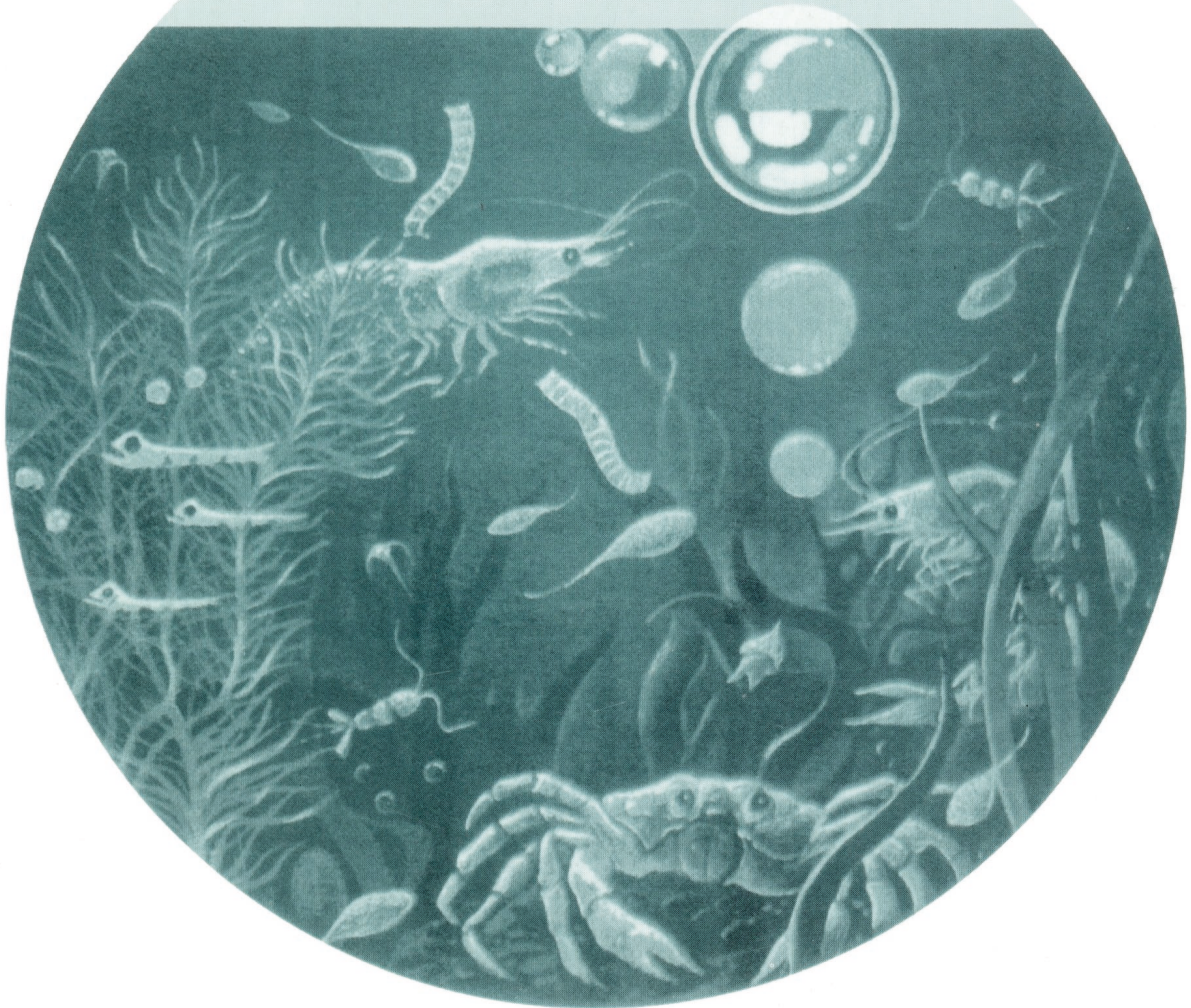


ISSN 0375-8990

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ



4(346)

ТОМ 58 • 2022

Засновники: Національна академія наук України та Інститут гідробіології НАН України

Видавець: Інститут гідробіології НАН України

Редакційна колегія

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

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

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

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

Editorial Board

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

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ

ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

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

4 (346)
том 58 • 2022

ЗМІСТ

Загальна гідробіологія

Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Якушин В.М. Структурно-функціональна організація фітопланктону великого рівнинного водосховища в умовах глобальних кліматичних змін (на прикладі Канівського водосховища) 3

Рибогосподарська гідробіологія та іхтіологія

Куцоконь Ю.К., Юришинець В.І., Щербатюк М.М., Маруцак О.Ю., Заїченко Н.В., Дупак В.С. Чужорідні види риб та їхні паразити р. Здвиж: загальна характеристика, маркерні показники, схема моніторингу. 28

Екологічна фізіологія і біохімія водних рослин

Пасічна О.О., Горбатюк Л.О., Платонов М.О., Бурмістренко С.П., Годлевська О.О., Вітовецька Т.В. Особливості впливу міді (II) і свинцю (II) на вміст пігментів у *Ceratophyllum demersum* L. 48

Ісмаїл М.М., Ноаман Н.Х. Біохімічний профіль, харчова цінність та біологічна активність *Arthrospira platensis* Gomont 60

Гідрохімія

Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М., Осипенко В.П., Євтух Т.В. Особливості динаміки окремих елементів гідрохімічного режиму малих водойм урбанізованої території: біогенні та органічні речовини. 85

Затверджено до друку Вченою радою інституту (протокол № 7 від 29.07.2022 р.)

Адреса редакції та видавця

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

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

Підп. до друку 29.07.2022. Формат 70×108/16. Гарн. Minion Pro.
Ум. друк. арк. 8,75. Обл.-вид. арк. 13,8. Тираж 162 прим. Зам. №

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

ЗАГАЛЬНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК [58.036.2:581.526.325.2](282.247.32)

В.І. ЩЕРБАК, д. б. н., проф., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ek424nat@ukr.net
ORCID 0000-0002-1237-6465

Н.Є. СЕМЕНЮК, д. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: natasemenyuk@gmail.com
ORCID 0000-0003-4447-3507

В.М. ЯКУШИН, д. б. н., пров. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ecovod.igb@gmail.com

СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНА ОРГАНІЗАЦІЯ ФІТОПЛАНКТОНУ ВЕЛИКОГО РІВНИННОГО ВОДОСХОВИЩА В УМОВАХ ГЛОБАЛЬНИХ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН (НА ПРИКЛАДІ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА)

*У роботі розглянуто багаторічну динаміку фітопланктону великого рівнинного водосховища в умовах глобальних змін клімату (на прикладі Канівського водосховища, Україна). Сучасні натурні дослідження проводились у літні сезони років, температурний режим яких характеризувався різним відхиленням від кліматичної норми. Проведено порівняння отриманих результатів із ретроспективними даними минулого століття. Відгук фітопланктону водосховища на глобальне потепління клімату включає: підвищення загальної чисельності угруповань, збільшення абсолютної біомаси *Cyanobacteria* та їхньої частки у загальній біомасі угруповань, зменшення біомаси *Bacillariophyta*, зміну структурної організації домінуючого комплексу, збільшення частки дрібноклітинних видів. Найбільш репрезентативним індикатором кліматичних змін виявилась частка біомаси *Cyanobacteria*, що підтверджується літературними даними щодо інших водосховищ світу від помірної до тропічної зони.*

Ключові слова: *фітопланктон, великі рівнинні водосховища, річка Дніпро, зміни клімату, температура, *Cyanobacteria*, «цвітіння» води.*

Ц и т у в а н н я: Щербак В.І., Семенюк Н.Є., Якушин В.М. Структурно-функціональна організація фітопланктону великого рівнинного водосховища в умовах глобальних кліматичних змін (на прикладі Канівського водосховища). *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 4. С. 3—27.

Встановлено [34], що глобальні зміни клімату є однією з найактуальніших проблем сьогодення. Упродовж ХХ ст. середня температура повітря у Північній півкулі підвищилась приблизно на $0,7 \pm 0,2$ °С, і останнє десятиліття було найтеплішим. Відповідно прогнозується, що температура повітря буде підвищуватись і в майбутньому. Зокрема, моделі глобальної циркуляції, з використанням сценаріїв, які враховують зростання вмісту діоксиду вуглецю та інших парникових газів в атмосфері, прогнозують збільшення середньої температури повітря на 1,5—5 °С до 2100 р. [60].

В Україні, починаючи з 80-х років минулого століття і до теперішнього часу, на всій території спостерігається статистично значуще підвищення як денної, так і нічної температури повітря [6].

Водні екосистеми є надзвичайно вразливими до змін клімату, оскільки їхній термічний режим тісно пов'язаний із температурою повітря. Так, за останні 100 років зареєстровано підвищення температури води на 1—3 °С у таких великих європейських річках, як Рейн та Дунай [21, 61]. Встановлено зростання температури води у річковій ділянці Канівського водосховища на 1,4—1,7 °С, а в озерній — на 1,7—2,0 °С з 1977 по 2012 рр. [1].

Фітопланктон, як первинна ланка, що формує потоки енергії водних екосистем, першим реагує на зміни умов середовища, зумовлені потеплінням клімату. Перебудова його структурно-функціональної організації під впливом підвищеної температури призводить до змін і на вищих трофічних рівнях екосистеми [54].

Інформаційний пошук показав, що великий масив опублікованих наукових робіт, у яких розглядається вплив кліматичних змін на фітопланктон, відноситься до океанічних і морських екосистем [18, 22, 26, 31—33, 37, 46, 53, 55].

Що стосується прісноводного фітопланктону, то дослідження його відгуку на зміни клімату в основному зосереджені на природних озерах [5, 14, 23, 24, 27, 28, 30, 35, 38, 40, 44, 45, 48—52, 56, 60]. Наприклад, розглянуто вплив кліматичних флуктуацій на такі великі озера, як оз. Вашингтон, оз. Тахо (США), оз. Констанц, Женевське озеро, Цюрихське озеро (Швейцарія), описано довгострокові тенденції у гідрофізичних, гідрохімічних і гідробіологічних характеристиках, у тому числі у видовому складі фітопланктону та періодах «цвітіння» води [60]. Проаналізовано роль потепління клімату у багаторічній динаміці фітопланктону оз. Онтаріо (США) [24], оз. Мйоса (Норвегія) [45], оз. Балхаш (Казахстан) [40].

У багатьох роботах наголошується, що серед усіх таксонів водоростей, які населяють водну товщу озер світу, найбільше занепокоєння викликають *Cyanobacteria*, і одне із найнагальніших питань — як кліматичні зміни можуть вплинути на їхній розвиток [23, 35, 38, 50—52]. Аналіз наведеної низки публікацій показує, що досі не отримано чітких однозначних висновків щодо зв'язку між змінами клімату та «цвітінням» води ціанобактеріями. В основному це зумовлено тим, що досить складно відділити вплив на фітопланктон кліматичних змін (природних чи антропогенних)

від дії інших чинників антропогенного походження (наприклад, евтрофування) [46].

На основі дослідження 143 озер різних широт в Європі та Америці показано, що з підвищенням температури частка біомаси ціанобактерій різко зростає [38]. Збільшення розвитку *Cyanobacteria* при підвищенні температури також зареєстровано для бореального озера Пюхярві (Фінляндія) [52], оз. Ньїве (Нідерланди) [35], оз. Лунцер (Австрія) [54], оз. Ванкувер (штат Вашингтон, США) [56]. У низці публікацій повідомляється про те, що в останні десятиліття зросла чисельність ціанобактерій та посилились явища «цвітіння» води в оз. Кінерет (Ізраїль), що, серед інших факторів, пов'язано з потеплінням клімату [28, 30, 48, 49]. Перехід до домінування ціанобактерій також відмічено в останні роки у фітопланктоні озер Щучинсько-Борової курортної зони (Казахстан) [5].

У той же час, недостатньо вивчено вплив кліматичних змін на фітопланктон природно-штучних водних екосистем, якими є великі рівнинні водосховища, зокрема водосховища Дніпровського каскаду. У проаналізованих нами публікаціях по водосховищах світу [13, 15, 16, 19, 20, 25, 36, 39, 42, 43, 47, 63] в основному описується структура фітопланктону за різних температур води, а конкретних робіт, де б розглядався його відгук на зміни клімату в аспекті кількох десятиліть, практично немає. При цьому більшість цих статей стосується водосховищ, які не завжди знаходяться на великих рівнинних річках, а до того ж у субтропічних, тропічних, аридних зонах. Публікацій щодо водосховищ помірної поясу значно менше [13, 39, 43, 47, 63].

Вважаємо, що актуальність сучасних досліджень відгуку фітопланктону дніпровських водосховищ на кліматичні зміни зумовлена наступним:

1) Великі рівнинні водосховища є унікальними природно-штучними екосистемами, екологічні умови у яких суттєво відрізняються від природних озер і річок.

2) У науковій літературі підкреслюється мізерність наявних сучасних даних та необхідність детальнішого моніторингу динаміки «цвітіння» води ціанобактеріями в умовах кліматичних змін [23, 50, 51]. Тому великі рівнинні водосховища, такі як дніпровські, можуть слугувати модельними об'єктами для проведення таких досліджень.

3) Дніпровські водосховища є евтрофними екосистемами [57, 58], а доведено [51], що в евтрофних водних екосистемах зміна клімату виступає потужним «каталізатором» для подальшого поширення «цвітіння» води ціанобактеріями у глобальному масштабі.

4) Дніпровські водосховища використовуються як джерела питного водопостачання для майже 30-мільйонного населення [7], а надмірний розвиток *Cyanobacteria* в умовах потепління клімату може спричинити надходження у воду альготоксинів [3, 4], що становить загрозу для здоров'я населення.

Мета роботи — дослідити багаторічну динаміку фітопланктону великого рівнинного водосховища в умовах глобальних змін клімату (на прикладі Канівського водосховища, Україна).

Матеріал і методика досліджень

Натурні дослідження фітопланктону проводились на різних ділянках Канівського водосховища за сіткою станцій Інституту гідробіології НАН України у літні сезони (липень) 2017 та 2019 рр. Карту-схему району дослідження наведено у попередній публікації [8]. Станції спостереження включали глибоководні і мілководні біотопи таких ділянок:

- нижче греблі Київської ГЕС (50°35'15" пн. ш., 30°30'41" с. д.);
- затока Собаче гирло (50°31'26" пн. ш., 30°31'34" с. д.);
- затока Оболонь (50°30'31" пн. ш., 30°31'01" с. д.);
- о. Труханів, нижче Московського мосту (50°29'18" пн. ш., 30°32'32" с. д.);
- вище скиду Бортницької станції аерації (50°19'13" пн. ш., 30°37'38" с. д.);
- нижче скиду Бортницької станції аерації (50°18'59" пн. ш., 30°37'53" с. д.);
- гирло р. Либідь (50°22'54" пн. ш., 30°34'44" с. д.);
- район м. Українка (50°07'45" пн. ш., 30°46'07" с. д.).

Для врахування вертикального розподілу фітопланктону, можливої температурної стратифікації, альгологічні проби на глибоководних біотопах (з глибинами від 5,0 м і більше) відбирали з поверхневих, серединних і придонних горизонтів водної товщі.

Фіксацію, седиментацію, камеральне опрацювання проб проводили згідно з загальновідомими методами [10]. Домінантами вважали види, біомаса яких складала не менш ніж 10 % від загальної біомаси, субдомінантами — 5 %. Достовірність відмінностей середніх величин оцінювали за допомогою критерію Стьюдента.

Для порівняння результатів сучасних натурних досліджень із ретроспективними даними використані аналогічні матеріали, опубліковані в монографії [12].

Кластерний аналіз подібності угруповань фітопланктону проводили за коефіцієнтом Брея — Кертіса [41]. Перевагою даного коефіцієнту є те, що він враховує не тільки видовий склад, але й кількісні показники порівнюваних угруповань. Коефіцієнт Брея — Кертіса розраховували за формулою:

$$BC_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^s |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^s (x_{ij} + x_{ik})}$$

де BC_{jk} — коефіцієнт подібності Брея — Кертіса для угруповань j і k ; x_{ij} , x_{ik} — чисельність (біомаса) i -го виду в угрупованнях j і k відповідно. Статистичний аналіз даних виконували за допомогою комп'ютерних програм

Past 4.03, Statistica 6.0. Таксономічну номенклатуру водоростей наведено згідно з міжнародним електронним каталогом AlgaeBase [29].

Результати досліджень

Температурний режим у роки проведення натурних досліджень. Експедиційні дослідження на Канівському водосховищі проводились у літні сезони років, які суттєво відрізнялись за своїм температурним режимом (табл. 1).

Так, за даними Центральної геофізичної обсерваторії ім. Бориса Срезневського НАН України (ЦГО) [9] середньомісячна температура повітря в м. Києві в липні 2017 р. становила 20,9 °С. При цьому кліматична норма температури повітря в липні по м. Києву, розрахована на основі середньобогаторічних даних 1961—1990 рр., складає 19,3 °С. Отже, відхилення середньої температури повітря в липні 2017 р. від кліматичної норми (Δ) дорівнювало 1,6 °С.

У липні 2019 р. середньомісячна температура повітря складала 19,8 °С, а її відхилення від кліматичної норми — 0,5 °С.

Аналіз денної температури повітря під час експедиційних досліджень (передостанній тиждень липня) показує, що в 2017 р. вона коливалась від 23,0 до 26,0 °С, а в 2019 р. — від 19,0 до 24,0 °С. Відповідно, температура води в липні 2019 р. також була нижчою, ніж у липні 2017 р. (див. табл. 1).

Отже, можна стверджувати, що кліматичні умови влітку 2017 р. були значно теплішими, ніж влітку 2019 р. Для більшої наочності надалі в роботі використовуватиметься умовне позначення «більш теплий рік» для 2017 р. та «менш теплий рік» — для 2019 р.

Сучасна характеристика фітопланктону в роки з різним температурним режимом. Структурні показники. У липні 2017 р. у фітопланктоні Канівського водосховища було виявлено 64 види та внутрішньовидові таксони водоростей (в. в. т.), які належали до шести відділів (Cyanobacteria, Bacillariophyta, Cryptophyta, Miozoa, Ochrophyta, Chlorophyta). Ядро фітопланктону формували такі роди, як *Microcystis*, *Pediastrum*, *Desmodesmus*, *Scenedesmus*, *Nitzschia*. У липні 2019 р. було ідентифіковано 46 в. в. т. водоростей з шести відділів (Cyanobacteria, Bacillariophyta, Miozoa, Ochrophyta, Chlorophyta, Euglenozoa). Найбільшою кількістю видів були представлені роди *Aulacoseira*, *Navicula*, *Chlamydomonas*, *Desmodesmus*.

Слід звернути увагу на відмінності флористичної структури фітопланктону в роки з різним температурним режимом. Так, у «менш теплому» 2019 р. ($\Delta = 0,5$ °С.) частка ціанобактерій складала 13 %, а в «більш теплому» ($\Delta = 1,6$ °С) вона була в півтора рази вищою — 20 %. Аналогічна закономірність була характерна і для зелених водоростей: 33 % у 2019 р. порівняно з 39 % — у 2017 р. Діатомові водорості, навпаки, були представлені більшою кількістю видів у «менш теплому» році — 41 % у 2019 р. проти 27 % у 2017 р.

Функціональні показники. Порівняльний аналіз кількісних характеристик розвитку фітопланктону показав, що вони коливались у широкому діапазоні навіть у межах одного року спостережень. Так, у «більш теп-

Таблиця 1
Порівняльний аналіз температурних режимів повітря та води у роки проведення досліджень

Роки	Температура повітря			Температура води							
	середньомісячна t повітря в липні, °С*	відхилення t повітря від кліматичної норми 1961—1990 рр. (Δ , °С)	денна t повітря під час експедиційних досліджень, °С	t води за весь липень, °С***		t води під час експедиційних досліджень, °С****					
			мін.	макс.	серед.	мін.	макс.	серед.			
2017	20,9	1,6	23,0	26,0	24,4	19,0	24,0	21,5	22,0	23,4	22,6
2019	19,8	0,5	19,0	24,0	21,0	19,0	23,0	20,6	21,5	23,1	22,1

* За даними Центральної геофізичної обсерваторії (ЦГО) [9]; ** за даними ЦГО кліматична норма температури повітря в липні (середньобігаторічні дані 1961—1990 рр.) становить 19,3 °С [9]; відхилення (Δ , °С) розраховано нами; *** за даними Інтернет-джерела «Каневское водохранилище. Температура воды» [2]; **** за нашими вимірюваннями.

лому» 2017 р. чисельність фітопланктону в поверхневих горизонтах водної товщі складала від 3108 до 124 155 тис. кл/дм³, у придонних горизонтах — від 2780 до 25 008 тис. кл/дм³. У «менш теплому» 2019 р. чисельність планктонних водоростей у поверхневих горизонтах змінювалась у межах 7470—38 949 тис. кл/дм³, у придонних горизонтах — 4200—40 106 тис. кл/дм³.

Біомаса фітопланктону в «більш теплому» 2017 р. становила 0,78—11,64 г/м³ для поверхневих горизонтів і 0,53—2,95 г/м³ — для придонних. У «менш теплому» 2019 р. цей показник відповідно складав 1,57—4,61 г/м³ у поверхневих горизонтах і 1,30—1,68 г/м³ — у придонних.

У якості ілюстрації, що підтверджує вищесказане, на рисунку 1 представлено просторовий розподіл біомаси фітопланктону на деяких станціях спостереження у липні 2017 та 2019 рр.

З рисунку видно, що структура біомаси фітопланктону у різні роки значно відрізнялась. Так, у «більш теплому» 2017 р. майже на всіх станціях спостереження домінували Cyanobacteria з біомасою 0,24—8,84 г/м³ (32—89 %) у поверхневих горизонтах і 0,02—2,44 г/м³ (5—82 %) у придонних горизонтах. Біомаса Bacillariophyta була значно меншою: 0,17—0,47 г/м³ у поверхневих горизонтах та 0,08—0,32 г/м³ — у придонних.

У той же час, у «менш теплому» 2019 р. основним ценозоутворюючим відділом були Bacillariophyta. Їхня біомаса досягала 0,63—3,64 г/м³ (27—90 %) у поверхневих горизонтах та 0,08—3,31 г/м³ (до

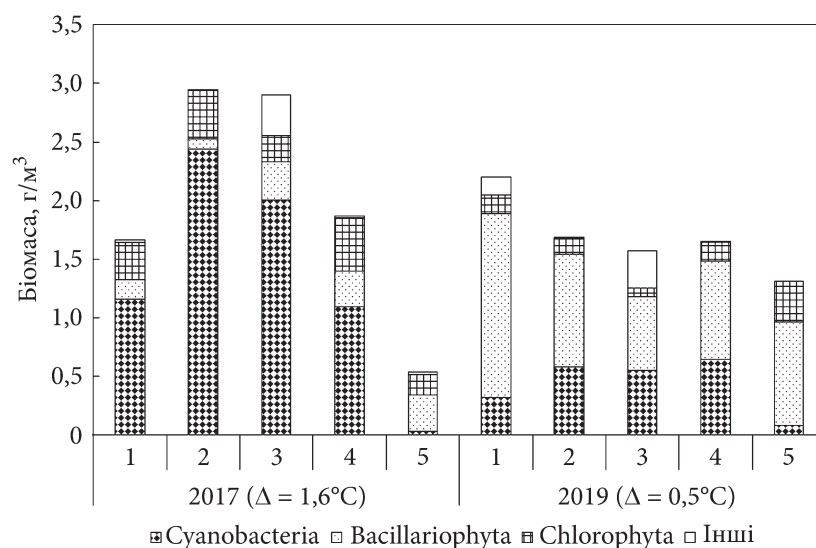


Рис. 1. Структура біомаси фітопланктону Канівського водосховища у роки з різним відхиленням (Δ) середньомісячної температури від кліматичної норми: 1 — ділянка нижче греблі Київської ГЕС, поверхневий шар; 2 — придонний шар; 3 — нижче с. Бортничі, поверхневий шар; 4 — м. Українка, поверхневий шар; 5 — м. Українка, придонний шар

60%) у придонних горизонтах. Біомаса *Cyanobacteria* при цьому була нижчою і складала 0,31—1,20 г/м³ у поверхневих горизонтах і 0,08—0,57 г/м³ — у придонних.

Виходячи з вищенаведених цифрових даних, вважаємо, що біомаси окремих відділів та їхні відсоткові частки є більш чутливими індикаторами кліматичних змін, ніж загальна біомаса (або чисельність) фітопланктону.

Для підтвердження даної гіпотези було оцінено, чи є статистично достовірними відмінності між середніми показниками кількісного розвитку фітопланктону в роки з різним температурним режимом («більш теплим» 2017 р. та «менш теплим» 2019 р.). Було проаналізовано такі показники: загальна чисельність (ΣN), загальна біомаса (ΣB), біомаса окремих відділів (*Cyanobacteria*, *Ochrophyta*, *Miozoa*, *Ochrophyta*, *Chlorophyta*) та їхня відсоткова частка у загальній біомасі фітопланктону. Достовірність відмінностей середніх величин оцінювали за допомогою критерію Стьюдента (табл. 2).

Із представлених у таблиці даних видно, що у відсотковому співвідношенні *Cyanobacteria* та *Bacillariophyta* спостерігалась статистично достовірна різниця між «більш теплим» та «менш теплим» роками. Так, частка ціанобактерій у «більш теплому» 2017 р. складала 66±8 %, а в «менш теплому» 2019 р. була достовірно нижчою — 24±6 % ($t = 4,05$; $p = 0,003$). Частка діатомових водоростей, навпаки, достовірно зростала в «менш теплому» році: з 18±9 % у 2017 р. до 56±11 % у 2019 р.

Таблиця 2
Кількісне різноманіття фітопланктону поверхневих горизонтів Канівського водосховища в роки з різним температурним режимом

Показники	Сучасні дані			Порівняння з ретроспективними даними		
	2017 р. ($\Delta = 1,6$)	2019 р. ($\Delta = 0,5$)	t (2017–2019)	1998 р.* ($\Delta = 0,2$)	t (1998–2017)	t (1998–2019)
ΣN , тис. кл/дм ³	3108–124155 37494±18141	7470–38949 22227±5739	$t = 0,74$ $p = 0,48$	744–8670 3461±1112	$t = 2,19$ $p = 0,05$	$t = 4,05$ $p = 0,002$
ΣB , г/м ³	0,78–11,64 3,93±0,64	1,57–4,61 2,81±0,63	$t = 0,59$ $p = 0,57$	0,23–16,13 4,39±2,45	$t = 0,14$ $p = 0,89$	$t = 0,50$ $p = 0,63$
Суанобacteria, г/м ³	0,24–8,84 2,92±1,31	0,31–1,20 0,60±0,16	$t = 1,60$ $p = 0,14$	0–0,22 0,07±0,02	$t = 2,56$ $p = 0,02$	$t = 4,14$ $p = 0,002$
Суанобacteria, %	32–89 66±8	8–39 24±6	$t = 4,05$ $p = 0,003$	0–34 7±4	$t = 7,08$ $p = 0,001$	$t = 2,46$ $p = 0,03$
Васіларіофyta, г/м ³	0,17–0,47 0,35±0,04	0,63–3,64 1,59±0,54	$t = 2,53$ $p = 0,03$	0,04–13,79 2,06±1,69	$t = 0,86$ $p = 0,40$	$t = 0,22$ $p = 0,83$
Васіларіофyta, %	4–61 18±9	27–90 56±11	$t = 2,70$ $p = 0,02$	4–92 37±10	$t = 1,29$ $p = 0,22$	$t = 1,17$ $p = 0,26$
Мізоа, г/м ³	0–2,23 0,42±0,36	1,95–2,43 0,48±0,37	$t = 0,12$ $p = 0,91$	0–1,36 0,19±0,17	$t = 0,64$ $p = 0,53$	$t = 0,83$ $p = 0,42$
Мізоа, %	0–19 5±3	0–42 13±8	$t = 1,10$ $p = 0,30$	0–8 1±1	$t = 1,22$ $p = 0,24$	$t = 2,02$ $p = 0,07$
Осхрофyta, г/м ³	0–0,04 0,01±0,005	0,007–0,01 0,003±0,001	$t = 1,44$ $p = 0,18$	0,001–0,85 0,11±0,10	$t = 0,81$ $p = 0,43$	$t = 0,80$ $p = 0,44$

Продовження табл. 2

Показники	Сучасні дані			Порівняння з ретроспективними даними		
	2017 р. ($\Delta = 1,6$)	2019 р. ($\Delta = 0,5$)	t (2017—2019)	1998 р.* ($\Delta = 0,2$)	t (1998—2017)	t (1998—2019)
Ochromyta, %	$\frac{0-1}{0,5 \pm 0,2}$	$\frac{0-0,4}{0,1 \pm 0,1}$	$\frac{t = 1,22}{p = 0,25}$	$\frac{0,1-5}{1 \pm 0,6}$	$\frac{t = 0,97}{p = 0,35}$	$\frac{t = 1,26}{p = 0,23}$
Chlorophyta, г/м ³	$\frac{0,05-0,45}{0,21 \pm 0,06}$	$\frac{0,07-0,16}{0,12 \pm 0,02}$	$\frac{t = 1,30}{p = 0,23}$	$\frac{0,04-5,78}{1,15 \pm 0,68}$	$\frac{t = 1,18}{p = 0,26}$	$\frac{t = 1,17}{p = 0,26}$
Chlorophyta, %	$\frac{1-24}{10 \pm 4}$	$\frac{2-10}{5 \pm 2}$	$\frac{t = 1,13}{p = 0,29}$	$\frac{5-93}{43 \pm 9}$	$\frac{t = 2,80}{p = 0,02}$	$\frac{t = 3,04}{p = 0,01}$

Примітка. N — чисельність; B — біомаса; t — критерій Стьюдента; p — достовірність різниці середніх величин за критерієм Стьюдента (достовірні різниці за $p \leq 0,05$ позначено напівжирним шрифтом); * дані за 1998 р. згідно з [12].

Подібну закономірність було встановлено іншими дослідниками для фітопланктону оз. Маскегон (США). Так, 2019 р. у районі дослідження був аномально холодним, і це призвело до того, що діатомові водорості домінували у фітопланктоні озера впродовж усього вегетаційного сезону, формуючи до 75 % чисельності [44].

Отже, вважаємо, що на рівні відділів репрезентативним біоіндикатором кліматичних змін є відсоткове співвідношення ціанобактерій та діатомових водоростей.

Цікаво також використати й інший методичний підхід до оцінки відгуку фітопланктону на кліматичні зміни: дослідити наявність цього феномену на рівні видів. Для цього нами було проведено кластерний аналіз видового складу планктонних водоростевих угруповань у 2017 та 2019 рр. за допомогою коефіцієнта подібності Брея — Кертиса [41] (рис. 2).

Отримана дендрограма чітко розділилась на два кластери: перший — водоростеві угруповання 2017 р., другий — водоростеві угруповання 2019 р. Такий розподіл свідчить про те, що ступінь подібності угруповань у різних біотопах (станціях спостережень) в один рік є значно вищим, ніж ступінь подібності угруповань в одному біотопі, але в різні роки. Іншими словами, можна стверджувати, що проаналізовані планктонні угруповання характеризувались континуальністю в просторі, але дискретністю у часі. Просторовий континуум може пояснюватись тим, що всі досліджувані біотопи пов'язані між собою гід-



Рис. 2. Дендрограма подібності планктонних водоростевих угруповань різних ділянок Канівського водосховища в роки з різним температурним режимом за коефіцієнтом подібності Брея — Кертиса

рологічно, а верхня частина Канівського водосховища, у межах якої вони знаходяться, є лотичною екосистемою. Часова дискретність між водоростевими угрупованнями різних років може бути зумовлена різницею в їхньому температурному режимі.

Якщо окремо розглянути кожний з цих двох великих кластерів, помітно, що в межах кластеру 2017 р. коефіцієнти Серенсена є значно вищими, ніж у межах кластеру 2019 р.: відповідно 0,64—0,70 і 0,37—0,43. Отже, у 2017 р. планктонні водоростеві угруповання характеризувались суттєво більшим ступенем подібності, що може бути пов'язано з дією спільного екологічного чинника — підвищеної температури води.

Для більш глибокого пояснення отриманих коефіцієнтів Брея — Кертиса та порядку розташування водоростевих угруповань на дендрограмі необхідно проаналізувати спільності і відмінності у видовому і кількісному складі угруповань. З огляду на це розглянемо структурну організацію їхнього домінуючого комплексу (табл. 3).

Із таблиці видно, що в «більш теплом» 2017 р. домінуючий комплекс був олігодомінантним або монодомінантним. Кількість домінантів (≥ 10 % від загальної біомаси) складала один — два види; кількість субдомінантів (≥ 5 % від загальної біомаси) — до одного виду. Показано, що майже на всіх станціях спостереження основу біомаси фітопланктону (56—71 %) формувала ціанобактерія *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing (агент «цвітіння» води). Завдяки цій спільній рисі водоростеві угруповання на дендрограмі (див. рис. 2) об'єдналися в один кластер 2017 р. з високим рівнем подібності (коефіцієнти Брея — Кертиса 0,64—0,70).

У той же час, у «менш теплом» 2019 р. домінуючий комплекс фітопланктону відрізнявся полідомінантною структурою. У кожному угрупованні зареєстровано три — п'ять домінантів і до двох субдомінантів. До складу домінуючого комплексу входили представники різних відділів:

Таблиця 3
 Структурна організація домінуючого комплексу фітопланктону Канівського водосховища в липні у роки з різним температурним режимом

Види-домінанти ($\geq 10\%$) і субдомінанти ($\geq 5\%$)	2017 р. ($\Delta = 1,6$)				2019 р. ($\Delta = 0,5$)					
	нижче греблі ГЕС		м. Українка		заг. Собаче гирло		нижче с. Бортничі		м. Українка	
	ПОВ.	ДНО	ПОВ.	ДНО	ПОВ.	ДНО	ПОВ.	ДНО	ПОВ.	ДНО
CYANOBACTERIA										
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nägeli	—	—	—	—	—	*	—	—	$\frac{0,296}{18}$	$\frac{0,069}{5}$
<i>Merismopedia tranquilla</i> (Ehrenberg) Trevisan	—	—	—	—	—	$\frac{0,227}{13}$	—	—	$\frac{0,140}{8}$	—
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	$\frac{0,940}{57}$	$\frac{2,096}{71}$	$\frac{1,792}{62}$	$\frac{1,046}{56}$	$\frac{0,315}{14}$	—	$\frac{0,211}{13}$	—	—	—
<i>M. pulchra</i> (H.C. Wood) Forti	—	*	*	*	—	$\frac{0,279}{17}$	$\frac{0,115}{7}$	*	$\frac{0,134}{8}$	*
<i>M. wesenbergii</i> (Komárek) Komárek ex Komárek	—	—	—	—	—	—	$\frac{0,224}{14}$	—	*	—
BACILLARIOPHYTA										
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen	—	—	—	—	$\frac{1,164}{53}$	$\frac{0,203}{12}$	$\frac{0,205}{13}$	*	—	—
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	—	—	—	—	*	$\frac{0,248}{15}$	$\frac{0,071}{5}$	—	$\frac{0,159}{10}$	—
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	—	—	—	—	—	—	—	—	$\frac{0,173}{10}$	$\frac{0,173}{13}$

Продовження табл. 3

Види-домінанти ($\geq 10\%$) і субдомінанти ($\geq 5\%$)	2017 р. ($\Delta = 1,6$)				2019 р. ($\Delta = 0,5$)					
	нижче греблі ГЕС		м. Українка		заг. Собаче гирло		нижче с. Бортничі		м. Українка	
	пов.	дно	пов.	дно	пов.	дно	пов.	дно	пов.	дно
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	—	—	—	—	—	—	—	—	—	$\frac{0,214}{16}$
<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg	—	—	—	—	—	$\frac{0,229}{14}$	—	—	—	—
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	$\frac{0,086}{5}$	*	*	$\frac{0,232}{44}$	$\frac{0,125}{7}$	$\frac{0,139}{8}$	$\frac{0,361}{16}$	$\frac{0,161}{10}$	$\frac{0,402}{24}$	$\frac{0,268}{21}$
MIOZOA										
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F. Müller) Ehrenberg	—	—	$\frac{0,308}{11}$	—	—	—	$\frac{0,157}{7}$	$\frac{0,315}{20}$	—	—
CHLOROPHYTA										
<i>Microglena monadina</i> Ehrenberg	$\frac{0,196}{12}$	—	—	$\frac{0,082}{15}$	—	*	—	*	—	—
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	—	$\frac{0,166}{6}$	—	—	—	—	—	—	—	$\frac{0,259}{20}$
<i>Pteromonas torta</i> Korshikov	—	*	—	—	$\frac{0,223}{12}$	—	—	—	—	—
Загальна біомаса	$\frac{1,661}{100}$	$\frac{2,948}{100}$	$\frac{2,904}{100}$	$\frac{0,531}{100}$	$\frac{1,865}{100}$	$\frac{1,686}{100}$	$\frac{2,201}{100}$	$\frac{1,571}{100}$	$\frac{1,651}{100}$	$\frac{1,305}{100}$

Примітка. Над рисою — біомаса виду-домінанта; під рисою — частка від загальної біомаси фітопланктону, %; «—» — вид на даній станції не зустрічався; «*» — вид на даній станції зустрічався, але до складу домінуючого комплексу не входив.

переважно Bacillariophyta — *Stephanodiscus hantzschii* Grunow (8—24 %), *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (O. Müller) Simonsen (до 53 %), *Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee (до 15 %), а також Miozoa — *Peridinium cinctum* (O.F. Müller) Ehrenberg (до 20 %), Cyanobacteria — *Microcystis pulvereae* (H.C. Wood) Forti (до 17 %). Зазначені угруповання видів із відділів Bacillariophyta, Miozoa, Cyanobacteria об'єдналися у другий великий кластер (див. рис. 2). На відміну від угруповань 2017 р., угруповання 2019 р. були полідомінантними, а отже більшою мірою відрізнялись між собою. Тому коефіцієнти Брея — Кертіса в межах кластеру 2019 р. є значно нижчими (0,37—0,43).

Звертає на себе увагу, що придонний фітопланктон у районі м. Українки є винятком із вищеописаної закономірності. Як у «менш теплому» 2019 р., так і «більш теплому» 2017 р. у цьому угрупованні домінувала діатомова водорість *Stephanodiscus hantzschii* (див. табл. 3), що також відобразилось і на дендрограмі (див. рис. 2). Одним із пояснень може бути вплив фітостокую р. Красною, у якій даний вид є домінуючим.

Отже, аналіз структури домінуючого комплексу (табл. 3) чітко пояснює вищенаведену дендрограму (рис. 2) та її розподіл на кластери.

Таким чином, структурно-функціональна організація фітопланктону в роки з різним температурним режимом суттєво відрізняється.

Порівняння сучасних даних із ретроспективними. Температурний режим. Для більш повної оцінки впливу кліматичних змін на структурно-функціональну організацію фітопланктону було проведено порівняння результатів сучасних натурних досліджень із ретроспективними даними минулого століття (1998 р.) [12].

За даними ЦГО [9] середньомісячна температура повітря в липні 1998 р. становила 19,5 °С, тобто наближалась до кліматичної норми ($\Delta = 0,2$ °С). Отже, 1998 р. умовно вважатимемо «контрольним» для оцінки відгуку фітопланктону Канівського водосховища на кліматичні зміни.

Цікавим фактом є те, що середньорічна температура у 1998 р. складала 8,1 °С і також наближалась до кліматичної норми 1961—1990 р., яка дорівнює 7,7 °С [9] ($\Delta = 0,4$ °С). Для порівняння, середньорічна температура у 2017 і 2019 рр. була значно вищою і досягала відповідно 9,8 °С ($\Delta = 2,1$ °С) і 10,6 °С ($\Delta = 2,9$ °С). Отже, можна стверджувати, що 2017 і 2019 рр. були суттєво теплішими, ніж 1998 р.

Температурний режим років, що розглядаються нами, можна схематично зобразити так:

Липень 1998 р. «контрольний» $t = 19,5$ °С ($\Delta = 0,2$ °С) Середньорічна $t = 8,1$ °С ($\Delta = 0,4$ °С)	<	Липень 2017 р. «більш теплий» $t = 20,9$ °С ($\Delta = 1,6$ °С) Середньорічна $t = 9,8$ °С ($\Delta = 2,1$ °С)	>	Липень 2019 р. «менш теплий» $t = 19,8$ °С ($\Delta = 0,5$ °С) Середньорічна $t = 10,6$ °С ($\Delta = 2,9$ °С)
--	---	--	---	--

Фітопланктон. Співставлення сучасних і ретроспективних даних по фітопланктону (див. табл. 2) показало наступні зміни.

1) Достовірне підвищення загальної чисельності фітопланктону. Так, у 1998 р. середня чисельність складала 3461 тис. кл/дм³, а в 2017—2019 рр. — 22 227—37 494 тис. кл/дм³, тобто зросла в 7—10 разів.

2) Достовірне збільшення абсолютної біомаси *Cyanobacteria* з 0,07 г/м³ у 1998 р. до 0,60—2,92 г/м³ у 2017—2019 рр., тобто в 8—40 разів.

3) Достовірне збільшення частки біомаси *Cyanobacteria* з 7 % у 1998 р. до 24—66 % у 2017—2019 рр., тобто в 3—9 разів.

4) Зменшення абсолютної біомаси *Bacillariophyta* з 2,06 г/м³ у 1998 р. до 0,35—1,59 г/м³ у 2017—2019 рр., тобто в 1,3—6 разів.

Цікаво, що незважаючи на статистично достовірне збільшення загальної чисельності фітопланктону, нами не зареєстровано суттєвих змін у загальній біомасі. Це пояснюється тим, що чисельність збільшилась в основному за рахунок ціанобактерій, які характеризуються дрібними розмірами клітин. Подібні результати було отримано й іншими дослідниками [23, 38]. Так, на прикладі більш ніж 100 озер різних широт світу показано, що потепління клімату призвело до різкого зростання частки ціанобактерій у планктоні, але при цьому достовірних змін у загальній біомасі фітопланктону не спостерігалось [38]. Також встановлено [54, 64], що при підвищенні температури розмірні показники прісноводного фітопланктону зменшуються як на видовому рівні (клітини і колонії стають меншими), так і на ценотичному рівні (зростає частка видів із дрібнішими клітинами). Це узгоджується з результатами наших попередніх досліджень. Так, для Київського водосховища показано [58], що підвищення температури призводить до перерозподілу ролі велико- і дрібноклітинних форм водоростей на користь дрібноклітинних. Така перебудова структури фітопланктону є адаптаційним механізмом, який забезпечує стійкість автотрофної ланки до аномально високих температур та збалансованість продукційно-деструкційних процесів в умовах змін клімату.

Таким чином, структурно-функціональна організація фітопланктону великих рівнинних водосховищ є репрезентативним біологічним індикатором змін клімату. Інформативними є такі його характеристики:

- загальна чисельність;
- абсолютна біомаса *Cyanobacteria*;
- частка біомаси *Cyanobacteria*;
- частка біомаси *Bacillariophyta*;
- структура домінуючого комплексу;
- коефіцієнт подібності Брея — Кертіса.

У цілому вважаємо, що серед перерахованих показників найбільш репрезентативною виявилась частка біомаси *Cyanobacteria*. Саме для цього показника зареєстровано достовірні відмінності між 1998 р. («контрольним»), 2017 р. («більш теплим») і 2019 р. («менш теплим») (рис. 3).

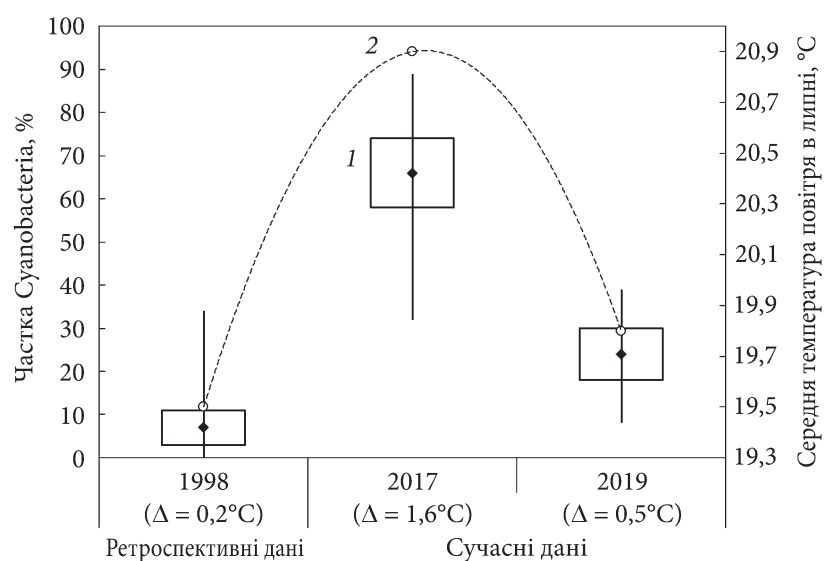


Рис. 3. Багаторічна динаміка частки біомаси *Cyanobacteria*, %, у фітопланктоні Канівського водосховища (1) (точка — середня величина, прямокутник — стандартна помилка, відрізок — межі коливань) та середньомісячної температури повітря в липні (2)

Обговорення результатів досліджень

Для перевірки узгодженості наших натурних результатів, отриманих на великому рівнинному водосховищі, із даними інших дослідників було проаналізовано низку публікацій по водосховищах світу, які знаходяться на різних континентах: Європа, Азія, Північна та Південна Америка, Африка (табл. 4).

Із наведених у таблиці численних літературних даних видно, що в діапазоні температур 15—23 °С фітопланктон формували водорості різних відділів: *Bacillariophyta*, *Miozoa*, *Cryptophyta*, *Chlorophyta*, *Cyanobacteria*. У той же час, коли температура води перевищувала 23 °С, домінуючим відділом переважно виступали *Cyanobacteria*. При цьому домінування ціанобактерій при підвищенні температури води спостерігалось у різних кліматичних зонах — від помірної до тропічної.

Отже, стверджуємо, що результати наших досліджень узгоджуються з літературними даними. Відгук фітопланктону великого рівнинного водосховища України, розміщеного на р. Дніпро, на кліматичні зміни є аналогічним такому в інших водосховищах світу і в основному проявляється в інтенсифікації розвитку ціанобактерій та зменшенні частки інших відділів.

Важливо також, що подібні результати було отримано нами в попередніх дослідженнях на Київському і Канівському водосховищах. Так, показано, що діатомові водорості фітопланктону досягають максимальної біомаси за температури води близько 22,0—23,0 °С, а ціанобактерії —

Таблиця 4
Географічні, кліматичні, розмірні характеристики та призначення деяких водосховищ світу і структурно-функціональна організація їхнього фітопланктону залежно від температури води

Водосховища	Географічні координати	На яких річках	Кліматичні зони	Площа, км ²	Призначення	<i>t</i> води, °С	Домінуючі відділи	Домінуючі види	Посилання
Водосховище Дифенбейкер, Канада	51° 01' 53" N 106° 50' 06" W	Саут-Саскачеван	Помірна	394	Іригація, гідроенергетика, рекреація, аквакультура	16—20	Стуртоphyta, Bacillariophyta	<i>Aulacoseira</i> sp., <i>Melosira</i> sp., <i>Cyclotella</i> sp., <i>Asterionella</i> sp.	[13]
Водосховище Уїтні, США	41° 21' 7" N, 72° 54' 40" W	Мілл	Помірна	0,0007	Резервне джерело водопостачання	24,5	Суанобактерія	—	[47]
Сулейовське водосховище, Польща	51° 26' 0" N 19° 55' 25" E	Пилиця	Помірна	0,02	Питне водопостачання	< 20	Інші відділи	—	[63]
Водосховище Таошань, Кітай	46° 22' 30" N 130° 29' 00" E	Вокен	Помірна	—	Питне водопостачання	< 18	Васіларіоphyta	<i>Cyclotella menghiana</i>	[43]
Водосховище Іта, Бразилія	27° 16' 38" S 52° 23' 00" W	Верхній Уругвай	Субтропічна	141	Гідроенергетика	18—23	Міозоа	<i>Microcystis novacekii</i> , <i>Aphanocapsa incerta</i> <i>Ceratium</i> sp.	[16]

Продовження табл. 4

Водосховища	Географічні координати	На яких річках	Кліматичні зони	Площа, км ²	Призначення	t води, °C	Домінуючі відділи	Домінуючі види	Посилання
Водосховище Караун, Ліван	33° 34' 05" N 35° 41' 44" E	Лігані	Субтропічна	12	Гідроенергетика, побутове водоспоживання, іригація	26—29 19	Суанобактерія Міозоа	<i>Arhanizomon</i> sp., <i>Dolicospertum</i> sp. <i>Ceratium hirundinella</i>	[25]
Водосховище Марагон, Греція	38° 09' 59" N 23° 53' 58" E	Чарадрос, Варнавас	Субтропічна	2,45	Питне водоспоживання, регулювання стоку	22 23—25	Chlorophyta Суанобактерія	— <i>Arhanizomon ovalisporum</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i>	[36]
Водосховище Тінгксі, Кітай	24° 48' 11" N 118° 08' 21" E	Тінгксі	Субтропічна	100,8	Питне водопостачання	22,8—25,7 25—31	Суанобактерія, Bacillariophyta Суанобактерія	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Arhanizomon</i> sp., <i>Raphidopsis sinensis</i>	[42]

Продовження табл. 4

Водосховища	Географічні координати	На яких річках	Кліматичні зони	Площа, км ²	Призначення	t води, °C	Домінуючі відділи	Домінуючі види	Посилання
Водосховища Дуас Унас, Тапарука, Юказінго, Бразилія	08°04'58" S 35°02'56" W	—	Тропічна	—	—	15—23 > 25	Суптропічна, Bacillariophyta	<i>Chroomonas caudata</i> , <i>Fragilaria</i> sp., <i>Synechococcus</i> sp., <i>Planktoniopsis</i> sp.	[20]
Водосховище Армандо Рібейро Гонсалвес, Бразилія	06°08' S 37°07' W	—	Тропічна	—	Побутове водоспоживання	27—29	Суанобактерія 90—100%	<i>Cylindrocapsa</i> sp., <i>Microcystis aeruginosa</i> sp., <i>Planktoniopsis</i> sp., <i>Arhanizomonas</i> sp.	[19]
Оба Дем, Нігерія	07°26' N 03°53' E	—	Тропічна	0,06	Побутове водоспоживання, збереження біорізноманіття, рекреація, екологічний туризм	24—30	Суанобактерія, Chlorophyta	<i>Microcystis aeruginosa</i>	[15]

Примітка. «—» — дані відсутні.

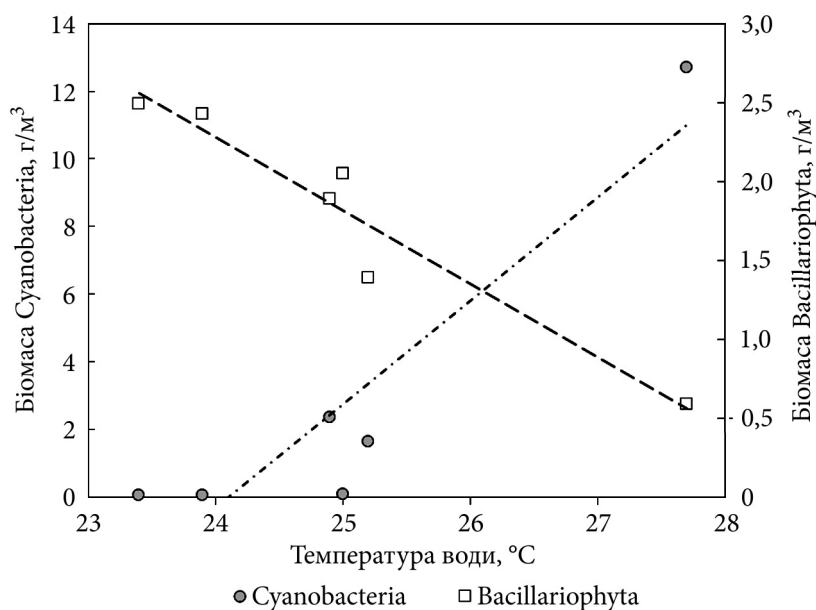


Рис. 4. Кореляційна залежність між температурою води та біомасою Cyanobacteria ($r = 0,92$; $p = 0,009$) і Bacillariophyta ($r = -0,96$; $p = 0,002$) у фітопланктоні Київського водосховища

≥ 25 °C [8, 58, 62]. Як приклад, на рисунку 4 наведено залежність біомаси ціанобактерій і діатомових водоростей у фітопланктоні Київського водосховища від температури води.

Аналогічні залежності від температури води було отримано нами для іншого компоненту автотрофної ланки — фітоепіфітону: позитивну — для ціанобактерій і негативну — для діатомових водоростей [57].

З огляду на це, слід коротко узагальнити, які саме особливості ціанобактерій забезпечують їм конкурентну перевагу в умовах потепління клімату.

1) Оптимальні температури для розвитку ціанобактерій є вищими, ніж для водоростей інших відділів.

2) В умовах підвищеної температури води Cyanobacteria успішно конкурують з еукаріотами, такими як діатомові, зелені, криптофітові водорості [35, 60].

3) Перевага в конкуренції за сонячну енергію. Клітини Cyanobacteria містять значні газові вакуолі, завдяки яким у період стратифікації водорості піднімаються на поверхню води і утворюють щільні плівки «цвітіння». Ці плівки затінюють інші види водоростей, які мають нижчий рівень плавучості за рахунок більшої питомої ваги клітин і знаходяться у товщі води [35].

4) Регуляція плавучості. Доведено [51], що крім утворення газових вакуолей, які забезпечують плавучість, ціанобактерії здатні накопичува-

ти вуглеводи у якості баласту. Це дозволяє їм здійснювати вертикальні міграції у товщі води, періодично отримуючи біогенні елементи з глибших горизонтів і знову піднімаючись на поверхню води.

5) Плівки «цвітіння» можуть локально підвищувати температуру води через інтенсивне поглинання світла фотосинтетичними та фотозахисними пігментами. Такий позитивний зворотний зв'язок дає додаткову конкурентну перевагу ціанобактеріям [51].

6) Великий набір додаткових фотозахисних пігментів (каротиноїди, сцітономіни), завдяки яким *Cyanobacteria* мають конкурентну перевагу в умовах інтенсивної сонячної радіації [51].

7) При підвищенні температури знижується в'язкість води і, відповідно, зменшується опір води вертикальній міграції фітопланктону. Це явище полегшує формування плівок «цвітіння» на поверхні води та сприяє швидкій вертикальній міграції ціанобактерій. У той же час, при зменшенні в'язкості води діатомові і зелені водорості з більшою питомою вагою швидше осідають на дно. Таким чином, ціанобактерії отримують ще одну конкурентну перевагу перед іншими відділами [16, 51].

8) Відомо [51], що в умовах інтенсивного фотосинтезу може знижуватись доступність вільного CO_2 . Ціанобактерії, які знаходяться на поверхні води, можуть асимілювати CO_2 безпосередньо з атмосфери.

9) *Cyanobacteria*, особливо колоніальні види, які домінують при «цвітінні» води (*Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing, *Dolichospermum flosaquae* (Brébisson ex Bornet & Flahault) P. Wacklin, L. Hoffmann & J. Komárek, *D. scheremetieviae* (Elenkin) Wacklin, L. Hoffmann & Komárek, *Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Cuspidothrix issatschenkoi* (Usachev) P. Rajaniemi, Komárek, R. Willame, P. Hrouzek, K. Kastovská, L. Hoffmann & K. Sivonen), меншою мірою видаються зоопланктоном, ніж водорості інших відділів [11, 17, 59].

Висновки

На основі сучасних натурних та ретроспективних даних проаналізовано багаторічну динаміку фітопланктону великого рівнинного водосховища України — Канівського водосховища — в умовах глобальних кліматичних змін. Показано, що структурно-функціональна організація фітопланктону чутливо реагує на підвищення температури, а отже, за цілим комплексом показників є інформативним біологічним індикатором змін клімату. Відгук фітопланктону водосховища на глобальне потепління клімату включає:

- статистично достовірне підвищення загальної чисельності угруповань;
- статистично достовірне збільшення абсолютної біомаси *Cyanobacteria*;
- статистично достовірне збільшення відсоткової частки *Cyanobacteria* у загальній біомасі угруповань;
- зменшення біомаси *Bacillariophyta*;

— зміну структурної організації домінуючого комплексу з полідомінантної (різні види з відділів Bacillariophyta, Miozoa, Chlorophyta, Cyanobacteria) на монодомінантну з переважанням Cyanobacteria;

— збільшення частки дрібноклітинних видів.

У цілому, серед перерахованих характеристик фітопланктону найбільш репрезентативним індикатором кліматичних змін виявилась частка біомаси Cyanobacteria, що також підтверджується літературними даними по інших водосховищах світу від помірної до тропічної зон.

Список використаної літератури

1. Вандюк Н.С. Тепловий фактор функціонування екосистеми Канівського водосховища : автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Київ, 2012. 20 с.
2. Каневское водохранилище. Температура воды. URL: <https://travel.org.ua/water/ijul/kanevskoe-vodokhranilishe-temperatura-vody> (дата звернення: 15.03.2022).
3. Кирпенко Ю.А., Сиренко Л.А., Орловский В.М., Лукина Л.Ф. Токсины синезеленых водорослей и организм животного. Киев : Наук. думка, 1977. 250 с.
4. Кирпенко Ю.А., Кирпенко Н.И. Биологическая активность альготоксина синезеленых водорослей — возбудителей «цветения» воды. *Гидробиол. журн.* 1980. Т. 16, № 6. С. 53—57.
5. Крупа Е.Г., Барина С.С., Романова С.М., Хитрова Е.А. Гидрохимическая и гидробиологическая характеристика озер Щучинско-Боровской курортной зоны (Северный Казахстан) и основные методологические подходы к оценке экологического состояния малых водоемов. Алматы, 2021. 300 с.
6. Осадчий В.І., Агуілар Е., Скриник О.А. та ін. Добова асиметрія кліматичних змін температури повітря в Україні. *Укр. геогр. журнал.* 2018. № 3 (103). С. 21—30.
7. Романенко В.Д. Екологічні проблеми Дніпра та їх комплексне вирішення. *Наук. зап. НаУКМА.* 2000. Т. 18: Біологія та екологія. С. 41—43.
8. 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. 275 с.
9. Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського. Кліматичні дані по м. Києву. URL: http://cgo-sreznevskiy.kyiv.ua/index.php?fn=k_klimat&f=kyiv (дата звернення: 15.03.2022).
10. Щербак В.І. Фітопланктон. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод.* Київ : ЛОГОС, 2006. С. 8—32.
11. Щербак В.І., Головка Т.В., Жданова Г.А. Потребление бактерий и водорослей планктонными ракообразными Киевского водохранилища. *Гидробиол. журн.* 1983. Т. 19, № 1. С. 25—31.
12. Щербак В.І., Майстрова Н.В. Фітопланктон київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його визначають. Київ : Ін-т гідробіології НАН України, 2001. 70 с.
13. Abirhire O., North R.L., Hunter K. et al. Environmental factors influencing phytoplankton communities in Lake Diefenbaker, Saskatchewan, Canada. *J. Great Lakes Res.* 2015. Vol. 41, Suppl. 2. P. 118—128.
14. Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H. et al. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 2009. Vol. 54, N 6, Part 2. P. 2283—2297.
15. Akin-Oriola G.A. On the phytoplankton of Awba reservoir, Ibadan, Nigeria. *Rev. Biol. Trop.* 2003. Vol. 51, N 1. P. 99—106.
16. Alves J., Matthiensen A., Tagliari M.S.M., Petrucio M.M. Climate and hydrological processes explain temporal dissimilarity in the phytoplankton community and favor seasonal dominance of harmful and alien algae in a subtropical reservoir. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences.* 2020. Vol. 15, N 4. P. 225—243.
17. Baruffa A.S., Sposito V., Faggian R. Climate change and cyanobacteria harmful algae blooms: adaptation practices for developing countries. *Marine and Freshwater Res.* 2021. Vol. 72. P. 1722—1734.

18. Beardall J., Stojkovic S., Larsen S. Living in a high CO₂ world: impacts of global climate change on marine phytoplankton. *Plant Ecology and Diversity*. 2009. Vol. 2, N 2. P. 191—205.
19. Costa I.A.S., Azevedo S.M.F.O., Senna P.A.C. et al. Occurrence of toxin-producing Cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Braz. J. Biol.* 2006. Vol. 66, N 1B. P. 211—219.
20. Dantas Ê.W., Bittencourt-Oliveira M.C., Moura A.N. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. *Limnologica*. 2012. Vol. 42, N 1. P. 72—80.
21. EEA (European Environment Agency) (2007) Climate change and water adaptation issues. EEA Tech. Report no. 2/2007, Copenhagen, Denmark.
22. Eker-Develi E., Kideys A.E., Mikaelyan A., Devlin M.J., Newton A. Editorial: Phytoplankton dynamics under climate change. *Frontiers in Marine Science*. 2022. Vol. 9, Article 869618. P. 1—3.
23. Elliott J.A. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water Res.* 2012. Vol. 46, N 5. P. 1364—1371.
24. Estep L.R., Reavie E.D. The ecological history of lake Ontario according to phytoplankton. *Journal of Great Lakes Research*. 2015. Vol. 41, N 3. P. 669—687.
25. Fadel A., Atoui A., Lemaire B.J. et al. Environmental factors associated with phytoplankton succession in a Mediterranean reservoir with a highly fluctuating water level. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2015. Vol. 187, N 10. P. 1—22.
26. Fu W., Randerson J.T., Moore J.K. Climate change impacts on net primary production (NPP) and export production (EP) regulated by increasing stratification and phytoplankton community structure in the CMIP5 models. *Biogeosciences*. 2016. Vol. 13, N 18. P. 5151—5170.
27. Gerten D., Adrian R. Effects of climate warming, North Atlantic Oscillation, and El Niño-Southern Oscillation on thermal conditions and plankton dynamics in Northern Hemisphere lakes. *The Scientific World Journal*. 2002. Vol. 2. P. 586—606.
28. Gophen M. Climate change-enhanced Cyanobacteria domination in Lake Kinneret: a retrospective overview. *Water*. 2021. Vol. 13, N 2, Article N 163. (<https://doi.org/10.3390/w13020163>)
29. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway, 2022. URL: <http://www.algaebase.org> (last accessed: 15.03.2022)
30. Hadas O., Kaplan A., Sukenik A. Long-term changes in Cyanobacteria population in Lake Kinneret (Sea of Galilee), Israel: an eco-physiological outlook. *Life*. 2015. Vol. 5, N 1. P. 418—431.
31. Hallegraeff G.M. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. *J. Phycol.* 2010. Vol. 46, N 2. P. 220—235.
32. Hays G.C., Richardson A.J., Robinson C. Climate change and marine plankton. *Trends in Ecology and Evolution*. 2005. Vol. 20, N 6. P. 337—344.
33. Henson S.A., Cael B.B., Allen S.R., Dutkiewicz S. Future phytoplankton diversity in a changing climate. *Nature Communications*. 2021. Vol. 12, Article N 5372. (<https://doi.org/10.1038/s41467-021-25699-w>)
34. IPCC, 2007: Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp. (URL: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_full_report.pdf, accessed on April 12th, 2022)
35. Jöhnk K.D., Huisman J., Sharples J. et al. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*. 2008. Vol. 14, N 3. P. 495—512.

36. Katsiapi M., Moustaka-Gouni M., Michaloudi E., Kormas K.A. Phytoplankton and water quality in a Mediterranean drinking-water reservoir (Marathonas Reservoir, Greece). *Environ. Monit. Assess.* 2011. Vol. 181. P. 563–575.
37. Käse L., Geuer J.K. Phytoplankton responses to marine climate change — an introduction. YOUMARES 8 — Oceans Across Boundaries: Learning from each other: Proceedings of the 2017 conference for YOUnG MARine RESearchers in Kiel, Germany. S. Jungblut et al. (eds.). 2018. P. 55–71.
38. Kosten S., Huszar V.L.M., Bécares E. et al. Warmer climate boosts cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology.* 2012. Vol. 18, N 1. P. 118–126.
39. Kozak A., Gołdyn R., Dondajewska R. Phytoplankton composition and abundance in restored Maltański Reservoir under the influence of physico-chemical variables and zooplankton grazing pressure. *PLOS ONE.* 2015. Vol. 10, N 4. (<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124738>)
40. Krupa E., Slyvinskiy G., Barinova S. The effect of climatic factors on the long-term dynamics of aquatic ecosystem of the Balkhash Lake (Kazakhstan, Central Asia). *Advanced Studies in Biology.* 2014. Vol. 6, N 3. P. 115–136.
41. Ludwig J.A., Reynolds J.F. Statistical ecology. A primer on methods and computing. New York: John Wiley and Sons, 1988. 368 p.
42. Lv H., Yang J., Liu L. et al. Temperature and nutrients are significant drivers of seasonal shift in phytoplankton community from a drinking water reservoir, subtropical China. *Environm. Sci. Pollut. Res.* 2014. Vol. 21, N 9. P. 5917–5928.
43. Ma Ch., Yu H. Phytoplankton community structure in reservoirs of different trophic status, Northeast China. *Chinese J. Oceanol. Limnol.* 2013. Vol. 31, N 3. P. 471–481.
44. Mancuso J.L., Weinke A.D., Stone I.P. et al. Cold and wet: Diatoms dominate the phytoplankton community during a year of anomalous weather in a Great Lakes estuary. *J. Great Lakes Res.* 2021. Vol. 47, N 5. P. 1305–1315.
45. Moe S.J., Hobæk A., Persson J. et al. Shifted dynamics of plankton communities in a restored lake: exploring the effects of climate change on phenology through four decades. *Climate Research.* 2022. Vol. 86. P. 125–143.
46. Moore S.K., Trainer V.L., Mantua N.J. et al. Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. *Environmental Health.* 2008. Vol. 7, Suppl. 2, Article N S4. (<https://doi.org/10.1186/1476-069X-7-S2-S4>)
47. Mullin Ch.A., Kirchhoff Ch.J., Wang G., Vlahos P. Future projections of water temperature and thermal stratification in Connecticut Reservoirs and possible implications for Cyanobacteria. *Water Resources Research.* 2020. Vol. 56, N 11. P. 1–18.
48. Ninio Sh., Lupu A., Viner-Mozzini Y. et al. Multiannual variations in *Microcystis* blooms episodes — Temperature drives shift in species composition. *Harmful Algae.* 2020. Vol. 92, Article N 101710. (<https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101710>)
49. Ostrovsky I., Rimmer A., Yacobi Y.Z. et al. Long-term changes in the Lake Kinneret Ecosystem: The effects of climate change and anthropogenic factors. *Climatic Change and Global Warming of Inland Waters: Impacts and Mitigation for Ecosystems and Societies* / Ed. by Ch. R. Goldman, Kumagai M., Robarts R.D. John Wiley & Sons, Ltd., 2013. P. 271–293.
50. Paerl H.W., Huisman J. Blooms like it hot. *Science.* 2008. Vol. 320, N 5872. P. 57–58.
51. Paerl H.W., Huisman J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports.* 2009. Vol. 1, N 1. P. 27–37.
52. Pätynen A., Elliott J.A., Kiuru P. et al. Modelling the impact of higher temperature on the phytoplankton of a boreal lake. *Boreal Environmental Research.* 2014. Vol. 19, N 1. P. 66–78.
53. Peperzak L. Future increase in harmful algal blooms in the North Sea due to climate change. *Water Science and Technology.* 2005. Vol. 51, N 5. P. 31–36.

54. Rasconi S., Gall A., Winter K., Kainz M.J. Increasing water temperature triggers dominance of small freshwater plankton. *PLOS ONE*. 2015. Vol. 10, N 10. (<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140449>)
55. Raven J.A., Beardall J. Influence of global environmental change on plankton. *J. Plankton Res.* 2021. Vol. 43, N 6. P. 779—800.
56. Rollwagen-Bollens G., Lee T., Rose V., Bollens S.M. Beyond Eutrophication: Vancouver Lake, WA, USA as a model system for assessing multiple, interacting biotic and abiotic drivers of harmful Cyanobacterial blooms. *Water*. 2018. Vol. 10, N 6, Article N 757. (<https://doi.org/10.3390/w10060757>)
57. Semenyuk N.Ye., Shcherbak V.I. Structural and functional organization of phytoepiphyton of the Dnieper Reservoirs and factors influencing its development. Report 1. Role of some hydrophysical factors. *Hydrobiol. J.* 2016. Vol. 52, N 5. P. 3—17.
58. Shcherbak V.I. Response of phytoplankton of the Kiev Reservoir to the increase in summer temperatures. *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 1. P. 18—35.
59. Shcherbak V.I., Zhdanova G.A. Use of P/B coefficient of algae as a measure of the effect of zooplankton on primary production of phytoplankton. *Ibid.* 1988. Vol. 24, N 5. P. 78—79.
60. Shimoda Y., Azim M.E., Perhar G. et al. Our current understanding of lake ecosystem response to climate change: What have we really learned from the north temperate deep lakes. *J. Great Lakes Res.* 2011. Vol. 37, N 1. P. 173—193.
61. Whitehead P.G., Wilby R.L., Battarbee R.W. et al. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences J.* 2009. Vol. 54, N 1. P. 101—123.
62. Zadorozhna G.M., Shcherbak V.I. Effect of solar radiation and water temperature on development of phytoplankton in the Kaniv reservoir. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 1. P. 18—27.
63. Ziemińska-Stolarska A, Kempa M. Modeling and monitoring of hydrodynamics and surface water quality in the Sulejów Dam Reservoir, Poland. *Water*. 2021. Vol. 13, N 3, Article N 296.
64. Zohary T., Flaim G., Sommer U. Temperature and the size of freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia*. 2021. Vol. 848, N 1. P. 143—155.

Надійшла 29.04.2022

V.I. Shcherbak, Dr. Sci. (Biol.), Prof., Leading Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ek424nat@ukr.net
ORCID 0000-0002-1237-6465

N. Ye. Semenyuk, Dr. Sci. (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: natasemenyuk@gmail.com
ORCID 0000-0003-4447-3507

V.M. Yakushin, Dr. Sci. (Biol.), Leading Researcher
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ecovod.igb@gmail.com

PHYTOPLANKTON STRUCTURAL AND FUNCTIONAL ORGANIZATION IN
A LARGE LOWLAND RESERVOIR UNDER CONDITIONS OF GLOBAL CLIMATE
CHANGE (CASE-STUDY OF KANIV WATER RESERVOIR)

The paper deals with the phytoplankton long-term dynamics in a large lowland reservoir under conditions of global climate change (case-study of Kaniv Water Reservoir, Ukraine). Present-day field studies were carried out in summer seasons of two years, with

different deviations of temperature conditions from the climatic norm. The findings obtained have been compared with the retrospective data of the last century. The phytoplankton response to the global climate warming includes: raise in the community's total cell count; increase in the Cyanobacteria absolute biomass and their share in the community's total biomass; dropdown in the Bacillariophyta biomass; changes in the dominant complex structure; increase in the share of small-sized species. The percent share of Cyanobacteria biomass appeared to be the most representative indicator of climate change, which is in line with the data obtained by other researchers on different water reservoirs across the globe from the temperate zone to tropics.

Keywords: *phytoplankton, large lowland reservoirs, the Dnieper River, climate change, temperature, blue-green algae, harmful algal blooms.*

РИБОГОСПОДАРСЬКА ГІДРОБІОЛОГІЯ І ІХТІОЛОГІЯ

УДК 576.89:591.2:597.2/.5

Ю.К. КУЦОКОНЬ, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України,
вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ, 01030, Україна
e-mail: carassius1@ukr.net
ORCID 0000-0001-9721-5638

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

М.М. ЩЕРБАТЮК, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,
вул. Терещенківська, 2, Київ, 01601, Україна
e-mail: chrom.botany@ukr.net
ORCID 0000-0002-6453-228X

О.Ю. МАРУЩАК, мол. наук. співроб.,
Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України,
вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ, 01030, Україна
e-mail: ecopeLOBates@gmail.com
ORCID 0000-0001-9380-5593

Н.В. ЗАІЧЕНКО, к. б. н., пров. інж.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: zaichenko_natali@ukr.net

В.С. ДУПАК, аспірантка,
Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України,
вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ, 01030, Україна
e-mail: valeriadupak13@gmail.com
ORCID 0000-0002-0957-3791

ЧУЖОРІДНІ ВИДИ РИБ ТА ЇХНІ ПАРАЗИТИ р. ЗДВИЖ: ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА, МАРКЕРНІ ПОКАЗНИКИ, СХЕМА МОНІТОРИНГУ¹

¹ Дослідження виконано за підтримки Національного фонду наукових досліджень України — Проект 2020.02/0171 «Розробка наукових засад комплексного моніторингу та загрози поширення інвазивних видів риб річковою мережею і перехідними водами України (на основі паразитарних, популяційних і генетичних маркерів)».

Ц и т у в а н н я: Куцоконь Ю.К., Юришинець В.І., Щербатюк М.М., Марущак О.Ю., Заіченко Н.В., Дупак В.С. Чужорідні види риб та їхні паразити р. Здвиг: загальна характеристика, маркерні показники, схема моніторингу. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 4. С. 28—47.

Досліджено склад іхтіофауни р. Здвиж, яка нараховує 24 види риб, з яких 17 є абorigенними, два — дистанційними вселенцями, п'ять — саморозселенцями-неоліметиками. Аналіз рибного населення на досліджених станціях показав, що саморозселенці (*Babka gymnotrachelus*, *Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*, *Pungitius platygaster*, *Gasterosteus aculeatus*), для яких найімовірнішим шляхом розселення є природна міграція від гирла річки до її верхів'я, з'являються у складі угруповання лише в середній течії. Дистанційні вселенці (*Percottus glenii*, *Carassius gibelio*) склали найбільшу частку у верхів'ї р. Здвиж, проте були виявлені практично на всіх досліджених ділянках. У чужорідних видів риб виявлено 10 видів паразитів різних систематичних груп (інфузорії, трематоди, скреблянки, нематоди). Серед одноклітинних паразитів переважали інфузорії р. *Trichodina*, серед багатоклітинних паразитів — метацеркарії трематод, остаточною хазяями яких є рибоїдні птахи (*Diplostomum* sp., *Apatemon gracilis*).

На основі проведених досліджень запропоновано схему комплексного моніторингу чужорідних видів риб із застосуванням популяційних, паразитологічних та генетичних показників.

Ключові слова: чужорідні види риб, неоліметики, дистанційні вселенці, паразити, моніторинг.

Актуальність поступу у розробці та оновленні засад комплексного моніторингу поширення інвазивних видів риб ґрунтується на нових теоретичних і практичних досягненнях у вивченні біології та екології організмів, що поширюються за межі своїх природних ареалів. Сучасні наукові дослідження демонструють, що вплив чужорідних видів на місцеву біоту здатен призводити до її суттєвої кількісної та якісної трансформації. Для розуміння усієї повноти ризиків і загроз недостатньо мати загальну інформацію щодо біології та екології певного виду вселенця, важливе розуміння походження його популяції, ступеня інтегрування виду в екосистему, що колонізується, конкурентної успішності в умовах конкретних біотичних угруповань. Одним з можливих напрямів у розвитку сучасних моніторингових підходів стосовно поширення вселенців-гідробіонтів є комплексне застосування популяційних, паразитологічних та генетичних показників на тлі визначення екологічних умов існування популяції в донорних регіонах.

При викладі матеріалу ми використовуємо поняття «дистанційних вселенців» — видів, що історично походять з інших зоогеографічних регіонів, проникнення яких у водойми України зумовлене прямим впливом діяльності людини (у наших дослідженнях це представники далекосхідного прісноводного фауністичного комплексу ротань-головешка та карась сріблястий), та «неоліметиків» — групи видів-саморозселенців, яка включає види з широкою толерантністю до змін солоності, котрі у своїх сучасних ареалах виявлені як у прісноводних, так і у морських/солонуватоводних біотопах України та Європи [23]. У наших дослідженнях це представники Понто-Каспійського солонуватоводного фауністичного комплексу (бички *Babka gymnotrachelus*, *Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*, колючка мала південна — *Pungitius platygaster* та бореально-атлантичний вид — триголкова колючка *Gasterosteus aculeatus*).

Малі річки є важливим елементом водозбірних басейнів, оскільки не лише формують загальний стік, але й можуть бути рефугіумами рідкісних

видів та осередками поширення чужорідних видів. Останнє особливо актуальне для невеликих та дуже зарегульованих річок, ресурси яких активно використовуються для різних господарських цілей (ставки та водосховища для рибництва, осушені береги як пасовища тощо) і у долинах яких розташовано багато населених пунктів [12, 13, 28].

Прикладом саме такої річки може слугувати Здвиж — права притока Тетерева довжиною 145 км та площею басейну 1775 км² [9]. Долина трапецієподібна, завширшки до 4 км, завглибшки до 25 м. Заплава у верхів'ї заболочена, ширина її до 1 км. Річище помірно звивисте, завширшки до 20 м, завглибшки (у межень) 1—2 м. Похил річки 0,59 м/км. Живлення мішане. Замерзає наприкінці листопада, скресає до середини березня. Здвиж — водоприймач осушувально-зволожувальної системи. Для регулювання стоку споруджено водосховища. На значному протязі річка каналізована. В 1970-х річка характеризувалась великим різноманіттям донної фауни та переважанням в ній оліго- та β-мезосапробів, що свідчило про сприятливий санітарний стан річки, визначений в цілому як β-мезосапробний [9].

Щодо рибного населення Здвижа, то наявні літературні дані переважно подають загальний перелік видів іхтіофауни для Тетерева, без деталізації по його басейну [1, 2, 10].

Метою даної роботи було дослідити чужорідні види у складі рибного населення р. Здвиж, склад їхніх паразитарних угруповань, оцінити потенційну небезпеку для подальшого поширення цих видів річковою мережею, запропонувати деякі елементи схеми комплексного моніторингу чужорідних видів риб.

Матеріали і методика досліджень

Дослідження були проведені протягом 2021 р. на 10 ділянках обстеження (станціях) на річках Здвиж та Почепин (табл. 1, рис. 1). Також для аналізу враховані дані власних зборів у Бородянці у 2012 р., які були частково опубліковані у роботі по басейну Тетерева [2]. Враховуючи гідрологічні особливості Здвижа як малої річки, риби були виловлені на мілководдях за допомогою підсака на живця, після чого всі аборигенні види були випущені одразу після видової ідентифікації назад до водойм. Чужорідні види були доставлені в живому вигляді до лабораторії для подальшого паразитологічного аналізу. Всього виявлено 1703 особини 24 видів риб, з них 111 особин шести видів було досліджено на наявність паразитів. Паразитологічний розтин було виконано за стандартними методами, визначення паразитів — за відповідними визначниками [6—8].

Для деяких місць досліджень визначено основні гідрохімічні показники: NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , рН, GH, CH за допомогою тест-набору Visocolor Eco з фотометром портативним (Macherey-Nagel) та температуру води.

Візуалізація інформації щодо розмірно-масових характеристик вибірок риб здійснена методами пошукової та описової статистики (box and

whisker, violin plots) із застосуванням пакету програм PAST 4.03 (Paleontological Statistics Software system) [20].

Результати досліджень

На досліджених ділянках (станціях) р. Здвиж виявлено від 3 до 16 видів риб, всього 24 види (табл. 2). Найчастіше траплявся ротань-головешка, на 10 з 11 станцій, ряд видів виявлено лише на одній з ділянок, причому в пониззі річки (головень європейський, бистрянга руська, пічкур-білопер дніпровський, бичок-цуцик західний).

Серед виявлених у дослідженні видів риб лише один вид, бистрянга руська, внесено до поточного видання «Червоної книги України» [11]. Ще чотири види є в переліку Резолюції 6 Оселищної директиви Бернської конвенції (гірчак європейський, пічкур-білопер дніпровський, щипавка звичайна, в'юн звичайний). Збереження у Здвижі двох із них, гірчака європейського та щипавки звичайної, не викликає сумнівів, оскільки вони зустрічаються часто і на деяких ділянках є масовими. Інші види траплялись епізодично, тому їхні перспективи існування у р. Здвиж є під загрозою.

Для повноти аналізу провідних чинників, які впливають на успішність поширення та натуралізації риб — дистанційних вселенців та саморозселенців-неолімнетиків, ми спробували дати опис деяких важливих, з нашої точки зору, абіотичних та біотичних параметрів досліджених компонентів екосистеми р. Здвиж. Географічне розташування станцій, які було досліджено, наведено у таблиці 1.

Деякі фізичні характеристики: 1) усі ділянки дослідження або розташовані на основному руслі р. Здвиж, або мають з ним безпосереднє спо-

Таблиця 1

Географічне розташування досліджених станцій на р. Здвиж

Станції	Широта	Довгота	Висота над рівнем моря, м
1. с. Здвижка	50.235761	29.340934	176
2. смт. Брусилів	50.284048	29.516809	163
3. с. Рожів	50.384242	29.657662	151
4. с. Ситняки	50.420462	29.728560	149
5. с. Фасівочка	50.437094	29.767472	147
6. с. Лозовик	50.518340	29.857777	135
7. с. Лозовик, р. Почепин	50.514549	29.844660	137
8. смт. Бородянка	50.622886	29.910157	131
9. с. Здвижівка	50.677678	30.015845	127
10. с. Феневичі	50.824332	30.100008	119
11. с. Вахівка	50.937514	30.081976	111

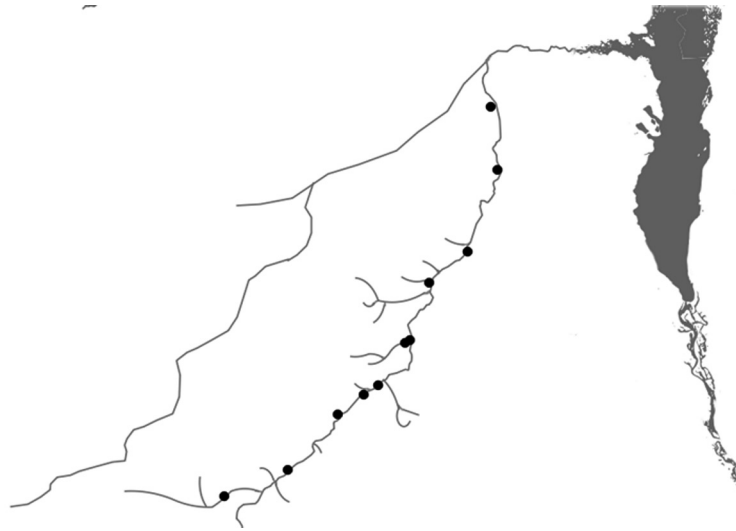


Рис. 1. Досліджені станції на р. Здвиж

лучення; 2) на більшості станцій спостерігається спрямована течія (0,05—0,1 м/с); 3) на всьому протязі русла річки спостерігається значне заростання вищими водними рослинами; 4) переважаючим типом донних ґрунтів є чорні намули та замулений пісок (50—70 %); 5) температура води у поверхневому шарі (21.10.2021, 31.10.2021) складала 7,5—8,9 °С; 6) прозорість — 0,3—0,5 м (за диском Секкі).

Деякі хімічні характеристики: NH_4^+ — 0,1—0,3 мг/дм³; NO_2^- — 0,02—0,08 мг/дм³; NO_3^- — 1,00—4,00 мг/дм³; PO_4^{3-} — 0,60—1,90 мг/дм³; рН — 6,95—7,09; GH — 2,32—3,92 ммоль/дм³; СН 2,32—4,62 ммоль/дм³.

Хімічні показники досліджених ділянок були в межах умовної норми для такого типу річок [9] та відповідають таким, що загалом здатні забезпечити існування біологічних складових. Вміст іонів PO_4^{3-} був найвищим у районі смт. Брусилів (1,5 мг/дм³) та с. Вахівка (1,9 мг/дм³), на інших станціях цей показник незначно варіював від 0,6 до 1,1 мг/дм³. Інші показники були одноріднішими для всього Здвижа і коливались незначно.

Структура рибного населення в аспекті чужорідності. Задля встановлення ролі чужорідних видів в угрупованнях риб визначено їхню частку в загальній чисельності вибірок з досліджених станцій, встановлено деякі популяційні характеристики для модельних видів серед дистанційних вселенців (ротань-головешка) та саморозселенців (колючка південна).

Частка чужорідних риб у загальній чисельності склала близько 10 % (неолімнетики — 6 %, дистанційні вселенці — 4 %) (рис. 2).

Аналіз рибного населення на досліджених ділянках показав, що саморозселенці-неолімнетики (*Babka gymnotrachelus*, *Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*, *Pungitius platygaster*, *Gasterosteus aculeatus*), для

Таблиця 2
Розподіл видів риб на досліджених ділянках р. Здвиж (частка від загальної кількості особин на кожній станції, %)

Види	Станції											F
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
Головень європейський <i>Squalius serhalus</i> (L.)										2,38		1
Плітка звичайна <i>Rutilus rutilus</i> (L.)	10,00		4,35	16,67	40,00			1,97	1,96			6
Бобирець звичайний <i>Petroleuciscus borysthenicus</i> (Kessl.)		8,33	21,74									2
Краснопірка звичайна <i>Scardinius erythrorhthalmus</i> (L.)				13,33	1,33			2,75		2,38		4
Бистрянка руська <i>Alburnoides rossicus</i> Berg								0,16				1
Верховодка звичайна <i>Alburnus alburnus</i> (L.)			10,87					9,44				2
Вісянка <i>Leucaspius delineatus</i> (Heck.)			10,87	33,33	14,71	9,33		23,60		35,71		6
Плоскирка <i>Blicca bjoerkna</i> (L.)				10,00				1,18				2
Гірчак європейський <i>Rhodeus amarus</i> (Bloch)			21,74	16,67	10,29	1,33		55,07	39,22	47,62	4,76	8
Пічкур звичайний <i>Gobio gobio</i> (L.)		8,33			29,41	1,33		0,08		2,38	15,87	7
Пічкур-білопер дніпровський <i>Rotapogobio belingi</i> (Slast.)											1,59	1
Карась сріблястий <i>Carassius gibelio</i> (Bloch)	10,00										1,59	2

Продовження табл. 2

Станції	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	F
Види												
Лин <i>Tinca tinca</i> (L.)					1,47			0,16	1,96			3
Щипавка звичайна <i>Cobitis taenia</i> L.			8,70		22,06	13,33	42,86	1,49	1,96	2,38	31,75	8
В'юн звичайний <i>Misgurnus fossilis</i> (L.)					1,47		11,43					2
Слизк європейський <i>Barbatula barbatula</i> (L.)	10,00				1,47							2
Щука звичайна <i>Esox lucius</i> L.	30,00				1,47		11,43	0,47	1,96		1,59	6
Колючка триголкова <i>Gasterosteus aculeatus</i> L.						26,67	20,00					2
Колючка південна <i>Pungitius platygaster</i> (Kessl.)								0,39	29,41			2
Окунь звичайний <i>Perca fluviatilis</i> L.					1,47			1,18			1,59	3
Рогань-головешка <i>Percottus glenii</i> Dyb.	40,00	83,33	21,74	10,00	14,71	6,67	11,43	0,39	9,80		7,94	10
Бичок-пісочник <i>Neogobius fluviatilis</i> Pall.					1,47			0,08	9,80			3
Бичок-гонедь <i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessl.)								1,57	3,92	7,14	1,59	4
Бичок-пуцик західний <i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heck.)											31,75	1
Всього 24 види	5	3	7	6	11	8	6	16	10	7	10	

Пр и м і т к а. F — кількість станцій, на яких присутній кожен вид; назви станцій наведені у табл. 1.

яких найімовірнішим шляхом розселення є природна міграція від гирла річки до її верхів'я, з'являються у складі угруповання лише в середній течії (ст. 5 — Фасівочка), на станціях у нижній течії річки їхня частка та видове багатство зростають (рис. 3).

Дистанційні вселенці (*Percottus glenii*, *Carassius gibelio*, переважав ротань-головешка) склали найбільшу частку у верхів'ї р. Здвиж, проте були виявлені практично на всіх досліджених ділянках, що не дозволяє встановити природний чи штучний шлях проникнення і поширення, проте свідчить про визначальну роль сприятливих середовищних умов у виявлених випадках домінування.

Таким чином, виявлені у складі рибного населення р. Здвиж чужорідні види мають певні особливості розподілу залежно від розташування досліджених ділянок. Саморозселенці (колючки, бички) були поширені в низі або в середній течії річки. Дистанційні вселенці, які є інвазивними чужорідними видами (ротань-головешка і карась сріблястий), поширені як у верхній течії, так і в нижній. Ротань-головешка широко поширений по всьому басейну, часом є домінантом на окремих ділянках. Це загалом характерно для істотно порушених людською діяльністю водних екосистем. Подібні явища також спостерігаються для інших річок, зокрема і для басейну р. Тетерев загалом [2], для р. Трубіж тощо [21].

Розмірно-масові характеристики. Важливим елементом аналізу потенціалу певного виду до відтворення та розселення є встановлення маркерних розмірно-масових характеристик його популяції. Нижче наведено деякі характеристики для популяцій дистанційних вселенців (*Percottus glenii*) та саморозселенців (*Pungitius platygaster*, *Gasterosteus aculeatus*) (табл. 3).

З метою візуалізації інформації про розмірно-масові характеристики було побудовано діаграми, які характеризують особливості розподілу числових значень досліджених параметрів та уможливають їхню адекватну інтерпретацію. Так, висока мінливість розмірно-масових характеристик ротаня-головешки (рис. 4), про яку свідчать значні величини

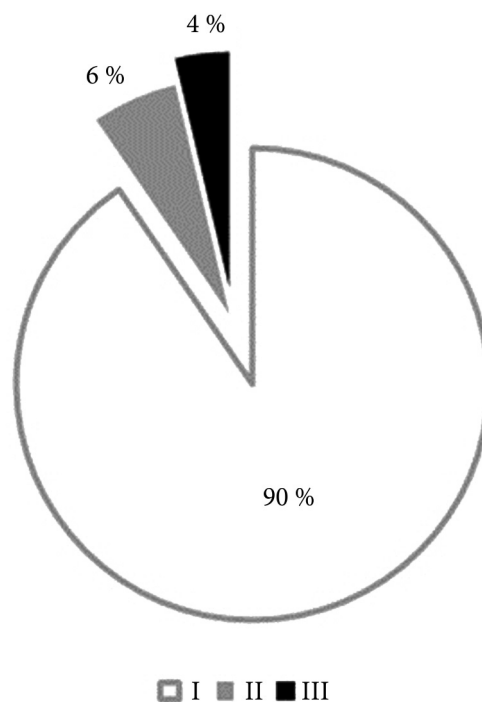


Рис. 2. Структура загальної вибірки, що характеризує рибне населення р. Здвиж. Тут і на рис. 3: I — аборигени; II — неолімнетики; III — дистанційні вселенці

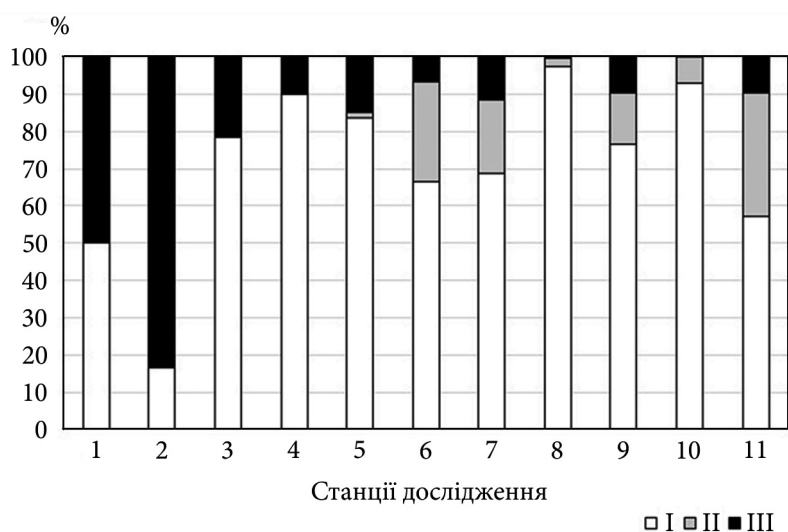


Рис. 3. Відносна представленість різних груп риб у складі рибного населення р. Здвиж (назви станцій дослідження відповідають табл. 1)

стандартного відхилення (див. табл. 3), пояснюються існуванням у вибірці двох розмірно-масових (вікових) груп, з медіаною, яка зміщена до діапазонів менших величин.

Для популяції малої колючки південної розподіл розмірно-масових характеристик є ближчим до нормального, медіани значень співпадають з максимальними частотами випадків (рис. 5).

Статева структура. У колючок у статевій структурі переважали самки (52—66 %), у ротаня-головешки — самці (66 %) (рис. 6).

Паразитологічна характеристика. Виявлено 10 видів паразитів різних систематичних груп (інфузорії, трематоди, скреблянки, нематоди) (табл. 4). Попри бідний видовий склад паразитоценозів, поширення дея-

Таблиця 3

Розмірно-масові характеристики вибірки популяції деяких видів риб за певними параметрами (р. Здвиж, 2021 р.)

Види	Стандартна довжина (SL, мм)	Маса (m, г)	Маса без внутрішніх органів (mb, г)	Маса печінки (mh, г)	Маса гонади (mg, г)
<i>Pungitius platygaster</i>	$37,39 \pm 7,97$ 24,03–53,31	$0,48 \pm 0,11$ 0,26–0,63	$0,40 \pm 0,09$ 0,23–0,53	$0,01 \pm 0,01$ 0,004–0,03	—
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	$44,84 \pm 5,23$ 36,81–56,68	$1,73 \pm 0,69$ 0,91–3,61	$1,21 \pm 0,42$ 0,72–2,28	$0,10 \pm 0,08$ 0,01–0,38	$0,23 \pm 0,20$ 0,01–0,87
<i>Perccottus glenii</i>	$47,25 \pm 22,29$ 20,52–86,00	$4,52 \pm 4,92$ 0,18–14,33	$3,61 \pm 4,20$ 0,13–12,95	$0,34 \pm 0,35$ 0,01–1,17	$0,13 \pm 0,18$ 0,01–0,51

Примітка. У чисельнику — середні значення та стандартне відхилення, у знаменнику — діапазон варіювання від min до max; «—» — не вимірювали.

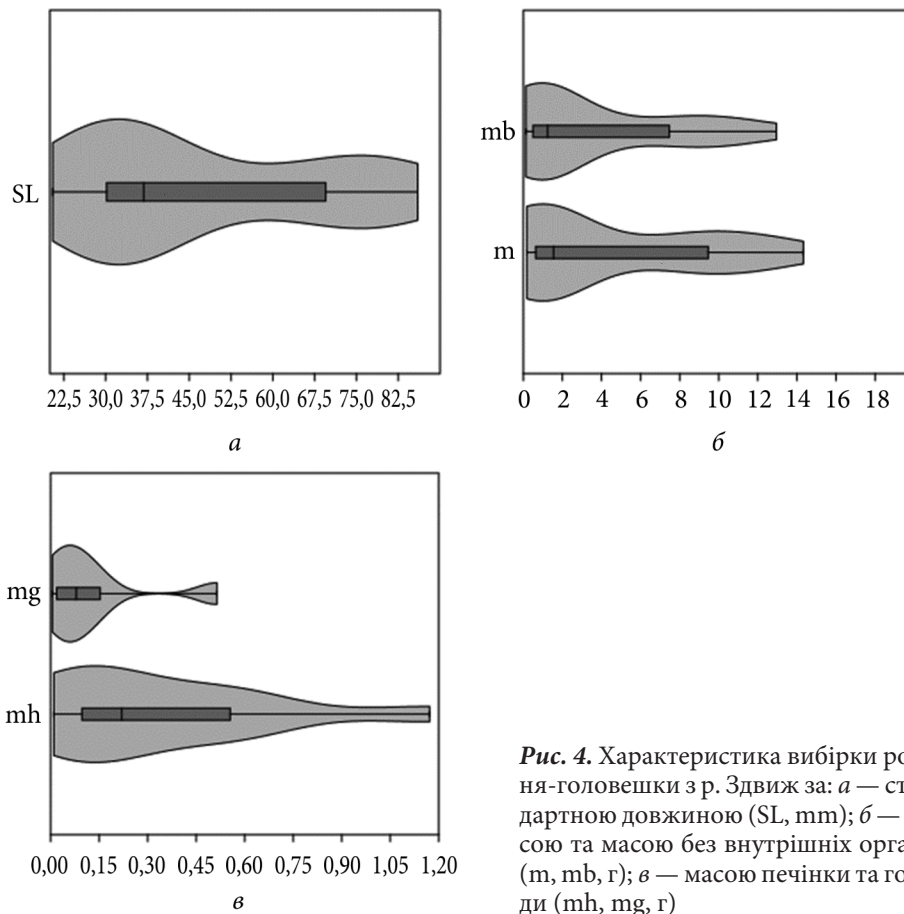


Рис. 4. Характеристика вибірки ротаня-головешки з р. Здвиж за: *a* — стандартною довжиною (SL, mm); *б* — масою та масою без внутрішніх органів (m, mb, г); *в* — масою печінки та гонади (mh, mg, г)

ких видів паразитів у популяціях хазяїв було значним і екстенсивність інвазії домінуючих видів сягала 40—60 %. Серед одноклітинних паразитів переважали інфузорії р. *Trichodina*, які, однак, були виявлені лише у деяких видів неолімнетиків (*Pungitius platygaster*) та дистанційних вселенців (*Percottus glenii*). Серед багатоклітинних паразитів переважали метацеркарії трематод, остаточноними хазяями яких є рибоїдні птахи (*Diplostomum* sp., *Apatemon gracilis*). Усі виявлені види паразитів можна вважати генералістами, тобто з інших літературних джерел вони відомі для різних видів риб-хазяїв, однак в умовах досліджених ділянок р. Здвиж спостерігалась певна спеціалізація — деякі види паразитів були виявлені лише у певних видів хазяїв. Так, вйчасті найпростіші *Apiosoma gasterostei*, *Trichodina tenuidens*, *T. gasterostei* були виявлені лише у колючки південної, хоча першоописи цих видів і багаточисельні реєстрації відомі для триголкової колючки та інших видів (для *Trichodina tenuidens*) [6].

Скреблянки *Acanthocephalus lucii* були виявлені лише в кишечнику триголкової колючки, але зі значною екстенсивністю та інтенсивністю інвазії. Лише у ротаня-головешки було виявлено личинок нематод *Spiro-*

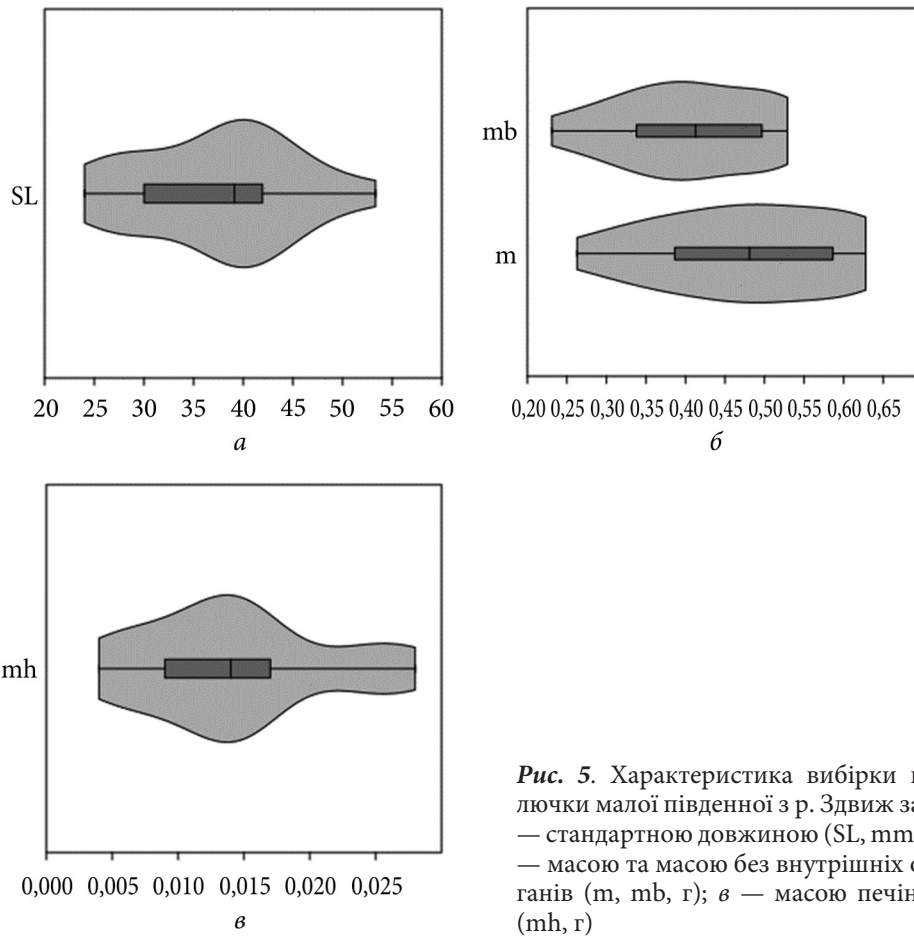


Рис. 5. Характеристика вибірки колючки малої південної з р. Здвиж за: *a* — стандартною довжиною (SL, mm); *б* — масою та масою без внутрішніх органів (*m*, *mb*, г); *в* — масою печінки (*mh*, г)

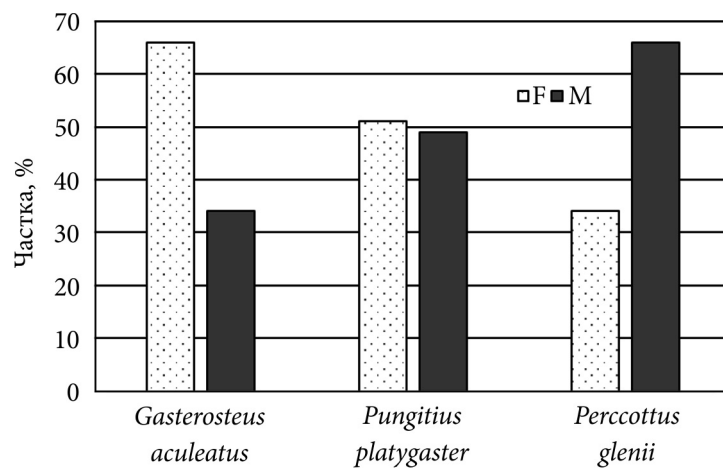


Рис. 6. Статеву структуру деяких чужорідних видів риб у р. Здвиж: F — самки; M — самці

xys contortus, які у дорослому стані паразитують у болотяних черепахах. Нещодавні знахідки цього паразита у складі паразитарних угруповань ротаня-головешки відмічено у водоймах України та інших європейських регіонах [22, 24, 25].

Можна зробити висновок, що всі виявлені види багатоклітинних паразитів набуті чужорідними видами риб, які були досліджені у нових колонізованих екосистемах. Щодо одноклітинних паразитів, то деякі з видів, які не виявлені на інших, навіть споріднених видах риб-хазяїв (*Apiosoma gasterostei*, *T. gasterostei*), ймовірно, можуть поширюватися популяцією виду, в якій відбулась його реестрація.

На прикладі двох представників чужорідної для р. Здвиж іхтіофауни — колючки південної *Pungitius platygaster* (саморозселенці) та ротаня-головешки *Perccottus glenii* (дистанційні вселенці) — нами виконано спробу комплексного аналізу з використанням паразитологічних та популяційних маркерів задля встановлення ступеня інтегрованості чужорідного виду в набутих екосистемах, потенціалу до поширення та ролі в біоценозі.

Таблиця 4

Виявлені види паразитів

Види хазяїв (n)	Види паразитів	P, %	MI±sd	IR	A
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (43)	<i>Acanthocephalus lucii</i>	63,4	2,69±2,00	1—7	1,71
<i>Pungitius platygaster</i> (17)	<i>Apiosoma gasterostei</i>	5,9	2,0	2	0,10
	<i>Trichodina</i> sp. (<i>Trichodina tenuidens</i> , <i>T. gasterostei</i>)	11,8	52,0±68,0	4—100	6,12
<i>Babka gymnotrachelus</i> (5)	<i>Acanthocephala</i> larv.	20,0	1,0	1	0,20
	<i>Apatemon gracilis</i> mtc	20,0	2,0	2	0,40
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (19)	<i>Diplostomum</i> sp. mtc	11,1	2,50±2,12	1—4	0,28
	<i>Apatemon gracilis</i> mtc	61,1	4,27±4,07	1—15	2,61
<i>Neogobius fluviatilis</i> (9)	<i>Diplostomum</i> sp. mtc	20,0	4,0	4	0,40
	<i>Apatemon gracilis</i> mtc	40,0	6,75±4,11	1—12	2,70
<i>Perccottus glenii</i> (18)	<i>Trichodina</i> sp. (<i>Trichodina nigra</i> , <i>T. intermedia</i>)	44,4	31,25±20,31	10—50	13,89
	<i>Spiroxys contortus</i> larv.	16,7	1,33±0,58	1—2	0,22

Примітка. n — кількість обстежених особин; P — екстенсивність зараження (%); MI — середня інтенсивність зараження (екз/особ.); IR — діапазон величин інтенсивності зараження (екз/особ.); A — індекс рясності (екз/особ.).

Колючка південна. Вид зареєстровано на двох станціях середньої течії р. Здвиж. Вид успішно поширюється річковою мережею, розмірно-масові характеристики та структура популяції відповідає умовному оптимуму [4, 5]. Виявлені лише одноклітинні паразити (інфузорії), які характерні для двох видів колючок, проте у досліджених точках р. Здвиж зареєстровано лише для колючки південної. Імовірно, що ці паразити, особливо *Apiosoma gasterostei* та *Trichodina gasterostei*, специфічні для колючок, можуть виступати маркерами поширення цього виду річковою мережею басейнів річок Тетерев та Здвиж. Ці ж види одноклітинних паразитів відзначені нами для інших набутих прісноводних екосистем (струмок у с. Ходорів, басейн Дніпра) та нативного регіону (дельта Дунаю) (Куцоконь, Юришинець, персональне повідомлення). Відсутність багатоклітинних паразитів свідчить про незначну інтегрованість у гідробіоценоз та може бути проявом явища «звільнення від паразитів» у нових місцемешканнях, що сприяє у конкурентній і колонізаційній успішності популяції. Здатність до подальшої експансії можна оцінити як високу.

Ротань-головешка. Найбільш поширений вид риб у наших дослідженнях — виявлено на 10 з 11 станцій на всій досліджуваній ділянці річки. Усі виявлені види паразитів можна вважати набутими — війчасті найпростіші *Trichodina nigra* та *T. intermedia* є поширеними ектопаразитами прісноводних риб, а нематода *Spiroxys contortus* паразитує у місцевих болотяних черепах. Вид успішно поширюється річковою мережею, розмірно-масові характеристики та структура популяції свідчать про наявність декількох розмірно-вікових груп та успішне відтворення. Відсутність специфічних для ротаня паразитів, яких можна було б використати як маркерні (наприклад, відомої з інших водойм України моногеней *Gyrodactylus perccotti*) не дозволяє встановити шляхи проникнення ротаня у басейн р. Здвиж (розселення чи занесення). Низьке видове багатство паразитичного угруповання ротаня свідчить про незначну інтегрованість у гідробіоценоз та прояв явища «звільнення від паразитів» у нових місцемешканнях. Здатність до подальшої експансії можна оцінити як високу.

Послідовне та різнобічне еколого-паразитологічне дослідження популяцій чужорідних видів риб на різних ділянках р. Здвиж дозволило запропонувати схему комплексного моніторингу риб-вселенців із застосуванням популяційних, паразитологічних та генетичних показників (рис. 7).

На нашу думку, комплексний підхід полягає у різнобічному поєднанні сучасних екологічних та біологічних індикаційних параметрів і повинен містити наступні блоки:

I. Встановлення абіотичних та біотичних показників моніторингових станцій задля визначення умов поширення та існування риб та їхніх паразитів.

У рамках цього блоку слід навести точне географічне розташування станції, на якій досліджували чужорідних риб із встановленням точних координат та висоти над рівнем моря. Варто навести встановлені фізичні характеристики, які важливі для існування та поширення риб. Не вичер-



Рис. 7. Блок-схема комплексного моніторингу чужорідних видів риб

пний перелік цих характеристик наступний: 1) водний об'єкт, в якому розташована станція, має сполучення з іншими водним об'єктами або ні; 2) характер сполучення (ділянка річки, канал між озерами, гідротехнічні пристрої та ін.); 3) водне середовище на ділянці дослідження проточне (є спрямована течія), непроточне; 4) станція заросла вищою водною рослинністю, чистоводдя; 5) характер донних відкладів, ступінь замулення ґрунтів; 6) температура; 7) прозорість.

Серед хімічних характеристик, які є визначальними для життєдіяльності риб, варто відзначити вміст кисню, загальну мінералізацію (солоність), вміст біогенних елементів (загальний вміст сполук неорганічного азоту, фосфор фосфатів).

Отримані в результаті дослідження структури іхтіоценозів та окремих популяцій риб дані слугують для формування другого моніторингового блоку — II. Встановлення ролі чужорідних видів риб у структурі біоценозу, маркерні характеристики популяцій риб-вселенців.

Серед маркерних показників, які характеризують цей блок, нам здаються важливими наступні: 1) частка вселенців у загальній чисельності відібраного зразка; 2) видовий склад чужорідних риб (частка дистанційних вселенців та неолімнетиків); 3) розмірно-масові характеристики вибірки популяції певного виду за певними параметрами (середні значення, стандартне відхилення, min, max, box and whisker plot), зокрема — стандартна довжина (SL); маса (m); маса без внутрішніх органів (mb); маса

печінки (*mh*); маса гонад (*mg*); маса мозку (*mbr*); 4) характеристика певної популяції за статтю та віком.

Третій маркерний блок складають паразитологічні показники (III. Паразитологічна характеристика популяції риби-вселенця), які описують структуру іхтіопаразитоценозу в аспекті гостальної специфічності, якісних та кількісних характеристик поширення різних груп та видів паразитів: 1) структура паразитоценозу (видовий склад, показники зараженості (*EI*, *II*, рясність), домінанти, маркерні види); 2) структурні співвідношення кількості видів певних груп (генералісти/спеціалісти; дорослі/ювенільні; чужорідні/місцеві).

Під час дослідження риб-вселенців, окрім іхтіологічних та паразитологічних досліджень, відбирали також зразки тканин для подальшого генетичного аналізу. Його проведення необхідне у двох аспектах (Блок IV. Генетична характеристика популяції риби-вселенця): 1) мікросателітний аналіз задля встановлення походження/спорідненості популяції; 2) баркодинг — якщо існує необхідність підтвердження чи встановлення видової приналежності. Опрацювання цих матеріалів для р. Здвиж буде здійснено під час майбутніх досліджень у ширшому аспекті, з урахуванням даних з інших водойм.

На основі проведених за чотирма вищеописаними блоками комплексних досліджень з'являється можливість узагальнень та висновків щодо встановлення походження популяції риби в певному водному об'єкті, давності проникнення, успішності та інвазійного потенціалу, екосистемній ролі. Такі висновки можуть бути зроблені на основі показників, що свідчать про: 1) походження та спорідненість — генетичні та паразитологічні маркери; 2) успішність у подоланні фільтрів зустрічі та фільтрів пристосування — паразитологічні маркери; 3) екосистемну роль та конкурентну успішність — іхтіологічні маркери.

Зрозуміло, що при збереженні основних складових (блоків), схема моніторингу може модифікуватись залежно від умов та завдань проведення.

Обговорення результатів досліджень

Моніторинг чужорідних видів риб (теоретичні засади та застосування). Деякі із сучасних підходів до оцінки біологічних інвазій базуються на експертному визначенні інвазійності окремих видів гідробіонтів та ступеня біологічного забруднення на рівні біоценозів [14, 26]. Зокрема, індекс SBPR використовується для оцінки ризику інвазії видів зі значними потенційними загрозами в екосистемному та економічному аспектах. Цей індекс базується на загальній оцінці рівня агресивності вселенців за трьома показниками: високий потенціал до розселення (HRD — High risk for dispersal), високий потенціал до освоєння нової екосистеми (HRE — High risk for establishment in a new environment) і високий потенціал до екологічних і негативних соціально-економічних впливів (HRI — High risk to cause ecological and negative socio-economic impacts). Величини кожного з трьох показників визначаються експертно [26], SBPR варіює у

діапазоні від 0 до 3 балів: 0 — інвазії невідомі; 1 — інформація доступна тільки по HRD або HRE (низький ризик); 2 — інформація доступна по HRD і HRE (середній ризик); 3 — інформація доступна по HRI, незалежно від наявності інформації щодо HRD і HRE (високий ризик).

Потенціал виду до поширення (HRD) визначається багатьма ознаками виду, які можуть бути специфічними для цього виду чи його певної життєвої стадії. Через високий рівень складності ранжування та невизначеності таких ознак, ризик швидкого розповсюдження видів пропонується оцінювати за різноманітністю шляхів інтродукції, специфічних для певних видів.

Потенціал до освоєння нової екосистеми (HRE) визначається біологічними ознаками виду, такими як його евригалінізм, температурна толерантність, невибагливість до умов існування та деякі інші ознаки. Потенціал чужорідного виду до екологічних і негативних соціально-економічних впливів (HRI) можна визначити як кількісно виражений негативний вплив на середовище реципієнта, наприклад: зниження біорізноманіття, зміна характеру функціонування екосистем, втрати у виробництві, погіршення доступу до природних ресурсів та інші втрати екосистемних послуг.

Було запропоновано модульний інструмент оцінки для менеджменту інтродукованих риб відповідно до ризиків видів та їхніх популяцій і апробовано на прикладі водних об'єктів Англії та Уельсу [15]. Ця схема оцінювання складається з чотирьох модулів: 1) пріоритизація виду риби-вселенця; 2) ризик чужорідного виду для реципієнтної водойми та водозбору; 3) вплив на дії з менеджменту (контролю); 4) вартість менеджменту (контролю).

Пріоритизацію видів риб-вселенців пропонується здійснювати застосовуючи віднесення до «чорного» або «білого» списків. Види з «білого» списку, як правило, дозволяються (або допускаються) до імпорту та/або інтродукції для отримання спектру їхніх економічних та соціальних вигод, створюючи при цьому мінімальний ризик для навколишнього середовища [19, 29]. Ці списки часто складаються за допомогою інструментів попередньої перевірки ризиків, які класифікують види відповідно до їхньої ймовірності стати інвазивними. Наприклад, «Комплекс оцінки інвазивності риб» (Fish Invasiveness Scoring Kit — FISK) був адаптований з «Комплексу інструментів з оцінки ризику бур'янів» (Weed Risk Assessment tool [27]) для оцінки потенційної інвазивності існуючих і потенційних майбутніх чужорідних прісноводних риб [17, 18].

Класифікація інтродукованих риб за їхньою потенційною інвазивністю (наприклад, FISK) та відомим сучасним поширенням (наприклад, кількість місць, де вони присутні, кількість колонізованих річкових басейнів, довжина колонізованих річок та ін.) є передумовою для подальших заходів. Вважається, що негайні управлінські дії необхідні щодо видів, які оцінюються як «з високим ризиком» (high risk), але в даний час мають ще обмежене поширення — з метою запобігання або стримування створення нових інвазивних популяцій.

Наступним кроком у цій процедурі оцінки є встановлення ризику чужорідних видів риб для водойм-реципієнтів та водозбірною басейну.

Для чужорідних риб, де модуль 1 передбачає необхідність дій з управління/контролю, модуль 2 дозволяє визначити відповідні заходи з менеджменту/контролю їхніх популяцій, відповідно до характеристик як колонізованих екосистем (там де вид присутній), так і водозбірною басейну (де вид може поширитися).

Використовуючи аналогічний підхід [15], модуль оцінює ризик, який представляє інтродукований вид для водойм-реципієнтів та водозбірною басейну відповідно до широкої низки критеріїв: 1) результати оцінки модуля 1; 2) потенціал для розповсюдження виду з колонізованих водойм до приймаючого водозбірною басейну; 3) екологічний та природоохоронний стан колонізованих водних об'єктів та водозбірною басейну та 4) значення колонізованих водойм та водозбірною басейну для риболовлі.

Ці критерії дозволяють класифікувати низький, середній або високий ризик певного чужорідного виду відповідно до встановлених характеристик та показників.

Не аналізуючи наступні блоки, які стосуються безпосередніх дій з контролю чужорідного виду, варто зазначити, що комплексний підхід, який ми пропонуємо, є науковою основою для покращення інформації, яка може бути використана для прийняття рішень та отримання адекватних результатів у блоках 1 і 2 такої оцінки.

На нашу думку, моніторинг ключових показників популяцій чужорідних видів, який об'єднує паразитологічні, популяційні та генетичні показники, дозволить маркувати (паспортизувати) певну популяцію виду в межах водного об'єкту та річкового басейну, оцінити інвазивний потенціал цієї популяції, з високою імовірністю визначити особин, які з неї походять, за межами досліджуваної ділянки ареалу.

Висновки

Досліджено склад іхтіофауни р. Здвиж, яка нараховує 24 види риб, з яких 17 є аборигенними, два — дистанційними вселенцями, п'ять — саморозселенцями-неолімнетиками. Аналіз рибного населення на досліджених ділянках показав, що неолімнетиками (*Babka gymnotrachelus*, *Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*, *Pungitius platygaster*, *Gasterosteus aculeatus*), для яких найімовірнішим шляхом розселення є природна міграція від гирла річки до її верхів'я, з'являються у складі угруповання лише в середній течії. Дистанційні вселенці (*Percottus glenii*, *Carassius gibelio*) склали найбільшу частку у верхів'ї р. Здвиж, проте були виявлені практично на всіх станціях.

У чужорідних видів риб виявлено 10 видів паразитів різних систематичних груп (інфузорії, трематоди, скреблянки, нематоди). Серед одноклітинних паразитів переважали інфузорії р. *Trichodina*, серед багатоклітинних паразитів — метацицеркарії трематод, остаточною хазяями яких є рибоїдні птахи (*Diplostomum* sp., *Apatemon gracilis*).

На прикладі двох представників чужорідної для р. Здвиж іхтіофауни — мала колючка південна *Pungitius plathygaster* (саморозселенці-неоліметики) та ротань-головешка *Percottus glenii* (дистанційні вселенці) — нами виконано спробу комплексного аналізу з використанням паразитологічних та популяційних маркерів задля встановлення ступеня інтегрованості чужорідного виду в набутих екосистемах, потенціалу до поширення та ролі в біоценозі. За паразитологічними показниками обидва види демонструють незначну інтегрованість у аборигенні паразитарні системи. Потенціал до подальшого поширення обидвох видів можна оцінити як високий.

На основі проведених досліджень запропоновано схему комплексного моніторингу чужорідних видів риб із застосуванням популяційних, паразитологічних та генетичних показників.

Список використаної літератури

1. Белінг Д.Є. Нотатки про іхтіофауну УРСР. 3. Деякі дані про іхтіофауну рр. Тетерів і Рось. *Тр. гідробіол. станції*. 1937. № 15. С. 145—184.
2. Куцоконь Ю.К., Романь А.М. Реофільні види риб басейну річки Тетерів. *Наук. вісник Чернівецького ун-ту. Біологія. (Біологічні системи)*. 2018. Т. 10, вип. 2. С. 139—144.
3. Лисицына О.И. Фауна Украины. Том 31. Акантоцефалы (Acanthocephala). Киев : Наук. думка, 2019. 224 с.
4. Мовчан Ю.В. Фауна Украины. Том 8. Рыбы. Вып. 3: Вьюновые, сомовые, икталуровые, пресноводные угри, колюшковые, игловые, гамбузиевые, зеусовые, сфиреновые, кефалевые, атериновые, ошибневые. Киев : Наук. думка, 1988. 367 с.
5. Мовчан Ю.В. Рыбы Украины. Київ : Золоті ворота, 2011. 444 с.
6. Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Т. 1: Паразитические простейшие. Ленинград : Наука, 1984. 428 с.
7. Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Т. 2: Паразитические многоклеточные (Первая часть). Ленинград : Наука, 1985. 425 с.
8. Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Т. 3: Паразитические многоклеточные (Вторая часть). Ленинград : Наука, 1987. 583 с.
9. Поліщук В.В., Травянюк В.С., Коненко Г.Д. та ін. Гідробіологія і гідрохімія річок Правобережного Придніпров'я. Київ : Наук. думка, 1978. 271 с.
10. Полтавчук М.А. Рыбы малых рек Правобережного Полесья УССР. Сообщение 3. Видовой состав рыбного населения правобережных притоков нижнего течения Припяти и среднего Днепра. *Вест. зоологии*. 1976. № 4. С. 72—77.
11. Червона книга України. Тваринний світ / за ред. І.А. Акімова. Київ : Глобал-консалтинг, 2009. 624 с.
12. Afanasyev S.A. Forming of hydrobiota of the river systems in the territory of Ukraine in view of history of hydrographic net. *Hydrobiol. J.* 2015. Vol. 51, N 1. P. 3—12.
13. Afanasyev S.A., Gupalo Ye.A., Manturova O.V. Distribution and peculiarities of biology of the pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (Perciformes: Centrarchidae) in the water bodies of Kyiv city. *Ibid.* 2017. Vol. 53, N 3. P. 14—25.
14. Arbačiauskas K., Semenenko V., Grabowski M. et al. Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways. *Aquatic Invasions*. 2008. Vol. 3, N 2. P. 211—230.
15. Britton J.R., Copp G.H., Brazier M. et al. A modular assessment tool for managing introduced fishes according to risks of species and their populations, and impacts of management actions. *Biological Invasions*. 2011. Vol. 13. P. 2847—2860.
16. Britton JR, Davies GD, Brazier M. Towards the successful control of *Pseudorasbora parva* in the UK. *Ibid.* 2010. Vol. 12. P. 25—31.

17. Copp G.H., Garthwaite R., Gozlan R.E. Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: concepts and perspectives on protocols for the UK. Cefas Science Technical Report N 129, Cefas, Lowestoft, 2005. 32 p.
18. Copp G.H., Garthwaite R., Gozlan R.E. Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. *J. Appl. Ichthyol.* 2005. Vol. 21. P. 371—373.
19. Gozlan R.E. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries.* 2008. Vol. 9, N 1. P. 106—115.
20. Hammer III., 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.
21. Kutsokon I. The Chinese sleeper (*Percottus glenii* Dybowski, 1877) in Ukraine: new data on distribution. *J. Appl. Ichthyol.* 2017. Vol. 33. P. 1100—1107.
22. Kvach Y., Janáč M., Nehring S. et al. Parasite communities and infection levels of the invasive Chinese sleeper *Percottus glenii* (Actinopterygii: Odontobutidae) from the Naab River basin, Germany. *Journal of Helminthology.* 2017. Vol. 91, N 6. P. 703—710.
23. Kvach Y., Kutsokon Yu. The non-indigenous fishes in the fauna of Ukraine: a potentia ad actum. *BioInvasions Records.* 2017. Vol. 6, N 3. P. 269—279
24. Kvach Y., Kutsokon I., Roman A. et al. Parasite acquisition by the invasive Chinese sleeper (*Percottus glenii* Dybowski, 1877) (Gobiiformes : Odontobutidae) in Latvia and Ukraine. *J. Appl. Ichthyol.* 2020. Vol. 36, N 6. P. 785—794.
25. Kvach Y., Kutsokon Y., Stepien C.A. et al. Role of the invasive Chinese sleeper *Percottus glenii* (Actinopterygii : Odontobutidae) in the distribution of fish parasites in Europe: new data and a review. *Biologia.* 2016. Vol. 71, N 8. P. 941—951.
26. Panov V.E., Alexandrov B., Arbaciauskas K. et al. Assessing the risks of aquatic species invasions via European inland waterways: from concepts to environmental indicators. *Integrated Environmental Assessment and Management.* 2009. Vol. 5, N 1. 110—126.
27. Pheloung P.C., Williams P.A., Halloy S.R. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluation plant introductions. *J. Environ. Management.* 1999. Vol. 57. P. 239—251.
28. Roman A.M., Afanasyev S.O., Kutsokon Yu.K. et al. Peculiarities of the Fish Fauna Forming in Different River Types of the Right-Bank Polissia by Example of the Sluch River Basin. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 6. P. 31—48.
29. Simberloff D. Risk Assessments, Blacklists, and White Lists for Introduced Species: Are Predictions Good Enough to Be Useful? *Agricultural and Resource Economics Review.* 2006. Vol. 35. P. 1—10.

Надійшла 11.05.2022

Y.K. Kutsokon, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Schmalhausen Institute of Zoology of the NAS of Ukraine,
Bohdana Khmelnytskogo str., 15, Kyiv, 01030, Ukraine
e-mail: carassius1@ukr.net
ORCID 0000-0001-9721-5638

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

M.M. Shcherbatiuk, PhD (Biol.), Senior Researcher,
M.G. Kholodny Institute of Botany of the NAS of Ukraine,
Tereshchenkivska str., 2, Kyiv, 01601, Ukraine
e-mail: chrom.botany@ukr.net
ORCID 0000-0002-6453-228X

O.Yu. Marushchak, Junior Researcher,
Schmalhausen Institute of Zoology of the NAS of Ukraine,
Bohdana Khmelnytskogo str., 15, Kyiv, 01030, Ukraine
e-mail: ecopelobates@gmail.com
ORCID 0000-0001-9380-5593

N.V. Zaichenko, PhD (Biol.), Senior Engineer,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: zaichenko_natali@ukr.net

V.S. Dupak, postgraduate
Schmalhausen Institute of Zoology of the NAS of Ukraine,
Bohdana Khmelnytskogo str., 15, Kyiv, 01030, Ukraine
e-mail: valeriadupak13@gmail.com
ORCID 0000-0002-0957-3791

ALIEN FISH SPECIES AND THEIR PARASITES OF THE ZDVYZH RIVER:
GENERAL CHARACTERISTICS, MARKER INDICATORS,
THE MONITORING SCHEME

The fish fauna composition of the Zdvyzh River was analyzed and shown to comprise 24 species of fish, 17 of them are aboriginal, two - remote alien species, and five — self-dispersal neolimnetic. The analysis of the fish population in the studied locations showed that neolimnetic species (*Babka gymnotrachelus*, *Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*, *Pungitius platygaster*, *Gasterosteus aculeatus*), for which the most probable way of distribution is a natural migration from the mouth upstream, have been observed only in the middle reaches of the Zdvyzh River. Remote aliens (*Perccottus glenii*, *Carassius gibelio*) accounted for the largest part in the upper reaches of the Zdvyzh River, but were found in almost all locations. 10 species of parasites of different systematic groups (ciliates, trematodes, acanthocephalans, nematodes) were found in alien fish species. Unicellular parasites were dominated by ciliates of the genus *Trichodina*, multicellular parasites — metacercariae of trematodes, the final hosts of which are piscivorous birds (*Diplostomum* sp., *Apate-mon gracilis*).

Based on the realized research, a scheme of complex monitoring of alien fish species with the application of a population, parasitological and genetic indicators is proposed.

Keywords: alien fish species, neolimnetics, remote alien species, parasites, monitoring.

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК (574.64:546.56)+581.526.3

О.О. ПАСІЧНА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ecorasichna@gmail.com

Л.О. ГОРБАТЮК, к. т. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

М.О. ПЛАТОНОВ, к. б. н., наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

С.П. БУРМІСТРЕНКО, пров. інж.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна,

О.О. ГОДЛЕВСЬКА, к. фіз.-мат. н., доцент,
Національний університет біоресурсів і природокористування України
вулиця Героїв Оборони, 15, Київ, 03041, Україна
e-mail: godlevok@gmail.com

Т.В. ВІТОВЕЦЬКА, к. х. н., доцент,
Київський національний університет будівництва і архітектури,
просп. Повітрофлотський, 31, Київ, 03680, Україна
e-mail: vitovetskaya@ukr.net

ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ МІДІ (II) І СВИНЦЮ (II) НА ВМІСТ ПІГМЕНТІВ У *CERATOPHYLLUM DEMERSUM* L.

У результаті проведених експериментальних досліджень встановлено, що зменшення вмісту фотосинтетичних пігментів (хлорофілів *a* і *b* та каротиноїдів) у представника занурених макрофітів *Ceratophyllum demersum* L. відбувається за концентрації Cu^{2+} у водному середовищі $\geq 0,05 \text{ мг/дм}^3$ та $\text{Pb}^{2+} \geq 0,1 \text{ мг/дм}^3$. Встановлено, що важливим показником ушкоджуючої дії важких металів на пігментну систему *C. demersum* є зменшення величини відношень хлорофіл *a*/хлорофіл *b* та (хлорофіл *a* + хлорофіл *b*)/каротиноїди. Виявлено високі значення коефіцієнтів біологічного накопичення міді та свинцю у *C. demersum* та достатню стійкість досліджуваної рослини до впливу металів, що дозволяє рекомендувати використання даного виду для фіторе mediaції водного середовища при його забрудненні міддю і свинцем відповідно в концентраціях до $0,5 \text{ мг/дм}^3$ і $1,0\text{—}2,0 \text{ мг/дм}^3$.

Ключові слова: мідь, свинець, водне середовище, *Ceratophyllum demersum* L., хлорофіл, каротиноїди, акумуляція, фіторе mediaція.

Ц и т у в а н н я: Пасічна О.О., Горбатюк Л.О., Платонов М.О., Бурмістренко С.П., Годлевська О.О., Вітовецька Т.В. Особливості впливу міді (II) і свинцю (II) на вміст пігментів у *Ceratophyllum demersum* L. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 4. С. 48—59.

Мідь є важливим для росту і розвитку рослин мікроелементом, оскільки забезпечує структурну організацію та функціонування багатьох ферментних систем, бере участь у транспорті електронів при фотосинтезі та диханні, а також необхідна для здійснення інших процесів життєдіяльності рослинних організмів [2, 10, 23, 29]. Однак у високих концентраціях мідь може бути надзвичайно токсичною для рослин, призводячи до різних фізіолого-біохімічних та морфологічних змін, зокрема до порушення функціонування пігментних систем, зміни якісного складу та кількості пігментів, викликаючи симптоми хлорозу і некрозу, до пригнічення фотосинтезу, дихання, затримки росту і навіть загибелі [7, 12, 17, 22, 23].

Свинець вважають одним із найбільш токсичних важких металів для всіх живих організмів [28]. Біологічну роль свинцю не виявлено, однак деякими дослідженнями показано значну кумуляцію металу в рослинних організмах та його токсичну дію на пігментну систему та життєдіяльність рослин в цілому [6, 25].

Внаслідок інтенсивної антропогенної діяльності відбувається зростання концентрації важких металів у природних водоймах, і таке забруднення є глобальною проблемою XXI сторіччя [30]. У забруднених водоймах мегаполісів концентрації міді та свинцю можуть досягати значних величин. Зокрема, за даними П.М. Линника та ін. [16], у воді р. Либідь в межах м. Києва концентрація міді у розчиненій формі досягала 0,083 мг/дм³, а свинцю — 0,108 мг/дм³. Ці метали можуть потрапляти у водойми і у значно вищих концентраціях з викидами недостатньо очищених стічних вод.

Було встановлено, що деякі вищі водні рослини, завдяки особливостям своєї анатомічної будови, значній акумуляційній здатності та достатньо високій стійкості до впливу важких металів, можуть бути використані для біомоніторингу та фітореMediaції природних і стічних вод. Зокрема, встановлено, що найбільш ефективно акумулюють і видаляють важкі метали з водного середовища такі водні рослини: *Salvinia natans* (L.) All., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub., *Lemna minor* L., *Elodea canadensis* Michx., *Pistia stratiotes* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L. [7, 13]. Результати таких досліджень показали, що використання занурених водних рослин і рослин з плаваючим листям для фітореMediaції може бути ефективним і економічно доцільним способом очищення поверхневих вод і доочищення промислових стічних вод.

У зв'язку з цим метою наших досліджень було встановлення особливостей впливу різних концентрацій міді і свинцю у водному середовищі на життєвість *Ceratophyllum demersum*, зокрема на стан його пігментної системи, а також оцінка його акумулятивної здатності щодо цих металів та можливості використання для фітореMediaції природних і стічних вод, забруднених Cu і Pb.

Матеріал і методика досліджень

Об'єктом досліджень був *Ceratophyllum demersum* L., який відноситься до занурених вищих водних рослин і широко поширений у водоймах України, зокрема у водоймах м. Києва [9].

Рослини *C. demersum* були відібрані із природних водойм м. Києва і вміщені в акваріум об'ємом 30 дм³, наповнений відстояною водопровідною водою, для акліматизації протягом двох тижнів. Один раз у 2—3 дні в акваріумі проводили заміну половини об'єму води. Для проведення експерименту по сім молодих пагонів *C. demersum* довжиною приблизно 7—8 см поміщали у скляні ємності об'ємом 3 дм³, заповнені відстояною водопровідною водою, і додавали одноразово Pb²⁺ у вигляді Pb(NO₃)₂ та Cu²⁺ у вигляді CuSO₄·5H₂O з розрахунку 0,05, 0,1, 0,5, 1,0 і 2,0 мг/дм³. Обрано широкий діапазон досліджуваних концентрацій — від реально виявлених у водоймах м. Києва (0,05 мг/дм³) [16] до присутніх у місцях скидання недостатньо очищених стічних вод промисловими підприємствами (0,5—2,0 мг/дм³).

Освітлення рослин здійснювали люмінесцентними лампами денного світла (його інтенсивність становила 3000 лк з періодом світло : темрява 16 : 8 год), температура води була 25±3 °С, а рН — 7,6±0,5. Дослідні і контрольні рослини витримували за вищезазначених умов упродовж семи діб. Рівень води у дослідних ємностях підтримували шляхом регулярного додавання свіжої води до об'єму 3 дм³.

Контролем слугували рослини, які експонували в таких самих умовах, але без додавання металів у водне середовище.

Вміст пігментів у *C. demersum* визначали спектрофотометричним методом. Екстракцію хлорофілів та каротиноїдів проводили 80 %-вим розчином ацетону [3]. Розрахунки проводили за формулами [14] та виражали в міліграмах на 1 г сухої маси. Для отримання сухої маси рослини висушували у сушильній шафі при температурі 105 °С до сталої маси.

Визначення вмісту міді і свинцю у рослинах здійснювали методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно-зв'язаною плазмою [5]. Для цього, після закінчення експериментальних досліджень, рослинний матеріал промивали дистильованою водою і 0,02 М розчином ЕДТА (для видалення адсорбованих на поверхні металів) і проводили кислотне озолення сумішшю концентрованих азотної і сірчаної кислот, використовуючи мікрохвильову (НВЧ) піч MWS-2 (Berghoff, Німеччина) [5].

Коефіцієнт біологічного накопичення металів (КБН) водними макрофітами визначали як співвідношення вмісту металу в рослинному матеріалі (мг/кг сухої маси) до концентрації металу у воді (мг/дм³) [11, 20, 21].

Статистичну обробку одержаних даних, зокрема розрахунок середнього значення та стандартного відхилення ($M \pm m$) із 3—4 визначень ($n = 3—4$), проводили за допомогою програми MS Excel 2016.

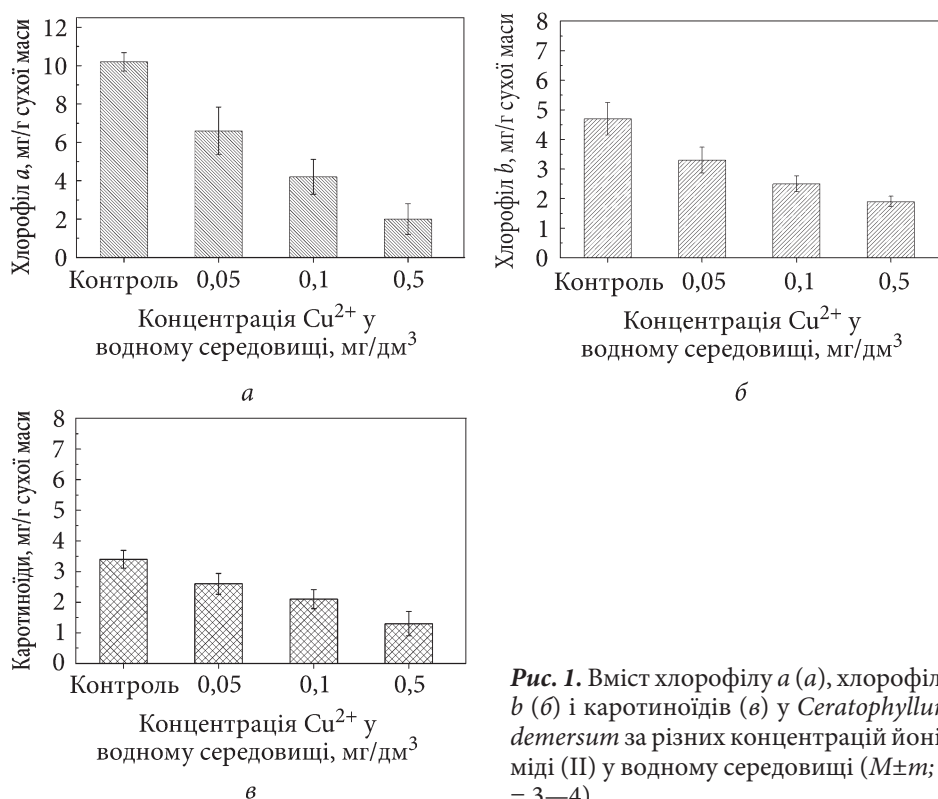


Рис. 1. Вміст хлорофілу а (а), хлорофілу б (б) і каротиноїдів (в) у *Ceratophyllum demersum* за різних концентрацій йонів міді (II) у водному середовищі ($M \pm m$; $n = 3-4$)

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті проведених досліджень встановлено, що за впливу Cu^{2+} у концентрації від 0,05 до 0,5 мг/дм^3 у *C. demersum* відбувалось зменшення вмісту всіх досліджуваних фотосинтетичних пігментів. При цьому найбільше знижувався вміст хлорофілу а (на 35—79 % порівняно з контролем), менше — хлорофілу б (на 29—66 %) та каротиноїдів (на 23—68 %) (рис. 1).

Зменшення загального вмісту хлорофілу та каротиноїдів у водних макрофітів за впливу підвищених концентрацій Cu також було відмічено в роботах інших авторів [22, 24]. Зниження вмісту хлорофілу за надлишкової кількості міді насамперед впливає на фотосистему II, реакційний центр якої містить хлорофіл а, що спричиняє пригнічення фотосинтезу [8]. У літературі наявні відомості про те, що зниження вмісту пігментів у рослинному організмі за дії міді супроводжується активацією процесів перекисного окиснення ліпідів та зміною активності антиоксидантних ферментів, зокрема збільшенням активності аскорбатпероксидази, гваякол-залежної пероксидази, каталази, супероксиддисмутази, глутатіонредуктази, однак це відбувається лише до певного часу експозиції [24, 27]. Показано, що активність антиоксидантних ферментів у *Potamogeton pectinatus* L. значно збільшувалась за впливу 40 мкг/дм^3 Cu протягом 24 год,

після чого спостерігалось зниження їхньої активності за дії металу протягом більш тривалого часу [19]. Також експериментально встановлено збільшення вмісту загальних небілкових тіолів (NP-SH) і цистеїну у *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle при концентрації міді до 5 мкмоль/дм³, тоді як при 25 мкмоль/дм³ їхній рівень різко знижувався. Одночасно відмічено суттєве збільшення вмісту фітохелатинів (ФХ) при концентраціях міді 1 та 5 мкмоль/дм³ на четверту добу експозиції, що свідчить про їхню істотну роль у детоксикації металів [27].

Візуально пошкодження фотоасиміляційних тканин (ознаки хлорозу) у *C. demersum* спостерігалось нами вже за присутності 0,5 мг/дм³ Cu²⁺ у водному середовищі. Водночас, за дії іонів міді у концентрації 1,0 і 2,0 мг/дм³ нами відмічено такі ознаки токсичного впливу міді, як опускання пагонів на дно, відокремлення листків від стебел, ламкість стебел та ознаки некрозу, тобто спостерігалися зміни, які в подальшому призводять до загибелі рослинного організму. У зв'язку з цим визначення вмісту пігментів за даних концентрацій Cu²⁺ не вважалось доцільним і не проводилось. Варто зазначити, що у *Potamogeton pectinatus* L. за впливу 10 мкмоль/дм³ Cu вже на 10-й день експерименту спостерігалися зменшення довжини та кількості листків, ознаки хлорозу та некрозу, а також загибель рослини [8].

Результати впливу досліджуваних концентрацій Pb²⁺ на *C. demersum* показали, що вже за концентрації 0,05 мг/дм³ у водному середовищі відбувалося зниження вмісту хлорофілу *a* (на 20 %), однак при цьому збільшувався вміст каротиноїдів (на 34 %) (рис. 2). Зменшення загального вмісту хлорофілу та збільшення вмісту каротиноїдів за впливу підвищених концентрацій Pb²⁺ також було виявлено у *H. verticillata* [26]. Таке підвищення вмісту каротиноїдів за впливу важких металів, на думку деяких авторів, може бути захисною реакцією, яка запобігає фотодеструкції і перекисному окисненню хлорофілів [1].

Нами встановлено, що за дії Pb²⁺ у концентрації 0,1—0,5 мг/дм³ у *C. demersum* зменшувався загальний вміст хлорофілів (хлорофілу *a* — на 40—44 %, хлорофілу *b* — на 30—39 % порівняно з контролем). Водночас при концентрації Pb²⁺ у водному середовищі 0,5 мг/дм³ зафіксовано зниження вмісту каротиноїдів (на 18 % порівняно з контролем). Такі результати досліджень свідчать про те, що хлорофіли є більш чутливими, порівняно з каротиноїдами, до підвищення концентрації Pb²⁺ у водному середовищі.

Виявлено, що при збільшенні концентрації Pb²⁺ у водному середовищі до 1,0 і 2,0 мг/дм³ у *C. demersum* відбувалось значне зменшення вмісту всіх досліджуваних фотосинтетичних пігментів (хлорофілу *a* — на 51—62 %, хлорофілу *b* — на 48—53 % та каротиноїдів — на 29—50 % порівняно з контрольними рослинами) (див. рис. 2). Слід зазначити, що при зниженні вмісту загального хлорофілу та каротиноїдів у тканинах *C. demersum* впродовж досліду також спостерігались ознаки хлорозу. Однак, на відміну від дії Cu²⁺ у відповідних концентраціях, фрагментації па-

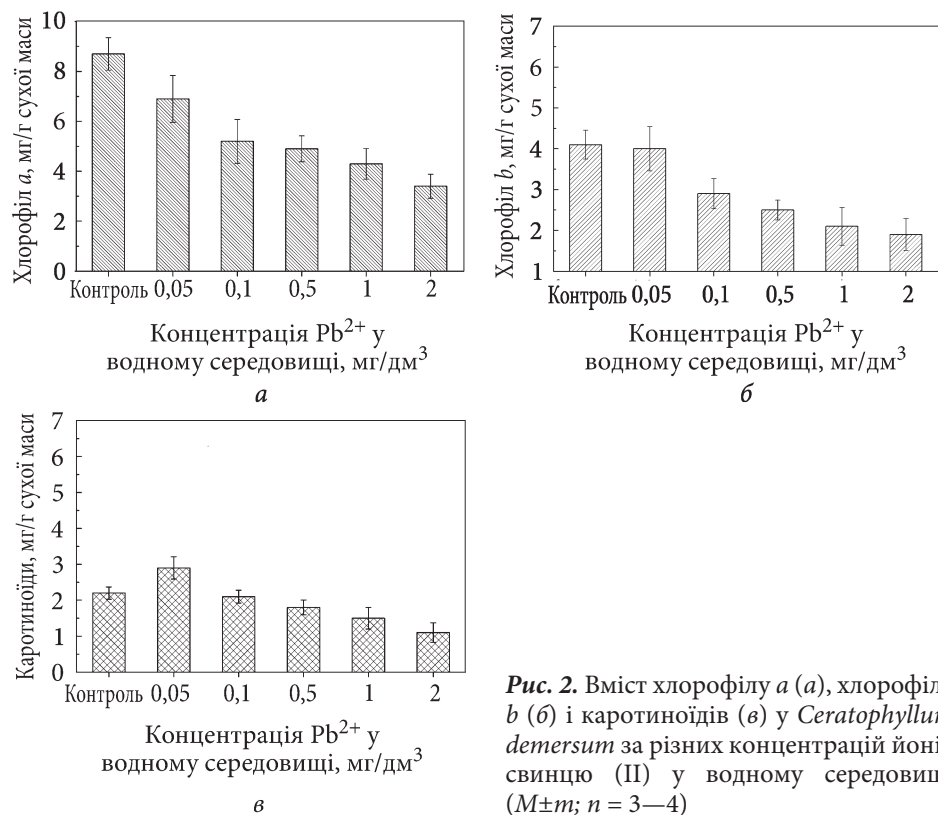


Рис. 2. Вміст хлорофілу *a* (*a*), хлорофілу *b* (*б*) і каротиноїдів (*в*) у *Ceratophyllum demersum* за різних концентрацій йонів свинцю (II) у водному середовищі ($M \pm m$; $n = 3-4$)

гонів, некрозу та інших ознак, що можуть призводити до загибелі рослинних організмів, не спостерігалось.

Ушкоджуючу дію свинцю на хлоропласти водних рослин деякі науковці пов'язують з порушенням їхнього руху та розподілу, що може бути результатом змін у актиновому цитоскелеті, оскільки спостерігається фрагментація і зникнення актинових волокон навколо хлоропластів [25].

Доведено, що *C. demersum* має значний потенціал щодо детоксикації йонів свинцю при їхньому потраплянні в рослинний організм завдяки синтезу ФХ і зміні активності антиоксидантних ферментів (супероксиддисмутази, гваякол-залежної пероксидази, аскорбатпероксидази, каталази і глутатіонредуктази), попереднє зростання активності яких, зі збільшенням тривалості впливу і концентрації металу, змінюється на пригнічення [18]. Також спостерігалось початкове збільшення вмісту цистеїну, небілкових тіолів (NP-SH) і глутатіону (GSH) у рослин з наступним його зниженням при помірних концентраціях свинцю. Доведено, що синтез ФХ є важливим у процесах детоксикації свинцю, однак, як зазначають автори, це може призвести до значного зменшення вмісту глутатіону і, як наслідок, до окисного стресу [18]. Збільшення вмісту каротиноїдів та активності супероксиддисмутази у *H. verticillata* за впливу підвищених концентрацій Pb²⁺, як показано у роботі [26], свідчить про спрацювання стрес-толерантних механізмів рослинних організмів.

Загалом, результати проведених досліджень свідчать про те, що накопичення важких металів у *C. demersum* викликає окиснювальний стрес, а ступінь стійкості рослини залежить від активності її антиоксидантної системи [24].

Проявом впливу йонів важких металів (міді та свинцю) на пігментну систему *C. demersum* може бути також зміна значень величин відношень хлорофіл *a*/хлорофіл *b* та (хлорофіл *a* + хлорофіл *b*)/каротиноїди, які мають тенденцію до зменшення у рослин, що перебувають у водному середовищі з додаванням Cu^{2+} та Pb^{2+} , порівняно з контрольними рослинами (табл. 1, 2).

Результати проведених експериментальних досліджень показали, що за наявності у воді йонів Pb^{2+} і Cu^{2+} в однакових концентраціях (від 0,05 мг/дм³) токсичний вплив міді на рослинний організм є більшим, ніж свинцю.

Менша токсичність Pb порівняно з Cu , ймовірно, пов'язана з тим, що, потрапляючи у водне середовище (відстояна водопровідна вода), Pb^{2+} утворює нерозчинні або малорозчинні сполуки майже з усіма наявними там аніонами, зокрема SO_4^{2-} , Cl^- , CO_3^{2-} . Сполука $\text{Pb}(\text{OH})_2$ також нерозчинна у воді. При підвищенні рН водного середовища внаслідок життєдіяльності рослинних організмів здатність йонів свинцю до комплексоутво-

Таблиця 1

Відношення вмісту хлорофілу *a* до хлорофілу *b* та хлорофілів до каротиноїдів у *Ceratophyllum demersum* за різних концентрацій Cu^{2+} у водному середовищі

Концентрація Cu^{2+} , мг/дм ³	Хлорофіл <i>a</i> /Хлорофіл <i>b</i>	Хлорофіл <i>a</i> + хлорофіл <i>b</i> / Каротиноїди
Контроль	2,2	4,4
0,05	2,0	3,8
0,1	1,7	3,2
0,5	1,0	3,0

Таблиця 2

Відношення вмісту хлорофілу *a* до хлорофілу *b* та хлорофілів до каротиноїдів у *Ceratophyllum demersum* за різних концентрацій Pb^{2+} у водному середовищі

Концентрація Pb^{2+} , мг/дм ³	Хлорофіл <i>a</i> /Хлорофіл <i>b</i>	Хлорофіл <i>a</i> + хлорофіл <i>b</i> / Каротиноїди
Контроль	2,1	5,8
0,05	1,7	3,7
0,1	1,8	3,9
0,5	1,9	4,1
1,0	2,0	4,1
2,0	1,8	4,8

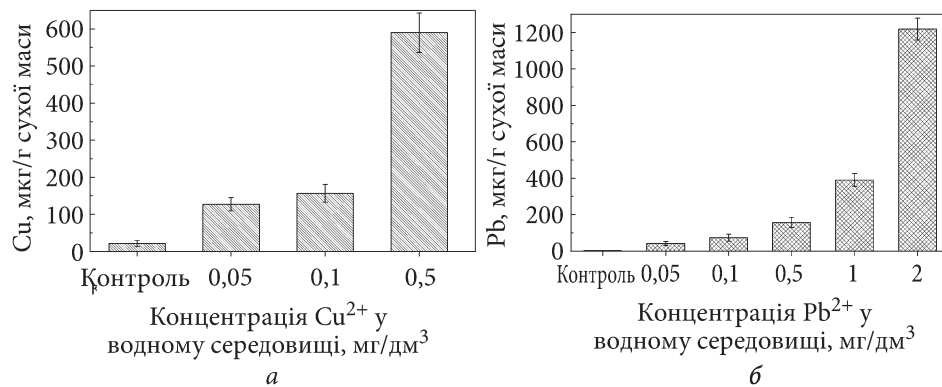


Рис. 3. Накопичення міді (а) та свинцю (б) *Ceratophyllum demersum* за різної концентрації іонів металів у водному середовищі ($M \pm m$; $n = 3-4$)

рення та випадання в осад зростає, а отже, зменшується його біодоступність та токсичність, яка визначається концентрацією саме розчинної форми металу [15].

Результати досліджень щодо накопичення міді та свинцю тканинами *C. demersum* при збільшенні концентрації металів у водному середовищі показали, що *C. demersum* здатен накопичувати значну кількість Cu (до 590 мкг/г сухої маси) і Pb (до 1218 мкг/г сухої маси) (рис. 3). Варто зазначити і те, що *C. demersum* здатен накопичувати більшу кількість Pb без загибелі рослини. Ймовірно, це зумовлено значною здатністю Pb^{2+} до зв'язування і адсорбції на оболонці рослинних клітин при зростанні рН середовища внаслідок життєдіяльності рослин, оскільки токсичну дію металів пов'язують саме з їхньою йонною формою.

Оцінка акумуляційної здатності *C. demersum* щодо досліджуваних металів засвідчила, що КБН міді та свинцю рослиною досягають високих значень, однак різняться між собою залежно від концентрації і хімічних характеристик певного металу (табл. 3).

Таблиця 3

Коефіцієнти біологічного накопичення міді та свинцю *Ceratophyllum demersum*

Концентрація іонів металів у воді, мг/дм^3	Коефіцієнти біологічного накопичення металів	
	Cu	Pb
0,05	2540±42	842±28
0,1	1570±34	742±36
0,5	1180±51	315±21
1,0	—	391±54
2,0	—	609±43

Примітка. «—» — не визначали.

По мірі збільшення концентрації металів у воді до певного рівня зменшуються значення величини КБН для *S. demersum*. У роботі [8] також спостерігали зменшення КБН для *Potamogeton pectinatus* L. при зростанні концентрації міді у водному середовищі. Автори пов'язують це з насиченням рослинного організму металом і зменшенням здатності до його накопичення. Однак при надходженні у водне середовище металів у високих концентраціях (згідно результатів наших досліджень, такими концентраціями є 1,0 і 2,0 мг/дм³), ймовірно, відбуваються порушення процесів обміну речовин, зокрема мембранного транспорту. Саме ці зміни зумовлюють неконтрольоване надходження металів у клітини, що може призводити до незворотних наслідків і загибелі рослинного організму [4].

Одержані дані щодо накопичення значної кількості міді та свинцю *S. demersum* та відносно високого рівня його стійкості до дії металів дають можливість стверджувати, що даний вид доцільно рекомендувати для використання з метою фіторе mediaції водного середовища при його забрудненні Cu^{2+} і Pb^{2+} за їхніх концентрацій відповідно до 0,5 і 2,0 мг/дм³. Слід зауважити, що при використанні *S. demersum* для очистки води від цих металів необхідне подальше видалення рослин з водного середовища для попередження вторинного забруднення водойм металами внаслідок розкладу фітомаси.

Висновки

В результаті проведених експериментальних досліджень встановлено, що зменшення вмісту фотосинтетичних пігментів (хлорофілів *a* і *b* та каротиноїдів) у представника занурених макрофітів *Ceratophyllum demersum* відбувається за концентрації Cu^{2+} у водному середовищі $\geq 0,05$ мг/дм³ та Pb^{2+} — $\geq 0,1$ мг/дм³. Ймовірно, це пов'язано зі значним накопиченням металів у тканинах рослин (до 590 мкг Cu /г сухої маси і до 1218 мкг Pb /г сухої маси). Вплив високих концентрацій Cu^{2+} у водному середовищі (1,0 і 2,0 мг/дм³) супроводжується появою візуальних ознак токсичного впливу металу (опусканням пагонів на дно, відокремленням листків від стебел, ламкістю стебел).

Показником пошкоджуючої дії важких металів на пігментну систему *S. demersum* є зменшення (порівняно з контролем) величин таких відношень пігментів, як хлорофіл *a*/хлорофіл *b* та (хлорофіл *a* + хлорофіл *b*)/каротиноїди.

Значна здатність *S. demersum* до акумуляції міді і свинцю та його відносна стійкість до впливу цих металів дозволяє рекомендувати використання даного виду для фіторе mediaції водного середовища при його забрудненні міддю і свинцем в концентраціях відповідно до 0,5 мг/дм³ і 1,0—2,0 мг/дм³.

Список використаної літератури

1. Золотухина Е.Ю, Гавриленко Е.Е., Бурдин К.С. Влияние ионов цинка и меди на фотосинтез и дыхание морских водорослей. *Физиология растений*. 1987. Т. 34, вып. 2. С. 266—275.

2. Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. Киев : Наук. думка, 1988. 188 с.
3. Мусієнко М.М., Паршикова Т.В., Славний П.С. Спектрофотометричні методи в практиці фізіології, біохімії та екології рослин. Київ : Фітосоціоцентр, 2001. 200 с.
4. Полищук Р.А. Реакция макрофитов обрастания на воздействие ионов тяжелых металлов. *Биологические основы борьбы с обрастанием*. Киев : Наук. думка, 1973. С. 155—193.
5. ЦКПП «Спектрометрический центр элементного анализа (СЦЭА)» при Национальном ботаническом саде им. Н.Н. Гришко НАН Украины. http://www.nbg.kiev.ua/ru/scientific_activity/scea.
6. Basile A., Sorbo S., Conte B. et al. Toxicity, accumulation, and removal of heavy metals by three aquatic macrophytes. *Int. J. Phytoremediation*. 2012. Vol. 14, N 4. P. 374—387.
7. Buta E., Török A., Csog A. et al. Comparative studies of the phytoextraction capacity of five aquatic plants in heavy metal contaminated water. *Not. Bot. Horti Agrobiol.* 2014. Vol. 42, N 1. P. 173—179.
8. Costa M.B., Tavares F.V., Martinez C.B. et al. Accumulation and effects of copper on aquatic macrophytes *Potamogeton pectinatus* L.: Potential application to environmental monitoring and phytoremediation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2018. Vol. 155. P. 117—124.
9. 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.
10. Karimi P., Khavari-Nejad R. A., Niknam V. et al. The effects of excess copper on antioxidative enzymes, lipid peroxidation, proline, chlorophyll, and concentration of Mn, Fe, and Cu in *Astragalus neo-mobayenii*. *The Scientific World Journal*. 2012. Vol. 2012. <https://doi.org/10.1100/2012/615670>.
11. Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Zubenko I.B., Shevchenko T.F. Some peculiarities of accumulation of heavy metals by macrophytes and epiphyton algae in water bodies of urban territories. *Hydrobiol. J.* 2007. Vol. 43, N 6. P. 46—57.
12. Krayem M., Khatib S. El., Hassan Y. et al. In search for potential biomarkers of copper stress in aquatic plants. *Aquat. Toxicol.* 2021. Vol. 239. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.105952>.
13. Krems P., Rajfur M., Waclawek M., Klos A. The use of water plants in biomonitoring and phytoremediation of waters polluted with heavy metals. *Ecol. Chem. Eng. S.* 2013. Vol. 20, N 2. P. 353—370.
14. Lichtenthaler H.K. Chlorophylls and carotenoids. Pigments of photosynthetic biomembranes. *Methods in Enzymology*. 1987. Vol. 148. P. 350—382.
15. Linnik P.N. Heavy metals in surface waters of Ukraine: their content and forms of migration. *Hydrobiol. J.* 2000. Vol. 36, N 3. P. 31—54.
16. Linnik P.N., Zhezherya V.A., Linnik R.P. Lability of metals in surface waters as the main characteristics of their potential bioavailability (a review). *Ibid.* 2018. Vol. 54, N 6. P. 3—26.
17. Marques D.M., Júnior V.V., Bortolotti da Silva A. et al. Copper toxicity on photosynthetic responses and root morphology of *Hymenaea courbaril* L. (Caesalpinioideae). *Water, Air, & Soil Pollut.* 2018. Vol. 229. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3769-2>.
18. Mishra S., Srivastava S., Tripathi R. D. et al. Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere*. 2006. Vol. 65, N 6. P. 1027—1039.
19. Monferrón M.V., Agudo J.A.S., Pignata M.L., Wunderlin D.A. Copper-induced response of physiological parameters and antioxidant enzymes in the aquatic macrophyte *Potamogeton pusillus*. *Environ. Pollut.* 2009. Vol. 157, N 8—9. P. 2570—2576.
20. Obinna I.S., Eber E.C. A review: water pollution by heavy metal and organic pollutants: brief review of sources, effects and progress on remediation with aquatic plants. *Analytical Methods in Environ. Chem. J.* 2019. Vol. 2, N 3. P. 5—38. <https://doi.org/10.24200/amecj.v2.i03>.

21. Olguín E.J., Sánchez-Galván G. Heavy metal removal in phytofiltration and phycoremediation: the need to differentiate between bioadsorption and bioaccumulation. *New Biotechnol.* 2012. Vol. 30, N 1. P. 3—8.
22. Pasichna O.O. Content of pigments in *Cladophora glomerata* under the influence of copper (II) and manganese (II) ions in the aquatic environment. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 1. P. 60—68.
23. Pietrini F., Carnevale M., Beni C. et al. Effect of different copper levels on growth and morpho-physiological parameters in giant reed (*Arundo donax* L.) in semi-hydroponic mesocosm experiment. *Water.* 2019. Vol. 11, N 9. <https://doi.org/10.3390/w11091837>.
24. Rama Devi S., Prasad M.N.V. Copper toxicity in *Ceratophyllum demersum* L. (*Coontail*), a free floating macrophyte: response to antioxidant enzymes and antioxidants environment. *Plant Science.* 1998. Vol. 138, N 2. P. 157—165.
25. Samardakiewicz S., Krzeszowiec-Jeleń W., Bednarski W. Pb-induced avoidance-like chloroplast movements in fronds of *Lemna trisulca* L. *PLoS One.* 2015. Vol. 10, N 2. <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0116757>
26. Singh A., Kumar C.S., Agarwal A. Effect of lead and cadmium on aquatic plant *Hydrilla verticillata*. *J. Environ. Biol.* 2013. Vol. 34, N 6. P. 1027—1031.
27. Srivastava S., Mishra S., Tripathi R.D. et al. Copper-induced oxidative stress and responses of antioxidants and phytochelatins in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. *Aquat. Toxicol.* 2006. Vol. 80, N 4. P. 405—415.
28. Usman K., Abu-Dieyeh M.H., Zouari N., Al-Ghouti M. A. Lead (Pb) bioaccumulation and antioxidative responses in *Tetraena qataranse*. *Scientific Reports.* 2020. Vol. 10. <https://www.nature.com/articles/s41598-020-73621-z>.
29. Yruela I. Copper in plants: acquisition, transport and interactions. *Functional Plant Biology.* 2009. Vol. 36, N 5. P. 409—430. <https://doi.org/10.1071/FP08288>.
30. Zamora-Ledezma C., Negrete-Bolagay D., Figueroa F. et al. Heavy metal water pollution: A fresh look about hazards, novel and conventional remediation methods. *Environmental Technology & Innovation.* 2021. Vol. 22. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101504>.

Надійшла 04.04.2022

O.O. Pasichna, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine,
e-mail: ecopasichna@gmail.com

L.O. Gorbatiuk, PhD (Tech.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

M.O. Platonov, PhD (Biol.), Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine

S.P. Burmistrenko, Leading Engineer,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine

O.O. Godlevska, PhD (Phys. and Math.), Assoc. Prof.,
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
Heroiv Oborony Str., 15, Kyiv, 03041, Ukraine,
e-mail: godlevok@gmail.com

T.V. Vitovetska, PhD (Chem.), Assoc. Prof.,
Kyiv National University of Construction and Architecture
Povitroflotsky Ave., 31, Kyiv, 03680, Ukraine
e-mail: vitovetskaya@ukr.net

PECULIARITIES OF COPPER (II) AND LEAD (II) INFLUENCE ON THE PIGMENT SYSTEM OF *CERATOPHYLLUM DEMERSUM* L.

As a result of experimental studies, it was found that the decrease in the content of photosynthetic pigments (chlorophyll a and b and carotenoids) in the representative of the submerged macrophytes *Ceratophyllum demersum* L. occurs at a concentration of Cu^{2+} in aquatic medium $\geq 0.05 \text{ mg/dm}^3$ and $\text{Pb}^{2+} \geq 0.1 \text{ mg/dm}^3$. It was established that an important indicator of the damaging effect of heavy metals on the pigment system of *C. demersum* is a decrease in the ratios of chlorophyll a/chlorophyll b and (chlorophyll a + chlorophyll b)/carotenoids. High values of the coefficients of biological accumulation of copper and lead in *C. demersum* and sufficient resistance of the studied plants to the metals effect were revealed. Such results of investigations make it possible to recommend the use of this species for phytoremediation of the aquatic environment under copper and lead pollution in concentrations up to 0.5 mg/dm^3 and $1.0\text{--}2.0 \text{ mg/dm}^3$, respectively.

Keywords: copper, lead, aquatic environment, *Ceratophyllum demersum* L., chlorophyll, carotenoids, accumulation, phytoremediation.

УДК 582.26/.27:54.021

М.М. ІСМАЇЛ,
Національний Інститут Океанографії та Рибного Господарства,
Каїр, Єгипет
mona_es5@yahoo.com
ORCID 0000-0001-7029-6802

Н.Х. НОАМАН,
Олександрійський Університет,
Олександрія, Єгипет

БІОХІМІЧНИЙ ПРОФІЛЬ, ХАРЧОВА ЦІННІСТЬ ТА БІОЛОГІЧНА АКТИВНІСТЬ *ARTHROSPIRA PLATENSIS* GOMONT

Arthrospira platensis (= *Spirulina platensis*) є перспективним джерелом біологічно активних сполук і тому традиційно використовується для лікування різних хвороб. Метою даної роботи було охарактеризувати харчові та біологічні властивості *Arthrospira platensis in vitro*. Визначена калорійність (428,9 ккал/100 г) та чистота фікоціаніну (0,22 %) дають можливість рекомендувати цей вид водоростей, як альтернативне джерело здорової їжі. Розрахована добова доза *Arthrospira platensis* є нижчою за встановлений ВООЗ рівень, що свідчить про те, що вона не спричинює негативний вплив на здоров'я людини. В процесі досліджень визначали антиоксидантну, протиартритну, протизапальну, антидіабетичну та протиацетилхолінеразну активність семи різних екстрактів водорості. Високий вміст фенольних сполук та високу біологічну активність спостерігали в екстрактах хлороформу та етанолу, які проявляли різні біологічні властивості у порівнянні зі стандартними ліками. Газово-хроматографічний та мас-спектрометричний аналіз обох активних екстрактів дав змогу виділити 21 біологічно активну речовину, включаючи жирні кислоти, терпеноїди, феноли та алкани, в залежності від використаного розчинника. Можна зробити висновок, що *Arthrospira platensis* може бути використана в комерційних цілях як важливе джерело багатьох біологічно активних сполук. Наголошується на необхідності подальшого вивчення цього виду водоростей з метою виділення та очищення ефективних сполук, що можуть бути використані у фармацевтичній галузі.

Ключові слова: *Arthrospira platensis*, біологічно активні речовини, харчова цінність, комерційне застосування, медичне використання.

In recent years, the interest in obtaining bio-functional compounds from natural sources increased all over the world. Microalgae and cyanobacteria are thought to be among the best natural resources due to their ability to grow efficiently in large-scale raceway ponds or photobioreactors. *Arthrospira* species are common filamentous free floating cyanobacteria occurring in different fresh and marine habitats. This genus is commercially cultivated all over the world as an essential source of nutrients in the traditional diets in many count-

ries with no risks to health. It is marked as bio-function food due to a high content of valuable proteins (60—70 % of its dry weight (DW)), including the most essential amino acids like tryptophan, threonine, histidine, lysine, isoleucine, leucine, and phenylalanine [10]. In addition, this alga contains respectively 8—16 % and 4—9 % DW of carbohydrates and lipids, and also other nutrients, including vitamins A, B, D, E, and harmless β -carotene [70]. *Arthrospira platensis* (*Spirulina platensis*) is characterized by a high content of microelements like Fe, P, Mg, Zn, K, and Cu [23]. These compounds have the ability to quench free radicals and chelate catalytic metals and scavenge oxygen [84]. These natural antioxidants are known as potential anti-inflammatory agents, which safely protect human body against inflammation, thus preventing diseases and disorders caused by inflammation [50].

Moreover, *Spirulina platensis* contains distinctive natural green, orange, and blue pigments, namely chlorophylls, carotenoids, and phycocyanins, respectively. Phycocyanin, especially C-phycocyanin (C-PC), is widely considered as a precious food-dye because of its protein-based structure and rare intense-blue color [48]. These phytopigments possess nutritional and pharmaceutical properties such as antioxidant, anti-inflammatory, anticancer, and cholesterol-lowering effects. Furthermore, the cells of this microalga are characterized by high digestibility (75—83 %) due to the lack of cellulose, which facilitates their use for human consumption [6].

Globally, this commercially important algal species is produced by many companies for selling as food supplement in 20 countries all over the world. It has been documented as GRAS (Generally Recognized as Safe) with no risks to health by the FDA (USA Food and Drug Administration). Generally, *Spirulina platensis* and *Spirulina maxima* are the most important species used for consumption [2]. Many studies support the nutritional value of *Spirulina* powder as bio-function food or as natural colorant [27, 56].

Recently, *Spirulina* plays a unique role in medicine and pharmaceutical field as antimicrobial agent in the treatment of arthritis, anemia, cardiovascular diseases, diabetes, and cancer [30, 50]. In addition, *S. platensis* can be used as an alternative medicine in the treatment of debilitating diseases such as Alzheimer's, diabetes, and hepatic damage [13].

The objective of the present work was to estimate the biochemical content and nutritional value of *Arthrospira platensis*, to evaluate diabetic, antioxidant, anti-arthritic, anti-inflammatory, and anti-AChE properties of different algal extracts using various techniques *in vitro*, and also to establish relationship between the estimated biological activities and phenol content.

Material and Methods

Chemicals

All chemicals were purchased from the Sigma-Aldrich Co. (Darmstadt, Germany).

Algal samples

Arthrospira platensis Gomont (formerly *Spirulina platensis* (Gomont) Geitler) was cultivated on the F/2 marine enrichment medium for cyanobacterial cultures, aerated by air pumps, and incubated at 28 ± 2 °C under 16 : 8 light/dark conditions with light intensity of $120 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$. Algal cells were harvested after 12 days, freeze-dried, and then grounded into a fine powder for further analyses.

Preparation of different extracts

A precisely weighed ~1 g of the grounded freeze-dried *Arthrospira platensis* was extracted with 10 mL of different solvents, including acetone, ethanol, methanol, chloroform, diethyl ether, ethyl acetate, and water, overnight at room temperature ($25 \text{ °C} \pm 2$). The tube was centrifuged at 4 500 rpm for 10 min and the supernatant was recovered. The extraction was repeated with 2 mL of different solvents and two supernatants were combined. The residue was subsequently extracted twice for 30 min at room temperature and supernatants were combined for further analyses [14].

Qualitative analysis for phytochemical screening of different extracts

On the whole, nine qualitative analyses were carried out for phytochemical screening of different extracts of the tested alga. The presence or absence of such substances as steroids, terpenes, saponins, quinones, coumarins, tannins, flavonoids, phenols, and cardiac glycosides was revealed in various extracts according to standard procedures [82].

Nutritional content

The total content of carbohydrates and proteins in the tested alga was estimated according to [20, 45] using d-glucose and bovine serum albumin (BSA) as standards, respectively. The total content of lipids was assessed following [5]. The data were expressed in percent of algal dry weight.

The calorie content of the alga was determined by the following equation [21]:

$$\text{Calories (Kcal/100 g)} = 4 \times \text{proteins} + 9 \times \text{lipids} + 4 \times \text{carbohydrates.}$$

Phytochemical analyses

The total content of phenols in the studied extracts was estimated by the Folin-Ciocalteu method [37]. The obtained results were expressed as gallic acid equivalent (GAE)/g of dry weight (DW). The total content of flavonoids was estimated as described [25] and expressed as mg of quercetin equivalent (QE)/g of extract. The content of tannins in various extracts was measured using the Folin-Ciocalteu reagent assay according to [80] and expressed in mg of GAE /g of extract.

Estimation of vitamin content

Vitamin C (ascorbic acid) content in the tested alga was determined following [59] and expressed as mg of ascorbic acid (AA) per 100 g of dry weight. Vitamin E content was estimated according to the method [66] and expressed as α -tocopherol equivalents per gram of dry weight.

Pigment content

The extraction of pigments was carried out in triplicate using 10 ml of methanol 100 %, at room temperature and under dark conditions. The extracts were then centrifuged at 2500 rpm for 10 min and the collected supernatant was subjected to another centrifugation (5000 rpm for 5 min). The absorbance of the supernatant was read using a UV-1800 ultraviolet-visible spectrophotometer (Shimadzu, Japan) at 480, 632, 652, 665, 696, 750 nm wavelengths and calculated using the following equation. The obtained results were expressed in mg/g DW [16, 58].

$$\text{Chl } a \text{ (mg/g)} = \frac{[-2.0780 \times (A632 - A750) - 6.5079 \times (A652 - A750) + 16.2127 \times (A665 - A750) - 2.1372 \times (A696 - A750)]}{wt}$$

$$\text{Chl } c \text{ (mg/g)} = \frac{[34.0115 \times (A632 - A750) - 12.7873 \times (A652 - A750) + 1.4489 \times (A665 - A750) - 2.5812 \times (A696 - A750)]}{wt}$$

$$\text{Chl } d \text{ (mg/g)} = \frac{[-0.3411 \times (A632 - A750) + 0.1129 \times (A652 - A750) - 0.2538 \times (A665 - A750) + 12.9508 \times (A696 - A750)]}{wt}$$

$$\text{Carotenoids (mg/g)} = \frac{[4 \times (A480 - A750)]}{wt}$$

β -carotene and lycopene were determined by colorimetric assay according to [53] and estimated by the following equations.

$$\beta\text{-carotene (mg/100 mL)} = 0.216 \times A663 - 0.304 \times A505 + 0.452 \times A453$$

$$\text{Lycopene (mg/100 mL)} = (-0.0458 \times A663) + 186 (0.372 \times A505) - (0.0806 \times A453).$$

The concentration of phycobiliproteins (mg/g DW) in the algal buffer extract (pH 7) were measured at 562, 620, and 652 nm and then calculated using the following formulae [61]:

$$C - PC = \frac{A620 - (0.474 \times A652)}{5.34 \cdot wt}$$

$$APC = \frac{A652 - (0.208 \times A620)}{5.09 \cdot wt}$$

$$PE = \frac{A562 - 2.41 \times [PC] - 0.849 \times [APC]}{9.62 \cdot wt}$$

The final results were expressed in mg of the individual phycobiliproteins/g of algal DW.

The purity of phycocyanin was estimated by the A615/A280 ratio.

Estimation of multi-minerals

According to [73], algal samples were digested to determine the element content. The concentration of Cu, Fe, Zn, Ca, Mg, Na, K, S, and Mn was determined using atomic absorption spectrophotometer AAS/flame mode (Savant AAGBC).

The ratio of ion quotient was estimated using the following equation with the concentrations given in moles [39].

$$\text{Ion quotient} = \frac{(\text{Ca} + \text{Na})}{(\text{K} + \text{Mg})}$$

Estimated daily intake for adult

The estimated daily intake (EDI) was calculated using the following equation (Health Consultation, Land Crab Evaluation, National Oceanographic Atmospheric Administration Data 2006):

$$\text{EDI [mg/kg/day]} = \frac{C \times \text{IR} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}}$$

where C — the average concentration of the contaminant (mg/kg), IR — ingestion rate (0.227 kg/day (8-oz. meal) for adult), EF — exposure frequency or the number of exposure events per year of exposure (365 days/year), ED — exposure time (70 years), BW — body weight (70 kg), and AT — averaging time (non-cancer/lifetime — $\text{ED} \div 365$ days/year).

Biological activities of algal extracts

Antioxidant activity

Total antioxidant activity

The total antioxidant activity (TAC) of crude extracts was determined according to [66]. The total antioxidant activity is expressed as the number of equivalents of ascorbic acid. A calibration curve of ascorbic acid was prepared and the total antioxidant activity was standardized against ascorbic acid equivalents per gram of sample on dry weight basis (mg/g ASA).

Hydrogen peroxide radical scavenging activity

The capability of the extracts to scavenge H_2O_2 was determined based on [26] and calculated by the formula:

$$\text{Free radical scavenging (H}_2\text{O}_2) (\%) = \frac{A_c - A_s}{A_c} \times 100,$$

where A_c is the absorbance of control (ascorbic acid) and A_s is the absorbance in the presence of sample or standard.

Anti-inflammatory activity (15-lipoxygenase inhibitory assay)

Anti-lipoxygenase activity assay was done by [63] technique with minor modifications. The assay was based on measuring the formation of the complex Fe^{3+} /xylenol orange in a spectrophotometer at 560 nm.

$$\% \text{ inhibition} = \frac{(A \text{ control} - A \text{ sample})}{(A \text{ control})} \times 100$$

Anti-arthritic activity (protein denaturation assay)

Anti-arthritic activity of the tested extracts was done by [72] method with slight modifications. Diclofenac sodium and distilled water were used as the positive and negative controls, respectively. The inhibition percentage was measured at 416 nm and calculated according to the following formula:

$$\% \text{ inhibition} = \frac{(A \text{ control} - A \text{ sample})}{(A \text{ control})} \times 100$$

where A control (doubled-distilled water) is the absorbance of control well and A sample is the absorbance of the sample well or standard (diclofenac sodium).

Anti-diabetic activity

Inhibition of α -amylase activity

In vitro anti-diabetic activities by inhibition of α -amylase were measured according to [28]. The extract samples (500 μ L) and standard drug acarbose (100—1000 μ g/mL) were added to phosphate buffer (500 μ L, 0.20 mM, pH 6.9) containing α -amylase (0.5 mg/mL) solution and incubated at 25 °C for 10 min. Thereafter, starch solution (500 μ L, 1 % w/v in 0.02 M sodium phosphate buffer pH 6.9) was added to the reaction mixture, which was incubated at 25 °C for 10 min. The reaction was quenched with 3, 5 dinitrosalicylic acid reagent (1.0 mL) by heating in a boiling water bath for 5 min before being cooled at room temperature. The reaction mixture was then diluted with distilled water (10 mL) and the absorbance was measured at 540 nm.

Inhibition of α -glucosidase activity

The α -glucosidase inhibition assay was performed according to the modified method [19]. In brief, a solution of starch substrate (2 % w/v sucrose, 1 mL in 0.2 M Tris buffer pH 8.0) and various concentrations of algal extracts were incubated for 5 min at 37 °C. The reaction was initiated by adding α -glucosidase enzyme (1 mL, 1 U/mL) to the reaction mixture, followed by incubation for 10 min at 37 °C. The reaction was stopped with 3, 5 dinitrosalicylic acid reagent (1 mL) by heating for 2 min in a boiling water bath before being cooled at room temperature. The reaction mixture was then diluted with distilled water (9 mL), and the absorbance was measured at 540 nm.

Anti-cholinesterase inhibitory activities

Acetylcholinesterase (AChE) and butyrylcholinesterase (BChE) inhibitory activities using galantamine as positive control were determined according to [22].

Acetylcholinesterase (AChE) inhibitory activity

AChE assay was carried out as follows: 0.8 mM in 2 ml of assay solutions with 100 mM of phosphate buffer (pH 7.5) and 1.0 mM 5,5-dithio-bis-(2-nitrobenzoic acid) (DTNB) were mixed and incubated at 25 °C. The hydrolysis was

monitored by the formation of thiolate dianion of DTNB at 412 nm for 2 min (intervals of 30 s).

Butyrylcholinesterase (BChE) inhibitory activity

BChE assay was carried out as follows: 10 μ L of each algal extract in 0.2 % DMSO, 79 μ L of 20 mM sodium phosphate buffer (pH 7.6) and 1 μ L enzyme preparation (with final concentrations of 0.035 unit/mL for BChE and final concentrations of 1 to 500/1000 μ M for the compounds tested) were mixed and incubated for 15 min. Then, 10 μ L of substrate solutions were added to the mixture (4 mM for butyrylthiocholine iodide) and incubated for 30 min. The reaction was stopped by adding 900 μ L DTNB-phosphate-ethanol reagent. The absorption was read immediately at 412 nm.

The inhibition percentage of both activities was calculated using the following formula:

$$\% \text{ inhibition} = \frac{(A \text{ control} - A \text{ sample})}{(A \text{ control})} \times 100$$

GC-MS analysis of chloroform and ethanol extracts

GC-ISQ mass spectrometer (Thermo Scientific, Austin, TX, USA) was used to identify bioactive compounds in ethanol and chloroform extracts at the City of Scientific Research and Technological Applications. GC- ISQ mass spectrometer included a capillary column TG—5MS (30 m \times 0.25 mm \times 0.25 μ m film thickness). The initial temperature was 55 $^{\circ}$ C, then increased by 5 $^{\circ}$ C/min to 250 $^{\circ}$ C, withhold 2 min and then increased to 300 $^{\circ}$ C with 25 $^{\circ}$ C/min. The column oven temperature was initially held at 55 $^{\circ}$ C and then increased by 5 $^{\circ}$ C/min to 250 $^{\circ}$ C, withhold 2 min and then increased to 300 with 25 $^{\circ}$ C/min. The injector temperature was kept at 270 $^{\circ}$ C. Helium was used as gas carrier at a constant flow rate of 1 ml/min. The solvent delay was 4 min and diluted samples of 1 μ l were injected automatically using the Autosampler AS3000 coupled with GC in the split mode. EI mass spectra were collected at 70 eV ionization voltages over the range of m/z 50—650 in full scan mode. The components were identified by comparison of their retention times and mass spectra with those of WILEY 09 and NIST14 mass spectral database [12].

Statistical Analysis

All experiments were estimated in triplicate and mean values were presented \pm standard deviation. For comparing means between extracts, ANOVA — on way was established using SPSS base 15.0 software (Chicago, USA: Users guide SPSS Inc., 2006) at $p < 0.05$ level of significance. Pearson's correlation analysis was used to establish relationship between the content of phenol compounds and the estimated biological activities using SPSS software.

Results and Discussion

Qualitative analyses of phytochemical content

Qualitative screening of bioactive constituents is important for medical uses since the presence of these compounds of interest may lead to their further purification and identification. As it is evident from Table 1, the highest per-

cent yield was obtained in ethanol extract (24.84 %) followed by methanol (17.73 %) and chloroform (17.62 %) extracts. Ethyl acetate extraction resulted in minimum percent yield with 8.19 %. This highlights that ethanol is efficient in extracting phytochemicals from *Arthrospira platensis*. This difference may be related to the variances in the polarity of the used solvents, which could cause a wide variation in the concentration of bioactive compounds in the extract. Moreover, the nature of extracting solvent plays a master role in extraction of vital compounds of antioxidant capability since the compounds differ in chemical characteristics, polarities and solubility [58].

As a result of preliminary phytochemical screening nine secondary metabolites (steroids, terpenes, saponins, quinones, coumarins, tannins, phenols, flavonoids, and cardiac glycosides) were tested in seven different extracts of *Arthrospira platensis* such as acetone, ethanol, ethyl acetate, chloroform, diethyl ether, water, and methanol (Table 1). The ethanol and methanol extracts exhibited the presence of all bioactive compounds excepting cardiac glycosides. In this case, saponins, quinones, and glycosides were absent in acetone, ethyl acetate, and chloroform extracts. While terpenes and steroids were completely absent in acetone extract. In addition, coumarins were also absent in chloroform extract. Diethyl ether extract showed the presence of most

Table 1

Qualitative analyses of phytochemicals in different *A. platensis* extracts and yield

Extracts	Yield, %	Steroids	Terpenes	Saponins	Quinones	Coumarins	Tannins	Phenols	Flavonoids	Cardiac glycosides
Acetone	9.72	nd	nd	nd	nd	*	*	*	*	nd
Ethyl acetate	8.19	**	**	nd	nd	*	*	*	*	nd
Chloroform	17.62	*	*	nd	nd	nd	**	**	**	nd
Ethanol	24.84	**	**	*	*	**	**	**	**	nd
Diethyl ether	16.26	*	*	nd	*	**	*	*	*	nd
Water	16,81	**	**	*	nd	nd	*	**	**	nd
Methanol	17.73	**	**	*	*	**	**	**	**	nd

Note. * moderate and ** high content based on the intensity of the color produced from the reactions. nd — not detected.

bioactive compounds except saponins and glycosides. The aqueous extract showed negative results for coumarins, quinones, and glycosides. These phytochemicals are biologically significant and play a vital role in medicinal applications due mainly to a high efficiency in suppression the oxidative stress as demonstrated by [13]. Previously, it has been found [11] that phytochemicals from *Spirulina* can be used in treating dreadful diseases like cancer, tuberculosis, inflammation, and many other blood-related diseases *in vitro*.

Nutritional value

Proteins, carbohydrates, and lipids are the main nutritional components in algal biomass [67]. *Spirulina* species are characterized by the presence of vital biochemical components, the content of which depends on the composition of nutrients in the cultural medium [79]. The proximate nutritional composition of the tested alga is presented in Table 2. Carbohydrates are essential components of primary metabolism, as they provide the energy needed for the development and other metabolic processes [35]. The estimated carbohydrates (31.24 %) and proteins (49.28 %) ratio was similar to that given in literature — 45.24 and 33.90 %, respectively [23]. However, protein content was lower than that in Moroccan *Spirulina* (76.65 %) [74]. Protein ratio is important information because the majority of plant-based foods, which are considered as acceptable protein sources, contain about 35 % DW [44].

The estimated lipid content (11.88 %) was lower than that in the same species from Alexandria water (16.45 and 15 %) [23, 33]. However, the variation in nutritional content (proteins, carbohydrates, vitamins, and lipids) between studies could be attributable to a variety of factors, including algal strains, cultural medium and conditions, and analytical method used [46].

The detection of calorie amounts in algal species is essential for recommendation it to use as a source of food or feed. It is well known that calorie value is related to food quality and can be estimated depending on the content of carbohydrates, proteins, and lipids. The calorie value was about 428.98

Table 2

Proximate and nutritional content of *A. platensis*

Biochemical components	Content
Carbohydrates, %	31.24±2.56
Proteins, %	49.28±3.43
Lipids, %	11.88±1.21
Crude fibers, %	3.01±0.52
Calorie (kcal/100 g)	428.98±0.87
Vit. C (mg ascorbic acid/100 g DW)	0.47±3.52
Vit. E (mg α-tocopherol equivalent/g DW)	6.79±1.98
β-carotene (pro-vitamin A) (mg/100 ml)	0.55±0.01
Lycopene (mg/100 ml)	7.56±1.28

(kcal/100 g). This value is similar to that reported by [74], which estimated about 436.18 (kcal/100 g) energy in Moroccan *Spirulina*.

The crude fiber ratio was 3.01 ± 0.52 %, which correlates well with literature data [6, 74]. In other studied algal species it varied from 1.36 to 7.73 % [47].

Vitamins are nutritional substances required in trace amounts, but essential in maintaining human and animal health. The dried powder of *Spirulina* contains many vitamins like Vitamin E, which is a powerful antioxidant substance with anti-inflammatory activity [42]. The concentration of vitamin E in the tested species was higher (6.79 ± 1.98 mg/g DW) than that (0.41 mg/g DW) determined by [44].

Vitamin C is an antioxidant substance and plays a crucial role in hormones and deoxyribonucleic acid biosynthesis. In addition, it protects the photosynthetic apparatus from oxygen free radicals and H_2O_2 formed during photosynthesis through the Mehler reaction. The determined vitamin C content of the tested species was lower than that determined by [4].

β -carotene (pro-vitamin A) and lycopene are the types of carotenoids with nutritional and antioxidant properties, which are used for chronic diseases prevention [57]. The concentration of lycopene was similar to that detected in other microalgae, including *Scenedesmus armatus* (7.08 mg/100 ml) [71]. At the same time, the detected content of β -carotene (0.547 ± 0.01 mg/100 ml) was lower than that (57.38 ± 9.98 mg/100 ml) detected by [8].

Multi-minerals content

Minerals are essential nutrients, which are required in minute quantity by humans to preserve good health. While human bodies are unable to produce minerals, thus they are completely reliant on the food they consume. Among the analyzed minerals (Table 3), calcium and potassium represented a large content in *Arthrospira* biomass (13.51 and 8.35 mg/g DW, respectively). Comparing to other studies, the concentration of the tested minerals was similar or lower than that estimated by [23, 44]. It has been known that K, Na, Mg, and Ca

Table 3

Element content and estimated daily intake of the tested *A. platensis*

Elements	Concentration (mg/g DW)	EDI	International accepted daily intake
Mn	0.16	0.525	4.2
Cu	0.53	1.709	2
Fe	5.19	16.853	18
Zn	1.39	4.534	15
S	0.20	0.649	0.18—1.07
Ca	13.51	43.811	100
Mg	1.12	3.632	5
Na	2.98	9.660	2400
K	8.35	27.078	3500

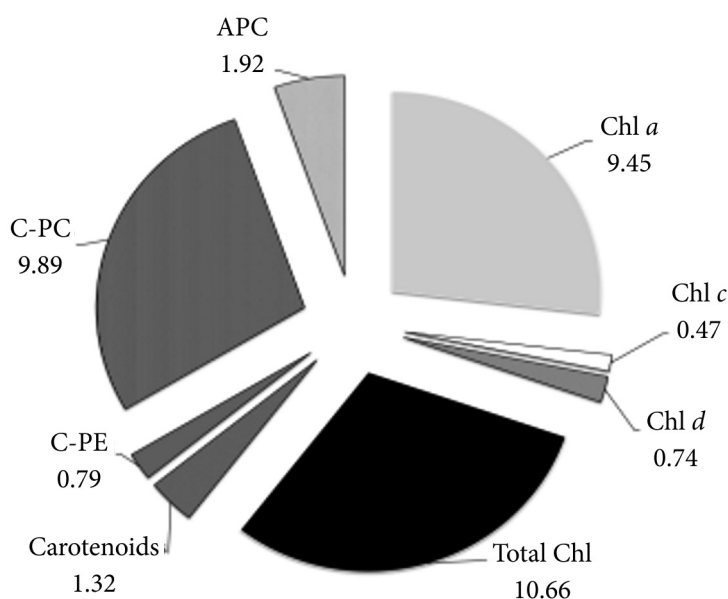


Fig. 1. Phytopigment composition of the tested alga (mg/g DW) with phycocyanin purity of 0.22 %

are essential minerals for mental and physical health [40]. The ratio of K/Na 2.83 is important for persons, who take diuretics to manage their blood pressure and suffer from excessive K excretion [35]. This variation may be related to environmental conditions, processing, and methods of mineralization [74]. As a result, the study demonstrates that the benefits of *Arthrospira* can be related to its mineral and trace element content. The estimated molar ratio was lower (1.74) than that on quotient range in human body (2.5—4.0), which suggests that the feeding on *Arthrospira* can decrease hypertension, preeclampsia, and heart disease.

Estimated daily intake

Estimated daily intake is one of the most important nutritional values, it reflects the safety of metal intake due to its direct effects on human health. Based on the BBC Health values, Food and Drug Administration (FDA), World Health Organization (WHO) [17, 35], the daily intake of the measured elements is lower than the international accepted daily intake, which confirms that this species is safe for human food and can be utilized as food supplements to help meet daily mineral and trace element needs.

Pigment content

Spirulina is known to be a good pigment source since it contains chlorophylls, carotenoids, and phycocyanin (Figure 1) belonging to nutritional compounds and greatly influencing its antioxidant effects [44]. Chlorophyll *a* and carotenoids content accounted for (9.45±1.12 and 1.32±0.13 mg/g DW, respectively) similar in the quantity obtained by [81]. The estimated Chlc (0.47±

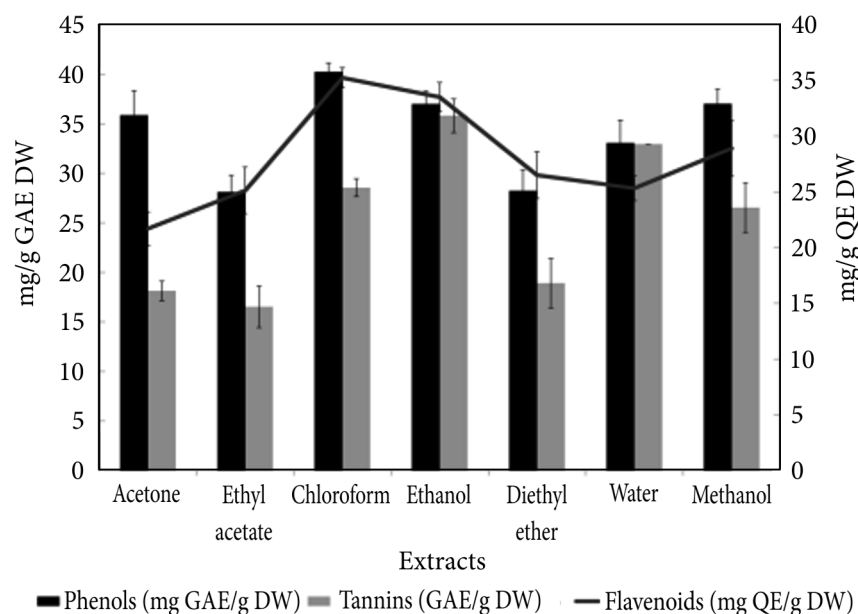


Fig. 2. Phytochemical content of *A. platensis* extracts

0.03 mg/g) and *d* (0.74 ± 0.07 mg/g) content was higher than Chlc and *d* content registered in the edible *Spirulina* — 0.123 and 0.155 mg/g, respectively [58]. Within the class of phycobiliproteins, phycocyanin (C-PC) represented the highest content (9.89 ± 1.15 mg/g DW) followed by allophycocyanin (APC) (1.92 ± 0.68 mg/g DW) and phycoerythrin (C-PE) (0.79 ± 0.03 mg/g DW). These accessory pigments have different economical applications. It is especially true of C-PC, which has the widest use as a natural dye in food due to its favorable antioxidant, anti-diabetic, and anti-inflammatory properties [65].

The purity level of the extracted phycocyanin is an essential property for a specific application (0.22), which lies in the food grade according to [69], which stated that phycocyanin preparations with A620/A280 lower than 0.7 are considered to be food grade, while those with A620/A280 between 0.7 and 3.9 are reagent grade, and those with A620/A280 greater than 4.0 are considered to be analytical grade, which is enough to satisfy the needs of a specific application.

Bioactive compounds content

Significant difference ($p < 0.05$) was found in the content of the bioactive components (phenols, flavonoids, and tannins) extracted from *A. platensis* using different solvents (Figure 2). These variations depended on the polarity of the used solvent. The phenols extracted from the alga have been documented to have various useful activities, including anti-inflammatory, anti-allergic, antioxidant, vascular, cytotoxic antitumor activities, and enzyme inhibition [7, 34, 68]. Chloroform extract gave the best result overall along with the highest value of the total phenol and flavonoid content (40.25 ± 3.41 mg GAE/g DW) and (35.23 ± 2.23 mg QE/g DW) followed by ethanol (37.00 ± 2.65 GAE/g DW)

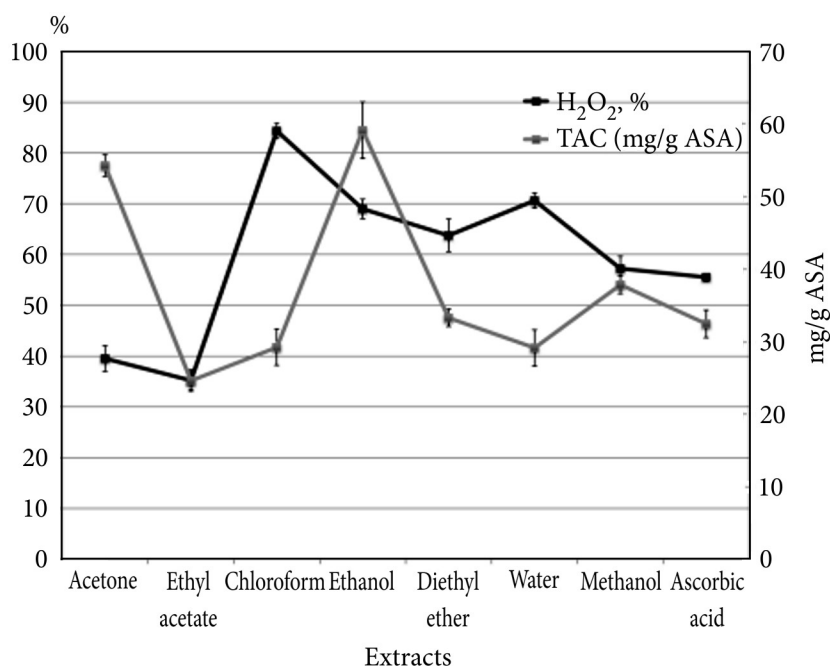


Fig. 3. Antioxidant activity of different *A. platensis* extracts

and (33.51 ± 1.63 mg QE/g DW), respectively. Ethanol exhibited high efficiency in the extraction of tannins with 35.81 mg/g DW. By contrast, low concentrations of phenols, flavonoids, and tannins were obtained in the ethyl acetate extracts.

Biological activities

Several scientific investigations have shown that *Spirulina* species could be used in the treatment of different diseases due to synergetic impact of various phytochemicals in their cells. The present study was designed to compare the effects of different solvent types on the content of phytochemicals and their relevant antioxidant scavenging, anti-inflammatory, anti-arthritic, anti-diabetic, and anti-acetyl cholinesterase abilities.

Antioxidant activity

Two different methods were used to evaluate the antioxidant activity of *A. platensis* extracts like total antioxidant capacity and hydrogen peroxide scavenging assay. The difference in antioxidant efficiency based on the two methods might be due to the different mechanisms in scavenging radicals. *A. platensis* chloroform extract had the most efficient hydrogen peroxide radical scavenging capacity (84.33 %) as illustrated in Figure 3. While, ethanol extract exhibited a higher total antioxidant capacity (59.11 mg/g ASA equivalent/g extract) than other extracts and ascorbic acid (standard). Among the used solvents, ethyl acetate exhibited a lower antioxidant activity than ascorbic acid. It has been shown that chloroform extract of the plant *Vanda roxburghii* had a

strong scavenging activity against hydroxyl free radicals and DPPH compared to other extracts and catechin due to its phenol compounds [54].

As it is evident from Figure 3, positive correlation was established between the total antioxidant activity (TAC) and hydrogen peroxide radical scavenging activity and the total content of phenols ($r = 0.74$ and $r = 0.92$). Many publications confirm antioxidant properties of phenol compounds [7, 23, 32], their ability to be donors of hydrogen atoms or electrons and to capture free radicals [29]. Moreover, a high content of flavonoids and tannins was detected using both antioxidant techniques. It has been known that flavonoids react directly with free radicals, which results in their elimination [3]. It should be noted that antioxidant effect of the tested alga is not restricted to its phenol components, but also includes the presence of other antioxidant metabolites like carotenoids, phycobiliproteins, and vitamins that contribute significantly to the activity directly or indirectly [4, 48].

Anti-inflammatory and anti-arthritic activity

Inflammation is the first response of the immune system to infection and plays a pivotal role in various diseases. The highest anti-inflammatory and anti-arthritic activity ($66.083 \pm 2.69\%$ and $96.051 \pm 1.87\%$) was observed in ethanol extract of *A. platensis*, followed by water extract ($64.850 \pm 1.54\%$ and $94.157 \pm 0.54\%$), respectively (Table 4).

The obtained results indicate that the anti-inflammatory and anti-arthritic potentials significantly correlated with the content of tannins ($r = 0.92$ and 0.66) and flavonoids ($r = 0.71$ and 0.61). Tannins and flavonoids represent the complex of phenol substances possessing anti-inflammatory ability via controlling all indications of gastritis, esophagitis, enteritis, and other irritable bowel illnesses [13]. Significant relationship was established between H_2O_2 radical scavenging activity and both anti-inflammatory ($r = 0.88$) and anti-arthritic activity ($r = 0.68$) relating to the ability of antioxidant compounds to prevent various diseases like inflammatory disorders, tumor diseases, and neurological degenerations.

Table 4
Anti-arthritic and anti-inflammatory activity of *A. platensis* extracts, %

Extracts	Anti-arthritic	Anti-inflammatory
Acetone	50.587	46.484
Ethyl acetate	91.942	63.408
Chloroform	90.115	62.218
Ethanol	96.051	66.083
Diethyl ether	90.181	62.262
Water	94.157	64.850
Methanol	85.059	58.927
Standard	Diclofenac sodium 77.50	Quercetin 54.54

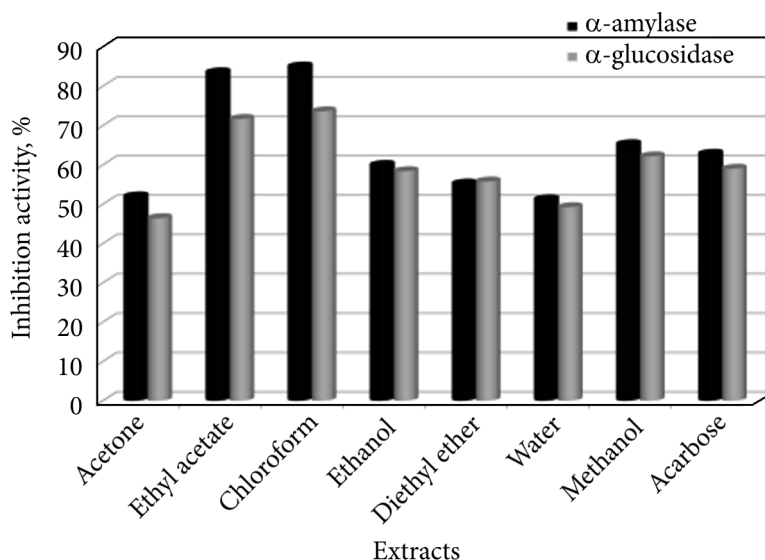


Fig. 4. α -amylase and α -glucosidase inhibitory activity of different *A. platensis* extracts

Anti-diabetic activity

The intensity of α -amylase and α -glucosidase activity inhibition by different types of *S. platensis* extracts varied (Figure 4). Chloroform extract inhibited α -amylase and α -glucosidase activity more intensively compared to other extracts with the maximum efficiency of 84.96 and 3.58 %. The minimum α -amylase (50.03 %) and α -glucosidase (42.40 %) inhibitory activity was recorded by acetone extract. The inhibition of α -amylase and α -glucosidase activity significantly correlated with the content of phenols ($r = 0.72$ and $r = 0.61$), flavonoids ($r = 0.95$ and $r = 0.90$), and also with hydrogen peroxide radical scavenging activity ($r = 0.75$ and $r = 0.77$) in all extracts. Recent publications [56] demonstrated the important role of antioxidant compounds of *Spirulina* in suppression of α -glucosidase and α -amylase enzymes via impairment of pancreas β -cells. It is thought [55] that the addition of antioxidant substances to dietary meals may be effective in governing diabetic complications. Other bioactive compounds of *Spirulina* cells like carotenoids also exhibited anti-diabetic activity. It has been shown that the risk of acquiring type 2 diabetes mellitus (T2DM) decreased in consuming carotenoids [78].

Cholinesterase inhibitory activity

The capability of the tested extracts of *A. platensis* to inhibit both AChE and BChE is shown in Figure 5. All tested extracts inhibited the activity of both enzymes to varying degrees depending on the used solvents. Chloroform extract exhibited the maximum inhibitory activity toward AChE (67.25 %) and BChE (75.91 %), which was closely similar to that of the reference standard donepezil and galantamine currently utilized as Alzheimer's disease (AD) drugs. The activity of ethanol extract was found to be moderate comparing with both

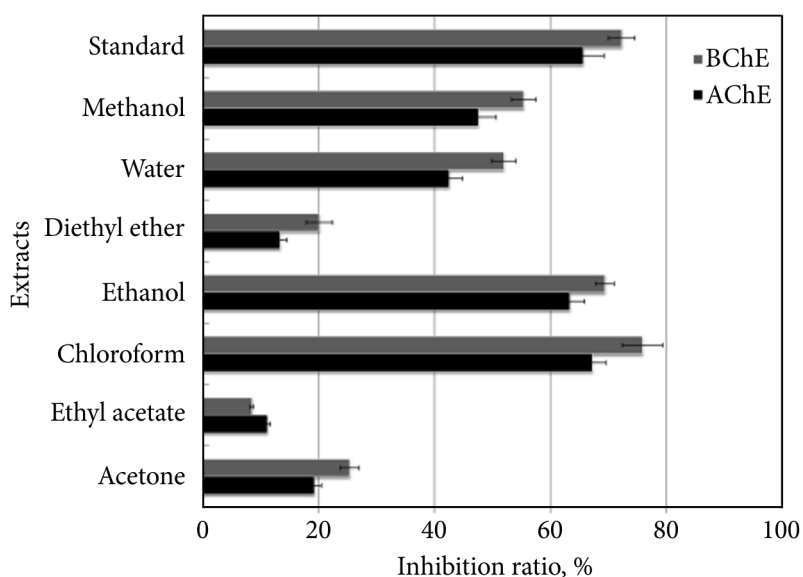


Fig. 5. Inhibition percentage of acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase activity of the tested *A. platensis* extracts

standards. Due to the critical role of BChE in acetylcholine hydrolysis, dual inhibition of AChE and BChE may improve the signs and symptoms of Alzheimer's disease [54]. Both TAC and hydrogen peroxide radical scavenging activity showed significant correlation with both cholinesterase enzymes as it is evident from Table 5. Thus, relationship was established between TAC and H₂O₂ radical scavenging activity and AChE ($r = 0.90$ and 0.98) and BChE ($r = 0.90$ and 0.97), respectively. The content of phenols, flavonoids, and tannins significantly correlated with both activities ($r = 0.8$). This direct relationship may be related to their antioxidant activity improving mental disorders [43]. It has been shown [3] that phenols and flavonoids possess antioxidant properties improving neurodegenerative disorders like Alzheimer's disease.

Significant relationship was established between both tested cholinesterase enzymes and anti-inflammatory activity ($r = 0.81$). The inflammation plays a crucial part in the etiology of Alzheimer's disease. Due to the capability of chloroform extract of *Spirulina* to scavenge free radicals and reduce inflammation and arthritis, it may be a viable candidate medicine in the treatment of Alzheimer's disease and thus deserves to be tested in an animal model.

GC-MS

GC-MS chromatogram of ethanol and chloroform extracts of *A. platensis* identified different compounds, which might be responsible for their tested biological activities. The retention time, molecular weight, molecular formula, peak area, and bioactive properties of these compounds are given in Table 6.

It has been found that ethanol and chloroform extracts contain fifteen and twelve compounds, respectively. The major bioactive constituents were phytol (19.08 % and 21.12 %) and hexadecanoic acid (12.84 % and 27.12 %) in both et-

Table 5
Matrix of simple linear correlation coefficient (*r*) between phytochemicals and the tested biological activities

	Phenols	Flavonoids	Tannins	Anti-arthritic	Anti-inflammatory	α -amylase	α -glucosidase	H ₂ O ₂	TAC	AChE	BChE
Phenols	—										
Flavonoids	0.60	—									
Tannins	0.58	0.64	—								
Anti-arthritic	0.22	0.61	0.66	—							
Anti-inflammatory	0.38	0.71	0.92	0.84	—						
α -amylase	0.72	0.95	0.50	0.48	0.54	—					
α -glucosidase	0.61	0.90	0.48	0.63	0.62	0.95	—				
H ₂ O ₂	0.77	0.79	0.91	0.68	0.88	0.75	0.77	—			
TAC	0.80	0.70	0.88	0.34	0.69	0.64	0.49	0.85	—		
AChE	0.84	0.85	0.87	0.62	0.80	0.84	0.80	0.98	0.90	—	
BChE	0.83	0.85	0.87	0.64	0.81	0.83	0.79	0.97	0.90	0.99	—

Note. The values of *r* significant at $p \leq 0.05$ are given in bold face.

Table 6
GC-MS analysis of ethanol and chloroform extracts of *A. platensis*

Bioactive compounds	Retention time	Ethanol extract	Chloroform extract	Molecular formula	Molecular weight	Biological activities
1-Butanol, 3-methyl-	3.680	3.61		C ₅ H ₁₂ O	88	Antioxidant and antimicrobial [24]
Benzene, 1,3-dimethyl-	5.390	17.02		C ₈ H ₁₀	106	Antioxidant and anti-diabetic [83]
Decane	6.951	1.65		C ₁₀ H ₂₂	142	Antioxidant and antimicrobial [64]
Undecane	8.110	2.79		C ₁₁ H ₂₄	156	Antioxidant and antimicrobial [9]
Dodecane	9.187	2.6		C ₁₂ H ₂₆	170	Antioxidant and anti-inflammatory [62]
3,5-bis (1,1-dimethylethyl)-phenol	13.220	4.52	7.04	C ₁₄ H ₂₂ O	206	Antioxidant and anti-inflammatory [51]
2,6-bis (1,1-dimethylethyl) phenol	13.290	5.25	4.7	C ₁₄ H ₂₂ O	206	Antioxidant and anti-inflammatory [51]
Heptadecane	13.600	3.96	9.34	C ₁₇ H ₃₆	240	Various biological activities [38]
1-Hexacosene	15.273		1.77	C ₂₆ H ₅₂	364	Antioxidant [18]
n-Hexadecanoic acid	15.524	12.84	27.12	C ₁₆ H ₃₂ O ₂	256	Antioxidant, anti-inflammatory and anti-acetyl cholinesterase [1, 77]
Nonadecanoic acid, ethyl ester	15.717		1.03	C ₂₁ H ₄₂ O ₂	326	Antimicrobial [15]

Table 6 (continued)

Bioactive compounds	Retention time	Ethanol extract	Chloroform extract	Molecular formula	Molecular weight	Biological activities
Cyclohexane, 1,5-dietyl-2,3-dimethyl-	16.462		9.02	C ₁₂ H ₂₄	168	Antimicrobial and antioxidant [41]
11-Octadecenoic acid, methyl ester	16.606	1.15		C ₁₉ H ₃₆ O ₂	296	Antioxidant and antimicrobial [49]
Phytol	16.750	19.08	21.12	C ₂₀ H ₄₀ O	296	Various biological activities [76]
cis-5-Dodecenoic acid	16.983		5.72	C ₁₂ H ₂₂ O ₂	198	Various biological activities [31]
cis-10-Heptadecenoic acid	17.098	14.92		C ₁₇ H ₃₂ O ₂	268	Antioxidant and antitumor [77]
1-Heptadecanol, acetate	17.220		1.86	C ₁₉ H ₃₈ O ₂	298	Antioxidant [60]
Octadecanoic acid	17.232	4.91		C ₁₈ H ₃₆ O ₂	284	Various biological activities [77]
2-Propenoic acid, pentadecyl ester	17.993		1.03	C ₁₈ H ₃₄ O ₂	282	Various biological activities [75]
cis-11-Eicosenoic acid, methyl ester	18.762	1.18		C ₂₁ H ₄₀ O ₂	324	Antioxidant and antitumor [83]
Cholestan-3-ol, 2-methylene-, (3β,5α)-	19.39	4.52	10.25	C ₂₈ H ₄₈ O	389	Antioxidant and anti-diabetic [52]

hanol and chloroform extracts. In addition, benzene, 1,3-dimethyl- (17.02 %) and cis-10-heptadecenoic acid (14.92 %) were found in ethanol extract.

All these compounds have been reported as antioxidant and anti-inflammatory agents like 3,5-*bis* (1,1-dimethylethyl)-phenol, 2,6-*bis* (1,1-dimethylethyl) phenol, heptadecane, and octadecanoic acid [51, 77]. In this case, n-hexadecanoic acid was detected in ethanol (12.84 %) and chloroform (27.12 %) extracts possessing anti-acetyl cholinesterase, antioxidant, and anti-inflammatory properties [1, 77].

Few of the detected compounds possessed anti-diabetic activities, including cholestan-3-ol, 2-methylene-, (3 β ,5 α)- in both extracts and benzene, 1,3-dimethyl- in ethanol extract only [36, 52, 83].

Heptadecane was identified in ethanol and chloroform extracts (3.96 % and 9.34 %), which comprises high ratios of amino acids, vitamins, β -carotene, and pigments [36]. It is characterized by high biological activities, including antioxidant, anti-proliferative and antitumor efficiency [38].

Conclusion

The obtained results suggest that *Arthrospira platensis* is a promising antioxidant agent for food industry relating to its bioactive compounds, calorie content, ion quotient, and estimated daily intake values. Especially chloroform and ethanol extracts of *A. platensis* may replace the current synthetic drugs used in treating a variety of disorders such as inflammation, diabetes, etc. Further studies are needed to detect the mode of action of these biocompounds *in vivo* using different animal models to illustrate the exact action mechanism of these compounds.

Literature Cited

1. Abed, S.A., H.M. Sirat & M. Taher. 2016. Tyrosinase inhibition, anti-acetylcholinesterase, and antimicrobial activities of the phytochemicals from *Gynotroches Axillaris* Blume. *Pakistan Journal of Pharmaceutical Sciences* 29(6): 2071—2078.
2. Abu, A., D.W. Lee, S.M. Jeon et al. 2015. Bituminous coal and sodium hydroxide-pretreated seawater stimulates *Spirulina (Arthrospira) maxima* growth with decreased production costs. *Aquaculture* 436: 121—126.
3. Aly, H.F., E.A. Ibrahim, D.H.A. Baker et al. 2016. Evaluation of antioxidant, anti-inflammatory, anti-Alzheimer's and anticancer activities of *Taonia Atomaria*. *International Journal of Pharma and Bio Sciences* 7(3): 421—429.
4. Andrade, L.M. 2018. *Chlorella* and *Spirulina* microalgae as sources of functional foods, nutraceuticals, and food supplements: an overview. *MOJ Food Processing & Technology* 6(1). doi: 10.15406/mojfpt.2018.06.00144.
5. AOAC (2000) Official Methods of Analysis. 17th edition. The Association of Official Analytical Chemists, Gaithersburg, MD, USA. Methods 925.10, 65.17, 974.24, 992.16.
6. Aouir, A., M. Amiali, A. Bitam et al. 2017. Comparison of the biochemical composition of different *Arthrospira platensis* strains from Algeria, Chad and the USA. *Journal of Food Measurement and Characterization* 11(2): 913—923.
7. Banskota, A.H., S. Sperker, R. Stefanova et al. 2019. Antioxidant properties and lipid composition of selected microalgae. *Journal of Applied Phycology* 31(1): 309—318.
8. Bationo, F., A. Savadogo, D. Kabore et al. 2015. Storage influence on beta-carotene and alpha-tocopherol contents of solar-dried *Spirulina platensis (Spirulina)*. *African Journal of Food Science* 9(12): 546—54.

9. Batubara, R., B. Wirjosentono, A. H. Siregar & U. Harahap. 2021. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. Chemical compounds and antioxidant potential in hot water extract of cultivated agarwood (*Aquilaria malaccensis*) Lamk leaves. IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci 830:12070. doi: 10.1088/1755-1315/830/1/012070.
10. Belay, A. 2008. *Spirulina (Arthrospira)* production and quality assurance. Pp. 1—26 in: *Spirulina in human nutrition and health*. /Ed. by M. Gershwin & A. Belay. London, Taylor & Francis Group Press.
11. Bhat, V.B. & K.M. Madyastha. 2001. Scavenging of peroxy nitrite by phycocyanin and phycocyanobilin from *Spirulina platensis*: Protection against oxidative damage to DNA. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 285(2): 262—266.
12. Brondz, I. 2013. Mass spectrometric structure elucidation of the trivalent and pentavalent nitrogen contaminants of pholcodine in the cough relief medical form tuxidrin. *International Journal of Analytical Mass Spectrometry and Chromatography* 1: 5—10.
13. Chakraborty, B., A.R. Varsale, V.K. Singh et al. 2019. Phytochemical analysis, antioxidant and antifungal activity of different solvent extracts of *Spirulina platensis* collected from Rankala Lake, Kolhapur, Maharashtra. *Journal of Algal Biomass Utilization* 10(1): 36—42.
14. Chauhan, A., G. Chauhan, P.C. Gupta et al. 2010. *In vitro* antibacterial evaluation of *Anabaena* sp. against several clinically significant microflora and HPTLC analysis of its active crude extracts. *Indian Journal of Pharmacology* 42(2): 105—107.
15. Chebouat, E., N. Gherraf, B. Dadamoussa et al. 2016. GC-MS analysis and antimicrobial activity of solvent extracts of *Zizyphus lotus* (L.) Desf. *Der Pharma Chemica* 8(17): 6—9.
16. Connan, S. 2015. Spectrophotometric assays of major compounds extracted from algae. *Methods in Molecular Biology*. DOI: 10.1007/978-1-4939-2684-8_3
17. Council for Responsible Nutrition (CRN). 2011. White Paper. Pdf.
18. Dasuki, S.M. 2017. Antiproliferative, antioxidative and compounds identification from methanolic extract of *Passiflora foetida* and its fractions. *Journal of Analytical & Pharmaceutical Research* 6(1). doi: 10.15406/japlr.2017.06.00166.
19. Dong, H. Q., M. Li, F. Zhu et al. 2012. Inhibitory potential of trilobatin from *Lithocarpus Polystachyus* Rehd against α -glucosidase and α -amylase linked to type 2 diabetes. *Food Chemistry* 130(2): 261—66.
20. Dubois, M., K.A. Gilles, J.K. Hamilton et al. 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry* 28(3): 350—356.
21. Duchoňová, L., P. Polakovičová, M. Rakická & E. Šturdík. 2013. Characterization and selection of cereals for preparation and utilization of fermented fiber-beta-glucan product. *Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences* 2(Special issue): 2187—2207.
22. Ellman, G.L., K.D. Courtney, V. Andres & R.M. Featherstone. 1961. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology* 7(2). doi: 10.1016/0006-2952(61)90145-9.
23. El Zokm, G.M., M.M. Ismail & G.F. El-Said. 2021. Halogen content relative to the chemical and biochemical composition of fifteen marine macro and micro algae: nutritional value, energy supply, antioxidant potency, and health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research International* 28(12): 14893—14908.
24. Gargna, A.V., M.I.D. Martinez, M.P. Landete et al. 2021. Potential of industrial pineapple (*Ananas comosus* (L.) Merrill) γ -products as aromatic and antioxidant sources. *Antioxidants* 10(11). doi: 10.3390/antiox10111767.
25. Granato, D., F. Shahidi, R. Wrolstad et al. 2018. Antioxidant activity, total phenolics and flavonoids contents: Should we ban *in vitro* screening methods? *Food Chemistry* 264: 471—475.
26. Gülçin, I., V. Mshvildadze, A. Gepdiremen & R. Elias. 2004. Antioxidant activity of saponins isolated from ivy: alpha-hederin, hederasaponin-C, hederacolchiside-E and hederacolchiside-F. *Planta Medica* 70(6): 561—63.

27. Gutiérrez-Salmeán, G., L. Fabila-Castillo & G. Chamorro-Cevallos. 2015. Nutritional and toxicological aspects of *Spirulina* (*Arthrospira*). *Nutricion Hospitalaria* **32**(1): 34—40.
28. Hamdan, I.I. & F.U. Afifi. 2004. Studies on the *in vitro* and *in vivo* hypoglycemic activities of some medicinal plants used in treatment of diabetes in Jordanian traditional medicine. *Journal of Ethnopharmacology* **93**(1): 117—21.
29. Hidayati, J.R., E. Yudiati, D. Pringgenies et al. 2020. Comparative study on antioxidant activities, total phenolic compound and pigment contents of tropical *Spirulina platensis*, *Gracilaria arcuata* and *Ulva lactuca* extracted in different solvents polarity. P. 03012 in *E3S Web of Conferences*. Vol. 147. EDP Sciences.
30. Hussaini, S., M.I. Hossain, M.S. Islam & K. Rafiq. 2018. Effects of *Spirulina platensis* on alloxan induced diabetic rats. *Progressive Agriculture* **29**(2): 139—46.
31. Hussein, M.B. & M.N.M. Hamad. 2020. GC-MS analysis, antimicrobial and antioxidant activity of Sudanese *Adansonia digitata* L. (Malvaceae) fixed oil. *Saudi Journal of Medical and Pharmaceutical Sciences* **6**(8): 535—540. doi: 10.36348/sjmps.2020.v06i08.004.
32. Ismail, G.A. & M.M. Ismail. 2017. Variation in oxidative stress indices of two green seaweeds growing under different heavy metal stresses. *Environmental Monitoring and Assessment* **189**(2). doi: 10.1007/s10661-017-5775-z.
33. Ismail, M. M. & R. Elkomy. 2022. Phytochemical screening and antimicrobial activity of various marine microalgae and cyanobacteria. *Hydrobiol. J.* **58**(1): 67—86.
34. Ismail, M.M., S.F. Gheda & L. Pereira. 2016. Variation in bioactive compounds in some seaweeds from Abo Qir Bay, Alexandria, Egypt. *Rendiconti Lincei* **27**(2): 269—279.
35. Ismail, M.M., G.M. El Zokm & A.A.M. El-Sayed. 2017. Variation in biochemical constituents and master elements in common seaweeds from Alexandria Coast, Egypt, with special reference to their antioxidant activity and potential food uses: Prospective equations. *Environmental Monitoring and Assessment* **189**(12). doi: 10.1007/s10661-017-6366-8.
36. Khan, Z., P. Bhadouria & P. Bisen. 2005. Nutritional and therapeutic potential of *Spirulina*. *Current Pharmaceutical Biotechnology* **6**(5): 373—379.
37. Kim, D.O., S.W. Jeong & C.Y. Lee. 2003. Antioxidant capacity of phenolic phytochemicals from various cultivars of plums. *Food Chemistry* **81**(3): 321—326.
38. Kim, D.H., M.H. Park, Y.J. Choi et al. 2013. Molecular study of dietary heptadecane for the anti-inflammatory modulation of NF-KB in the aged kidney. *PLoS ONE* **8**(3). doi: 10.1371/journal.pone.0059316.
39. Kiss, S.A., T. Forster & B. Dongó. 2004. Absorption and effect of the magnesium content of a mineral water in the human body. *Journal of the American College of Nutrition* **23**(6): 758-762.
40. Kuda, T. & T. Ikemori. 2009. Minerals, polysaccharides and antioxidant properties of aqueous solutions obtained from macroalgal beach-coasts in the Noto Peninsula, Ishikawa, Japan. *Food Chemistry* **112**(3): 575—581.
41. Kulyal, P., S. Acharya, A.B. Ankari et al. 2021. Variable secondary metabolite profiles across cultivars of *Curcuma longa* L. and *C. aromatica* Salisb. *Frontiers in Pharmacology* **12**:1416. doi: 10.3389/fphar.2021.659546.
42. Labar, R., I. Sarkar, A. Sen & M. Bhattacharya. 2019. Effect of solvent with varying polarities on phytochemical extraction from mature tea leaves and its evaluation using biochemical, antimicrobial and in-silico approaches. *International Research Journal Of Pharmacy* **10**(8): 59—67.
43. Lakmal, H.H.C., K.W. Samarakoon, W. Lee et al. 2014. Anticancer and antioxidant effects of selected Sri Lankan marine algae. *Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka* **42**(4): 315—323.
44. Liestianty, D., I. Rodianawati, R.A. Arfah et al. 2019. Nutritional analysis of *Spirulina* sp. to promote as superfood candidate. In: *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. Vol. 509. Institute of Physics Publishing.

45. Lowry, O.H., N.J. Rosebrough, A.L. Farr & R.J. Randall. 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *The Journal of Biological Chemistry* **193**(1): 265—275.
46. Mæhre, H.K., L. Dalheim, G.K. Edvinsen et al. 2018. Protein determination—method matters. *Foods* **7**(1). doi: 10.3390/foods7010005.
47. Marinho-Soriano, E., P.C. Fonseca, M.A.A. Carneiro & W.S.C. Moreira. 2006. Seasonal variation in the chemical composition of two tropical seaweeds. *Bioresource Technology* **97**(18): 2402—2406.
48. Marzorati, S., A. Schievano, A. Idà & L. Verotta. 2020. Carotenoids, chlorophylls and phycocyanin from *Spirulina*: Supercritical CO₂ and water extraction methods for added value products cascade. *Green Chemistry* **22**(1): 187—196.
49. Mazumder, K., A. Nabila, A. Aktar & A. Farahnaky. 2020. Bioactive variability and in vitro and in vivo antioxidant activity of unprocessed and processed flour of nine cultivars of Australian *Lupin* species: A Comprehensive Substantiation. *Antioxidants* **9**(4). doi: 10.3390/antiox9040282.
50. Moreno-Quirós, C.V., A. Sánchez-Medina, M. Vázquez-Hernández et al. 2017. Antioxidant, anti-inflammatory and antinociceptive potential of *Ternstroemia Sylvatica* Schltdl. & Cham. *Asian Pacific Journal of Tropical Medicine* **10**(11): 1047—1053.
51. Murugan, K. & V.V. Iyer. 2014. Antioxidant activity and gas chromatographic-mass spectrometric analysis of extracts of the marine algae, *Caulerpa Peltata* and *Padi-na Gymnospora*. *Indian Journal of Pharmaceutical Sciences* **76**(6): 548—552.
52. Nagar, A. 2016. Mass spectrometry analysis of volatile. *IAJPS 2016 J. Pharm. Sci.* **3**(4): 331—339.
53. Nagata, M. & I. Yamashita. 1992. Method tomato masayasu * National NAGATA * and Ichiji YAMASHITA * of vegetables ornamental plants and tea, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries. *Forestry* **39**: 1—4.
54. Nasim, U., R. Afrin, J. Uddin et al. 2015. Vanda Roxburghii chloroform extract as a potential source of polyphenols with antioxidant and cholinesterase inhibitory activities: Identification of a strong phenolic antioxidant. *BMC Complementary and Alternative Medicine*. doi: 10.1186/s12906-015-0728-y.
55. Nasirian, F., M. Dadkhah, N. Moradi-Kor & Z. Obeidavi. 2018. Effects of *Spirulina platensis* microalgae on antioxidant and anti-inflammatory factors in diabetic rats. *Diabetes, Metabolic Syndrome and Obesity: Targets and Therapy* **11**: 375. doi: 10.2147/DMSO.S172104.
56. Okechukwu, P.N., S.O. Ekeuku, M. Sharma et al. 2019. In vivo and in vitro antidiabetic and antioxidant activity of *Spirulina*. *Pharmacognosy Magazine* **15**(62): 17. doi: 10.4103/PM.PM_431_18.
57. Olasehinde, T.A., A.O. Olaniran, A.I. Okoh & P. Koulen. 2017. Therapeutic potentials of microalgae in the treatment of Alzheimer's disease. *Molecules* **22**(3).
58. Osório, C., S. Machado, J. Peixoto et al. 2020. Pigments content (chlorophylls, fucoxanthin and phycobiliproteins) of different commercial dried algae. *Separations* **7**(2): 33. doi: 10.3390/SEPARATIONS7020033.
59. Pantelidis, G.E., M. Vasilakakis, G.A. Manganaris & Gr. Diamantidis. 2007. Antioxidant capacity, phenol, anthocyanin and ascorbic acid contents in raspberries, blackberries, red currants, gooseberries and cornelian cherries. *Food Chemistry* **102**(3): 777—783.
60. Panthi, M., R.K. Subba, B. Raut et al. 2020. Bioactivity evaluations of leaf extract fractions from young barley grass and correlation with their phytochemical profiles. *BMC Complementary Medicine and Therapies* **20**(1) :64. doi: 10.1186/s12906-020-2862-4.
61. Patel, A., S. Mishra, R. Pawar & P.K. Ghosh. 2005. Purification and characterization of c-phycocyanin from cyanobacterial species of marine and freshwater habitat. *Protein Expression and Purification* **40**(2): 248—255.
62. Patial, P.K. & D.S. Cannoo. 2020. Evaluation of volatile compounds, phenolic acids, antioxidant potential and DFT study of essential oils from different parts of *Araucaria columnaris* (G. Forst.) Hook. from India. *Food & Chemical Toxicology* **141**:111376. doi: 10.1016/J.FCT.2020.111376.

63. Pinto, M.D.C., A. Tejada, A.L. Duque & P. Macnas. 2007. Determination of lipoxygenase activity in plant extracts using a modified ferrous oxidation-xylenol orange assay. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **55**(15): 5956—5959.
64. Pirbalouti, A.G., M. Fatahi-Vanani, L. Craker & H. Shirmardi. 2014. Pharmaceutical biology, chemical composition and bioactivity of essential oils of *Hypericum helianthemoides*, *Hypericum perforatum* and *Hypericum scabrum*. *John M. Pezzuto Pharm. Biol.* **52**(2): 175—181. doi: 10.3109/13880209.2013.821663.
65. Prabakaran, G., P. Sampathkumar, M. Kavisri & M. Moovendhan. 2020. Extraction and characterization of phycocyanin from *Spirulina platensis* and evaluation of its anti-cancer, antidiabetic and antiinflammatory effect. *International Journal of Biological Macromolecules* **153**: 256—263.
66. Prieto, P., M. Pineda & M. Aguilar. 1999. Spectrophotometric quantitation of anti-oxidant capacity through the formation of a phosphomolybdenum complex. *Analytical Biochemistry* **269**(2): 337—341.
67. Priyadarshani, I. & B. Rath. 2012. Commercial and industrial applications of microalgae — a review. **3**(4): 89—100.
68. Rajivgandhi, G.N., C.C. Kanisha, G. Ramachandran et al. 2021. Phytochemical screening and anti-oxidant activity of *Sargassum wightii* enhances the anti-bacterial activity against *Pseudomonas aeruginosa*. *Saudi Journal of Biological Sciences* **28**(3): 1763—1769.
69. Rito-Palomares, M., L. Nuez & D. Amador. 2001. Practical application of aqueous two-phase systems for the development of a prototype process for c-phycocyanin recovery from *Spirulina maxima*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **76**(12): 1273—1280.
70. Rout, N.P., S. Khandual, A. Gutierrez-Mora et al. 2013. Isolation, identification and germplasm preservation of different native *Spirulina* species from Western Mexico. *American Journal of Plant Sciences* **4**: 65—71.
71. Ruen-ngam, D. 2017. Optimal condition for cultivation of *Scenedesmus armatus*. Cultivation and antioxidant activity of its extract. *Journal of Food Technology. Siam Technology* **12**(1): 59—70.
72. Sakat, S.S., A.R. Juvekar & M.N. Gambhire. 2010. *In vitro* antioxidant and anti-inflammatory activity of methanol extract of *Oxalis corniculata* Linn. *International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences* **2**(1): 146—155.
73. Schuhmacher, M. & J.L. Domingo. 2014. Concentrations of selected elements in oysters (*Crassostrea Angulata*) from the Spanish coast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **56**(1): 106—113.
74. Seghiri, R., M. Kharbach & A. Essamri. 2019. Functional composition, nutritional properties, and biological activities of Moroccan *Spirulina* microalga. *Journal of Food Quality*. doi: 10.1155/2019/3707219.
75. Shunmugapriya, K., P. Vennila, S. Thirukkumar & M. Ilamaram. 2017. Identification of bioactive components in moringa oleifera fruit by GC-MS. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry* **6**(3): 748—751.
76. Sinan, K.I., O.K. Etienne, A. Stefanucci, A. Mollica et al. 2021. Chemodiversity and biological activity of essential oils from three species from the *Euphorbia* genus. *Flavour and Fragrance Journal* **36**(1): 148—158. doi: 10.1002/ffj.3624.
77. Siswadi, S. & G.S. Saragih. 2021. Phytochemical analysis of bioactive compounds in ethanolic extract of *Sterculia Quadrifida* R.Br. In: *AIP Conference Proceedings*. Vol. 2353. American Institute of Physics Inc.
78. Sluijs, I., E. Cadier, J.W.J. Beulens et al. 2015. Dietary intake of carotenoids and risk of type 2 diabetes. *Nutrition, Metabolism and Cardiovascular Diseases* **25**(4): 376—381.
79. Soni, R.A., K. Sudhakar & R.S. Rana. 2016. Biophotovoltaics and biohydrogen through artificial photosynthesis: an overview. *Interscienceonline.Com*. doi: 10.1504/IJESD.2016.077391.

80. Tambe, V.D. & R.S. Bhambar. 2014. Estimation of total phenol, tannin, alkaloid and flavonoid in *Hibiscus Tiliaceus* Linn. wood extracts. *Research & Reviews: Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry* 2(4): 41—47.
81. Tarko, T., A. Duda-Chodak & M. Kobus. 2012. Influence of growth medium composition on synthesis of bioactive compounds and antioxidant properties of selected strains of *Arthrospira* cyanobacteria. *Czech Journal of Food Sciences* 30(3). doi: 10.17221/46/2011-cjfs.
82. Thakur, S. & M.C. Sidhu. 2014. Phytochemical screening of some traditional medicinal plants. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences* 5(4): 1088—1097.
83. Yang, D., X. Chen, X. Liu et al. 2020. Antioxidant and α -glucosidase inhibitory activities guided isolation and identification of components from mango seed kernel. *Oxidative Medicine and Cellular Longevity* 2020. doi: 10.1155/2020/8858578.
84. Zhao, Y., S. Chen, Y. Wang et al. 2018. Effect of drying processes on prenylflavonoid content and antioxidant activity of *Epimedium Koreanum* Nakai. *Journal of Food and Drug Analysis* 26(2): 796—806.

Received 18.04.2022

Mona M. Ismail,
National Institute of Oceanography and Fisheries (NIOF),
Cairo, Egypt
mona_es5@yahoo.com
orcid 0000-0001-7029-6802
Nadia H. Noaman,
Alexandria University,
Alexandria, Egypt

BIOCHEMICAL PROFILE, NUTRITIONAL VALUE, AND BIOLOGICAL ACTIVITIES OF *ARTHROSPIRA PLATENSIS* GOMONT

Arthrospira platensis (formerly *Spirulina platensis*) is a promising source of biological compounds since it has been traditionally used for the treatment of various diseases. The aim of the present study was to characterize the nutritional and biological properties of *A. platensis* *in vitro*. The detected calorie content (428.98 kcal/100 g) and phycocyanin purity (0.22 %) make it possible to recommend this species as an alternative source of healthy food to reduce obesity. The estimated daily intake of *A. platensis* was below the acceptable WHO/FAO level so it had no adverse impacts on human health. The antioxidant, anti-arthritis, anti-inflammatory, anti-diabetic, and anti-acetyl cholinesterase activities of seven different algal extracts were detected. Relationship was established between the estimated biological activities and phenol content. Chloroform and ethanol algal extracts exhibited different biological properties compared to standard drugs. On the whole, 21 bioactive compounds, including fatty acids, terpenoids, phenols, and alkanes, were revealed in algal extracts as a result of gas chromatography-mass spectrometry analysis. It can be concluded that *A. platensis* can serve as a very important potential source of many bioactive compounds with commercial impact depending on the used solvent. Further study should be done for isolating and purifying the effective compounds, which can be used in pharmaceutical and biological manufacturing.

Keywords: *Arthrospira platensis*, biologically active substances, nutritional value, commercial use, medical application.

УДК 556.114:556.5(28)

В.А. ЖЕЖЕРЯ, к. геогр. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 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. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: tanyadyka@ukr.net

П.М. ЛИННИК, д. х. н., проф., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 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. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: vosyrenko@ukr.net

Т.В. ЄВТУХ, пров. інженер,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ДИНАМІКИ ОКРЕМИХ ЕЛЕМЕНТІВ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ МАЛИХ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНОЇ ТЕРИТОРІЇ: БІОГЕННІ ТА ОРГАНІЧНІ РЕЧОВИНИ

Обговорено результати дослідження просторово-часової динаміки неорганічних форм азоту (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), фосфору, силіцію та розчинених органічних речовин (РОР) у воді озер системи Опечень. Концентрація розчиненого кисню істотно впливає на співвідношення неорганічних форм азоту. Коефіцієнт кореляції між вмістом O_2 і часткою амонійного азоту, нітрит- і нітрат-іонів за рівня значущості 0,01 становив відповідно -0,79, 0,60 і 0,78. За концентрації розчиненого кисню ≤ 4 мг/дм³ частка NH_4^+ , NO_2^- і NO_3^- становила відповідно ≥ 80 , ≤ 6 і ≥ 14 % $N_{\text{неорг}}$, за 4—8 мг/дм³ — 60—80, 6—12 і 14—28 % $N_{\text{неорг}}$, а при подальшому зростанні до 16 мг/дм³ їхній відносний вміст складав 18, 24 і 58 % $N_{\text{неорг}}$. Під час зворотної температурної стратифікації взимку різниця між вмістом неорганічного азоту та його різних форм, а також неорганічного фосфору у воді поверхневого і придонного горизонтів

Ц и т у в а н н я: Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М., Осипенко В.П., Євтух Т.В. Особливості динаміки окремих елементів гідрохімічного режиму малих водойм урбанізованої території: біогенні та органічні речовини. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58. № 4. С. 85—109.

була незначною або ж не перевищувала 2,5 раза. При формуванні прямої температурної стратифікації, починаючи з весни до осені, різниця між концентрацією зазначених форм азоту і неорганічного фосфору між цими шарами була істотною. Концентрація NH_4^+ і $\text{P}_{\text{неорг}}$ помітно зростала нижче термоклину. Верхні три озера (Мінське, Лугове і Пташине) виявились найбільш забрудненими сполуками неорганічного азоту і фосфору. Зниження концентрації останніх у поверхневому шарі води зумовлене асиміляцією біотою, а зростання їхнього вмісту біля дна — надходженням з донних відкладів за дефіциту O_2 і формування анаеробних умов. За усередненими показниками молярне відношення N:P зменшувалось від зими до осені в межах 16,0—5,7, що вказує на зростання у воді концентрації фосфору відносно азоту та формування сприятливих умов для розвитку синьозелених водоростей. Концентрація розчиненого силіцію у воді озер коливалась у межах 0,03—6,4 мг/дм³. Зниження його вмісту у поверхневому шарі води навесні зумовлене асиміляцією діатомовими водоростями. Загальний вміст РОР та їхніх окремих груп зазнавав сезонних і просторових змін. Частка легкоокиснюваних органічних сполук у воді верхніх трьох озер становила 15,8—55,3 %, а у воді нижніх озер — 29,1—81,6 % загального вмісту РОР. Максимальні показники характерні для літньої пори. Найбільш забруднені органічними сполуками верхні три озера. Концентрація природних груп РОР, зокрема гумусових речовин, вуглеводів і білковоподібних речовин у воді озер коливалась в межах 4,6—8,0, 0,66—5,43 і 0,26—1,09 мг/дм³, складаючи у загальному балансі від 37,6 до 55,5 %, решту становили інші групи РОР, напевно, антропогенного походження.

Ключові слова: водойми урбанізованої території, озера системи Опечень, сполуки неорганічного азоту, неорганічний фосфор, розчинний силіцій, хімічне споживання кисню, розчинні органічні речовини, стратифікація.

У сучасних умовах поверхневі водні об'єкти зазнають антропогенного впливу тією чи іншою мірою. Це пов'язано з їхнім широким використанням у народному господарстві, а саме: для питного і технічного водопостачання, рекреації, риборозведення, судноплавства, виробництва електричної енергії, зрошення, приймання зливових і стічних вод з різним ступенем очищення. До найуразливіших водних об'єктів слід віднести водойми з уповільненим водообміном (водосховища, озера, ставки). Загалом, станом на кінець ХХ ст. повідомлялось, що менше 10 % річок Світу слід розглядати як такі, в яких хімічний склад води не зазнав істотних змін, а вміст окремих хімічних компонентів не перевищував фонових концентрацій. На той час концентрація азоту і фосфору у водних об'єктах Європи та Північної Америки зроста майже у 20 разів порівняно з фоновими концентраціями [35]. При збільшенні загальної чисельності населення Світу до 9,7 млрд., а також міського населення — на 2,5 млрд. до 2050 р., згідно прогнозу ООН [53], слід очікувати подальшого зростання забруднення поверхневих вод біогенними сполуками і розчинними органічними речовинами (РОР). Цього можна уникнути при використанні природоохоронних заходів, які будуть спрямовані на зниження надходження, передусім, сполук азоту і фосфору до поверхневих водних об'єктів з метою уникнення їхнього евтрофування.

Евтрофування — природний процес старіння водойм, який за антропогенного впливу пришвидшується в рази і замість 200—300 років починає проявлятися вже через кілька років. До основних критеріїв евтрофування відносять зниження вмісту розчиненого кисню нижче термоклину,

зростання концентрації сполук азоту і фосфору, збільшення вмісту зависі органічного походження (фітопланктон, детрит), зростання частки органічних речовин автохтонного походження, зміну популяції водоростей з домінуванням представників синьозелених і зелених водоростей, зростання біомаси бентосних та епіфітних водоростей, зміну видового складу та біомаси макрофітів, збільшення каламутності води, зростання вмісту амонійного азоту (NH_4^+) і неорганічного фосфору ($\text{P}_{\text{неорг}}$) у донних відкладах, замори, втрату рекреаційних властивостей [23, 26, 50].

В сучасних умовах для покращення якості води евтрофних водних об'єктів використовують наступні заходи: драгування донних відкладів, штучну аерацію, обробку альгіцидами, хімічними реагентами для перетворення $\text{P}_{\text{неорг}}$ в біологічно інертні сполуки (гідроксид алюмінію, модифікований бентоніт з використанням лантану), барвниками, біоплато вищої водної рослинності [20, 23, 27, 34, 37, 39, 50, 55, 58].

Серед особливостей водних об'єктів, які знаходяться у межах населених пунктів, важливе місце займають порушення природного біорізноманіття, більш виражене пікове надходження зливових або скидних стічних вод за рахунок збільшення площі водонепроникних ділянок, зміни хімічного складу води зі зростанням вмісту біогенних сполук, органічних речовин, специфічних забруднювальних органічних речовин, важких металів, головних йонів тощо [28, 32, 44, 45, 49, 54, 56].

В межах урбанізованих територій сполуки неорганічного азоту і фосфору, органічні речовини надходять до поверхневих водних об'єктів головним чином з комунальними і промисловими стічними водами з різним ступенем очищення, за рахунок стоку або інфільтрації зі станцій очищення стічних вод та будівельних майданчиків, зі зливовими водами, а також з донних відкладів [25, 26, 52]. Певна частина зазначених біогенних речовин потрапляє за рахунок дифузних джерел, до яких відносяться поверхневий та латеральний стік з водозбірної площі, атмосферні опади [25, 26]. Часто зазначається, що для покращення якості води поверхневих водних об'єктів недостатньо лише локалізації точкових джерел, оскільки необхідно також звертати увагу на мінімізацію впливу дифузних джерел. Частка неорганічного азоту ($\text{N}_{\text{неорг}}$) і $\text{P}_{\text{неорг}}$, яка надходить за рахунок дифузних джерел, може перевищувати 50 %, а іноді досягати 90 % від загального надходження цих сполук до водних об'єктів [26, 29, 33, 46].

Оптимальні умови для розвитку фітопланктону та «цвітіння» води визначаються достатнім вмістом у воді сполук $\text{N}_{\text{неорг}}$ і $\text{P}_{\text{неорг}}$. Згідно з коефіцієнтом Редфілда, оптимальне співвідношення вуглецю, азоту і фосфору у воді поверхневих водних об'єктів для розвитку водоростей становить 40C : 7N : 1P. При цьому в оліготрофному водному об'єкті концентрації фосфору і азоту не повинні перевищувати 0,01 і 2 мг/дм³. Водночас, в евтрофних водоймах їхня концентрація перевищує відповідно 0,03 і 5 мг/дм³ [50]. Згідно методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями, концентрація йонів NH_4^+ , NO_2^- і NO_3^- у воді не повинна перевищувати відповідно 0,31, 0,011 і 0,51 мг N/дм³, а вміст $\text{P}_{\text{неорг}}$ — 0,050 мг/дм³. Зазначені концентрації відповідають III класу якості води

(забруднені водні об'єкти) [13]. За результатами інших досліджень, концентрація $P_{\text{неорг}}$, яка лімітує розвиток синьозелених водоростей, становить 0,060—0,050 мг/дм³ і нижче [36, 38]. Отже, серед зазначених біогенних сполук саме неорганічний фосфор виступає лімітуючим чинником для розвитку фітопланктону, оскільки, наприклад, деякі гетероцистні синьозелені водорості родів *Anabaena* і *Nostoc* здатні асимілювати атмосферний азот [24].

Мета наших досліджень полягала у вивченні просторової і сезонної динаміки вмісту біогенних речовин і РОР, а також впливу кисневого режиму на вміст і співвідношення неорганічних форм азоту у воді озер системи Опечень. Дослідження також були спрямовані на вивчення впливу прямої і зворотної стратифікації на вміст сполук $N_{\text{неорг}}$, $P_{\text{неорг}}$ і розчиненого силіцію за вертикаллю.

Матеріал і методика досліджень

У першому повідомленні [9] наведено загальну інформацію щодо особливостей відбору проб, їхнього зберігання та підготовки до аналізів, а також наведено карту-схему озер системи Опечень. Концентрацію неорганічних форм азоту, $P_{\text{неорг}}$ і розчиненого силіцію вимірювали у фільтрах природної води, використовуючи методики фотометричного аналізу [14]. Амонійний азот визначали з реактивом Несслера, нітрит-йони — з реактивом Грісса, нітрат-йони — з саліцилатом натрію, неорганічний фосфор — за реакції взаємодії ортофосфатів з молібдатом амонію у кислому середовищі (рН 0,80—0,95) за присутності аскорбінової кислоти, силіцій — у вигляді синьої (відновленої) форми силіціймолібденової гетерополікислоти з використанням метол-сульфідної суміші як відновника. Хімічне споживання кисню (ХСК) з використанням різних окиснювачів (KMnO_4 та $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) визначали за загальновідомими методиками [14, 19]. 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 вуглецю органічних сполук ($C_{\text{орг}}$) розраховували за формулою $C_{\text{орг}} = 0,375 \times \text{ХСК}_{\text{Cr}}$ [19, 22]. Для розділення РОР за хімічною природою застосовували метод йонообмінної хроматографії з використанням колонок, заповнених йонообмінними целюлозами — ДЕАЕ (діетиламіноетилцелюлоза) і КМ (карбоксиметилцелюлоза). Гумусові речовини (ГР), які відносяться до РОР кислотної групи, вилучали адсорбцією на колонці з ДЕАЕ-целюлозою, а білковоподібні речовини (БПР), як речовини основної групи, концентрували на колонці з КМ-целюлозою. Нейтральну групу РОР, в якій переважають вуглеводи, отримували після послідовного пропускання фільтрату природної води крізь зазначені вище колонки з целюлозними йонітами. За необхідності нейтральну фракцію РОР концентрували у 10—12 разів шляхом виморожування. Десорбцію РОР з колонок, заповнених ДЕАЕ- і КМ-целюлозами, здійснювали відповідно 0,3 моль/дм³ розчином NaOH і 0,1 моль/дм³ розчином HCl . Вміст ГР у складі кислотної групи визначали за градувальним

графіком «Кольоровість води, °Cr—Co-шкали — концентрація ГР, мг/дм³». Кольоровість води, як непряму характеристику вмісту ГР у воді поверхневих водних об'єктів, вимірювали за допомогою імітаційної дихроматно-кобальтової шкали [14]. Для побудови градуєвального графіка використовували препарати фульвокислот і гумінових кислот, які були отримані з води Канівського водосховища і очищені з використанням катіонообмінника КУ-23 в Н-формі. Отримані препарати висушували шляхом поступового випарювання у фарфорових чашках, доводячи їхні сухі залишки до постійної маси в ексікаторі з безводним CaCl₂. Визначення речовин білкової природи здійснювали за реакцією Лоурі [5, 43], а вуглеводів — за допомогою антрону [19].

Результати досліджень та їх обговорення

Сполуки неорганічного азоту і фосфору. Серед сполук неорганічного азоту у придонному шарі води озер системи Опечень переважала його амонійна форма, а у поверхневому шарі, окрім зимового періоду, навпаки, зростала частка нітрит- і нітрат-йонів. Такі просторові та сезонні зміни відносного вмісту сполук N_{неорг} залежать від концентрації розчиненого кисню. Зростання його вмісту у воді призводило до збільшення частки нітрит- і нітрат-йонів у результаті окиснення NH₄⁺ як хімічним шляхом, так і за участю нітрифікуючих бактерій. Варто зазначити, що насичення води киснем було характерним лише для поверхневого шару води над термоклином протягом весняно-осіннього періоду. Навесні його концентрація знаходилась в межах 12,1—16,2 мг/дм³, а влітку і восени — відповідно 8,3—14,6 і 4,4—14,2 мг/дм³. Перенасичення поверхневого шару води розчиненим киснем у межах 107—146 % спостерігалось в усіх озерах навесні, тоді як влітку і восени — не завжди. Натомість, його дефіцит відмічено у придонному шарі води озер протягом усього року, а у поверхневому шарі — також і взимку. Детальнішу інформацію щодо кисневого режиму досліджуваних озер наведено у першому повідомленні [9].

Частка NH₄⁺ у поверхневому шарі води досліджуваних озер знаходилась у широкому інтервалі величин: 64,9—87,0 % N_{неорг} взимку, 0,0—51,2 % — навесні, 22,3—74,8 % — влітку і 15,6—75,7 % N_{неорг} — восени (рис. 1, а).

Відносний вміст NH₄⁺ у придонному шарі води був вищим і знаходився у межах: 66,3—94,9 % N_{неорг} взимку, 38,3—99,3 % — навесні, 82,2—99,2 % — влітку і 48,8—98,6 % — восени. Зазвичай, його частка у воді біля дна перевищувала 70,3 % N_{неорг}, і лише в оз. Кирилівському навесні і восени вона становила відповідно 38,3 і 48,8 % N_{неорг} (див. рис. 1, а). Це явище, вірогідно, зумовлене локальним впливом водних мас р. Сирець на хімічний склад придонного шару води зазначеного озера, оскільки температура води у цій річці навесні і восени відповідала тій самій температурі в озері, яка спостерігалась на глибині відповідно 6,0 м і 5,5 м, а влітку — лише на глибині 3,5 м. З цієї причини вода з р. Сирець залежно від сезону надходила на різну глибину озера. Водночас, частка амонійного азоту у гирловій ділянці р. Сирець поступово зменшувалась від зими до осені. Так, взимку

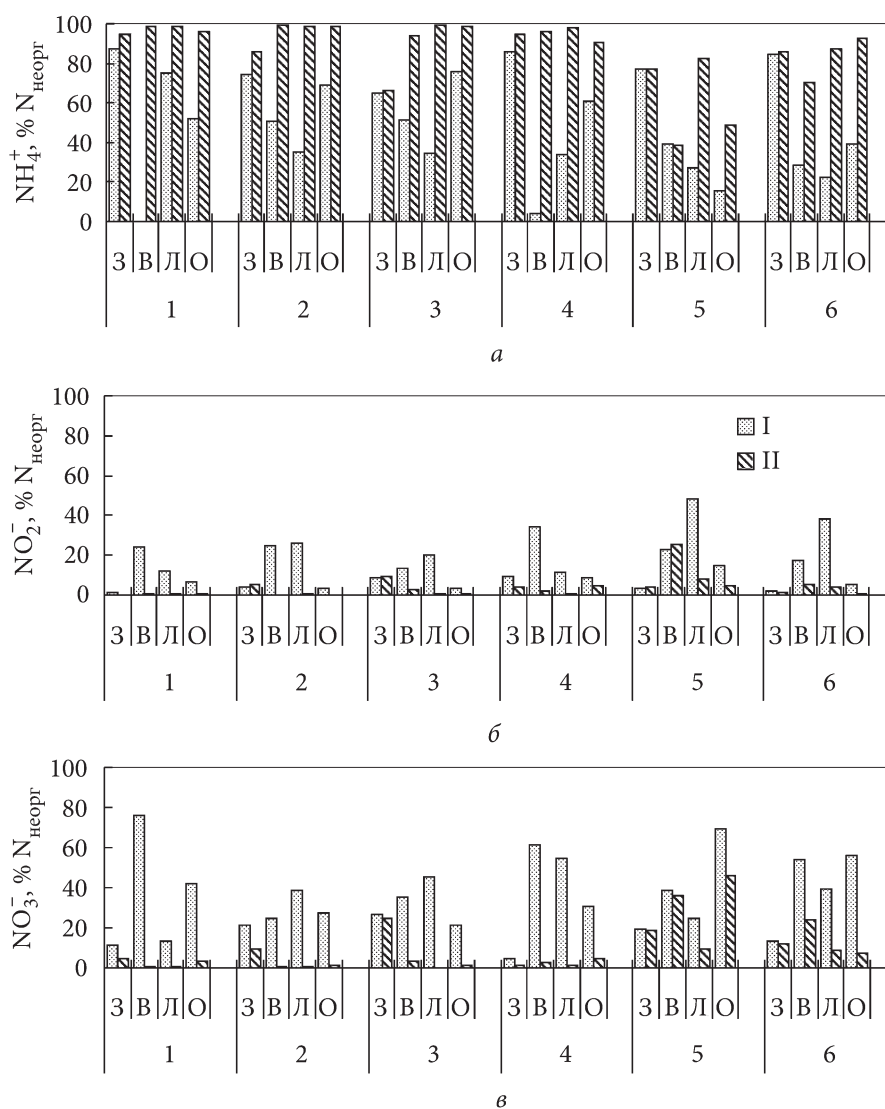


Рис. 1. Сезонні зміни частки амонійного азоту (а), нітрит- (б) і нітрат-іонів (в) у воді озер системи Опечень протягом 2021 р. Тут і на рис. 3—7, 9: 1 — оз. Мінське; 2 — оз. Лугове; 3 — оз. Пташине; 4 — оз. Андріївське; 5 — оз. Кирилівське; 6 — оз. Йорданське; 3, В, Л і О — зима, весна, літо і осінь; I і II — відповідно поверхневий і придонний горизонти води

відносний вміст NH_4^+ становив 50,1 %, навесні — 32,3, влітку — 25,8, а восени — лише 5,7 % $N_{\text{неорг}}$.

Відносний вміст нітритного азоту (NO_2^-) у поверхневому шарі води досліджуваних озер знаходився у широкому інтервалі величин — 1,5—48,3 % $N_{\text{неорг}}$, а біля дна — лише — 0,3—25,8 % $N_{\text{неорг}}$. Нітрит-іони належать до хімічно нестійких сполук, оскільки здатні швидко окиснюватись до нітрат-іонів (NO_3^-) за достатнього вмісту розчиненого кисню або

відновлюватись до NH_4^+ за його дефіциту. Саме з цієї причини частка NO_2^- зростала у поверхневому шарі води до 13,1—34,4 і 11,2—48,3 % $\text{N}_{\text{неорг}}$ відповідно навесні та влітку під час покращення кисневого режиму (див. рис. 1, б).

Частка NO_3^- порівняно з NH_4^+ , навпаки, завжди була вищою у поверхневому шарі води. Взимку вона не перевищувала 4,3—26,5 % $\text{N}_{\text{неорг}}$, навесні зростала до 24,7—75,7 %, влітку і восени становила 13,4—54,7 і 21,2—69,4 % $\text{N}_{\text{неорг}}$. У придонному шарі води відносний вміст NO_3^- -йонів коливався у межах 0,4—46,2 % $\text{N}_{\text{неорг}}$ (див. рис. 1, в).

Встановлено, що найбільша частка NO_2^- - і NO_3^- -йонів у придонному шарі води спостерігалась в озерах Кирилівському і Йорданському (див. рис. 1, б, в), оскільки в них, порівняно з іншими досліджуваними озерами, кисневий режим був найкращим. Відомо, що нітрифікація відбувається за концентрації розчиненого кисню, що перевищує 2 мг/дм³, а денітрифікація — коли вона нижча, ніж ~1,5 мг/дм³ [20].

У досліджуваних озерах виявлено наявність кореляційного зв'язку між вмістом розчиненого кисню та часткою сполук неорганічного азоту. Встановлено, що за рівня значущості 0,01 коефіцієнт кореляції між концентрацією розчиненого кисню і відносним вмістом NH_4^+ , NO_2^- - і NO_3^- -йонів становив відповідно -0,79, 0,60 і 0,78 (рис. 2). За отриманими залежностями встановлено, що за концентрації розчиненого кисню ≤ 4 мг/дм³ частка амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів становила відповідно ≥ 80 , ≤ 6 і ≥ 14 % $\text{N}_{\text{неорг}}$. Якщо вміст розчиненого кисню знаходиться в межах 4—8 мг/дм³, то частка зазначених форм неорганічного азоту вже змінюється в межах 60—80, 6—12 і 14—28 % $\text{N}_{\text{неорг}}$. За подальшого зростання концентрації кисню до 16 мг/дм³ відносний вміст NH_4^+ , NO_2^- - і NO_3^- -йонів становив відповідно 18, 24 і 58 % $\text{N}_{\text{неорг}}$ (див. рис. 2).

Вміст NH_4^+ у воді озер системи Опечень зазнавав як сезонних, так і просторових змін з глибиною. Так, взимку концентрація цієї форми $\text{N}_{\text{неорг}}$ у поверхневому шарі води була нижчою, ніж біля дна, лише у 1,1—2,2 рази. Водночас, під час прямої температурної та кисневої стратифікації ця різниця зростала в рази (рис. 3).

Зниження концентрації NH_4^+ у поверхневому шарі води зумовлене його асиміляцією вищою водною рослинністю і фітопланктоном під час їхньої вегетації. Водночас, зростання вмісту амонійного азоту у воді придонного горизонту відбувається через його надходження з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню, а також порушення конвективного перемішування водних мас нижче термоклин. Серед досліджуваних озер максимальні концентрації NH_4^+ спостерігались у верхніх трьох — Мінському Луговому і Пташиному (див. рис. 3).

Взимку його концентрація у поверхневому шарі води озер знаходилась у межах 0,706—1,666 мг N/дм³, а навесні, влітку і восени — відповідно 0—0,230, 0,040—0,090 і 0,053—0,654 мг N/дм³ (див. рис. 3). У придонному горизонті води вміст NH_4^+ взимку становив 0,762—3,231 мг N/дм³, а навесні, влітку і восени — 0,209—8,690, 1,136—7,035 і 0,207—

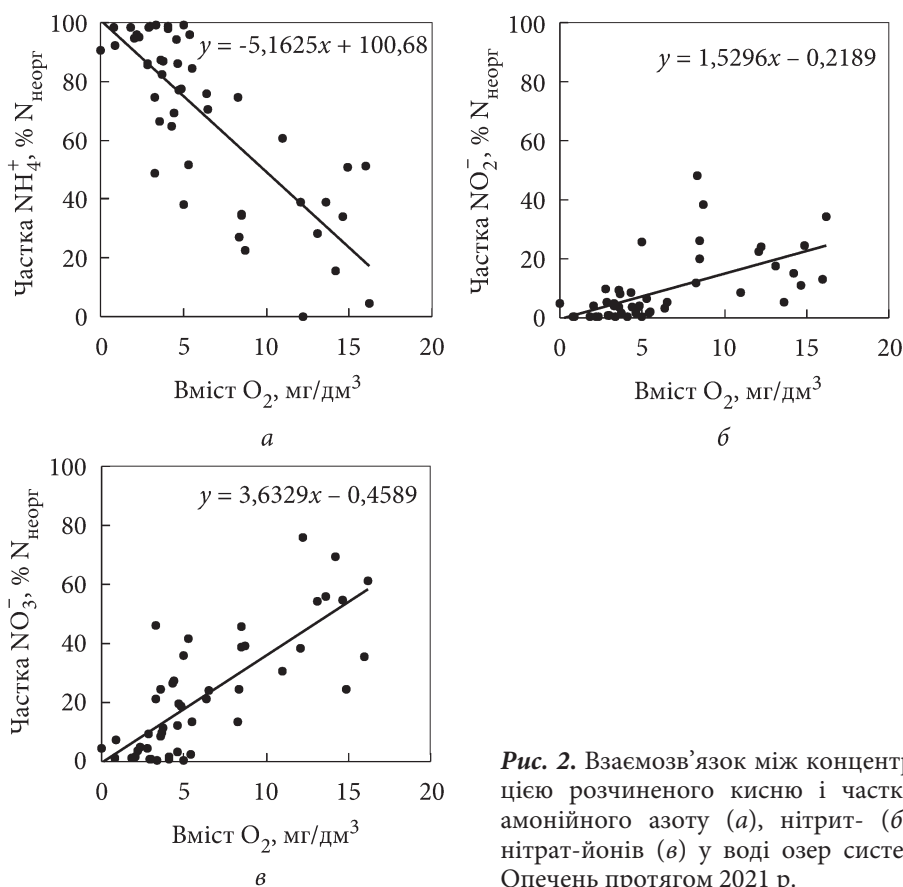


Рис. 2. Взаємозв'язок між концентрацією розчиненого кисню і часткою амонійного азоту (а), нітрит- (б) і нітрат-іонів (в) у воді озер системи Опечень протягом 2021 р.

13,170 мг N/дм³ (див. рис. 3). Концентрація NH₄⁺ у воді р. Сирець протягом досліджуваного періоду змінювалась у межах 0,079—0,524 мг N/дм³, досягаючи максимальних величин взимку. Слід зазначити, що вміст амонійного азоту в сучасних умовах мало відрізняється від його концентрацій, які спостерігались у досліджуваних озерах протягом 2015 р. У той час його вміст також знаходився у широких межах — 0,0—12,8 мг N/дм³ [8]. Іншими дослідниками [21, 31, 51] також виявлено доволі високі концентрації NH₄⁺, з подібними сезонними змінами його вмісту у воді поверхневого шару, як і нами в сучасних умовах. Наприклад, максимальний вміст NH₄⁺ у воді оз. Мінського у 1986 р. становив 2,42 мг N/дм³ [3]. Отже, високі концентрації амонійного азоту у воді озер системи Опечень свідчать про їхнє тривале евтрофування через антропогенний вплив, а в сучасних умовах ситуація не покращується.

Концентрація NO₂⁻ -іонів у воді досліджуваних озер знаходилась у широких межах — від 0,006 до 0,186 мг N/дм³. Найвищі показники вмісту цієї форми N_{неорг} спостерігались у другому-п'ятому озерах взимку (рис. 4).

Високі концентрації NO₂⁻ виявлено навесні та влітку у придонному шарі води оз. Кирилівського, що деякою мірою зумовлено локальним впливом р. Сирець, де вміст нітрит-іонів був переважно високий і коли-

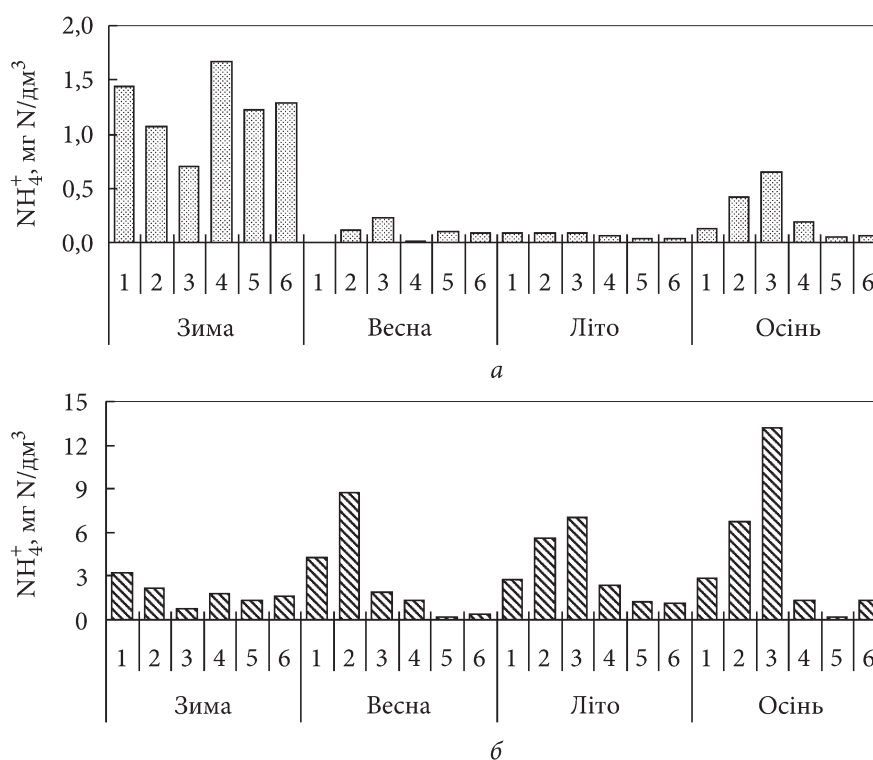


Рис. 3. Сезонні зміни вмісту амонійного азоту у воді поверхневого (а) і придонного (б) горизонтів озер системи Опечень протягом 2021 р.

вався в межах 0,030—0,236 мг N/дм³. В озерах системи Опечень їхня концентрація у більшості випадків перевищувала 0,020 мг N/дм³. У незабруднених водоймах, а також у водоймах рибогосподарського призначення вміст NO_2^- -іонів не повинен перевищувати 0,020 мг N/дм³ [2, 13]. Високі концентрації NO_2^- додатково свідчать про значний антропогенний вплив на зазначені водойми. У попередні роки їхня концентрація також знаходилась у широкому інтервалі величин (0,002—0,102 мг N/дм³) [21, 31, 51].

Вміст NO_3^- -іонів у воді озер Опечень коливався у межах 0,016—0,314 мг N/дм³ (рис. 5). Мінімальні концентрації характерні для літнього періоду, що зумовлено їхнім споживанням рослинними організмами. У цей час їхня концентрація знаходилась у межах 0,016—0,142 мг N/дм³ (див. рис. 5).

Зазвичай, концентрація нітрат-іонів у воді придонного горизонту була нижчою, ніж у поверхневому шарі води. Це зумовлено дефіцитом розчиненого кисню, внаслідок чого NO_3^- -іони відновлюються до NO_2^- -іонів і NH_4^+ як хімічним шляхом, так і за участю денітрифікуючих бактерій. Загалом, зазначені форми азоту зазнають трансформації у водному середовищі внаслідок фізико-хімічних і біохімічних процесів, серед яких важливе місце посідають окисно-відновні реакції, амоніфікація,

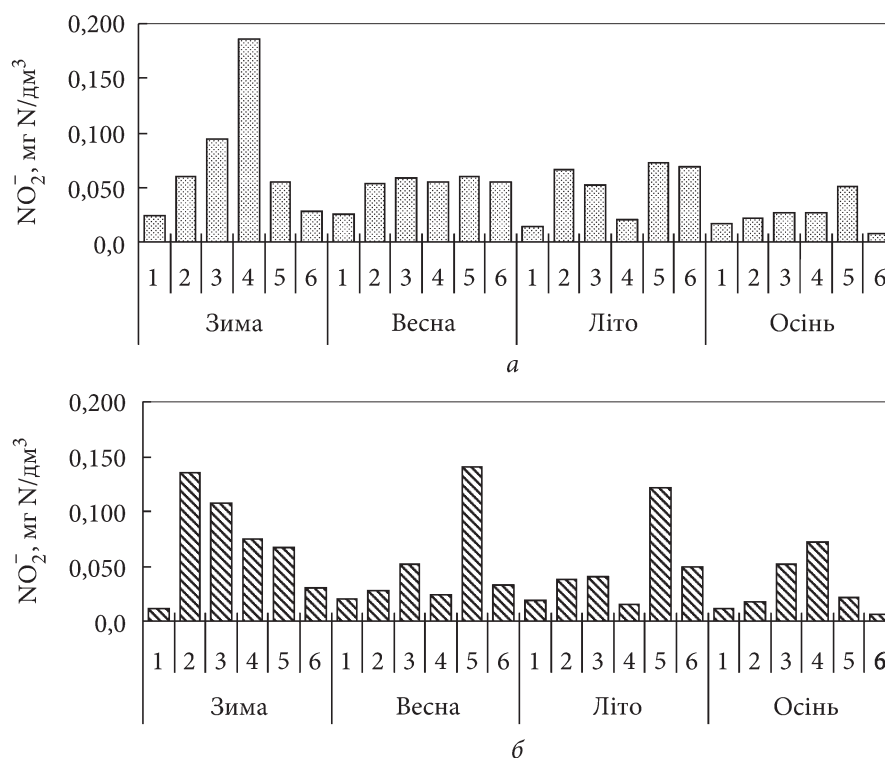


Рис. 4. Сезонні зміни вмісту нітрит-йонів у воді поверхневого (а) і придонного (б) горизонтів озер системи Опечень протягом 2021 р.

нітрифікація, денітрифікація і азотфіксація [4, 18, 25]. У р. Сирець мінімальні величини вмісту нітрат-йонів також спостерігались влітку, а загалом їхня концентрація становила 0,083—0,381 mg N/dm^3 . Раніше вміст нітрат-йонів знаходився у більш широких межах (0,0—2,2 mg N/dm^3), але зазнавав таких самих сезонних змін, як і в сучасних умовах [21, 31, 51].

Концентрація $N_{\text{неорг}}$, як і його амонійної форми, змінювалась сезонно, а також з глибиною. У поверхневому шарі води максимальний його вміст був узимку — 1,088—1,936 mg N/dm^3 , тоді як у інші пори року він становив 0,103—0,864 mg N/dm^3 (рис. 6).

Водночас, у воді придонного горизонту максимальний вміст $N_{\text{неорг}}$, навпаки, спостерігався у весняно-осінній період під час формування прямої температурної стратифікації. Серед озер системи Опечень найбільш забрудненими сполуками неорганічного азоту виявились озера Мінське, Лугове і Пташине (див. рис. 6).

Отже, взимку слід очікувати більш рівномірного розподілу концентрації $N_{\text{неорг}}$ у всій водній товщі, тоді як під час прямої температурної та кисневої стратифікації — її зниження у воді над термокліном та істотне зростання нижче останнього.

Концентрація $P_{\text{неорг}}$ протягом досліджуваного періоду у воді озер системи Опечень знаходилась в межах 0,010—3,121 mg/dm^3 (рис. 7). Якщо

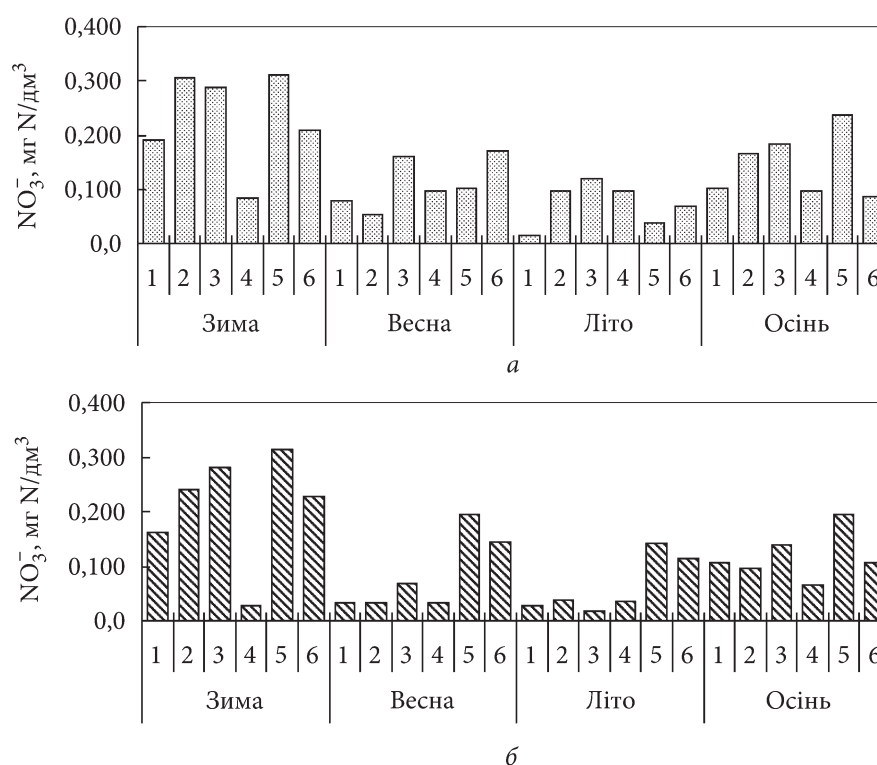


Рис. 5. Сезонні зміни вмісту нітрат-йонів у воді поверхневого (а) і придонного (б) горизонтів озер системи Опечень протягом 2021 р.

взимку його вміст у поверхневому і придонному горизонтах води мало відрізнявся, то під час формування прямої температурної і кисневої стратифікації відмічено істотне зниження його концентрації у поверхневому шарі води за рахунок асиміляції гідробіонтами. Водночас, вміст $P_{\text{неорг}}$ у воді придонного горизонту, навпаки, зростав за рахунок його надходження з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню та формування відновлювальних і проміжних окиснювально-відновлювальних умов, коли величина Eh-потенціалу знаходиться у межах 0—100 мВ (див. рис. 7, 8). Влітку чітко проглядається поступове зростання концентрації NH_4^+ і $P_{\text{неорг}}$ нижче термоклину, який знаходився на глибині 3,5—4 м. Він розділяє водну товщу на дві частини, які відрізняються між собою за хімічним складом, вмістом розчиненого кисню і величинами Eh-потенціалу. Це відбувається за рахунок істотного зниження конвективного перемішування води нижче термоклину, внаслідок чого формуються застійні явища біля дна протягом усього періоду прямої температурної стратифікації. У 2015 р. вміст $P_{\text{неорг}}$ також коливався у широких межах (0,027—2,6 mg/dm^3) [8] та зазнавав подібних просторових і сезонних змін, як це характерно у період проведення наших досліджень у різні пори 2021 р. Восени 2018 р. його концентрація у поверхневому шарі озер становила 0,11—0,22 mg

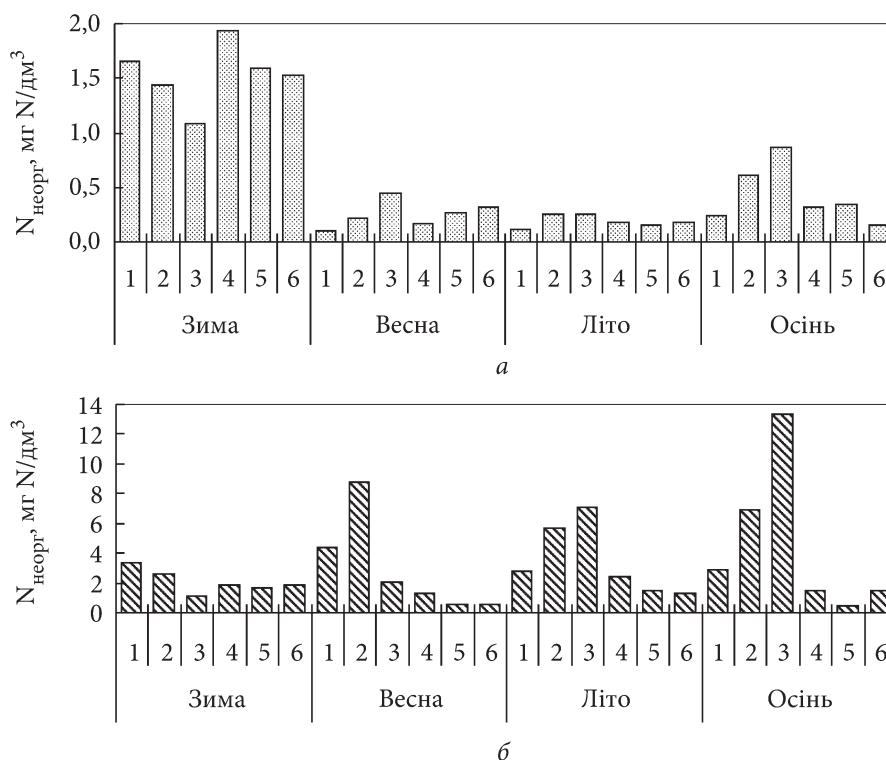


Рис. 6. Сезонні зміни вмісту неорганічного азоту у воді поверхневого (а) і придонного (б) горизонтів озер системи Опечень протягом 2021 р.

P/dm^3 , і лише в оз. Луговому — $1,4 \text{ мг } P/dm^3$ [31]. Однак іншими дослідниками [51] було виявлено невисокі концентрації $P_{неорг}$ ($0,010$ — $0,032 \text{ мг } P/dm^3$), які спостерігались влітку, напевно, у поверхневому шарі води та узгоджуються з результатами наших досліджень для зазначеного горизонту (див. рис. 7).

Сезонні зміни концентрації $N_{неорг}$ і $P_{неорг}$ у воді озер системи Опечень позначились на молярному відношенні $N : P$. Загалом, в озерах відношення $N : P$ змінювалось у межах $1,2$ — $42,1$. За усередненими величинами воно зменшувалось від зими до осені з $16,0$ до $5,7$. Це свідчить про зростання у воді концентрації фосфору відносно азоту та формування сприятливих умов для розвитку синьозелених водоростей [1, 30, 38].

Розчинний силіцій.. Концентрація розчинного силіцію ($Si_{розч}$) у воді озер системи Опечень протягом 2021 р. змінювалась від $0,03$ до $6,4 \text{ мг}/dm^3$ (рис. 9). Найбільша різниця між вмістом $Si_{розч}$ у воді поверхневого і придонного горизонтів спостерігалась навесні, влітку та восени під час формування прямої температурної стратифікації. Мінімальні концентрації $Si_{розч}$ у воді поверхневого шару озер Мінського та Андріївського визначалися навесні. Подібні зміни нами було виявлено у попередні роки [8, 10]. Відомо, що коливання вмісту $Si_{розч}$ протягом року зумовлене, насамперед,

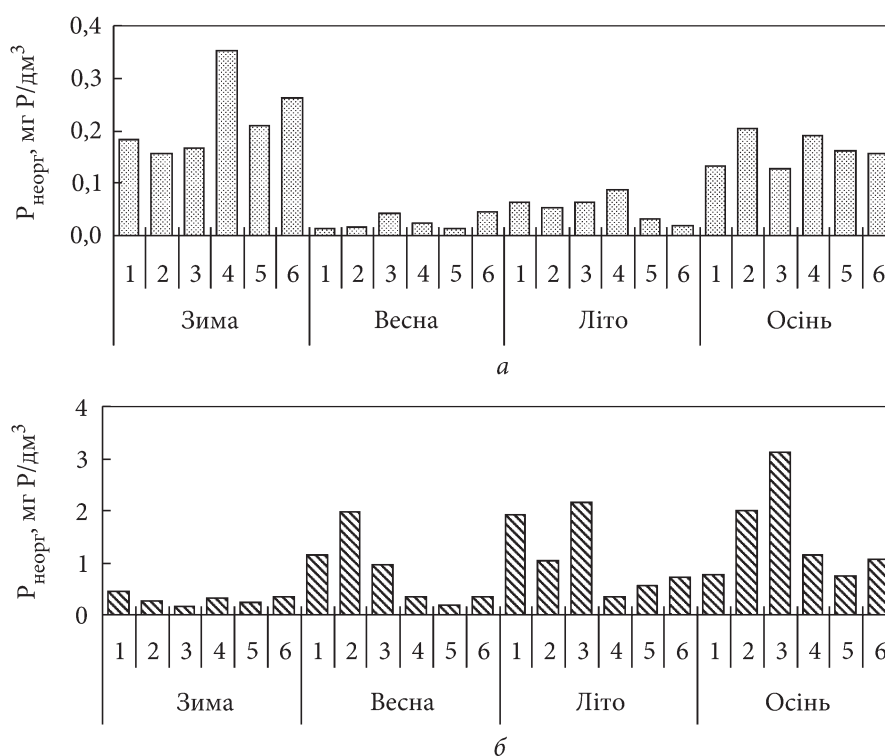


Рис. 7. Сезонні зміни вмісту неорганічного фосфору у воді поверхневого (а) і придонного (б) горизонтів озер системи Опечень протягом 2021 р.

сезонними змінами розвитку фітопланктону, зокрема діатомових водоростей. Зниження вмісту $\text{Si}_{\text{розч}}$ навесні пов'язане з його асиміляцією останніми [59]. Максимальний вміст $\text{Si}_{\text{розч}}$ був характерний для придонного шару води протягом усього року, що пояснюється можливим його надходженням з донних відкладів за дефіциту O_2 та меншим його споживанням біотою (див. рис. 9).

Найбільші величини вмісту $\text{Si}_{\text{розч}}$ протягом року спостерігались в озерах Кирилівському та Йорданському, що зумовлено впливом водної маси р. Сирець. Його концентрація у річці була, зазвичай, вищою, ніж в озерах, і становила 3,9—7,3 мг/дм³. Ймовірно, з цієї причини вміст $\text{Si}_{\text{розч}}$ у воді поверхневого шару озер Кирилівського та Йорданського хоча і дещо знижувався, але не так помітно, як у вище розташованих озерах (див. рис. 9). Гідрохімічний режим озер системи Опечень не зазнав істотних змін за вмістом $\text{Si}_{\text{розч}}$ порівняно з результатами досліджень 2015 р. [8].

Розчинені органічні речовини. Якість води у водоймах урбанізованої території залежить від комплексного впливу природних та антропогенних чинників. Внаслідок надходження стічних та зливових вод хімічний склад води зазнає істотних змін, що, у свою чергу, позначається на просторовій та сезонній динаміці того чи іншого гідрохімічного показника. Особливо це стосується загальної концентрації POP, а також вмісту їхніх

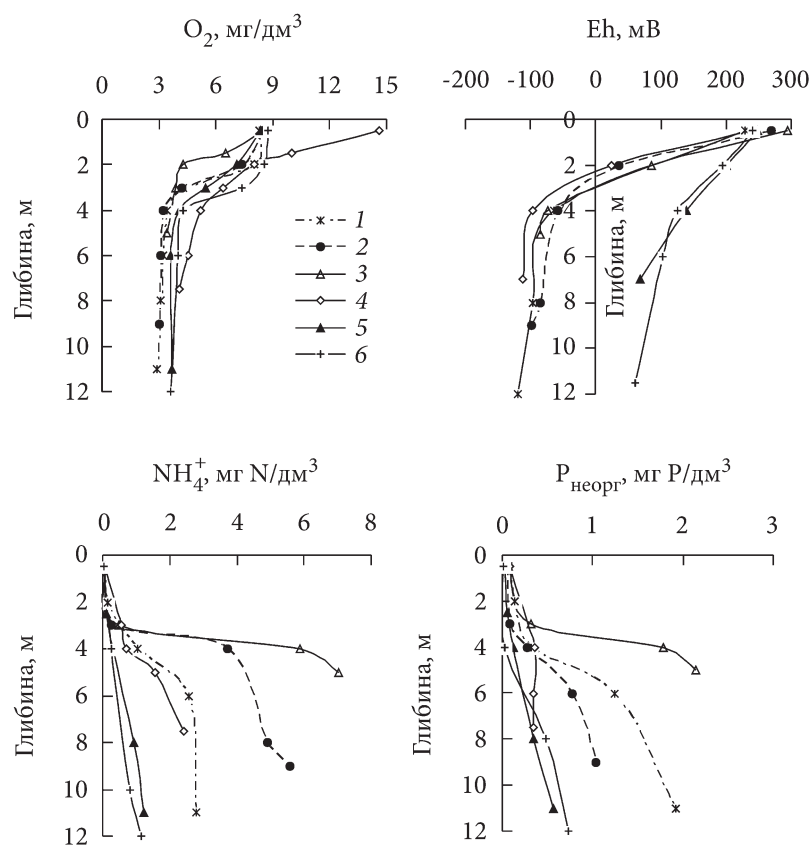


Рис. 8. Зміна концентрації розчиненого кисню, величин Eh-потенціалу, вмісту амонійного азоту і неорганічного фосфору з глибиною в озерах системи Опечень у червні 2021 р.

окремих груп (ГР, БПР і вуглеводи), оскільки за умов антропогенного впливу їхня концентрація завжди зростає. Передусім це стосується органічних речовин-екзометаболітів. Водночас, за величиною концентрації РОР, як і за вмістом сполук $N_{неорг}$ і $P_{неорг}$, можна отримати інформацію щодо ступеня антропогенного впливу на водний об'єкт.

У практиці гідрохімічних досліджень, як правило, застосовують показник ХСК з використанням таких окисників, як перманганат калію ($KMnO_4$) і дихромат калію ($K_2Cr_2O_7$). За першим із них встановлюють вміст легкоокиснюваних органічних сполук, а за другим — загальний вміст РОР як природного, так і антропогенного походження. $ХСК_{Mn}$ переважно відображає наявність у воді автохтонних легкоокиснюваних органічних речовин, до яких відносяться вуглеводи і БПР, а також природні алохтонні ГР, які надходять у водойму внаслідок вимивання з ґрунтового покриву [6]. Наші дослідження були спрямовані як на визначення $ХСК_{Mn}$ та $ХСК_{Cr}$, так і на розділення та детектування окремих груп РОР (ГР, вуглеводи і БПР).

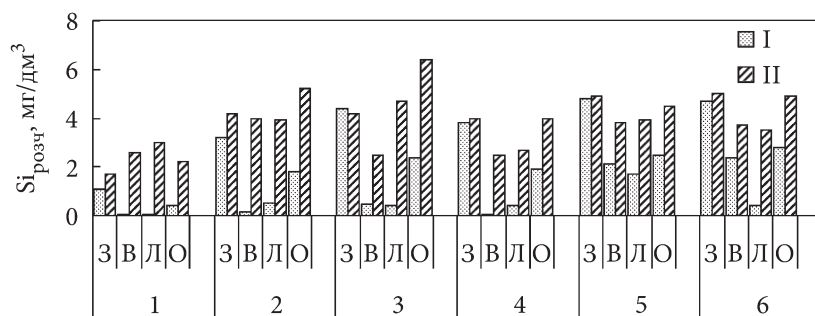


Рис. 9. Сезонні зміни вмісту розчинного силіцію ($Si_{розч}$) у воді озер системи Опечень протягом 2021 р.

Величини XSK_{Mn} протягом досліджуваного періоду у воді озер системи Опечень знаходились у межах 5,2—17,9 мг О/дм³ (поверхневий шар) і 4,8—22,4 мг О/дм³ (придонний шар) (табл. 1). У 2002 р. для оз. Кирилівського цей показник взимку та навесні становив 4,2—6,2 мг О/дм³ [21]. Протягом 2015 р. величини XSK_{Mn} в озерах системи Опечень досягали 7,7—18,3 і 6,8—22,4 мг О/дм³ відповідно у воді поверхневого і придонного горизонтів [8]. За величинами XSK_{Mn} встановлено, що найнижчий вміст легкоокиснюваних РОР спостерігався взимку, а їхній максимальний вміст був характерний для літнього періоду, коли зростає концентрація екзометаболітів під час інтенсивного розвитку гідробіонтів та «цвітіння» води. Слід зазначити, що сезонні зміни XSK_{Mn} суттєво не відрізняються від таких, які спостерігаються у більшості раніше досліджених нами поверхневих водних об'єктів [16, 17, 48, 57]. Взимку та влітку величини XSK_{Mn} у придонному шарі води були дещо вищими, ніж у поверхневому горизонті, що пов'язано, вірогідно, з інтенсифікацією надходження легкоокиснюваних РОР з донних відкладів під час формування дефіциту розчиненого кисню. Водночас, зростання їхньої концентрації у поверхневому шарі води навесні та восени зумовлене, напевно, розвитком водоростей і надходженням зливових вод під час танення снігу в першому випадку та розкладанням фітопланктону — у другому випадку. Серед досліджуваних озер найвищі величини XSK_{Mn} були характерними для озер Мінського, Лугового і Пташиного, а найнижчі — для оз. Йорданського (див. табл. 1). У р. Сирець величини XSK_{Mn} коливались у межах 6,0—17,2 мг О/дм³, досягаючи максимуму влітку, а їхні сезонні зміни були подібні до тих, що відбуваються в озерах системи Опечень.

Величини XSK_{Cr} також зазнавали сезонних і просторових змін та знаходились у межах 16,2—56,2 мг О/дм³ і 13,0—45,5 мг О/дм³ відповідно у воді поверхневого і придонного шарів (див. табл. 1). У попередні роки цей показник також змінювався у широкому інтервалі величин, а саме: у 2018 р. — 42,2—84,8 мг О/дм³, у 2015 р. — 15,2—31,4 мг О/дм³, а в оз. Кирилівському у 2002 р. — 44,7—46,9 мг О/дм³ [8, 21, 31]. У сезонному а-

пекті помітним було зростання величин зазначеного показника від зими до осені. Якщо брати до уваги просторові зміни, то високі значення ХСК_{Cr} постійно спостерігались у воді верхніх трьох озер (Мінське, Лугове, Пташине), тоді як у воді озер Кирилівського і Йорданського вони були значно нижчими (див. табл. 1).

Частка легкоокиснюваних РОР у воді верхніх трьох озер системи Опечень становила 15,8—52,8 і 28,4—55,3 % загального вмісту РОР відповідно у поверхневому і придонному горизонтах. В озерах Андріївському, Кирилівському і Йорданському їхня частка була значно вищою і становила відповідно 29,1—71,3 і 30,8—81,6 %. При цьому максимальна частка легкоокиснюваних РОР у досліджуваних озерах спостерігалась влітку за рахунок зростання концентрації екзометаболітів вуглеводної і білкової природи, концентрацію яких наведено в таблиці 2. Максимальні величини ХСК_{Cr} та незначна частка легкоокиснюваних органічних сполук у складі РОР у таких випадках свідчать про домінування у воді важкоокиснюваних органічних речовин, які надходять як з площі водозбору, так і через систему колекторів зі стічними та зливовими водами. Зростання величин ХСК_{Cr} у придонному шарі води деяких озер влітку і восени можна пояснити додатковим надходженням накопичених органічних сполук, у тому числі нафтопродуктів, з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню [31].

Протягом періоду дослідження величини ХСК_{Cr} для води р. Сирець, яка приймає стічні води низки промислових підприємств, завжди перевищували величини цього ж показника в оз. Кирилівському та знаходились у межах 22,2—47,7 мг О/дм³. Отже, р. Сирець слід розглядати як одне з джерел забруднення зазначеного озера РОР антропогенного походження.

Розглядаючи вміст окремих груп РОР, а саме ГР, вуглеводів і БПР у поверхневому шарі води досліджуваних озер, слід зазначити, що концентрація ГР в них коливалась у межах 4,6—8,0 мг/дм³ та досягала максимальних величин восени, напевно, за рахунок утворення «планктонного» гумусу. Такі сезонні зміни нами було виявлено раніше і в інших водних об'єктах з уповільненим водообміном [7, 42]. У воді озер Вербного та Райдужного, які розташовані неподалік і також відносяться до заплавної водойми, вміст ГР був значно нижчий, але вирізнявся більш чіткою сезонною динамікою [17, 48]. Зазначені озера також зазнають значного антропогенного впливу, але вони позбавлені такої великої системи зливних колекторів. Саме з цієї причини вплив природних метеорологічних чинників на перебіг продукційно-деструкційних процесів у них був більш помітним, ніж в озерах системи Опечень.

Сезонні зміни вмісту вуглеводів і БПР, зазвичай, відповідають динаміці вмісту легкоокиснюваних РОР [15, 47]. Найвищі концентрації цих сполук спостерігали влітку (відповідно 2,85—5,43 і 0,71—1,09 мг/дм³), найнижчі — взимку (відповідно 0,66—1,71 і 0,26—0,39 мг/дм³, див. табл. 2). Подібні сезонні зміни концентрації вуглеводів і БПР спостерігались раніше і в інших водоймах з уповільненим водообміном, що пов'язано з

Таблиця 1
Величини ХСК_{Мн} і ХСК_{Cr} (мг О/дм³) та С_{орг} (мг/дм³) у поверхневому і придонному горизонताх води озер системи Опечень протягом 2021 р.

Озера	Показники	Зима	Весна	Літо	Осінь
Мінське	ХСК _{Мн}	6,6	13,8	16,6	15,6
		9,0	12,8	17,3	12,9
	ХСК _{Cr}	35,2	51,2	39,5	47,8
		21,2	30,2	31,3	45,5
	С _{орг}	13,2	19,2	14,8	17,9
		7,9	11,3	11,7	17,1
Лугове	ХСК _{Мн}	6,9	13,1	17,9	13,4
		8,4	12,2	18,6	12,3
	ХСК _{Cr}	35,5	29,7	41,9	31,1
		15,7	26,6	33,7	27,2
	С _{орг}	13,3	11,1	15,7	11,7
		5,9	10,0	12,6	10,2
Пташине	ХСК _{Мн}	6,0	15,0	17,7	14,3
		7,6	12,2	18,6	14,1
	ХСК _{Cr}	37,9	56,2	39,9	27,1
		17,8	36,5	41,2	36,9
	С _{орг}	14,2	21,1	15,0	10,2
		6,7	13,7	15,4	13,8
Андріївське	ХСК _{Мн}	8,4	13,4	16,0	11,2
		7,2	11,5	22,4	11,0
	ХСК _{Cr}	28,8	29,8	24,0	28,3
		17,1	26,0	28,8	31,1
	С _{орг}	10,8	11,2	9,0	10,6
		6,4	9,7	10,8	11,7
Кирилівське	ХСК _{Мн}	5,4	13,5	15,4	11,7
		4,8	11,7	18,6	9,8
	ХСК _{Cr}	18,5	22,7	21,6	29,3
		15,4	16,7	26,4	31,8
	С _{орг}	7,0	8,5	8,1	11,0
		5,8	6,3	9,9	11,9
Йорданське	ХСК _{Мн}	5,2	11,8	14,1	10,7
		6,0	10,6	16,6	9,2
	ХСК _{Cr}	16,2	18,3	20,6	16,3
		14,0	13,0	21,2	16,0
	С _{орг}	6,1	6,9	7,7	6,1
		5,2	4,9	8,0	6,0

П р и м і т к а. Поверхневий шар – над рисою, придонний шар – під рисою.

Таблиця 2

Сезонна динаміка вмісту та частки окремих груп РОР у воді поверхневого горизонту озер системи Опечень протягом 2021 р.

Озера	РОР	Пори року							
		Зима		Весна		Літо		Осінь	
		Концентрація та частка кожної з груп органічних речовин							
		мг/дм ³	% C _{орг}	мг/дм ³	% C _{орг}	мг/дм ³	% C _{орг}	мг/дм ³	% C _{орг}
Мінське	ГР	7,30	27,7	5,00	13,0	4,80	16,2	8,00	22,3
	В	1,33	5,0	3,15	8,2	5,14	17,4	4,67	13,0
	БПР	0,33	1,3	0,67	1,7	0,98	3,3	0,82	2,3
	Інші	×	66,0	×	77,0	×	63,1	×	62,4
Лугове	ГР	5,20	19,5	5,10	22,9	6,10	19,4	7,50	32,1
	В	1,42	5,3	3,36	15,1	5,43	17,3	3,75	16,1
	БПР	0,39	1,5	0,64	2,9	1,04	3,3	0,68	2,9
	Інші	×	73,7	×	59,2	×	60,0	×	48,9
Пташине	ГР	5,60	19,7	4,60	10,9	5,80	19,4	7,60	37,4
	В	1,71	6,0	3,57	8,5	3,43	11,4	4,12	20,3
	БПР	0,27	0,9	0,73	1,7	1,09	3,6	0,73	3,6
	Інші	×	73,3	×	78,9	×	65,6	×	38,7
Андріївське	ГР	5,60	26,0	4,60	20,6	6,00	33,3	7,00	32,9
	В	1,42	6,6	2,28	10,2	3,28	18,2	3,02	14,2
	БПР	0,26	1,2	0,65	2,9	1,04	5,8	0,64	3,0
	Інші	×	66,3	×	66,3	×	42,7	×	49,8
Кирилівське	ГР	6,10	43,9	4,70	27,6	6,00	37,0	6,10	27,7
	В	0,86	6,2	2,71	15,9	3,14	19,4	3,50	15,9
	БПР	0,30	2,2	0,57	3,3	0,76	4,7	0,70	3,2
	Інші	×	47,8	×	53,2	×	38,9	×	53,2
Йорданське	ГР	5,90	48,6	5,10	37,2	5,60	36,2	7,10	58,1
	В	0,66	5,4	2,61	19,0	2,85	18,4	2,75	22,5
	БПР	0,26	2,1	0,53	3,9	0,71	4,6	0,59	4,8
	Інші	×	43,8	×	39,9	×	40,7	×	14,5

Примітка. % C_{орг} означає, що частку кожної з груп органічних речовин виражено у % до загального вмісту карбону органічних сполук. Частку інших груп РОР вираховували за різницею між загальним вмістом C_{орг} і його вмістом у складі ГР, вуглеводів (В) і БПР. × — органічні речовини, які не досліджувались.

їхнім надходженням у воду під час вегетації фітопланктону і вищої водної рослинності [7, 11, 12, 40, 41]. При цьому їхня концентрація зменшувалась вниз за течією від оз. Мінського до оз. Йорданського. З цієї причини оз. Йорданське слід вважати найменш забрудненим у каскаді досліджуваних озер. Зменшення забруднення води вниз за течією підтверджується не лише зниженням вмісту $C_{\text{орг}}$ (див. табл. 1), але також і розрахованої частки інших груп РОР, які нами не досліджувались (див. табл. 2).

У верхніх трьох озерах частка інших груп РОР, не ідентифікованих нами, взимку становила 66,0—73,7 % $C_{\text{орг}}$, а в нижніх трьох вона вже знижувалась з 66,3 до 43,8 % $C_{\text{орг}}$. Подібна ситуація спостерігалась і в інші пори року, а восени майже для всіх озер був характерний найнижчий відносний вміст зазначених груп РОР. В оз. Мінському їхня частка досягла 62,4 % $C_{\text{орг}}$ і надалі знижувалась, а в оз. Йорданському вона становила лише 14,5 % $C_{\text{орг}}$ (див. табл. 2). При порівнянні з результатами досліджень 2015 р. стає зрозумілим, що частка інших груп органічних сполук у загальному балансі РОР збільшилась. Якщо у 2015 р. вона становила 31—36 % [8], то в період досліджень 2021 р. в середньому змінювалась у межах 44,5—62,4 % $C_{\text{орг}}$.

Отримані результати досліджень щодо зростання частки інших груп РОР добре узгоджуються з літературними даними стосовно високих концентрацій у воді і донних відкладах досліджуваних озер таких специфічних органічних речовин токсичної дії, як нафтопродукти. У 2018 р. їхній найвищий вміст спостерігався у воді оз. Лугового і корелявав з максимальними величинами $X_{\text{СКс}}$. У воді нижче розташованих озер величини цих показників суттєво знижувались [31]. Окрім нафтопродуктів, до зазначених водних об'єктів можуть надходити значні кількості синтетичних поверхнево-активних речовин, а можливо й інших органічних сполук. Тому цілком очевидним стає, що забруднення води озер системи Опечень органічними речовинами антропогенного походження може зростати.

Висновки

Евтрофування поверхневих водних об'єктів — актуальна проблема сьогодення. В сучасних умовах важко знайти водний об'єкт, який би не зазнав антропогенного впливу. Це, зокрема, стосується водойм і водотоків у межах урбанізованих територій. Саме до таких водних об'єктів відносяться озера системи Опечень (м. Київ). Ці озера зазнають забруднення сполуками неорганічного азоту і фосфору та органічними речовинами за рахунок їхнього надходження з поверхневим стоком через систему зливних колекторів, а також внаслідок дифузії з донних відкладів до водного середовища за дефіциту розчиненого кисню і формування анаеробних умов у придонному горизонті.

Співвідношення неорганічних форм азоту у воді досліджуваних озер змінюється залежно від вмісту розчиненого кисню, про що свідчить наявність кореляційного зв'язку між його концентрацією і відносним вмістом амонійного азоту, нітрит- і нітрат-іонів. Коефіцієнт кореляції між

цими показниками при рівні значущості 0,01 становив відповідно -0,79, 0,60 і 0,78. Отже, за дефіциту розчиненого кисню ≤ 4 мг/дм³ частка амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів становила відповідно ≥ 80 , ≤ 6 і ≥ 14 % $N_{\text{неорг}}$. При подальшому зростанні вмісту розчиненого кисню частка амонійного азоту поступово зменшувалась, а нітрит- і нітрат-йонів, навпаки, зростала. За концентрації розчиненого кисню 16 мг/дм³ їхній відносний вміст вже становив 18, 24 і 58 % $N_{\text{неорг}}$.

При формуванні зворотної і прямої температурної стратифікації відповідно взимку та з весни до осені спостерігалась різниця за вмістом неорганічного азоту та його різних форм, а також неорганічного фосфору у воді поверхневого і придонного шарів. Взимку їхня концентрація біля дна була у 2,5 раза вищою, ніж у поверхневому шарі. Під час прямої температурної стратифікації ця різниця була в рази більша. За температурної стратифікації водного середовища відмічено суттєве зростання концентрації амонійного азоту і неорганічного фосфору нижче термокліну. Зниження вмісту сполук неорганічного азоту і фосфору у воді поверхневого шару було зумовлено їхньою асиміляцією фітопланктоном і вищою водною рослинністю з весни до осені, а зростання їхньої концентрації біля дна відбувається за рахунок надходження з донних відкладів за дефіциту розчиненого кисню і формування відновлювальних умов. За середніми величинами молярне відношення N:P зменшується від зими до осені в межах 16,0—5,7, що вказує на зростання у воді концентрації фосфору відносно азоту та формування сприятливих умови для розвитку синьо-зелених водоростей. Порівняно з попередніми роками досліджень вміст зазначених біогенних сполук майже не зазнав змін і залишається на високому рівні. У досліджуваних озерах концентрація амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів у воді поверхневого та придонного шарів знаходилась в межах 0—1,666, 0,008—0,186 і 0,016—0,311 мг N/дм³ та 0,207—13,170, 0,006—0,141 і 0,018—0,314 мг N/дм³. Вміст неорганічного азоту і фосфору в зазначених шарах становив відповідно 0,103—1,936 мг N/дм³ і 0,012—0,353 мг P/дм³ та 0,424—13,362 мг N/дм³ і 0,159—3,121 мг P/дм³. Озера Мінське, Лугове і Пташине виявились найбільш забрудненими серед досліджуваних озер за вмістом сполук неорганічного азоту і фосфору. Концентрація розчинного силіцію коливалась у межах 0,03—6,4 мг/дм³, досягаючи максимальних величин біля дна. Навесні його вміст у поверхневому шарі води знижується через асиміляцію діатомовими водоростями.

Загальний вміст РОР, вміст легкоокиснюваних РОР, а також вміст гумусових речовин, вуглеводів, білковоподібних речовин та інших РОР зазнає сезонно-просторових змін. Величини ХСК_{мн}, які опосередковано вказують на вміст легкоокиснюваних РОР, у воді досліджуваних озер знаходились у межах 5,2—17,9 мг O/дм³ і 4,8—22,4 мг O/дм³ відповідно у поверхневому і придонному шарах, досягаючи максимуму влітку за рахунок зростання концентрації екзометаболітів вуглеводної і білкової природи. Частка легкоокиснюваних РОР у воді верхніх трьох озер системи Опечень становила 15,8—55,3 %, а в озерах Андріївському, Кирилівському і Йорданському вона була значно вищою і знаходилась у межах 29,1—

81,6 % загального вмісту РОР. Величини ХСК_{Сг}, що характеризують загальний вміст РОР, знаходились у межах 16,2—56,2 мг О/дм³ і 13,0—45,5 мг О/дм³ відповідно у воді поверхневого і придонного горизонтів. Загальний вміст РОР зростає від зими до осені. Озера Мінське, Лугове і Пташине виявились найбільш забрудненими серед досліджуваних озер як легкоокислюваними органічними сполуками, так і загалом РОР. Концентрація ГР в озерах коливалась у межах 4,6—8,0 мг/дм³, досягаючи максимальних величин восени. Вміст вуглеводів і білковоподібних речовин знаходився у межах 0,66—5,43 і 0,26—1,09 мг/дм³, а максимальні величини були характерними для літньої пори року. Встановлено, що в сучасних умовах частка інших груп РОР, які нами не досліджувались, в середньому змінюється у межах 44,5—62,4 %, тоді як у 2015 р. вона становила 31—36 % С_{орг}. Отже, не виключено, що це можуть бути органічні сполуки антропогенного походження, яким у майбутньому варто приділити більше уваги.

В цілому ж варто зазначити, що отримані результати проведених нами досліджень свідчать про значний антропогенний вплив на озера системи Опечень як у минулому, так і в сучасних умовах. Зазначена система озер потребує значних зусиль з проведення їхнього «оздоровлення». Передусім воно повинно передбачати розробку низки заходів з недопущення потрапляння до озер неочищених стічних вод, як поверхневих зливових, так і промислових та комунально-побутових. Необхідне вилучення донних відкладів задля зниження вторинного забруднення води сполуками неорганічного азоту і фосфору. Важливим було б також проведення робіт з насичення води озер киснем, тобто встановлення на них штучних аераторів.

Список використаної літератури

1. Алекин О.А., Драбкова В.Г., Коплан-Дикс И.С. Проблема эвтрофирования континентальных вод. *Антропогенное эвтрофирование природных вод: Мат-лы III Всесоюз. симп.* (сентябрь, 1983). Москва — Черноголовка, 1985. С. 25—34.
2. Алтунин В.С., Белавцева Т.М. Контроль качества воды: справочник. Москва : Колос, 1993. 367 с.
3. Афанасьев С.А., Колесник М.П., Давиденко Т.В. и др. Санитарно-гидробиологическое состояние озер и заливов жилого массива Оболонь г. Киева. *Гидроэкологические проблемы внутренних водоемов Украины*. Киев : Наук. думка, 1991. С. 98—109.
4. Глазовская М.А., Добровольская Н.Г. Геохимические функции микроорганизмов. Москва : Изд-во Моск. гос. ун-та, 1984. 152 с.
5. Дебейко Е.В., Рябов А.К., Набиванец Б.И. Прямое фотометрическое определение растворимых белков в природных водах. *Гидробиол. журн.* 1973. Т. 9, № 6. С. 109—113.
6. Зобкова М.В., Ефремова Т.А., Лозовик П.А., Сабылина А.В. Органическое вещество и его компоненты в поверхностных водах гумидной зоны. *Усп. совр. естествознания*. 2015. № 12. С. 115—120.
7. Екологічний стан водних об'єктів урбанізованих територій. Китаївські ставки / П.М. Линник, В.А. Жежеря, С.В. Батог та ін. Київ : Ін-т гідробіології НАН України, 2015. 76 с.
8. Линник П.М., Жежеря В.А., Жежеря Т.П. та ін. Гідрохімічний режим озер системи Опечень (м. Київ). *Наук. праці УкрГМІ*. Вип. 269. Київ : Ніка-Центр, 2016. С. 59—69.

9. Линник П.М., Жежеря В.А. Особенности динамики окремих елементів гідрохімічного режиму малих водойм урбанізованої території: кисневий режим та мінералізація води. *Гідробіол. журн.* 2022. Т. 58, № 2. С. 99—116.
10. Линник П.М., Жежеря Т.П. Особенности міграції та розподілу силіцію між різними формами знаходження у поверхневих водних об'єктах різного типу. *Наук. пр. УкрНДДГМІ.* Вип. 264. Київ : Ніка-Центр, 2013. С. 24—33.
11. Линник П.Н., Жежеря В.А., Жежеря Т.П. Миграция химических элементов в системе «донные отложения — вода» поверхностных водоемов при воздействии различных факторов среды. *Экологическая химия.* 2016. Т. 25, № 4. С. 223—241.
12. Линник П.Н., Жежеря В.А., Линник Р.П. Роль нейтральной фракции растворенных органических веществ в миграции металлов в поверхностных водах: I. Содержание и источники углеводов в разнотипных водных объектах. *Там же.* 2017. Т. 26, № 4. С. 214—222.
13. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. Київ : Символ-Т, 1998. 28 с.
14. Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Аналітична хімія поверхневих вод. Київ : Наук. думка, 2007. 456 с.
15. Осипенко В.П. Молекулярно-масовий розподіл вуглеводів і білковоподібних речовин у поверхневих водах. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія.* 2013. № 1 (28). С. 98—103.
16. Осипенко В.П., Васильчук Т.О., Євтух Т.В. Сезонна динаміка вмісту основних груп органічних речовин у різних водних об'єктах. *Там же.* 2012. № 1 (26). С. 134—140.
17. Осипенко В.П., Морозова А.О. Внутрішньорічна динаміка вмісту органічних та біогенних речовин у воді озера Вербного (м. Київ). *Там же.* 2020. № 1 (53). С. 41—47.
18. Процеси формування хімічного складу поверхневих вод / В.І. Осадчий та ін. — Київ : Ніка-Центр, 2013. 240 с.
19. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / под ред. А.Д. Семенова. Ленинград : Гидрометеиздат, 1977. 542 с.
20. Рябов А.К., Сиренко Л.А. Искусственная аэрация природных вод. Киев : Наук. думка, 1982. 204 с.
21. Ситник Ю.М., Івашкевич К.О., Князева Є.С., Лапшова С.О. Гідрохімічний режим деяких водойм міської зони Києва взимку та навесні 2002 р. *Екологічний стан водойм м. Києва.* Київ : Фітосоціоцентр, 2005. С. 13—29.
22. Скопинцев Б.А. Взвешенное и растворенное органическое вещество в природных водах по экспериментальным данным и натурным наблюдениям. *Микробиологические и химические процессы деструкции органического вещества в водоемах.* Ленинград : Наука, 1979. С. 236—256.
23. Хендерсон-Селлерс Б, Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования (перевод с англ. яз). Ленинград : Гидрометеиздат, 1990. 280 с.
24. Bulgakov N.G., Levich A.P. The nitrogen: phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. *Archiv für Hydrobiologie.* 1999. Vol. 146, N 1. P. 3—22.
25. Camargo J.A., Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environ. Int.* 2006. Vol. 32. P. 831—849.
26. Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 1998. Vol. 8, N 3. P. 559—568.
27. Denny P. Implementation constructed wetlands in developing countries. *Wat. Sci. Tech.* 1997. Vol. 35, N 5. P. 27—34.
28. Ehrenfeld J.G. Evaluating wetlands within an urban context. *Ecol. Eng.* 2000. Vol. 15. P. 253—265.

29. Gakstatter J.H., Bartsch A.F., Callahan C.A. The impact of broadly applied effluent phosphorus standards on eutrophication control. *Water Resour. Res.* 1978. Vol. 14, N 6. P. 1155—1158.
30. Gołdyn R., Podsiadłowski S., Kowalczywska-Madura K. et al. Functioning of the Lake Rusałka ecosystem in Poznań (western Poland). *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 2010. Vol. 39, N 3. P. 65—80.
31. Goncharova M.T., Kipnis L.S., Konovets I.M. et al. Ecological assessment of water and sediments quality of the Opechen lakes system (Kyiv). *Hydrobiol. J.* 2020. Vol. 56, N 4. P. 71—83.
32. Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E. et al. Global change and the ecology of cities. *Science.* 2008. Vol. 319. P. 756—760.
33. Havens K.E., Steinman A.D. Aquatic systems. *Soil amendments: Impacts on biotic systems.* Lewis, Boca Raton, Florida, USA, 1995. P. 121—151.
34. Healy A., Cawley M. Nutrient processing capacity of a constructed wetland in Western Ireland. *J. Environ. Quality.* 2002. Vol. 31. P. 1739—1747.
35. Heathwaite A.L., Johnes P.J., Peters N.E. Trends in nutrients. *Hydrolog. Processes.* 1996. Vol. 10. P. 263—293.
36. Ibelings B.W., Portielje R., Lammens E.H.R.R. et al. Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems.* 2007. Vol. 10. P. 4—16.
37. Juwarker A.S., Oke B., Juwarker A., Patnaik S.M. Domestic wastewater treatment through constructed wetland in India. *Wat. Sci. Tech.* 1995. Vol. 32, N 3. P. 291—294.
38. Kim H.S., Hwang S.J., Shin J.K. et al. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir. *Eutrophication of Shallow Lakes with Special Reference to Lake Taihu, China.* 2007. Vol. 194. P. 255—267.
39. Krot Yu.G. The Use of higher aquatic plants in biotechnologies of surface water and wastewater treatment. *Hydrobiol. J.* 2006. Vol. 42, N 3. P. 44—55.
40. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S. Dissolved carbohydrates in the surface water bodies of Ukraine. *Ibid.* 2014. Vol. 50, N 6. P. 87—107.
41. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S. Dissolved protein-like substances in surface water bodies of various types. *Ibid.* 2015. Vol. 51, N 2. P. 85—104.
42. Linnik P.N., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P., Zhezherya V.A. Humic substances in surface waters of the Ukraine. *Russ. J. Gen. Chem.* 2013. Vol. 83, N 13. P. 2715—2730.
43. Lowry O.H., Rosbraigh N. J., Farr G.A., Randall R.I. Protein measurement with the folinphenol reagents. *J. Biol. Chem.* 1951. Vol. 193, N 1—2. P. 265—268.
44. Malmqvist B., Rundle S. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environ. Conserv.* 2002. Vol. 29, P. 134—153.
45. McKinney M.L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 2006. Vol. 127, P. 247—260.
46. Newman A. Water pollution point sources still significant in urban areas. *Environ. Sci. Technol.* 1995. Vol. 29, N 3. P. 114.
47. Osipenko V.P. Seasonal and spatial changes in the content and molecular mass distribution of carbohydrates in the surface water. *Hydrobiol. J.* 2014. Vol. 50, N 5. P. 89—98.
48. Osypenko V.P., Yevtukh T.V. Peculiarities of the distribution of dissolved organic matter in water bodies of urban territories. *Ibid.* 2018. Vol. 54, N 5. P. 81—94.
49. Paul M.J., Meyer J.L. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2001. Vol. 32. P. 333—365.
50. Rathore S.S., Chandravanshi P., Chandravanshi A., Jaiswal K. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on aquatic ecosystem. *IOSR J. Agri. Veter. Sci.* 2016. Vol. 9, N 3. P. 89—96.
51. Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Kharchenko G.V., Gorbunova Z.N. Phytoepiphyton of megalopolis lakes under conditions of anthropogenic influence. *Hydrobiol. J.* 2021. Vol. 57, N 4. P. 48—63.

52. Sobczyński T. The effects of abiotic conditions on release of biogenic substances from bottom sediments. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 2009. Vol. 38, N 1. P. 45—53.
53. Trotter A., George C., Drillet G., Lauro F.M. Aquaculture in coastal urbanized areas: A comparative review of the challenges posed by Harmful Algal Blooms. *Environ. Sci. Technol.* 2022. Vol. 52, N 16. P. 2888—2929.
54. Vermonden K., Leuven R.S.E.W., van der Velde G. et al. Urban drainage systems: an undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. *Biol. Conserv.* 2009. Vol. 142. P. 1105—1115.
55. Vyshnevskiy V.I., Zhezherya V.A., Nezbryska I.M., Bilous O.P. The impact of aeration on ecological state of lake Telbyn in Kyiv. *J. Geol. Geograph. Geoecology.* 2021. Vol. 30, N 1. P. 179—189.
56. Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W. et al. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 2005. Vol. 24, N 3. P. 706—723.
57. Wojcik W., Osypenko V.P., Osypenko V.V. et al. Hydroecological investigations of water objects located on urban areas. *Environmental Engineering V.* Taylor&Francis Group, London : CRC Press, 2017. P. 155—160.
58. Zhezherya V.A., Linnik P.N., Belous Ye.P. Improvement in the hydrochemical regime of small urban water bodies under conditions of artificial aeration (on the example of Lake Telbin). *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 4. P. 94—110.
59. Zhezherya T.P., Zadorozhnaya A.M., Linnik P.N. The content and forms of silicon occurrence in the water of the Kanev Reservoir and their dependence on phytoplankton development. *Ibid.* 2014. Vol. 50, N 4. P. 100—109.

Надійшла 18.04.2022

V.A. Zhezherya, PhD (Geogr.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 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,
Geroyiv Stalingrada prosp., 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,
Geroyiv Stalingrada prosp., 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,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: vosypenko@ukr.net

T.V. Yevtuch, Chief Engineer,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Geroyiv Stalingrada prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine

PECULIARITIES OF DYNAMICS OF CERTAIN ELEMENTS OF THE HYDROCHEMICAL REGIME OF SMALL WATERBODIES OF URBANIZED TERRITORY: BIOGENIC AND ORGANIC SUBSTANCES

The results of the study of the spatiotemporal dynamics of inorganic forms of nitrogen (NH_4^+ , NO_2^- and NO_3^-), inorganic phosphorus, silicon and dissolved organic matter (DOM) in the water of the Opechen' lakes are discussed. The concentration of dissolved oxygen significantly affected the ratio of inorganic forms of nitrogen. The correlation coefficient between the content of dissolved oxygen and the share of ammonium nitrogen, nit-

rite and nitrate ions at a significance level of 0,01 was -0,79, 0,60 and 0,78, respectively. At the dissolved oxygen concentration ≤ 4 mg/dm³ the share of NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻ was ≤ 80 %, ≤ 6 and ≥ 14 % N_{inorg}, respectively, at 4—8 mg/dm³ — 60—80 %, 6—12 and 14—28 % N_{inorg}, and with further increase to 16 mg/dm³ their relative content was 18 %, 24 and 58 % N_{inorg}. The difference between the content of inorganic nitrogen and its various forms, as well as inorganic phosphorus in the water of the surface and bottom horizons was insignificant or did not exceed 2,5 times during the reverse temperature stratification in winter. In the formation of direct temperature stratification, from spring to autumn, the difference between the concentration of these forms of nitrogen and inorganic phosphorus between these layers was significant. The concentration of ammonium nitrogen and inorganic phosphorus increased markedly below the thermocline. The top three lakes (Mins'ke, Lugove and Ptashyne) were the most polluted compounds of inorganic nitrogen and phosphorus. The decrease in their concentration in the surface layer of water is due to assimilation by biota, and the increase in their content near the bottom — due to the inflow from the bottom sediments at oxygen deficiency and the formation of anaerobic conditions. The molar N : P ratio decreased from winter to autumn on average in the range of 16,0—5,7, which indicates an increase in the concentration of phosphorus in the water relative to nitrogen and the formation of favorable conditions for the development of blue-green algae. The concentration of dissolved silicon in the lake water ranged from 0,03 to 6,4 mg/dm³. The decrease in its content in the surface layer of water in the spring is due to assimilation by diatoms. The total content of DOM and their various groups underwent seasonal and spatial changes. The share of easily oxidizable organic compounds in the water of the upper three lakes was 15,8—55,3 %, and in the water of the lower lakes — 29,1—81,6 % of the total DOM content. The maximum values were typical for the summer season. The top three lakes are the most polluted with organic compounds. The concentration of natural DOM groups, in particular humic substances, carbohydrates and protein-like substances in the lake water ranged from 4,6—8,0 mg/dm³, 0,66—5,43 and 0,26—1,09 mg/dm³, amounting to in the total balance from 37,6 to 55,5 %, the rest were other groups of DOM, probably of anthropogenic origin.

Keywords: *water bodies in urban areas, lakes of the Opechen' system, inorganic nitrogen compounds, inorganic phosphorus, dissolved silicon, chemical oxygen demand, dissolved organic matter, stratification.*

Hydrobiological Journal

Number 4

2022

CONTENTS

General Hydrobiology

V.I. Shcherbak, N. Ye. Semenyuk & V.M. Yakushin. Phytoplankton structural and functional organization in a large lowland reservoir under conditions of global climate change (case-study of Kaniv water reservoir). 3

Fish-Husbandry Hydrobiology and Ichthyology

Y.K. Kutsokon, V.I. Yuryshynets, M.M. Shcherbatiuk, O.Yu. Marushchak, N.V. Zaichenko & V.S. Dupak. Alien fish species and their parasites of the Zdvyzh river: general characteristics, marker indicators, the monitoring scheme 28

Ecological Physiology and Biochemistry of Aquatic Animals

O.O. Pasichna, L.O. Gorbatiuk, M.O. Platonov, S.P. Burmistrenko, O.O. Godlevska & T.V. Vitovetska. Peculiarities of copper (II) and lead (II) influence on the pigment system of *Ceratophyllum demersum* L. 48

Mona M. Ismail & Nadia H. Noaman. Biochemical profile, nutritional value, and biological activities of *Arthrospira platensis* Gomont. 60

Hydrochemistry

V.A. Zhezherya, T.P. Zhezherya, P.M. Linnik, V.P. Osipenko & T.V. Yevtuch. Peculiarities of dynamics of certain elements of the hydrochemical regime of small waterbodies of urbanized territory: biogenic and organic substances. . . . 85

Індекс 74115

ISSN 0375-8990. Гідробіол. журн. 2022. Т. 58, № 4. 1–110

Гідробіологічний журнал. Т. 58, № 4, 2022