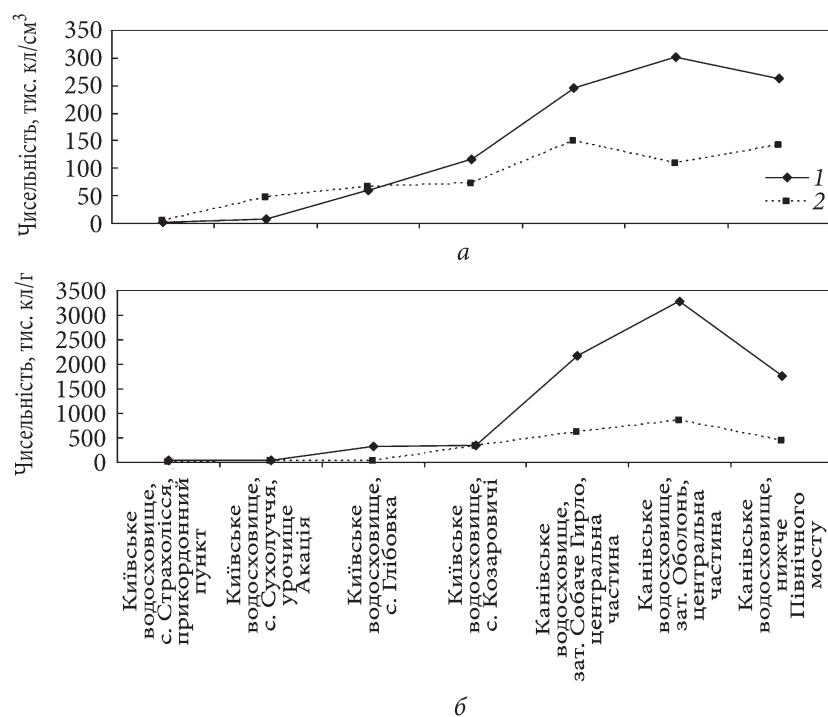


Рис. 3. Чисельність евтрофних (1) і оліготрофних бактерій (2) у воді (а) та донних відкладах (б) досліджених ділянок водосховищ (вздовж течії з півночі на південь)

та Глібівка. На ділянках біля сіл Сухолуччя та Козаровичі, де коли-індекси становили відповідно 9000 та 59 500, кількість кишкової палички перевищувала умовну норму відповідно у 1,8 та 11,9 разів. Також на цих ділянках відзначали значну кількість стафілококів. Вміст цієї групи бактерій у воді хоч і не нормується законодавством, але вона включає патогенних та умовно-патогенних представників, які супроводжують харчове отруєння, інфекції шкіри і слизових оболонок, інші захворювання людей [7]. Виявлена кількість фекальних ентерококів, які також індукують нещодавнє надходження фекалій в оточуюче середовище, на всіх ділянках була в межах норми, не перевищуючи 400 КУО в 100 см³ (відповідно до норм Європейського Союзу — Директива 2006/7/ЕС).

Бактеріобентос. На досліджених ділянках водосховища чисельність бактеріобентосу змінювалась у межах від 3,2 до 16,4 млрд. кл/г (в середньому 8,8±5,6) (див. рис. 2, б). Кількість мертвих бактерій у донних відкладах водосховища становила 0,2—2,7 млрд.кл/г, що складало від 2,8 до 16,5 % (в середньому 9,2±5,9 %) чисельності бактеріобентосу. Найвищу абсолютну чисельність та відносну частку мертвих клітин відмічено для пригреблевої ділянки (біля с. Козаровичі).

Кількість ЕБ у донних відкладах досліджених ділянок варіювала від 35,6 до 348,0 тис. кл/г, а ОБ — від 5,4 до 333,0 тис. кл/г (див. рис. 3, б). Чисельність евтрофних бактерій зростала від середньої до пригреблевої



Рис. 4. Відношення чисельності евтрофних до оліготрофних бактерій у воді (1) та донних відкладах (2) досліджених водосховищ (літо, 2021 р.)

ділянки водосховища. Найбільшу кількість оліготрофних бактерій також спостерігали на ділянці, що знаходиться найближче до греблі Київської ГЕС (ділянка біля с. Козаровичі).

Співвідношення ЕБ/ОБ у донних відкладах змінювалось від 1,0 до 18,7 (в середньому 7,1), що вказує про переважання у бактеріобентосі водосховища евтрофних бактерій, а отже — легкоокиснюваної органічної речовини (див. рис. 4).

Відсоткове відношення чисельності евтрофних бактерій до чисельності бактеріобентосу було у межах 0,0004—0,0046 % (в середньому 0,0021 %). За умовною класифікацією [20] індекс ЕБ/ЧББ характеризує стан водосховища як «норма».

Канівське водосховище. Бактеріопланктон. На досліджених ділянках водосховища ЧБП змінювалась у межах від 16,0 до 18,7 млн. кл/см³ (див. рис. 2, а). Тобто, величини чисельності бактерій у воді різних ділянок верхньої частини водосховища були подібними і становили в середньому 17,6±1,4 млн. кл/см³. Кількість бактерій з ушкодженою цитоплазматичною мембраною у воді складала 1,1—3,0 млн. кл/см³, що становило від 6,9 до 16,5 % (в середньому 12,6±5,0 %) чисельності бактеріопланктону.

Чисельність евтрофних бактерій у воді досліджених ділянок варіювала від 244,8 до 302,4 тис. кл/см³ (див. рис. 3, а). Кількість оліготрофних бактерій становила від 107,6 до 148,0 тис. кл/см³. По акваторії верхньої частини водосховища у цей спекотний період з високими температурами повітря та води спостерігали високі величини чисельності представників як евтрофних, так і оліготрофних бактерій при незначному варіюванні вмісту цих груп на різних ділянках, в середньому відповідно 270,1±29,4 та 132,4±21,7 тис. кл/см³.

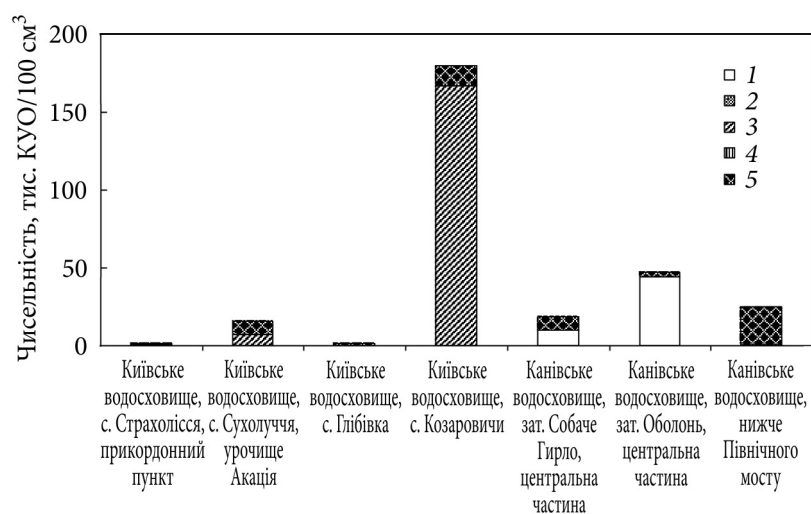


Рис. 5. Розподіл санітарно-показових бактерій у водній товщі Київського та Канівського водосховищ влітку 2021 р.: 1— *Enterococcus faecalis*; 2 — *Pseudomonas aeruginosa*; 3 — *Staphylococcus aureus*; *St. epidermidis*; 4 — *Salmonella* spp.; 5 — *E. coli* і коліформні бактерії

Доля ЕБ у складі бактеріопланктону складала 1,41—1,66 % (в середньому 1,53 %) , що характеризує стан води за цим показником як «брудна».

Внаслідок істотного переважання у бактеріопланктоні верхньої частини Канівського водосховища евтрофних бактерій, співвідношення ЕБ/ОБ складало від 1,7 до 2,8 (в середньому 2,1) (див. рис. 4), що свідчить про процеси евтрофування та накопичення органічної речовини у водоймі, яка знаходиться в межах великого міста.

За системою комплексної оцінки якості поверхневих вод [11], на всіх досліджених ділянках Канівського водосховища у цей період за показниками чисельності евтрофних бактерій спостерігали стан вод, що відповідав V класу 7-ї категорії — «дуже погані», за ступенем чистоти вод — «дуже брудні».

Вміст санітарно-показових бактерій у воді досліджених ділянок водосховища складав від 18,3 до 46,8 тис. КУО/100 см³ (див. рис. 1). Найбільшу кількість умовно-патогенних бактерій на верхній ділянці Канівського водосховища відмічено для затоки Оболонь (див. рис. 5). На всіх ділянках водосховища фіксували перевищення чисельності кишкової палички за санітарно-мікробіологічними нормами у 1,0—16,0 разів, а колііндекс складав від 5000 до 80 000. Також по акваторії водосховища реєстрували значну (2,4—24,7 тис. КУО/100 см³) кількість коліформних бактерій, які можуть вказувати на нещодавнє фекальне забруднення води. Кількість *Enterococcus faecalis* у воді водосховища перевищувала норму у 1,5—111,0 разів (в середньому у 46,0). Найвищі величини цього показника відмічали також у затоці Оболонь.

Бактеріобентос. На досліджених ділянках водосховища ЧББ варіювала від 22,3 до 33,6 млрд. кл/г (в середньому $26,5 \pm 6,2$) (див. рис. 2, б). Найвищі показники реєстрували у детритних мулах затоки Собаче Гирло. Кількість мертвих бактерій у донних відкладах ділянок водосховища становила 1,7—3,4 млрд. кл/г, що складало від 7,4 до 11,5 % (в середньому $9,6 \pm 2,1$ %) чисельності бактеріобентосу.

Чисельність евтрофних бактерій у донних відкладах досліджених ділянок складала від 1771,0 до 3292,0 тис. кл/г, оліготрофних бактерій — від 440,0 до 838,0 тис. кл/г (див. рис. 3, б). Просторовий розподіл величин ЕБ та ОБ був подібним, що може свідчити про узгоджену залежність розвитку мікроорганізмів еколого-трофічних груп від якості автохтонної та алохтонної органічної речовини у донних відкладах.

Співвідношення ЕБ/ОБ у донних відкладах було 3,6—4,0 (в середньому 3,8), що свідчить про домінування у бактеріобентосі водосховища евтрофних бактерій (див. рис. 4). Абсолютні та відносні показники чисельності ЕБ вказують на значну кількість депонованої легкодоступної органічної речовини у донних відкладах, причиною чого може бути суттєве антропогенне евтрофування поверхневих вод в межах м. Києва.

Екологічна ситуація на верхній ділянці водосховища, оцінена за індексом ЕБ/ЧББ [20], демонструє «норму» на всіх ділянках, окрім затоки Оболонь, що опинилась в категорії «стан ризику».

Порівняння досліджених мікробіологічних характеристик двох водосховищ показало істотне переважання показників кількісного розвитку евтрофних та оліготрофних груп бактерій у воді верхньої ділянки Канівського водосховища на тлі близьких співмірних показників чисельності бактеріопланктону водосховищ. Вивчені кількісні показники розвитку бактеріобентосу були значно вищими на верхній ділянці Канівського водосховища порівняно з Київським. Особливо істотним було переважання чисельності евтрофних та оліготрофних бактерій (більше ніж в 10 та 6 разів, відповідно). Розподіл певних груп умовно патогенних бактерій носив локальний характер, з найвищими сукупними показниками чисельності на ділянці біля с. Козаровичі (пригреблева ділянка Київського водосховища) та у затоці Оболонь (верхня ділянка Канівського водосховища). Індикаторні співвідношення засвідчують умовно кращу екологічну ситуацію на середній ділянці Київського водосховища порівняно з пригреблевою ділянкою та верхньою ділянкою Канівського водосховища в межах м. Києва.

Усі досліджені абіотичні параметри (прозорість, рН, температура води, вміст кисню у воді, азоту амонійного, нітритного, нітратного, фосфору фосфатів, перманганатна окиснюваність (ПО), дихроматна окиснюваність (ДО), співвідношення ПО/БО) [12] спільно з мікробіологічними показниками, які описано вище, були проаналізовані методом кореляційного аналізу за Спірменом. Виявлена достовірна кореляція дозволяє встановити закономірності та тенденції взаємозалежності провідних абіотичних чинників та показників, що характеризують прокаріотичну мікробіоту.

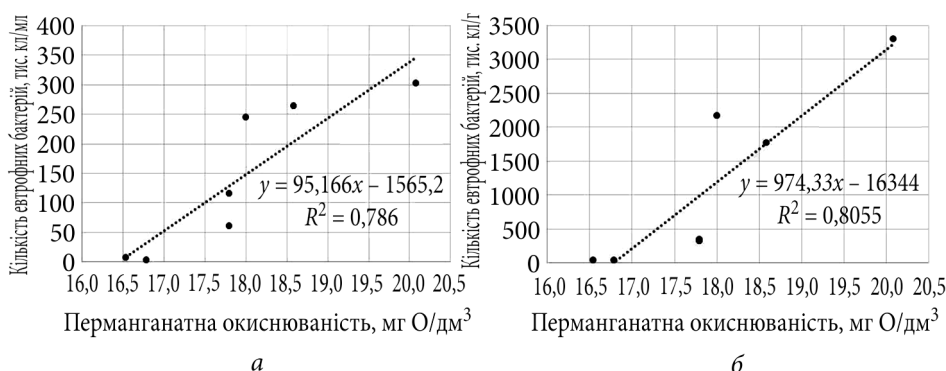


Рис. 6. Залежність кількості евтрофних бактерій в планктоні (а) та бентосі (б) від вмісту органічної речовини у воді (за ПО, мг О/дм³) досліджених ділянок водосховищ

Встановлено достовірну позитивну кореляцію між концентрацією органічної речовини, визначеною за показником перманганатної окиснюваності, та кількістю евтрофних бактерій в планктоні ($r_s = 0,95, p < 0,01$) (рис. 6, а) та бентосі ($r_s = 0,91, p < 0,01$) (рис. 6, б). Тобто, попри істотні величини вмісту органічної речовини у воді (16—20 мг О/дм³), спостерігалось узгоджене варіювання кількості евтрофних бактерій та величини ПО. Тісні зв'язки підтверджують гіпотезу про забруднення водосховищ неочищеними або частково очищеними побутовими та стічними водами, теригенним стоком з берегів (випас худоби, сільськогосподарська діяльність, рекреація населення тощо) та урбанізованих територій.

Також виявлено зв'язок між вмістом амонійного азоту та чисельністю деяких груп потенційно патогенних бактерій. Попри те, що зазвичай зростання вмісту амонійного азоту свідчить про надходження до водойми недостатньо очищених стоків з високим вмістом сечовини, кількість *E. coli* та *Klebsiella* spp. достовірно знижувалась (рис. 7).

Досліджені нами водосховища з різною інтенсивністю вивчалися мікробіологами протягом майже всього періоду їхнього існування. Порівняння сучасних величин кількісних показників розвитку бактеріопланктону з даними минулих періодів показало істотне зростання чисельності бактерій протягом останніх 20 років [4, 5, 9, 12, 15]. Чисельність бактерій у воді співмірна з показниками природних угруповань бактеріопланктону до зарегулювання р. Дніпро [2].

Аномально висока температура води досліджених ділянок (28—30 °С) сукупно з високою температурою атмосферного повітря (31—37 °С) створили сприятливі умови для чисельного розвитку евтрофних бактерій, кількість яких в десятки разів перевищувала величини, які реєстрували в літні періоди за нижчих температур [12, 15]. Цьому також сприяло істотне погіршення якості води в цей період, засвідчене Держводагентством України (Міжрегіональним офісом захисних масивів дніп-

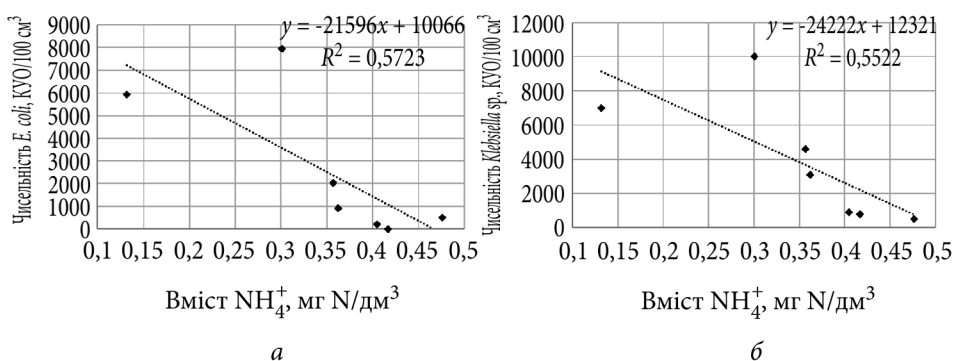


Рис. 7. Залежність кількості бактерій *E. coli* (а) та *Klebsiella* spp. (б) від вмісту амонійного азоту (мг N/дм³) у воді досліджених ділянок водосховищ

ровських водосховищ) (<https://mozmdv.gov.ua/wp-content/uploads/2022/02/7.06.2021-07.2021-SAJT.pdf>).

Таким чином, відмінності у кількісних показниках розвитку угруповань бактеріопланктону та бактеріобентосу засвідчують несхожість умов існування цих угруповань та інших груп гідробіонтів, які формуються у системі двох гідрологічно взаємодіючих водосховищ на великій рівнинній річці. Реакція угруповань бактерій у воді та донних відкладах, що полягала у відповідному зростанні чисельності певних структурних складових, відображає підвищення інтенсивності функціонування у відповідь на органічне забруднення різної природи та складу.

Наявність у досліджених зразках індикаторних груп умовно-патогенних та патогенних мікроорганізмів засвідчує потенційну небезпеку комплексного використання водойм на деяких ділянках водосховищ (пригреблева ділянка Київського водосховища, затока Оболонь Канівського водосховища).

Висновки

Бактеріопланктон та бактеріобентос середньої та пригреблевої ділянок Київського водосховища, верхньої ділянки Канівського водосховища р. Дніпро, досліджений у липні 2021 р. в умовах аномально високих температур води та повітря, характеризувався високими показниками кількісного розвитку та локальними відмінностями. Середні показники чисельності бактеріопланктону були подібними (Київське водосховище — $14,4 \pm 6,2$ млн. кл/см³, Канівське водосховище — $17,6 \pm 1,4$ млн. кл/см³), при більшому діапазоні варіювання в Київському водосховищі. Чисельність бактеріобентосу була значно вищою на верхній ділянці Канівського водосховища (в середньому $26,5 \pm 6,2$ млрд. кл/г), порівняно з Київським водосховищем (в середньому $8,8 \pm 5,6$ млрд. кл/г), при подібному діапазоні варіювань.

Істотні відмінності виявлені у чисельності різних еколого-трофічних груп бактерій води та донних відкладів: евтрофні та оліготрофні бактерії

були більш чисельними у Канівському водосховищі, ніж у Київському. Їхнє співвідношення було >1 у Канівському порівняно з Київським водосховищем ($ЕБ/ОБ < 1$). Це опосередковано свідчить про переважання легкодоступної органічної речовини на верхній ділянці Канівського водосховища в умовах точкових забруднень річкової ділянки, яка знаходиться в межах великого міста (м. Київ).

Встановлено достовірну пряму позитивну залежність ($p < 0,01$) між чисельністю евтрофних бактерій у воді та донних відкладах і вмістом органічної речовини (за ПО).

Згідно з екологічною класифікацією якості поверхневих вод, за показником чисельності планктонних евтрофних бактерій середня ділянка Київського водосховища відносилась до категорій «дуже добрі» — «задовільні», II, III класів якості; пригреблева ділянка — «погані» — «дуже погані», IV та V класів якості. Досліджені ділянки Канівського водосховища відповідали категорії «дуже погані», V класу якості.

Вміст потенційно патогенної мікрофлори був найбільшим у пригреблевій ділянці Київського водосховища (основні складові — *E. coli* і коліформні бактерії та бактерій р. *Staphylococcus*) та у затоці Оболонь Канівського водосховища (бактерії р. *Enterococcus*).

Список використаної літератури

1. Водний фонд України: Штучні водойми — водосховища і ставки: Довідник / За ред. В.К. Хільчевського, В.В. Гребеня, В.А. Сташук, О.В. Чунарьов, О.Є. Ярошевич. Київ : Інтерпрес ЛТД, 2014. 164 с.
2. Гак Д.З. Бактериопланктон и его роль в биологической продуктивности водохранилищ. Москва : Наука, 1975. 251 с.
3. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов / Под ред. В.Д. Романенко. Киев : Наук. думка, 1993. 328 с.
4. Головка Т.В., Багнюк Л.И. Пространственно-временная характеристика бактериопланктона верхней части Каневского водохранилища. *Гидробиол. журн.* 2009. Т. 45, № 4. С. 73—81.
5. Головка Т.В., Якушин В.М., Тронько Н.И. Особенности функционирования бактериопланктона верхнего участка Каневского водохранилища на современном этапе его существования. *Там же.* 2010. Т. 46, № 5. С. 90—101.
6. Жадан Т.О., Грек А.М., Шевцова О.О. та ін. Мікробіологічне забруднення водних джерел та проблеми його контролю. *Системи обробки інформації.* 2007. Т. 65, № 7. С. 109—115.
7. Медична мікробіологія, вірусологія та імунологія; за ред. В.П. Широбокова. Вінниця : Нова Книга, 2021. 920 с.
8. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
9. Михайленко Л.Е. Бактериопланктон днепровских водохранилищ. Киев : Ин-т гидробиологии НАН Украины, 1999. 300 с.
10. Романенко В.Д. Основи гідроекології. Київ : Генеза, 2004. 664 с.
11. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксюк О.П. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. Київ : Мінекоресурсів України, 2001. 48 с.
12. Романенко В.Д., Якушин В.М., Щербак В.І. та ін. Біорізноманіття та біоресурсний потенціал екосистем дніпровських водосховищ в умовах кліматичних змін і розвитку біологічної інвазії. Київ : Наук. думка, 2019. 255 с.

13. Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Ленинград : Наука, 1985. 295 с.
14. Словник-довідник з екології: Навч.-метод. посіб.; за ред. О.Г. Лановенко, О.О. Остапішина. Херсон, 2013. 225 с
15. Якушин В.М., Головка Т.В., Каленіченко К.П., Лінчук М.І. Оцінка процесів формування якості води на Київській ділянці Канівського водосховища за деякими гідрохімічними та мікробіологічними показниками. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2004. Т. 6. С. 267—272.
16. Ashbolt N.J. Microbial contamination of drinking water and human health from community water systems. *Curr. Environ. Health Rep.* 2015. Vol. 2, N 1. P. 95—106.
17. Cole J., Findlay S., Pace M. Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*. 1988. Vol. 43, N 1—2. P. 1—10.
18. Cotner J.B., Biddanda B.A. Small players, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems*. 2002. Vol. 5, N 2. P.105—121.
19. Crabtree K.D., Gerba C.P., Rose J.B. et al. Waterborne adenovirus: a risk assessment. *Water Sci. Technol.* 1997. Vol. 35, N 11—12. P. 1—6.
20. Dzyuban A.N., Kosolapov D.B., Kuznetsov I.A. Microbiological processes in bottom sediments of the Rybinsk Reservoir and Lake Pleshcheyevo as factor forming the quality of aquatic environment. *Hydrobiol. J.* 2005. Vol. 41, № 6. С. 78—84.
21. Górnjak D., Olejnik G., Świątecki A. Refraction of bacterioplankton of lakes surrendered reclamation and biomanipulation. *Acta Universitatis N. Copernici. Prace Limnologiczne XXIII — Nauki Matematyczno-Przyrodnicze*. Toruń, 2003. Zeszyt 100. S. 107—121.
22. Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. 2001. Vol. 4, N 1. P. 1—9.
23. Methods in microbiology / Ed. by in J.H. Paul. USA : Academic Press, 2001. Vol. 30. 657 p.
24. Newton R.J., Jones S.E., Eiler A. et al. A guide to the natural history of freshwater lake bacteria. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 2011. Vol. 75, N 1. P. 14—49.
25. Oleynik G.N., Starosila Ye.V. Microbiological characteristic of the water bodies with high antropogenic impact. *Hydrobiol. J.* 2005. Vol. 41, N 6. P. 66—77.
26. Oleynik G.N., Starosila Ye.V. Structure and functioning of bacterioplankton and bacteriobenthos in the water bodies with high content of inorganic nitrogen. *Ibid.* 2010. Vol. 46, N 6. P. 26—36.
27. Oleynik G.N., Yurishinets V.I., Starosila Ye.V. Bacterioplankton and bacteriobenthos as biological indicators of aquatic ecosystem state. *Ibid.* 2011. Vol. 47, N 2. P. 37—48.
28. Pernthaler J., Amann R. Fate of heterotrophic microbes in pelagic habitats: focus on populations. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 2005. Vol. 69, N 3. P. 440—461.
29. Romanenko V.D. The Dnieper reservoirs, their significance and problems. *Hydrobiol. J.* 2018. Vol. 54, N 3. P. 3—9.
30. Starosyla Ye.V. Conditionally pathogenic and pathogenic microorganisms in hydroecosystems and their role in water quality assessment (a review). *Ibid.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 27—35.

Надійшла 07.04.2023

Ye. V. Starosyla, Ph. D. (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, 04210, Ukraine
e-mail: jenya_star@ukr.net
ORCID 0000-0001-5366-7894

V.I. Yuryshynets, Dr. Sci. (Biol.), Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, 04210, Ukraine
e-mail: ciliator@ukr.net
ORCID 0000-0001-6310-7874

BACTERIOPLANKTON AND BACTERIOBENTHOS AS ECOLOGICAL
INDICATORS OF THE RESERVOIRS' ECOLOGY-SANITARY STATE AND THE
SAFETY OF WATER USE

Bacterioplankton and bacteriobenthos of the middle and lower sections of the Kyiv Reservoir, the upper section of the Kaniv Reservoir of the Dnipro River, studied in July 2021 under conditions of abnormally high water and air temperatures, were characterized by high values of indicators of quantitative development and local differences. The average numbers of bacterioplankton were similar (Kyiv Reservoir — $14.4 \pm 6.2 \cdot 10^6$ cells/cm³, Kaniv Reservoir — $17.6 \pm 1.4 \cdot 10^6$ cells/cm³), with a greater range of variation in the Kyiv Reservoir. The number of bacteriobenthos was significantly higher in the upper section of the Kaniv Reservoir (Kyiv Reservoir — $8.8 \pm 5.6 \cdot 10^9$ cells/g, Kaniv Reservoir — $26.5 \pm 6.2 \cdot 10^9$ cells/g). Significant differences were found in the number of different trophic groups of bacteria: eutrophic and oligotrophic bacteria were more numerous in the Kaniv Reservoir; their ratio (EB/OB) was <1 in the Kyiv Reservoir and >1 in the Kaniv Reservoir. This indirectly indicates the predominance of easily available organic matter in the upper section of the Kaniv Reservoir in conditions of hot-spot pollution of the river section, which is located within the boundaries of a large city (Kyiv). The significant direct positive correlation ($p < 0.01$) was established between the number of eutrophic bacteria in plankton and benthos and the content of organic matter (according to PO). According to the ecological classification of the quality of surface water based on the number of planktonic eutrophic bacteria, the middle section of the Kyiv Reservoir belonged to the categories «very good» — «satisfactory», II, III quality classes, the raking section — «bad» — «very bad», IV and V quality classes. The investigated areas of the Kaniv Reservoir corresponded to the «very bad» category, class V. The content of opportunistic microflora was the highest in the lower section of the Kyiv Reservoir (the main components were *Escherichia coli* & *coliform* and *Staphylococcus* spp.) and in the Obolon Bay of the Kaniv Reservoir (*Enterococcus* spp.).

Keywords: bacterioplankton, bacteriobenthos, sanitary indicator microorganisms, biological indication, reservoirs.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК 574.5(28):581.526.3:547.587

О.М. УСЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: oleg.mikh.usenko@gmail.com
ORCID 0000-0002-0782-7292

І.М. КОНОВЕЦЬ, к. б. н., ст. наук. співроб., зав. лабораторією,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: i.m.konovets@gmail.com
ORCID 0000-0003-4234-5026

ВМІСТ ФЕНОЛКАРБОНОВИХ КИСЛОТ У ВОДІ СЕРЕД ЗАРОСТЕЙ ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН РІЗНИХ ЕКОЛОГІЧНИХ ГРУП

Досліджено якісний та кількісний склад фенолкарбонівих кислот у водоймах серед заростей вищих водних рослин різних екологічних груп: повітряно-водних (*Typha angustifolia* L., *Scirpus lacustris* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), занурених (*Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L.) та з плаваючим листям (*Typha natans* L., *Najas lutea* L.). У воді, де вегетували зазначені макрофіти, виявлені такі кислоти, як бензойна, бузкова, ванілінова, галова, *p*-оксибензойна, протокатехова, α -резорцилова, β -резорцилова, саліцилова, ферулова, кавова, корична, кумарова та синапова. Їхня загальна концентрація складала: для *T. angustifolia* — 114,7 мкг/дм³, *Sc. lacustris* — 24,71, *Tr. natans* — 56,14, *N. lutea* — 19,3, *C. demersum* — 25,42—38,66 і для *M. spicatum* — 1,42—2,83 мкг/дм³. Аналіз вмісту досліджуваних сполук у воді, відібраній серед заростей *Ph. australis* протягом весняно-осіннього періоду, виявив суттєві відмінності як у співвідношенні окремих кислот, так і у їх розподілі по групах. Максимальна концентрація бензойної та саліцилової кислот у воді зареєстрована на початку вегетації *Ph. australis*, а ванілінової і галової кислот — в період його активної вегетації. Вміст коричної та ферулової кислот був найменшим на початку вегетаційного періоду. Кластерний аналіз вмісту фенолкарбонівих кислот у воді серед заростей *C. demersum* та *M. spicatum* на двох станціях спостережень (затоки Собаче Гирло і Верблюд Канівського водосховища) засвідчив наявність двох груп досліджуваних сполук. До першої групи увійшли бензойна та галова кислоти, а до другої — інші виявлені кислоти. Використання методу головних компонент (РСА) виявило тісний взаємозв'язок між якісними і кількісними показниками вмісту фенолкарбонівих кислот у воді в місцях вегетації та видом вищих водних рослин. Це може бути свідченням важливої ролі вищих водних рослин у формуванні пулу цих речовин у воді.

Ц и т у в а н н я: Усенко О.М., Коновець І.М. Вміст фенолкарбонівих кислот у воді серед заростей вищих водних рослин різних екологічних груп. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 4. С. 81—93.

Ключові слова: фенолкарбонові кислоти, вищі водні рослини, сезонна динаміка, кластерний аналіз.

Алелопатична взаємодія гідробіонтів є широко розповсюдженим явищем, що спостерігається між представниками різних трофічних рівнів [6, 15]. Це, перш за все, форма обміну речовин і інформації за рахунок виділення метаболітів, які прямо чи опосередковано впливають на ріст і розвиток гідробіонтів [1, 35]. Взаємодія окремих компонентів у гідробіоценозах має різноспрямоване регулювання інтенсивності розвитку представників автотрофної ланки [5, 9, 30]. Розчинені у воді органічні сполуки, внаслідок притаманної багатьом водоростям фотогетеротрофії та активних механізмів транспорту, можуть посилювати їхній розвиток у природних водах [4, 13, 14, 19].

Вищі водні рослини (ВВР) відзначаються високим алелопатичним потенціалом, який проявляється навіть всередині цієї групи гідробіонтів. Так, показано, що їхня продукція при спільному зростанні за впливу метаболітів інших видів відрізняється від такої в одновидових популяціях. Зокрема, встановлено, що *Myriophyllum spicatum* пригнічує інші макрофіти, наприклад *Najas marina* [11]. В літературі наявні відомості і про те, що водні витяжки з молодих листків і кореневищ *Stratiotes aloides*, *Hippuris vulgaris*, *Hydrocharis morsus* інгібують рух хлоропластів листка елодеї, хоча з наближенням осені цей вплив слабшає [19].

Встановлено, що виділення екзометаболітів ВВР залежить від біотичних та абіотичних чинників. Загальною тенденцією є те, що найбільше різноманіття екзогенних метаболітів спостерігається у період активної вегетації рослин, після якого кількісні і якісні показники вмісту цих речовин знижуються [28]. Кількість і склад екзометаболітів залежать від умов мінерального живлення і фази росту ВВР. Так, наприклад, високий вміст нітратного азоту посилює інтенсивність екскреції макрофітами метаболітів у зовнішнє середовище [29], а виділення органічних кислот рослинними клітинами залежить від інтенсивності фотосинтезу, темпів розмноження і накопичення біомаси, а також інтенсивності освітлення [24, 28].

Екзогенні органічні кислоти ВВР впливають на ріст, клітинний поділ, інтенсивність та спрямованість процесів метаболізму, формування хімічного складу, якісний склад та кількість екзометаболітів водоростей.

Функціональний вплив органічних кислот на метаболізм клітин пов'язаний не тільки з їх внутрішньоклітинною трансформацією, але й з регуляцією рН у клітинах та у навколишньому водному середовищі, що зумовлює, зокрема, їхню антибактеріальну активність [7, 26].

Фенолкарбонові кислоти (ФКК), які виділяють у воду ВВР [12, 28, 31], в певній концентрації можуть гальмувати фізіологічну активність ціанобактерій, проте не пригнічувати, або навіть стимулювати, ріст зелених, діатомових та інших планктонних водоростей [9, 31]. Найбільші концентрації ФКК зареєстровано на ділянках водоймищ, зарослих вищими водними рослинами. Виявлено зворотній зв'язок між вмістом ФКК у воді та розвитком ціанобактерій [3, 30], які викликають «цвітіння» води і можуть

синтезувати сильнодіючі токсичні сполуки (альготоксини), що становлять потенційну загрозу для живих організмів та людини [17, 18, 27].

Аналіз численних матеріалів свідчить про те, що розчинені у воді метаболіти ВВР є потужним чинником, який впливає на інтенсивність розмноження та обмін речовин у водоростей, а також на формування і функціонування різних ланок гідробіоценозів в цілому [1, 32, 34]

Оскільки вищі водні рослини у водоймах є одними з основних продуцентів ФКК, для з'ясування їхнього внеску у формування пулу зазначених речовин, перш за все, необхідно встановити особливості накопичення цих сполук у місцях зростання тих чи інших макрофітів, які можуть брати активну участь у регуляції чисельності та функціонування представників альгофлори.

Метою роботи було визначення якісного та кількісного складу фенолкарбонових кислот у воді серед заростей ВВР, що належать до різних екологічних груп.

Матеріал і методика досліджень

Визначення вмісту ФКК проводили у воді, відібраній у заростях вищих водних рослин: повітряно-водних — рогозу вузьколистого (*Typha angustifolia* L.) і комишу озерного (*Scirpus lacustris* L.), занурених — куширу зануреного (*Ceratophyllum demersum* L.) і водопериці колосистої (*Myriophyllum spicatum* L.) та рослин з плаваючими листям — водяного горіха (*Trapa natans* L.) і глечиків жовтих (*Nuphar lutea* L.). Зазначені макрофіти є типовими представниками водної рослинності водосховищ Дніпра та водойм його басейну [16, 20—23]. Проби були відібрані в період активної вегетації ВВР у затоках Собаче Гирло та Верблюд (верхня частина Канівського водосховища).

Для дослідження сезонної динаміки якісного складу ФКК проби води відбирали у заростях очерету звичайного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) в прибережній частині оз. Центрального (м. Київ) на початку (травень) та під час його активної вегетації (серпень), а також наприкінці вегетаційного сезону (жовтень).

Відбір проб води проводили у місцях, де зарості формувались виключно або переважно одним видом ВВР на ділянках з низьким водообміном та відсутністю значного перемішування водних мас.

Виділення ФКК з води проводили за допомогою іонообмінних смол КУ-2 та ЭДЭ-10П [2]. Склад та кількісний вміст ФКК визначали на рідинному хроматографі Agilent 1200 з мас-детектуванням на Quadrupole 6130 в Центрі колективного користування приладами Інституту гідробіології НАН України. Хроматографічне розділення проводили на колонці Zorbax Eclipse XDB-C18 Narrow-Bore 2,1×150 мм у системі розчинників вода: ацетонітрил з додаванням 0,1% мурашиної кислоти при швидкості потоку рухомої фази 1 см³/хв, ін'єкція складала 100 мм³, джерело іонізації — ESI (+), режим детектування іонів — SIM. Для ідентифікації та кількісного визначення фенолкарбонових кислот використовували стандарти фірми Sigma-Aldrich (Німеччина).

Кластерний аналіз [10] проводили за абсолютними значеннями концентрації ФКК у воді серед заростей двох видів ВВР (*C. demersum* та *M. spicatum*) на двох різних ділянках (затоки Собаче Гирло та Верблюд). Аналіз дисперсії даних щодо вмісту ФКК проводили за допомогою методу головних компонент (РСА — Principal Component Analysis) [25].

Результати досліджень та їх обговорення

Встановлено, що загальний вміст ФКК у воді в місцях вегетації рослин різних екологічних груп коливається у широкому діапазоні (табл. 1). Так, у воді, де зростали повітряно-водні рослини, концентрація ФКК становила: для *T. angustifolia* — 114,7 мкг/дм³, для *Sc. lacustris* — 24,71 мкг/дм³; у воді серед заростей рослин з плаваючим листям: для *Tr. natans* — 56,14 мкг/дм³, для *N. lutea* — 19,3 мкг/дм³; у воді серед заростей занурених рослин: для *C. demersum* — 25,42 мкг/дм³ і для *M. spicatum* — 1,42 мкг/дм³ у затоці Собаче Гирло та відповідно 38,66 мкг/дм³ і 2,83 мкг/дм³ — у затоці Верблюд.

Найбільший вміст бензойної (94,10 мкг/дм³), ванілінової (9,03 мкг/дм³) та саліцилової (5,44 мкг/дм³) кислот був зареєстрований у воді, відібраній серед заростей *T. angustifolia*; α -резорцилової (0,31 мкг/дм³ і 0,35 мкг/дм³) — відповідно *N. lutea* та *C. demersum*, протокатехової (0,10 мкг/дм³) — *N. lutea*, *n*-оксибензойної (5,44 мкг/дм³), коричневої (2,65 мкг/дм³), кумарової (0,24 мкг/дм³), ферулової (0,44 мкг/дм³), синапової (0,18 мкг/дм³) — *Tr. natans*, кавової (0,15 мкг/дм³) — *M. spicatum*, бузкової (1,58 мкг/дм³ та 1,82 мкг/дм³) — відповідно *Tr. natans* та *C. demersum*, β -резорцилової (0,64 мкг/дм³) — *Sc. lacustris* і галової (5,52 мкг/дм³ і 12,18 мкг/дм) — відповідно *C. demersum* заток Собаче Гирло та Верблюд.

Аналіз вмісту ФКК у воді, відібраній серед заростей повітряно-водних рослин *T. angustifolia* та *Sc. lacustris* дозволив виявити такі особливості: для обох видів характерна наявність бензойної, ванілінової, галової, *n*-оксибензойної, α -резорцилової, саліцилової та коричневої кислот; у воді серед заростей *T. angustifolia* були відсутні бузкова, протокатехова, β -резорцилова, кумарова, кавова і синапова кислоти; у воді серед заростей *Sc. lacustris* не виявлені ферулова і кавова кислоти (див. табл. 1).

Щодо заростей рослин з плаваючим листям, то спільними для них виявились такі кислоти, як бензойна, бузкова, *n*-оксибензойна, α -резорцилова та ферулова (див. табл. 1).

Зразки води, відібрані в заростях занурених рослин характеризувались найбільшим різноманіттям ФКК, однак і тут спостерігались певні відмінності між двома досліджуваними видами макрофітів. Так, зокрема, у воді, де зростала *M. spicatum*, не виявлені β -резорцилова, коричнева, кумарова та синапова кислоти (див. табл. 1).

Аналіз зразків води, відібраних у місцях вегетації макрофітів з плаваючим листям, свідчить про те, що склад екзогенних ФКК лише у загальних рисах відповідає внутрішньоклітинному пулу цих речовин. Так, на

Таблиця 1

Вміст фенолкарбонових кислот у воді серед заростей деяких вищих водних рослин, мкг/дм³

Групи ФКК	ФКК	Види рослин та місця відбору проб води									
		затока Собаче Гирло					затока Верблюд				
		<i>T. angustifolia</i>	<i>Sc. lacustris</i>	<i>Tr. natans</i>	<i>N. lutea</i>	<i>C. demersum</i>	<i>M. spicatum</i>	<i>C. demersum</i>	<i>M. spicatum</i>		
Оксибензоїні	Бензойна	94,10	14,66	38,13	15,04	8,65	0,92	12,33	2,10		
	Бузкова	—	1,40	1,58	0,74	1,30	—	1,82	0,01		
	Ванілінова	9,03	1,99	3,25	—	2,17	0,29	2,54	0,35		
	Галова	2,71	2,63	—	2,92	5,52	—	12,18	0,01		
	<i>n</i> -Оксибензойна	3,02	1,68	5,44	0,20	2,75	0,01	3,62	0,02		
	Прогокатехова	—	0,05	—	0,10	0,03	0,01	0,05	0,02		
	α -Резорцилова	0,10	0,26	0,09	0,31	0,22	0,03	0,35	0,05		
	β -Резорцилова	—	0,64	—	—	0,15	—	0,18	—		
	Салцилова	5,44	0,86	4,14	—	2,95	0,06	3,81	0,11		
	Кавова	—	—	—	—	—	0,09	0,01	0,15		
Оксиричні	Корична	0,23	0,39	2,65	—	1,30	—	1,33	—		
	Кумарова	—	0,03	0,24	—	0,08	—	0,10	—		
	Синапова	—	0,12	0,18	—	0,09	—	0,10	—		
	Ферулова	0,23	—	0,44	0,11	0,21	0,01	0,24	0,02		
	Загальна концентрація	114,7	24,71	56,14	19,30	25,42	1,42	38,66	2,83		

Примітка. «—» — не виявлено.

відміну від їхнього вмісту у фітомасі [33], переважна більшість екзогенних ФКК у воді серед заростей *Tr. natans* і *N. lutea* належить до групи оксибензойних кислот. Крім того, у воді не знайдено кількох (від 4 до 7) ФКК, які виявлені у фітомасі рослин. Це дозволяє висловити припущення, що перехід ФКК у водне середовище може бути не стільки наслідком процесу пасивної дифузії, скільки відбуватись завдяки активному транспорту цих речовин. Очевидно, ці особливості можуть відігравати певну роль у забезпеченні розширення ареалу водних рослин.

У воді в місцях вегетації *C. demersum* помітною була кількість бензойної, галової, саліцилової, *n*-оксибензойної і ванілінової кислот, які є найбільш алелопатично активними. Решта ФКК містилась у невеликій кількості.

У воді серед заростей досліджених макрофітів у найбільшій кількості виявлена бензойна кислота, що відповідає особливостям внутрішньоклітинного пулу ФКК [33]. Загалом вміст оксибензойних кислот складає у середньому 97% від суми усіх виявлених кислот. Звертає також на себе увагу значний вміст ванілінової та, в меншій мірі, галової та саліцилової кислот у зразках води в місцях вегетації більшості досліджених ВВР. Серед оксибензойних ФКК, які присутні у воді в низьких кількостях, варто зазначити α - та β -резорцилову кислоти, а також ферулову. Серед оксикоричних кислот синапова була знайдена лише у воді заростей *Sc. lacustris*, *Tr. natans* і *C. demersum*. Кавова кислота була виявлена лише у заростях *M. spicatum* та, в невеликій кількості, — у заростях *C. demersum* в затоці Верблюд. Серед досліджених ВВР різних екологічних груп найширший спектр ФКК виявлено у воді в місцях вегетації *Sc. lacustris*, *Tr. natans* і *C. demersum* (рис. 1).

Незважаючи на те, що екзометаболіти вищих водних рослин відзначаються меншою кількістю та різноманіттям порівняно з внутрішньоклітинними [33], деякі представники макрофітів формують досить значний пул цих речовин у водному середовищі. Так, у місцях вегетації рослин з плаваючим листям *N. lutea* і *Tr. natans* загальний вміст ФКК відрізнявся майже втричі, у воді серед заростей повітряно-водних макрофітів *T. angustifolia* та *Sc. lacustris* — більш ніж у 4 рази, а занурених рослин *C. demersum* і *M. spicatum* — майже у 18 та 14 разів, відповідно у затоках Собаче Гирло та Верблюд.

Оскільки якісний та кількісний склад фенольних сполук значною мірою залежить від впливу різних чинників, зокрема температури і стадії розвитку рослинних організмів, певний інтерес становить з'ясування особливостей сезонної динаміки цих речовин у воді серед заростей водних рослин. Аналіз проб води, відібраної у місцях вегетації *Ph. australis* протягом весняно-осіннього періоду, дозволив ідентифікувати низку ФКК, а саме: бензойну, саліцилову, *n*-оксибензойну, ванілінову, галову, кавову, коричну та ферулову (рис. 2). При цьому були зафіксовані суттєві відмінності як у співвідношенні окремих кислот, так і у їхньому розподілі по групах. Так, частка оксибензойних кислот (галова, *n*-оксибензойна, ванілінова, бензойна і саліцилова) складала 82,3—95,1%. Відносний вміст

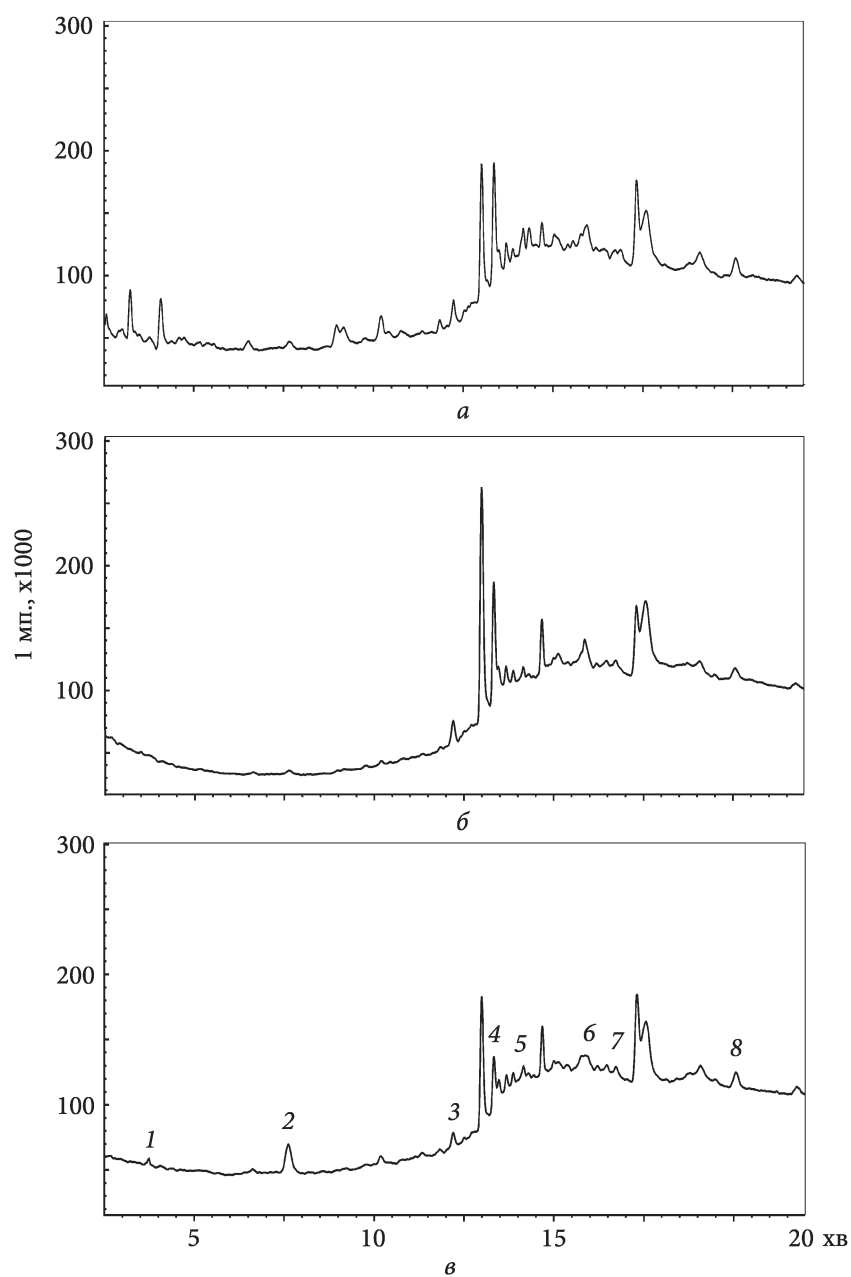


Рис. 1. Хроматограма комплексу фенолкарбонових кислот у воді серед заростей *Sc. lacustris* (а), *Tr. natans* (б) і *C. demersum* (в): 1 — галова; 2 — протокатехова; 3 — *p*-оксибензойна; 4 — ванілінова; 5 — бузкова; 6 — бензойна; 7 — саліцилова; 8 — корична

оксикоричних кислот (кавова, ферулова, корична) був значно нижчим і найпомітніше змінювався під час активної вегетації *Ph. australis* та наприкінці вегетаційного періоду.

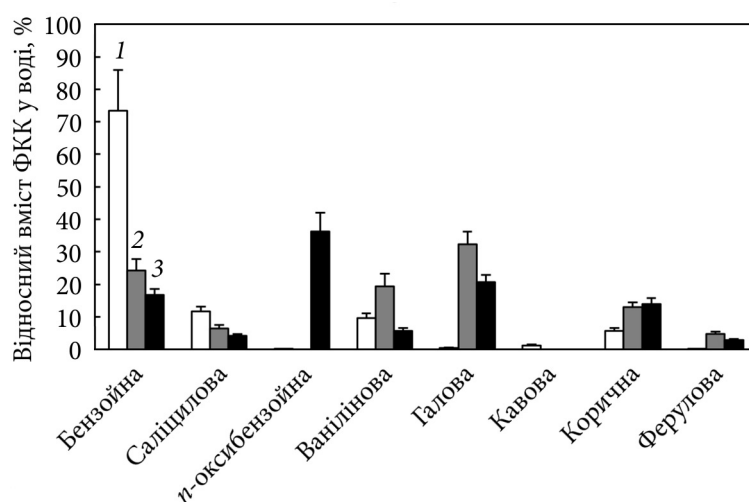


Рис. 2. Відносний вміст (%) фенолкарбонових кислот у воді серед заростей *Ph. australis*: 1 — на початку вегетації (травень); 2 — під час активної вегетації (серпень); 3 — наприкінці вегетаційного сезону (жовтень)

Щодо змін вмісту окремих кислот, то варто звернути увагу на той факт, що для бензойної кислоти він був найбільшим на початку розвитку *Ph. australis*, з подальшим зниженням до завершення вегетаційного періоду. Подібна динаміка відмічена і для вмісту саліцилової кислоти (див. рис. 2).

Інша картина спостерігалась при аналізі динаміки вмісту ванілінової та галової кислот. Так, їхня максимальна кількість зафіксована у воді в період активної вегетації *Ph. australis*, а *n*-оксибензойна кислота реєструвалась тільки в кінці вегетаційного періоду. На противагу оксибензойним, вміст ФКК із групи оксикоричних (корична та ферулова) був найменшим на початку вегетаційного періоду.

Така динаміка накопичення ФКК дозволяє припустити, що оксикоричні кислоти можуть відігравати більш важливу роль в алелопатичних взаємовідносинах рослин, ніж оксибензойні, які, швидше за все, є активними «алелохеміками» за більш високого вмісту у воді. Проте це припущення потребує поглибленого дослідження в подальшому.

Порівняння особливостей накопичення ФКК у воді у місцях вегетації *S. demersum* та *M. spicatum* в затоках Собаче Гирло та Верблюд показало, що в останньому випадку спостерігався дещо більший вміст зазначених сполук (див. табл. 1), що може бути пов'язано з гідрологічними особливостями досліджуваних ділянок Канівського водосховища. Аналіз абсолютних значень концентрації ФКК виявив два великі кластери, один з яких складається з двох досить помітних підкластерів (рис. 3).

В групу ФКК, що характеризуються найбільшими концентраціями у воді серед заростей *S. demersum* та *M. spicatum*, увійшли бензойна та галова кислоти, які є алелопатично активними і належать до оксибензойних

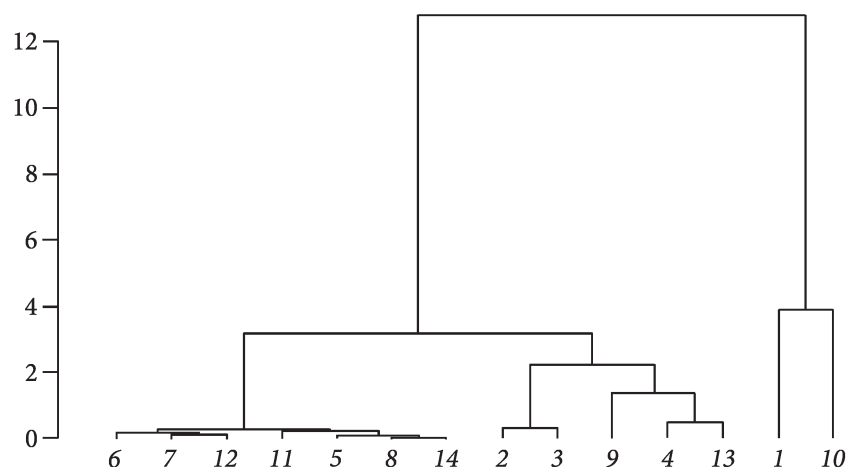


Рис. 3. Кластерний аналіз ФКК за абсолютними значеннями їхньої концентрації у воді: 1 — бензойна; 2 — *n*-оксибензойна; 3 — саліцилова; 4 — корична; 5 — протокатехова; 6 — α -резорцилова; 7 — α -резорцилова; 8 — кумарова; 9 — ванілінова; 10 — галова; 11 — кавова; 12 — ферулова; 13 — бузкова; 14 — синапова

кислот. У другу за величинами концентрацій групу увійшли п'ять ФКК з тісними зв'язками між *n*-оксибензойною та саліциловою кислотами, а також ваніліновою, коричною і бузковою кислотами. Слід зазначити, що інша частина ФКК, які належать до різних груп і виявлені у значно менших концентраціях, щільно кластеризована. Вони розділені на два підкластери (перший — α -резорцилова, α -резорцилова та ферулова; другий — кавова, протокатехова, кумарова та синапова кислоти). До першого підкластеру входить дві оксибензойні кислоти та одна оксикорична, а до другого — три оксикоричні та одна оксибензойна.

Аналіз даних щодо вмісту ФКК у воді серед заростей *S. demersum* та *M. spicatum* досліджуваних водних об'єктів виявив тісний взаємозв'язок між якісними і кількісними показниками цих речовин у воді та видом ВВР, який формує такі зарості, на протипагу просторовій приналежності точок спостереження. Це може свідчити про важливу роль вищих водних рослин у формуванні пулу ФКК у воді (рис. 4).

Наявність серед виявлених ФКК алелопатично активних сполук дає можливість досліджуваним рослинам активно конкурувати з іншими видами при освоєнні нових ареалів. Однією з передумов формування угруповань ВВР є спорідненість у функціонуванні каталітичних систем та наявність єдиних поліфункціональних проміжних метаболітів, що створює сприятливі умови для координованої взаємодії між видами. Активація відносно невеликої кількості неспецифічних сигнальних систем дозволяє їм домінувати на окремих ділянках водойм [8].

Отже, проведені дослідження екзогенних ФКК в місцях вегетації ВВР у прісноводних водоймах показали, що кількість і співвідношення цих

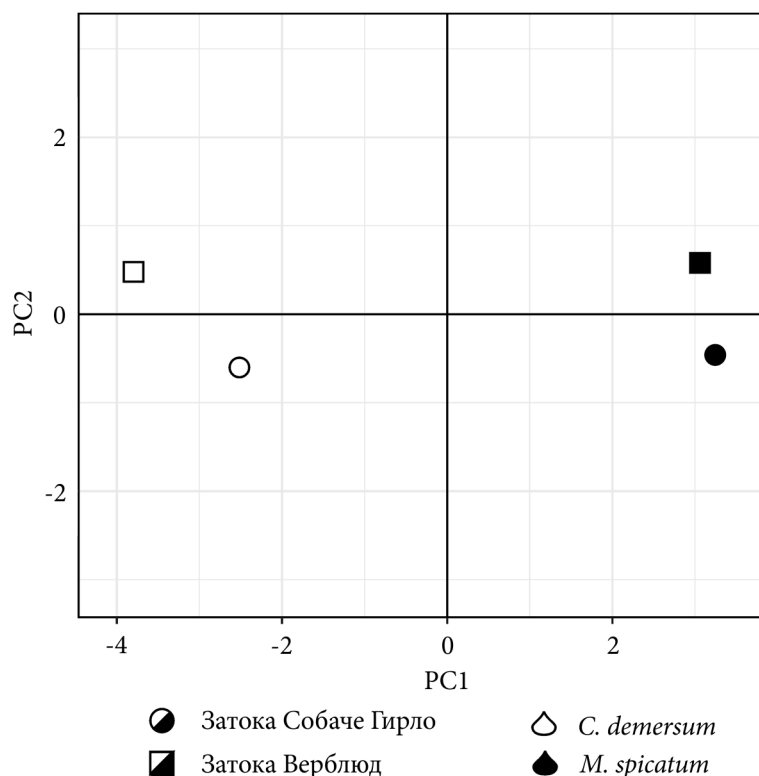


Рис. 4. Аналіз дисперсії даних щодо вмісту фенолкарбонових кислот у воді серед заростей *C. demersum* та *M. spicatum* за допомогою методу головних компонент

сполук залежать від виду рослини, сезону року, а також просторового розміщення заростей.

Висновки

В результаті проведених досліджень води, відібраної серед заростей шести видів вищих водних рослин різних екологічних груп (*T. angustifolia*, *Sc. lacustris*, *Tr. natans*, *N. lutea*, *C. demersum* та *M. spicatum*) виявлено 14 ФКК, а саме: бензойну, бузкову, ванілінову, галову, п-оксибензойну, протокатехову, α - та β -резорцилову, саліцилову, ферулову, кавову, коричну, кумарову та синапову.

У воді серед заростей *T. angustifolia* сумарна концентрація ФКК становила 114,7 мкг/дм³, *Sc. lacustris* — 24,71, *Tr. natans* — 56,14, *N. lutea* — 19,3, *C. demersum* — 25,42 і 38,66 і *M. spicatum* — 1,42 і 2,83 мкг/дм³. Найпомітнішою була різниця для видів, які належать до груп занурених та повітряно-водних рослин.

Встановлено, що вміст розчинених ФКК у місцях вегетації *Ph. australis* суттєво змінюється протягом вегетаційного періоду. Серед виявлених сполук кількісну перевагу (від 82,3 до 95,1%) мали кислоти, які належать

до групи оксibenзойних (бензойна, *n*-оксibenзойна, ванілінова, галова, саліцилова). Відносний вміст оксикоричних кислот (кавова, ферулова, корична) значно нижчий і помітно змінювався як під час активної вегетації *Ph. australis*, так і наприкінці вегетаційного періоду.

За результатами кластерного аналізу виявлено групу ФКК, що характеризується найбільшими концентраціями у воді серед заростей *S. detersum* та *M. spicatum* на двох станціях відбору проб води — затоки Собаче Гирло і Верблюд. До першої групи увійшли бензойна та галова кислоти, які належать до оксibenзойних кислот. Друга група представлена іншими кислотами з тісними зв'язками між *n*-оксibenзойною та саліциловою, а також ваніліною, коричною і бузковою кислотами.

Аналіз отриманих даних за допомогою методу головних компонент виявив тісний взаємозв'язок між якісними і кількісними показниками вмісту ФКК у воді серед заростей та домінантним видом ВВР. Це може бути свідченням провідної ролі вищих водних рослин у формуванні пулу цих речовин у воді.

Виявлені особливості вмісту ФКК у воді, очевидно, пов'язані як з метаболічними особливостями їхніх продуцентів, так і з процесами хімічної та мікробіологічної трансформації органічних речовин у водному середовищі, що потребує подальшого детального вивчення.

Список використаної літератури

1. Метейко Т.Я. Метаболиты высших водных растений и их роль в гидробиоценозах (обзор). *Гидробиол. журн.* 1981. Т. 17, № 4. С. 3—12.
2. Патент № 109838 МПК 9 В 01 D 15/30, 15/32, G 01N 33/18, Україна. Спосіб визначення якісного і кількісного складу фенолкарбонових кислот у воді за допомогою хромато-мас-спектрофотометра / Усенко О.М., Коновець І.М., заявник та патентовласник Інститут гідробіології НАН України; опубл. 12.10.2015, Бюл. № 19.
3. Романенко В.Д., Сакевич О.Й., Усенко О.М. Вищі водяні рослини як чинник обмеження «цвітіння» води ціанобактеріями. *Доп. НАН України.* 2005. № 8. С. 174—177.
4. Сакевич А.И. Экзометаболиты пресноводных водорослей. Киев : Наук. думка. 1985. 200 с.
5. Сакевич А.И. Выделение и реассимиляция метаболитов водорослей. *Альгология.* 1998. № 2. С. 178—186.
6. Сакевич О.Й., Усенко О.М. Алелопатія в гідроекосистемах. Київ : Логос, 2008. 344 с.
7. Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев : Наук. думка, 1988. 254 с.
8. Тарчевский И.А. Сигнальные системы клеток растений. Москва : Наука, 2002. 294 с.
9. Усенко О.М., Сакевич О.Й., Баланда О.В. Резистентність водоростей до біологічно активних речовин. Київ : Логос. 2010. 192 с.
10. Факторный, дискриминантный и кластерный анализ: Пер. с англ. / Дж.-О. Ким, Ч.У. Мьюллер, У.Р. Клекка и др. / Под ред. И.С. Енюкова. Москва : Финансы и статистика, 1989. 215 с.
11. Adami M., Waisel G. Inter-relationships between *Najas marina* L. and three other species of aquatic macrophytes. *Hydrobiologia.* 1985. Vol. 126, N 2. P. 169—173.

12. Anku W.W., Mamo M.A., Govender P.P. Phenolic compounds in water: sources, reactivity, toxicity and treatment methods. *Phenolic compounds* / Ed. M. Soto-Hernandez. 2017. 456 p.
13. Bonin D.J., Maestrini S.Y. Importance of organic nutrients for phytoplankton growth in natural environments: implications for algal species succession. *Can. Bull. Fish. and Aquat. Sci.* 1981. N 210. P. 279—291.
14. Camacho R.F., Martinez S.M.E., Sánchez W.S. Influencia del pH en el crecimiento heterotrófico de *Chlorella pyrenoidosa*. *Afimdad*. 1988. Vol. 45, N 418. P. 497—502.
15. Chetsumon A., Umeda F., Maeda I. et al. Broad spectrum and mode of action of an antibiotic produced by *Scytonema* sp. TISTR 8208 in a seaweed-type bioreactor. *Appl. Biochem. Biotech.* 1998. N 70. P. 249—256.
16. Ivanova I.Yu., Kharchenko G.V., Klochenko P.D. Higher aquatic vegetation of water bodies of the town of Kiev. *Hydrobiol. J.* 2007. Vol. 43, N 3. P. 36—56.
17. Kirpenko N.I., Krot Yu.G., Usenko O.M. Surface waters «blooms» — fundamental and applied aspects. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 2. P. 18—30.
18. Kirpenko N.I., Krot Yu.G., Usenko O.M. Toxicological aspects of the surface water «blooms» (a review). *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 2. P. 3—16.
19. Kirpenko N.I., Usenko O.M. Influence of higher aquatic plants on microalgae (a review). *Ibid.* 2013. Vol. 49, N 2. P. 57—74.
20. Klochenko P.D., Shevchenko T.F. Phytoepiphyton of macrophytes of various ecological groups of the Kiev Reservoir. *Ibid.* 2016. Vol. 52, N 6. P. 3—16.
21. Klochenko P., Shevchenko T. 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.
22. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Tarashchuk O.S. Phytoepiphyton of the additional net of the Kanev Reservoir. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 3. P. 22—37.
23. Klochenko P.D., Shevchenko T.F., Vasilchuk T.A. et al. On the ecology of phytoepiphyton of water bodies of the Dnieper River basin. *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 3. P. 41—54.
24. Kolada A. The use of aquatic vegetation in lake assessment: Testing the sensitivity of macrophyte metrics to anthropogenic pressures and water quality. *Hydrobiologia*. 2010. Vol. 656, N 1. P. 133—147.
25. Metsalu T., Vilo J. ClustVis: A web tool for visualizing clustering of multivariate data using Principal Component Analysis and heatmap. *Nucleic Acids Research*. 2015. Vol. 43 (W1). P. 566—570.
26. Mitova M., Tascova R., Popov S. et al. GC/MC analysis of some bioactive constituents from *Carthamus lanatus* L. *Z. Naturforsch.* 2003. Vol. 58. P. 697—703.
27. Nezbrlytska I., Usenko O.M., Konovets I. et al. Potential use of aquatic vascular plants to control cyanobacterial blooms: a review. *Water*. 2022. Vol. 14, N 11. 1727.
28. Ratushnyak A.A. The investigation of exometabolism of some aquatic macrophytes. *Global J. Environ. Research*. 2008. Vol. 2, N 2. P. 92—95.
29. Ratushnyak A.A., Abramova K.I., Shagidullin R.R. et al. Ecologic plasticity of *Typha angustifolia* under the action of nitrate-nitrogen. *World Applied Sci. J.* 2010. Vol. 8, N 8. P. 1032—1035.
30. Romanenko V.D., Sakevich A.I., Usenko O.M. On the mechanism of the action of easily oxidized phenols on the photosynthetic activity of algae. *Hydrobiol. J.* 2006. Vol. 42, N 2. P. 87—97.
31. Sakevich O.Y., Usenko O.M. Exometabolites of aquatic macrophytes of the phenol origin and their influence on the vital activity of planktonic algae. *Ibid.* 2003. Vol. 39, N 5. P. 31—39.
32. Usenko O.M. Comparison studies on the content of phenols and quinones in the phytomass of higher aquatic plants under natural conditions. *Ibid.* 2012. Vol. 48, N 6. P. 73—80.

33. Usenko O.M., Konovets I.N. Analysis of phenolcarboxylic acids content in phytomass of higher aquatic plants. *Ibid.* 2014. Vol. 50, N 5. P. 47—60.
34. Usenko O.M., Konovets I.N., Tarashchuk O.S., Gorbunova Z.N. Phenolcarboxylic acids of the submerged aquatic plants and their effect on phytoepiphyton structure. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 6. P. 55—64.
35. Xing-Guang Xie. A review of allelopathic researches on phenolic acids. *Acta Entomologica Sinica.* 2014. Vol. 34, N 22. P. 324—334.

Надійшла 19.09.2022

O.M. Usenko, PhD (Biol.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: oleg.mikh.usenko@gmail.com
ORCID 0000-0002-0782-7292

I.M. Konovets, PhD (Biol.), Senior Researcher, Head of Laboratory,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: i.m.konovets@gmail.com
ORCID 0000-0003-4234-5026

CONTENT OF PHENOL CARBOXYLIC ACIDS IN THE WATER OF THICKETS OF AQUATIC VASCULAR PLANTS OF VARIOUS ECOLOGICAL GROUPS

The qualitative and quantitative composition of phenol carboxylic acids in the water of thickets of aquatic vascular plants of different ecological groups was studied: aerial-aquatic plants (*Typha angustifolia* L., *Scirpus lacustris* L., *Phragmites australis* (Sav.) Trin. ex Steud.), submerged plants (*Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L.) and floating-leaf plants (*Nuphar lutea* L., *Trapa natans* L.). Benzoic, *p*-oxybenzoic, salicylic, cinnamic, α -resorcylic, β -resorcylic, protocatechuic, coumaric, vanillic, gallic, caffeic, syringic, ferulic and sinapic acids were found in the water where the mentioned macrophytes were growing. The total content of carboxylic acids in the water of the thickets of the studied plants was: for *T. angustifolia* — 114.7 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, *Sc. lacustris* — 24.71 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, *T. natans* — 56.14 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, *N. lutea* — 19.3 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, *C. demersum* — 25.42—38.66 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$, and *M. spicatum* — 1.42—2.83 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$.

Analysis of the content of carboxylic acids in the water of *Ph. australis* thickets during the spring-autumn period revealed significant differences in the ratio of individual acids and in their distribution by groups. The maximal content of benzoic and salicylic acids in the water of thickets was recorded at the beginning of plant development, with its subsequent decrease until the end of the growing season. The maximal content of vanillic and gallic acids was recorded during active vegetation. The content of carboxylic acids from the oxicinnamic (cinnamic and ferulic) group was the lowest at the beginning of the growing season.

Cluster analysis of carboxylic acids content in the thickets of *C. demersum* and *M. spicatum* at two sampling points (Sobache Girlo and Verblud bays, the upper part of the Kaniv reservoir) reveals two groups; the first group combines benzoic and gallic acids, the second group unites other acids. Principal component analysis (PCA) reveals a high correlation between the qualitative and quantitative indicators of the of carboxylic acids content in the water of thickets and the dominant species of vascular plant. This may indicate the leading role of higher aquatic plants in the formation of these substances pool in water.

Keywords: phenolic carboxylic acids, aquatic vascular plants, seasonal dynamics, cluster analysis.

УДК [556.531.4:574.64](282.247.32)

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

Т.П. ЖЕЖЕРЯ, к. геогр. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: tanyadyka@ukr.net

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.П. ОСИПЕНКО, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: vosypenko@ukr.net

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ ТЕМПЕРАТУРИ НА МІГРАЦІЮ ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН З ДОННИХ ВІДКЛАДІВ

У статті розглянуто результати експериментальних досліджень впливу температури води на міграцію біогенних сполук, органічних речовин і металів з донних відкладів до водного середовища. Встановлено, що зростання температури води від 5 °С до 15 °С призводить до збільшення концентрації неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору та розчиненого силіцію відповідно в 1,6, 1,1, 1,2 і 1,4 рази. Якщо температура води зростала від 5 °С до 25 °С, то вміст цих біогенних сполук збільшувався в 1,8, 5,8, 1,9 і 2,5 рази. Зростання температури води також позначилось на частці сполук азоту у загальному балансі неорганічного азоту. Відносний вміст амонійного азоту знижувався, а натомість частка нітрит- і нітрат-йонів зростала за рахунок нітрифікації. Концентрація легкоокиснюваних органічних речовин і загальний вміст органічних речовин також збільшились приблизно в 1,6 рази при зростанні температури води від 5 °С до 25 °С. За таких умов концентрація алюмінію, мангану і хрому збільшувалась в 1,9, 3,2 і 2 рази, але вміст феруму і купруму не зазнавав істотних змін через їхнє знаходження у недоступних фракціях донних відкладів. Штучна аерація, яка використовувалась за температури 25 °С, дещо знижувала концентрацію неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору, розчинених органічних речовин, а також розчинених алюмінію, мангану і хрому порівня-

Ц и т у в а н н я: Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М., Осипенко В.П. Експериментальне моделювання впливу температури на міграцію хімічних речовин з донних відкладів. *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 4. С. 94—111.

но з тим, коли її не застосовували. Встановлено, що зростання температури води призводить до міграції досліджуваних хімічних сполук з донних відкладів, але не настільки інтенсивно, як, наприклад, за дефіциту розчиненого кисню та зниження рН і окисно-відновного потенціалу води у придонному горизонті.

Ключові слова: температура води, біогенні речовини, розчинені органічні речовини, метали, донні відклади, міграція.

Температура води у поверхневих водних об'єктах — одна з її важливих фізичних властивостей, яка істотним чином впливає на стан прісноводних екосистем. Часто її вплив має прямий та опосередкований характер [20]. Зміни температури води значною мірою відбиваються на багатьох фізичних, хімічних і біологічних характеристиках води, включаючи розчинність кисню і інших газів, швидкість хімічних реакцій, інтенсивність розвитку гідробіонтів, токсичність середовища, мікробіологічну активність [13, 43, 46]. Зі зростанням температури збільшується швидкість хімічних реакцій, токсичність речовин, наприклад важких металів, органічних ксенобіотиків, а разом і вразливість водних організмів до цих токсикантів [13]. Згідно правила Вант-Гоффа, збільшення температури на 10 ° зумовлює зростання швидкості хімічної реакції в 2—4 рази. Швидкість дифузії речовин за таких умов збільшується приблизно в 1,2 раза.

Перелічені вище характеристики істотним чином визначають хімічний склад води, стан кисневого режиму, біопродуктивність і самоочищення водних об'єктів тощо.

Температура води залежить від низки процесів, які відбуваються одночасно. Найважливіші серед них: сонячна радіація, випаровування, турбулентний теплообмін з атмосферою, перенесення тепла течіями, турбулентне перемішування водних мас тощо [8]. Ці природні процеси відбуваються незалежно від діяльності людини. Але не слід виключати і антропогенного впливу на температуру води поверхневих водних об'єктів, зокрема скиду та надходження підігрітих стічних вод. Температура води в дойм і водотоків змінюється протягом доби та посезонно, вона може також істотно відрізнитись з глибиною.

У сучасних умовах температура води поверхневих водних об'єктів знає істотних змін у зв'язку з потеплінням, яке проявляється як на глобальному, так і на регіональному рівні. У зв'язку з потеплінням клімату у водних екосистемах спостерігається зменшення тривалості льодоставу, а період літньої стратифікації, навпаки, настає раніше і триває довше [15]. Часто це супроводжується низкою екологічних наслідків, зокрема підвищенням температури води влітку, змінами у змішуванні різних шарів водної маси та рівнях води, зниженням концентрації розчиненого кисню, підвищенням вірогідності «цвітіння» води за рахунок ціанобактерій тощо [15, 28].

У глибоководних озерах і водосховищах підвищення температури води, спричинене зміною клімату, впливає на тривалість температурної стратифікації та формування термокліну на більшій глибині, що позначається на гідродинаміці водних об'єктів [12, 26, 48]. Встановлено, що в

сучасних умовах тривалість стратифікації збільшилась на 20 днів, а в деяких озерах Європи та Північної Америки вона подовжилась на 2—3 тижні порівняно з 60-ми роками ХХ ст. [14].

Температурна стратифікація в озерах і водосховищах значною мірою визначає інтенсивність перебігу більшості фізичних, хімічних і біологічних процесів, включаючи циркуляцію водних мас, кисневий режим, продукування первинної продукції, вертикальний розподіл організмів і доступність поживних речовин тощо [40]. Температурна стратифікація часто супроводжується кисневою стратифікацією, в результаті якої у гіполімінії озер і водосховищ домінує дефіцит розчиненого кисню з формуванням анаеробних зон [28]. В умовах кліматичних змін тривалість дефіциту O_2 , зазвичай, зростає. Причому надходження кисню до придонного горизонту води значно сповільнюється або й зовсім призупиняється. За таких умов помітною стає міграція хімічних речовин з донних відкладів, тобто відбувається вторинне забруднення водного середовища. Передусім це стосується біогенних і органічних речовин, сполук металів та деяких інших речовин з вираженими токсичними властивостями, що стає небезпечним для функціонування водних екосистем. Зростання ж температури води нижче термоклину пришвидшує мінералізацію органічних речовин, що сприяє накопиченню біогенних речовин у гіполімінії [42]. В результаті істотно зростає внутрішнє навантаження цими поживними речовинами на екосистему водойм, а це неминуче прискорює процес евтрофування, з відповідними негативними наслідками.

Вплив теплої погоди на мілководні озера особливо сильний, коли вона співпадає з низьким рівнем води. За таких умов відбувається інтенсифікація надходження фосфору з донних відкладів, що було встановлено за результатами досліджень, викладеними в [19]. Водночас, надходження сполук азоту було більшим під час високого рівня води. Про це свідчить і відношення $N_{\text{заг}}:P_{\text{заг}}$, яке у період високого рівня води становило 21, а під час низького рівня води — лише 14.

Наявні також дані стосовно впливу кліматичних змін, а разом і змін температури, на міграцію і трансформацію органічних речовин і металів у різних фракціях донних відкладів поверхневих водних об'єктів. Так, підвищення температури води сприяє біологічній та мікробній активності бентосу, внаслідок чого посилюється деградація органічних речовин і розчинення колоїдних частинок феруму і мангану [38]. Інші метали, асоційовані з цими частинками, стають лабільними і надходять у водну товщу. Зі зростанням температури води відбувається трансформація стабільних фракцій металів у донних відкладах в лабільні, а це, в свою чергу, сприяє їхній біодоступності для водних організмів [33].

Отже, підсумовуючи викладене вище, можна констатувати, що температурний чинник істотним чином впливає на фізичні, хімічні та біологічні показники стану поверхневих водних об'єктів. Тому дослідження цих змін набуває все більшої актуальності в умовах сьогодення.

Метою нашої роботи стало експериментальне вивчення особливостей впливу температури на міграцію речовин з донних відкладів, узагальнення отриманих результатів і їхнє висвітлення у цьому повідомленні.

Матеріал і методика досліджень

Для встановлення впливу температури на міграцію речовин з донних відкладів було проведено експеримент, який тривав 21 добу до настання рівноваги. У першій експериментальній системі (ЕС) температура води становила 5 °С, у другій ЕС — 15 °С, а в третій і четвертій ЕС — 25 °С. У 4-й ЕС воду додатково насичували киснем за допомогою акваріумного аератора MAGI 200 зі швидкістю подачі повітря 20—30 мл/хв. Штучна аерація проводилась з метою запобігання можливого формування дефіциту кисню. Отримані результати досліджень з 4-ої ЕС дозволять за необхідності відокремити одночасний вплив збільшення температури води і дефіциту розчиненого кисню на міграцію речовин з донних відкладів. Температуру води в 1-й і 2-й ЕС підтримували за допомогою холодильників, а в 3-й і 4-й ЕС — за допомогою акваріумних терморегуляторів потужністю 100 Вт. Протягом експерименту контролювали температуру води, величину рН і вміст розчиненого кисню, а також визначали концентрацію амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів, неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору та розчиненого силіцію, розчинених органічних речовин (РОР) за показниками ХСК (ХСК_{Мн} і ХСК_{Cr}), розчинених алюмінію, мангану, феруму, хрому і купруму.

Вимірювання концентрації зазначених показників проводили у фільтраті води безпосередньо перед початком експерименту, а також у фільтратах води з кожної ЕС на першу, другу, сьому, 14-ту і 21-шу доби. Для цього з кожної ЕС відбирали по 300 см³ води, яку фільтрували через мембранний фільтр Flogoni (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм. Після відбору проб води до кожної з ЕС вносили свіжий фільтрат води об'ємом 300 см³. Для експерименту використовували мулисті донні відклади і фільтрат води з поверхневого шару оз. Андріївського (система озер Опечень, м. Київ). Співвідношення донних відкладів до води у ЕС становило 1:10, а об'єм кожної ЕС досягав 5 дм³.

Концентрацію розчиненого кисню встановлювали методом Вінклера [1], величину рН вимірювали за допомогою портативного рН-метра (Ezodo 7200, Тайвань).

Концентрацію неорганічних форм азоту і фосфору у воді визначали з використанням загальноновживаних фотометричних методик. Для визначення амонійного азоту застосовували сегнетову сіль з реактивом Несслера, нітритів — реактив Грісса, нітратів — саліцилат натрію, неорганічного фосфору — амоній молібдат з аскорбіновою кислотою, розчиненого силіцію — амоній молібдат і метол-сульфітну суміш [1]. Концентрацію загального фосфору визначали у фільтратах води після фотохімічного окиснення проб води у кислому середовищі [1]. До загального фосфору належать усі сполуки фосфору, які знаходяться у воді в розчиненому стані. Це сполуки неорганічного, органічного фосфору і поліфосфати.

Хімічне споживання кисню (ХСК) як опосередкований показник вмісту РОР визначали з використанням різних окиснювачів (KMnO_4 та $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) за загальновідомими методиками [1]. Перший з показників (перманганатна окиснюваність, або ХСК_{Mn}) опосередковано вказує на вміст легкоокиснюваних органічних речовин, а другий (дихроматна окиснюваність, або ХСК_{Cr}) — на загальну концентрацію РОР. Вміст розчиненого карбону органічних сполук ($\text{C}_{\text{орг}}$) розраховували за формулою $\text{C}_{\text{орг}} = 0,375 \times \text{ХСК}_{\text{Cr}}$ [1].

Концентрацію алюмінію і феруму визначали фотометричним методом з використанням відповідно хромазуролу S і о-фенантроліну [1, 7], мангану, хрому і купруму — хемілюмінесцентним методом [5, 29, 30].

Результати досліджень та їх обговорення

Біогенні речовини. Серед компонентів хімічного складу поверхневих вод важливе місце займають біогенні речовини, які істотним чином впливають на рівень евтрофування озер і водосховищ, у тому числі неглибоких і невеликих за своїми розмірами, а також прибережних водних систем завдяки підвищеному вмісту в них сполук азоту й фосфору [16, 35, 39]. Джерелами надходження біогенних речовин до поверхневих водних об'єктів найчастіше є промислові, сільськогосподарські і комунально- побутові стічні води [32, 47]. Зазначені джерела формують зовнішнє навантаження на водойми і річки. Накопичення біогенних речовин відбувається головним чином у донних відкладах водойм, тому вони виводяться на певний період з кругообігу, що розцінюється як позитивне явище. Водночас, цей процес не слід розглядати як незворотний, оскільки за певних умов відбувається вивільнення біогенних речовин з донних відкладів та вторинне забруднення водного середовища [3, 21]. У цьому випадку виникає додаткове внутрішнє навантаження на водні екосистеми [31, 34, 42]. В окремих випадках воно може навіть перевищувати зовнішнє навантаження.

Вторинне забруднення водного середовища за рахунок надходження біогенних речовин з донних відкладів дуже часто супроводжується погіршенням якості води, зростанням рівня евтрофування водойм, посиленням розвитку у них фітопланктону аж до виникнення явища «цвітіння» води [36, 50].

Перед тим, як розглянути результати проведених нами досліджень стосовно міграції біогенних речовин з донних відкладів залежно від впливу температурного чинника, слід зупинитись на стані кисневого режиму та рН води в експериментальних системах. Виявилось, що концентрація розчиненого кисню протягом експерименту в першій, другій і третій ЕС змінювалась в межах відповідно 8,8—9,3, 7,4—8,4 і 6,1—7,1 мг/дм³, а насичення води киснем становило 69,5—74,3, 71,2—80,4 і 75,6—89,0 %. Отже, дефіциту O_2 не спостерігалось. У четвертій ЕС концентрація розчиненого кисню знаходилась у межах 8,3—11,4 мг/дм³, а насичення ним води досягало 104,4—147,7 %. Таким чином, додаткова аерація води призвела навіть до її перенасичення киснем. Вміст розчиненого кисню пев-

ною мірою вплинув на інтервал величин рН у воді ЕС. У воді першої ЕС величина рН становила 7,76—8,08, другої — 7,90—8,23, третьої — 8,14—8,33 і четвертої — 8,10—8,62.

Встановлено, що протягом експерименту максимальний вміст неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору у воді ЕС спостерігався на 14-ту, а розчиненого силіцію — на 21-шу добу експерименту. В усіх випадках концентрація зазначених сполук була найвищою за температури 25 °С (рис. 1)

За цих умов вміст неорганічного азоту у воді другої, третьої і четвертої ЕС збільшився відповідно в 1,6, 1,8 і 1,6 рази порівняно з першою ЕС. Концентрація неорганічного фосфору в цих же ЕС також була вищою в 1,1, 5,8 і 1,4 рази, а загального фосфору — відповідно в 1,2, 1,9 і 1,2 рази. Варто зазначити, що концентрації неорганічного азоту і фосфору у придонному горизонті води озер системи Опечень у природних умовах можуть бути набагато вищими за умов тривалої температурної і кисневої стратифікації [52]. Але ж тут впливають переважно анаеробні умови на їхню міграцію з донних відкладів, тобто домінує відновлювальна обстановка. Ми ж досліджували експериментальним шляхом лише вплив температурного чинника, і при цьому переважали аеробні умови. Тим не менш, отримані результати свідчать про те, що температура впливає (прямо або опосередковано) на міграцію сполук азоту і фосфору з донних відкладів.

Вплив температури на міграцію біогенних речовин з донних відкладів досліджувався й іншими авторами як в природних умовах, так і експериментальним шляхом [24, 41, 49]. Так, на прикладі високо продуктивного озера Дал (Індія) було встановлено, що зі зростанням температури води з 6,5 до 28 °С надходження амонійного азоту (NH_4^+) з донних відкладів збільшилось майже втричі [41]. Вивільнення фосфору з донних відкладів за різних показників температури (10, 20 і 30 °С) досліджено експериментальним шляхом. В результаті було виявлено, що його концентрація зростає з 0,024 до 0,084 мг/дм³ відповідно при 10 і 30 °С, тобто в 3,5 рази [49]. В роботі [24] експериментальне дослідження вивільнення фосфору з донних відкладів проводилось за показників температури води 5, 11, 18 і 25 °С, що відповідали зимовим, весняним та літнім умовам. Максимальні показники вивільнення фосфору були в літню пору, тобто за температури 18 і 25 °С, але вони істотно відрізнялись в аеробних і анаеробних умовах. Дифузійні потоки фосфору з донних відкладів в аеробних умовах за температури 5 і 25 °С становили відповідно 0,05 і 0,36 мг/м²·доба, а в анаеробних умовах — 0,77 і 16,78 мг/м²·доба. Отже, за температури 25 °С надходження фосфору з донних відкладів в аеробних умовах було більшим у 7,2 раза, а в анаеробних – в 21,8 раза порівняно з таким за температури 5 °С.

Для силіцію, на відміну від $N_{\text{неорг}}$, $P_{\text{неорг}}$ і $P_{\text{заг}}$, зростання його вмісту спостерігалось не лише зі збільшенням температури води, а також і в тій системі, де використовувалась штучна аерація. Його концентрація у воді другої, третьої і четвертої ЕС була вищою відповідно в 1,4, 2,5 і 2,8 рази

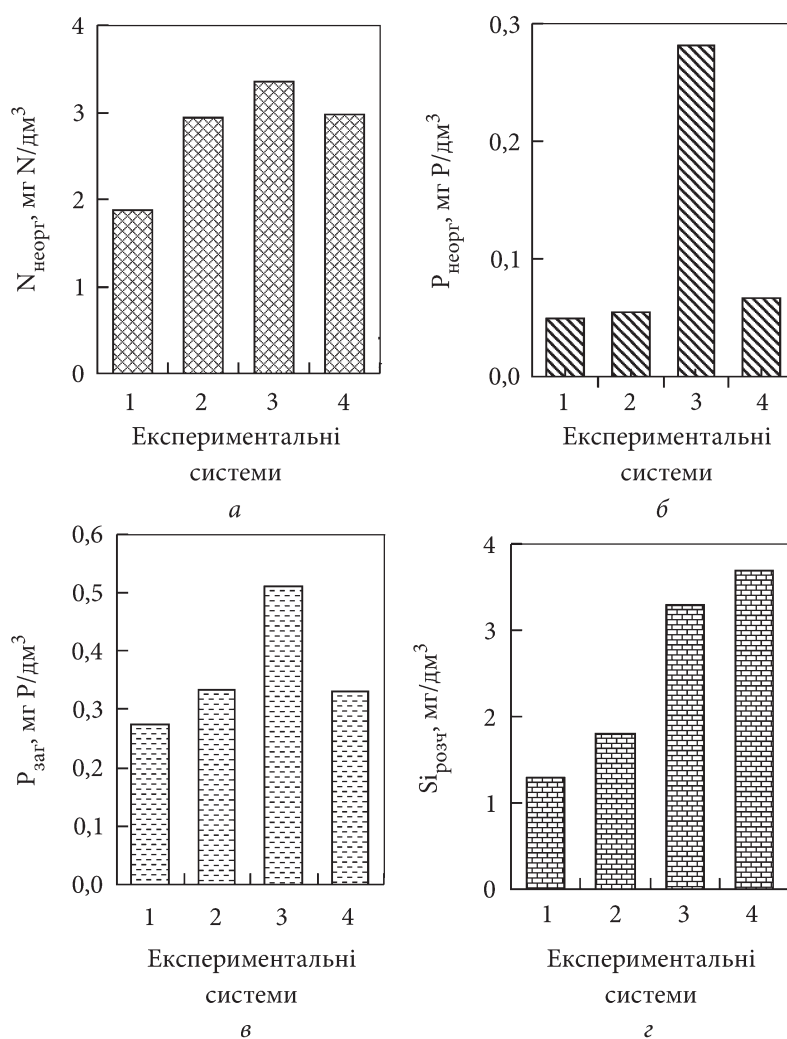


Рис. 1. Максимальні концентрації неорганічного азоту (а), неорганічного і загального фосфору (б, в) у воді експериментальних систем (ЕС) на 14-ту добу і розчиненого силіцію (г) — на 21-шу добу експерименту. Тут і на рис. 3, 4 — температура води в ЕС: 1 — 5 °С; 2 — 15 °С; 3 — 25 °С; 4 — 25 °С + штучна аерація

порівняно з першою ЕС. За результатами раніше проведених експериментальних досліджень стосовно впливу дефіциту розчиненого кисню і закислення води на міграцію хімічних елементів з донних відкладів до водного середовища було встановлено [4], що при зниженні рН води до 6,0 загальна концентрація силіцію зростала в 3 рази порівняно з показниками його вмісту за нейтрального значення рН і аеробних умов. Водночас, дефіцит розчиненого кисню не збільшував його міграцію з донних відкладів. Отже, основну роль в надходженні силіцію з донних відкладів відіграла кислотність середовища.

Протягом експерименту у воді ЕС змінювалась не лише концентрація неорганічного азоту, але й співвідношення його різних форм (рис. 2).

Якщо в першій ЕС протягом усього експерименту домінувала амонійна форма азоту, то в усіх інших ЕС спостерігалось зниження частки амонійного азоту і зростання частки нітрит- і нітрат-йонів на 7-му і 14-ту добу (див. рис. 2). Частка амонійного азоту у воді першої ЕС змінювалась в межах 83,5—95,3 %, а нітрит- і нітрат-йонів — не перевищувала відповідно 4,0 і 12,5 % $N_{\text{неорг}}$. Це говорить про те, що за низьких показників температури трансформація неорганічних форм азоту практично не відбувається. У другій, третій і четвертій ЕС частка NH_4^+ на початку експерименту також була високою — 89,7—97,7%, але вже на 14-ту добу експерименту у воді другої і третьої ЕС вона знизилась і становила відповідно 66,2 і 3,4 % $N_{\text{неорг}}$. У четвертій ЕС, де використовувалась штучна аерація, відносний вміст амонійного азоту різко знизився вже на 7-му добу експерименту і становив 2,4 % $N_{\text{неорг}}$. Зазначений факт пов'язаний з формуванням у воді цієї ЕС сприятливіших умов для нітрифікації, що зумовлено додатковим надходженням розчиненого кисню.

Таким чином, зростання температури води з 5 °C до 25 °C призводить до збільшення міграції досліджуваних біогенних речовин з донних відкладів у декілька разів. Водночас, штучна аерація дещо перешкоджає міграції сполук неорганічного азоту, неорганічного фосфору і загального фосфору, але незначною мірою сприяє міграції розчиненого силіцію.

Цілком очевидно, що вплив температури на інтенсивність міграції біогенних речовин з донних відкладів сам по собі може бути не настільки істотним, як вплив інших чинників (наприклад, дефіцит розчиненого кисню у воді придонного горизонту, зниження окисно-відновного потенціалу, зростання мінералізації води тощо).

Органічні речовини. Вплив температури на поведінку, міграцію і трансформацію органічних речовин у поверхневих водних об'єктах слід розцінювати як неоднозначний. З одного боку, зростання температури води, зазвичай, сприяє їхній деструкції. Передусім це стосується легко-окиснюваних органічних речовин автохтонного походження, зокрема сполук білкової природи і вуглеводів [6, 18, 45]. Органічні речовини алохтонного походження, здебільшого, набагато стійкіші до деструкції [17]. До таких належать, передусім, гумусові речовини. З іншого боку, підвищення температури активізує розвиток біоти, зокрема мікроорганізмів, які здатні розщеплювати складні органічні речовини, прискорює інтенсивність біохімічних процесів, що слід розглядати як непрямий її вплив на стабільність органічних сполук. Напевно, вплив температури проявляється певним чином і на вивільненні органічних речовин з донних відкладів. Хоча конкретних кількісних показників, які б підтвердили це, ми наразі не маємо. Водночас, у монографії авторів [3] зазначається, що з органічних сполук лише поверхнево-активні речовини поглинаються донними відкладами, інші ж сполуки (білки, амінокислоти, гумусові речовини тощо) в основному мігрують з донних відкладів у водну товщу. Тому це дає підстави стверджувати про потенційний вплив зростання

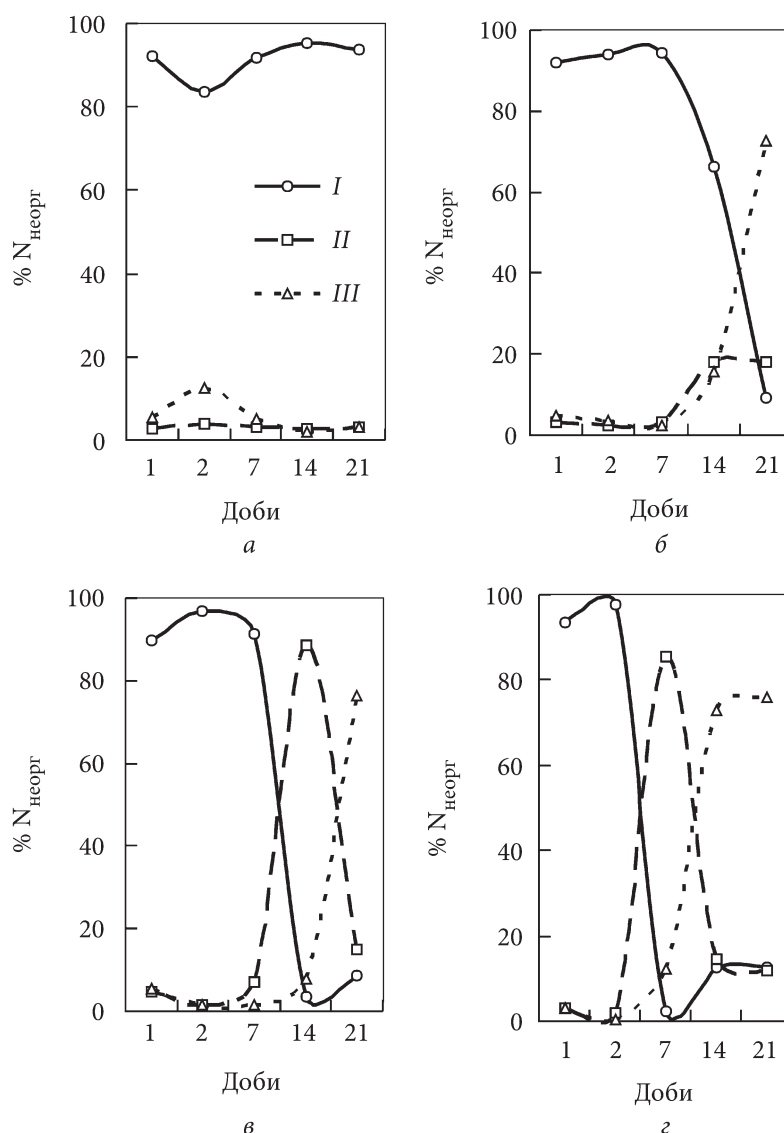


Рис. 2. Зміна частки амонійного азоту (I), нітрит- (II) і нітрат-іонів (III) у воді експериментальних систем: *a* — перша ЕС (5 °С); *б* — друга ЕС (15 °С); *в* — третя ЕС (25 °С); *г* — четверта ЕС (25 °С + штучна аерація)

температури на інтенсивність їхньої міграції. Не виключено також, що деструкція високомолекулярних органічних речовин призводить до утворення сполук з меншою молекулярною масою, швидкість дифузії яких, а отже, і надходження до порової води зростає.

Як свідчать результати проведених нами досліджень (рис. 3), вміст РОР у досліджуваній воді за інтегральними показниками ХСК_{Мп} та ХСК_{Сг} залежав від температурних умов і змінювався впродовж експерименту.

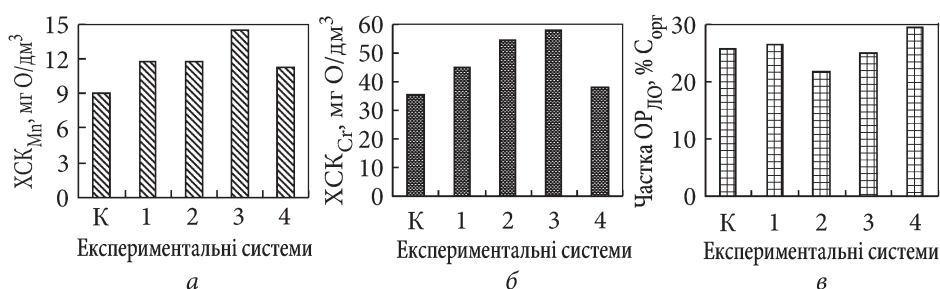


Рис. 3. Максимальні концентрації органічних речовин за результатами визначення ХСК_{Мп} (а) і ХСК_{Сг} (б) у воді експериментальних систем на сьому добу експерименту залежно від температура води в ЕС та частка легкоокиснюваних ОР (ОР_{ЛО}, в) у загальному балансі РОР. К — контроль (фільтрат природної води)

Максимальні величини концентрації легкоокиснюваних ОР (за ХСК_{Мп}, а) та загального вмісту РОР (за ХСК_{Сг}, б) спостерігались на сьому добу експерименту за температури води 25 °С (відповідно 14,4 і 57,6 мг О/дм³). Мінімальні концентрації зазначених органічних речовин визначались за температури 5 °С протягом усього експерименту. Встановлено, що концентрація органічних сполук у воді за температури 25 °С зростає приблизно в 1,6 раза порівняно з контролем. Це стосується як легкоокиснюваних ОР (див. рис. 3, а), так і загального вмісту РОР (див. рис. 3, б). Додаткова аерація води за температури 25 °С зумовлювала зниження показників ХСК_{Мп} і ХСК_{Сг} порівняно з варіантом без аерації. Це може свідчити про прискорення розпаду органічних речовин внаслідок їхнього окиснення та слугує підтвердженням доцільності застосовування методу аерації для збагачення води киснем і активізації окиснювальних процесів у водоймах.

Частка легкоокиснюваних органічних речовин (ОР_{ЛО}) змінюється від 21,7 до 29,5 % від загального вмісту РОР у перерахунку на С_{орг}. Найнижчою вона виявилась за температури 15 °С, а найвищою — за температури 25 °С з додатковою аерацією води. Помітне збільшення частки ОР_{ЛО} у загальному балансі РОР зумовлено, найвірогідніше, деструкцією певної частини важкоокиснюваних органічних сполук, у тому числі бактеріальною за участі мікроорганізмів.

Метали. Інтенсивність міграції металів з донних відкладів поверхневих водних об'єктів залежить від прояву низки чинників. Серед них важливе місце займають ступінь кисневого насичення придонної води, величини рН і окисно-відновного потенціалу (Еh), наявність органічних речовин, зокрема тих, що виявляють комплексоутворювальні властивості стосовно йонів металів, наприклад гумусових речовин, тощо [3, 9, 11]. Необхідно зазначити, що міграційна здатність металів у донних відкладах значною мірою залежить і від того, як вони розподіляються між різними фракціями твердої фази, а отже, як міцно зв'язані в них [10, 37]. Най-

частіше виділяють обмінну, карбонатну, оксидну, органічну та залишкову фракції. Мобільність металів у перших трьох фракціях незрівнянно більша, і саме тому вони представляють певну небезпеку функціонуванню живих організмів у водному середовищі, оскільки стають біодоступними для них, а також для людського організму при використанні води для питних цілей [23, 44]. Надходження металів із зазначених фракцій відбувається зі збільшенням мінералізації води, зниженням концентрації розчиненого кисню у воді придонного горизонту, рН і Eh водного середовища, тобто за настання відновлювальних умов у поверхневому шарі донних відкладів.

Як показують результати досліджень, за підвищення температури води, що контактує з ДВ, вивільнення металів зі складу останніх істотно зростає [27]. Однак наявні дані про те, що вплив температури на вивільнення металів з ДВ може бути незначним, а швидше за все він має опосередкований характер [22]. Зумовлено це тим, що температура впливає на бактеріальну активність, концентрацію розчиненого кисню, швидкість окисно-відновних реакцій та швидкість дифузії молекул, відповідно зміна цих параметрів може впливати на вивільнення металів з ДВ. Отже, вплив температури на вивільнення важких металів неоднозначний, складний і невизначений.

Отримані результати нашого дослідження свідчать про зростання міграції розчинених алюмінію, мангану і хрому з донних відкладів до водного середовища в 1,9, 3,2 і 2 рази при збільшенні температури води з 5 °С до 25 °С (рис. 4). Водночас концентрація розчиненого феруму практично не зазнала змін залежно від впливу температурного чинника, що може бути зумовлено формами його знаходження у складі донних відкладів, які було використано для експериментального моделювання. Наприклад, у донних відкладах водосховищ Дніпровського каскаду переважна частина феруму зосереджена в оксидній, органічній і залишковій фракціях (у середньому відповідно 36,5, 45,4 і 13,8 % Fe_{зар}). У донних відкладах Київського водосховища ферум також міститься переважно у зазначених вище фракціях (оксидна — 27,1 %, органічна — 14,2 % і залишкова — 56,6 %). Тому вплив температурного чинника на міграцію феруму з донних відкладів, по суті, нівелюється.

Наведені на рисунку 4 концентрації зазначених металів в експериментальних системах порівняно невисокі. Вони можуть бути набагато більшими за умови дії інших чинників середовища, оскільки міграційна здатність металів істотно зростає. Так, шляхом експериментального моделювання, проведеного нами раніше [4], було встановлено, що при зниженні рН води до 6,0 і дефіциті розчиненого кисню загальна концентрація Al, Fe і Mn в експериментальних системах зростала відповідно в 10,3, 8,6 і 4,8 разів порівняно з їхньою концентрацією у воді за нейтральних значень рН і аеробних умов. Дефіцит розчиненого кисню збільшував надходження Fe і Mn з донних відкладів в 1,3 і 2,6 рази з урахуванням їхнього загального вмісту. Водночас, анаеробні умови не сприяли надходженню алюмінію з донних відкладів. Міграційна здатність цього металу

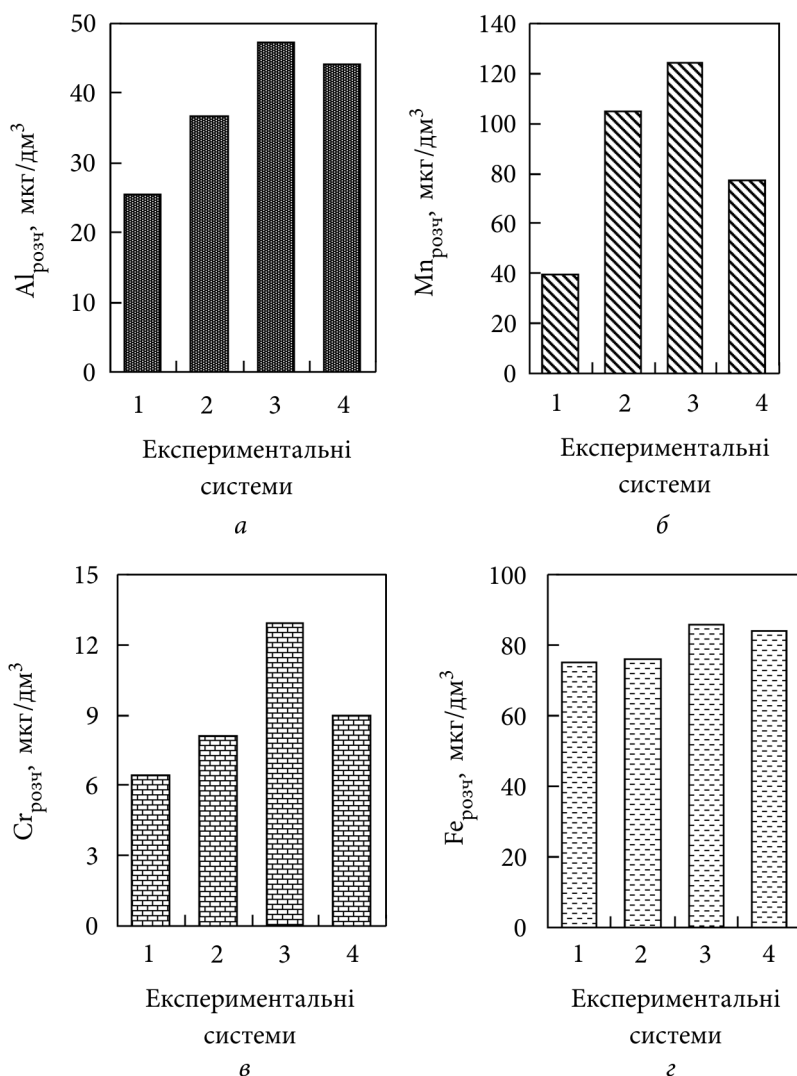


Рис. 4. Максимальні концентрації розчинених алюмінію (а), мангану (б) у воді експериментальних систем (ЕС) на 14-ту добу та розчинених хрому (в) і феруму (г) на 21-шу добу експерименту

залежить переважно від кислотності середовища та наявності у воді гумусових речовин як потенційних комплексоутворювачів.

Характерно, що температурний чинник практично мало впливає також на міграцію купруму з донних відкладів (рис. 5).

Знову ж таки, це залежить від форм знаходження зазначеного металу у донних відкладах. Найчастіше купрум у донних відкладах з різних водних об'єктів знаходиться переважно в органічній і залишковій фракціях [2, 25, 51]. За результатами наших досліджень, у донних відкладах оз. Вер-

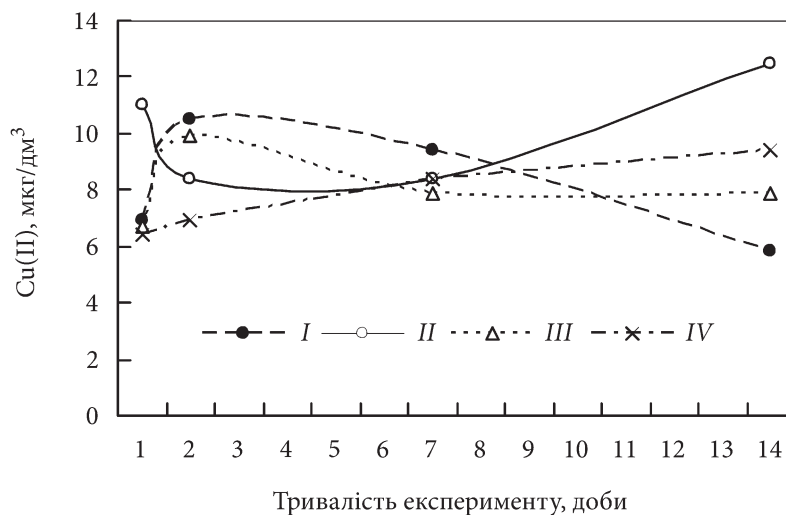


Рис. 5. Зміна концентрації Cu(II) в експериментальних системах (позначено римськими цифрами) залежно від впливу температури: I — 5 °C; II — 15 °C; III — 25 °C; IV — 25 °C + штучна аерація

бного, що знаходиться неподалік від озер системи Опечень, більшу частину купруму також виявлено у складі органічної (46 % $Cu_{заг}$) і залишкової (майже 20 % $Cu_{заг}$) фракцій. Для вивільнення зазначеного металу з їхнього складу необхідні набагато жорсткіші умови, ніж зміна температури. Тому і вважається, що купрум належить до низки металів, вивільнення яких з донних відкладів практично не відбувається.

У свою чергу, використання штучної аерації призводить до зниження концентрації досліджуваних металів, зокрема мангану і хрому. Зумовлено це тим, що в аеробних умовах відбувається окиснення Mn(II) до Mn(IV) з утворенням тонкодисперсного оксиду, на поверхні якого сорбуються інші метали, зокрема хром. Тому використання штучної аерації слід розглядати як дієвий захід для зниження інтенсивності надходження металів з донних відкладів і покращення якості води і самоочисної здатності водойм урбанізованої території.

Висновки

Температура води належить до найважливіших абіотичних чинників, від яких залежить формування умов функціонування водних екосистем. Вона прямо або опосередковано впливає на більшість фізичних, хімічних і біологічних процесів, які відбуваються у поверхневих водних об'єктах. Швидкість хімічних, біохімічних реакцій і дифузії має тісний зв'язок з температурою води, при її зростанні їхня швидкість також збільшується. Від температури води залежить концентрація кисню, який здатний розчинитися у воді. Його вміст знижується при зростанні темпе-

ратури. У свою чергу, розчинений кисень впливає на перебіг окисно-відновних реакцій, форми знаходження біогенних речовин, металів з різним ступенем окиснення. Температура води опосередковано, а розчинений кисень безпосередньо впливають на самоочисну здатність поверхневих вод. Сприятливий кисневий режим позитивно позначається не лише на процесах самоочищення, але і на видовому різноманітті гідробіонтів. Від температури води залежать сезонні особливості розвитку представників того чи іншого відділу водоростей, що, в свою чергу, позначається на концентрації розчиненого кисню, величинах рН і Eh -потенціалу, вмісті біогенних речовин.

Температурна стратифікація, яка формується у глибоководних водоймах влітку та взимку, призводить до «гідрохімічної» стратифікації водного середовища. У придонному горизонті води формуються дефіцит розчиненого кисню та відновлювальні умови, внаслідок чого характерними стають високі концентрації біогенних сполук, металів і органічних речовин, які надходять з донних відкладів. Влітку у поверхневому шарі води, навпаки, може спостерігатися перенасичення води киснем за рахунок фотосинтезу водоростей і вищої водної рослинності, а також зниження концентрації біогенних речовин і деяких металів через їхнє споживання. Температура води, крім сезонних змін, зазнає добових коливань, що призводить до конвективного перемішування верхнього шару води над термоклинном, а навесні та восени і всієї водної товщі. Температура води може зазнавати локальних змін, зростаючи при скиді стічних вод, а також на мілководних ділянках водойм у теплу пору року. Саме з цих причин експериментальне моделювання може бути важливим засобом для встановлення впливу температури води на міграцію біогенних, органічних речовин і металів з донних відкладів до водного середовища.

В умовах експерименту найбільші концентрації біогенних, органічних речовин і металів спостерігались переважно на 14-ту добу експерименту за температури води 25 °С. Концентрація неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору та розчиненого силіцію збільшувалась максимально в 1,8, 5,8, 1,9 і 2,5 рази. Вміст легкоокиснюваних органічних речовин і загальний вміст органічних речовин збільшувався приблизно в 1,6 рази. Водночас, концентрація алюмінію, мангану і хрому збільшувалась в 1,9, 3,2 і 2 рази. Вміст феруму і купруму не зазнавав помітних змін. Зростання температури води впливає на відносний вміст неорганічних сполук азоту. Частка амонійного азоту знижується, а частка нітрит- і нітрат-йонів, навпаки, зростає, що, напевно, зумовлено інтенсифікацією процесів нітрифікації у водному середовищі. Додаткове використання штучної аерації за температури 25 °С призводить до деякого зниження концентрації неорганічного азоту, неорганічного і загального фосфору, розчинених органічних речовин, а також вмісту розчинених алюмінію, мангану і хрому порівняно з варіантом без аерації. Слід зазначити, що вплив температури води на міграцію хімічних речовин з донних відкладів не настільки відчутний, як за дефіциту розчиненого кисню та зниження рН і окисно-відновного потенціалу води у придонному горизонті. За ре-

зультатами експериментальних досліджень, що були проведені раніше, встановлено зростання вмісту розчинених Si, Al, Fe і Mn відповідно в 3, 10,3, 8,6 і 4,8 рази при зниженні рН води до 6,0 і дефіциті розчиненого кисню порівняно з нейтральним значенням рН і аеробними умовами. Дефіцит розчиненого кисню зумовлює збільшення надходження Fe і Mn з донних відкладів до води в 1,3 і 2,6 рази та не впливає на міграцію алюмінію.

Отже, збільшення температури води здатне безпосередньо впливати на надходження біогенних і розчинених органічних речовин та деяких металів з донних відкладів й істотно посилює його за сукупної дії таких чинників, як дефіцит розчиненого кисню та зниження рН і окисно-відновного потенціалу у придонному горизонті. Це дає підстави стверджувати, що подальше потепління клімату може помітно позначитись на збільшенні інтенсивності міграції хімічних речовин з донних відкладів.

Список використаної літератури

1. Аналітична хімія поверхневих вод / Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Київ : Наук. думка, 2007. 456 с.
2. Белоконь В.Н., Нахшина Е.П. Формы нахождения тяжелых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра. III. Кобальт, медь, цинк. *Гидробиол. журн.* 1993. Т. 29, № 1. С. 99—106.
3. Денисова А.И., Нахшина Е.П., Новиков Б.И., Рябов А.К. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. Киев : Наук. думка, 1987. 164 с.
4. Линник П.Н. Жежеря В.А., Жежеря Т.П. Миграция химических элементов в системе «донные отложения — вода» поверхностных водоемов при воздействии различных факторов среды. *Экол. химия.* 2016. Т. 25, № 4. С. 223—241.
5. Набиванець Б.И., Линник П.Н., Калабина Л.В. Кинетические методы анализа природных вод. Киев : Наук. думка, 1981. 140 с.
6. Рябов А.К., Сиренко Л.И. Искусственная аэрация природных вод. Киев : Наук. думка, 1982. 204 с.
7. Савранский Л.И., Наджафова О.Ю. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуолом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ. *Журн. аналит. химии.* 1992. Т. 47, № 9. С. 1613—1617.
8. Хільчевський В.К. Гідрохімічний словник. Київ : ДІА, 2022. 208 с.
9. Banks J.L., Ross D.J., Keough M.J. et al. Measuring hypoxia induced metal release from highly contaminated estuarine sediments during a 40 day laboratory incubation experiment. *Sci. Total Environ.* 2012. Vol. 420. P. 229—237.
10. Baran A., Tarnawski M. Assessment of heavy metals mobility and toxicity in contaminated sediments by sequential extraction and a battery of bioassays. *Ecotoxicology.* 2015. Vol. 24. P. 1279—1293.
11. Barceló-Quintal I.D., Solís-Correa H.E., Avila-Pérez P. et al. Determination of distributions of Cd, Cu, and Pb concentrations in sediments of a Mexican Reservoir to infer their environmental risk. *Biol. Trace Elem. Res.* 2012. Vol. 148. P. 122—132.
12. Brooks B.W., Valenti T.W., Cook-Lindsay B.A. et al. Influence of climate change on reservoir water quality assessment and management. In: Linkov I., Bridges T., Eds. Climate. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. Dordrecht: Springer, 2011. P. 491—522. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1770-1_26
13. Dallas H. Water temperature and riverine ecosystems: An overview of knowledge and approaches for assessing biotic responses, with special reference to South Africa. *Water SA.* 2008. Vol. 34, N 3. P. 393—404.

14. Delpla I., Jung V.A., Baures E. et al. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environ. Int.* 2009. Vol. 35, N 8. P. 1225—1233. [http:// dx.doi.org/10.1016/j.envint.2009.07.001](http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2009.07.001).
15. Dokulil M.T. Impact of climate warming on European inland waters. *Inland Waters*. 2014. Vol. 4, N 1. P. 27—40.
16. Fink G., Alcamo J., Flörke M., Reder K. Phosphorus loadings to the world's largest lakes: source and trends. *Glob. Biogeochem. Cycles*. 2018. Vol. 32. P. 617—632.
17. Gudasz C., Bastviken D., Premke K. et al. Constrained microbial processing of allochthonous organic carbon in boreal lake sediments. *Limnol. Oceanogr.* 2012. Vol. 57, N 1. P. 163—175. DOI: 10.4319/lo.2012.57.1.0163.
18. Gudasz C., Sobek S., Bastviken D. et al. Temperature sensitivity of organic carbon mineralization in contrasting lake sediments. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 2015. Vol. 120. P. 1215—1225. DOI: 10.1002/2015JG002928.
19. Haldna M., Milius A., Laugaste R., Kangur K. Nutrients and phytoplankton in Lake Peipsi during two periods that differed in water level and temperature. 2008. *Hydrobiologia*. Vol. 599. P. 3—11. DOI:10.1007/s10750-007-9208-9
20. Hannah D.M., Garner G. River water temperature in the United Kingdom: Changes over the 20th century and possible changes over the 21st century. *Progress in Physical Geography*. 2015. Vol. 39, N 1. P. 68—92. DOI: 10.1177/0309133314550669
21. 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.
22. Huang Y., Zhang D., Xu Z. et al. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen and temperature on heavy metal release from river sediments under laboratory conditions. *Archives of Environmental Protection*. 2017. Vol. 43, N 2. P. 28—36.
23. Huang Z., Liu C., Zhao X. et al. Risk assessment of heavy metals in the surface sediment at the drinking water source of the Xiangjiang River in South China. *Environ. Sci. Eur.* 2020. Vol. 32. Article number 23. 9 p.
24. James W.F. Diffusive phosphorus fluxes in relation to the sediment phosphorus profile in Big Traverse Bay, Lake of the Woods. *Lake Reserv. Manage.* 2017. Vol. 33, N 4. P. 360—368.
25. Kamau J.N., Gachanja A., Ngila C. et al. The seasonal and spatial variations of labile copper, iron, manganese, lead and zinc sediment fractions in Lake Naivasha, Kenya. *Lakes Reserv. Manage.* 2007. Vol. 12. P. 303—313.
26. Kaste O., Wright R., Barkved J.L. et al. . Linked models to assess the impacts of climate change on nitrogen in a Norwegian river basin and fjord system. *Sci. Total Environ.* 2006. Vol. 365, N 1—3. P. 200—222. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.035>
27. Li H., Shi A., Li M., Zhang X. Effect of pH, temperature, dissolved oxygen, and flow rate of overlying water on heavy metals release from storm sewer sediments. *J. Chem.* 2013. Vol. 2013. Article ID 434012. 11 p.
28. Linnik P.M. Climate change as an important factor of the formation of the chemical composition of surface waters at the present time (a review). *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 1. P. 78—94.
29. Linnik P.N. Complexation as the most important factor in the fate and transport of heavy metals in the Dnieper water bodies. *Anal. Bioanal. Chem.* 2003. Vol. 376, N 3. P. 405—412.
30. Linnik P.N., Leshchinskaya A.A., Nabivanets B.I. Methodology for investigating coexisting forms of chromium in natural waters. *Hydrobiol. J.* 1989. Vol. 25, N 2. P. 91—96.
31. Matisoff G., Kaltenberg E.M., Steely R.L. et al. Internal loading of phosphorus in western Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 2016. Vol. 42. P. 775—788.
32. 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.

33. Nedrich S.M., Burton G.A. Indirect effects of climate change on zinc cycling in sediments: the role of changing water levels. *Environ. Toxicol. Chem.* 2017. Vol. 36, N 9. P. 2456—2464.
34. 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.
35. 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.
36. 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.
37. Saleem M., Iqbal J., Akhter G., Shah M.H. Fractionation, bioavailability, contamination and environmental risk of heavy metals in the sediments from a freshwater reservoir, Pakistan. *J. Geochem. Explor.* 2018. Vol. 184. P. 199—208.
38. Shine J.P., Ika R., Ford T.E. Relationship between oxygen consumption and sediment-water fluxes of heavy metals in coastal marine sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 1998. Vol. 17, N 11. P. 2325—2337.
39. Siemieniuk A., Szczykowska J., Wiater J. Eutrophication as a priority issue of water quality in small retention reservoirs. *J. Ecol. Engineering.* 2016. Vol. 17, N 3. P. 143—147.
40. Skowron R. Thermal structure of water during the summer in lakes of the Polish Lowlands as a result of their varied morphometry. *Limnol. Rev.* 2020. Vol. 20, N 2. P. 89—95. DOI: 10.2478/limre-2020-0010
41. Solim S.U., Wanganeo A. Factors influencing release of phosphorus from sediments in a high productive polymictic lake system. *Water Sci. Technol.* 2009. Vol. 60, N 4. P. 1013—1023.
42. Sondergaard M., Jensen J.P., Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia.* 2003. Vol. 506. P. 135—145.
43. Szumińska D., Czapiewski S., Goszczyński J. Changes in hydromorphological conditions in an endorheic lake influenced by climate and increasing water consumption, and potential effects on water quality. *Water.* 2020. Vol. 12. Article number 1348. 26 p.
44. Taberna Jr. H.S., Nillos M.G.G., Pahila I.G., Arban J.P.B. Distribution and geochemical behaviour of heavy metals (Cr, Cu, Ni and Pb) in Iloilo river estuarine sediments. *AES Bioflux.* 2015. Vol. 7, N 1. P. 11—19.
45. Velthuis M., Kosten S., Aben R. et al. Warming enhances sedimentation and decomposition of organic carbon in shallow macrophyte-dominated systems with zero net effect on carbon burial. *Glob. Change Biol.* 2018. Vol. 24. P. 5231—5242.
46. Wang R., Yan X., Niu Z., Chen W. Long-term changes in inland water surface temperature across China based on remote sensing data. *J. Hydrometeorol.* 2021. Vol. 22. P. 523—532. DOI: 10.1175/JHM-D-20-0104.1
47. Whitehead P.G., Wilby R.L., Battarbee R.W. et al. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrol. Sci. J.* 2009. Vol. 54, N 1. P. 101—123.
48. Woolway R.I., Sharma S., Smol J.P. Lakes in hot water: The impacts of a changing climate on aquatic ecosystems. *BioScience.* 2022. Vol. 72, N 11. P. 1050—1061. <https://doi.org/10.1093/biosci/biac052>
49. Wu Y., Wen Y., Zhou J., Wu Y. Phosphorus release from lake sediments: Effects of pH, temperature and dissolved oxygen. *KSCE Journal of Civil Engineering.* 2014. Vol. 18, N 1. P. 323—329.
50. Yang C., Yang P., Geng J. et al. Sediment internal nutrient loading in the most polluted area of a shallow eutrophic lake (Lake Chaohu, China) and its contribution to lake eutrophication. *Environ. Pollution.* 2020. Vol. 262. Article number 114292.
51. Zerbe J., Sobczyński T., Elbanowska H., Siepak J. Speciation of heavy metals in bottom sediments of lakes. *Polish J. Environ. Studies.* 1999. Vol. 8, N 5. P. 331—339.

52. 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.

Надійшла 20.01.2023

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

T.P. Zhezherya, PhD (Geogr.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: tanyadyka@ukr.net

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.P. Osipenko, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyr Ivasyuk Avenue, 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: vosypenko@ukr.net

EXPERIMENTAL SIMULATION OF THE INFLUENCE OF TEMPERATURE ON THE MIGRATION OF CHEMICAL SUBSTANCES FROM BOTTOM SEDIMENTS

The article discusses the results of experimental studies of the influence of water temperature on the migration of biogenic compounds, organic substances and metals from bottom sediments to the aquatic environment. It was established that an increase in water temperature from 5 °C to 15 °C leads to an increase in the concentration of inorganic nitrogen, inorganic and total phosphorus, and dissolved silicon by 1.6, 1.1, 1.2, and 1.4 times. If the water temperature increased from 5 °C to 25 °C, the content of these biogenic compounds increased by 1.8, 5.8, 1.9, and 2.5 times. The increase in water temperature also affected the share of nitrogen compounds in the total balance of inorganic nitrogen. The relative content of ammonium nitrogen decreased, while the share of nitrite and nitrate ions increased due to nitrification. The concentration of easily oxidizable organic substances and the total content of organic substances also increased approximately 1.6 times when the water temperature increased from 5 °C to 25 °C. Under these conditions, the concentration of aluminum, manganese, and chromium increased by 1.9, 3.2, and 2 times, but the content of iron and copper did not undergo significant changes due to their presence in inaccessible fractions of bottom sediments. Artificial aeration, which was used at a temperature of 25 °C, slightly reduced the concentration of inorganic nitrogen, inorganic and total phosphorus, dissolved organic substances, as well as dissolved aluminum, manganese, and chromium compared to the time when it was not applied. It was established that an increase in water temperature leads to the migration of the studied chemical compounds from bottom sediments, but not as intensively as, for example, with a deficiency of dissolved oxygen and a decrease in pH and redox potential of water in the bottom horizon.

Keywords: water temperature, biogenic substances, dissolved organic substances, metals, bottom sediments, migration.

Hydrobiological Journal

Number 4

2023

CONTENTS

General Hydrobiology

A.V. Liashenko & K.Ye. Zorina-Sakharova. The communities of benthic invertebrates of the Kiliia Danube delta 3

Giang Nguyen Dang, Hoa Thanh Ha & Tuan Van Vu. Some legal controversies on equitable and sustainable utilization of transboundary water resources in practice (on the example of the Mekong river). 20

V.V. Trylis & V.O. Chumak. The influence of a natural pest on the development of the invasive species *Pistia stratiotes* L. in water bodies near Kyiv 40

Fish-Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

B.S. Hulak. Current state of the population and fishery of the Baltic prawn *Palaemon adspersus* Rathke, 1837 (Decapoda, Palaemonidae) in the northwestern part of the Black Sea. 48

Aquatic Microbiology

Ye.V. Starosyla & V.I. Yuryshynets. Bacterioplankton and bacteriobenthos as ecological indicators of the reservoirs' ecology-sanitary state and the safety of water use 65

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Plants

O.M. Usenko & I.M. Konovets. Content of phenol carboxylic acids in the water of thickets of aquatic vascular plants of various ecological groups. 81

Hydrochemistry

V.A. Zhezherya, T.P. Zhezherya, P.M. Linnik & V.P. Osipenko. Experimental simulation of the influence of temperature on the migration of substances from bottom sediments 94

Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2023. Т. 59, № 4. 1–112

Гідробіологічний журнал. Т. 59, № 4, 2023